

УДК 502 (082.8)  
КП  
№ держреєстрації 0108U000671  
Інв.№

Міністерство освіти і науки України  
Сумський державний університет  
(СумДУ)  
40017, м.Суми, вул.Римського-Корсакова, 2; тел.330172

ЗАТВЕРДЖУЮ  
Проректор СумДУ  
д-р фіз.-мат. наук,  
\_\_\_\_\_ проф. А.М. Черноус

ЗВІТ  
ПРО НАУКОВО – ДОСЛІДНУ РОБОТУ

РОЗРОБКА ТЕОРІЇ ІНТЕГРАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ПОРЕЦИПІЄНТНИХ  
ПИТОМИХ ПОКАЗНИКІВ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОГО ЗБИТКУ ВІД  
ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ  
(заключний)

Начальник НДЧ  
к-т техн.наук, доц.

\_\_\_\_\_

В.А. Осіпов

Керівник НДР  
д-р ек.наук, проф.

\_\_\_\_\_

О.М. Теліженко

2010

Рукопис закінчено 30 грудня 2010р.

Результати цієї роботи розглянуто науковою радою СумДУ  
протокол № 4 від 25 листопада 2010 р.

## СПИСОК АВТОРІВ

Керівник теми, д.е.н., проф.	_____	О. Теліженко (заг. редакція, розділ 1, 3)
д.е.н., проф.	_____	О. Балацький (вступ, висновки)
д.е.н., проф.	_____	М. Соколов (редакція, розділ 3)
проф., к.е.н.	_____	В. Кислий (розділ 3)
проф., к.е.н.	_____	А. Жулавський (розділ 3)
к.е.н.	_____	В. Лук'янихін (розділ 1)
к.е.н.	_____	О. Лук'янихіна (розділ 1)
к.е.н.	_____	О. Древаль (розділ 3)
к.е.н.	_____	В. Грищенко (розділ 4)
к.е.н.	_____	О. Павленко (розділ 4)
асистент	_____	Ю. Тараненко (розділ 1)
асистент	_____	О. Панченко (розділ 2)
асистент	_____	М. Гуменний (розділ 2)
асистент	_____	О. Вишницька (розділ 1)
асистент	_____	В. Мартинець (розділ 2)
асистент	_____	Ю. Скиданенко (розділ 1)
асистент	_____	Ю. Опанасюк (розділ 3)
асистент	_____	І. Тимченко (розділ 2)

асистент	_____	Н. Байстриюченко (редакція, макетування)
здобувач	_____	В. Федірко (редакція, макетування)
аспірант	_____	А. Безуська (макетування)
аспірант	_____	К. Таранюк (розділ 1)
аспірант	_____	О. Каленська (розділ 1)
аспірант	_____	Ю. Алібекова (розділ 1)
аспірант	_____	Т. Бондар (розділ 1)
аспірант	_____	І. Грищенко (розділ 4)
студент	_____	Л. Коваленко (оформлення)
студент	_____	І. Єгоров (оформлення)

## РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 165 стор., 13 рис., 19 табл., 109 джерел.

**Об'єкт дослідження:** є пореципієнтні питомі показники еколого-економічного збитку від забруднення атмосферного повітря.

**Мета роботи** – розробка теоретичних, методологічних та методичних основ інтегральної оцінки пореципієнтних питомих показників еколого-економічного збитку від забруднення атмосферного повітря.

**Предмет дослідження** – сукупність економічних відносин, які виникають при оцінці еколого-економічного збитку від забруднення атмосферного повітря.

**Методи дослідження:** методи системно-структурного і порівняльного аналізу; формально-логічного аналізу; фундаментальні положення загальної економічної теорії, твори зарубіжних і вітчизняних вчених в області економіки регіону, економічна теорія сталого розвитку, теорії економічної оцінки ресурсів, основні положення теорії ефективності.

Головна ідея проекту полягає у можливості і необхідності вдосконалення механізму управління якістю атмосферного повітря на основі інтегральної оцінки та прогнозування пореципієнтних питомих показників еколого-економічного збитку.

**ЗБИТОК, АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ, ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА СИСТЕМА, РІВНОВАГА, ПИТОМІ ПОКАЗНИКИ, ІНТЕГРАЛЬНА ОЦІНКА, ПОРЕЦИПІЄНТНІ ЗБИТКИ**

## ЗМІСТ

Вступ .....	7
1 Визначення змісту та поняття «еколого-економічних ризиків» відповідно до суб'єктів сприйняття забруднення атмосферного повітря.....	9
1.1 Аналіз теоретичних підходів до визначення сутності та економічного змісту поняття «еколого-економічний ризик».....	9
1.2 Концепція "екологічного ризику" та готовності сплачувати за його зниження при формуванні принципів та методів оцінки економічних збитків.....	37
1.3 Дослідження впливу еколого-економічних ризиків на різні групи реципієнтів.....	44
2 Вдосконалення науково-методичних підходів до прогнозування макроекономічних показників в системі "економічне зростання – емісія забруднюючих речовин" .....	62
2.1 Аналіз сучасних теорій сталого розвитку в контексті підходів до прогнозування макроекономічних показників .....	62
2.2 Дослідження факторів, що впливають на характер залежності в системі "економічне зростання – емісія забруднюючих речовин" .....	73
2.3 Оцінка і прогнозування характеру залежності і системі "економічне зростання – емісія забруднюючих речовин" .....	85
3 Визначення ролі та місця показників еколого-економічного збитку в загальній системі управління якістю атмосферного повітря на міждержавному рівні .....	99
3.1 Вдосконалення теоретичних та науково-методичних підходів до управління керованою торгівлею емісійними сертифікатами .....	99
3.2 Модель рівноважної ціни емісійних сертифікатів з урахуванням рівня економічного розвитку країн-реципієнтів та рівня приведенного навантаження на комплекс реципієнтів .....	118
4 Вдосконалення системи керованої торгівлі емісійними сертифікатами,	

як ефективного інструменту управління якістю атмосферного повітря на міждержавному рівні .....	125
Висновки .....	151
Перелік посилань .....	153

## ВСТУП

Теорія економічного збитку як окрема складова економіки природокористування і охорони навколишнього середовища є достатньо опрацьованою. На основі теоретичних досліджень сформований відповідний інструментарій вартісної оцінки еколого-економічного збитку. Разом з тим до цього часу залишаються недостатньо дослідженими питання інтегральної оцінки пореципієнтних питомих показників економічного збитку. Недостатньо досліджені питання впливу збитків на формування "ланцюжків вартості" в системі "природні ресурси – природні умови – виробництво – споживання". В цьому відношенні актуальними є дослідження теоретико-методичних проблем подвійного рахунку та врахування фактору часу при оцінці еколого-економічного збитку.

Значний вклад у вирішення окреслених питань внесли такі зарубіжні вчені: М. Аманн, С. Аткинсон, К. Конрад, Г. Классен, С. Круитваген, А. Крупник, Г. Стинглер, Д. Симпсон, Д. Сонг, Т. Тиетенберг, Н. Шафик та ін. Значний вклад в дослідження взаємозв'язків між соціально-економічним розвитком і екологічними процесами внесли українські вчені: О.Ф. Балацький, Б.В. Буркинський, О.О. Веклич, Н.Г. Ковальова, Я.В. Коваль, Ю.П. Лебединський, В.С. Мищенко, Л.Г. Мельник, Є.В. Мішенин, І.В. Недін, В.О. Паламарчук, И.М. Синякевич, В.Г. Сахаев, В.М. Степанов, В.М. Трегобчук, Ю.Ю. Туница, А.М. Федорищева, М.А. Хвесик, С.К. Харичков, В.Я. Шевчук, А.В. Чупис та ін.

Головна ідея проекту полягає у можливості і необхідності вдосконалення механізму управління якістю атмосферного повітря на основі інтегральної оцінки та прогнозування пореципієнтних питомих показників еколого-економічного збитку.

Метою проекту є розробка теоретичних, методологічних та методичних основ інтегральної оцінки пореципієнтних питомих

показників еколого-економічного збитку від забруднення атмосферного повітря.

Основні завдання проекту:

- визначити змістовну сутність поняття "інтегрального еколого-економічного збитку";
- дослідити та визначити структурно-логічну побудову інтегрального пореципієнтного еколого-економічного збитку як складної, багаторівневої та динамічної системи;
- дослідити трансформацію факторів формування еколого-економічного збитку в умовах зміни форм власності;
- визначити та обґрунтувати принципи і методи оцінки складових пореципієнтного збитку;
- розробити принципи і методи формування інтегральної оцінки пореципієнтних показників еколого-економічних збитків;
- розробити методичні підходи до врахування фактору часу при інтегральній оцінці пореципієнтних показників еколого-економічного збитку.

Об'єктом дослідження є методичні підходи, принципи і методи оцінки пореципієнтних питомих показників еколого-економічного збитку від забруднення атмосферного повітря.

Предметом дослідження є сукупність економічних відносин, які виникають при оцінці еколого-економічного збитку від забруднення атмосферного повітря.

Методи дослідження: методи системно-структурного і порівняльного аналізу; формально-логічного аналізу; фундаментальні положення загальної економічної теорії, твори зарубіжних і вітчизняних вчених в області економіки регіону, економічна теорія сталого розвитку, теорії економічної оцінки ресурсів, основні положення теорії ефективності.



# 1 ВИЗНАЧЕННЯ ЗМІСТУ ТА ПОНЯТТЯ "ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ РИЗИКІВ" ВІДПОВІДНО ДО СУБ'ЄКТІВ СПРИЙНЯТТЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

## 1.1 Аналіз теоретичних підходів до визначення сутності та економічного змісту поняття "еколого-економічний ризик"

Життя сучасної людини в суспільстві пов'язано з численними небезпеками. У сфері виробництва, транспорту, у навколишньому природному середовищі завжди відбуваються події, що завдають чи можуть завдати шкідливого впливу на здоров'я людини або можуть стати причиною його смерті. Тому життя "без небезпеки" - це некоректна ідеалізація, а термін безпеку слід розуміти як систему заходів щодо захисту від небезпеки, як можливість управляти небезпеками, уміння попереджати й запобігати небезпечним ситуаціям [37].

Поняття " безпеки" тісно пов'язане з різними видами збитку, з можливими негативними наслідками.

**Екологічна безпека** - це:

- сукупність дій, станів і процесів, які чи прямо побічно не приводять до серйозних збитків ,що задаються природному середовищу, окремим людям і людству загалом;

- відсутність дій ,станів і процесів, які чи прямо побічно викликають суттєвий збиток для оточуючого середовища, населення матеріальних об'єктів.

- сукупність певних властивостей навколишнього середовища і створюваних цілеспрямованою діяльністю людини розумів , за яких з урахуванням економічних, соціальних чинників і науково обґрунтованих допустимих навантажень на об'єкт біосфери утримуються на мінімально можливому рівні ризику антропогенний вплив на навколишнє природне

середовище і негативні зміни, що відбуваються в ньому, забезпечується збереження здоров'я життєдіяльності людей і виключаються віддалені наслідки цього впливу для теперішнього та наступних поколінь[82].

Екологічна безпека виступає як заперечення екологічної загрози, що виявляється в локальних регіональних і глобальних масштабах. Забезпечення екологічної безпеки-це основний спосіб вирішення екологічних проблем, що гарантує громадянам України розвиток і проживання в біосфері сумісній формі.

Центральне місце в сучасній стратегії боротьби з природними небезпеками займає розробка наукових технологій оцінки природних ризиків. Оцінка ризику дозволяє вирішувати комплекс життєво важливих проблем стійкого розвитку суспільства, а саме:

- розробляти нормативні документи і законодавчі акти по регулюванню господарського використання територій;
- вести цілеспрямоване інвестування заходів щодо зниження загроз від небезпечних природних явищ;
- планувати створення системи попередження і реагування на природні небезпеки.

Процедура по оцінці ризиків включає виконання ряду послідовних операцій, а саме:

- ідентифікацію небезпеки;
- прогнозування небезпеки;
- оцінку вразливості;
- оцінку ризику.

Ризик-аналіз починається з ідентифікації природних небезпек і їх оцінки. Необхідно визначити вірогідність прояву (або повторюваність) тієї або іншої небезпеки для певної території за заданий проміжок часу.

Другим етапом аналізу ризику є оцінка вразливості людей і об'єктів техносфери. Вразливість характеризує властивість будь-яких об'єктів

соціальної і матеріальної сфер повністю або частково втрачати здібність до виконання своїх природних або заданих функцій в результаті прояву небезпечного явища або процесу. Оскільки ризик пов'язаний із збитком, спричиненим території або об'єкту, то його величина залежить від ступеня небезпеки (інтенсивності) процесу і ступеня вразливості території (об'єкту), на які впливає процес.

Вразливість визначається величиною втрат, викликаних протягом часу, що фіксується, дією процесу певної інтенсивності на територію (об'єкт) з певним станом і властивостями. Зміна вразливості території (об'єкту) залежить ще і від циклів природних процесів, що впливають на посилення або ослаблення ризику загибелі людей і ін. Це: цикли сонячної активності; річні цикли, пов'язані із зміною пір року; добові цикли.

Флуктуація вразливості залежно від технічних чинників пов'язана з рівнем інженерного захисту від небезпечних процесів, зміною стану будівель (споруд) в часі, варіацією стану і положення в просторі предметів устаткування і побуту, їх пожежонебезпекою і т. ін.

При обліку впливу на зміну вразливості територій (об'єктів) в часі соціальних чинників виділяються відносно залежні і відносно незалежні чинники. Ті та інші взаємозв'язані з природними і технічними чинниками вразливості. До відносно залежних належать такі чинники як добова і сезонна внутрішньоміська міграція населення, психологічна готовність людини до дії небезпечного процесу. До відносно незалежних соціальних чинників відносяться: організаційна готовність суспільства до небезпечного процесу; готовність спеціальних рятувальних і медичних підрозділів; наявність фінансових і матеріальних резервів і т. ін.

Вразливість є найбільш істотною складовою ризику в аспекті його зниження, оскільки управління небезпечними процесами, в основному, обмежується в даний час, пасивним інженерним захистом, головним чином на локальному рівні взаємодії небезпеки і вразливості. Через це оцінки

вразливості відносяться до найважливішої частини сценаріїв реалізації ризику. Таким чином, проблеми управління ризиком зводяться, в основному, до управління вразливістю територій (об'єктів) при дії небезпечних процесів [33].

Таблиця 1.1 – Основні індикатори вразливості від надзвичайної ситуації

Категорії вразливості	Основні індикатори
Економічні	ВВП, індекс бідності, сума запозичених засобів (питома вага експорту товарів та послуг), інфляція, споживчі ціни, безробіття.
Якість навколишнього середовища	Ліс, відсоток орних земель, відсоток зрошування земель, рівень забруднення повітря
Демографічні	Ріст населення, ріст міського населення, вікове співвідношення.
Здоров'я населення	Якісна вода, кількість лікарів, кількість лікарень; тривалість життя чоловіків та жінок; рівень смертності.
Політичні	Індекс корумпованості.
Освіта	Відсоток освіченості, відсоток людей із середньою освітою.
Розвиток	Людський індекс розвитку.
Ризик	Кількість людських втрат від природних катастроф.

Знаючи вірогідність прояву природної небезпеки і величину можливої вразливості можна оцінити природний ризик для території, що вивчається.

$$P = \frac{P_{(c)} H U}{100\%}, \quad (1.1)$$

де  $P$  – величина ризику природної катастрофи;

$P_{(c)}$  - річна вірогідність ризикового випадку (частота і сила небезпеки);

$H$  – частка населення, яка підлягає впливу небезпеки;

$U$  - вразливість, що залежить від соціо - політико - економічного потенціалу даної території.

Отримуваний таким чином кількісний показник природного ризику - це імовірна величина, що характеризує можливу загибель і каліцтво людей, а також можливі матеріальні втрати (економічний збиток) в результаті розвитку окремих видів (диференційований ризик) або декількох видів небезпек (інтегральний ризик).

Там де немає людей і об'єктів економіки, навіть при дуже високому рівні природної небезпеки природний ризик рівний нулю (якщо не враховувати екологічні збитки), і, навпаки, в густонаселених районах з дуже насиченою інфраструктурою, навіть не дуже інтенсивні природні явища можуть давати високі величини природних ризиків.

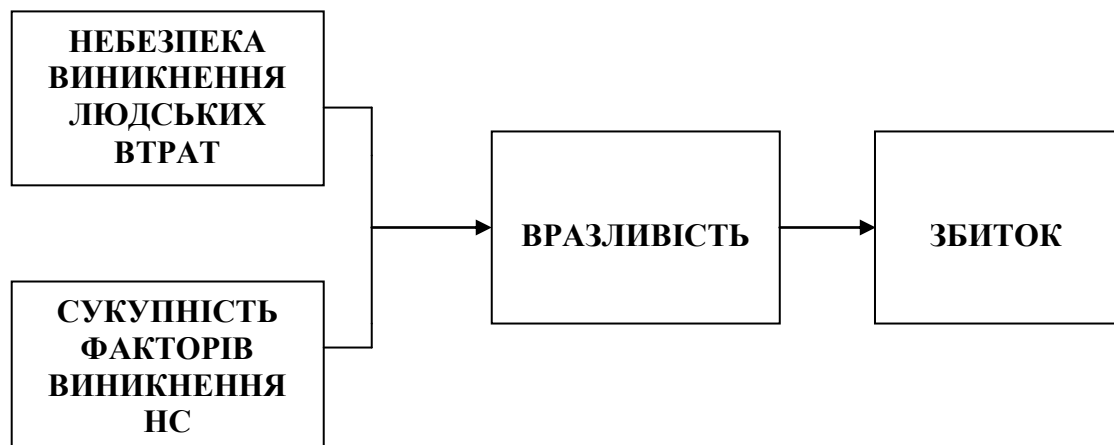


Рисунок 1.1 – Виникнення збитку від природних катастроф

Вагомою складовою ризику є соціально – економічний потенціал території. За своїм соціально – економічним змістом економічний потенціал пов'язаний з такими економічними категоріями, як національне багатство, виробничі потужності, матеріально-технічна база тощо. Для використання загальнометодичних принципів визначення складу, структури та величини потенціалу конкретної території необхідно застосувати комплексний аналіз ситуації, що склалася, враховуючи економічну, екологічну, соціальну і політичну сферу, що дозволить

врахувати всі умови та фактори, які впливають на якість, побудову і оптимальне використання потенціалу території [88].

Знаючи всі складові, що сприяють виникненню збитку, можна визначити його за формулою:

$$Z_6 = CPPI^\alpha, \quad (1.2)$$

де  $Z_6$  – економічний збиток, грн;

$C$  – коригувальний коефіцієнт, який визначається по виду катастрофічного ризику;

$P$  – величина ризику;

$I$  – соціально – економічний потенціал, грн;

$\alpha$  – ехр  $I$ , яка визначає ступінь впливу соціально – економічного потенціалу на збиток.

Розвиток підходів розрахунку збитку від природних катастроф та оцінки їх ризиків є ключовим моментом вирішення проблеми надзвичайних ситуацій. Діяльність по зниженню природних ризиків слід розглядати як специфічний вид суспільної безпеки. Ключову роль в управлінні ризиками повинна займати держава. При цьому необхідний системний підхід, що знаходить свій вираз в економічній, соціальній, інформаційній політиці; у регулюванні страхової діяльності і т.д. У той же час, ефективний результат може бути досягнутий тільки за умови дієвого соціального партнерства держави з громадянами і підприємницьким співтовариством.

В останні роки в Україні пріоритети в природоохоронній політиці, засновані на обліку ГДК і інших норм і нормативних впливів на природу, переглядаються. Причина: невисока ефективність нормативного підходу через можливість суб'єктивного підходу до "норми" і маніпулювання цим поняттям. У зв'язку із цим в основу державної екологічної політики в

умовах прогресуючого забруднення поступово закладається концепція екологічного ризику.

Узагальнюючим показником екологічної безпеки є екологічний ризик. Нині існує декілька визначень терміну " екологічний ризик".

Кількість робіт з проблем оцінки ризику постійно збільшується. Не дивлячись на таку різноманітність і велику кількість інформації у вказаній області дана проблема є недостатньо дослідженою. Тому й виникає необхідність вдосконалення оцінки ризику та розробки методики його визначення.

Трактування поняття "ризик" залежно від області його застосування можуть в деякій мірі відрізнятися один від одного. На думку Горського В.Г. і ін., ризик - це "двовимірна величина", що включає, як вірогідність настання небажаної випадкової події, так і пов'язані з нею втрати [11].

У публікаціях звертається увага на подвійне трактування поняття ризику в різних розділах прикладної математики. Перше трактування (назвемо його апріорним) відоме з теорії рішень і визначає ризик як вірогідність появи несприятливої події. Друге - відоме з теорії ігор і трактує ризик кількісно як "максимальний збиток, нанесений цією ж подією" [54]. Згідно першого трактування, область інтересів теорії ризику визначається питаннями порівняння імовірнісних величин.

Згідно другого - математичне очікування функції втрат якого-небудь суб'єкта при грі з природою.

У роботах Шахова В.В., поняття ризику розглядається стосовно страхування, не акцентується увага на вказаній вище подвійності його трактування. Він відзначає, що ризик - це гіпотетична можливість настання збитку [86]. Вважається, що у разі настання якоїсь небажаної події збиток матиме певну величину і вже потім визначається вірогідність спричинення цього збитку. Таким чином, в страхуванні ризик розглядається як імовірнісний розподіл. Вимірювання ризику проводиться математичним

шляхом за допомогою застосування теорії вірогідності і закону великих чисел. По своїй суті ризик є подією з негативними, особливо невігідними економічними наслідками, які, можливо, стануться в майбутньому в якийсь момент у невідомих розмірах [33].

На нашу думку, необхідно виділяти і розрізняти поняття - "ризик" і "небезпека". Термін "ризик" означає очікувані втрати від певної небезпеки в деякому майбутньому періоді. Небезпека може бути визначена як потенційна загроза людству і його добробуту.

Таким чином, ризик реалізується через збиток, набуваючи конкретних і вимірних форм. Ризик і збиток пов'язані з перетворюючою природою діяльністю людини. Найбільший соціальний і економічні збитки виявляються через ризики ще не досліджені людиною, через ризики, причини прояву яких ще не розкриті. До таких ризиків слід віднести катастрофічні ризики.

У цю ж групу включаються ризики виникнення цунамі, ураганів і інших проявів стихійних сил природи. Причиною виникнення катастрофічних ризиків може бути і діяльність людини (наприклад, аварія на Чорнобильській АЕС).

Відповідно до міжнародної класифікації катастрофічні ризики поділяють на місцеві (ендемичні), такі, що відбуваються під впливом метеорологічних чинників і умов, і ризики, обумовлені якісним станом земельних ресурсів (наприклад, ерозія ґрунтів). Особливо при цьому виділяють ризики, пов'язані з перетворюючою діяльністю людини.

Згідно класифікації німецького вченого Х. Майера, наведеною В.В. Шаховим, катастрофічні ризики необхідно поділяти на дві групи [86]:

- 1) землетруси, зсуви землі (обвали, тріщини земної поверхні, каменепади і ін.), повені, бурі;

- 2) епідемії і нові хвороби людини, що ослабляють дію застосування нових лікарських препаратів на організм людини.



Певне визнання отримала і класифікація катастрофічних ризиків американського вченого Е. Фрея. Він підрозділяє катастрофічні ризики на чотири групи:

- 1) атмосферно обумовлені катастрофічні ризики (бурі, градобої, снігопади, схід сніжної лавини, обмерзання і т. ін.);
- 2) геологічно обумовлені катастрофічні ризики (землетруси, виверження вулканів, зсув ділянок земної кори, повені, селі і т. ін.);
- 3) катастрофічні ризики, обумовлені перетворюючою діяльністю людини;
- 4) катастрофічні ризики, обумовлені хворобами (епідемії, епізоотії, інтоксикації і т. ін.).

В науковій літературі наводиться багато визначень екологічного ризику. Наведемо деякі з них.

В страхуванні під ризиком розуміють як ймовірність виникнення небажаної раптової події, так і пов'язані з нею втрати [33]. В екології втрати, які виникли внаслідок катастрофи називають еколого-економічним збитком.

В ДСТУ 2156-93 дається таке визначення ризику: екологічний ризик – це імовірність негативних наслідків від сукупності шкідливих впливів на навколишнє середовище, які спричиняють незворотну деградацію екосистем.

За Тлумачним словником з охорони природи: екологічний ризик - це ймовірність виникнення негативних змін довколишнього середовища або можливість цих змін, що виникають внаслідок негативної антропогенної дії на навколишнє середовище . Це визначення не зовсім точне, бо катастрофи можуть виникати як в наслідок аварій (тобто подій обумовлених діяльністю людства), так і бути спричинені суто стихійними явищами природи.

Інше визнання ризику дає Олейник Д.А. Він вважає, що екологічний ризик – це ймовірність зміни або руйнування (загибелі) екологічного об'єкту (кампанії, підприємства) внаслідок змін в наавколишньому середовищі [49]. Це визначення, на відміну від попереднього, не враховує пригноблювальний вплив діяльності людини на довкілля.

Отже, під екологічним ризиком слід розуміти ймовірність виникнення негативних змін навколишнього середовища або можливість цих змін, внаслідок впливу природних стихій або антропогенного впливу людини.

При аналізі екологічного ризику звичайно використовуються припущення, запропоновані відомим американським експертом Б. Берлимером:

- 1) втрати від ризику не залежать одна від одної;
- 2) втрата за одним напрямком діяльності не обов'язково збільшує імовірність втрат за іншим, за винятком форс-мажорних обставин;
- 3) максимально можливий збиток не повинен перевищувати фінансових можливостей учасника [49].

Аналіз ризиків звичайно проводять з використанням двох основних методів: якісного і кількісного.

Якісний аналіз дозволяє визначити фактори і потенційні області ризику, виявити можливі його види. Кількісний аналіз спрямовано на те, щоб кількісно розрахувати ризики, провести їх аналіз та порівняння.

При кількісному аналізі ризику застосовують декілька методів. В даний час найбільш розповсюдженими з них є :

- статистичний метод;
  - аналіз доцільності витрат;
  - метод експертних оцінок;
  - аналітичні методи;
- метод аналогій [33].

**Екологічний ризик** – імовірність , негативних змін під впливом сукупності шкідливих впливів на навколишнє природне середовище , що призводять до незворотної деградації екосистеми.

У законі України " Про зону надзвичайної екологічної ситуації" ,( 13 липня 2000 року) закріплено поняття негативних змін у навколишньому природному середовищі - втрати, виснаження чи знищення окремих природних комплексів і ресурсів, унаслідок надмірного забруднення навколишнього середовища, руйнівного впливу стихійних сил, природних та інших факторів, що обмежують чи виключають можливість життєдіяльності людини і здійснення господарської діяльності в цих умовах [23].

Шкода природному середовищу при різних антропогенних і стихійних впливах, мабуть, неминучий, однак він повинен бути зведений до мінімуму й бути економічно виправданим. Будь-які господарські або інші рішення повинні прийматися з таким розрахунком, щоб не перевищувати межі шкідливого впливу на природне середовище. Установити Ці межі дуже важко, оскільки пороги впливу багатьох антропогенних і природних факторів невідомі. Тому розрахунки екологічного ризику повинні бути імовірнісними й різноманітними, з виділенням ризику для здоров'я людини й природного середовища.

Аналіз ризику в екології включає такі етапи:

1. Оцінка ризику, що спрямована на ідентифікацію й кількісне вираження ризиків, що є наслідком створення й експлуатації об'єктів. Основним результатом повинні бути кількісні значення наслідків, наприклад, збільшення захворюваності або смертності і їхні імовірнісні розподіли в застосуванні до різних груп населення, що піддається даному шкідливому впливу.

2. Аналіз ризиків, що має своєю метою порівняння кількісних величин ризиків.

3. Управління ризиком, що передбачає перевід аналітичних результатів оцінки ризику в організаційно-технічні рішення. Ціль управління ризиком складається у визначенні черговості рішень проблем ризику, знаходження засобів підвищення безпеки й в оптимальному розподілі ресурсів на безпеку.

У загальному випадку ризик можна виразити як

$$\text{Ризик} = \text{Імовірність} \cdot \text{Наслідки (Збиток)} \quad (1.3)$$

Оцінці припустимого екологічного ризику останнім часом приділяється усе більше й більше уваги, особливо при прийнятті рішень про вкладення інвестицій у те або інше виробництво. При цьому у випадку антропогенного впливу враховуються наступні правила припустимого екологічного ризику:

- 1) неминучість втрат у природному середовищі;
- 2) мінімальність втрат у природному середовищі;
- 3) реальна м можливість відновлення втрат у природному середовищі;
- 4) відсутність шкоди здоров'ю людини й незворотність змін у природному середовищі;
- 5) домірність екологічної шкоди й економічного ефекту.

Розрізняють три головні складові екологічного ризику:

- оцінка стану здоров'я людини й можливого числа жертв;
- оцінка стану біоти (у першу чергу фотосинтезуючих організмів) по біологічних інтегральних показниках;
- оцінка впливу забруднюючих речовин, техногенних аварій і стихійного лиха на людину й навколишнє природне середовище.

Так, наприклад, оцінка ризику стихійних лих повинна включати, по В. И. Осипову [50] , розрахунки можливого числа загиблих і

постраждалих людей, а також економічних втрат. Спочатку збирають фактичні дані про природні небезпеки на території, що досліджується, далі визначають їх самі небезпечні типи й частоту прояву, потім складають карту (або серію карт), що відображають імовірність розвитку небезпечних процесів. Крім оцінки ризику необхідно організувати й управління ризиком, що припускає прийняття цілого комплексу рішень (політичних, соціальних, технічних й економічних), спрямованих на зниження величини ризику : до прийняттого рівня. На основі аналізу природних небезпек і уразливості середовища, виконаного разом із проєктувальниками, економістами й соціологами, оцінюють ризик і складають карти ризику. Ці карти, де зазначені території ; різного ступеня ризику, допомагають ефективно вирішувати питання управління ризиком і планування соціально-економічного розвитку регіону (області, району, міста).

Будь-яке перевищення меж припустимого екологічного ризику на окремих виробництвах повинне припинятися за законом. Із цією метою обмежують або припиняють діяльність екологічно небезпечних виробництв, а на стадіях прийняття рішень. Припустимий екологічний ризик оцінюють за допомогою державної екологічної експертизи й у випадку його перевищення, представлені для узгодження матеріали, відхиляють.

Механізми управління ризиком в Україні ще недостатньо розроблені. У науці ставиться завдання визначити залежність " витрати-ризик", що характеризує зниження рівня ризику за умови використання різних технічно можливих способів задоволення вимог, і вибрати з цих способів той , який забезпечує при рівні завданому ризику найменші сукупні витрати.

До категорії , що характеризують економічний аспект екологічної безпеки і належать такі [31].

1. **Економічні витрати** від забруднення навколишнього природного середовища складаються з двох частин - економічного збитку від забруднення навколишнього природного середовища та пов'язаних з цим процесом додаткових компенсаційних витрат:

- **економічні збитки** від забруднення навколишнього природного середовища розглядають як вартість, що не була вироблена в результаті відсутності робочої сили, зниження продуктивності праці тощо;

- **додаткові та компенсаційні витрати** - витрати суспільної праці для усунення або зменшення санітарних, соціальних та інших наслідків погіршення стану навколишнього природного середовища, включати витрати, пов'язані з порушенням виробничих чинників.

2. **Суспільні витрати**, пов'язані з проблемами навколишнього середовища, поділяють на дві основні групи:

- витрати на додаткову компенсацію негативних наслідків забруднення навколишнього природного середовища;

- витрати на боротьбу із забрудненням навколишнього природного середовища.

В широкому розумінні поняття екологічного збитку дає Глухов В.В. та Лисочкина Т.В. Екологічний збиток - це зміна корисності довколишнього середовища внаслідок його забруднення, яке виражається у вигляді витрат суспільства, пов'язаних із зміною довколишнього середовища [10].

В страхуванні, збиток – це матеріальний збиток, що зазнав страховник внаслідок виникнення страхового випадку [33].

Інше визначення дає Кононенко О.Ю. З його точки зору, екологічний збиток – поняття, що відбиває негативні кількісні і якісні зміни в таких об'єктах, як суспільство, соціальна група, компанія, які наступають в результаті реалізації екологічного ризику [34]. Це визначення не враховує складові екологічного збитку.

В економіці більш прийнятливим є визначення не екологічного, а еколого-економічного збитку. Тобто такого збитку, що піддається економічній оцінці.

Козьменко С.М. пропонує наступне визначення еколого-економічного збитку. Це збитки, що полягають у: втраті або погіршенні властивостей матеріальних благ, втраті (недоотриманні) потенційних благ при вкладених інвестиціях, втраті (недоотриманні) не інвестиційних потенційних благ, додаткових витратах на компенсацію втрат, неможливості раціонального використання ресурсів та ін. Але це визначення не враховує непрямі витрати на природокористування, лікування населення тощо [33].

Більш точне на нашу думку таке визначення, еколого-економічний збиток – це фактичні і можливі збитки в їх кількісному і якісному виразі, включаючи додаткові витрати на ліквідацію несприятливих наслідків для життєдіяльності людей, тварин, рослин і інших живих організмів, викликаних порушенням нормативів якості навколишнього природного середовища, в результаті негативних дій господарського і інших видів діяльності, техногенних аварій і катастроф. Це визначення враховує всі складові збитків, що підлягають оцінці.

Кількісно величина економічного збитку від забруднення довколишнього природного середовища може бути визначена прямим та непрямим розрахунком.

До методів прямого розрахунку відносяться:

1. метод контрольного (умовно-чистого) району;
2. математичне моделювання (включаючи методи багатofакторного аналізу);
3. комбінований метод [33].

Кожний з цих методів має як переваги, так і недоліки. Розглянемо їх докладніше.

Метод контрольного району заснований на прямому, безпосередньому зіставленні та аналізі показників, що характеризують негативні наслідки дії забруднення на реципієнтів в контрольному (умовно чистому) районі та зоні джерела забруднення (підприємства, де відбулася катастрофа). Перевагою цього методу є те, що визначається фактична, а не прогнозована оцінка збитку. До недоліків методу відносять необхідність обробки дуже великого обсягу інформації та неможливість прогнозування екологічних збитків від тієї чи іншої аварійної ситуації.

Найбільш поширеними методами багатофакторного аналізу є методи кореляційного і регресивного аналізу. Як правило, регресійний аналіз проводиться одночасно з кореляційно-регресійним. Головне його призначення полягає в тому, щоб одержати рівняння регресії. Потім вони використовуються як модель зміни величини збитку при зміні інтенсивності дії включених в нього чинників довколишнього природного середовища. Практичне використання методу математичного моделювання для оцінки збитку потребує подолання ряду принципових труднощів інформаційного і обчислювального характеру через необхідність мати довгі динамічні ряди даних про забруднення довкілля і його вплив на реципієнтів.

Комбінований метод розрахунку економічного збитку від забруднення довколишнього природного середовища (емпіричний метод) полягає в тому, що інформація про залежність збитку від різних видів забруднень, яка зібрана за допомогою перших двох методів переноситься на однорідні об'єкти. У цьому випадку оцінка проводиться на основі урахування питомих збитків [2, 84].

До методів непрямого розрахунку збитку від катастроф належать методи оцінки пофакторного та пореципієнтного збитків .



Пофакторний метод включає комплексну оцінку збитку за основними чинниками: атмосферне повітря, поверхневі та підземні води, поверхневі землі та ґрунт.

За допомогою пореципієнтного методу розраховують збитки, завдані основним реципієнтам впливу: збиток від втрати життя і здоров'я населення, від руйнування та ушкодження основних засобів виробництва, від вилучення із обігу або погіршення сільськогосподарських угідь, від втрат у рибному хазяйстві, лісному хазяйстві, від знищення або погіршення якості рекреаційних ресурсів та збиток природно-заповідному фонду .

До складу еколого-економічного збитку за методикою розрахунків, що затверджена законодавством України входять основні локальні збитки. До них включають втрати від:

- втрати життя та здоров'я населення ( $H_p$ );
- руйнування та пошкодження основних фондів, знищення майна та продукції ( $M_p$ );
- невироблення продукції внаслідок припинення виробництва ( $M_n$ );
- вилучення або порушення сільськогосподарських угідь ( $P_{ст}$ );
- втрати тваринництва ( $M_{тв}$ );
- втрати деревини та інших лісових ресурсів ( $P_{лр}$ );
- втрати рибного господарства ( $P_{рг}$ );
- знищення або погіршення якості рекреаційних зон ( $P_{рек}$ );
- забруднення атмосферного повітря ( $A_\phi$ );
- забруднення поверхневих і підземних вод та джерел, внутрішніх морських вод і територіального моря ( $B_\phi$ ).
- забруднення земель несільськогосподарського призначення ( $Z_\phi$ );
- збитки, заподіяні природно-заповідному фонду ( $P_{пзф}$ ).

Розглянемо докладніше процедуру розрахунку складників збитку за цією методикою.

Перше що кидається в очі, що в методиці [45] окрім пореципієнтних збитків враховуються також пофакторні. Це збитки від забруднення атмосферного повітря, забруднення поверхневих і підземних вод та джерел, внутрішніх морських вод і територіального моря, забруднення земель несільськогосподарського призначення та ін. Пофакторні збитків розраховуються однаково за обома методиками і такий підхід є доцільним. Однак, при розрахунку загальної величини збитку від НС з використанням пофакторних та пореципієнтних збитків необхідно виключити ефект подвійного рахунку.

Збитки від втрати людського життя та здоров'я населення визначаються так:

$$H_p = \sum B_{\text{тг}} + \sum B_{\text{дп}} + \sum B_{\text{втг}}, \quad (1.4)$$

де  $\sum B_{\text{тг}}$  - витрати від вибуття трудових ресурсів з виробництва;

$\sum B_{\text{дп}}$  - витрати на виплату допомоги на поховання;

$\sum B_{\text{втг}}$  - витрати на виплату пенсій у разі втрати годувальника.

В цій формулі враховуються лише збитки від втрати життя людей. Щоб врахувати збитки від втрати здоров'я населення у формулу (1.4) необхідно додатково ввести ще й показник витрат на медичне обслуговування, як це зроблено в [9]. Крім цього в методиці [9] враховане недоодержання національного доходу або прибутків в результаті невиходу працівників на роботу. Ми вважаємо, що цей показник краще ввести при розрахунку збитків від втрати промислової продукції.

Нами також пропонується ввести такий новий показник, як збитки майбутніх поколінь. Це пов'язано з тим, що великі катастрофи техногенного характеру призводять до порушень природного середовища, що в свою чергу може призвести до патологічних відхилень у вагітних жінок та погіршення здоров'я майбутніх дітей, а також вплинути на генофонд населення. Введення цього показника добре узгоджується з ідеєю стійкого розвитку суспільства і є найбільш актуальним для аварій з викидом радіоактивних забруднень.

Отже збиток від втрати життя населення на нашу думку повинен виглядати так:

$$H_p = \sum B_{ТГ} + \sum B_{ДП} + \sum B_{ВТГ} + \sum B_{МО} + \sum B_{МП}, \quad (1.5)$$

де  $\sum B_{МО}$  - витрати на медичне обслуговування населення;

$\sum B_{МП}$  - витрати на компенсацію збитків майбутніх поколінь.

Відомо, що збиток від руйнування основних фондів розраховується за формулою (1.6):

$$M_p = \Phi_v + \Phi_r + П_p + П_{рс} + C_n + M_{ДП}, \quad (1.6)$$

де  $\Phi_v$  - збитки від руйнування та пошкодження основних фондів виробничого призначення;

$\Phi_r$  - збитки від руйнування та пошкодження основних фондів невиробничого призначення;

$П_p$  - збитки від втрат готової промислової та сільськогосподарської продукції;

$П_{рс}$  - збитки від втрат незібраної сільськогосподарської продукції;

$C_n$  - збитки від втрат запасів сировини, напівфабрикатів та проміжної продукції;

$M_{дг}$  - збитки від втрат майна громадян та організацій.

В цій формулі показник  $P_p$  враховує собівартість та кількість продукції, що була втрачена внаслідок катастрофи. Ми пропонуємо включити в цей показник також втрати продукції внаслідок невиходу на роботу постраждалих робітників.

Тоді цей показник може бути представлений так (1.7):

$$P_p = \sum(C \cdot q_a) + \sum(C \cdot q_{нв}), \quad (1.7)$$

де  $C$  – собівартість продукції;

$q_a$  – кількість втраченої продукції внаслідок техногенної аварії;

$q_{нв}$  – кількість недоодержаної продукції внаслідок невиходу робітників на роботу.

Ця кількість може бути розрахована за нарядами окремого робітника або за середнім виробітком працівників за визначений період часу.

Розрахунок збитків від вилучення або порушення сільськогосподарських угідь в [45] проводиться за формулою:

$$P_{C/Г} = P_{C/Г1} + P_{C/Г2}, \quad (1.8)$$

де  $P_{C/Г1}$  - збитки від вилучення сільськогосподарських угідь з користування;

$P_{C/Г2}$  - збитки від порушення сільськогосподарських угідь.

В методиці [45] враховується також збиток від неотримання продукції рослинництва  $Z_p$  та збиток від втрат продукції тваринництва  $Z_T$ . Однак, в [9] перший показник  $Z_p$  вводиться при розрахунку збитків від руйнування основних засобів, а показник  $Z_T$  враховується при розрахунку збитків від втрат тваринництва (див. нижче). Ми вважаємо це доцільним.

Збитки від втрат тваринництва розраховуються в [45] за формулою (1.9):

$$M_{TB} = B \cdot N, \quad (1.9)$$

де  $M_{TB}$  - розмір збитків, тис. гривень;

$B$  - вартість 1 тонни живої ваги постраждалб[ тварин за середніми цінами, які склалися на підприємстві, що зазнало втрат у період, який безпосередньо передував надзвичайній ситуації (НС);

$N$  - загальна вага постраждалих тварин.

В методиці [9] замість вартості  $B$  присутні показники поголів'я худоби та зниження продуктивності тварин, але істотно формула розрахунку не змінена.

Розрахунок збитків від втрати деревини та інших лісових ресурсів проводиться в [45] за формулою (1.10):

$$P_{л/г} = P_{л/г1} + P_{л/г2} + P_{л/г3}, \quad (1.10)$$

де  $P_{л/г1}$  - збитки від знищення лісу та вилучення земельних ділянок лісового фонду для цілей, не пов'язаних з веденням лісового господарства;

$P_{л/г2}$  - збитки від пошкодження лісів;

$P_{л/г3}$  - розмір збитків у разі переведення лісів у менш цінну групу.

За методикою [9] до збитків від втрати деревини та інших лісових ресурсів входить ще один показник: втрати від зниження приросту деревини, і ми вважаємо, що цей показник дійсно потрібно включити до розрахунку цього виду збитків. Також на нашу думку до розрахунку необхідно включити збиток від недоотримання продукції деревообробних комбінатів.

Тоді формула (1.10) буде мати наступний вигляд (1.11):

$$P_{л/з} = P_{л/з1} + P_{л/з2} + P_{л/з3} + P_{нд} + P_{м}, \quad (1.11)$$

де  $P_{нд}$  - збитки від зниження приросту деревини;

$P_{м}$  - збитки від недоотримання продукції деревообробних комбінатів

Розрахунок збитків рибного господарства в [45] проводиться окремо по кожному виду продукції спочатку в натуральному виразі, а потім переводиться в вартісний вигляд.

Отже, збитки рибному господарству розраховуються за формулою (1.12):

$$P_{р/з} = Ц \cdot N + \sum_1^5 N_i \cdot Ц_i, \quad (1.12)$$

$N$  - прямі збитки рибному господарству в натуральному виразі;

$N_1$  - збитки від втрати потомства в натуральному виразі;

$N_2$  - збитки від загибелі кормових організмів для планктону в натуральному виразі;

$N_3$  - збитки від загибелі кормових організмів для бентосу в натуральному виразі;

$N_4$  - збитки від втрат нерестовищ в натуральному виразі;

$N_5$  - збитки від втрати потомства в натуральному виразі.

В даному формулюванні незрозуміло чим відрізняються показники  $N_1$  та  $N_5$ . Отже пропонується змінити назви цих показників.  $N_1$  – це збитки від недоотримання потомства через загибель виробників, тоді як  $N_5$  – збитки від втрати потомства через втрату плідників.

В [45] збиток рибному господарству складається з тих самих показників, але вони розраховуються дещо інакше.

В Типовій методиці [9] враховується ще один показник – збитки через зниження товарних якостей риби (зміна окрасу, неприємний запах, присмак). Але на нашу думку цей показник дуже важко піддається розрахунку, тому ми не вважаємо доцільним включати його в розрахункову формулу.

В [9] одним з реципієнтів виступає житлово-комунальне господарство (ЖКГ), тоді як в [45] цей показник не враховується. На нашу думку при деяких техногенних катастрофах житлово-комунальному господарству наноситься великий збиток і їм не можна знехтувати при розрахунках.

Отже за методикою [9] збитки ЖКГ розраховуються за формулою (1.13):

$$P_{ЖКГ} = P_{np} + P_m + P_{жс} + P_{\delta} + P_{зн}, \quad (1.13)$$

де  $P_{np}$  - витрати на прибирання додаткового пилу, що випав;

$P_m$  - додаткові експлуатаційні витрати міського суспільного транспорту;

$P_{жс}$  - витрати на додатковий ремонт житлового фонду та інших елементів міста;

$P_{\sigma}$  - витрати на додаткові побутові послуги;

$P_{zn}$  - збиток, що був нанесений зеленим насадженням міста.

На нашу думку, показник  $P_{np}$  потрібно враховувати при вибухах, пожежах, руйнуванні споруд, але він повинен бути трансформований не тільки для пилу, а для будь-яких матеріальних забруднень території. Також необхідно враховувати витрати на заробітну плату робітникам, що розбирають завали, додаткову зарплату двірникам та затрати на прибиральну техніку (що враховує витрати на пальне та зношення устаткування). Отже показник втрат на прибирання матеріальних забруднень за нашою думкою повинен розраховуватися за формулою (1.14):

$$P_{np} = Z_p + ДЗ_{\sigma} + Z_T, \quad (1.14)$$

де  $Z_p$  - заробітна плата робітникам, що розбирають завали та ін;

$ДЗ_{\sigma}$  - додаткова зарплату двірників;

$Z_T$  - затрати на експлуатацію прибиральної техніки.

Показник  $P_{\sigma}$  включати в розрахунок не доцільно, оскільки ці затрати на порядок менші інших і майже не вплинуть на збиток в цілому.

Збитки від знищення або погіршення якості рекреаційних зон в [10] розраховується за формулою (1.15):

$$P_{pek} = \sum_{i=1}^m Z_p + (P_{II} + P_C), \quad (1.15)$$



$Z_p$  - збитки об'єкта рекреаційної зони внаслідок НС;

$i$  - кількість об'єктів рекреаційної зони;

$P_{II}$  - витрати на відновлення ресурсів природного походження;

$P_C$  - витрати на відновлення ресурсів антропогенного походження.

Ця формула на наш погляд достатньо повно відображає реальні втрати рекреаційних зон від НС.

Втрати *природно-заповідного фонду, що відбулися* внаслідок техногенної катастрофи на кожній заповідній території чи об'єкті визначаються експертним оцінюванням шляхом виділення типових біогеоценозів, подібних за типом рослинності, умовами місцезростання, віком та походженням до забруднених. Експерти розраховують кількість знищених видів рослин та тварин, кількість знищених особин кожного виду, що занесені до Червоної книги, збитки від недоотримання прибутків рекреаційних зон та інше.

Зведемо всі ці показники у розрахункову формулу (1.16):

$$Z_{нзф} = Z_{зб} + Z_{рз} + Z_{зпк}, \quad (1.16)$$

де  $Z_{зб}$  - збитки від зміни біоценозу;

$Z_{рз}$  - збитки від недоотримання прибутків від рекреаційної, наукової та природоохоронної діяльності

$Z_{зпк}$  - збитки від зникнення природних комплексів.

Ефективним способом регулювання безпеки є економічні механізми, що детально розглянуті в роботі, де вони об'єднуються у дві групи: механізми відшкодування збитків та механізми запобігання їм [49].

*Механізми відшкодування збитків, що виникають за умови техногенної природної катастрофи, мають забезпечувати проведення оцінки збитків, потреби компенсаційних ресурсах та відшкодуванні витрат. При цьому варто розрізняти дві форми збитку - нанесений і відшкодований. Повністю оцінити збитки практично неможливо. Однак досить повно можна визначити збитки, нанесені:*

а) людині, беручи до уваги додаткові витрати щодо відновлення її здоров'я та матеріального достатку;

б) природі, виходячи з величини додаткових витрат, необхідних для її відновлення екологічної рівноваги;

в) народному господарству, урахуваючи витрати на відшкодування продукції та збитків підприємств.

Важливий засіб компенсацій - система страхування, ефективне функціонування якої передбачає реалізацію ряду принципів:

- тісний зв'язок страхування з картами ризику та розподіл страхових внесків між об'єктами залежно від очікуваних збитків;

- обов'язкове страхування об'єктів з підвищеним ризиком та їхніх працівників; при цьому, як доповнення до обов'язкового, слід створити систему добровільного страхування (для населення, підприємств);

- перетворення системи страхування на один із найважливіших елементів контролю за рівнем безпеки в регіоні.

Органи страхування мають оперативно реагувати на зміни ситуації шляхом зменшення або збільшення страхових внесків залежно від ймовірності аварії або катастрофи.

Система компенсацій зобов'язана відшкодувати збитки також незастрахованій частині населення та підприємствам, компенсувати втрати здоров'я, житла, роботи, продукції тощо. Необхідно створювати додаткові потужності та значні запаси коштів для відшкодування втрат виробничого

й невиробничого характеру, розширювати можливості системи охорони здоров'я, мати резерв житлового фонду для біженців. До системи компенсацій входить також інвестиційна діяльність тривалого характеру, яка дозволить за рахунок спеціальних резервних фондів відновити житло, об'єкти економіки та втрачену екологічну рівновагу.

*Механізми запобігання збиткам.* Ці механізми мають забезпечувати таке:

- а) правовий та економічний захист діяльності щодо запобігання збиткам;
- б) правову й економічну відповідальність за збільшення величини ризику;
- в) зацікавленість суб'єктів господарювання й управління в запобіганні ризику.

Даний механізм має заходи як економічного, так і адміністративного характеру. Його складові можна умовно об'єднати у *п'ять груп*.

*Перша група* механізмів пов'язана зі зміною структури народного господарства на користь галузей, які задовольняли б потреби людини за умови значного скорочення питомої ваги військово-промислового комплексу. Економічна доцільність конверсії, відмова від тиражування застарілої військової техніки, перехід на випуск цивільної продукції дозволить інтегрувати ВПК в економіку, працювати на людину, сприятиме вивільненню значної кількості ресурсів і технічному переозброєнню відсталих галузей промисловості. Важливим напрямом підвищення рівня безпеки є також усунення структурних диспропорцій на користь переробних галузей, зокрема, виробництв з переробки відходів вторинних ресурсів.

*Друга група* складається з механізмів, що мають сприяти зниженню аварій. До них передусім відносять платні квоти за ризик, а це дозволяє створити ринок квот і підтримувати мінімальний рівень ризику в цілому

по регіону. Придбання одними підприємствами в інших квот ризику допускає субсидіювання заходів щодо підвищення безпеки.

Такий суто економічний механізм може доповнюватися адміністративно - економічними заходами. Насамперед мова йде про систему штрафів за перевищення встановлених квот на ризик у регіоні. Щоб зацікавити підприємства у зменшенні величини ризику, необхідно створити спеціальні регіональні фонди та передбачити регулярні виплати премій за зниження ризику.

*Третя група* механізмів вимагає заміни й удосконалення технічної бази, відновлення обладнання, упровадження нових технологій та інформаційних систем.

*Четверта група* покликана розширити ринок кваліфікованих кадрів і реорганізувати систему перепідготовки працівників.

*П'ята група* механізмів спрямована на стимулювання інвестицій, які б запобігали збиткам, за допомогою податкової політики.

Вирішення даної проблеми залежить передусім від покращання економічної ситуації в державі. Визначимо першочергові завдання, що існують в економічній проблемі екологічної безпеки України:

- розробка методів визначення економічних наслідків аварій;
- розробка ефективних економічних механізмів відповідальності та стимулювання підвищення рівня промислової безпеки;
- створення цілісної системи методик і нормативних документів, що мають регламентувати економічні наслідки аварій.

Беручи до уваги системний характер проблем екології, їх органічну кореляцію з усіма політичними, соціальними та економічними чинниками, стратегія екологічної безпеки України бачиться як одна з фундаментальних складових національної безпеки держави. В основі такої політики має бути загальноновизнаний у цивілізованому світі постулат про пріоритетність прав людини. Одним із таких безперечних прав є право

громадян на екологічну безпеку. Воно гарантується комплексом політичних, юридичних, економічних, технологічних і гуманітарних чинників [37].

## **1.2 Концепція "екологічного ризику" та готовності сплачувати за його зниження при формуванні принципів та методів оцінки економічних збитків**

Формування, збереження та відтворення соціо-еколого-економічного потенціалу (СЕЕП) території є важливим фактором збалансованого розвитку регіонів та України в цілому. Аналіз існуючої еколого-релевантної інформації свідчить, що одним з ключових елементів ефективного механізму підтримання високого рівня СЕЕП стають, безумовно, обмежені природні ресурси, зокрема водні. Це пов'язано безпосередньо із подальшою тенденцією зниження в Україні запасів прісних вод та постійного забруднення усіх видів водних ресурсів. Тому виникає гостра потреба у зваженому еколого збалансованому управлінні на всіх ієрархічних рівнях і, в першу чергу, на регіональному.

Найважливіші державні та будь-які управлінські рішення та програми реалізації стратегічних соціально-економічних цілей у галузі природокористування і охорони навколишнього природного середовища (НПС) потребують відповідної якісної критеріально-оціночної бази.

Теоретико-методичні та прикладні проблеми економіки природокористування та оцінки і управління водними ресурсами у різних аспектах досить докладно вивчались такими відомими вітчизняними і зарубіжними вченими як А.Б.Авакян, О.Ф.Балацький, Л.П.Брагинський, З.Ф.Бриндзя, Т.П.Галушкіна, З.В.Герасимчук, Б.М.Данилишин, В.С.Кравців, Ю.П.Лебединський, С.С.Левківський, В.Г.Сахаєв,

В.М.Степанов, О.М.Теліженко, М.А.Хвесик, А.С.Яцик, P.J.Cloke, Н.Е.Daly, N.S.Grigg та ін.

Незважаючи на широкий спектр проведених досліджень, потребують подальшого розвитку теоретико-методичні підходи проведення та визначення комплексної, інтегральної оцінки природних ресурсів, зокрема водних.

Виходячи з результатів фундаментальних досліджень, проведених групою вчених під керівництвом О.Ф.Балацького [88], можна зробити логічний висновок про те, що природні ресурси є значущою складовою економічного потенціалу регіону. Слід зазначити, що саме природно-ресурсна та соціальна база створюють необхідну основу для формування та ефективного використання економічного потенціалу території. Тому, на нашу думку, необхідно зосередити зусилля на дослідженні еколого-соціального потенціалу регіону.

Одним з ключових моментів будь-якого господарювання, безперечно, залишається проблема обмежених ресурсів. Слід визнати, що в умовах подальшого переходу України до ринкової економіки і світових тенденцій інформатизації економічних процесів головним та найбільш конкурентним ресурсом все більше стає інформація, яка формує економіку знань [41, 65, 56]. Але, враховуючи безперечний взаємозв'язок та взаємозалежність між соціальною (саме соціум створює "ноосферне поле інформаційних потоків") та екологічною (саме якість НПС створює необхідні умови розвитку інтелектуального потенціалу територіального соціуму) складовими СЕЕП і метою та задачами дослідження, ми зупинимось далі на проблемах та перспективах оцінки та управління водними ресурсами регіону.

Аналіз існуючої еколого-економічної ситуації в Україні виявив подальшу деградацію водогосподарського комплексу та стабільну тенденцію до погіршення якісного і кількісного стану водних ресурсів [81,

8, 90, 109, 83, 91]. Важливим залишається факт нерівномірного розподілу водних ресурсів серед регіонів. Хвесик М.А. і Голян В.А. підкреслюють, що "найважливішим чинником водокористування виступає водозабезпеченість країни, що є об'єктивним природно-ресурсним фактором соціально-економічного розвитку" [81, с.328]. Значна територіальна диференціація наявності і використання водних запасів потребує великої кількості водогосподарських споруд та мереж доставки води для нормального забезпечення господарської діяльності в усіх регіонах України, тобто залучення значних фінансових коштів для інвестування в будівництво необхідних комунікацій та їх експлуатаційних витрат. Додатковим резервом водопостачання можуть стати підземні води, але вони також потребують додаткових витрат на пошук та розробку родовищ.

Незважаючи на скорочення та спад виробництва продовжує зростати антропогенне навантаження на водні ресурси в результаті зношення водоочисних споруд та обладнання, розширення ринку нафтопродуктів [81, с.333]. Однією з причин кризового екологічного стану річок є забруднені стоки сільськогосподарських угідь, доріг, забруднення атмосферних опадів [91, с.54]. Зношення каналізаційних систем у житлово-комунальному господарстві (ЖКГ) України також призводить до додаткового значного забруднення водних об'єктів, спостерігається негативна тенденція до зростання обсягу втрат води при транспортування [81, с.338, с.332].

Вищенаведене свідчить про необхідність докорінного вдосконалення існуючої системи управління водокористуванням та охороною водних ресурсів шляхом зважених змін організаційно-економічного та правового механізмів природокористування, залучення необхідних інвестиційних коштів для реалізації водогосподарських та водоохоронних проєктів, створення відповідного механізму державного фінансування та

сприятливих умов залучення до взаємовигідної співпраці еколого орієнтованих підприємців.

Створення ефективної системи управління у будь-якій сфері потребує відповідної якісної критеріально-оціночної бази. Тому дослідження і постійне вдосконалення теоретико-методичних підходів до визначення еколого-економічної оцінки водних ресурсів з врахуванням усіх факторів формування їх якості, на нашу думку, є першочерговим завданням і невід'ємною складовою ефективною системи управління водокористуванням і охороною водних ресурсів України.

Проведений аналіз виявив, що існують різні підходи до еколого-економічної оцінки водних ресурсів. Так деякі автори [26] концентрують свою увагу на дослідженні галузевих відмінностей використання водних ресурсів. Колектив вчених під керівництвом О.Ф.Балацького і О.М.Теліженко визначає за теоретико-методичну базу розрахунків теорію економічних збитків від забруднення навколишнього природного середовища, зокрема водних ресурсів [75], що, на нашу думку, враховує більше факторів і відповідає актуальній необхідності застосування системного підходу в дослідженні і визначенні еколого-економічних оцінок природно-ресурсного потенціалу в загальній системі управління соціо-еколого-економічним потенціалом території. В той же час, якщо не ставити за мету саме класифікацію та порівняння існуючих методичних підходів до визначення економічної оцінки водних ресурсів, слід погодитися з Б.О. Сидоруком [63], що найбільш поширеними і ефективними при встановленні плати за використання природних ресурсів у вітчизняній практиці є витратний і рентний підходи. Їхні джерела формування відображенні у загальному вигляді в таблиці 1.2



Таблиця 1.2 – Джерела формування витратного і рентного підходів до визначення економічної оцінки водних ресурсів

<i>Витратний підхід</i>	<i>Рентний підхід</i>
Враховує:	Враховує:
– витрати на підйом води;	– прибуток від використання водних джерел;
– витрати на обладнання для водопідготовки;	– рівень дефіциту водних ресурсів;
– витрати на водопровідні комунікації;	– ефект від якісних характеристик водного об'єкту;
– поточні витрати на водозабезпечення;	– ефект від економії води;
– витрати на моніторинг і охорону водних джерел.	– ефект від заміщення водних джерел альтернативними.

В той же час не можна підходити однозначно до вибору одного з цих методичних підходів, оскільки кожен з них має свої недоліки і переваги. На нашу думку, слід поглиблювати існуючу теоретико-методичну базу еколого-економічних оцінок. Як вже зазначалося, доцільно застосовувати системний, комплексний підхід з врахуванням найкращого світового досвіду.

Враховуючи складність та взаємозалежність процесів та механізмів водокористування з усіма галузями економіки та соціальної діяльності суспільства, необхідність залучення суттєвих інвестицій у водогосподарський комплекс і у природоохоронні проекти слід проводити постійний моніторинг якості водних ресурсів за допомогою надійного і достовірного оціночного інструментарію. Таким ключовим інструментом, на нашу думку, повинен бути інтегральний показник, який можна сформулювати та визначити за допомогою **концепції повної економічної цінності (total economic value)** навколишнього природного середовища [87].

Складові повної економічної цінності НПС представлені у таблиці 1.3.

Таблиця 1.3 – Складові повної економічної цінності довкілля

Цінність від використання (use value)	Цінність не пов'язана з використанням (non-use value)
Цінність від прямого використання (direct use value)	Цінність відкладеної альтернативи (option value)
Цінність від непрямого використання (indirect use value)	Цінність існування (existence value)
	Цінність успадкування (request value)

Таким чином повна економічна цінність довкілля складається з двох принципових видів цінностей, які характеризуються різним рівнем визначеності і відповідною можливістю розрахунку їх кількісних і, насамперед, вартісних показників. Так цінність від використання (use value) включає:

- цінність, яка обумовлена прямим використанням екологічних (природних) благ (direct use value), – вона може бути визначена через дохід, який отримує водокористувач від використання натурального водного ресурсу;
- цінність від непрямого використання (indirect use value), яку, як правило, вимірюють за допомогою визначення додаткових некомерційних доходів від користування навколишнім природним середовищем (наприклад, позитивний вплив природи на здоров'я людини, задоволення естетичних, рекреаційних потреб, тощо)

Більш складною категорією є цінність, яка не пов'язана з використанням (non-use value). Вона включає:

- цінність відкладеної альтернативи (option value), яка пов'язана із збереженням можливості отримати пряму (або непряму) вигоду від використання екологічних благ у майбутньому (зазвичай вона виражається через готовність заплатити за збереження НПС для подальшого його використання у майбутньому);

- цінність успадкування (request value) визначається через готовність заплатити за чисте навколишнє природне середовище, яким скористаються майбутні покоління (наші нащадки);

- цінність існування (existence value) – на відміну від цінності відкладеної альтернативи, вона визначається не майбутніми можливими доходами, пов'язаними із використанням екологічних благ, а самим фактом існування чистого, різноманітного і продуктивного довкілля, яким користується усе людство (наприклад, цінність тропічних лісів для підтримання біорізноманіття.)

Представлене структурування повної економічної цінності, на думку деяких практиків-проектантів є доволі умовним, але воно широко використовується у практиці проектно-інвестиційного аналізу і особливо у складних соціо-екологічних ситуаціях. До таких можна віднести оцінку рекреаційних проектів, проектів, спрямованих на підтримання біорізноманіття, реконструкцію лісових масивів, які виконують важливі екологічні функції (проектів, для яких суттєвими та переважними є екологічні, природоохоронні функції та ефекти). Саме концепція повної економічної цінності дозволяє:

- по-перше, показати різноманіття користностей, що надаються якісним навколишнім природним середовищем;

- по друге, врахувати складність завдань вираження за допомогою економічних (грошових) показників цінності екологічних благ та природного середовища в цілому.

Так, якщо інвестиційний проект, наприклад, водоохоронний, дозволяє скоротити скиди стічних вод і в результаті використовувати це забруднене раніше водоймище не тільки для водопостачання і промислової риболовлі, але й в рекреаційних, оздоровчих цілях, то ефектами такого проекту будуть також покращання здоров'я населення, більш повне

задоволення естетичних потреб, реалізації потреби у збереженні довкілля, включаючи майбутні потреби.

Як видно з вищенаведеного, розглянута концепція може бути використана як теоретична основа комплексної еколого-економічної оцінки природних ресурсів, зокрема, водних, може слугувати методологічною базою для розробки інтегрального показника, який стане ключовим критерієм моніторингу та управління водними ресурсами регіону в розрізі підтримання високого рівня та ефективного використання СЕЕП.

### **1.3 Дослідження впливу еколого-економічних ризиків на різні групи реципієнтів**

Збільшення кількості людей та концентрація населення у великих містах, зростання промислово-енергетичного потенціалу, ріст забруднення навколишнього середовища призвели до різкого збільшення частоти і масштабів стихійних лих і техногенних катастроф у різних місцях Землі і відповідно до збільшення екологічного ризику.

Наслідки екологічних ризиків на навколишнє природне середовище можуть бути прямі та опосередковані (рис.1). Крім впливу на довкілля та людину, екологічні ризики здійснюють вплив на матеріальну базу підприємств та країни в цілому, зокрема на основні фонди.



Рисунок 1.2 – Наслідки екологічних ризиків на навколишнє природне середовище

Екологічний ризик часто розглядають у двох аспектах – потенційний ризик і реальний ризик. Потенційний екологічний ризик – це явище небезпеки порушення стану навколишнього середовища, здоров'я людини внаслідок дії природних чи антропогенних чинників. Реальний екологічний ризик утворюється потенційним з урахуванням ймовірної частоти його реалізації.

Екологічні ризики класифікуються за різними ознаками. В таблиці 1.4 представлена класифікація екологічних ризиків. Екологічні ризики, пов'язані з загрозою здоров'ю і життю людей з одного боку, і з загрозою біоті та стану природних систем, як середовищу існування, з іншого, характеризуються як однаковими, так і різними ознаками.

Таблиця 1.4 – Класифікація екологічних ризиків, пов'язаних із загрозами здоров'ю людей та стану середовища існування

<b>Ознаки</b>	<b>Для людей</b>	<b>Для середовища існування</b>
<i>Джерело виникнення</i>	Природне Техногенне	
<i>Походження</i>	Внутрішнє Зовнішнє	
<i>Характер дії джерела ризику</i>	Безперервний Разовий (аварійний)	
<i>Об'єкти впливу</i>	Населення громади Персонал підприємства Господарство	Біота Ландшафти
<i>Тривалість дії</i>	Короткострокова Середньої тривалості Тривала	
<i>Наслідки</i>	<i>За ступенем тяжкості:</i> Фатальні, Не фатальні  <i>За характером впливу на живий організм:</i> Фізіологічні Психосоматичні Духовні	<i>За розповсюдженням:</i> Локальні Регіональні Глобальні  <i>За тривалістю:</i> Короткострокові Середньої тривалості Довготривалі  <i>За часом прояву:</i> Імпульсивні Кумулятивні

Серед екологічних ризиків виділяються наступні види:

- природно-екологічні;
- ризики катастроф;
- техногенні ризики;
- еколого-нормативні ризики;

- соціально-екологічні ризики;
- еколого-політичні ризики;
- еколого-економічні ризики.

Еколого-економічні ризики мають різні прояви при різних варіантах розвитку економіки країни чи регіону та пов'язані з загостренням ресурсно-сировинної ситуації, проблемами фінансування природоохоронної діяльності, погіршенням економічного становища, понесення додаткових витрат на ліквідацію наслідків чи на виконання превентивних заходів.

Еколого-економічні ризики виникають в тому числі під час здійснення інвестиційної діяльності. Зростання української економіки потребує активізації процесів інвестування, що в свою чергу супроводжується підвищенням впливу на навколишнє середовище. Це вимагає урахування екологічних чинників при впровадженні інвестиційних проектів та впровадження природоохоронних заходів.

В даний час при аналізі інвестиційних проектів дії екологічних факторів приділяється недостатня увага, хоча дослідження вітчизняних і зарубіжних учених дозволяють стверджувати, що промислове виробництво є одним із найважливіших чинників, який впливає на появу екологічних ризиків.

Інвестиційні проекти за ступенем екологічного ризику можна поділити на декілька категорій:

1. Категорія проектів з низьким ризиком. До цієї категорії входять інвестиційні субпроекти, які зазвичай не здійснюють впливу на навколишнє середовище. До таких проектів відноситься, наприклад, створення організацій з надання бізнес-послуг (консультанти, бухгалтерські та аудиторські фірми і т.д.), випуск програмних продуктів, планування охорони здоров'я та сім'ї.

2. Категорія проектів з проміжним ризиком. Цей перелік включає роботи та проекти, екологічна дія яких може бути легко передбачена, відвернена та/чи ослаблена. Обов'язкова екологічна оцінка таких субпроектів потребує, щоб позичальник отримав всі необхідні дозволи і щоб всі роботи, пов'язані з інвестиційним проектом, відповідали нормативним актам. Перелік інвестицій, що можуть бути віднесені до категорії проміжного ризику включає проекти за наступними групами:

- роздрібна торгівля, комерція та послуги;
- основні галузі металообробної промисловості;
- деякі проекти хімічної промисловості;
- сільське господарство та харчова промисловість;
- машини та обладнання;
- мінеральні продукти;
- текстильні та шкіряні продукти;
- целюлозно-паперові продукти;
- друк;
- судобудівництво та ремонт судів;
- автотранспортні та буксирні засоби.

3. Категорія проектів з високим ризиком. Інвестиції, що відносяться до цього переліку проектів з причини властивої їм складності (різноманітність сировинних матеріалів, продуктів та потоків відпрацьованих речовин) або їх характеристик, несуть потенційну небезпеку заподіяння значної шкоди навколишньому середовищу. Вони потребують детальної екологічної оцінки компетентними експертами-екологами.

Для уже існуючих (функціонуючих) об'єктів впровадження інвестиційних проектів повинна передувати аудиторська перевірка екологічної ситуації.

До категорії проектів с високим ступенем ризику можна віднести:



- проекти, пов'язані з існуючим чи передбачуваним складським зберіганням вибухових (шкідливих) речовин;
- виробництво добрив;
- виробництво фарб, фарбників та клею;
- виробництво гуми;
- виробництво синтетичних миючих засобів та чистячих препаратів;
- проекти з розпорядження відходами;
- придбання ртуті для видобутку золота;
- засоби зберігання та транспортування нафтопродуктів;
- створення і модернізація станцій заправки паливом і обслуговування;
- ін.

4. Категорія проектів торгівлі і розробок, фінансування за якими (виходячи з міжнародних норм та стандартів) не рекомендовано. Для цієї категорії відноситься, наприклад, торгівля дикими тваринами та отриманими з них продуктами, випуск організмів зі зміненою генетикою в навколишнє природне середовище, радіоактивні продукти та ін.

Наявність екологічного ризику можна розглядати як можливість втрати контролю за екологічними подіями, що виникають, і завдання збитку навколишньому середовищу й здоров'ю людини, ризик призупинення або повного закриття об'єкта чи проекту з причин екологічного характеру. Тобто, екологічні ризики мають в тому числі економічний вимір.

Еколого-економічний ризик інвестиційних проектів – це невизначеність, пов'язана з можливістю виникнення в ході реалізації проекту екологічно несприятливих ситуацій, а наслідком є понесення збитку або зниження ефективності інвестиційного проекту.

Для ефективного здійснення інвестування необхідно не тільки знати про можливе виникнення різних видів ризиків, але і оцінити їх значення,

ступінь, а також дати чисельне визначення, тобто виконати кількісну оцінку. Саме завдяки їй існує можливість вибору одного з декількох альтернативних варіантів проекту, який здійснюється шляхом коректування показників економічної ефективності на показник ризику (ймовірність настання випадку втрат, а також розмір можливого збитку від них).

Ступінь екологічного ризику можна визначити як категорію, яка характеризує важливість екологічного ризику, імовірність відвернення можливих негативних наслідків навколишньому природному середовищу та здоров'ю людини, способи повернення у попередній стан екосистеми після впливу на них негативних природних та антропогенних факторів з розрахунком необхідних матеріально-ресурсних затрат.

Ризик може вимірюватись в абсолютних показниках – як величина прогнозованих втрат, та в відносних - як величина втрат, віднесена до відповідної бази. Врахування еколого-економічного ризику при оцінці ефективності інвестиційних проектів може відбуватись шляхом введення поправки в ключові характеристики інвестиційного проекту: грошовий потік та коефіцієнт дисконтування.

Ступінь ризику може оцінюватись якісними та кількісними методами. В даний час найбільш розповсюдженими методами кількісної оцінки ступеня ризику є :

- статистичний аналіз;
- аналіз доцільності витрат;
- метод експертних оцінок;
- аналітичний метод;
- використання аналогів;
- імітаційне моделювання.

Найбільший інтерес представляє комплексна оцінка ризику, яка передбачає встановлення всіх джерел з послідуочим виявленням того, які джерела домінують.

Методичні підходи до сумарної оцінки ризиків інвестиційних проектів, а також до розрахунку екологічного ризику як самостійного показника, та особливості його врахування в методиках представлені на рис. 1.3.

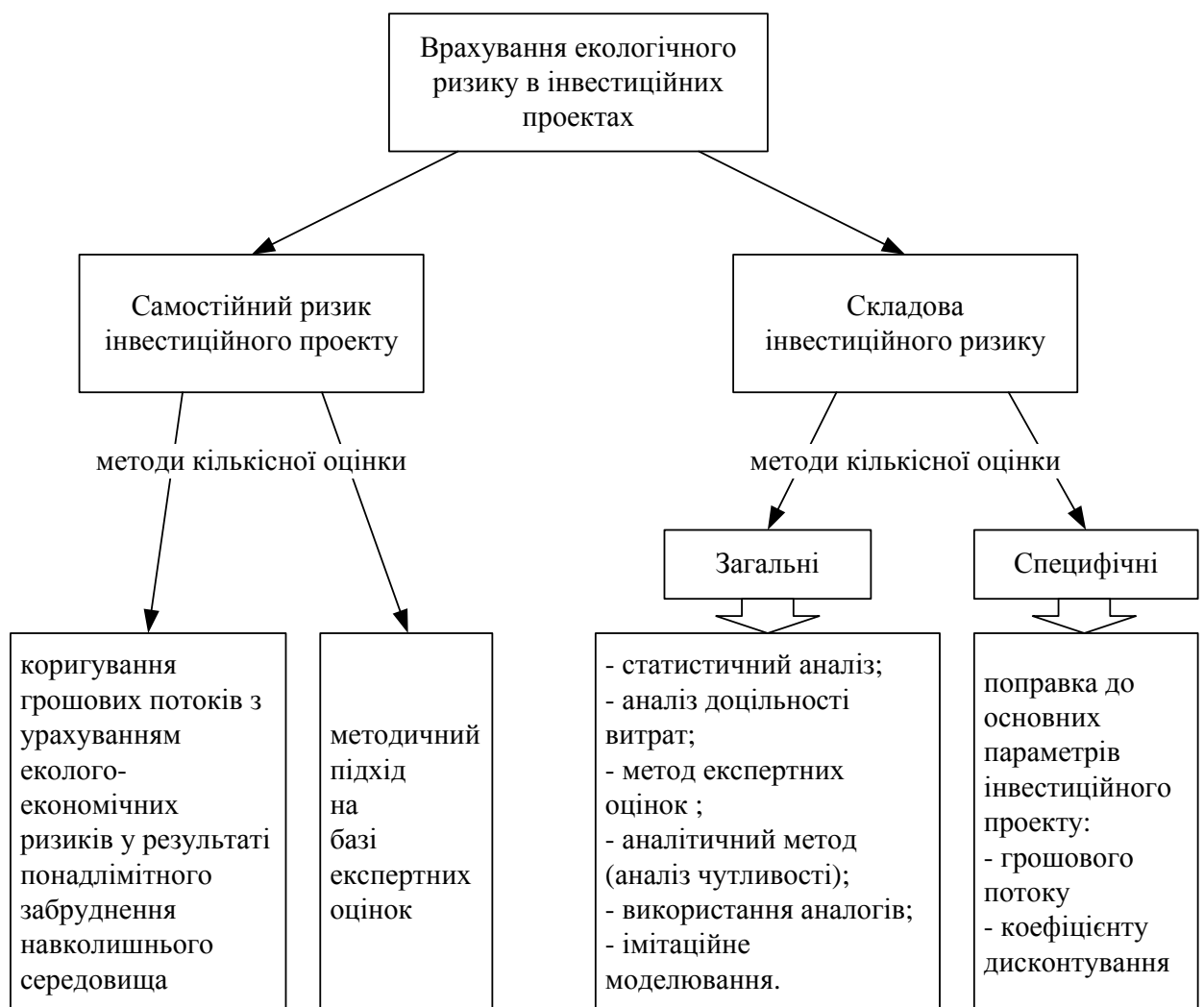


Рисунок 1.3 – Методичні підходи до оцінки екологічного ризику інвестиційних проектів

При оцінці ефективності інвестиційних проектів та величини еколого-економічного ризику необхідно враховувати показник внутрішнього економічного збитку.

Внутрішній економічний збиток виникає внаслідок забруднення території та цехів підприємства власними викидами та скидами. Таким чином утворюється вплив забруднення навколишнього середовища на основні фонди та трудові ресурси, в результаті чого утворюються економічні збитки у вигляді підвищеного зносу та недовикористання основних фондів, зменшення продуктивності праці, втрат робочого часу, додаткових витрат на усунення та компенсацію соціальних наслідків.

Врахування внутрішнього економічного збитку дозволить підвищити обґрунтованість прийняття рішень про проведення превентивних заходів, націлених на зменшення екологічного ризику, дасть змогу підвищити інтерес інвестора у вкладанні коштів на екологічні та природоохоронні цілі.

Здійснення економічної оцінки інвестиційних проектів буде більш ефективним при коригуванні показників ефективності з урахуванням еколого-економічного ризику.

На жаль, повністю виключити екологічний ризик неможливо, завжди зберігається імовірність його виникнення але його можна запобігти чи знизити.

Урахування екологічного фактору сприятиме підвищенню надійності та вірогідності результатів оцінки економічних параметрів інвестиційних проектів та їх адаптації до стандартної схеми визначення ефективності інвестицій.

Друга половина ХХ століття внесла зміни як у правові системи майже всіх країн, так і в міжнародне право. Навколишнє середовище було всесвітньо визнане як фундаментальна суспільна цінність.

Донедавна екологічне управління розглядалось завданням суто урядовим, яке стосувалось прийняття законів і контролю за їх виконанням. У найкращому випадку до цього залучались окремі промислові підприємства, які на власний розсуд долучались до вирішення екологічних проблем. Однак, поступово зростало усвідомлення того, що влада, бізнес і населення (як три невід'ємних елементи суспільства) спільно відповідають за належний стан довкілля. Адже проблема чистого і здорового навколишнього середовища стосується кожного.

Надзвичайно важливе значення у підвищенні ефективності екологічної політики, формуванні екологічної культури загалом має активізація природоохоронної діяльності громадян, масових громадських організацій і рухів. Нині вже стає очевидним, що вирішення екологічних проблем не може бути прерогативою лише вчених, чиновників чи підприємців. Люди дедалі більше відчувають на собі негативні наслідки екологічно шкідливих виробництв, які забруднюють повітря і шкодять їхньому здоров'ю. Зростає усвідомлення необхідності змін у ставленні до природи. Значення цього усвідомлення полягає в тому, що воно органічно пов'язане з розвитком екологічної активності, з масовим екологічним рухом, спрямованим на вирішення екологічних проблем як на державному, регіональному, так і на місцевому рівнях.

У країнах пострадянського простору, зокрема і в Україні, широка громадськість найчастіше має дуже незначний вплив на процеси прийняття рішень. Причиною є те, що держава приділяє занадто мало уваги цьому питанню, не зважаючи на задекларований на всіх рівнях курс розвитку і становлення громадянського суспільства.

Необхідність участі недержавних організацій у формуванні екологічної політики найчастіше виникає у таких випадках:

- 1) рішення, яке готує влада, непопулярне і може викликати соціальну напругу;

- 2) проблема/питання має кілька альтернативних напрямків вирішення;
- 3) проблема досить складна і не має очевидних рішень;
- 4) у відносинах „влада - бізнес - територіальна громада" присутній конфлікт інтересів.

Важливою проблемою громад на сучасному етапі є наявність великої кількості екологічних проблем, вирішення яких належить до компетенції органів влади чи місцевого самоврядування, які, проте, не можуть бути вирішені ними з таких причин: відсутність достатньої кількості коштів, необхідного кадрового потенціалу, наявність різних компонентів, що призвели до виникнення проблем тощо.

Тим не менше, досвід країн з розвинутою економікою показує, що громадськість може відігравати значну роль у реалізації екологічної політики. Існують наступні передумови цього процесу:

По-перше, широка децентралізація державної влади призводить до того, що повноваження органів місцевого самоврядування значно розширюються, що потребує додаткових кадрових та бюджетних ресурсів.

По-друге, в середовищі громадських організацій працює багато спеціалістів у сфері природоохоронної та екологічної діяльності, які не є працівниками виконкомів чи інших бюджетних установ. Це є важливою гарантією якісної експертизи можливих дій чи рішень влади та бізнесу з точки зору їх оптимальності, а експертні висновки недержавних об'єднань мають досить високий рівень достовірності. Представники ж органів державної влади та промислових підприємств провідних країн проводять відповідні заходи, спираючись в тому числі і на пропозиції подібних груп.

По-третє, у західних демократіях вже давно працюють конкретні механізми співпраці держави, бізнесу та екологічних організацій. В тому числі діє система фінансування програм та проектів природоохоронного спрямування. Це викликано більшою ефективністю та дешевизною

реалізації заходів не напряму чиновниками та підприємцями, а через недержавні організації.

По-четверте, НПО мають можливість (і вдало нею користуються) залучати кошти міжнародних донорів та спонсорів до реалізації природоохоронних заходів. Це дозволяє спрямувати вивільнені кошти на вирішення інших пріоритетних екологічних задач. В той же час, кошти іноземних фондів є прямими інвестиціями в економіку.

По-п'яте, специфіка роботи громадських організацій – у незначних організаційних витратах на діяльність, можливості залучення волонтерів та незалежних експертів.

Враховуючи вищезазначене, можна зробити висновок, що в Україні існує гостра потреба залучення недержавних організацій до формування та реалізації екологічної політики як на державному, так і на місцевому рівнях. Це дасть змогу зменшити еколого-економічні ризики, значно підвищити ефективність використання коштів, якість та результативність програм.

Неурядові організації, включаючи некомерційні, володіють визнаним і різноманітним досвідом, спеціальними знаннями та потенціалом в тих областях, які можуть мати особливе значення для здійснення екологічно безпечного та соціально орієнтованого стійкого розвитку.

Неурядові організації представляють собою мережу, яку просто необхідно підключити до роботи по досягненню цих спільних цілей, наділити відповідними повноваженнями та посилити.

Громадськість є одним із найбільш суттєвих ресурсів, який можна і треба використовувати для розвитку і впровадження політики охорони навколишнього середовища. Залучення громадськості є вирішальним чинником у створенні та впровадженні доцільного і ефективного режиму охорони навколишнього середовища.

Велика кількість громадян може компенсувати нестачу консультативних, експертних, моніторингових, контролюючих і виконавчих ресурсів уряду та бізнесу, зберегти їх час і гроші. Громадяни можуть виступати як "очі і вуха", ідентифікуючи екологічні проблеми чи порушення діючого законодавства і спричинюючи їх ліквідацію чи припинення.

Іншими словами, міжсекторальна взаємодія у сфері захисту навколишнього середовища дозволяє зменшити загрози одних суб'єктів діяльності за рахунок можливостей інших:

Таблиця 1.5 –Можливості та загрози міжсекторального партнерства у сфері захисту навколишнього середовища

	Сектори		
	Органи державної та місцевої влади	Бізнес	Громадськість (в т.ч. недержавні організації)
Можливості	<ul style="list-style-type: none"> <li>- наявність ресурсів</li> <li>- потужний інструментарій</li> <li>- стабільність</li> <li>- кваліфіковані кадри</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- наявність ресурсів і ефективне їх використання</li> <li>- здатність швидко реагувати на зміни</li> <li>- орієнтація на результат;</li> <li>- високий професіоналізм</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- соціальна спрямованість та відповідність нагальним потребам</li> <li>- довіра громадян</li> <li>- орієнтація на результат та згуртованість людей навколо цілей</li> <li>- порівняно низька потреба в ресурсах та ефективне їх використання</li> <li>- креативність та відсутність штампів</li> <li>- здатність швидко реагувати на зміни</li> </ul>
Загрози	<ul style="list-style-type: none"> <li>- бюрократія, наявність консервативних штампів та корупція</li> <li>- нездатність швидко реагувати на зміни</li> <li>- неефективне використання ресурсів</li> <li>- несприйняття громадських ініціатив</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- переважне неспівпадіння цілей з інтересами громади</li> <li>- відсутність прямої мотивації до вирішення соціальних проблем</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- відсутність необхідної кількості ресурсів</li> <li>- низька кваліфікація в деяких видах діяльності</li> <li>- висока плинність кадрів</li> </ul>

Реалізація даних пропозицій дасть змогу структурувати відносини "держава-бізнес-громадськість" у реалізації екологічної політики, захисті



навколишнього природного середовища та відкриє нові перспективи для практичних заходів соціо-еколого-економічного значення, зокрема для зменшення економічних збитків та еколого-економічних ризиків.

Одним із суб'єктів господарювання, на який розповсюджується еколого-економічний ризик, є домогосподарство. Під домогосподарством в еколого-економічній системі будемо розуміти господарську одиницю, що складається з однієї або кількох осіб, які об'єднуються частково чи повністю спільним бюджетом і місцем проживання, забезпечує економіку ресурсами та в результаті своєї діяльності з одного боку, прямо чи опосередковано впливає на функціонування екологічної системи, з іншого – сама зазнає впливу від зміни факторів навколишнього середовища.

Еколого-економічний ризик домогосподарств – ймовірність економічних втрат, збитків, що їх можуть зазнати домогосподарства внаслідок екологічних порушень.

Еколого-економічні ризики домогосподарств можуть бути класифіковані на основі врахування джерел небезпеки, сфери впливу, розподілу ризику в часі, степені ризику.

Джерелами еколого-економічного ризику домогосподарства є компоненти навколишнього середовища, що зазнали деструктивних змін внаслідок техногенного впливу – атмосфера, гідросфера, рослинний і тваринний світ, ґрунти.

За сферою впливу еколого-економічний ризик можна розподілити на:

- ризик для трудових ресурсів домогосподарства;
- ризик для матеріальних ресурсів;
- ризик для фінансово-інвестиційних ресурсів.

В Україні більша частина надходжень до бюджету домогосподарств, близько 60%, забезпечується за рахунок оплати праці, тобто основним ресурсом домогосподарств в державі є робоча сила. Внаслідок порушення

стану навколишнього середовища існує ризик тимчасової або постійної втрати працездатності через хворобу особи, зайнятої в економічній діяльності за межами домогосподарства, що призводить, по-перше, до скорочення надходжень до бюджету домогосподарства від оплати праці, по-друге, до появи додаткових витрат домогосподарства, пов'язаних із лікуванням та відновленням працездатності. Отже, для домогосподарства існує ризик недоотримання частини доходів та появи додаткових витрат внаслідок екодеструктивних змін навколишнього природного середовища.

Матеріальні ресурси домогосподарства представлені земельними ділянками, будинками та спорудами, транспортними засобами, предметами тривалого користування, худобою, багаторічними зеленими насадженнями та ін. Вони забезпечують надходження до бюджету домогосподарства у вигляді продукції підсобного господарства, доходів від операцій оренди, доходів від самозайнятості. Порушення стану навколишнього середовища може призвести до таких негативних для домогосподарства наслідків, як:

- скорочення терміну експлуатації будівель, споруд, предметів тривалого вжитку та особистих транспортних засобів;
- необхідність додаткових витрат на їх утримання;
- підвищення захворюваності рослин і худоби та зниження продуктивності підсобного господарства.
- необхідність додаткових витрат на лікування та профілактику хвороб, відновлення ґрунтів, очистку води.

Отже, для домогосподарств існує ризик втрати чи зниження якості частини матеріальних ресурсів внаслідок порушення стану довкілля та необхідності додаткових витрат на усунення наслідків цього впливу.

Фінансові ресурси домогосподарства представляють собою сукупність фінансових надходжень та накопичених коштів, що використовуються на задоволення усіх потреб його членів. Процес формування, величина та напрямки використання фінансових ресурсів

домогосподарства характеризуються високим ступенем неоднорідності. Вони залежать від об'єму та структури надходжень, заощаджень та заборгованості домогосподарства, наявності житла й іншого майна, споживчої та заощаджувальної поведінки, фінансової політики держави та екологічної ситуації території.

Стан навколишнього середовища може впливати як на процес формування фінансових ресурсів, так і на процес їх використання. Існує ризик недонадходження коштів до бюджету домогосподарства у вигляді оплати праці, доходів від самозайнятості, підсобного господарства та операцій оренди внаслідок процесів, розглянутих вище, що призводить до ймовірного скорочення фінансових ресурсів домогосподарства. В цей же час можуть з'являтися додаткові видатки, причина яких – незадовільний стан навколишнього середовища.

Еколого-економічний ризик домогосподарства може бути розподілений у часі, що означає існування постійного еколого-економічного ризику для домогосподарства та періодичного ризику. Ризик хвороби особи домогосподарства з тимчасовою втратою працездатності внаслідок порушення стану навколишнього середовища для домогосподарства існує постійно, в той час як ризик недоотримання коштів від підсобного господарства має сезонний характер.

Ступінь еколого-економічного ризику для домогосподарства залежить від ряду факторів, в першу чергу від ступені забруднення території, на якій воно розташоване. Очевидно, що для домогосподарств територій з високим рівнем забруднення – великих промислових міст – ступінь ризику хвороби їх членів буде значно вищий, ніж для домогосподарств відносно екологічно – чистої сільської місцевості. До інших факторів, що впливають на ступінь еколого-економічного ризику домогосподарства належить вид зайнятості його осіб, форма власності на

житло, наявність фінансово-інвестиційних ресурсів, підсобного господарства, транспорту.

Розглядаючи еколого-економічний ризик в розрізі домогосподарства, необхідно виділити такі його функції, як стимулюючу та захисну. Стимулююча функція еколого-економічного ризику домогосподарства передбачає дослідження джерел ризику при функціонуванні домогосподарства з метою зменшення їх впливу. Захисна функція передбачає пошук засобів та форм захисту від негативних наслідків еколого-економічного ризику.

Отже, еколого-економічний ризик для домогосподарства об'єктивно існує, а це означає, що ним потрібно управляти, тобто здійснювати ряд заходів, які б дозволили певною мірою спрогнозувати настання несприятливих подій та прийняття заходів щодо зменшення степеню ризику.

Для відповіді на питання щодо методів зниження еколого-економічного ризику для домогосподарства необхідно визначити цей ризик кількісно. Для кількісного визначення еколого-економічного ризику домогосподарств певної території необхідно в першу чергу провести його аналіз:

1. Виявити та проаналізувати фактори еколого-економічного ризику домогосподарства.
2. Виявити можливі сфери впливу еколого-економічного ризику
3. Оцінити ймовірність настання ризикової події
4. Провести фінансову оцінку кожного виду еколого-економічного ризику
5. Розробити заходи щодо зниження ризику.

Еколого-економічний ризик домогосподарства має математично виражену ймовірність настання певної події (наприклад, недоотримання доходів до бюджету домогосподарства через тимчасову втрату

працездатності особи, втрат у підсобному господарстві), що спирається на статистичні дані чи експертні оцінки.

Розглядаючи еколого-економічний ризик домогосподарства з точки зору його оцінки, необхідно вирішити наступні задачі:

- описати якомога більше ймовірних варіантів розвитку подій, що відповідають еколого-економічному ризику домогосподарства;
- визначити ймовірність настання кожного з цих варіантів подій.

Ймовірнісна міра еколого-економічного ризику може бути визначена об'єктивним чи суб'єктивним методами. Об'єктивним є статистичний метод – на основі статистичних даних частоти настання ризикового випадку. Суб'єктивним є визначення ймовірності на основі експертних оцінок.

Оцінка фінансових наслідків реалізації еколого-економічного ризику домогосподарства передбачає розрахунок збитків домогосподарства при настанні ризикового випадку. Наприклад, фінансовим наслідком реалізації еколого-економічного ризику буде втрата частини заробітної плати тимчасово непрацездатної особи, а отже – недоотримання частини надходжень до бюджету домогосподарства. При оцінці фінансових наслідків реалізації еколого-економічного ризику домогосподарства, аналогічно розглядаються всі можливі його прояви, та з урахуванням ймовірності події розраховуються загальні можливі фінансові наслідки еколого-економічного ризику.

## **2 ВДОСКОНАЛЕННЯ НАУКОВО-МЕТОДИЧНИХ ПІДХОДІВ ДО ПРОГНОЗУВАННЯ МАКРОЕКОНОМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ В СИСТЕМІ "ЕКОНОМІЧНЕ ЗРОСТАННЯ – ЕМІСІЯ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН"**

### **2.1 Аналіз сучасних теорій сталого розвитку в контексті підходів до прогнозування макроекономічних показників**

Розвиток соціально-економічної системи характеризується сукупністю показників, зокрема їх динамікою. На відміну від економічного зростання, економічний розвиток можна визначити як перехід від одного стану економіки до іншого, коли в новому періоді не тільки збільшується виробництво тих самих товарів і послуг, а й має місце виробництво нових товарів і послуг з використанням нових технологій порівняно з минулим періодом.

Економічне зростання та економічний розвиток тісно взаємопов'язані. Але зауважимо, що економічне зростання може відбуватися і за умов відсутності економічного розвитку, в той час, як економічний розвиток без економічного зростання неможливий.

Отже, економічне зростання є більш вузьким за змістом порівняно з економічним розвитком, адже розвиток економіки створює передумови для збільшення обсягів виробництва на якісно новій основі. Можна сказати, що економічне зростання становить зміст розвитку, є його складовою частиною. Якщо економічне зростання відбиває суто кількісні зміни в економіці, то економічний розвиток - це якісне економічне зростання.

Економічне зростання дає можливість забезпечувати постійно зростаючі потреби людей, вирішувати болючі соціально-економічні проблеми, проблеми обмеженості економічних (виробничих) ресурсів і

може загострювати екологічні проблеми, що прямо чи опосередковано впливають на соціально-економічну систему, яку можна назвати соціо-еколого-економічною. Можливість зростання соціо-еколого-економічної системи визначається її потенціалом.

Потенціал соціо-еколого-економічної системи є однією з найважливіших її характеристик. Він визначає нереалізовані можливості системи, одну частину з яких можна реалізувати без додаткових зусиль ззовні, а іншу – лише за певних умов чи за допомогою зовнішніх факторів впливу. Мета керуючої системи визначає, яким чином буде здійснюватися реалізація потенціалу, яким буде порядок дій для отримання бажаних результатів з урахуванням наслідків і об'єктивних передумов. Як критерій може виступати ефективність, причому як соціальна, так і економічна, і екологічна. Важливим моментом є прогнозування розвитку системи з урахуванням її потенціалу та з необхідністю оцінити цей потенціал.

На наш погляд, ефективне функціонування загальної системи управління повинно базуватися на основі визначення потенціалу соціо-еколого-економічної системи, його оцінки, структури та напрямків реалізації. Функціонування системи управління потенціалом здійснюється за допомогою механізму управління, структури управління, процесу управління та за напрямками розвитку системи управління потенціалом з урахуванням впливу змін в зовнішньому середовищі.

Механізм управління потенціалом здійснюється через:

- визначення мети;
- принципи управління;
- функції управління;
- методи управління.

Структура управління визначається структурою потенціалу, його складових елементів.

Процес управління складається зі взаємопов'язаних дій, визначених метою для досягнення певного результату.

Розвиток системи управління потенціалом пов'язано з вимогами динамічного середовища, з певними реакціями на ці зміни. Ускладнення чи спрощення системи управління потенціалом призведе до змін в роботі системи і, можливо, надасть певний імпульс загальному розвитку.

Управління потенціалом як можливість стратегічного управління і потенціал як інструмент управління розвитком соціо-еколого-економічної системи можна ефективно використовувати в діяльності систем управління на різних рівнях. Найважливішу роль відіграє оцінка економічного потенціалу.

Оскільки потенціал соціо-еколого-економічної системи є однією з найважливіших її характеристик, бо реалізований в результатах господарської діяльності має створювати умови для подальшої реалізації потенціалу наступного циклу відтворення за допомогою керуючої системи.

Стратегічне управління соціо-еколого-економічною системою на основі визначення структури і економічної оцінки потенціалу сприяє:

- високому рівню агрегованості цілей, методів і засобів їх досягнення, а також показників ефективності діяльності соціо-еколого-економічної системи;
- цільовій орієнтації на кінцеві господарські результати з врахуванням подальших можливостей і загроз;
- узгодженню бажаних результатів і можливостей на різних рівнях системи.

Структура потенціалу виявляє доцільні напрямки розвитку, виходячи зі стану соціо-еколого-економічної системи на сьогоднішній день та з подальшими можливостями безпечного використання потенціалу і найефективнішої його реалізації [70, с.129-130].



Екологічні навантаження та обмеження природних ресурсів ведуть до катастрофічної ситуації в навколишньому природному середовищі, що стало причиною переходу багатьох країн на шлях до стійкого еколого-економічного розвитку. Перехід країн до такого розвитку неможливий без енергоефективності, оскільки вона в максимальній мірі направлена на використання ресурсів без зниження якості життя. Як відомо, досягнення сталого розвитку ґрунтується на збалансованій інтеграції екологічних, економічних і соціальних цілей з врахуванням інтересів нинішнього і майбутніх поколінь. Тому, енергоефективність набуває все більш важливого значення, оскільки вона розглядається як один з основних елементів загальної енергетичної політики, а значить не може розроблятися ізольовано від всього суспільства і економіки.

В основі промислової цивілізації завжди було зростання виробництва та споживання енергії, де виробництво енергії, а також її використання пов'язане з істотними проблемами та обмеженнями, такими як:

- виникнення небезпек для довкілля, аварії;
- забруднення повітря і води, утворення відходів;
- відчуження земель, порушення ландшафту, деградація ґрунтів та інше.;
- потреби в крупних національних і зарубіжних інвестиціях для забезпечення необхідних обсягів національного виробництва або імпорту енергоносіїв;
- політичні ризики, пов'язані із стратегічною, геополітичною і військовою значущістю певних джерел енергії.

Всі ці обмеження пов'язані з охороною довкілля, у поєднанні з економічними і політичними обмеженнями в області енергозабезпечення істотно впливають на визначення стратегії сталого розвитку, тобто стратегії забезпечення необхідної якості життя всіх жителів землі і

майбутніх поколінь і мінімізації небезпеки для довкілля, економічних і соціальних витрат, пов'язаних з виробництвом і споживанням енергії.

Це означає, що така стратегія заснована на серйозному перегляді самої концепції потреби в енергії. Ідея полягає в тому, що досягнення певного рівня суспільного розвитку може забезпечуватися з використанням значно меншої кількості енергії, ніж в наш час. Це твердження справедливе навіть для країн, що використовують самі передові технології і що мають в своєму розпорядженні найбільш ефективну економіку.

Отже, енергозбереження - це чинник економічного розвитку, який на практиці показав, що у багатьох випадках дешевше здійснити заходи по економії енергії або взагалі уникнути її використання, чим збільшити її виробництво. Це означає, що фінансові ресурси, призначені для розширення виробництва енергії (наприклад, будівництва нової електростанції), або збільшення імпорту енергії (що вимагає значних валютних засобів), могли б бути направлені на інші види діяльності, наприклад, на підвищення рівня життя, комфорту, на розвиток транспорту, будівництво лікарень тощо.

На наш погляд, підвищення ефективності використання палива і енергії є найдешевшим шляхом захисту довкілля, а користь, яка приноситься довкіллю, - це безкоштовна винагорода, тому енергозберігаючі заходи повинні займати пріоритетне місце в державній екологічній політиці.

Для більш продуктивної роботи в екологічній політиці потрібно мати стратегію ефективного використання енергії - це не підлаштування до енергетичної політики країни, а нова концепція в економічній політиці, яка враховує витрати, пов'язані з погіршенням довкілля, і намагається зменшити можливу небезпеку прогресу цього погіршення, підвищити ефективність економіки на регіональному та національному рівнях. Національні стратегії енергозбереження повинні складати інтегральну

частину регіональних економічних стратегій, що забезпечують збереження природного середовища і стійкий розвиток суспільства.

Національна стратегія енергозбереження працюватиме лише в тому випадку, якщо вона керуватиметься наступними принципами:

- 1) усвідомленням існування тісного взаємозв'язку економіки і довкілля на регіональному рівні і у світовому масштабі;
- 2) необхідністю якісного поліпшення стану довкілля і якості життя в країнах, як тих, що розвиваються, так і в промислово розвинених;
- 3) обов'язковим залученням всіх шарів суспільства до процесу вирішення цих проблем і їх участі у вдалому здійсненню цих принципів.

Таким чином, для забезпечення ефективного використання енергоресурсів і стійкого розвитку на регіональному та державному рівні органам влади потрібно працювати в партнерстві з приватним сектором, неурядовими і суспільними організаціями, споживчими групами належить діяти наступним чином:

- сприяти використанню енергоефективних технологій, наприклад, за рахунок впровадження або підтримки новаторських енергозберігаючих методів виробництва, розподілу і споживання енергії (поєднані системи опалювання і охолодження, що працюють на основі принципу утилізації теплових втрат, одночасне виробництво теплової і електричної енергії і інших);
- стимулювати освіту громадськості, політиків і адміністраторів, що формують політичні пріоритети суспільного розвитку, в питаннях підвищення ефективності використання енергоресурсів і захисту довкілля, у тому числі за рахунок кампаній в засобах масової інформації;
- заохочувати дослідження, розробку і використання енергозберігаючих транспортних систем, використання поновлюваних джерел і технологій видобутку енергії, таких, як сонячна енергія, енергія вітру і біомаси;

- приймати належні заходи для розширення використання поновлюваних і безпечних джерел енергії;
- сприяти ухваленню таких рішень в області міського і сільського планування і проектування, які передбачали б ефективне використання енергії і належним чином враховували б потреби кінцевих споживачів;
- стимулювати використання енергозберігаючих і екологічно безпечних технологій в реконструкцію тих, що існують і створення нових галузей промисловості і обслуговування;
- сприяти використанню сонячної енергії, пасивної вентиляції і якіснішої теплоізоляції будівель;
- вводити або корегувати збори із споживачів з метою сприяння ефективному використанню енергії в побутових цілях;
- заохочувати розробку і поширення нових екологічно безпечних технологій;
- розвивати міждержавну співпрацю (зокрема з країнами, що розвиваються) в області обміну знаннями, досвідом з питання поступової заміни етиленового бензину, у тому числі шляхом використання екологічно безпечного замітника етанолу, отриманого в результаті переробки біомаси;
- надавати підтримку програмам, спрямованим на скорочення або нейтралізацію викидів парникових газів при виробництві, передачі і використанні енергії;
- заохочувати використання безпечних промислових і сільськогосподарських відходів, альтернативних і повторно використовуваних матеріалів в будівництві.

На наш погляд, впровадження енергозберігаючої стратегії на регіональному рівні допоможе вирішити ряд питань в державі пов'язаних з екологію, економікою, енергетикою та соціальних проблем суспільства.

Разом з тим, забезпечення ефективного використання енергоресурсів можливе при застосуванні правового регулювання міжнародної торгівлі викидами, яке здійснюється на двох рівнях – міжнародному та національному.

В міжнародно-правовому аспекті особливо важливу роль для нашої країни має сприйняття та впровадження загальноєвропейських підходів з питань зміни клімату. Здійснюючи Європейську політику сусідства уряд України прагне до розширення співробітництва у сфері навколишнього середовища, тому наша держава бере активну участь у діяльності спільної Робочої групи Україна ЄС з питань змін клімату [32].

Європейська стратегія сталої, конкурентоспроможної і безпечної енергетики передбачає, що Схема торгівлі викидами ЄС створює гнучку та рентабельну основу енерговиробництва з максимально сприятливим впливом на кліматичні умови. Схема торгівлі викидами ЄС закладає підвалини для поступового розширення світового ринку по вуглецю і, таким чином, дає Європейському бізнесу перевагу на старті [32].

Кіотський протокол до Рамкової конвенції Організації Об'єднаних Націй про зміну клімату, до якої приєдналась Україна, ставить на мету досягнення у виконанні відповідних положень Конвенції стабілізації концентрацій парникових газів в атмосфері на такому рівні, який не допускає би небезпечного антропогенного впливу на кліматичну систему.

В ст.17 Кіотського протоколу передбачена можливість торгівлі викидами державами-учасницями цієї угоди, з метою забезпечення умов для того, щоб їхні сукупні антропогенні викиди парникових газів, в еквіваленті двоокису вуглецю не перевищували встановлених для них кількісних показників, визначених з урахуванням встановлених для них зобов'язань з кількісного обмеження та скорочення викидів і відповідно до положень ст.3 Протоколу, з метою скорочення їхніх сукупних викидів

таких газів принаймні на п'ять відсотків порівняно з базовим рівнем 1990 року за період дії зобов'язань із 2008 по 2012 роки.

Будь-яка подібна торгівля має доповнювати внутрішні дії країни, спрямовані на досягнення цілей виконання визначених кількісних зобов'язань щодо обмеження та скорочення викидів.

Україна веде активну політику щодо залучення іноземних інвестицій шляхом стимулювання процесу розробки та реалізації проектів спільного впровадження в Україні відповідно до ст.6 Кіотського протоколу, а також шляхом визначення інших засобів міжнародної торгівлі викидами, передбачених ст.17 Кіотського протоколу. Так, Національне агентство екологічних інвестицій України (Нацекоінвестагентство) та Міністерство довкілля, суші та моря Італії підписали відповідний Меморандум про взаєморозуміння щодо співробітництва у сфері зміни клімату, розробки проектів спільного впровадження та участі в міжнародній торгівлі викидами за Кіотським протоколом [32]. Подібний міждержавний акт було підписано Національним агентством екологічних інвестицій України з Міністерством довкілля, сільськогосподарських та морських справ Іспанії [32].

Урядом у 2009 році був затверджений Порядок використання коштів державного бюджету, отриманих від продажу одиниць (частин) установленої кількості викидів парникових газів, передбаченого ст.17 Кіотського протоколу [32]. Головним розпорядником бюджетних коштів, отриманих від такого продажу є Мінприроди, розпорядником нижчого рівня Нацекоінвестагентство, одержувачами юридичні та фізичні особи, що здійснюють реалізацію проектів цільових екологічних (зелених) інвестицій та інші заходи, спрямовані на виконання Кіотського протоколу [32].

Додаток до Порядку використання коштів державного бюджету, отриманих від продажу одиниць (частин) установленої кількості викидів

парникових газів, передбаченого ст. 17 Кіотського протоколу [32] визначає напрями використання коштів державного бюджету, отриманих від продажу одиниць (частин) установленої кількості викидів парникових газів. Таким чином, реалізація проектів цільових екологічних (зелених) інвестицій здійснюється шляхом:

- 1) енергозбереження;
- 2) переходу на використання видів палива з низьким рівнем впливу на довкілля (перехід на альтернативні види палива);
- 3) утилізації шахтного метану;
- 4) впровадження відновлювальних джерел енергії;
- 5) скорочення викидів інших парникових газів, крім двоокису вуглецю;
- 6) захисту довкілля.

Разом з тим, торгівля викидами має вплинути на різні галузі господарського комплексу України та якість довкілля. Концепція національної екологічної політики України на період до 2020 року [32] передбачає підвищення якості повітря та запобігання змінам клімату, що здійснюватиметься шляхом реалізації проектів спільного впровадження з дотриманням вимог Кіотського протоколу, розроблення та впровадження системи торгівлі національним надлишком квот на викиди парникових газів.

Національний план заходів з реалізації положень Кіотського протоколу [32] передбачає участь у ньому майже всіх міністерств і відомств.

Так, впровадженню нових технологій в енергетичне виробництво з мінімальним впливом на навколишнє середовище відповідно до Зеленої книги сприятимуть ефективні схеми торгівлі викидами, зелені сертифікати та спеціальні тарифи, що будуть опрацьовані в спеціальних програмах та заходах з реалізації Енергетичної стратегії.

З упровадженням системи обміну/торгівлі вуглецевими квотами/кредитами українські шахти можуть розглядатися як джерела одержання таких кредитів. Починаючи з лютого 2005 року сума міжнародних угод з торгівлі квотами на викиди парникових газів становить уже більше 1 млрд. доларів США, а потенційний обсяг цього ринку до 2012 року оцінюється нарівні не менше 10 млрд. доларів США. Міжнародна торгівля викидами дозволяє передачу (продаж) частини національної квоти на викиди парникових газів (одиниць встановленої кількості) іншим країнам. Отримані кошти повинні стати інвестиційною складовою проведення реконструкції підприємств паливно-енергетичного комплексу країни, зокрема вугільних шахт.

Як повідомлялося, за час дії Кіотського протоколу Україна змогла здійснити лише одну операцію з продажу квот на викид парникових газів. Так, Україна продала Японії 30 млн. тонн еквіваленту вуглекислого газу (одиниць встановленої кількості). За це держава отримала близько 585 млн. дол. З них 375 млн. дол. японці виплатили грошима, а на решту суми, згідно з домовленостями, повинні поставити устаткування [32].

За повідомленням прес-служби Генеральної прокуратури України [32], цим органом проведено перевірку додержання вимог законодавства при використанні бюджетних коштів, отриманих у 2009 році від продажу частини встановленої кількості викидів парникових газів, відповідно до ст.17 Кіотського протоколу.

Проаналізувавши міжнародні нормативно-правові акти, а також нормативні акти господарського, екологічного та фінансового права, можна дійти висновку, що в Україні ще не створено дієвого механізму щодо торгівлі викидами.

Вважаємо за доцільне, чим скоріше прийняти спеціальний закон, в якому комплексно врегулювати діяльність щодо застосування механізмів Кіотського протоколу, передбачивши, зокрема: визначення умов та



порядку здійснення торгівлі одиницями встановленої кількості викидів, передачі або отримання одиниць встановленої кількості викидів, одиниць скорочення викидів, сертифікованого скорочення викидів та одиниць абсорбції парникових газів; запровадження системи контролю за ціноутворенням при торгівлі викидами, визначенням строків здійснення розрахунків за передані або отримані одиниці викидів, встановлення відповідальності за порушення у цій сфері; визначення критеріїв відбору відповідних проектів, порядку отримання та використання коштів, що надходять від торгівлі викидами.

## **2.2 Дослідження факторів, що впливають на характер залежності в системі "економічне зростання – емісія забруднюючих речовин"**

В результаті здійснення трансакцій здійснюється ринковий обмін економічними благами. При цьому модель ринкового обміну абстрагується від таких факторів, як природно-територіальні умови, а також соціальне і економічне середовище, в якому здійснюється ринкова трансакція. Таким чином, в результаті даної взаємодії виникають зовнішні ефекти, які впливають на добробут третіх осіб, які не є учасника ринкової угоди.

Теорія зовнішніх ефектів ґрунтується на економічній теорії добробуту та інституціоналізму. У рамках економічної теорії добробуту були визначені основні характеристики зовнішніх ефектів, їх види, а також відбувалося становлення нормативного підходу до їх регулювання. Економічна теорія добробуту не враховувала особливостей інституційного середовища та недосконалої інформації і основний акцент робиться в механізмі регулювання екстерналій на фіскальних методах.

Інституціоналісти у своїй теорії показали, що економічні суб'єкти діють у світі високих трансакційних витрат, не чітко визначених прав власності і ненадійних контрактів. Економічна теорія добробуту розглядає

екстернали в якості "провалів" ринку, що вимагають втручання держави шляхом введення податків та виплати субсидій. Під ринковими провалами розуміється ситуація, при якій ринок виявляється нездатним самотійно без зовнішнього впливу, генерувати ефективні рішення для окремих індивідів і суспільства в цілому, узгоджувати приватний та громадський оптимум, що призводить до порушення цінової економічної рівноваги.

Інституціоналісти зовнішні ефекти розглядають як "провали" держави і можливість інтерналізувати ці ефекти шляхом обмеженого державного регулювання та розширення ринкових відносин при передачу специфікованих прав власності.

В рамках інституціональної економіки зовнішні ефекти розглядається з позиції прав власності.

Так згідно теоремі Коуза "якщо права власності чітко визначені і трансакційні витрати дорівнюють нулю, то алокація ресурсів (структура виробництва) залишатиметься незмінною незалежно від змін у розподілі прав власності, якщо ухилитися від ефекту доходу".

На основі постулатів теорії прав власності можна зробити ряд висновків. Зовнішні ефекти носять не односторонній, а двосторонній характер; теорема Коуза розкриває економічний зміст прав власності. Джерелом зовнішніх ефектів є розмиті або не встановлені права власності. Не випадково основним моментом конфліктів у зв'язку з зовнішніми ефектами є ресурси, які з категорії необмежених переходять у категорію рідкісних (вода, повітря) і на які ніяких прав власності до того в принципі не існувало; частіше всі зовнішні ефекти породжуються самою державою; головною причиною зовнішніх ефектів є не надмірний, а недостатній розвиток приватної власності.

Зовнішні ефекти виникають у третіх осіб в результаті певного характеру проведення угод. Так, наприклад, підприємство викидає шкідливі речовини, навколишнє середовище забруднюється і жителі

починають нести збитки. Суспільство хоче монополізувати ресурси для того щоб зменшити збиток, а підприємство, щоб скоротити природоохоронні витрати. Оскільки витрати на запобігання викидів підприємство виплачує з власних коштів і ці витрати впливають на його економічні показники. Збиток навколишньому середовищу становлять витрати когось іншого, тобто для підприємства це зовнішні витрати.

Таким чином, проблема екстернальності заснована:

1. На розбіжності інтересів суб'єктів користування благ. Як видно з наведеного прикладу суспільство і підприємство мають різні інтереси. Суспільство зацікавлене зменшити збиток від забруднення, а підприємство природоохоронні витрати, які впливають на основні економічні показники виробництва.

2. Екстернальні витрати виникають у зв'язку з обмеженістю ресурсів, в даному випадку це здатність навколишнього середовища поглинати без шкідливих негативних наслідків деяку кількість викидів. Ці якості навколишнього середовища називаються асиміляційним потенціалом. Викиди, що перевищують обсяг асиміляційного потенціалу, призводять до появи збитку і відповідно пов'язані з виникненням екстернальних витрат.

3. Зовнішні ефекти мають двосторонній характер.

4. Зовнішні витрати виникають в результаті здійснення ринкових трансакцій. Дані витрати виникають на всіх етапах технологічного процесу починаючи від видобутку сировини закінчуючи переробкою вторинних відходів.

5. Частіше всі зовнішні ефекти породжуються самою державою.

6. Проблеми екстернальності пов'язана з недостатнім розвитком приватної власності.

7. Пов'язана з проблемою платежів за порушення середовища і питаннями платного природокористування в Україні.

При існуванні екстерналій загальні суспільні витрати на виробництво продукції будуть складатися з приватних витрат і негативних екстернальних витрат.

$$MSB = MPB + MEB \quad (2.1)$$

де ,

*MSB*-граничні суспільні витрати,

*MPB*-граничні приватні витрати,

*MEB*-граничні екстернальні витрати.

В спрощеному вигляді загальні суспільні витрати і витрати на виробництво продукції можна представити у вигляді індивідуальних витрат і екстернальних витрат оцінених у вартісній формі

$$C_s = C_p + E = C_p + \sum E_i \quad (2.2)$$

де,

*E<sub>i</sub>*-і вид екстернальних витрат

Існують різні підходи до визначення поняття "екстернальні витрати".

В мікроекономічній теорії зовнішні ефекти (екстерналії) - це вплив дій економічних суб'єктів, які беруть участь у даній угоді, на третіх осіб (які не беруть участі у цій угоді). Таким чином, екстерналії не знаходять відображення в ринковому механізмі ціноутворення, а отже призводять до зниження ефективності його роботи і до неоптимального розміщення благ в економіці.

При іншому підході зовнішні ефекти полягають у тому, що ситуація, пов'язана з реалізацією корисності споживачем (досягненням прибутку - виробником) безпосередньо, тобто без ринкового механізму, залежить від дії, що контролюється іншим індивідуумом (третьою особою щодо виробника і споживача).

Екстерналії визначаються як ефекти впливу на добробут окремих індивідуумів, при цьому виробники і споживачі товарів і послуг не приймають їх до уваги у своїх рішеннях при оцінці ефективності (вигідності). Екстерналії можуть бути пов'язані, з впливом на навколишнє середовище, впливом на здоров'я людини, збитком інфраструктурі, або іншими впливами.

Різноманіття форм взаємодії між економічними суб'єктами супроводжується виникненням різних видів зовнішніх ефектів. Вони можуть класифікуватися по цілому ряду критеріїв.

В залежності від "знаку" зовнішні ефекти поділяються на позитивні і негативні.

Залежно від виду впливів можна виділити наступні типи зовнішніх ефектів: тимчасові, глобальні, міжгалузеві, міжрегіональні, локальні.

Тимчасові (між поколіннями) екстерналії. Цей тип зовнішніх ефектів тісно пов'язаний з концепцією сталого розвитку. Масова деградація сільськогосподарських земель створює величезні енергетичні і продовольчі проблеми для майбутнього. Приклад негативних тимчасових зовнішніх ефектів. Можливі й позитивні тимчасові екстерналії. Наприклад, освоєння дешевих технологій виробництва енергії (сонячна тощо) дадуть значний економічний ефект у майбутньому.

Глобальні екстерналії. Викиди хімічних сполук в атмосферу, забруднення вод та інші екологічні впливи створюють значні еколого-економічні проблеми в інших державах.

Міжгалузеві екстерналії. Розвиток одних галузей неминує призводити до впливу на інші галузі, часто негативного. Так, наприклад хімічне підприємство скидає свої відходи у річку це призводить до забруднення цих вод та зменшення сортів риб.

Міжрегіональні екстерналії. Цей вид зовнішніх ефектів аналогічний глобальним, але вони діють в масштабах декількох районів однієї держави.

Наприклад, забруднюючі викиди у верхній течії річки, переносяться і впливають на "нижні" регіони (призводять до додаткових витрат на очищення води)

Локальні екстерналії. Такий вигляд зовнішніх ефектів пов'язаний з дією певного джерела забруднень, які поширюються на обмеженій території. На обмеженій території розглядається підприємство - забруднювач і аналізуються викликані його діяльністю екстернального витрати.

За особливостями виникнення екстерналії можуть бути споживчими, технологічними і грошовими.

Споживчі екстерналії - зовнішній ефект, що виникає на основі функціональної залежності корисності від кількості споживаного блага для одного економічного суб'єкта і зворотної (прямої) функціональної залежності для іншого економічного суб'єкта.

Технологічний зовнішній ефект - екстерналії, що виникає в наслідок існування технологічної залежності випуску одного економічного суб'єкта від обсягу виробництва товарів або послуг іншого суб'єкта.

Грошовий зовнішній ефект - екстерналія, що виникає внаслідок впливу на величину доходу або витрат одного економічного суб'єкта обсягів виробництва, цінової політики, реклами та ін прийомів конкуренції іншого економічного суб'єкта.

В залежності від того, яке відношення зовнішній ефект має до сторін, що укладають контракт з приводу обміну правами власності виділяють зовнішні та внутрішні екстерналії.

Зовнішні екстерналії -це такі ефекти, які є зовнішніми не тільки по відношенню до даної контрактної угоди, але і по відношенню до групи економічних суб'єктів,які приймають участь в контракті. Внутрішні екстерналії - такі ефекти, які є зовнішніми по відношенню до даного

контактному відношенню, але внутрішніми по відношенню до групи економічних суб'єктів, які бере участь в контракті.

Таким чином, екстернальні витрати – витрати, що виникають в результаті здійснення ринкових угод, які не відображаються в ціні і чинять негативний вплив на третіх осіб, що не приймають участь у трансакції. Екстерналії можуть виникати як в результаті виробництва, так і споживання товарів і послуг.

У процесі екологізації суспільного виробництва виникає проблема інтерналізації зовнішніх ефектів (переведення зовнішніх витрат у внутрішні).

Основними теоретичними стратегіями інтерналізації є наступні:

1) Шляхом ринкових переговорів (Р. Коуз). Причину екстерналій Р. Коуз бачить у відсутності чітко встановлених прав власності на природні ресурси й економічні блага. Припустимо якщо:

- майнові права на природні ресурси чітко визначені і можуть передаватися від однієї особи до іншої;
- трансакційні витрати з усунення майнових прав та проведення переговорів між учасниками ринкових операцій малі і ними можна, знехтувати;
- забезпечено вільний доступ до інформації, що стосується забруднення середовища та екологічного збитку від цього забруднення;
- число учасників переговорів відносно невелике.

При виконанні цих умов зовнішні витрати можуть бути інтерналізовані шляхом ринкових переговорів між виробником і покупцем екстерналій, і цей ринковий процес забезпечить досягнення оптимуму Парето, якому відповідає суспільний оптимум якості навколишнього природного середовища.

2) Застосування інституціонального механізму, який являє собою створення інституту правового органу, спрямований на регулювання

заходів та умов відшкодування збитків економічними суб'єктами, які створюють негативні зовнішні ефекти. Таким чином, даний інституційно-правовий орган спрямований на виконання організаційно-правових функцій інтерналізації зовнішніх ефектів.

3) Введення державного спеціального податку стягується з тих, хто породжує зовнішні ефекти та встановлення контролю за їх діяльністю, названого на честь автора А. Пігу. Пігу вважає, що держава повинна впливати на поведінку винуватців негативних зовнішніх ефектів за допомогою податку, який дорівнює податку на одиницю виробленого забруднення (величині негативних зовнішніх ефектів), а на винуватців позитивних зовнішніх ефектів за допомогою дотацій. Податки і дотації повинні співвідноситися таким чином, що б винуватці здійснювали свою діяльність на Парето - оптимальному рівні. Щоб утримати податок Пігу на оптимальній висоті, держава повинна знати функції запобігання граничного збитку і граничних витрат на запобігання (емісії). Ці вимоги до ступеня інформованості держави, що встановлює податок, є суттєвою перешкодою на шляху практичного застосування податку Пігу.

Таким чином, на рівні держави можна використовувати два види заходів: інституційні (адміністративні) та економічні.

До адміністративно-контрольних інструментів управління негативними зовнішніми витратами можна віднести: екологічне та природно-ресурсне законодавство, екологічний моніторинг, екологічні стандарти та нормативи, ліцензування господарської діяльності, екологічну сертифікацію, екологічний аудит та інші.

Економічні інструменти становлять: ринково-орієнтовані (природно-ресурсні платежі та платежі за забруднення середовища, ринкові ціни на природні ресурси, що надходять в економічний обіг, механізм купівлі-продажу прав на забруднення природного середовища; застава система та інші) і фінансово-кредитні інструменти (форми та інструменти



фінансування природоохоронних заходів; кредитний механізм охорони навколишнього середовища, позики, субсидії тощо; екологічні та ресурсні податки; система страхування екологічних ризиків).

Таким чином, на сучасному етапі однією з найважливіших задач управління зовнішніми витратами є організація системи моніторингу у будь-яких масштабах і з будь-якими цілями. При організації системи моніторингу у будь-яких масштабах і з будь-якими цілями, зокрема при організації системи національного екологічного моніторингу, найбільш ефективним є створення комплексної системи моніторингу джерел забруднень, забруднювальних речовин (ЗР) та інших факторів впливу у різних складових біосфери – атмосфері, гідросфері та літосфері.

Під *моніторингом атмосферного повітря* мають на увазі інформаційно-технічну систему спостережень, оцінювання і прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря та надання на цій основі рекомендацій щодо заходів з охорони атмосферного повітря.

Спостереження за станом атмосферного повітря та вмістом забруднювальних речовин, у тому числі радіонуклідів, здійснюють 3 суб'єкти державної системи моніторингу довкілля: МНС (зокрема, Державна гідрометеорологічна служба), Мінприроди (Державна екологічна інспекція), МОЗ (санітарно-епідеміологічна служба). Термін *забруднення атмосфери* означає, що в повітрі присутні різноманітні гази, частинки твердих або рідких речовин, які шкідливо впливають на живі організми, погіршують умови їх проживання або наносять матеріальні збитки.

За статистичними даними близько 80% всіх ЗР, які потрапляють в атмосферу, є результатом різноманітних енергетичних процесів – від видобутку до переробки і використання енергоносіїв. При цьому, майже 90% світових потреб в енергії задовольняється за рахунок використання органічного палива, як викопного (нафта, вугілля, газ), так і

відновлювального (дрова, солома). Щорічно спалюється більше млрд. т палива, що призводить до викидів в атмосферу близько 220 млн. т сірчаного ангідриду, 450 млн. т оксиду вуглецю, 7,5 млн. т оксидів азоту і 150 млн. т інших речовин.

Окреме місце в системі державного моніторингу стану атмосфери та викидів займає моніторинг парникових газів, на викиди яких *Киотським протоколом до Рамкової конвенції ООН про зміну клімату* встановлюються спеціальні квоти для кожної країни, що підписала та ратифікувала цей протокол, включаючи Україну: діоксид вуглецю (CO<sub>2</sub>), метан (CH<sub>4</sub>), закис азоту (N<sub>2</sub>O), гідрофторвуглеводні, перфторвуглеводні, гексафторид сірки (SF<sub>6</sub>).

Характер тимчасової і просторової мінливості концентрації шкідливих домішок зумовлений рядом чинників, знання яких потрібне для забезпечення необхідної чистоти *атмосферного повітря* (АП). Основою для виявлення всіх факторів і закономірностей є спостереження за станом забруднення повітряного басейну. Від можливостей і якості спостережень, що проводяться, залежить ефективність всіх заходів з охорони повітря. Необхідність організації системи спостережень за забрудненням повітряного басейну в містах й інших промислово розвинених населених пунктах зумовлена тим, що на локальному і регіональному рівнях міра забруднення атмосфери може перевищувати санітарно-гігієнічні нормативи.

Спостереження за *забрудненням атмосфери* (ЗА) здійснюються в країнах СНД з початку 60-х років 20-го сторіччя.

Для отримання об'єктивної інформації про *рівень забруднення атмосфери* на базі гідрометеорологічної мережі спостережень, підрозділів МОЗ СРСР і інших відомств у 1972 р. під керівництвом *Головного управління гідрометеослужби* (ГУГМС, далі Держкомгідромету) була створена *Загальнодержавна служба спостережень і контролю за станом*

*атмосфери* (ЗДССКА), що займалась також організацією системи моніторингу забруднення природного середовища. Пізніше Держкомгідромет був реорганізований у *Державну гідрометеорологічну службу (Держгідрометслужбу) МНС України*.

Передача Держгідрометслужбі головних функцій в організації мережі станцій спостережень за забрудненням атмосфери була зумовлена тим, що мережа моніторингових постів і гідрометеорологічна мережа формуються за схожими принципами. Окрім того, характеристики забруднення атмосфери визначаються, як правило, одночасно з необхідними для їх інтерпретації метеорологічними показниками. Протягом 2007 року Державною гідрометеорологічною службою здійснювались спостереження за забрудненням атмосферного повітря у 53 містах України на 162 стаціонарних, двох маршрутних постах спостережень та двох станціях транскордонного переносу. Крім того, спостереження за кислотністю атмосферних опадів здійснювались на 50 метеостанціях. Спостереження за хімічним складом атмосферних опадів проводилось на 33 метеостанціях. Програма обов'язкового моніторингу якості атмосферного повітря включає вісім забруднювальних речовин: пил, двоокис азоту (NO<sub>2</sub>), двоокис сірки (SO<sub>2</sub>), оксид вуглецю, формальдегід (H<sub>2</sub>CO), свинець та бенз(а)пірен, а також радіоактивні речовини. Деякі станції здійснюють моніторинг за виявленням додаткових забруднювальних речовин.

Важливе місце в системі моніторингу за станом атмосферного повітря займає інформація щодо транскордонного перенесення забруднювальних речовин, і такі спостереження здійснюються у мережі Державної гідрометеорологічної служби. З метою виконання зобов'язань за протоколами до Конвенції про транскордонне забруднення атмосферного повітря на великі відстані Мінприроди розпочато проект

щодо створення міжнародної станції ЕМЕП в українській частині дельти Дунаю на території Дунайського біосферного заповідника.

В Україні наукові і методологічні основи організації мережі спостережень виконує УкрНДГМІ і підрозділи Міністерства охорони навколишнього природного середовища. Основна мета моніторингу за станом атмосферного повітря полягає у забезпеченні зацікавлених державних і громадських органів, підприємств, установ й інших організацій систематичною інформацією про рівень забруднення атмосфери і про прогнози його змін під впливом господарської діяльності і метеорологічних умов.

Стандартна мережа моніторингу повинна забезпечити надходження інформації про стан атмосферного повітря, на основі якої можна вирішувати такі задачі:

- оцінювати *рівень забруднення атмосфери (РЗА)*;
- вивчати вплив забруднення повітряного басейну на захворюваність населення;
- оцінювати збитки, що наносяться сільському господарству, лісам, тваринництву, будівлям і спорудам;
- планувати розміщення промислових підприємств та визначати *санітарно-захисні зони (СЗЗ)*;
- уточнювати і перевіряти розрахункові методи розсіювання домішок від джерел забруднення АП;
- оцінювати фонове забруднення атмосфери.

Для успішного вирішення всіх цих задач необхідно грамотно визначити методи вимірювань, оптимальні значення періодичності спостережень і кількості постів, а також сформулювати програму роботи стандартної мережі моніторингу.

### **2.3 Оцінка і прогнозування характеру залежності і системи "економічне зростання – емісія забруднюючих речовин"**

При вирішенні ряду економічних задач територіального розвитку і розміщення продуктивних сил практичний інтерес представляє прогноз тенденцій емісії і випадання забруднюючих речовин. Такий прогноз необхідний, перш за все, як для розробки загальної стратегії регіонального еколого-економічного розвитку, так і для інформаційної підтримки техніко-технологічних і організаційно-економічних заходів щодо реалізації вимог Європейської Конвенції по трансграничному перенесенню забруднюючих речовин. Але навіть простий кількісний порівняльний аналіз свідчить про складні, нелінійні процеси зміни рівня емісії забруднюючих речовин в часі. Як наслідок – незіставність оцінок, представлених в різних джерелах.

За даними [55], в США спостерігалось збільшення викидів від ТЕС: SO<sub>2</sub> з 17,9 млн. т/год (1930 р.) до 35,8 млн. т/год (1980 р.); NO<sub>x</sub> з 7,2 млн. т/год до 27,9 млн. т/год, відповідно. У країнах ЕЕС викиди NO<sub>x</sub> в 1970 р. склали 7,8 млн. т/год, а в 1985 р. – 13,0 млн.т/год [85]. Виходячи з прогнозних варіантів розвитку енергетики, для країн – членів ЕЕС (Великобританії, Бельгії, Данії, Ірландії, Італії, Люксембурга, Нідерландів, Франції і ФРН) в 1980 р. були виконані прогнозні розрахунки викидів SO<sub>2</sub> на 1985 і 2000 рр. для двох варіантів розвитку енергетики [18]. Прогноз для першого варіанту був заснований на допущенні, що збільшення ефективності використання енергії у вказаний період буде обумовлене тільки зростанням цін.

Таблиця 2.1 – Прогноз викидів сірчистого ангідриду при різних варіантах розвитку енергетики в Європі [18]

Варіант розвитку енергетики	Викиди SO <sub>2</sub> , млн. т/год		
	1976	1985	2000
Варіант 1			
Максимально можливий розвиток атомної енергетики	16	20	21
Максимально можливий розвиток енергетики на викопних паливах	16	20	26
Максимально можливий розвиток енергетики на відновлюваних джерелах енергії / високі темпи розвитку атомної енергетики	16	20	20
Максимально можливий розвиток енергетики на відновлюваних джерелах енергії / високі темпи розвитку енергетики на викопних паливах	16	20	26
Варіант 2			
Високі темпи розвитку атомної енергетики	16	19	19
Високі темпи розвитку енергетики на викопних паливах	16	19	24
Максимально можливий розвиток енергетики на відновлюваних джерелах енергії / високі темпи розвитку атомної енергетики	16	19	18
Максимально можливий розвиток енергетики на відновлюваних джерелах енергії / високі темпи розвитку енергетики на викопних паливах	16	19	25

Умовами другого варіанту передбачалося, що максимально можлива економія енергії буде досягнута до 2000 р., якщо уряди вживуть необхідні для цього заходи. Відповідно до другого варіанту щорічний приріст загального споживання первинної енергії в 1976-1985 рр. повинен був скласти 3 - 3,2%, в 1985-2000 рр. – 1,2-1,9%. При складанні прогнозу викидів SO<sub>2</sub> допускалося, що в середньому вміст сірки в паливі збережеться на рівні 1976 р. і в прогнозованому періоді будуть вжиті заходи по скороченню викидів SO<sub>2</sub>. У прогнозах враховувалося, що гранично допустимий рівень змісту сірки в паливі розрізняється і залежить від цілей його споживання.

Фактичні дані показали, що за період 1980-1990 рр. в Європі відбулося значне скорочення емісії оксидів сірки (табл. 2.2).

Таблиця 2.2 – Темпи зміни емісії і концентрації оксидів сіри в повітрі і опадів за період 1980-1990 рр. [29, с. 104]

Регіон, країна	Нахил тренда (5% в рік)			Кореляція	
	Емісія	Концентрація		Емісія*/концентрація	
		SO <sub>2</sub> в повітрі	SO <sub>4</sub> в опадах	SO <sub>2</sub> в повітрі	SO <sub>4</sub> в опадах
Європа в цілому (сітка ЕМЕР), зокрема	-2,47	-4,28	-0,5	0,69	0,15
Німеччина	-6,54	-4,86	-2,65	0,70/0,85	0,87/0,78
Швеція	-6,62	-3,32	0,0	0,56/0,65	0,00/0,00
Нідерланди	-5,15	-4,40	-2,18	0,77/0,72	-0,58/-0,61
Норвегія	-5,90	-4,20	-1,28	0,69/0,61	0,30/0,37

\*) Цифра в чисельнику – кореляція із загальноєвропейською емісією, в знаменнику – з національною.

**Починаючи** з 1991-1992 рр. в Європі спостерігається ще істотніше зниження емісії оксидів сірки і азоту. Чинники, що визначають зниження емісії для різних європейських країн, різні. Якщо в країнах Західної Європи зниження емісії оксидів сірки обумовлене організаційно-технічними заходами, вдосконаленням техніки і технології пилегазоочистки, зниженням питомих показників споживання енергії, то в країнах Центральної і Східної Європи – унаслідок економічної кризи. В усякому разі прогнози, розроблені на початку 80-х років, не виправдалися.

За прогнозами *International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA) [214], виконаними на основі моделі RAINS [203], очікується подальше істотне зниження емісії оксидів сірки і азоту (табл. 2.3).

На наш погляд, представлені в табл. 2.3 прогностичні оцінки є дуже оптимістичними. Навіть для країн Європейського Союзу майже триразове зниження викидів SO<sub>2</sub> представляється нереальним. Це обумовлено, перш за все, тенденцією переходу, що намітилася, на вугільну концепцію

паливного постачання теплоенергетики низки країн, зокрема Польщі, України, Румунії, Німеччини і, як наслідок, – зростанням емісії оксидів сірі і азоту [72, 78, с. 192-203].

Суперечності в прогнозних оцінках викликані, на наш погляд, відсутністю цілісних методологічних підходів до прогнозування рівня емісії забруднюючих речовин як функції економічного зростання. Слід зазначити, що і самі методи прогнозування економічного зростання є предметом дискусій. Але тут вироблені загальноприйняті, достатньо надійні підходи [32]. Що ж до прогнозування рівня емісії, то певні дослідження в даній області проводилися, але системного узагальнення не одержали.

Таблиця 2.3 – Прогноз емісії оксидів сірі і азоту в Європі [96, с. 7,9]

Група країн	Емісія SO <sub>2</sub> , млн. т		Динаміка зниження, %	Емісія NO <sub>x</sub> , млн. т		Динаміка зниження, %
	1990	2010		1990	2010	
Країни Європейського Союзу	16,87	5,06	-70	13,73	7,32	-47
Країни Центральної і Східної Європи	11,44	4,08	-64	4,03	0,20	-57
Країни СНД (окрім України) в рамках сітки ЕМЕР	8,33	5,15	-38	4,27	3,51	-18

У роботі [102] була висунута гіпотеза про опуклу екстремальну залежність емісії забруднюючих речовин від економічного розвитку. Згідно гіпотезі, емісія має тенденцію підвищуватися швидше, ніж економічне зростання на деяких поточних стадіях економічного розвитку, досягає максимуму і потім монотонно знижується, не дивлячись на зростання валового національного продукту, що продовжується.

В період 1991-1994 рр. дослідники знов звернулися до вивчення проблеми взаємозв'язку "емісія – економічне зростання", що було обумовлене відомими політичними процесами цього періоду в



Центральній і Східній Європі. Автори роботи [103] показали, що опукла залежність "емісія – економічний розвиток" має ряд обмежень, які не враховувалися раніше. Наводилися статистичні дані, підтверджуючі припущення про хвильовий характер функціональної залежності "емісія – економічне зростання". Було встановлено, що після певного зниження емісія знов починає зростати у міру подальшого економічного зростання.

Слід зазначити, що в класичному вигляді взаємозв'язок "емісія – економічний розвиток" була досліджена на регіональному рівні і рівні країни [102]. У такій постановці задача, власне, і представляє найбільший інтерес. Її рішення дозволяє прогнозувати динаміку забруднення навколишнього середовища для окремих регіонів і країн, розробляти адекватні заходи щодо зниження емісії. Розвиток міжнародної співпраці у області охорони навколишнього середовища визначив необхідність отримання зіставних оцінок залежності емісії від рівня економічного розвитку в міжнародному аспекті. Але до теперішнього часу немає єдиної думки про самий характер залежності і про чинники, її визначаючих.

У роботі [103] приводиться чотири аргументи на користь опуклої залежності:

- позитивна еластичність доходу за якістю навколишнього середовища;
- структурні зміни у виробництві і споживанні;
- інформованість населення щодо наслідків дії забруднення навколишнього середовища на здоров'я;
- розвиток і затвердження відкритих політичних систем.

Значний внесок у розвиток теорії дослідження залежності "економічне зростання – емісія" внесли N. Shafik і S. Bandyopadhyaya [105], а також T.M. Selden і D.S. Song [104]. Як базова модель, що дозволяє встановити залежність між рівнем емісії (E) і валовим національним доходом (G), автори [104] запропонували наступну залежність:

$$E_{it} = \beta_0 + \beta_1 G_{it} + \beta_2 G_{it}^2 + \beta_3 G_{it}^3 + \beta_4 t + \varepsilon_{it} \times 0, \quad (2.3)$$

де  $i$  – індекс країни,  $i = 1, \dots, N$ ;  $t$  – аналізований період часу, рік;  $\varepsilon_{it}$  – випадкове відшкодування для умов  $i$ -ої країни в  $t$ -ом періоді часу;  $\beta_{про}$  – вільний член.

Т.М. Selden і О.С. Song застосовували модель (2.3) для опису взаємозв'язку емісії  $SO_2$ ,  $NOx$ , і пилу, взятого в розмірності т/чел., і доходу, взятого в розмірності долл./чел. Дослідження проводилися більш ніж для тридцяти країн і охоплювали періоди: 1973-1975, 1979-1981, 1982-1984 рр. Дохід, через стандартну споживацьку корзину перераховувався в зіставні ціни, як по різних тимчасових інтервалах, так і по країнах. Як додатковий чинник враховувалася густина населення. Передбачалося, що країни (регіони) з меншою густиною населення менше зацікавлені в зниженні емісії, оскільки, в даному випадку одна тонна забруднюючих речовин завдає меншого економічного збитку, ніж у разі вищої густини населення.

Одержані залежності показали, що чинник  $\beta_3$  виявився не значним для емісії всіх аналізованих забруднювачів. Це дозволило стверджувати, що гіпотеза опуклої екстремальної залежності "емісія – економічний розвиток" є більш переважною в порівнянні з хвильовою гіпотезою.

Т.М. Selden і О.С. Song одержали наступні узагальнені регресійні залежності [89, с. 159].

$$\text{Пил} \quad E(\text{Пил}) = -397,3 + 141,87G - 7,23G^2 + e \quad (2.4)$$

$$SO_2 \quad E(SO_2) = -148,4 + 201,26G - 9,422G^2 + e \quad (2.54)$$

$$NOx \quad E(NOx) = -54,89 + 73,524G - 3,053G^2 + e \quad (2.56)$$

Екстремум функцій (2.4) - (2.6) має місце при доході 9811, 10681 і 12041 дол. на людину в рік, зміряного в цінах 1985 р.

Цілком очевидно, що для умов України, одержані в роботі [28] регресійні залежності інтересу не представляють. Навіть якщо прийняти найоптимістичніші допущення про середній душевий дохід в 1985 році 300 дол. в місяць, річний дохід складав би 3600 дол. Після 1985 року реальний дохід на душу населення весь час знижується. При будь-якому зниженні  $G$  знижуватиметься і емісія. Фактично в Україні має місце зниження рівня емісії забруднюючих речовин. Але це зниження йде не пропорційно зниженню доходу. Отже, для дослідження залежності "емісія – економічне зростання" в умовах перехідних економік потрібні спеціальні підходи.

N. Shafik і S. Vandyopadhyaya [105] досліджували залежність "емісія – економічне зростання" для 149 країн в інтервалі 1960-1990 рр. Для емісії пилу і  $SO_2$  була встановлена опукла екстремальна функція з екстремумом при доході 3280 і 3670 дол. на людину в рік, зміряного в цінах 1985 р. Слід зазначити, що в роботі [105] представлені результати дослідження забруднення повітряного простору в містах. Можливими причинами значних розбіжностей в цінах можуть бути:

- пріоритет в зниженні забруднення атмосферного повітря в містах;
- нижча вартість заходів щодо зниження забруднення атмосферного повітря в містах в порівнянні з промисловими об'єктами;
- підвищення вартості земельних ділянок в містах, що зумовило витіснення промислових об'єктів, як за межі міст, так і взагалі за межі промислово розвинених держав.

На наш погляд, причина незіставності результатів полягає в складності збору і обробки початкової інформації, недосконалості методів регресійного аналізу і інтерпретації одержаних результатів. Крім того, базова модель (2.3) і одержані на її основі результати (2.4) - (2.6) володіють рядом істотних теоретичних і практичних недоліків.

По-перше, модель володіє недоліком асимптотичних властивостей. При певних значеннях доходу  $G$  вона дає негативні значення емісії, що

саме по собі не має не тільки ніякого економічного, але і фізичного значення. При аналізі регресійних залежностей (2.4) – (2.6) легко переконатися, що при доході на душу населення нижчі 3384, 764 і 770 дол. США в рік і при доході вищі 16238, 20597 і 23312 дол. США в рік матиме місце негативне значення емісії. Якщо врахувати, що в базовому 1985 році дохід на душу населення в США складав в середньому 17000 дол. в рік, то виходить, що, як мінімум, після 1985 року спостерігалася негативна емісія пилу. Відповідно до одержаних результатів повинен був би мати місце негативний тренд емісії  $SO_2$  і  $NO_x$ . При 5 – процентному річному прирості доходу екстремальний дохід для функції (2.3) в 10681 дол. на людину був досягнутий в 1975 г.; при 7 - процентному прирості – в 1977 р. Але за фактичними звітними даними в період з 1970 по 1980 рік спостерігався приріст викидів як  $SO_2$ , так і  $NO_x$  [99], що не узгоджується з даними, одержаними розрахунковим шляхом по моделі (2.3).

По-друге, в моделях (2.4) - (2.5) були використані об'єднані по багатьох країнах початкові дані про викиди забруднюючих речовин. Але у такому разі дуже складно інтерпретувати економічне значення негативного тренда функції. Це має на увазі рівномірне зниження емісії у всіх країнах. Проте, є немало аргументів на користь нерівномірності (у часі) упровадження техніко-технологічних удосконалень в економічно розвинених країнах і країнах з перехідною економікою. Отже, моделі (2.55) - (2.57) не дозволяють виявити національні особливості поведінки функції "емісія – економічний розвиток".

По-третє, виникають певні складнощі у відображенні на плоскій системі координат трьох змінних: емісія, дохід і час. Автори роботи [104], як це витікає з (2.4) - (2.57), дають двомірну систему координат  $E = f(G)$ . В цьому випадку тільки через тимчасову прив'язку доходу можна зіставити рівень емісії і час. Такий підхід не має яких - або внутрішніх суперечностей, але в той же час, не дозволяє виявити особливості

підвищення кривих в координатах "емісія – дохід – час" для окремо взятих країн.

На наш погляд цю проблему можна розв'язати таким чином. На базі моделі (2.3) побудовані чотири гіпотетичні криві  $U(t1)$ ,  $U(t2)$ ,  $U(t3)$ ,  $U(t4)$ , дозволяючі пов'язати емісію і дохід в дискретних проміжках часу  $t1$ ,  $t2$ ,  $t3$  і  $t4$  (рис. 2.1).

Криві  $U(t1)$ ,  $U(t2)$ ,  $U(t3)$ ,  $U(t4)$  представляють не що інше, як узагальнену (для країн, що входять у вибірку) залежність "емісія – економічне зростання". Припустимо, що є окрема країна (що увійшла до вибірки), що характеризується доходами  $G1$  у момент часу  $t1$  і емісією  $E1$ . Збільшення доходу в часі для цієї країни і відповідне зниження емісії може здійснюватися по траєкторії  $US1$ . Екстремальний дохід, при якому позитивний тренд емісії змінюється на негативний для даної країни буде менше, ніж це витікає з узагальненої кривої  $U(t1)$ . Це ще раз, на теоретичному рівні, підтверджує наше твердження, що узагальнені криві [103] не дозволяють прослідити точки екстремуму для окремих країн.

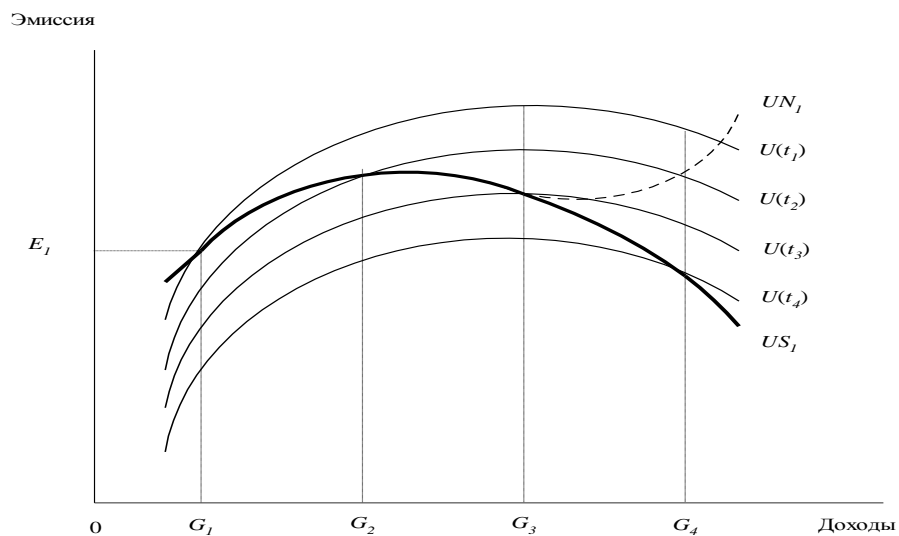


Рисунок 2.1 – Загальний характер залежності емісії від рівня економічного розвитку

Практично можлива ситуація, коли в аналізованій країні після досягнення екстремального для узагальнених кривих рівня доходу  $G3$ , емісія почне рости (траєкторія  $UNI$ ). Це значить, що екстремальний рівень доходу для аналізованої країни  $G2$  за часом співпадає з екстремальним доходом по узагальненій кривій  $G3$ . Економічно розвинені країни досягнуть рівня екстремального доходу  $G3$  раніше, ніж аналізована країна, оскільки  $t1 < t2$ . Але сам екстремальний дохід для аналізованої країни  $G2 < G3$ . При цьому траєкторія  $UNI$  знаходиться як би "усередині" кривої  $U(t1)$ , що на перший погляд не суперечить висновкам Т.М. Selden і О.С. Song. Разом з тим, очевидно, "усередині" узагальненої опуклої екстремальної кривої "емісія – економічне зростання" можуть мати місце найрізноманітніші варіанти хвилеподібних (траєкторія  $UNI$ ) кривих.

По-четверте, модель не дає достатніх підстав для розуміння того, чому емісія  $SO_2$ ,  $NO_x$  і пил має тенденцію до зниження. У економічно розвинених країнах це обумовлено можливістю виділення на ці цілі достатніх капіталовкладень. У країнах з перехідною економікою мають місце зовсім інші причини – зниження об'ємів виробництва. Що ж до викидів  $CO_2$ , то вони мають тенденцію до зростання у всіх, без виключення, країнах.

Підводячи проміжний підсумок аналізу базової моделі (2.3), необхідно відзначити наступне. Перш за все, моделі повинні мати коректні асимптотичні властивості, щоб уникнути таких результатів, як "негативна емісія". Моделі повинні враховувати ефект часу. Колишнє розуміння, що в статичному контексті емісія і економічний розвиток утворюють опуклу екстремальну функцію, малоприслатне для економічного аналізу. Крім того, просте пояснення відмінностей в емісії  $SO_2$  і  $CO_2$  при економічному зростанні, що змінюється, через відмінності в еластичності доходу, обумовленого забрудненням  $SO_2$  і  $CO_2$ , є непереконливим. Цілком вірогідно, що емісія  $CO_2$  і її вплив на зміни клімату приведуть, кінець

кінцем, до ще більших втрат в майбутньому, чим це пов'язано із забрудненням атмосфери  $SO_2$ .

Для усунення відмічених недоліків ми пропонуємо досліджувати залежність "емісія – економічний розвиток" з урахуванням додаткової змінної – споживання енергії. Це обумовлено тим, що рівень споживання енергії, структура паливного забезпечення роблять безпосередній вплив на рівень емісії  $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $CO_2$ . Крім того, є доступні дані про сценарії розвитку енергетики в різних країнах. До того ж, є відповідні програмні продукти, зокрема RAINS, і результати балансових розрахунків емісії – випадання "країна на країну" в рамках сітки ЕМЕР, які дозволяють говорити про достатньо коректну базу початкових даних [97].

Для усунення відмічених недоліків ми пропонуємо досліджувати залежність "економічне зростання – емісія" з урахуванням додаткової змінної – споживання енергії. Це обумовлено тим, що рівень споживання енергії і структура паливного забезпечення роблять безпосередній вплив на рівень емісії  $SO_2$ ,  $NO_x$  і  $CO_2$ . Крім того, є доступні дані про сценарії розвитку енергетики в різних країнах. До того ж, є результати балансових розрахунків "емісії – випадання" в рамках сітки ЕМЕР, які дозволяють говорити про достатньо коректну базу початкових даних.

У загальному вигляді рівень емісії і споживання енергії може бути визначений як твір рівня доходу і коефіцієнта інтенсивності. Під коефіцієнтом інтенсивності розуміється питомий показник емісії на одну грошову одиницю ВВП:

$$\Delta E = \Delta G \cdot \Delta g \times 0, \quad (2.7)$$

де  $\Delta E$  – зміна рівня емісії, т/год;  $\Delta G$  – зміна (приріст) рівня доходу, грош.од.;  $\Delta g$  – зміна коефіцієнта інтенсивності, т/грош.од..

Задача, таким чином, полягає в з'ясуванні питання: на зміну (приріст або зниження) емісії головним чином впливає приріст доходу  $\Delta G$  (ефект

доходу) або зміна коефіцієнта інтенсивності  $\Delta g$  (ефект інтенсивності)? З урахуванням формули (2.7) ми пропонуємо досліджувати чотири моделі зростання: 1) ефект інтенсивності відсутній; 2) ефект інтенсивності як функція економічного зростання; 3) ефект інтенсивності як функція рівня доходу; 4) ефект інтенсивності як функція часу.

Модель 1 – (ефект інтенсивності відсутній) дозволяє оцінити, до якого ступеня зростання емісії можна пояснити тільки зростанням ВВП:

$$\Delta \ln E = \beta_1 (\Delta \ln G) + \varepsilon \times 0, \quad (2.8)$$

Передбачається, що  $\beta_1 > 0$ , і скороченням емісії в результаті зниження коефіцієнта інтенсивності можна нехтувати. Модель застосовна для країн з екстенсивною формою розвитку.

Модель 2 – (ефект інтенсивності як функція економічного зростання) припускає, що без зміни в рівні ВВП (нульове економічне зростання), зміни рівня емісії відсутні:

$$\Delta \ln E = \beta_1 (\Delta \ln G) + \beta_2 [(\Delta \ln G_t)^2 - (\ln G_{t-1})^2] + \varepsilon. \quad (2.9)$$

Це автоматично означає, що технологічні і структурні зміни, які впливають на рівень емісії, є функцією економічного зростання.

Модель 3 – ефект інтенсивності як функція рівня доходу:

$$\Delta \ln E = \beta_1 (\Delta \ln G) + \beta_2 G_t + \varepsilon \times 0. \quad (2.10)$$

Передбачається, що  $\beta_1 > 0$  (ефект доходу), а  $\beta_2 < 0$  (ефект інтенсивності). Передбачається також, що  $\beta_2$  більше для економічно розвинених країн, тобто робить більший вплив на темп зниження емісії.

Модель 4 – ефект інтенсивності як функція часу:

$$\Delta \ln E = \beta_1 (\Delta \ln G) + \beta_2 T + \varepsilon \times 0, \quad (2.11)$$

де  $T$  – період часу, рік.



Передбачається, що  $\beta_2 < 0$ , оскільки технологічні і структурні зміни (вдосконалення) можуть вести до зниження емісії. Модель 4 може бути трансформована в три різновиди:

Модель 4' x0:

$$\Delta \ln E = \beta_1(\Delta \ln G) + \beta_2 \ln T + \varepsilon x0; \quad (2.12)$$

Модель 4'' x0:

$$\Delta \ln E = \beta_1(\Delta \ln G) + \beta_2 T + \varepsilon x0, \quad (2.13)$$

при  $\beta_2 = f(T) = \text{const} x0$ ;

Модель 4''' x0:

$$\Delta \ln E = \beta_1(\Delta \ln G) + \beta_2(\Delta \ln T) + \varepsilon x0 \quad (2.14)$$

Модель 4''' x0 має на увазі, що технологічні вдосконалення через деякий час будуть вичерпані.

Перевірка моделей (2.8) - (2.14) була виконана для умов Німеччини, Нідерландів і Великобританії в тимчасовому інтервалі 1975-1995 роки; початкові дані приймалися з джерел [64, 103, 106-108], а також для умов України в тимчасовому інтервалі 1985-1999 рр. [51, 52, 64, 67].

У першому випадку базовим, щодо якого розраховувалися приріст ВВП, доходу на душу населення і ціни на електроенергію, прийнято 1975 р. Крок – 1 рік. У другому випадку – 1985г. Крок – 1 рік.

У кожній моделі додатково враховувався вплив щорічного зростання цін на електроенергію, як на її споживання, так і на емісію забруднюючих речовин. Результати аналізу показують, що запропоновані моделі достатньо коректно відображають залежність зміни емісії основних забруднюючих речовин від ряду чинників, що характеризують рівень економічного розвитку. При цьому, у кожному конкретному випадку, можна підібрати ту модель, яка задовольняла б повноті початкової інформації і забезпечувала достатню точність аналізу.

Таблиця 2.4 – Вибірка репрезентативних результатів моделювання

Країна	Шукана змінна	Ефект економічного зростання 1)	Ефекти інтенсивності				Ціновий ефект	Статистичні критерії
			Модель 2	Модель 3	Модель 4	Модель 4'		
Німеччина	Енергія	1,83/9,71		-0,003/ -5,3			-0,17/-1,44	$R^2 = 0,84$ $DW = 2,07$
	$SO_2$	0,46/0,81			-0,007/-3,48		0,31/0,34	$R^2 = 0,30$ $DW = 1,52$
	$NO_x$	0,97/7,74			-0,002/-3,75		0,19/0,92	$R^2 = 0,87$ $DW = 0,71$
Нідерланди	Енергія	1,91/6,64			-0,001/-2,72		-0,61/-2,76	$R^2 = 0,71$ $DW = 2,18$
	$SO_2$	-1,67/ -3,28			-0,003/-1,71		-0,97/-1,27	$R^2 = 0,30$ $DW = 1,59$
	$NO_x$	4,19/2,29	-0,95/-2,00				0,05/0,23	$R^2 = 0,62$ $DW = 1,63$
Великобританія	Енергія	1,00/3,63				-0,007/-2,4	-0,11/-0,59	$R^2 = 0,56$ $DW = 2,45$
	$SO_2$	5,83/1,95	-1,63/2,07				-1,17/4,19	$R^2 = 0,35$ $DW = 2,45$
Україна	Енергія	-1,35/ -2,37				-0,012/-2,6	-	$R^2 = 0,68$ $DW = 2,37$
	$SO_2$	-1,82/ -3,22			-0,005/-2,23		-	$R^2 = 0,76$ $DW = 1,89$
	$\Delta \ln E_i =$	$\beta_1 \Delta \ln G$	$\beta_2 [(\Delta \ln G_t)^2 - (\ln G_t - 1)^2]$	$\beta_2 G_t$	$\beta_2 T$	$\beta_2 \ln T$	$\beta_3 \ln P^{2)}$	

1) чисельник – тренд; знаменник –  $T$ -критерій; 2)  $P$  – ціна електроенергії, цент/кВт•ч (приведена до цін 1985 року).

### **3 ВИЗНАЧЕННЯ РОЛІ ТА МІСЦЯ ПОКАЗНИКІВ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОГО ЗБИТКУ В ЗАГАЛЬНІЙ СИСТЕМІ УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ НА МІЖДЕРЖАВНОМУ РІВНІ**

#### **3.1 Вдосконалення теоретичних та науково-методичних підходів до управління керованою торгівлею емісійними сертифікатами**

Формування ефективного механізму реалізації Європейської Конвенції по трансграничному перенесенню забруднюючих речовин неможливе без відповідного вибору і обґрунтування адекватних вирішуваних задач еколого-економічних інструментів. Така необхідність обумовлена як достатньо широким набором інструментів, так і відмінностями в задачах, вирішуваних при їх допомозі.

Основною вимогою до еколого-економічних інструментів є їх екологічна адекватність. Аналіз екологічної адекватності дозволяє зробити висновок про відхилення між цільовим і фактичним емісійним значенням, досягнутим за допомогою альтернативних еколого-економічних інструментів. Тим самим створюються інформаційні передумови до оцінки ефективності еколого-економічних інструментів, до їх ранжирування, модернізації або до відмови від подальшого застосування.

Необхідно відзначити, що торгівля емісійними сертифікатами, як один з еколого-економічних інструментів інтерналізації зовнішніх ефектів, не є самодостатнім. Для упровадження системи емісійних сертифікатів повинні мати місце дві альтернативні передумови: введення емісійного податку або директивне встановлення граничного значення емісії відносно певної шкідливої речовини на певній обмеженій території. Розподіл же прав на використання "екологічної місткості" навколишнього середовища між джерелами емісії регулюється ринком. На емісію певної кількості відповідної шкідливої речовини джерело одержує право тільки тоді, коли він стане володарем відповідної кількості сертифікатів.

Існує два принципові способи первинного розподілу сертифікатів між джерелами емісії: продаж з аукціону і вільне надання.

При аукціонному продажу емісійних сертифікатів їх ринковий курс формується на підставі зіставлення індивідуальних поточних витрат придушення викидів і емісійного податку (або витрат на дотримання директивно встановленого рівня емісії). Всі підприємства - джерела забруднення повинні порівнювати вартість сертифікатів, необхідних для певної виробничої активності, з величиною витрат на запобігання емісії. Ті підприємства, у яких витрати на запобігання емісії виявляються незначними, швидше відмовляться від сертифікатів, оскільки їх вартість може бути істотно вище, ніж власне природоохоронні витрати. Підприємства, у яких природоохоронні витрати є достатньо високими, купуватимуть сертифікати навіть при високій їх ціні. При цьому, точно так, як і при емісійному податку, забезпечується "включення" асиміляційного потенціалу навколишнього середовища в ринкові відносини, що виникають з приводу підтримки (зниження) рівня забруднення навколишнього середовища на обмеженій території. Важливою відмінністю емісійного податку від торгівлі емісійними сертифікатами є те, що для податку характерна пряма фіксація, а для сертифікатної торгівлі – зміна (зниження) граничної межі емісії.

Поступове зниження емісії при реалізації механізму торгівлі сертифікатами може здійснюватися декількома способами. Найефективнішими представляються два способи: директивне зниження граничного значення емісії і вилучення сертифікатів з обороту через політику "відкритого ринку". Такі способи регулювання ринку емісійних сертифікатів є достатньо жорсткими і важкореалізованими на міжнародному рівні. Крім того, при аукціонному продажу емісійних сертифікатів виникають значні правові проблеми.

Основна ідея другого способу надання сертифікатів полягає в тому, щоб офіційно передати кожному джерелу право на фактично вироблювану їм емісію. Тим самим існуючі джерела емісії одержують певну перевагу в

порівнянні з тими, що знов вводяться. Це часто вважається виправданим унаслідок захисту існуючого положення. Проте така перевага виникає тільки тоді, коли права не обмежені терміном. З урахуванням же фізичного і морального зносу техніка і технології, її заміни, реконструкції і модернізації, існуючі джерела достатньо швидко переходять в розряд нових.

Очевидно, що офіційне надання права на фактичну емісію не покращує якість навколишнього середовища, а тільки запобігає додатковій емісії. Крім того, існує небезпека, що від моменту оголошення про надання емісійних прав відповідно до фактичної емісії до часу упровадження емісійної правової системи, кожне джерело прагнучиме досягти такого положення, при якому фактична емісія стала б максимальною. Цього не трапиться, якщо як масштаб будуть узяті попередні періоди функціонування джерела.

Обидві версії сертифікатної концепції відрізняються механізмом початкового розподілу сертифікатів. Загальним же для них є зведення в офіційний ранг ринків емісійних прав, ціни на які приводять до економічно ефективного і екологічно допустимого використання ресурсів навколишнього середовища.

Очевидно, що ефективність дотримання екологічних обмежень за допомогою емісійних сертифікатів визначатиметься набором мотиваційних чинників, основним серед яких є мінімізація витрат на досягнення (дотримання) цільового значення емісії. Розглянемо економічну суть і зміст мотиваційних чинників, спираючись на логіку міркувань, висловлених в роботах А. Ендреса [21, с. 112-117], S.E. Atkinson і T.H. Tietenberg [92-94]. Відзначимо, що ми дотримуватимемося такої логіки поки вона буде обґрунтованою і коректною.

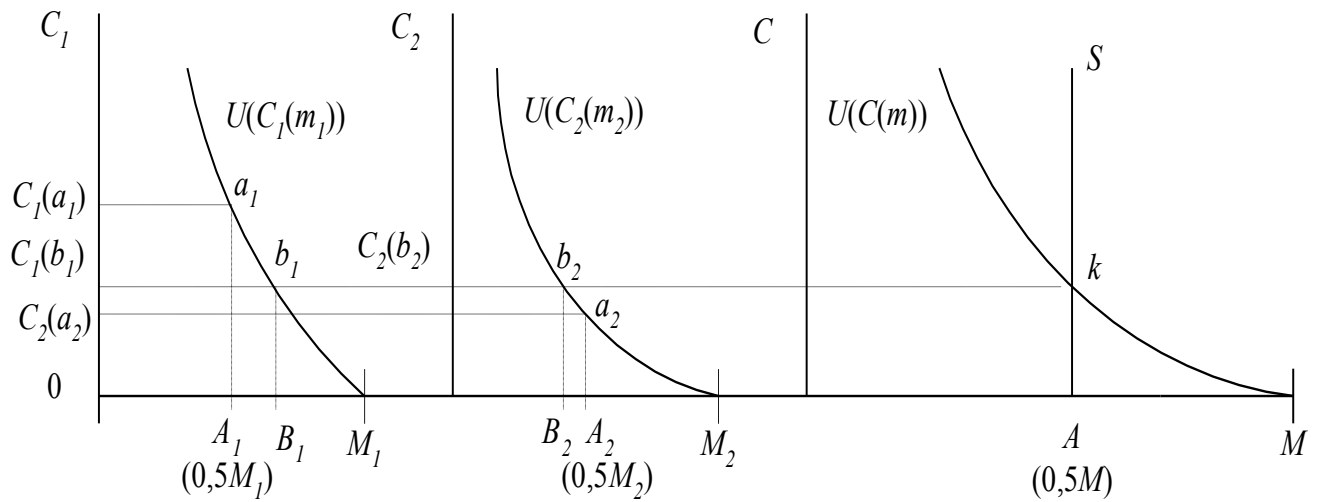


Рисунок 3.1 – Базова теоретична модель торгівлі емісійними сертифікатами

Припустимо, в певному регіоні двома джерелами (підприємствами) виробляється емісія сірчистого ангідриду масою  $M$  тонн в рік. Спочатку, до якого або еколого-економічної дії емісія першого джерела складала  $M_1$ , а другого –  $M_2$  (рис. 3.1). Граничні витрати  $Z$  на скорочення кожної додаткової одиниці емісії  $m$  для першого і другого джерела різні і позначені функціоналами  $U(C_1(m_1))$  і  $U(C_2(m_2))$ , відповідно. Функціонал  $U(Z(m))$  відображає мінімальні граничні витрати по запобіганню емісії сірчистого ангідриду на рівні сукупності (у нашому випадку двох) джерел. Функціонал  $U(Z(m))$  визначений як горизонтальна агрегація функціоналів  $U(C_1(m_1))$  і  $U(C_2(m_2))$ .

Припустимо, що в адміністративному порядку наказано скоротити емісію сірчистого ангідриду в регіоні на 50%, тобто проектний рівень емісії повинен відповідати крапці  $A = 0,5M$ . Якщо задана мета зниження регіональної емісії на 50% повинна бути досягнута за допомогою емісійних сертифікатів, що продаються на аукціоні, то адміністративний орган запропонував би емісійні права в об'ємі  $0,5M$ . Тоді пряма  $AS$  відповідатиме пропозиції емісійних сертифікатів. Вона проходить вертикально, оскільки пропонована кількість сертифікатів задана екзогенний, тобто не залежить від

встановленого попиту. З боку кожного джерела попит на сертифікати визначається їх курсом і граничними витратами на запобігання емісії. При будь-якому курсі сертифікатів для джерела краще всього запобігатиме емісії настільки, щоб граничні витрати були рівні курсу сертифікатів. Для решти емісійної кількості джерелу потрібно сертифікати. Тим самим для кожного джерела функціонал граничних витрат на запобігання емісії співпадатиме з кривою попиту на сертифікати. Сумісний попит обох джерел на емісійні сертифікати співпадає з функціоналом  $U(Z(m))$ . Якщо на ринку діють умови повної конкуренції, то точка перетину кривих попиту і пропозиції утворює рівноважний курс сертифікатів  $do$ . По цьому курсу джерела питатимуть на ринку кількість сертифікатів  $M1B1$  і  $M2B2$ , відповідно. Решті емісії запобігає.

Як і при емісійному податку, граничні витрати на запобігання емісії для обох джерел вирівнюються при сертифікатній рівновазі, тобто еколого-економічна мета ефективно досягається. Фінансове обтяження джерел також відповідає емісійному податку.

Якби сертифікати не продавалися на аукціоні, а надавалися вільно, і навпроти, перше джерело спочатку володіло сертифікатами в кількості  $A1 = 0,5M1$ , а другий –  $A2 = 0,5M2$ , то в умовах господарської конкуренції, друге джерело продавало б першому за умови  $0,5M2 - B2 = B1 - 0,5M1$  емісійні права за ціною  $do$ . Купуючи емісійні сертифікати, перше джерело одержує право на збільшення емісії на величину  $B1 - A1$  і переміщається по функціоналу  $U(C1(m1))$  від точки  $a1$  до точки  $b1$ , що приводить до зниження граничних витрат з рівня  $C1(a1)$  до рівня  $do$ . Друге джерело навпаки, продаючи емісійні сертифікати приймає на себе зобов'язання скоротити емісію на величину  $A2 - B2$  і переміщається по функціоналу  $U(C2(m2))$  від точки  $a2$  до точки  $b2$ , що приводить до збільшення граничних витрат з рівня  $C2(a2)$  до рівня  $do$ . Фінансове обтяження джерел, при цьому, було б менше, ніж при аукціонному продажу.

До витрат на захист навколишнього середовища, величина яких не залежить від способу розподілу сертифікатів, відноситься для першого

джерела при вільному розподілі тільки платня за сертифікати в сумі  $\delta o(B1 - A1)$ , замість платні при аукціонному продажу  $k \cdot B1$ . Для другого джерела загальні витрати були б навіть менше, ніж витрати на захист навколишнього середовища, оскільки він одержує від продажу сертифікатів  $\delta o(A2 - B2)$ . При аукціонному продажу друге джерело повинне було б до витрат на запобігання емісії додатково доплачувати за покупку сертифікатів суму, рівну  $k \cdot B1$ .

Особливо підкреслимо, що на цьому теоретичні викладення А. Ендреса, S.E. Atkinson і Т.Н. Tietenberg закінчуються. Разом з тим, на наш погляд, їх не можна вважати самодостатніми, а висновки, одержані на їх основі, достовірними. Тут випустить з уваги важлива економічна характеристика джерел викидів – рівні доходів і їх вплив на граничну ціну емісійних сертифікатів.

На рис. 3.2 функціонали  $UD_1(m_1) \times 0$  і  $UD_2(m_2) \times 0$  відображають залежності рівня доходу від якості навколишнього середовища. Цілком очевидно, що сам факт існування такої залежності доводить ні необхідності. Різні функції зміни доходу можуть бути обумовлені відмінностями: у рівні загального економічного розвитку; у структурі і густині реципієнтів, що сприймають забруднення; у відносній соціальній небезпеці забруднення територій різного типу.

Тоді для першого джерела нерівність  $C_1(a_1) > k(B_1 - A_1) + C_1(b_1) \times 0$  є обов'язковою, але не достатньою умовою ефективності купівлі-продажу емісійних сертифікатів.

З урахуванням зниження доходу при збільшенні емісії з рівня  $A1$  до  $B1$ , достатньою умовою ефективності операції є нерівність

$$C_1(a_1) > k(B_1 - A_1) + C_1(b_1) + [D_1(a_1) - D_1(b_1)] \times 0. \quad (3.1)$$



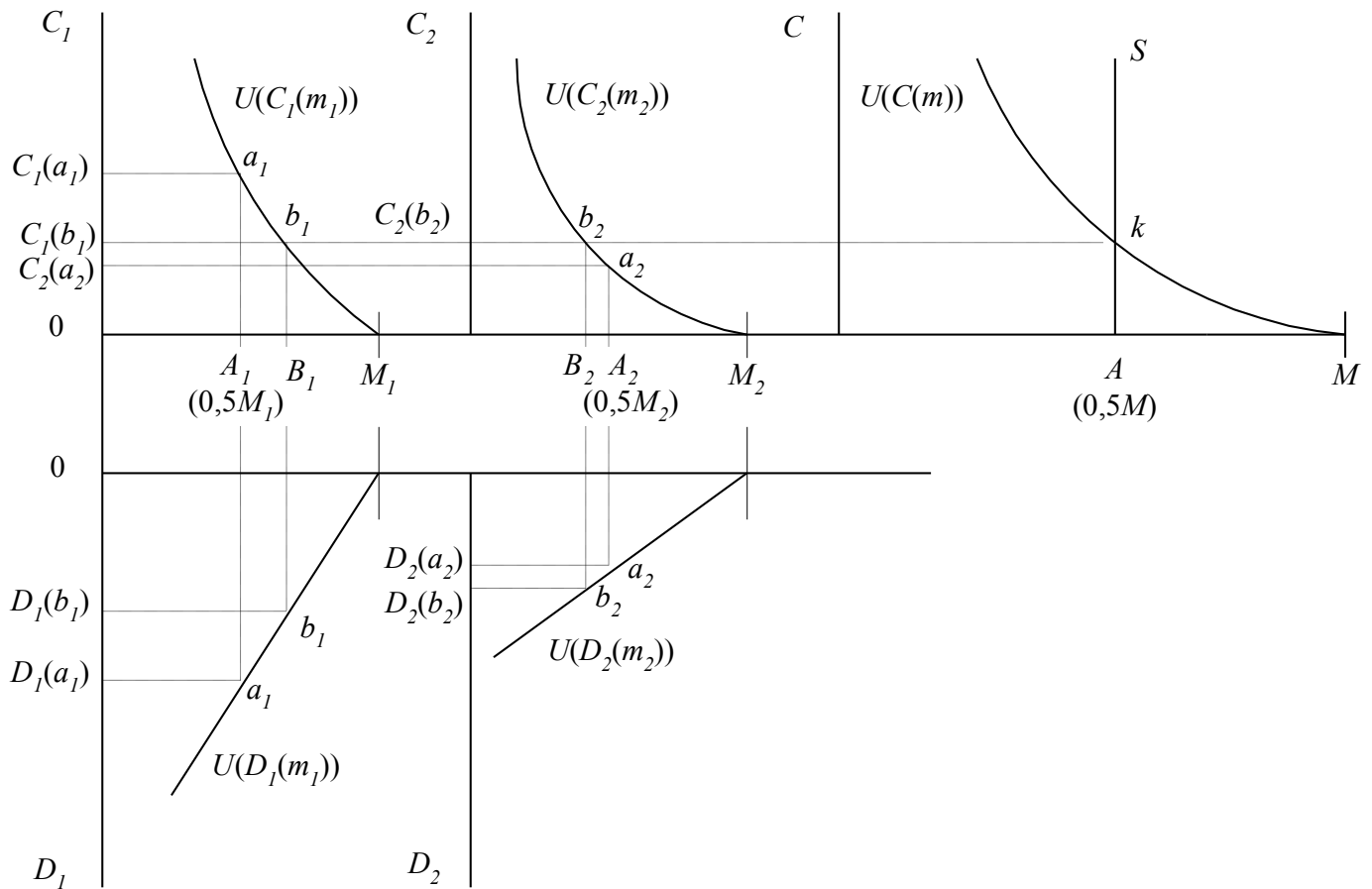


Рисунок 3.2 – Теоретична модель торгівлі емісійними сертифікатами з урахуванням рівня доходів

Навпаки, друге джерело, продавець сертифікатів, одержує в результаті операції більш ніж різниця  $[C_2(a_2) + k(B_1 - A_1)] - C_2(b_2) \times 0$  на величину  $D_2(b_2) - D_2(a_2) \times 0$ . Отже, для другого джерела обов'язковою і достатньою умовою ефективності операції є нерівність

$$C_2(b_2) - k(B_1 - A_1) + [D_2(b_2) - D_2(a_2)] > C_2(a_2) \times 0. \quad (3.2)$$

Як випливає з (3.1), зниження доходу у покупця емісійних сертифікатів звужує діапазон ефективності операції. У продавця, як це витікає з (3.2), збільшення доходу розширює цей діапазон. Таким чином, зміна рівня доходів може істотним чином вплинути на уявлення про граничну ціну емісійних

сертифікатів. Для умов, зображених на мал. 3.4, при  $C_1(a_1) = k(B_1 - A_1) + C_1(b_1) \times 0$  і  $C_2(a_2) = C_2(b_2) - k(B_1 - A_1) \times 0$  операція теоретично може відбутися, оскільки вона, на перший погляд, відповідає раціональності варіантів емісії. Насправді продавець емісійних сертифікатів матиме дохід, рівний, а покупець – збитки  $D_1(a_1) - D_1(b_1) \times 0$ .

Проте і така умова не є вичерпною в двосторонній операції. Окрім абсолютної зміни доходу, як у покупця, так і у продавця сертифікатів, на наш погляд, необхідно враховувати показники відношення абсолютного значення витрат на придушення викидів до абсолютного значення доходів. Може виявитися, що при відносній рівності витрат, відношення до абсолютного значення доходу через  $D1(b1) > D2(b2)$  у продавця сертифікатів буде більше

$$\frac{C_2(b_2)}{D_2(b_2)} > \frac{C_1(b_1)}{D_1(b_1)} \times 0. \quad (3.3)$$

Це значить, що покупець сертифікатів теоретично може прийняти умову, при якому  $C_1(a_1) = k(B_1 - A_1) + C_1(b_1) \times 0$ .

Ми розглядали умови, коли  $D1(b1) > D2(b2)$ . Практично можливі умови, коли  $D_1(b_1) \leq D_2(b_2) \times 0$ . Проте це не впливає на теоретичні висновки, а тільки підсилює тезу про необхідність обліку доходів і їх впливу на умови ефективності купівлі – продажу емісійних сертифікатів.

Основна проблема реалізації Європейської Конвенції по трансграничному перенесенню забруднюючих речовин полягає в розробці механізму двух- і багатобічної взаємодії країн-учасниць, направленою на досягнення вимог Конвенції.

На підставі аналізу еколого-економічних інструментів встановлено, що одним з можливих механізмів реалізації LRTAP може стати торгівля ліцензіями на право викиду забруднюючих речовин. Торгівля емісійними сертифікатами, як один з видів еколого-економічних інструментів, орієнтованих на дотримання стандартів, найбільшою мірою відповідає принципу адекватності. Крім того, за допомогою торгівлі емісійними сертифікатами можна досягти заданого цільового значення емісії при

мінімальних витратах, оскільки для цього не вимагається проведення дорогого узгодження податкового, фінансового і екологічного законодавства країн-учасниць.

Торгівля ліцензіями є модифікованим методом торгівлі викидами, заснований на концепції "осередку" [27, с. 626-631, 182]. Відповідно до цієї концепції всі джерела, локалізовані на певній території, об'єднуються в один осередок, і цей осередок розглядається як одне джерело. Враховуючи, що, як правило, різні джерела характеризуються різними функціями залежності витрат від ступеня придушення викидів, виникає принципова можливість мінімізувати сукупні витрати на придушення викидів за всіма джерелами, що входять в даний осередок. При цьому, без зміни сумарного викиду забруднюючих речовин від джерел, що входять в осередок (в усякому разі без збільшення сумарного викиду), відбувається перерозподіл викидів між джерелами.

Серед досліджень, направлених на методологічне і методичне обґрунтування механізму керованої двосторонньої торгівлі ліцензіями, слід зазначити праці G. Klaassen, M. Amman [230], S. Kruitwagen [100].

Існує дві об'єктивні умови перерозподілу викидів: різний рівень питомих витрат за різними джерелами при поточному (однаковому) значенні ступеня придушення викидів; різний базовий ступінь придушення викидів за різними джерелами. Тоді об'єктивна умова перерозподілу викидів між джерелами, що входять в осередок, запишеться у вигляді системи

$$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m P_{ij} = const, x_0 \quad \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m C_{ij}(E_{ij}) \rightarrow \min; x_0 P_{ij} > 0 ; E_{ij} > 0 . \quad (3.4)$$

де  $i$  – номер джерела викиду;  $n$  – кількість джерел викидів;  $j$  – вид забруднювача;  $m$  – кількість забруднювачів, що викидаються;  $P_{ij}$  – викиди  $j$ -го забруднювача від  $i$ -го джерела;  $C_{ij}(E_{ij})$  – питомі витрати на придушення викидів  $i$ -го забруднювача в  $i$ -ом джерелі, як функція від ступеня придушення викидів  $E_{ij}$ .

Припустимо, є два джерела, що входять в один осередок. Їх характеристики представлені в табл. 3.2. Функції витрат на придушення викидів за даними джерелами представлені на рис. 3.4. З урахуванням даних табл. 3.2 і мал. 3.5 витрати на придушення викидів складуть:  $(200 - 20) \cdot 14 + (160 - 40) \cdot 7 = 2240$  ден.ед./год.

Таблиця 3.1 – Характеристика джерел викидів

Номер джерела	Викиди, т/год		Ступінь придушення викидів, %
	За відсутності придушення	Допустимий викид	
1	120	20	83,3
2	160	40	75
Всього	280	60	

Припустимо, що ефективність придушення по джерелу 1 знизилася до 67%, а по джерелу 2 – підвищилася до 87,5%. Сумарна величина викиду при цьому не змінилася і залишилася рівною 60 т/год. Але сумарні витрати на придушення викидів за даними джерелами скоротилися:  $(120 - 40) \cdot 10,75 + (160 - 20) \cdot 9 = 2120$  ден.ед./год. Економія в  $2240 - 2120 = 120$  ден.ед./год є реальним позитивним ефектом перерозподілу викидів між джерелом 1 і 2 в рамках одного осередку.

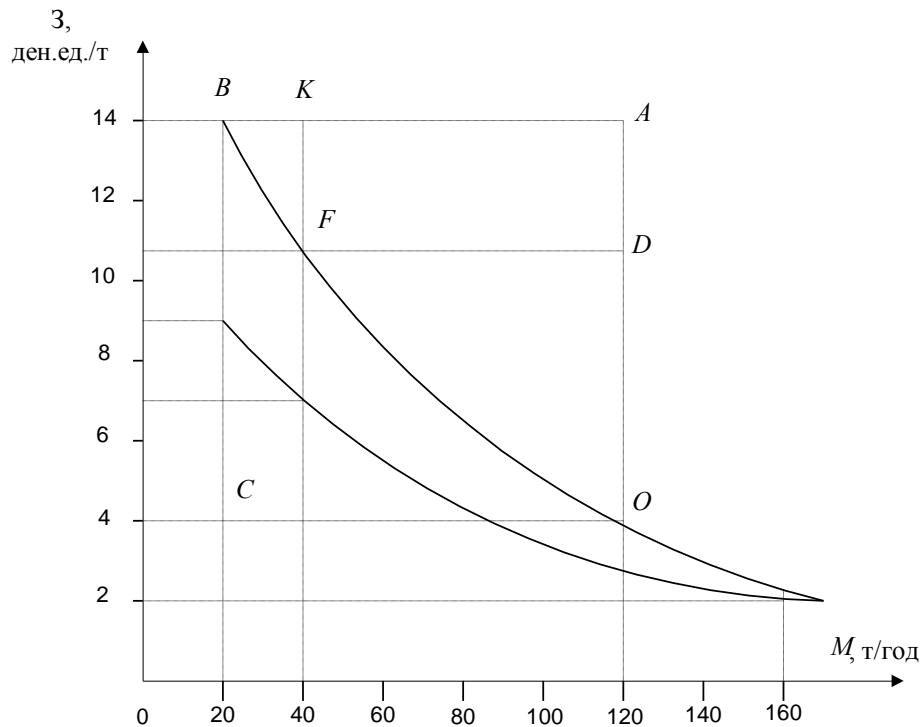


Рисунок 3.3 – Загальний характер залежності витрат від рівня зниження викидів

Розглянутий приклад є умовним. Його умовність (що, втім, не спотворює загальнотеоретичну суть методу) полягає не стільки в початкових даних, скільки в прийнятих нами певних допущеннях, суть яких полягає в наступному.

Перше. У прикладі передбачалося, що, наприклад, для джерела 1 в інтервалі від 120 до 20 т/год упроваджується одна технологія придушення викидів. При цьому питомі витрати 14 ден.ед./т віднесені до всіх  $120 - 20 = 100$  т знешкоджуваних викидів. Сумарні витрати відповідають площі  $OABC$  (рис. 3.4). У реальних умовах придушення викидів може здійснюватися послідовним упровадженням декількох технологій. Припустимо, що придушення викидів з джерела 1 здійснюється в два етапи. На першому етапі упроваджується технологія, здатна забезпечити 67 – процентне придушення викидів. На другому етапі – 83,3%. Причому, 67 – процентному придушенню відповідають питомі витрати 10,75 ден.ед./т, при 83,3 – процентному, як вже

наголошувалося, – 14 грош.од./т. Тоді витрати на придушення викидів при послідовному упровадженні двох технологій складуть:  $(120 - 40) \cdot 10,75 + (40 - 20) \cdot 14 = 1140$  ден.ед./год (площа *ODFKBC*) порівняно з  $(120 - 20) \cdot 14 = 1400$  ден.ед./год при упровадженні одностадійної технології. Теоретично мінімальні витрати на придушення відповідатимуть площі під кривою функції витрат *OBC*. Але цей випадок є гіпотетичним. У реальних умовах упроваджується цілком конкретне число технологій.

Друге. Послідовне упровадження технологій на заданому інтервалі придушення викидів на практиці не веде до однозначного зниження витрат. У разі, коли менш ефективна технологія, що забезпечує нижчий ступінь придушення викидів, залишається функціонувати як перший ступінь ефективнішої технології, дійсно, можна припустити, що витрати відповідатимуть площі *ODFKBC*. У разі, коли менш ефективна технологія повністю демонтується, то в першому наближенні витрати на придушення викидів відповідатимуть площі *OABC*. Якщо менш ефективна технологія частково демонтується, а устаткування, що залишилося, комунікації, входять до складу нової технологічної установки, то виникає питання: у якому ступені це впливає на зниження витрат за новою, ефективнішою технологією. Цю проблему ми маємо намір детально проаналізувати в розділі 3.3.

Третє. У системі (3.4) показнику  $P_{ij}$  необхідно поставити обмеження особливого роду. Відомо [35, с.43-49, 148], що рівні по масі викиди можуть формувати різну приземну концентрацію забруднюючих речовин. Це залежить від висоти джерела викиду, метеокліматичеських і ландшафтних характеристик місця його розташування. Істотне значення має і структура компонентного складу викидів, оскільки різні речовини по-різному впливають як на людину, так і на екосистему в цілому.

Проведений нами аналіз [76] показав, що при розміщенні підприємств на околиці великого міста з висотою труб в інтервалі 100 - 180 м, у міру збільшення висоти труб навантаження на комплекс реципієнтів знижується (табл.3.2).

Таблиця 3.2 – Розрахунок навантаження на комплекс реципієнтів (підприємство розташоване на околиці великого міста)

Висота джерела, м	Радіус ЗАЗ, м*	Площа ЗАЗ, тис. га	Маса викиду, тис.т.	Структура ЗАЗ, тис.га.				Навантаження, тис. т.у.н.
				Селітебна територія	Промислова зона	Сельсько-озій-ственніє угодія	Ліси	
60	5400	9,2	10,8	6,3	2,0	0,4	0,5	22,55
80	7200	16,0	10,8	8,7	2,7	3,0	1,6	18,97
100	9000	25,0	10,8	10,0	2,8	10,1	2,1	15,42
120	10800	36,6	10,8	10,0	2,8	21,2	2,6	11,58
180	16200	81,0	10,8	10,0	2,8	61,5	6,7	6,0

\*) ЗАЗ - зона активного забруднення

Такого не відбувається при розміщенні підприємств на значному видаленні від міста (за наявності в зоні активного забруднення монореципієнта) (табл. 3.3).

Таблиця 3.3 – Розрахунок навантаження на комплекс реципієнтів (підприємство розташоване на значному видаленні від міста)

Висота істочника, м	Радіус ЗАЗ, м*	Площа ЗАЗ, тис. га	Маса викиду, тис.т.	Структура ЗАЗ, тис. га				Навантаження, тис. т.у.н.
				Селітебная територія	Промішленна зона	Сельхоз-угодія	Ліси	
80	7200	16,0	35,0	0,3	0	11,8	3,9	2,46
100	9000	25,0	35,0	0,6	0	19,3	5,1	3,36
150	13500	57,3	35,0	1,2	0,1	42,3	14,1	2,6
180	16200	81,0	35,0	3,0	0,3	58,3	19,4	6,2
250	22500	159,0	35,0	8,0	1,5	112,1	37,4	9,43

Для підприємств, розташованих в центрі міста, з низькими джерелами викиду, характерна ситуація первинного збільшення навантаження (до висоти труби, рівної 60 - 80 м), а потім, з подальшим зростанням висоти труби, спостерігається зниження навантаження (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Розрахунок навантаження на комплекс реципієнтів (підприємство з низькими трубами в центрі міста)

Висота іточні-ка, м	Радіус ЗАЗ, м*	Площа ЗАЗ, тис. га	Маса викиду, тис.т.	Структура ЗАЗ, тис.га.				Навантаження, тис. т.
				Селітебная територія	Промішленна зона	Сельхоз-угодія	Ліси	
20	1800	1,0	10,8	0,9	0,1	0	0	19,3
40	3600	4,1	10,8	3,7	0,4	0	0	25,5
60	5400	9,2	10,8	7,8	1,4	0	0	27,7
80	7200	16,0	10,8	12,0	3,0	0	0	26,19

З аналізу видно, що однакова маса викидів за умов, що змінюються, формує різне приведенне навантаження на комплекс реципієнтів, що знаходяться в зоні активного забруднення.

Відповідно до [79] і модифікованими методичними підходами, висловленими в роботі [80], приведенне навантаження на комплекс реципієнтів розраховується по формулі:

$$G_{\Omega} = \sum_{k=1}^N \sum_{i=1}^M \sigma^k a_i^k D_i^k x_0, \quad (3.5)$$

де  $do$  – індекс типу реципієнтів, що сприймають техногенне навантаження;  $i$  – індекс домішки (вид забруднюючої речовини);  $\sigma^{do}$  – коефіцієнт, що визначає відносну соціальну значущість навантажень на окремі типи реципієнтів;  $a_i^k x_0$  – показник відносної соціально-екологічної небезпеки забруднення атмосфери різними домішками;  $D_i^k x_0$  – величина умовної річної дози  $i$ -ої домішки, одержаної на території  $\Omega$  реципієнтами  $do$ -го типу.

Величина умовної річної дози визначається як

$$D_i^k = \iint_{\Omega} q_i(x, y) \rho^k(x, y) dx dy x_0, \quad (3.6)$$

або



$$D_i^k \approx \sum_{l=1}^L q_{il} \rho_l^k S_l = \sum_{l=1}^L q_{il} R_l^k x_0, \quad (3.7)$$

де  $q_{il} x_0$  – величина середньорічної концентрації  $i$ -ої  $l$ -ї домішці в точці  $(x, y)$   $l$ -ої зони території ?;  $R_l^k x_0$  – кількість реципієнтів  $k$ -го типу, що знаходяться в  $l$ -ої зоні території  $\Omega$ .

Показник приведенного навантаження (3.5) дозволяє врахувати ряд чинників, що змінюються, які роблять істотний вплив на еколого-економічну характеристику джерела викиду. До таких чинників відносяться, перш за все, тип територій, що сприймають техногенне навантаження, структура і густина реципієнтів, середньорічна приземна концентрація забруднюючих речовин і ін.

Система (3.5) у вигляді:

$$\left\{ \begin{array}{l} G_{\Omega} = \sum_{k=1}^n \sum_{i=1}^m \sigma^k a_i^k D_i^k = const; \\ \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^M C_{ij}(E_{ij}) \rightarrow \min x_0; \\ G_{\Omega} > 0; E_{ij} > 0 \end{array} \right. \quad (3.8)$$

представляється коректнішою і придатнішою для реалізації механізму торгівлі викидами, побудованого на концепції "осередку".

У якому ж ступені принципи і методи, встановлені в основу торгівлі правом на викиди, можуть бути адаптовані для реалізації Європейської Конвенції LRTAP? Якщо врахувати, що LRTAP регламентує тільки обмежене число забруднюючих речовин ( $SO_2$ ,  $NO_x$  і  $NH_3$ ), то додаткові обмеження в системі (3.4) щодо  $P_{ij}$  не мають скільки-небудь істотного значення. Разом з тим, при реалізації LRTAP з'являються нові умови і обмеження, які необхідно подолати.

На наш погляд, повинно йтися про керовану двосторонню торгівлю ліцензіями на право викиду забруднюючих речовин [74]. Мета двосторонньої торгівлі ліцензіями полягає в мінімізації витрат країн-учасниць на досягнення запланованого рівня емісії забруднюючих речовин. Як і у разі

двох джерел забруднення (рис.3.3), які характеризуються різними функціями питомих витрат, країни-учасниці двосторонньої торгівлі ліцензіями мають різний базовий рівень придушення викидів, різні технічні, технологічні і економічні можливості. У цих умовах теоретично можливо сформулювати такий механізм двосторонньої торгівлі ліцензіями, який дозволив би понизити витрати на забезпечення заданого рівня викидів. Практична ж реалізація механізму можлива у тому випадку, коли граничні витрати на придушення викидів у продавця ліцензій будуть менше, ніж у покупця.

На рис. 3.4 представлена теоретична модель керованої двосторонньої торгівлі ліцензіями. Викиди в атмосферу забруднюючих речовин країни 1 позначені як  $m_1$ , а країни 2 –  $m_2$ . Зона, обмежена  $OMIM_2$ , є поєднанням викидів обох країн-емітентів, яке відповідає плановому випаданню забруднюючих речовин на території всіх країн-реципієнтів.

Функціонали витрат від ступеня придушення викидів зображені у вигляді  $C_1$ ,  $C_2$ ,  $C_3$ . Оскільки витрати збільшуються у міру загального зниження викидів, то  $C_3 > C_2 > C_1$ . Крапка  $u$  відповідає оптимальному сумарному значенню витрат країни 1 і країни 2 на досягнення заданого (планового) випадання забруднюючих речовин на території всіх країн-реципієнтів.

Для того, щоб досягти планового рівня випадання забруднюючих речовин  $OMIM_2$  за допомогою механізму торгівлі ліцензіями, їх первинний розподіл повинен знаходитися в деякій поточній точці прямої  $m_1 - m_2 \times 0$ . Ця вимога є похідною від самої суті механізму двосторонньої керованої торгівлі ліцензіями. Торговля ліцензіями забезпечує зниження загальних витрат і утримує на постійному рівні загальну кількість викидів (або випадань на країни-реципієнтів) від країн-емітентів.

Припустимо, що первинний розподіл ліцензій між країнами 1 і 2 заданий в крапці  $a$ .

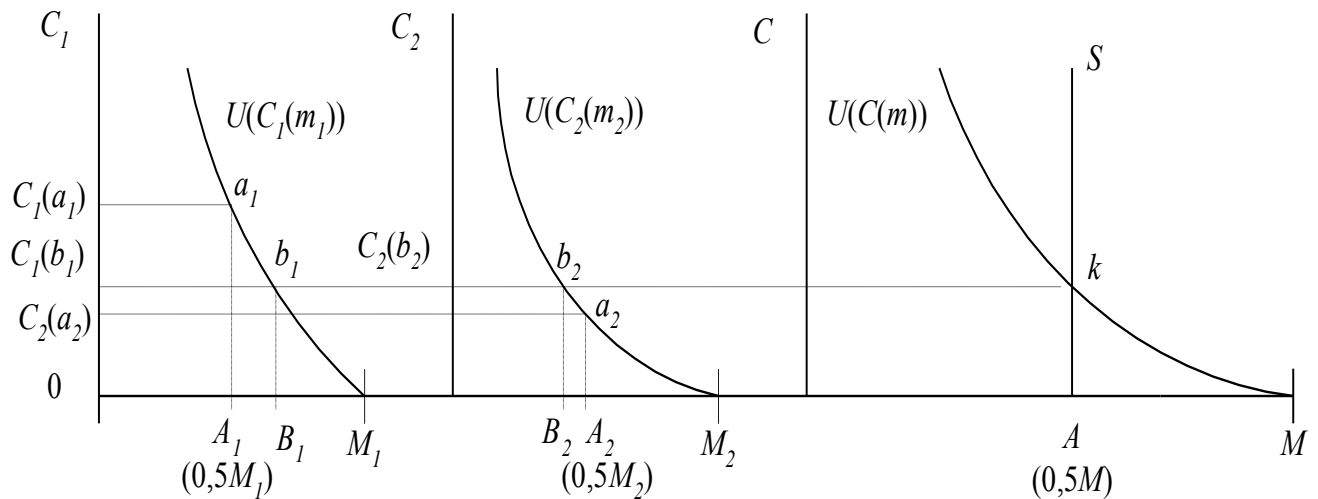


Рисунок 3.4 – Теоретична модель керованої двосторонньої торгівлі ліцензіями

Очевидно, що таке розподіл ліцензій не відповідає як плановому рівню випадання забруднюючих речовин, так і оптимальному значенню сумарних витрат. Оскільки первинний розподіл ліцензій відповідає вищим витратам  $C1$ , обом сторонам вигідно торгувати ліцензіями. Крапка  $e$ , відповідна мінімальному значенню сумарних витрат при забезпеченні планового рівня випадання забруднюючих речовин, визначатиме вектор (напрямок) торгівлі. Виходячи із заданих умов, вектор торгівлі ліцензіями є:

$$\begin{pmatrix} m_1^e - m_1^a \\ m_2^e - m_2^a \end{pmatrix} \times 0 \quad (3.9)$$

Неважко помітити, що  $(m1^e - m1^a)$  – негативне число. Це значить, що країна 1 може продавати ліцензії, а країна 2 – купувати. Продаючи ліцензії країна 1 бере на себе зобов'язання понизити викиди на величину, квотіруемую проданими ліцензіями.

Таким чином, країна 1 як би продала своє власне право на визначений, розрощений ліцензіями, викид. Значення викиду повинне, таким чином, переміщатися уздовж осі  $x$  у напрямку до 0. Для однозначного розуміння методології керованої двосторонньої торгівлі ліцензіями тут необхідно чітко

представляти сам механізм і результати пересування точки  $m_1^a \times 0$  у напрямку до  $m_1^s \times 0$ .

У разі одностороннього руху  $m_1^a \times 0$  до  $m_1^s \times 0$ , граничні витрати на зниження викидів в країні 1 зростають. Сумарні викиди за рахунок тільки країни 1 знижуються і пряма  $MM$  зміщується в положення  $MM' \times 0$  (рис.3.5).

Кривка  $a$  переміщається по функціоналу витрат  $C1$  від положення  $a$  до  $a'$ . Точка  $v' \times 0$  на перетині  $MM'$  і функціонала витрат  $C2$  задає нову зону  $OM'_1M'_2$  планового рівня випадання забруднюючих речовин.

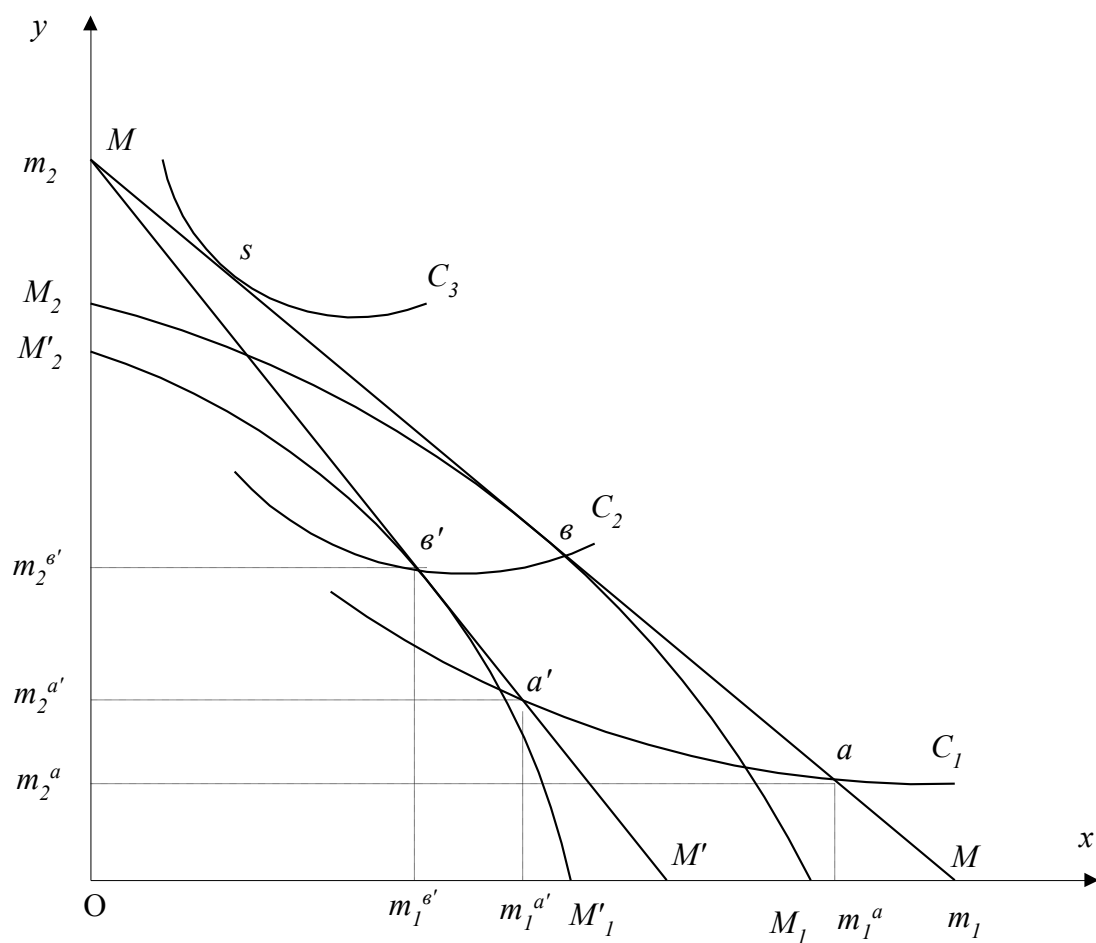


Рисунок 3.5 – Теоретична модель одностороннього зниження емісії забруднюючих речовин

Але такий сценарій не відповідає первинним обмеженням двосторонньої керованої торгівлі ліцензіями: зниження сумарних витрат на

забезпечення первинного планового рівня випадання забруднюючих речовин, що відповідає зоні *OMIM2*.

Таким чином, перехід від крапки *a* до крапки *b* слід розглядати як результат одночасних дій країни 1 і країни 2. Перехід від *m1a* до *m1b* (зниження викидів країною 1) і від *m2a* до *m2b* (збільшення викидів країни 2) може забезпечити перехід від функціонала *C1*, відповідного нижчим питомим витратам на придушення викидів, до функціонала *C2* тільки у тому випадку, коли темп приросту граничних витрат на придушення викидів для країни 1 буде менше темпу зниження відповідних витрат для країни 2.

Хай сумарні викиди двох країн повинні скласти 160 т/год. Країна 1, якій відповідає функціонал витрат *F1*, викидає в атмосферу 100 т/год, а країна 2, якій відповідає функціонал витрат *F2*, – 60 т/год. При цьому сумарні витрати двох країн на підтримку викиду на рівні 160 т/год складають  $100 \cdot 4,5 + 60 \cdot 13,5 = 1260$  ден.ед./год. Якщо країна 1 понизить свої викиди з 100 т/год до 60 т/год, а країна 2, навпаки, збільшить викиди з 60 т/год до 100 т/год, сумарний об'єм викидів залишиться на колишньому рівні – 160 т/год. Але сумарні витрати скорочуються до  $100 \cdot 7,0 + 60 \cdot 7,5 = 1150$  ден.ед./год.

У разі некерованої торгівлі ліцензіями, країни вестимуть торгівлю до тих пір, поки не будуть досягнуті якнайменші витрати на придушення викидів.

Очевидно, що двостороння торгова операція відбудеться тільки у тому випадку, коли дві торгуючі сторони одержуватимуть цілком певні вигоди, якщо зменшаться сумарні витрати на забезпечення заданого рівня викидів. У зв'язку з цим виникає питання: за яких умов керована двостороння торгівля ліцензіями буде взаємовигідною? Умови двосторонньої вигідності торгових операцій ми обговоримо нижче. Тут лише відзначимо, що тільки у разі, коли граничні витрати на придушення викидів продавців ліцензій будуть нижчими за граничні витрати покупців, двостороння торгова операція може бути вигідною. Причому, ця умова є обов'язкова, але недостатня.

Достатнім є одночасне виконання двох умов: ціна покупки ліцензії повинна бути менше тих витрат, які країна-покупець вимушена б направляти на придушення заданого об'єму викидів; ціна реалізації ліцензій для країни-продавця повинна бути більше тих витрат, які вона повинна направляти на придушення додаткового об'єму викидів, обумовленого продажем своїх ліцензій (по суті, рівного збільшенню з боку країни-покупця).

Чи будуть операції двосторонньої торгівлі ліцензіями вигідними залежить від кількісного співвідношення між витратами на придушення викидів в системі "країна-покупець – країна-продавець" і первинного розподілу ліцензій.

### **3.2 Модель рівноважної ціни емісійних сертифікатів з урахуванням рівня економічного розвитку країн-реципієнтів та рівня приведеного навантаження на комплекс реципієнтів**

Пропонована нами компенсація збитку в загальному вигляді може бути представлена:

$$B = U \cdot K, \quad (3.10)$$

$U$  – безпосередньо збиток, нанесений залповим (наднормативним) викидом;

$K$  – коефіцієнт, який враховує частку компенсації від заподіяного збитку ( повинен встановлюється органами державного управління у відповідність із ст. 3 Закону України [24], а саме, спеціально уповноваженим центральним органом виконавчої влади з питань екології і природних ресурсів, спеціально уповноваженими центральними органами виконавчої влади з питань охорони здоров'я, Радою міністрів Автономної Республіки Крим, місцевими державними адміністраціями, іншими центральними і місцевими органами виконавчої влади, органами місцевого самоврядування).

У основі запропонованої нами методики розрахунку розмірів компенсації збитку, який нанесений державі в результаті наднормативних викидів забруднюючих речовин в атмосферу лежить саме розрахунок величини заподіяного збитку залповим (наднормативним) викидом. Відповідно до указу Міністерства охорони навколишнього природного середовища України "Про затвердження Інструкції про загальні вимоги до оформлення документів, в яких обґрунтовуються об'єми викидів, для отримання дозволу на викиди забруднюючих речовин в атмосферу стаціонарними джерелами для підприємств, організацій і громадян-підприємців" №108 від 09.03.2006г. [48], залповий викид – це викид забруднюючих речовин в атмосферу, який кількісно і якісно перевищує у декілька разів величини викидів, встановлені при нормальному веденні технологічного процесу.

Слід зазначити, що в даний час в Україні відсутня офіційна методика розрахунку збитку. Застосовуються методичні підходи викладені в [3] і формалізовані в [9].

Залежно від об'єму початкової інформації пропонується використовувати:

- експрес-метод оцінки економічного збитку (укрупнена оцінка);
- деталізований метод оцінки економічного збитку.

Експрес-метод оцінки економічного збитку в загальному вигляді можна представити у вигляді:

$$Y = \sum Y_i \cdot M_i, \quad (3.11)$$

$Y_i$  – питомий збиток, емпірично розрахований в грошових одиницях на 1 тонну викиду забруднюючої речовини;

$M_i$  – приведена маса викидів  $i$ -ої забруднюючої речовини.

Деталізований метод оцінки економічного збитку заснований на методичних підходах, висловлених в [79] і модифікованими в роботі [80] .

Економічний збиток пропонується визначати по формулі:

$$Y = jG_{\Omega}, \quad (3.12)$$

де  $j \times 10^{-6}$  – показник питомого збитку,  $G_{\Omega} \times 10^6$  – приведені навантаження на комплекс реципієнтів, що розраховується по формулі:

$$G_{\Omega} = \sum_{k=1}^N \sum_{i=1}^M \sigma^k a_i^k D_i^k, \quad (3.13)$$

де  $\sigma$  – індекс типу реципієнтів, що сприймають техногенне навантаження;  $i$  – індекс домішки (вид забруднюючої речовини);  $\sigma^k$  – коефіцієнт, що визначає відносну соціальну значущість навантажень на окремі типи реципієнтів;  $a_i^k \times 10^{-6}$  – показник відносної соціально-екологічної небезпеки забруднення атмосфери різними домішками;  $D_i^k \times 10^6$  – величина умовної річної дози  $i$ -ої домішки, одержаної на території  $\Omega$  реципієнтами до  $k$ -го типу.

Величина умовної річної дози визначається як

$$D_i^k = \iint_{\Omega} C_i(x, y) \rho^k(x, y) dx dy, \quad (3.14)$$

або

$$D_i^k \approx \sum_{l=1}^L C_{il} \rho_l^k S_l = \sum_{l=1}^L C_{il} R_l^k, \quad (3.15)$$

де  $C_{il} \times 10^{-6}$  – величина середньорічної концентрації  $i$ -ої домішки в точці  $(x, y)$   $l$ -ої зони території;  $R_l^k \times 10^6$  – кількість реципієнтів  $k$ -го типу, що знаходяться в  $l$ -ої зоні території  $\Omega$ .

Показник приведеного навантаження дозволяє врахувати ряд чинників, що змінюються, які роблять істотний вплив на еколого-економічну характеристику джерела викиду. До таких чинників відносяться, перш за все, тип територій, що сприймають техногенне навантаження, структура і густина реципієнтів, середньорічна приземна концентрація забруднюючих речовин і ін.



Середнє значення концентрації для  $i$ -ої ділянки для обмеженої території зони активного забруднення (ЗАЗ) пропонується розраховувати по формулі:

$$C_i = \frac{\psi m_i}{h_i^{1,64}}, \quad (3.16)$$

де  $\psi$  – коефіцієнт, чисельне значення якого приймається для аерозолів –, для газів  $1,6 \cdot 10^{-3}$ ;  $m_i$  – маса викидів  $i$ -го забруднюючої речовини;  $h_i$  – висота джерела викиду.

Так само величину середньорічної концентрації  $i$ -ої ділянки в точці  $(x, y)$   $i$ -ої зони території ? можна розрахувати із застосуванням відповідного програмного продукту.

При визначенні конфігурації зони активного забруднення завжди враховується роза вітрів.

Для наочності на рис.3.6 приведена схема визначення економічного збитку

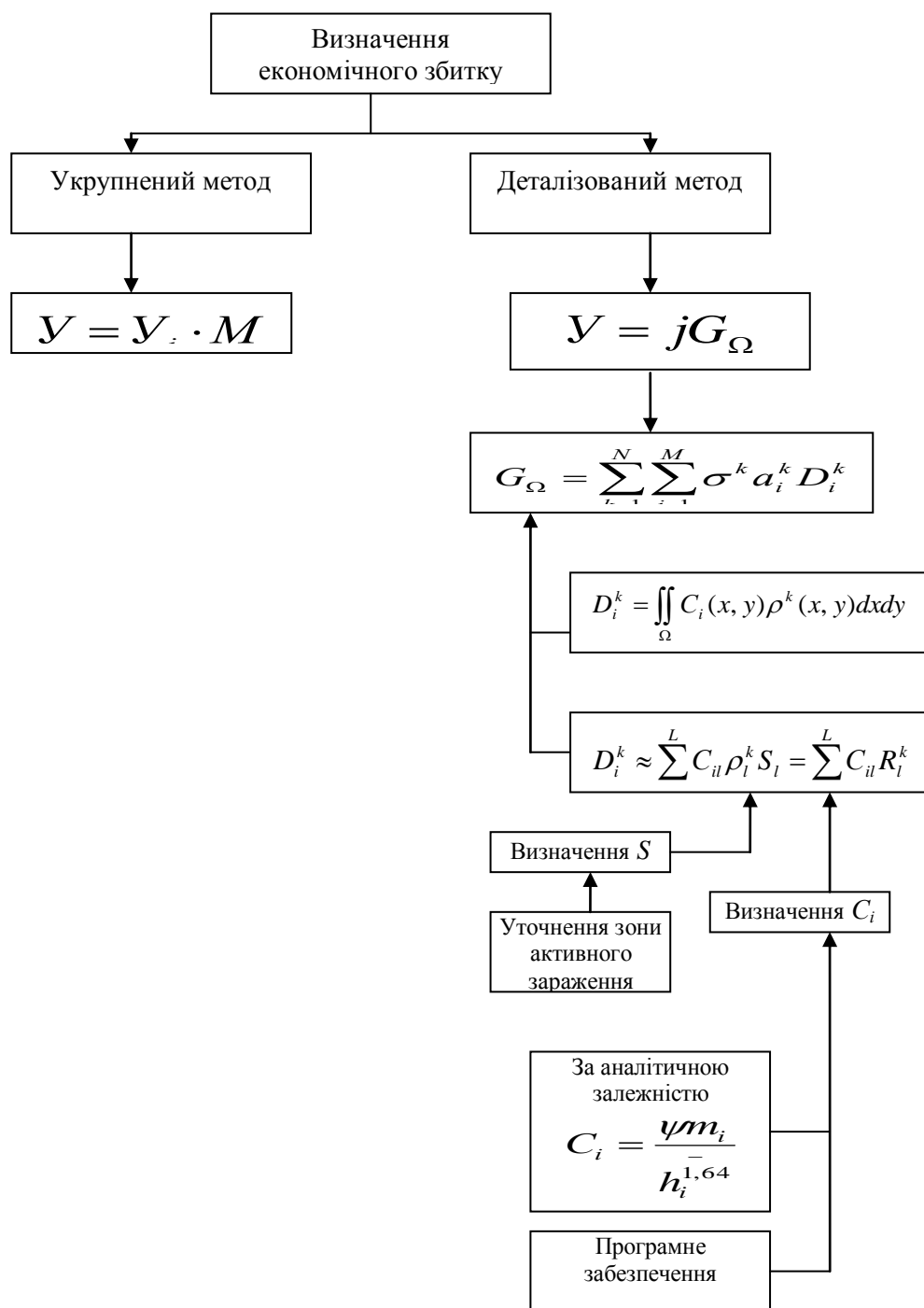


Рисунок 3.6 – Елементи визначення економічного збитку

Пропонований нами алгоритм визначення розмірів відшкодування ущербів нанесених державі в результаті наднормативних викидів забруднюючих речовин в атмосферу представлений на рис.3.7.

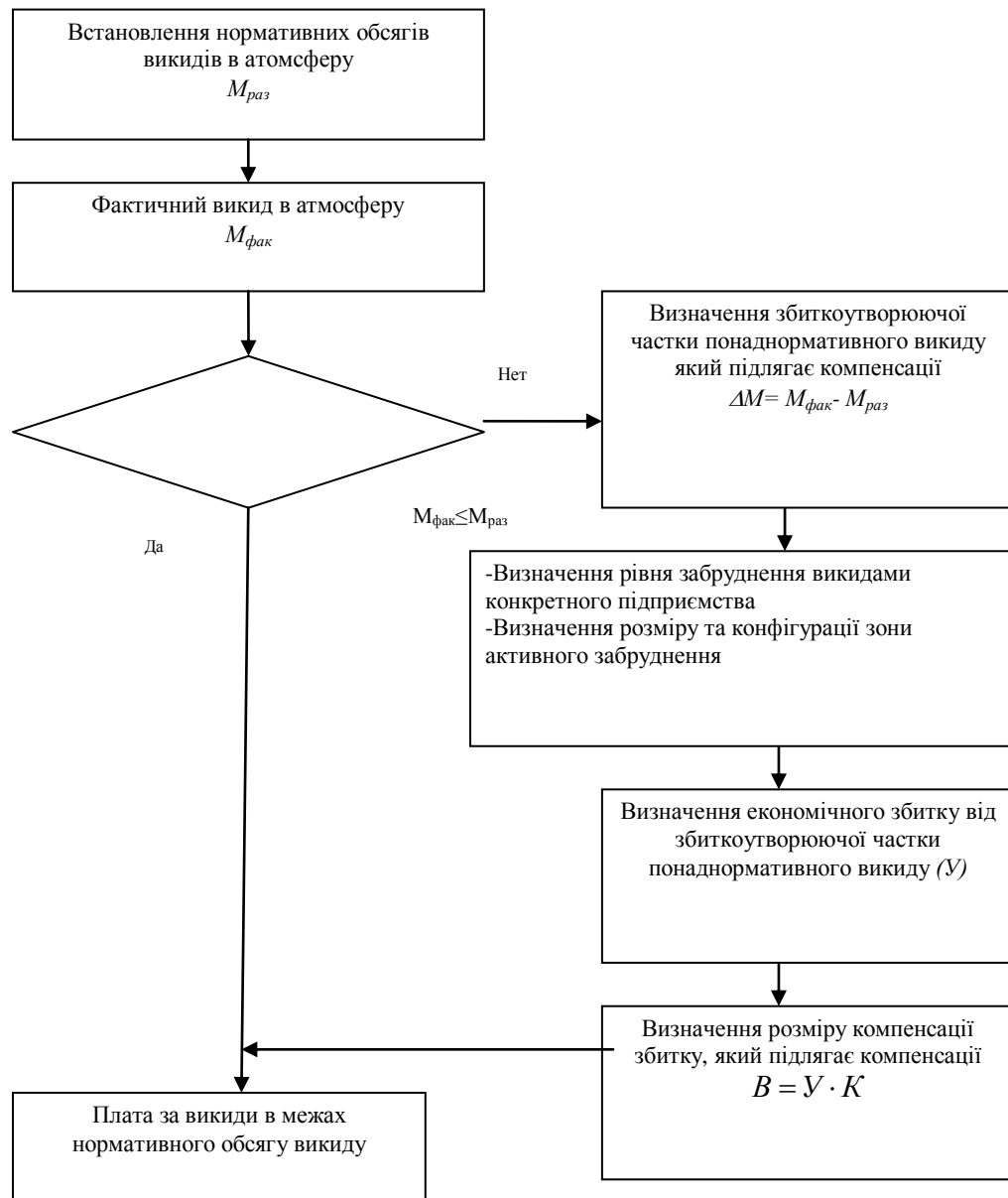


Рисунок 3.7 – Блок схема визначення розмірів відшкодування збитку в результаті залпових (наднормативних) викидів забруднюючих речовин.

Відповідно до приведеної блок схемою ключовим моментом є визначення різниці між фактичним викидом забруднюючих речовин в атмосферу  $M_{\text{фак}}$ , (який визначається на підставі перевищення концентрації формованої наднормативним викидом) і дозволеним викидом, який визначається відповідно до Указу №108 від 09.03.2006 р. [48]. При цьому у разі відсутності перевищення встановленого (тимчасово узгодженого) об'єму

викиду забруднюючих речовин підприємство сплачує відповідно до Ухвали Кабінету Міністрів України "Про затвердження Порядку ..." від 01.03.1999г. № 303 [53] відповідні платежі. У разі перевищення фактичної маси викидів шкідливих речовин виникає необхідність визначення величини перевищення, яка відповідає різниці між залповим (наднормативним) викидом і тимчасово узгодженим, по відношенню до якої і проводиться розрахунок оцінки економічного збитку заподіяного державі в результаті наднормативних викидів.

Використовування деталізованої оцінки економічного збитку передбачає територіальну індексацію питомого економічного збитку щодо якогось середнього по заданій території рівня, прийнятого за одиницю. Тим самим досягається облік специфіки прояву індивідуальних природно-кліматичних, демографічних, соціально-економічних і інших особливостей, властивих конкретному населеному пункту. У пропонованій методиці рівень деталізації регіональних ушкоджуючих чинників відповідає показникам стану реципієнтів, усереднених по областях України. Деталізована оцінка економічного збитку здійснюється по п'яти типах реципієнтів: населенню, житлово-комунальному господарству, сільськогосподарським угіддям, лісовим ресурсам і основним фондам промисловості.

#### **4 ВДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ КЕРОВАНОЇ ТОРГІВЛІ ЕМІСІЙНИМИ СЕРТИФІКАТАМИ, ЯК ЕФЕКТИВНОГО ІНСТРУМЕНТУ УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ НА МІЖДЕРЖАВНОМУ РІВНІ**

В умовах інтернаціоналізації комерційно-господарської діяльності виникає необхідність розроблення дієвого механізму регулювання експортно-імпортних операцій з урахуванням екологічного фактора. Для того, щоб діяльність економічних суб'єктів не виходила за рамки екологічних обмежень, необхідно забезпечити відповідність їх зовнішньоекономічної діяльності вимогам міжнародних нормативно-правових актів у галузі охорони навколишнього середовища.

При дослідженні науково-методичних підходів до економічної оцінки впливу експортно-імпортних операцій на стан довкілля були проаналізовані наукові результати, що викладені в роботах О. Ф. Балацького [5], О. М. Теліженко [73], Л. Г. Мельника [44], Е. К. Choi, S. Johnson [95], S. K. Kim, H. Fukui, Y. Shimazu [98], T. Nagai, Y. Shimazu [101]. Разом з тим подальшого дослідження потребують питання, пов'язані з урахуванням впливу експортно-імпортних операцій (ЕІО) на довкілля, їх екологізацією на основі системного підходу. Недостатньо розробленими є науково-методичні підходи до формування екологоорієнтованої зовнішньоекономічної діяльності та організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій, оцінки економічного ефекту від його впровадження.

Таким чином, актуальність теми дисертаційного дослідження полягає в об'єктивній необхідності подальшого вдосконалення організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій на основі комплексної економічної оцінки їх впливу на стан навколишнього середовища. Недостатня розробленість та значення теоретико та науково-

методичних засад екологізації експортно-імпортних операцій обумовили основну мету і завдання дисертаційного дослідження.

Основною метою дослідження є розвиток теоретичних та науково-методичних положень щодо формування організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій.

Відповідно до поставленої мети були визначені такі завдання:

- 1) дослідити фактори впливу експортно-імпортних операцій на навколишнє середовище;
- 2) розробити методичні підходи до оцінки економічного ефекту екологізації експортно-імпортних операцій;
- 3) розвинути методичні підходи до регулювання зовнішньоекономічної діяльності на основі впровадження економічних інструментів екологізації експортно-імпортних операцій.

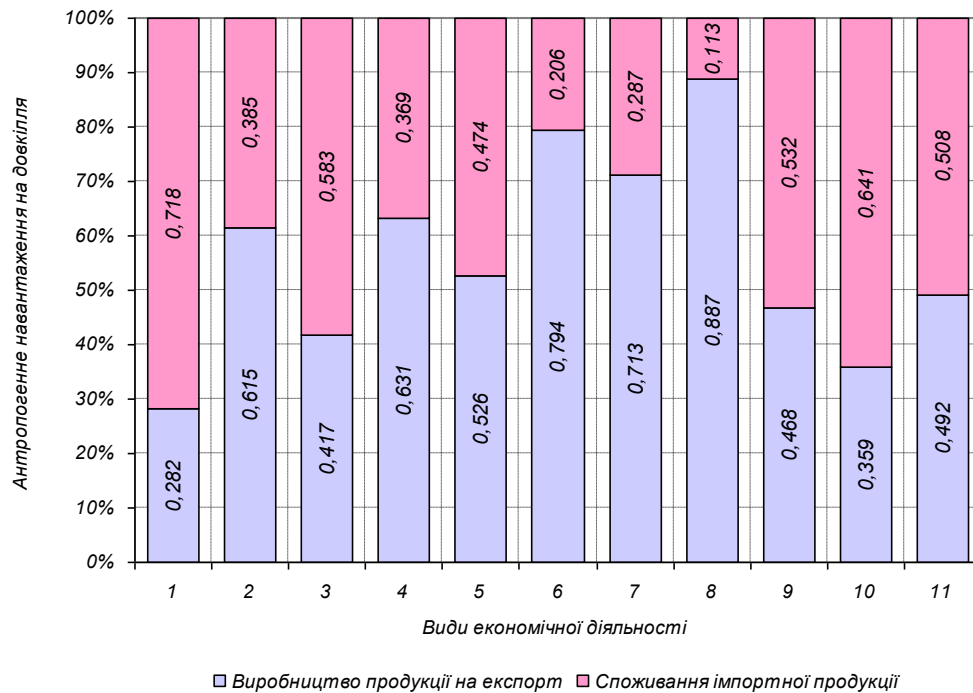
Інтенсифікацію експортно-імпортних операцій у Сумській області характеризують особливі форми транснаціоналізації факторів виробництва, зміна характеру міжнародного процесу відтворення із жорсткою структуризацією взаємозв'язків окремих секторів регіональної економічної системи. Інтенсифікація експортно-імпортних операцій надає нові можливості розвитку і різнопланової взаємодії між Сумською областю та окремими країнами і регіонами.

Вплив експортно-імпортних операцій, які здійснюються в Сумській області, на стан навколишнього середовища регіону необхідно розглядати в системі "виробництво – споживання – навколишнє середовище" (рис. 4.1).

І виробництво продукції, і її споживання зв'язане з використанням природних ресурсів і забрудненням навколишнього середовища, тобто з антропогенним навантаженням на навколишнє середовище. Слід зазначити, що антропогенне навантаження, пов'язане з виробництвом товарів та послуг, відрізнятиметься від того антропогенного навантаження на навколишнє середовище, яке пов'язане з їх споживанням. Яка з цих частин антропогенного навантаження на навколишнє середовище буде більше



Результати проведених досліджень дозволяють нам оцінити вплив кожного з експортно-імпортних потоків на стан навколишнього середовища Сумської області.



УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ:

- 1 – сільське господарство; 2 – добувна промисловість; 3 – харчова промисловість;  
 4 – хімічна промисловість; 5 – виробництво неметалевої мінеральної продукції;  
 6 – металургійне виробництво; 7 – виробництво машин та устаткування;  
 8 – виробництво та розподілення енергії; 9 – будівництво; 10 – транспорт;  
 11 – інші види економічної діяльності.

Рисунок 4.2 – Розподіл антропогенного навантаження окремих експортно-імпортних потоків на довкілля

Економічну оцінку впливу обсягів експортно-імпортних операцій на довкілля та ефективності функціонування організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій у системі регіонального управління можна провести за допомогою моделі (4.1):



$$\begin{cases}
\vec{E}_{EEIO} = -\vec{Y}'; \\
BPII = CB + BI + BDC + P; \\
P' = P - (Y - K) = P - Y'; \\
E_{EEIO} = \sum_{i=1}^n E_i^E + \sum_{j=1}^m E_j^I; \\
E_i^E = \frac{1}{T} \int_0^T [Y_i^E(t) - M_{Y_i^E}][f_i^E(t + \Delta t) - M_{f_i^E}] dt; \\
E_j^I = \frac{1}{T} \int_0^T [Y_j^I(t) - M_{Y_j^I}][f_j^I(t + \Delta t) - M_{f_j^I}] dt,
\end{cases} \quad (4.1)$$

де  $\vec{E}_{EEIO}$  – регулюючий вектор дії механізму;  $\vec{Y}'$  – вектор деструктивної дії екологічного фактора з урахуванням фактичної компенсації;  $BPII$  – валовий регіональний продукт;  $CB$  – споживчі витрати;  $BI$  – валові внутрішні інвестиції;  $P$  – зовнішньоторговельне сальдо без урахування екологічного фактора;  $BDC$  – витрати держави на споживання;  $P'$  – зовнішньоторговельне сальдо з урахуванням екологічного фактора;  $K$  – фактична компенсація антропогенного навантаження на навколишнє середовище;  $E_{EEIO}$  – загальний ефект дії організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій;  $E_i^E$  – ефект дії організаційно-економічного механізму екологізації експортних операцій;  $E_j^I$  – ефект дії організаційно-економічного механізму екологізації імпортних операцій;  $T$  – період часу;  $Y_i^E(t)$  – функція залежності антропогенного навантаження від обсягів експортних операцій у часі;  $M_{Y_i^E}$  – математичне очікування  $Y_i^E$ ;  $f_i^E(t + \Delta t)$  – функція відгуку експортних операцій;  $M_{f_i^E}$  – математичне очікування  $f_i^E$ ;  $Y_j^I(t)$  – функція залежності антропогенного навантаження від обсягів імпортних операцій у часі;  $M_{Y_j^I}$  – математичне очікування  $Y_j^I$ ;  $f_j^I(t + \Delta t)$  – функція відгуку імпортних операцій;  $M_{f_j^I}$  – математичне очікування  $f_j^I$ .

Таким чином, обсяг зовнішньоторговельних операцій (експорт товарів і послуг) з урахуванням екологічного фактора пропонується визначати як різницю між обсягом виробництва товарів і послуг з урахуванням еколого-економічного регулювання і обсягом внутрішнього споживання цих товарів.

Обсяги викидів в атмосферне повітря, яких завдає виробництво на експорт 1 грн товарної продукції, можна розрахувати за формулою (4.2)

$$b_j^{EKC} = \frac{\sum_{i=1}^t \frac{B_{ij}^{\Sigma} \cdot b_j^{EKC} \cdot a_j^{EKC}}{E_{ij}^{\Sigma} \cdot k_j^{EKC}}}{t}, \quad (4.2)$$

де  $E_{ij}^{\Sigma}$  - обсяг експорту  $j$ -го товарного потоку в  $i$ -м періоді;  $B_{ij}^{\Sigma}$  - сумарний обсяг викидів в атмосферне повітря;  $a_j^{EKC}$  - питома вага антропогенного навантаження  $j$ -го експортного товарного потоку;  $b_j^{EKC}$  - питома вага  $j$ -го експортного товарного потоку в загальній структурі викидів;  $K_j^{EKC}$  - питома вага  $j$ -го експортного товарного потоку в загальному обсязі експорту;  $j$  – номер товарного потоку;  $i$  – номер періоду часу;  $t$  – кількість періодів часу.

Обсяги скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти Сумської області, яких завдає виробництво на експорт 1 грн товарної продукції, можна визначити за формулою (4.3)

$$c_j^{EKC} = \frac{1}{t} \cdot \sum_{i=1}^t \frac{C_i^{\Sigma} \cdot b_j^{EKC} \cdot a_j^{EKC}}{E_i^{\Sigma} \cdot k_j^{EKC}}, \quad (4.3)$$

де  $C_i^{\Sigma}$  - сумарний обсяг скидання шкідливих речовин у водні об'єкти Сумської області в  $i$ -му періоді;  $E_i^{\Sigma}$  - сумарний обсяг експорту продукції в  $i$ -му часовому періоді;  $a_j^{EKC}$  - питома вага антропогенного навантаження  $j$ -го експортного товарного потоку;  $b_j^{EKC}$  - питома вага  $j$ -го експортного товарного потоку в загальній структурі скидань;  $K_j^{EKC}$  - питома вага  $j$ -го експортного товарного потоку в загальному обсязі експорту;  $j$  – номер товарного потоку;  $i$  – номер періоду часу;  $t$  – кількість періодів часу.

Обсяг розміщення виробничих відходів у ґрунті, яких завдає виробництво на експорт 1 грн товарної продукції, можна визначити за формулою (4.4)

$$p_j^{EKC} = \frac{1}{t} \cdot \sum_{i=1}^t \frac{P_i^\Sigma \cdot b_j^{EKC} \cdot a_j^{EKC}}{E_i^\Sigma \cdot k_j^{EKC}}, \quad (4.4)$$

де  $P_i^\Sigma$  - сумарний обсяг розміщення відходів виробництва у групі в  $i$ -му часовому періоді;  $E_i^\Sigma$  - сумарний обсяг експорту продукції в  $i$ -му часовому періоді;  $a_j^{EKC}$  - питома вага антропогенного навантаження  $j$ -го експортного товарного потоку;  $b_j^{EKC}$  - питома вага  $j$ -го експортного товарного потоку в загальній структурі розміщення виробничих відходів;  $k_j^{EKC}$  - питома вага  $j$ -го експортного товарного потоку в загальному обсязі експорту;  $j$  – номер товарного потоку;  $i$  – номер періоду часу;  $t$  – кількість періодів часу.

Обсяг викиду шкідливих речовин, яких заподіює імпорт і споживання 1 грн товарної продукції можна визначити за формулою (4.5)

$$b_j^{IMP} = \frac{1}{t} \cdot \sum_{i=1}^t \frac{B_i^\Sigma \cdot b_j^{IMP} \cdot a_j^{IMP}}{I_i^\Sigma \cdot k_j^{IMP}}, \quad (4.5)$$

де  $B_i^\Sigma$  - загальний обсяг викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря в  $i$ -м часовому періоді;  $I_i^\Sigma$  - загальний об'єм імпорту в  $i$ -м часовому періоді;  $b_j^{IMP}$  - питома вага  $j$ -го імпортного товарного потоку в загальній структурі викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря;  $a_j^{IMP}$  - питома вага антропогенного навантаження  $j$ -го імпортного товарного потоку;  $k_j^{IMP}$  - питома вага  $j$ -го імпортного товарного потоку в загальному обсязі імпорту;  $j$  – номер товарного потоку;  $i$  – номер періоду часу;  $t$  – кількість періодів часу.

Обсяги скидання забруднюючих речовин у водні джерела Сумської області можна визначити за формулою (4.6)

$$c_j^{IMP} = \frac{1}{t} \cdot \sum_{i=1}^t \frac{C_i^{\Sigma} \cdot b_j^{IMP} \cdot a_j^{IMP}}{I_i^{\Sigma} \cdot k_j^{IMP}}, \quad (4.6)$$

де  $C_i^{\Sigma}$  - сумарний обсяг скидання шкідливих речовин у водні джерела області в  $i$ -му часовому періоді;  $b_j^{IMP}$  - питома вага  $j$ -го імпортного товарного потоку в структурі скидання шкідливих речовин у водні джерела;  $a_j^{IMP}$  - питома вага антропогенного навантаження  $j$ -го імпортного товарного потоку;  $k_j^{IMP}$  - питома вага  $j$ -го імпортного товарного потоку в загальному обсязі імпорту;  $j$  – номер товарного потоку;  $i$  – номер періоду часу;  $t$  – кількість періодів часу.

Обсяги розміщення відходів в ґрунті, яких заподіює споживання 1 грн імпортної товарної продукції, можна визначити за формулою (4.7)

$$p_j^{IMP} = \frac{1}{t} \cdot \sum_{i=1}^t \frac{P_i^{\Sigma} \cdot b_j^{IMP} \cdot a_j^{IMP}}{I_i^{\Sigma} \cdot k_j^{IMP}}, \quad (4.7)$$

де  $P_i^{\Sigma}$  - сумарний обсяг розміщення відходів в ґрунті в  $i$ -м часовому періоді;

$b_j^{IMP}$  - питома вага  $j$ -го імпортного товарного потоку в структурі розміщення відходів у ґрунті;  $a_j^{IMP}$  - питома вага антропогенного навантаження  $j$ -го імпортного товарного потоку;  $k_j^{IMP}$  - питома вага  $j$ -го імпортного товарного потоку в загальному обсязі імпорту;  $j$  – номер товарного потоку;  $i$  – номер періоду часу;  $t$  – кількість періодів часу.

Розрахуємо описані вище показники для кожного експортного та імпортного товарного потоку. Для прикладу розрахуємо усереднене антропогенне навантаження експорту продукції хімічної промисловості на навколишнє середовище, пов'язане із забрудненням атмосферного повітря за формулою 4.2:

$$e_{XIM}^{EKC} = \frac{1}{12} \cdot \frac{0,1375 \cdot 0,631}{0,2079} \cdot \left( \frac{71,20}{495,51} + \frac{73,68}{536,01} + \frac{76,15}{505,66} + \frac{78,63}{727,61} + \frac{81,10}{1108,00} + \frac{83,50}{1301,60} + \frac{85,90}{1484,42} + \frac{80,80}{2009,92} + \frac{82,70}{2692,90} + \frac{78,00}{3118,61} + \frac{77,80}{2843,45} + \frac{88,40}{3697,24} \right) = 0,031 \frac{\text{кг}}{\text{грн}}.$$

Навантаження експорту продукції хімічної промисловості на навколишнє середовище, пов'язане із забрудненням водних об'єктів, можна розрахувати за формулою 4.3.

$$c_{XIM}^{EKC} = \frac{1}{12} \cdot \frac{0,2679 \cdot 0,631}{0,2079} \cdot \left( \frac{75,20}{495,51} + \frac{77,50}{536,01} + \frac{79,80}{505,66} + \frac{82,10}{727,61} + \frac{84,40}{1108,00} + \frac{76,80}{1301,60} + \frac{72,80}{1484,42} + \frac{75,88}{2009,92} + \frac{78,95}{2692,90} + \frac{85,10}{3118,61} + \frac{88,90}{2843,45} + \frac{84,10}{3697,24} \right) = 0,061 \frac{\text{м}^3}{\text{грн}}.$$

Антропогенне навантаження експорту продукції хімічної промисловості на навколишнє середовище, пов'язане з розміщенням відходів у ґрунті, можна розрахувати за формулою 4.4:

$$p_{XIM}^{EKC} = \frac{1}{12} \cdot \frac{0,89775 \cdot 0,631}{0,2079} \cdot \left( \frac{1143,85}{495,51} + \frac{1168,39}{536,01} + \frac{1193,45}{505,66} + \frac{1219,05}{727,61} + \frac{1245,20}{1108,00} + \frac{1357,20}{1301,60} + \frac{1425,20}{1484,42} + \frac{1497,70}{2009,92} + \frac{1597,70}{2692,90} + \frac{1661,40}{3118,61} + \frac{1753,10}{2843,45} + \frac{1812,00}{3697,24} \right) = 3,322 \frac{\text{кг}}{\text{грн}}.$$

Навантаження імпорту продукції хімічної промисловості на навколишнє середовище, пов'язане із забрудненням атмосферного повітря, можна розрахувати за формулою 4.5:

$$e_{XIM}^{IMP} = \frac{1}{12} \cdot \frac{0,1375 \cdot 0,369}{0,2091} \cdot \left( \frac{71,20}{339,74} + \frac{73,68}{382,57} + \frac{76,15}{551,23} + \frac{78,63}{1415,87} + \frac{81,10}{866,83} + \frac{83,50}{1310,46} + \frac{85,90}{3108,27} + \frac{80,80}{1027,74} + \frac{82,70}{1276,50} + \frac{78,00}{1835,03} + \frac{77,80}{1950,95} + \frac{88,40}{2415,40} \right) = 0,021 \frac{\text{кг}}{\text{грн}}.$$

Усереднене антропогенне навантаження імпорту продукції хімічної промисловості на навколишнє середовище, пов'язане із забрудненням водних об'єктів, можна розрахувати за формулою 4.6:

$$c_{XIM}^{IMP} = \frac{1}{12} \cdot \frac{0,2679 \cdot 0,369}{0,2091} \cdot \left( \frac{75,20}{339,74} + \frac{77,50}{382,57} + \frac{79,80}{551,23} + \frac{82,10}{1415,87} + \frac{84,40}{866,83} + \frac{76,80}{1310,46} + \frac{72,80}{3108,27} + \frac{75,88}{1027,74} + \frac{78,95}{1276,50} + \frac{85,10}{1835,03} + \frac{88,90}{1950,95} + \frac{84,10}{2415,40} \right) = 0,042 \frac{M^3}{грн}$$

Усереднене антропогенне навантаження імпорту продукції хімічної промисловості на навколишнє середовище, пов'язане з розміщенням відходів у ґрунті, можна розрахувати за формулою 4.7:

$$p_{XIM}^{IMP} = \frac{1}{12} \cdot \frac{0,89775 \cdot 0,369}{0,2091} \cdot \left( \frac{1143,85}{339,74} + \frac{1168,39}{382,57} + \frac{1193,45}{551,23} + \frac{1219,05}{1415,87} + \frac{1245,20}{866,83} + \frac{1357,20}{1310,46} + \frac{1425,20}{3108,27} + \frac{1497,70}{1027,74} + \frac{1597,70}{1276,50} + \frac{1661,40}{1835,03} + \frac{1753,10}{1950,95} + \frac{1812,00}{2415,40} \right) = 1,681 \frac{кг}{грн}$$

Аналогічні розрахунки виконаємо для кожного експортного та імпортного товарного потоку за допомогою ЕОМ. Результати розрахунків представимо у вигляді таблиць 4.1 – 4.2.

Таблиця 4.1 – Антропогенне навантаження експортних операцій Сумської області

Найменування експортного товарного потоку	Антропогенне навантаження експорту		
	викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря, кг/грн	скиди забруднюючих речовин у водні об'єкти, м <sup>3</sup> /грн	розміщення відходів у ґрунті, кг/грн
Продукція сільського господарства	0,005	0,038	0,047
Продукція добувної промисловості	5,030	3,356	3,429
Продукція харчової промисловості	0,057	0,003	0,239

Продукція хімічної промисловості	0,031	0,061	3,322
Неметалева мінеральна продукція	0,014	0,054	0,178
Продукція металургійного виробництва	0,008	0,131	0,211
Машини та устаткування	0,007	0,017	0,034
Будівництво	0,013	0,029	0,207
Транспортні послуги	0,268	0,020	0,119
Інші види економічної діяльності	0,084	0,308	0,318

Таблиця 4.2 – Антропогенне навантаження імпорتنих операцій Сумської області

Найменування імпортного товарного потоку	Антропогенне навантаження імпорту		
	викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря, кг/грн	скиди забруднюючих речовин у водні об'єкти, м <sup>3</sup> /грн	розміщення відходів у ґрунті, кг/грн
Продукція сільського господарства	0,013	0,102	0,049
Продукція добувна промисловості	0,157	0,105	0,109
Продукція харчової промисловості	0,018	0,002	0,001
Продукція хімічної промисловості	0,021	0,042	1,681
Неметалева мінеральна продукція	0,025	0,097	0,236
Продукція металургійного виробництва	0,001	0,021	0,026
Машини та устаткування	0,001	0,002	0,003
Будівництво	0,009	0,020	0,104
Транспортні послуги	0,142	0,010	0,047
Інші види економічної діяльності	0,219	1,054	0,040

Урахування у системі економічних розрахунків впливу експортно-імпорتنих операцій на навколишнє середовище дозволяє оптимізувати їх товарну структуру. З одного боку, це сприяє оптимізації з урахуванням екологічного фактора виробництва певних видів продукції, а з іншого – зачіпає можливості оптимізації споживання ресурсів, які можуть включати ресурсозберігання і вибір альтернативних видів ресурсів. Вирішення цих питань докорінно здатне впливати на ефективність здійснення експортно-імпорتنих операцій. Це дає можливість повністю вилучити з товарної структури експорту-імпорту екологічно несприятливі види товарів та послуг,

що, у свою чергу, дозволить у декілька разів зменшити антропогенне навантаження на навколишнє середовище (зменшити споживання ресурсів, перейти на використання технологій, що дозволяють зменшити рівень забруднення навколишнього середовища при виробництві та споживанні товарів і послуг). Механізм екологізації експортно-імпортних операцій повинен бути спрямований на стимулювання саме таких шляхів розвитку національної економічної системи. Очевидна необхідність обліку еколого-економічних показників, пов'язаних із оцінкою негативної дії експортно-імпортних операцій на навколишнє середовище. Такими показниками, віднесеними до одиниці вимірювання експорту та імпорту, є не що інше як екологічна ємність експортно-імпортних операцій, що, на нашу думку, безпосередньо пов'язана з екологічною ємністю виробництва і споживання товарів та послуг.

Питання екологічної ємності виробництва товарів та послуг різними галузями економіки досить детально досліджені в роботах [95, 98, 101, 40, 43, 44]. Екологічна ємність виробництва товарів та послуг складається з двох основних частин: збиткоємності та природоємності продукції. Збиткоємність враховує величину екологічного збитку, що завдається забрудненням навколишнього середовища на всіх стадіях виробництва кінцевої продукції, при виробництві сировини і матеріалів, використовуваних для виробництва такої продукції, а так само при створенні основних фондів, використовуваних при створенні кінцевої продукції, і розраховується на одиницю такої продукції. Природоємність враховує ступінь використання природних ресурсів при виробництві кінцевої продукції.

Експорт за межі регіону продуктів первинної експлуатації природних ресурсів (сировини) знижує його природно-ресурсний потенціал та збільшує антропогенне навантаження на навколишнє середовище регіону за рахунок виникнення відходів первинної переробки цих ресурсів. У разі відсутності заходів, спрямованих на захист і відновлення навколишнього природного середовища, порушується еколого-економічна рівновага в регіоні. Імпорт екологічно недосконалої продукції, техніки, технологій, сировини і



матеріалів збільшує обсяги відходів виробництва в навколишньому середовищі, що також підвищує рівень еколого-економічної незбалансованості. Імпорт природоємної і відходоємної продукції виключає її виробництво на даній території, зменшуючи тим самим антропогенне навантаження на навколишнє середовище регіону. Імпорт екологічно чистої продукції сприяє витісненню з регіонального ринку екологічно недосконалої продукції, що зменшує її виробництво, а також зменшує антропогенне навантаження на навколишнє середовище регіону. Країна, що експортує екологічно чисту продукцію, виробництво якої забруднює навколишнє середовище країни-виробника, або імпортує продукцію, споживання якої забруднює навколишнє середовище, повинна отримувати значну компенсацію за розміщення на своїй території екологічно небезпечних галузей промисловості, забруднення навколишнього середовища та виснаження природно-ресурсного потенціалу. Розмір такої компенсації повинен забезпечувати поступове зниження негативного впливу антропогенного навантаження на навколишнє середовище та економічний розвиток країни, викликаного міжнародною економічною діяльністю. Таким чином, екологізація експортно-імпортних операцій може передбачати скорочення ресурсоємних експортних операцій і збільшення імпорту екологічно чистих видів товарів та послуг, що в сукупності зменшує антропогенне навантаження експортно-імпортних операцій на елементи навколишнього середовища і сприяє підтриманню еколого-економічної рівноваги в регіоні.

Економічну оцінку впливу експортно-імпортних операцій на навколишнє природне середовище з урахуванням обсягу кожного окремого імпортного й експортного товарного потоку можна здійснювати за формулою:

$$Y_{ЕЮ} = \sum_{i=1}^n Y_i^E + \sum_{j=1}^m Y_j^I = (Y_{CT}^E + Y_{ДП}^E + Y_{ХП}^E + Y_{ХМ}^E + Y_{НМП}^E + Y_{МЕ}^E + Y_{МА}^E + Y_{БД}^E + Y_T^E + Y_{И}^E) + (Y_{CT}^I + Y_{ДП}^I + Y_{ХП}^I + Y_{ХМ}^I + Y_{НМП}^I + Y_{МЕ}^I + Y_{МА}^I + Y_{БД}^I + Y_T^I + Y_{И}^I), \quad (4.8)$$

де  $Y_{EIO}$  – екологічна ємність експортно-імпортних операцій, тис грн;

$Y_i^E$  – екологічна ємність і-го експортного потоку, тис грн;

$Y_j^I$  – екологічна ємність j-го імпортного потоку, тис грн;

$Y_{CG}^E, Y_{DP}^E, Y_{XP}^E, Y_{XIM}^E, Y_{HMP}^E, Y_{ME}^E, Y_{MA}^E, Y_{BD}^E, Y_T^E, Y_{IH}^E, Y_{CG}^I, Y_{DP}^I, Y_{XP}^I, Y_{XIM}^I, Y_{HMP}^I, Y_{ME}^I, Y_{MA}^I, Y_{BD}^I,$

$Y_T^I, Y_{IH}^I$  – екологічна ємність експорту та імпорту продукції сільського господарства, добувної, харчової, хімічної промисловості, неметалевої мінеральної продукції, металургійної продукції, машин і устаткування, будівельних, транспортних послуг і продукції інших видів відповідно, тис грн.

Урахування в системі економічних розрахунків впливу експортно-імпортних операцій на навколишнє середовище дозволяє оптимізувати їх товарну структуру. З одного боку, це сприяє оптимізації виробництва певних видів продукції, а з іншого відкриває - можливості оптимізації споживання природних ресурсів, що можуть включати ресурсозбереження і вибір альтернативних їх видів. Вирішення такого кола питань здатне впливати на ефективність здійснення експортно-імпортних операцій і надає можливість повністю виключити з товарної структури експорту-імпорту екологічно небезпечних видів товарів та послуг. Це дозволяє у кілька разів зменшити антропогенне навантаження на навколишнє середовище (зменшити споживання ресурсів, перейти на використання технологій, що, у свою чергу, дозволяють зменшити рівень забруднення навколишнього середовища під час виробництва і споживання товарів та послуг). Економічні інструменти екологізації експортно-імпортних операцій націлені на стимулювання саме таких напрямів розвитку національної економічної системи. На основі аналізу статистичних даних за період з 1996 по 2007 р. було визначено характер залежностей між обсягами експортно-імпортних операцій та їх екологічною ємністю за окремими товарними потоками (табл. 4.3).

Таблиця 4.3 – Екологічна ємність експортно-імпортних операцій

Найменування товарного потоку	Формула для розрахунку	
	експорт	імпорт
Сільське господарство	$Y_{CG}^E = 13,24 \ln(E_{CG}) - 45,667$	$Y_{CG}^I = 29,71 \ln(I_{CG}) - 99,537$
Добувна промисловість	$Y_{DP}^E = 0,431 \ln(E_{DP}) + 0,0346$	$Y_{DP}^I = 4,9433 \ln(I_{DP}) - 14,128$
Харчова промисловість	$Y_{XP}^E = 3,14 \ln(E_{XP}) - 6,9012$	$Y_{XP}^I = 17,535 \ln(I_{XP}) - 63,308$
Хімічна промисловість	$Y_{XIM}^E = 39,977 \ln(E_{XIM}) - 178,76$	$Y_{XIM}^I = 18,145 \ln(I_{XIM}) - 77,038$
Виробництво неметалевої мінеральної продукції	$Y_{HMP}^E = 6,1246 \ln(E_{HMP}) - 16,732$	$Y_{HMP}^I = 2,2519 \ln(I_{HMP}) - 4,9818$
Металургійне виробництво	$Y_{ME}^E = 14,33 \ln(E_{ME}) - 43,251$	$Y_{ME}^I = 5,4457 \ln(I_{ME}) - 18,664$
Машини та устаткування	$Y_{MA}^E = 63,102 \ln(E_{MA}) - 342,41$	$Y_{MA}^I = 7,5762 \ln(I_{MA}) - 32,151$
Будівництво	$Y_{BD}^E = 4,4623 \ln(E_{BD}) - 10,96$	$Y_{BD}^I = 7,7717 \ln(I_{BD}) - 22,617$
Транспорт	$Y_T^E = 11,148 \ln(E_T) - 30,663$	$Y_T^I = 61,112 \ln(I_T) - 238,31$
Інші види економ. діяльності	$Y_{IH}^E = 0,3729 \ln(E_{IH}) - 0,1421$	$Y_{IH}^I = 1,4676 \ln(I_{IH}) - 2,5678$

де  $E_{CG}$ ,  $E_{DP}$ ,  $E_{XP}$ ,  $E_{XIM}$ ,  $E_{HMP}$ ,  $E_{ME}$ ,  $E_{MA}$ ,  $E_{BD}$ ,  $E_T$ ,  $E_{IH}$ ,  $I_{CG}$ ,  $I_{DP}$ ,  $I_{XP}$ ,  $I_{XIM}$ ,  $I_{HMP}$ ,  $I_{ME}$ ,  $I_{MA}$ ,  $I_{BD}$ ,  $I_T$ ,  $I_{IH}$  – обсяги експорту та імпорту продукції сільського господарства, добувної, харчової, хімічної промисловості, неметалевої мінеральної продукції, металургійної продукції, машин і устаткування, будівельних, транспортних послуг і продукції інших видів відповідно, тис грн.

Найбільш прийнятним показником результативності функціонування еколого-економічної системи, що характеризує вплив обсягу експортно-імпортних операцій на елементи навколишнього природного середовища регіону, є валовий регіональний продукт.

Основною причиною недосконалості традиційних економічних інструментів регулювання експортно-імпортних операцій є те, що вони не враховують екологічного фактора. Екологізувати експортно-імпортні операції в ринкових умовах господарювання можна за допомогою системи екологічного ліцензування, квотування та інших економічних інструментів, що сприяють зниженню рентабельності експорту продукції екологоємних, природоємних виробництв та імпорту екологічно недосконалої продукції.

Одним із найбільш дієвих інструментів екологізації експортно-імпортних операцій є спеціальний митний тариф, який враховує екологічний

фактор. На основі науково-методичних рекомендацій щодо визначення екологічної ємності виробництва товарів та послуг, розподілу антропогенного навантаження на довкілля між виробництвом продукції певної галузі на експорт і споживанням імпоротної продукції та враховуючи специфіку регулювання експортно-імпортних операцій у роботі були визначені ставки спеціального екологічного митного тарифу за товарними потоками, табл. 4.4.

Таблиця 4.4 – Ставки спеціального екологічного митного тарифу

Найменування товарного потоку	Ставка спеціального екологічного митного тарифу грн/1 грн вартості товарного потоку	
	Експорт	Імпорт
Сільське господарство	0,113	0,300
Добувна промисловість	0,127	0,076
Харчова промисловість	0,093	0,133
Хімічна промисловість	0,124	0,069
Виробництво іншої неметалевої мінеральної продукції	0,107	0,096
Металургійне виробництво	0,194	0,045
Виробництво машин та устаткування	0,072	0,025
Будівництво	0,102	0,118
Транспорт	0,197	0,358
Інші види економічної діяльності	0,066	0,068

Такий митний тариф можна розглядати як фактор комплексного вирішення еколого-економічних проблем, з якими стикається країна при здійсненні експортно-імпортних операцій. Спеціальний екологічний митний тариф повинен відповідати максимальній кількості можливих варіантів інтенсифікації експортно-імпортних операцій у майбутньому. Такий ефективний економічний інструмент регулювання експортно-імпортних операцій, як спеціальний екологічний митний тариф, може використовуватися як альтернатива існуючим односпрямованим інструментам державного економічного регулювання експортно-імпортних операцій. Спеціальний екологічний митний тариф дозволяє економічній системі країни вчасно реагувати на різні прояви впливу експортно-імпортних

операцій на стан елементів навколишнього природного середовища в умовах невизначеності.

Узагальнені результати дії організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій, показники ВРП, зовнішньоторговельного сальдо, обсягів експорту-імпорту та розрахунків відповідно до змісту табл. 4.1 і табл. 4.2, подані у табл. 4.5.

Таблиця 4.5 – Узагальнені результати дії організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій у Сумській області

Найменування показника	Рік					
	1997	1999	2001	2003	2005	2007
ВРП (номінальний), млн грн	1944	2571	3817	4885	8025	12341
Зовнішньоторговельне сальдо (номінальне), млн грн	153,44	-688,26	-8,86	982,18	1283,58	1281,84
Обсяг експорту, млн грн	536,01	727,61	1301,6	2009,92	3118,61	3697,24
Обсяг імпорту, млн грн	382,57	1415,87	1310,46	1027,74	1835,03	2415,4
Загальне антропогенне навантаження ЕІО, млн грн	110,01	273,13	319,78	356,3	586,03	727,87
Фактична компенсація АН ЕІО, млн грн	6,804	9,283	14,203	15,978	30,466	68,106
Некомпенсована частина АН ЕІО, млн грн	103,206	263,847	305,577	340,322	555,564	659,764
ВРП (реальний з урахуванням екологічного фактора)	1840,794	2307,153	3511,423	4544,678	7469,436	11681,236
Зовнішньоторговельне сальдо (реальне з урахуванням екологічного фактору), млн грн	50,234	-952,107	-314,437	641,858	728,016	622,076
Ефект дії механізму екологізації ЕІО, млн грн	103,227	257,314	300,53	333,905	549,511	677,722
ВРП (скорегований з урахуванням екологічного фактора), млн грн	1944,021	2564,467	3811,953	4878,583	8018,947	12358,958
Зовнішньоторговельне сальдо (скореговане з урахуванням екологічного фактора), млн грн	153,461	-694,793	-13,907	975,763	1277,527	1299,798

Економічний ефект дії організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій спрямований на компенсацію негативного впливу зовнішньоекономічної діяльності на довкілля з

урахуванням вимог глобальної екологічної безпеки та дозволяє підсилити адаптивність і конкурентоспроможність національної економіки.

У роботі здійснено узагальнення теоретичних та методичних підходів до врахування впливу експортно-імпортних операцій на стан навколишнього природного середовища та подано авторське вирішення наукового завдання – вдосконалення організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій з урахуванням вимог забезпечення глобальної екологічної безпеки, що сприятиме підсиленню адаптивності та конкурентоспроможності національної економіки.

У результаті аналізу специфіки та співвідношення між такими поняттями як "міжнародні економічні відносини", "зовнішньоекономічна діяльність", "експортно-імпортні операції" встановлено, що між цими поняттями існує взаємозв'язок як між цілим та частковим. Для забезпечення екологічної безпеки країни необхідно провести екологізацію експортно-імпортних операцій. Під екологізацією експортно-імпортних операцій розуміється процес цілеспрямованих перетворень у системі зовнішньоекономічних відносин, що забезпечують зменшення антропогенного навантаження та підтримку екологічної рівноваги в регіоні. Це надає можливість обґрунтувати необхідність формування організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій та проаналізувати підходи щодо її здійснення.

Систематизація та класифікація факторів впливу експортно-імпортних операцій на навколишнє природне середовище враховують види експортно-імпортних операцій, складові навколишнього середовища та результати їх взаємодії. Такий підхід дозволяє проводити комплексну оцінку економічних збитків від впливу ЕІО на довкілля та враховувати екологічний фактор при формуванні ефективного організаційно-економічного механізму регулювання експортно-імпортних операцій.

Під організаційно-економічним механізмом екологізації експортно-імпортних операцій розуміється система інституційних структур, принципів

їх організації, економічних методів способів і прийомів впливу на суб'єкти господарювання, які забезпечують дотримання екологічних норм і нормативів та вимог чинного законодавства під час проведення експортно-імпортних операцій. Науково-методичний підхід до формування організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій, базується на використанні показників екологічної ємності експортно-імпортних товарних потоків та впровадженні спеціального екологічного митного тарифу в системі їх регулювання.

Аналіз взаємозв'язків між рівнями і складовими структури організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій дав можливість, на основі застосування системного підходу, побудувати структуру організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій, який складається з керуючої, керованої підсистем, підсистеми регулювання ЕІО з урахуванням вимог екологічної безпеки, прямих та зворотних зв'язків у внутрішньому та зовнішньому середовищі, здійснити докладний опис елементів механізму та взаємозв'язків між ними. Врахування інтеграції цілей суб'єктів зовнішньоекономічних відносин щодо забезпечення глобальної екологічної безпеки дозволяє підсилити адаптивність та конкурентоспроможність національної економіки.

Методичні положення економічної оцінки впливу експортно-імпортних операцій на довкілля та ефективності функціонування організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій в системі управління економічним потенціалом території, враховують такі показники, як: ефект дії організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій; залежність антропогенного навантаження від обсягів експортно-імпортних операцій у часі; зовнішньоторговельне сальдо без та з урахуванням екологічного фактора; компенсація наслідків антропогенного навантаження на навколишнє середовище.

Науково-методичні підходи до економічної оцінки екологічної ємності експортно-імпортних операцій дозволяють провести економічну оцінку

впливу обсягів експортно-імпортних операцій на довкілля, яка базується на показниках екологічно обумовленого економічного збитку, віднесеного на одиницю експортного та імпортного товарних потоків. Такий збиток становить від 0,0271 до 0,3652 грн на 1 грн вартості товарного потоку залежно від його виду.

Коригування показника зовнішньоторговельного сальдо, при визначенні валового регіонального продукту, враховує економічну оцінку екологічної ємності експортно-імпортних операцій, які здійснюються на даній території. Так, негативний вплив експортно-імпортних операцій на стан навколишнього середовища в Сумській області оцінюється приблизно в 727,87 млн грн. Частково (68,1 млн грн) він компенсується за рахунок екологічних платежів, пред'явлених суб'єктам господарювання за використання природних ресурсів і забруднення навколишнього природного середовища, штрафів, позовів про відшкодування економічного збитку, заподіяного внаслідок порушення чинного природоохоронного законодавства України. Проте значна частина антропогенного навантаження експортно-імпортних операцій, приблизно 659,76 млн грн, залишається некомпенсованою. Номінальне зовнішньоторговельне сальдо Сумської області складає 1281,84 млн грн, у той час як реальна його величина з урахуванням екологічного фактора дорівнює лише 622,076 млн грн.

Спеціальний екологічний митний тариф може розглядатись як ефективний економічний інструмент екологізації експортно-імпортних операцій. За нашими розрахунками, він становить від 0,025 до 0,358 грн на 1 грн вартості експортного або імпортного товарного потоку, що сприятиме збільшенню зовнішньоторговельного сальдо Сумської області до рівня 1299,79 млн грн.

Виділяються три основні переваги впровадження спеціального екологічного митного тарифу: по-перше, спеціальний митний тариф, який враховує екологічний фактор, може бути використаний для розвитку екологічно орієнтованих стратегій здійснення експортно-імпортних операцій;



по-друге, такий тариф може бути використаний для розвитку загальної адаптивної стратегії регулювання обсягів експортно-імпортних операцій з метою попередження невизначеності їх дії на стан елементів навколишнього природного середовища.

На основі запропонованої методики нами пропонується оцінити економічний розвиток міст. Економічний розвиток міст та територій заздалегідь визначався обсягами та темпами інвестування в нерухомість та розвитком масштабів будівництва. В свою чергу розвиток виробництва та науково-технічного прогресу є також визначальним показником економіки будь-якої держави. Але у відповідності до концепції сталого розвитку на даний час виникає значна кількість протиріч між розвитком економіки та екологічним станом довкілля взагалі, та роллю та місцем людини в цій системі зокрема. Перспективним напрямом є визначення залежності між якістю навколишнього середовища (зокрема якістю атмосферного повітря) та визначенням вартості об'єктів нерухомості що розташовані на даній території.

Під екологічними чинниками в контексті оцінки нерухомості розуміється сукупність чисто природних і природно-антропогенних чинників, що не є засобами праці, предметами споживання або джерелами енергії і сировини, але що мають безпосередній вплив на ефективність і корисність використання об'єкту нерухомості [5]. Питанням урахування екологічних чинників в контексті оцінки нерухомості на даний час призначені праці Кисельової О.Г., Віноградова Д. В., Марченко Н.Ю. та інших науковців. Але огляд літературних джерел свідчить про наявність значного кола невирішених питань, щодо комплексного урахування соціальних, екологічних та економічних чинників в процесі формування ринку нерухомості.

Сфері нерухомості притаманні суттєві відмінності від інших секторів ринку. По перше, це наявність спеціальної нормативно- правової бази для регламентування відносин, пов'язаних з нерухомим майном. По друге,

особливості ринку нерухомості пов'язані із специфікою самого нерухомого майна як об'єкту економічного обігу. Вихідними даними, які визначають специфіку нерухомості як товару, є специфічні ознаки самого фізичного об'єкту нерухомості як [73, 44]:

- унікальність та неповторність;
- стаціонарність;
- довготерміновість створення та довговічність використання.

З них у свою чергу в умовах ринкової економіки витікають відмітні характеристики нерухомості як товару та ринку нерухомості у цілому:

- специфічний характер обігу нерухомості (через обіг прав на неї);
- високий рівень транзакційних витрат при операціях з нерухомістю;
- більш низька у рівнянні з іншими товарами, ліквідність нерухомості;
- обмежена можливість саморегулювання ринку за допомогою цінового механізму;
- формування цін у результаті взаємодії обмеженої кількості продавців та покупців;
- ареною взаємодії попиту та пропозиції є не національна економіка у цілому, а окремий регіон.

На основі цих особливостей можна сформулювати головну специфічну рису ринку нерухомого майна : ринок нерухомості є менш досконалим ринком у порівнянні з іншими секторами економіки. Все це дозволяє говорити про ринок нерухомості як про особливий сектор економіки, дослідження якого є особливим напрямом у економічній науці та потребує спеціальних знань [73, 44].

У відповідності до вищезазначеного на рис.4.2 запропонований методичний підхід до формування ціни об'єкта нерухомості .

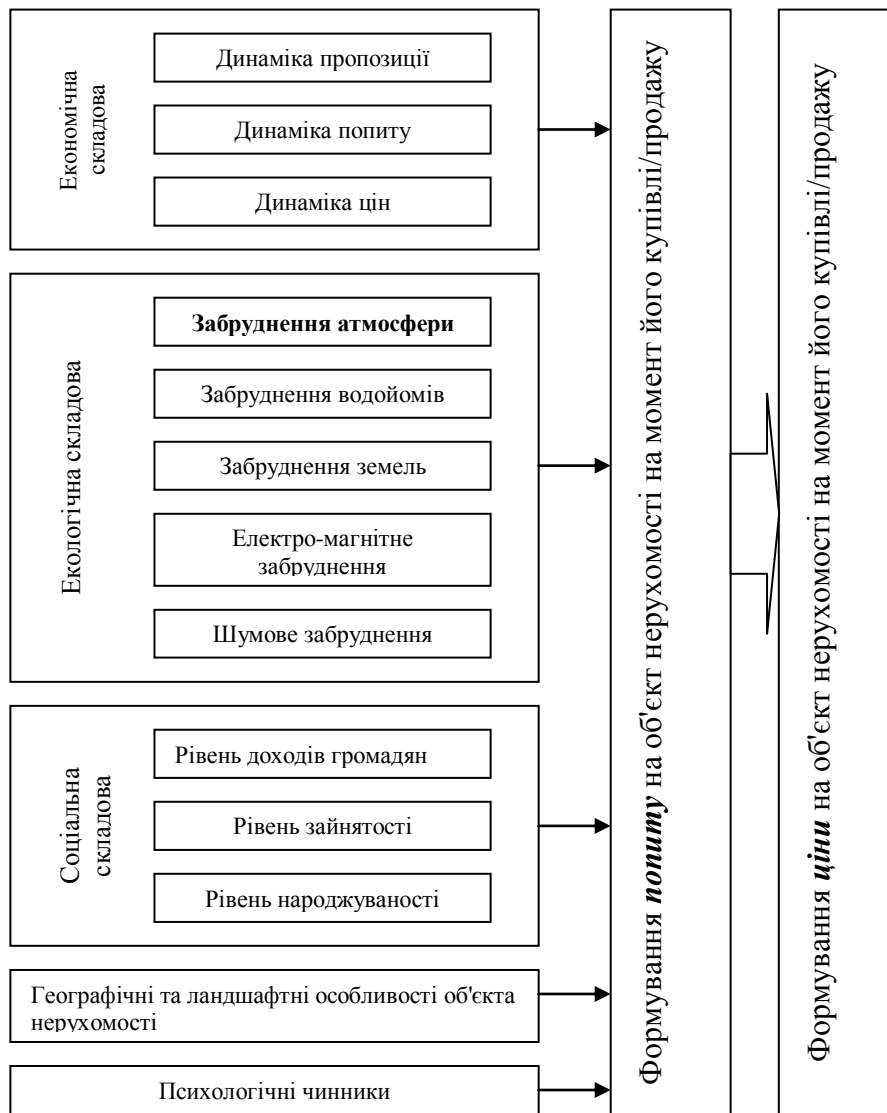


Рисунок 4.2 – Формування ціни об'єкта нерухомості під впливом економічних, екологічних, соціальних, географічних та психологічних чинників.

Якісний стан природно-антропогенного навколишнього середовища істотно впливає на цінність того або іншого об'єкту нерухомості. Від того, наскільки сприятлива екологічна обстановка на території, на якій розміщений, наприклад, житловий будинок або офісна будівля залежать масштаби попиту на ці об'єкти нерухомості. Отже, вартість даних об'єктів знаходиться в прямій залежності від рівня атмосферного, шумового і іншого забруднення що оточує ці об'єкти природно-антропогенного середовища. На

жаль, ціни, що склалися на українському ринку, по операціях з нерухомістю не завжди відображають, а частіше не відображають вплив екологічних чинників на ці ціни.

Таке положення пов'язане з тривалою економічною кризою що об'єктивно зумовило істотний спад цінності екологічних благ, а також з недостатньо високою екологічною культурою контрагентів, що працюють на ринку нерухомості. В той же час операції з нерухомістю, як правило, мають довгостроковий характер. А це вимагає від професійного оцінювача нерухомості адекватного віддзеркалення впливу екологічних чинників (позитивних і негативних) на вартість нерухомості. В даному випадку слід враховувати можливість погіршення екологічної ситуації на окремій місцевості у зв'язку, наприклад, з будівництвом промислового об'єкту поблизу житлового будинку, що в свою чергу значно знижує вартість об'єкту нерухомості порівняно до стартової вартості, яка мала місце на момент введення в експлуатацію цього житлового об'єкта.

Таким чином процес урахування екологічних чинників в контексті оцінки нерухомості становить нові задачі, які по-перше пов'язані з урахуванням динаміки ціни на об'єкти нерухомості, викликані впливом екологічних чинників, а по-друге виявлення механізму залежності формування такої ціни під впливом екологічних чинників.

Таким чином ціна об'єктів нерухомості повинна з урахуванням екологічних чинників повинна враховувати дві складові:

- фактична ціна об'єкту нерухомості, яка складається на момент продажу;
- прогнозна ціна, яка в свою чергу може мати оптимістичну динаміку та песимістичну.

Зупинимось більш докладніше на динаміці прогнозованої ціни, оскільки саме від неї залежить формування попиту на об'єкти нерухомості та динаміка процесів інвестування в нерухомість.

Таблиця 4.6 – Тенденції формування ціни на об'єкти нерухомості в залежності від якості атмосферного повітря

Прогнозна складова ціноутворення	Функція <sup>*)</sup> формування ціни на об'єкт нерухомості, $Y$	Динаміка вартості земельних ресурсів під об'єкти будівництва	Прогнозна динаміка попиту на об'єкти нерухомості у відповідності до співвідношення "попит-пропозиція-рівноважна ціна"	Фактична динаміка попиту на об'єкти нерухомості з урахуванням якості атмосферного повітря
Песимістична	$Y=f(x_1, x_2 \dots x_n)$	вартість зменшується	попит збільшується	попит зменшується
Оптимістична	$Y = \frac{1}{f(x_1, x_2 \dots x_n)}$	вартість збільшується	попит зменшується	попит збільшується

Примітка: <sup>\*)</sup>  $Y$  – функція залежності ціни від ряду соціальних, економічних та екологічних факторів,  $x_1$  – фактор розвитку виробництва, який включає екодеструктивний вплив,  $x_2$  – фактор розвитку будівництва, який впливає на формування попиту на об'єкти нерухомості,  $x_n$  – інші фактори.

Формування функції ( $Y$ ) базується на наявності залежностей між зростанням добробуту населення в процесі розвитку економіки та можливості інвестування в об'єкти нерухомості, але при цьому враховуючи недосконалий розвиток системи управління природоохоронною діяльністю, значно збільшується антропогенне навантаження на стан навколишнього середовища. Так наприклад, будівництво автошляхів та збільшення кількості автотранспорту на душу населення, розширення виробництв та збільшення викидів в навколишнє середовище і т.д. А це в свою чергу приводить до зменшення вартості об'єктів нерухомості у майбутньому, оскільки саме урахування екологічного чинника зменшує привабливість об'єкта нерухомості для потенційного інвестора. Саме таку тенденцію має песимістична складова в прогнозі ціноутворення.

Зміна вартості будь-якої нерухомості залежить від цілого ряду чинників, які виявляються на різних стадіях процесу оцінки; ці чинники можуть бути віднесені до трьох різних ієрархічних рівнів[4], на кожному з яких відслідковується вплив екологічних чинників.

Перший рівень (регіональний) - рівень впливу чинників, що носять загальний характер, не пов'язаних з конкретним об'єктом нерухомості і не залежних безпосередньо від нього.

Другий рівень (місцевий) - рівень впливу локальних чинників в основному в масштабі міста або міського району.

Третій рівень (безпосереднього оточення) - рівень впливу чинників, пов'язаних з об'єктом нерухомості і багато в чому обумовлених його характеристиками.

Вплив чинників може відбуватися одночасно на різних рівнях, а враховуватися послідовно, залежно від ступеня деталізації оцінки і виду оцінюваної вартості.

Існує об'єктивна закономірність зростання цінності екологічних благ. При цьому у міру зростання рівня (якості) життя, виходячи із закону граничної корисності, виникають потреби у покупця об'єкту нерухомості не тільки в традиційних екологічно чистих благах (відсутність забруднення повітря, шуму, наявність зелених насаджень), але і в отриманні психологічного, соціального та екологічного ефектів (можливість спостереження з вікон свого будинку або офісу природного ландшафту, прямого контакту з природою і тому подібне). Безумовно, такого роду елітарні об'єкти нерухомості володіють значною ринковою вартістю і об'єктивно відображають тенденцію її подальшого зростання.

## ВИСНОВКИ

В результаті виконання проекту були розроблені науково-методичні підходи до оцінки і прогнозування інтегральних показників пореципієнтних питомих економічних збитків від забруднення атмосферного повітря. Результати проекту спрямовані на вдосконалення системи управління якістю атмосферного повітря, зокрема, на вдосконалення принципів та методів територіальної і техніко-технологічної оптимізації зниження емісії забруднюючих речовин в атмосферне повітря, вдосконалення методичних положень міжнародної торгівлі емісійними сертифікатами.

Визначено природу формування та форми прояву економічних втрат. Розглянуті теоретичні й методологічні основи визначення збитку є єдиною системою для розробки методик локальних економічних збитків, методики визначення й прогнозування економічного збитку від забруднення повітряного басейну.

Доведено, що оцінка соціально-економічної ефективності прийнятих рішень в області керування якістю атмосферного повітря повинна ґрунтуватися на врахуванні розглянутих протилежностей.

Узагальнені теоретичні підходи до оцінки інтегральних пореципієнтних еколого-економічних збитків від забруднення атмосферного повітря. Запропоновані підходи до вдосконалення аналітичних методів розрахунку показників пореципієнтних еколого-економічних збитків від забруднення атмосферного повітря. Вдосконалення базуються на врахуванні змін в системі "рівень економічного розвитку – якість атмосферного повітря" та встановленні залежності ціни якості атмосферного повітря від рівня економічного розвитку країни.

Дсліджено вплив динаміки макроекономічних показників на рівень еколого-економічних збитків від забруднення атмосферного повітря. При цьому дістали подальшого розвитку методи прогнозування збитків в системі "валовий внутрішній продукт – емісія забруднюючих речовин". Дослідження

еколого-економічної рівноваги в системі "виробництво – споживання – якість атмосферного повітря" дала можливість сформулювати якісно нові теоретичні та науково-методичні підходи до оцінки і прогнозування еколого-економічних збитків від забруднення атмосферного повітря. Сутність пропонованих підходів полягає у формуванні відкритої системи суспільного виробничо-відтворювального процесу та визначення в ньому ролі і місця забруднення атмосферного повітря. Доведено, що нормативний рівень забруднення, який відповідає поточному рівню розвитку техніки і технології, є об'єктивною умовою виробництва товарів і послуг, є об'єктивною складовою процесів виробництва, обміну і споживання.

Дістали подальшого розвитку теоретико-методичні підходи до рахування показників еколого-економічних збитків в системах національних рахунків. Запропоновані принципи і методи врахування показників еколого-економічних збитків в системах національних рахунків. На основі пропонованих підходів визначені основні засади державної політики управління якістю атмосферного повітря на міждержавному рівні.

Розроблені наукові підходи до врахування фактору часу в еколого-економічних розрахунках. При цьому, запропоновані науково-методичні підходи ґрунтуються на оцінці впливу динаміки макроекономічних показників на динаміку еколого-економічного збитку.

Запропоновані методи приведення витрат і результатів атмосфероохоронної діяльності та індексації питомих показників еколого-економічного збитку від забруднення атмосферного повітря спрямовані на вдосконалення практичних розрахунків економічних збитків від забруднення атмосферного повітря.



**ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ**

1. Балацкий О. Совершенствование механизма социалистического природопользования / О. Балацкий, Б. Семенов // Экономика Советской Украины. – 1988. – №6. – С. 42-49.
2. Балацкий О.Ф. Экономика и качество окружающей природной среды / О.Ф. Балацкий, Л.Г. Мельник, А.Ф. Яковлев. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1987. – 190 с.
3. Балацкий О.Ф. Экономика чистого воздуха / О.Ф. Балацкий. – К.: наукова думка, 1979. – 296 с.
4. Балацкий О.Ф. Теоретические и практические вопросы определения экономического ущерба от загрязнения окружающей среды. Киев: Знание, 1982. 15 с.
5. Балацкий О.Ф. Антология экономики чистой среды / О.Ф. Балацкий. – Сумы: ИТД "Университетская книга", 2007. – 272 с.
6. Балацкий О. Екологічний менеджмент: проблеми і перспективи становлення / О. Балацкий // Економіка України. – 2000. – № 5.
7. Боронос В.Н. Качество атмосферного воздуха и экономические проблемы его стандартизации / Тезисы докл. Всесоюзн. семинара "Стандартизация на защите воздушного бассейна промышленных центров" (1-5 декабря 1980 г., г. Москва). – М.: ВНИИ Стандартизации, 1980. – С. 98-102.
8. Водні ресурси на рубежі ХХІ ст.: проблеми раціонального використання, охорони та відтворення / За редакцією академіка УЕАН, д.е.н., професора. М.А.Хвесика. – К.: РВПС України НАН України, 2005. – 564 с.
9. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству

- загрязнением окружающей среды / А.С. Быстров, В.В. Варанкин, М.А. Виленский и др. – М.: Экономика, 1986. – 96 с.
10. Глухов В.В. Экономические основы экологии / В.В. Глухов, Т.В. Лисочкина, Т.П. Некрасова. – СПб.: Специальная литература, 1995. С. 152
11. Горский В.Г. Что такое риск? / В.Г. Горский, Г.А. Моткин, Т.Н. Швецова-Шиловская, В.К. Курочкин // Труды Первой Всероссийской конференции "Теория и практика экологического страхования", М., 1995. — С.23-30.
12. Грищенко В.Ф. Специальный экологический таможенный тариф, как эффективный инструмент государственного управления экспортно-импортными операциями с учетом экологического фактора / В.Ф. Грищенко, И.В. Грищенко // Молодой ученый. Экономика и управление – 2010. – №11(22). – Т.1. – С. 132 – 137.
13. Грищенко В.Ф. Экономическая оценка влияния экспортно-импортных операций на состояние окружающей среды / В.Ф. Грищенко, И.В. Грищенко // Історія та перспективи соціально-економічного розвитку, державного управління та місцевого самоврядування Півдня Росії та України. Збірник наукових праць Міжнародної науково-практичної конференції (Суми-Курськ, 21-22 травня 2010 року) / Міністерство освіти і науки України. Сумський державний університет. Юго-Западный государственный университет. – Суми: Вид-во СумДУ, 2010. – С. 55 – 61.
14. Грищенко В.Ф. Влияние экологического фактора на регулирование международной торговли / В.Ф. Грищенко // Вестник Сумского государственного университета. Серия Экономика. – 2007. – №2. – С. 32–46.
15. Грищенко В.Ф. Учет влияния экологического фактора на объемы внешнеторговых операций / В.Ф. Грищенко // Вестник Сумского государственного университета. Серия Экономика. – 2008. – №2. –

- С. 111–121.
16. Грищенко В.Ф. Экологизация международных отношений в условиях глобализации / В.Ф. Грищенко // Вестник Сумского государственного университета. Серия Экономика. – 2005. – №2 (74). – С. 36–43.
  17. Древаль О.Ю. Структурно-логічна побудова організаційно-економічного механізму екологізації експортно-імпортних операцій / О.Ю. Древаль, В.Ф. Грищенко, І.В. Грищенко // Научният потенциал на света -2010. Икономики. Държавна администрация. Материали за VI международна научна практична конференция (17-25 септември 2010) / "Бял ГРАД-БГ" ОДД. – София: "Бял ГРАД-БГ" ОДД., 2010. – Т.2. – С. 23 – 30.
  18. Европейский опыт исследования трансграничного переноса загрязняющих веществ в атмосфере // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. Научно-информационный бюллетень. – 1980. – №4. – С. 3-18.
  19. Ежегодник состояния загрязнения воздуха и выбросов вредных веществ в атмосферу городов и промышленных центров Советского союза в 1985 году. – Л.: ГГО им. А.И. Воейкова, 1986. – Т.1. – 372 с.
  20. Екологія і закон. Екологічне законодавство України / Відп. редактор В.І. Андрейцев. – Київ : Юрінком Інтер, 1997. – С. 569-570. – [у двох кн.].
  21. Ендрес А. Економіка навколишнього середовища. Вступ / Пер. з нім. – К.: Либідь, 1995. – 168 с.
  22. Жулавський А.Ю. Спеціальний екологічний митний тариф, як ефективний інструмент екологізації організаційно-економічного механізму державного управління експортно-імпортними операціями / А.Ю. Жулавський, В.Ф. Грищенко, І.В. Грищенко // Перспективи впровадження екологічного законодавства в Україні. Матеріали науково-практичного круглого столу (04 червня 2010 р.) / Державна податкова адміністрація України, Національний університет державної

- податкової служби України, Науково-дослідний центр з проблем оподаткування. – Ірпінь: Нац. унів. ДПС України, 2010. – С. 72 – 75.
23. Закон Украины "О зоне чрезвычайной экологической ситуации" // Голос Украины от 15.08.2000.
24. Закон України „Про охорону атмосферного повітря” - Відомості Верховної Ради (ВВР), 1992, N 50, ст.678 ( Із змінами, внесеними згідно із Законом N 1745-IV від 03.06.2004, ВВР, 2004, N 36, ст.434 )
25. Закон України про охорону навколишнього природного середовища // Відомості Верховної Ради України. – 1991. – № 41. – С. 1143-1173.
26. Загорчевная Н.Б., Харченко Н.А. Эколого-экономическая оценка использования водных ресурсов в отраслях промышленности // Вісник СумДУ. Серія Економіка. – 2003, № 6 (52). – с.42-45.
27. Защита атмосферы от промышленных загрязнений: Справ. изд.: В 2-х ч. Ч.2. Пер. с англ. / Под ред. Калверта С., Инглунда Г.М. – М.: Металлургия, 1988. – 712 с.
28. Информационное агенство ИАЦ "ЛІГА", 2005. Доступний з: <http://www.liga.net/news/show/?id=39643>
29. Итоговый отчет за период сентябрь 1992 – август 1993 гг. Совместная программа наблюдения и оценки переноса на большие расстояния загрязняющих веществ в Европе. – Москва: Метеорологический синтезирующий центр "Восток", 1993. – 159 с.
30. Інструкція про порядок розробки, встановлення, перегляду та доведення лімітів викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря. Затверджена наказом Мінекобезпеки від 28 червня 1996 р., № 65.
31. Кашенко О.Л. Фінанси природокористування / О.Л. Кашенко.-Суми: Університетська книга, 2000.-317с.
32. Киотский протокол к Рамочной конвенции Организации Объединенных Наций о изменении климата от 11 декабря 1997 г. – Збірник

- міжнародно-правових актів у сфері охорони довкілля. – 2-е вид., доп. – Львів.: Норма, 2002. – 416 с.
33. Козьменко С.Н. Экономика катастроф (инвестиционные аспекты) / С.Н. Козьменко. – Киев: Наукова думка, 1997. – 204 с.
34. Кононенко О.Ю. Розвиток потенційно небезпечних виробництв з урахуванням виникнення надзвичайних ситуацій (на прикладі Східного регіону): Автореф. дис. канд. екон. наук: 08.10.01 / НАН України; Рада по вивченню продуктивних сил України. — К., 2001. — 19с.
35. Кравченко С.М. Актуальні проблеми права навколишнього середовища / С.М. Кравченко, А.О. Андрусевич, Дж. Бонайн. – Львів, 2002. – 336 с.
36. Кравченко С. Екологічна етика і психологія людини / С. Кравченко, М. Костицький.-Львів:світ, 1992.-104с.
37. Макарова Н.С. Економіка природокористування / Н.С. Макарова, Л.Д. Гармідер, Л.В. Михальчук: Навч.Посібник.-К.:Центр учбової літератури,2007-322с.
38. Международный опыт создания информационных систем в сфере управления природопользованием [электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.kadyaroslavl.ru>.
39. Мельник Л. Економічна точка опори екологізації суспільного виробництва / Л. Мельник, О. Мельник // Економіка України. – 1998. - № 7. – С. 64-69.
40. Мельник Л.Г. Екологічна економіка / Л.Г. Мельник – Суми : Університетська книга, 2002. – 345с.
41. Мельник Л.Г. Фундаментальные основы развития. – Сумы: ИТД "Университетская книга", 2003. – 288 с.
42. Мельник Л.Г. Екологічна економіка: [Підручник] / Л.Г. Мельник. – Суми: ВТД "Університетська книга", 2006. – 367 с.
43. Мельник Л.Г. Экологическая экономика: [Учебник] / Л.Г. Мельник. – Сумы: Издательство "Университетская книга", 2001. – 350 с.
44. Мельник Л.Г. Экономические проблемы воспроизводства природной

- среды / Л.Г. Мельник. – Х.: Выща школа., Изд-во при ХГУ, 1988. – 159 с.
- 45.Методика оцінки збитків від наслідків надзвичайних ситуацій техногенного і природного характеру, яка затверджена Постановою Кабінету Міністрів України №175 від 15 лютого 2002 року.
- 46.Мишенин Е.В. Экономический механизм экологизации производства / Е.В. Мишенин, Б.А. Семененко, Н.В. Мишенина. — Сумы: ИПП "Мрія" ЛТД, 1996.
- 47.Мишенін Є.В. Еколого-економічні проблеми природокористування у лісовому комплексі (теорія, методологія і практика): Автореф. дис...докт. екон. наук: 08.08.01 / Рада по вивченню продуктивних сил України НАН України. – К., 1999. – 37 с.
- 48.Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України „Про затвердження Інструкції про загальні вимоги до оформлення документів у яких обґрунтовуються обсяги викидів, для отримання дозволу на викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами для підприємств, установ, організацій та громадян-підприємців” від 09.03.2006 N 108
- 49.Олейник К.А. Экологичні ризики в підприємницькій діяльності / К.А. Олейник. – М: Анклір, 2002
- 50.Осипов В.И. Концептуальные основы экологической политики / В.И. Осипов // "Вестник Академии наук СССР", 1991.-с. 12.
- 51.Охорона навколишнього середовища та використання природних ресурсів України: Статистичний збірник за 1996 р. – К.: Держкомстат України, 1997. – 182 с.
- 52.Охорона навколишнього середовища та використання природних ресурсів України: Статистичний збірник за 1998 р. – К.: Держкомстат України, 1999. – 259 с.
- 53.Постанова Кабінету Міністрів України від 1 березня 1999 р № 303 „ Про затвердження Порядку встановлення нормативів збору за

- забуднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору” (Із змінами внесеними згідно з Постановами КМ від 21.07.2005).
- 54.Потехин Г.С Управление риском в химической промышленности / Г.С. Потехин, Н.С. Прохоров, Г.Ф. Терещенко // Журнал Всес. хим. общества им. Менделеева, 1990, т. 35, №4, — С. 421-424.
- 55.Прогнозирование загрязнения окружающей среды тепловыми электростанциями // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. Научно-информационный бюллетень. – 1981. – №2. – С. 37-46.
- 56.Савельев Є.В., Куриляк В.Є. Модель розвитку економіки, що базується на знаннях, для України // Вісник СумДУ. Серія Економіка. – 2004, № 9 (68). – с.57-67
- 57.Семеновко Б.А. Определение уровня загрязнения атмосферы выбросами конкретного предприятия в условиях многоотраслевого промышленного центра // Проблемы контроля и защиты атмосферы от загрязнения. – 1988. – Вып. 14. – С. 33-38.
- 58.Семеновко Б.А. Индексация экономического ущерба и платежей за загрязнение воздушного бассейна / Б.А. Семеновко, В.Л. Маяровский // Тез. докл. респ. науч.- практ. конф. "Социально-экономическое развитие и экология" 19—21 мая 1992 г. - Сумы, 1992. - С.118-122.
- 59.Семеновко Б.А. Научно-методические принципы оценки экономического ущерба от загрязнения атмосферы / Б.А. Семеновко, А.А. Семеновко. — Сумы, СумГУ, 1996.
- 60.Семеновко Б.А. Экспресс-оценка экономического ущерба от загрязнения атмосферы / Б.А. Семеновко, А.А. Семеновко // Материалы междун. науч.-практ. конф. "Управление природопользованием в регионе" 17—19 мая 1994 г. — Сумы, 1994. - С.87-89.

- 61.Семененко Б.А. Приватизація та оцінка міських територій / Б.А. Семененко, О.М. Теліженко, М.О. Соколов. – Суми: ВВП "Мрія-1" ЛТД, 1999. – 250 с.
- 62.Семененко Б.А. Опыт разработки и внедрения природоохранного хозрасчета на Украине / Б.А. Семененко, Н.В. Ярош, С.Н. Козьменко // Науч. и технич. аспекты охраны окружающей среды. — М., 1991, № 8—9.
- 63.Сидорук Б.О. Еколого-економічні механізми раціонального використання і охорони водних ресурсів / Автореф. Дис. на здоб.наук.ступеня к.е.н. зі спец. 08.00.06 – економіка природокористування та охорони навколишнього середовища. – Рівне. – 2008. – 16 с.
- 64.Состояние окружающей среды (1972 – 1992 годы): Спасти нашу планету – проблемы и надежды. – Найроби: ЮНЕП, 1992. – 313 с.
- 65.Социально-экономические проблемы информационного общества / Под ред. Л.Г.Мельника. – Суми: ИТД "Университетская книга", 2005. – 430 с.
- 66.Статистичний збірник „Довкілля України за 2005 рік” / За ред. Остапчука Ю.М. – К., 2006. – 256 с.
- 67.Статистичний щорічник України за 1995 р. – К.: Техніка, 1996. – 576 с.
- 68.Статистичний щорічник України за 1996 рік.— К.: Українська енциклопедія, 1997.
- 69.Статистичний щорічник України за 2005 рік. Державний комітет статистики України. – К: Вид-во "Консультант", 2006. – 575 с.
- 70.Тараненко Ю.В. Управління розвитком соціо-еколого-економічної системи на основі управління потенціалом системи / Ю.В. Тараненко //Збірник тез доповідей Восьмої щорічної Всеукраїнської наукової конференції. – Суми: Вид-во СумДУ, 2008. – 179 с.
- 71.Тархов П.В. Некоторые принципиальные вопросы оценки экономического ущерба от загрязнения атмосферы / П.В. Тархов, Б.А.



- Семененко // Проблемы контроля и защиты атмосферы от загрязнения. – 1990. – Вып. 16. – С. 82-88.
72. Телиженко А.М. Оценка и прогнозирование атмосфероохранных затрат при переходе ТЭС Украины на угольную стратегию развития / Суспільно-географічні проблеми розвитку продуктивних сил України. Матеріали II міжнародної науково-практичної конференції (15-16 травня 2001 р., м. Київ). – Київ: Ніка-Центр, 2001. – С. 151-153.
73. Телиженко А.М. Экономика чистого воздуха: международное управление / А.М. Телиженко – Сумы: ИТД "Университетская книга", 2001. – 326 с.
74. Телиженко А.М. Экономико-математическая модель международной торговли лицензиями на право выброса в атмосферу загрязняющих веществ // Прометей: регіональний збірник наукових праць з економіки / Донецький економіко-гуманітарний інститут; Інститут економіко-правових досліджень Національної академії наук України. – Донецьк: Юго-Восток, 2001. – Вип. 6. – С. 143-156.
75. Телиженко А.М. Оценка экономического ущерба от загрязнения водного бассейна / А.М. Телиженко, В.А. Лукьянихин, Е.А. Лукьянихина / Под ред. О.Ф. Балацкого – Сумы: Изд-во СумГУ, 2001. – 68 с.
76. Телиженко А.М. Учет экологических факторов при оптимизации размещения производительных сил. / В кн.: Актуальные вопросы экономики природопользования: теоретические и практические аспекты / А.М. Телиженко, В.А. Устименко, О.Н. Дутченко. – Сумы: ООП Управления статистики, 1990. – С. 133-160.
77. Теліженко О.М. Напрями удосконалення екологічно-орієнтованого організаційно-економічного механізму державного управління експортно-імпортними операціями / О.М. Теліженко, О.Ю. Древаль, В.Ф. Грищенко, І.В. Грищенко // Сучасна наука в мережі Інтернет. Матеріали шостої всеукраїнської науково-практичної конференції (25 –

- 27 лютого 2010 р.) / Інститут наукового прогнозування (м. Київ), Кримський Інститут економіки та господарського права (Севастопольська філія), ТОВ "ТК Меганом" (м. Київ). – К.: ТОВ "ТК Меганом", 2010. – С. 14 – 17.
78. Теплоенергетика: зовнішні витрати і проблеми прийняття рішень / Під заг. ред. О.Ф. Балацького, О.М. Телиженка. – Суми: Видавництво "Слобожанщина", 2001. – 396 с.
79. Типовая методика определения экономической эффективности и экономического стимулирования осуществления природоохранных мероприятий и экономической оценки ущерба от загрязнения окружающей среды: Проект. – М.: ЦЭМИ АН СССР, 1987. – Ч.2. – 192с.
80. Устименко В.А. Планирование атмосфероохранной деятельности отрасли на региональном уровне / В.А. Устименко, А.М. Телиженко // Химическая технология. – 1989. – №5. – С.76-80.
81. Хвесик М.А. Інституціональна модель природокористування в умовах глобальних викликів: [Монографія] / М.А. Хвесик, В.А. Голян. – Л.: Кондор, 2007. – 480 с.
82. Хилько М. Екологічна політика / М. Хилько. – К.: Абрис, 1999. – 363с.
83. Хімко Р.В. Малі річки – дослідження, охорона, відновленн / Р.В. Хімко, О.І. Мережко, Р.В. Бабко. – К.: Інститут екології. – 2003. – 380 с.
84. Хлобистов Є.В. Екологічна безпека трансформаційної економіки / Є.В. Хлобистов / НАН України; Рада по вивченню продуктивних сил України/ відп.ред. С.І. Дорогунцов. – К.: Агентство "Чорнобильінтерінформ", 2004. – 334 с.
85. Чичварин В. А. Охрана природы и международные отношения / В.А. Чичварин. – М.: Международные отношения, 1970. – 205 с.
86. Шахов В.В. Введение в страхование: экономический аспект / В.В. Шахов. — М.: Финансы и статистика, 1992. — 192 с.

87. Экологический менеджмент / Н.В. Пахомова, А. Эндрес, К. Рихтер. – СПб.: Питер, 2003. – 544 с.
88. Экономический потенциал административных и производственных систем: Монография / Под общей ред. О. Ф. Балацкого. – Сумы: ИТД "Университетская книга", 2006. – 973 с.
89. Юнь В.О. Возможные направления реорганизации природоохраны в России (опыт применения экономических инструментов в развитых странах) / В.О. Юнь // Проблемы прогнозирования. – 1993. – №3. – С.160-169.
90. Ящик А.В. Горизонти водного господарства України / А.В. Ящик / Урядовий кур'єр. – 16 жовтня 2003. – № 194. – с.9.
91. Яцык А.В. Экологические основы рационального водопользования (на примере рек Украины) / Автореф. дис. на соиск.уч.степени д.т.н. по спец. 11.00.11 – охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов. – Минск – 1997. – 64 с.
92. Atkinson S., Tietenberg T.H. Market failure in incentive based regulation: the case of emission trading // Journal of Environmental Economics and Management. – 1991. – №21. – p.p. 17-31.
93. Atkinson S.E., Lewis D.H. A Cost-Effective Analysis of Alternative Air Quality Control Strategies // Journal of Environmental Economics and Management. – 1994. – №3, V1. – p.p. 47-56.
94. Atkinson S., Tietenberg T.H. The empirical Properties of Two Classes of Designs for Transferable Discharge Permit Markets // Journal of Environmental Economics and Management. – 1995. – №9. – p.p. 101-121.
95. Choi E.K. Regulation of externalities in an open economy / E.K. Choi, S. Johnson // Ecological Economics. – 1992. – №5. – P.251-265.
96. Cofala J., Schopp W., Amann M. Acidification in Europe Current Status and Possible Developments until 2010 / Paper prepared for the 6-th EAERE Conference. (June 17 - June 20, Umea). – Umea, 1995. – 18 p.

97. Elvingson P. Great improvements, but more needed // Acid News. – 2000. – №3. – p.p. 14-17.
98. Kim S.K. Energy intensity of the Japanese Economic Activities in 1975 and analysis of energy flow through the industries / S.K. Kim, H. Fukui, Y Shimazu // Earth Science, Nagoya University. – 1980. – 28. – P. 1 – 28.
99. Klassen G. Acid Rain and Environmental Degradation. The Economics of Emission Trading. – Cheltenham, UK: Edward Elgar Publisher Ltd., 1996. – 360 p.
100. Kruitwagen Sonja Guided Bilateral Trade for Acidification in Europe / Paper prepared for the 6-th EAERE Conference. (June 17 - June 20, Umea). – Umea, 1995. – 19 p.
101. Nagai T. Science assessment of fusion of plant / T. Nagai, Y Shimazu // Earth Science, Nagoya University. – 1984. – 32. – P. 1 – 48.
102. Opschoor J.B., Reijnders L. Towards Sustainable Development Indicators. In: H. Verbruggen & O. Kuik (Editors). In Search of Indicators for Sustainable Development. – Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Press, 1991. – p.p. 7-29.
103. Sander de Bruyn, Jeroen van den Bergh, Hans Opschoor Empirical Investigations in Environmental-Economic Relationships Reconsidering the Empirical Basis of Environmental. Kuznets Curves and the De-linking of Pollution from Economic Growth / Discussion paper TI 95-140 Tinbergen Institute, Free University, Amsterdam, 1995. – 21 p.
104. Selden T.M. , Song D.S. Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions // Journal of Environmental Economics and Management. – 1994, vol. 27. – p.p. 147-162.
105. Shafik N. Bandyopadhyay S. Economic Growth and Environmental Quality: Time-Series and Cross-Country Evidence, World Bank Working Papers, WPS 904, Washington, 1992. – 52 p.

106. World Development Report 1990. / Development and the Environmental. – New York: Published by Oxford University Press, Inc., 1991. – 312 p.
107. World Development Report 1992. / Development and the Environmental. – New York: Published by Oxford University Press, Inc., 1993. – 308 p.
108. World Development Report 1995. / Development and the Environmental. – New York: Published by Oxford University Press, Inc., 1996. – 338 p.
109. [www.ukrstat.gov.ua](http://www.ukrstat.gov.ua) – офіційний сайт Державного комітету статистики України.