

РОЗДІЛ 4. МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ СТАНУ БІОРІЗНО- МАНІТТЯ

4.1 Оцінка стану фітоценозу як біотичного компоненту екосистеми

Рослинність, як біотичний компонент будь-якої природної екосистеми (біогеоценозу), відіграє вирішальну роль у структурно-функціональній організації екосистеми і визначенні її границь. Фітоблок екосистеми найтіснішим чином пов'язаний з іншими її компонентами – косними, біотичними, біокосними (повітря, ґрунт, вода, зоокомпоненти). Рослинність визначає значною мірою вигляд і розмаїтість ландшафтів, виконує клімато-водорегулюючу роль, являється одним з ресурсів ґрунтоутворення і фактором захисту ґрунту.

При виборі параметрів стану фітоценозу для цілей екологічного нормування необхідно враховувати наступні моменти:

- 1) досить високий ступінь інтегральності й універсальності параметра;
- 2) адекватну реакцію параметра на різні форми й інтенсивність впливу чинника на фітоценоз;
- 3) високий ступінь інформативності;
- 4) вибір методів визначення параметра, що не вносили би істотних змін у екосистему.

Зміни якісних і кількісних характеристик параметрів можуть бути об'єктивно інтерпретовані тільки в порівнянні зі станом цих параметрів в еталонних угрупованнях.

Параметри стану наземного біогеоценозу, що відносяться до фітоценозу: – видовий склад фітоценозу, включаючи усі фітотаксони за величиною флористичної насиченості (кількість видів на 100 м для трав'яних і на 0,25 га для деревних угруповань).

Видовий склад (ВС) фітоценозу – сукупність усіх видів рослин, що складають фітоценоз. Для кожного стійкого фітоценозу підбор видів типовий і історично обумовлений. Кожен вид, що входить у фітоценоз, у більшому чи меншому ступені бере участь в утворенні середовища рослинного угруповання. При цьому основну середовищеутворюючу роль виконують домінуючі види – едифікатори; їхній стан у цілому визначає і стан фітоценозу.

Параметр реагує практично на усі форми антропогенних впливів (фізичні, хімічні, біологічні) як при безпосередньому впливі чинника чи комплексу чинників, так і при опосередкованому впливі. На практиці параметр досить широко використовується при оцінці пасовищної дигресії, різного роду техногенних порушеннях екотопу [1-3].

Відхилення від норми з цього параметра можна встановити, використовуючи коефіцієнти схожості. Найбільш зручні при цьому коефіцієнти Жаккара (а) і С'єренсена (б):

$$а) K = \frac{C}{a+b-c} * 100\%; \quad (4.1)$$

$$\text{б) } K = \frac{2c}{a+b} * 100\%, \quad (4.2)$$

де c – загальна кількість видів у двох порівнюваних ценозах;
 a – кількість видів в одному ценозі;
 b – кількість видів в іншому.

Чим нижчі за абсолютним значенням коефіцієнти схожості, тим далі за заданим параметром угруповання від еталона і навпаки [1-3].

Дуже показовим для характеристики параметра може бути відношення адвентивних і сміттєвих видів до загальної кількості видів в угрупованні:

$$C = \frac{d}{a} * 100\%, \quad (4.3)$$

де C – індекс засміченості угруповання, a – кількість видів в угрупованні,
 d – кількість видів, що не притаманні угрупованню.

Чим вище показник відношення, тим більш порушене угруповання. Перераховані показники, по суті, визначають якісну сторону флористичних змін фітоценозу, ступінь деградації його аборигенного комплексу.

Орієнтовно встановлено на прикладі вивчення пасовищних змін рослинності, що зміна видового складу в ценозі більш ніж на 1/3 веде до деградації угруповання.

Важливою характеристикою є величина проективного покриття домінуючих видів для трав'яних або зімкнутість едифікаторного ярусу для лісових фітоценозів (%).

Параметр позитивно корелює з розмірами асимілюючої поверхні домінант, їхньою наземною фітомасою [1-3]. Параметр визначається у відсотках у період максимального розвитку фітомаси домінанта (чи домінант) на серії площадок у 1 м² і наступним розрахунком середнього значення показника. ПП виявляється як візуально (при деякій навичці можна домогтися великої точності визначення ПП), так і за допомогою нескладних приладів [3-6].

Параметр реагує на механічні порушення фітоценозу (випас, рекреація, скошування, вилучення рослин чи окремих їхніх частин при масових заготівлях у випадках, якщо вид має господарсько цінні властивості тощо), хімічні впливи (зміна життєвого стану видових популяцій через зміну процесів метаболізму, водного обміну), біологічні фактори (поява у фітоценозі висококонкурентних едифікатофобів).

Параметр широко застосовується у практиці геоботанічних обстежень рослинності трав'яних рослинних угруповань [5, 7-9]. Встановлено шляхом спостережень і аналізу фактичних матеріалів, що нижня границя домінування виду визначається приблизно в 15%, верхня границя в нормі, імовірно, повинна бути типовою для того чи іншого фітоценозу і відповідного біому.

Поряд з показником ПП домінуючого виду використовується часто питома ПП – відношення ПП домінанта до загального ПП фітоценозу. Чим ви-

ще показник цього відношення, тим вище роль у фітоценозі домінуючого виду [1,3,5,10]. Орієнтовно визначено [10], що граничне значення параметра складає приблизно 2/3 від норми.

Спектр життєвих форм – частка участі (%) основних життєвих форм (дерева, чагарники, напівчагарники, багаторічні полікарпіки, однолітники) у фітоценозі.

Життєва форма (ЖФ) рослин – це насамперед зовнішній вигляд рослини, його габітус, що відбиває пристосування виду до умов середовища. СЖФ – частка участі у відсотках видів кожної життєвої форми в тому чи іншому ценозі. Найбільш розповсюдженою є класифікація ЖФ, запропонована [11].

СЖФ – дуже істотний параметр, тому що визначає різноманітність екологічних ніш у фітоценозі, домінуючу ЖФ, екологічні умови фітоценозу та їхні зміни. Параметр реагує на фактори, що призводять в основному до зміни екотопу й опосередковано впливають на стан параметра: зміна гідрологічного режиму і засоленості ґрунтів, освітлення, посилення інсоляції тощо. Ці порушення можуть бути викликані комплексом факторів: випасом, вирубками, сінокосінням, техногенними впливами, рекреацією, підтопленням чи осушенням прилягаючих територій, різного роду хімічними впливами, у ряді випадків – абсолютною заповідністю територій (лугові і реальні степи). Фітоценози різних типів у нормі характеризуються визначеним СЖФ.

Віковий спектр ценопопуляції домінуючих видів рослин – частка участі (%) у ценопопуляції особин різних вікових станів.

Ценопопуляція (ЦП) розглядається як представництво того чи іншого виду рослин у конкретному фітоценозі і разом з тим як елементарна структурна одиниця фітоценозу. В цьому сенсі фітоценоз – сукупність конкретних ценопопуляцій. В даний час з цього питання накопичено великий фактичний матеріал [12-14]. Одним з істотних параметрів ЦП є віковий спектр – частка участі в ЦП особин різних вікових станів. Вікові стани встановлюються або на основі комплексу морфобіологічних ознак, або на основі абсолютного віку в тих випадках, коли його визначення не представляє особливих утруднень. При цьому варто врахувати, що принципом виділення вікових груп за морфобіологічними ознаками у ході онтогенезу особин ЦП у сучасній фітоценології є наявність підросту, досить добре вираженої генеративної фракції, збалансованості підросту й старих особин.

При використанні ВСЦ як параметра для цілей екологічного нормування необхідно робити акцент на домінуючі види, що регулюють основний потік речовини й енергії [15].

Параметр реагує на різні форми антропогенних впливів як прямих (випас, рубання, техногенні впливи), так і опосередкованих через зміну екотопу.

4.2 Методика оцінки стану флори та фауни

Аналіз спеціальної літератури дозволяє зробити висновок про те, що відповідні реакції тварин на антропогенні впливи можуть бути зареєстровані на всіх рівнях організації їхніх комплексів.

При екологічному нормуванні необхідно враховувати наступні 3 міркування:

А) Зооценоз – це не середовищний компонент (як наприклад, вода, повітря). Тому зміни зооценозу як правило, відбуваються дискретно. Відповідно, оцінка проводиться не тільки за кількісними, але й за якісними змінами, і нормативні параметри можуть носити якісний характер.

Б) Неможливо в даний час проводити оцінку стану природного середовища з комплексу усіх тварин. Успіх бачиться лише при правильному виборі груп тварин-індикаторів. Для різних цілей інтерес будуть представляти групи тварин, що реагують як на неспецифічні, так і на специфічні антропогенні впливи (наприклад, на автотранспортний вплив, чи забруднення сполуками сірки).

В) Відносно зооценозу в літературі майже відсутні різного роду нормативні документи, які є для середовищних компонентів (різні норми, ДСТУ, ГДК тощо).

Можливо запропонувати систему оцінки реакцій тварин на порушення природного середовища, які можуть більш-менш успішно використовуватися для індикації рівня антропогенних впливів на екосистеми, і, відповідно, для екологічного нормування цих впливів (табл. 4.1).

Таблиця 4.1 – Основні порушення зооценозу під дією антропогенних факторів

Рівень	Показники	Придатність для оцінки стану
Екосистемний	Трофічна структура	Висока*
	Вторинна продуктивність	Низька
	Функціональна структура	Низька
	Структура угруповання чи відносна чисельність видів (родів, сімейств, загонів тощо)	Низька
	Видова різноманітність	Висока
Популяційний	Щільність популяцій	Висока
	Внутрішньопопуляційна різноманітність	Низька
	Розмірно-масова структура	Низька
	Співвідношення статей	Низька
	Вікове співвідношення	Низька
	Реальна і потенційна плодовитість	Низька
	Диференціальна смертність в онтогенезі	Низька
Диференціальна тривалість життя в онтогенезі	Низька	
Організменний	Хімічний склад	Низька
	Морфологічні порушення	Низька
	Активність ферментативних систем	Низька

* низька придатність у зв'язку з нестачею наукової інформації.

Параметри стану наземного біогеоценозу, що відносяться до зооценозу:

Трофічна структура – співвідношення різних трофічних груп (фітофаги, хижаци, сапрофаги).

Трофічна структура лежить в основі побудови екологічних пірамід. Біомаса вважається більш надійним критерієм, ніж чисельність, однак, на практиці, більш зручно будувати піраміди чисельностей [16]. Як правило розглядається спрощена трофічна структура для будь-якої екосистеми, яка складається з 3 груп: фітофагів, зоофагів, сапрофагів.

Аналіз наукової інформації показує, що в антропогенізованих екосистемах тенденції в зміні співвідношення трофічних груп однакові: завжди знижується відносна чисельність зоофагів і сапрофагів та зростає відносна чисельність фітофагів [17-19]. Пропонується граничним значенням антропогенного фактора вважати навантаження, що викликає зниження (чи підвищення) питомої маси однієї з трьох зазначених груп на 20%, а критичним значенням – на 50%.

Видова різноманітність (індекс Шеннона).

Видова різноманітність – один з найбільш широко використовуваних у фауністичних дослідженнях параметрів, що має високу чутливість до основних антропогенних впливів.

Всі індекси видової розмаїтості засновані на 2 припущеннях: ідентичності особин одного виду і рівноцінності відмінностей видів один від одного. Для екологічного нормування запропоновано [20] використовувати універсальний інформаційний індекс розмаїтості Шеннона-Уівера (H). Для оцінки ролі рідких (з низькою чисельністю) видів в угрупованні можуть застосовуватися індекси своєрідності угруповань [21].

Граничним значенням антропогенного навантаження варто вважати зниження видової розмаїтості тваринного компонента екосистем на 5%, а критичним значенням – на 10%. Дані значення затверджені Міністерством будівництва, фізичного планування і навколишнього середовища Нідерландів в якості показників, що відбивають якість ґрунту [22, 23].

Щільність популяції домінуючих і субдомінуючих видів (кількість особин на одиницю об'єму чи площі).

Щільність популяцій видів-індикаторів – найважливіший показник стану екосистеми, високочутливий до основних антропогенних факторів. Очевидно, що в результаті антропогенного впливу щільність популяцій негативних видів-індикаторів буде знижуватися (наприклад, жужелиць у зонах хімічного забруднення), а позитивних видів-індикаторів – зростати (наприклад, попелиць в тих же зонах).

Порівняно високий рівень вивченості окремих популяцій і багаторічні спостереження за динамікою чисельності на природних і антропогенізованих територіях дозволяє підібрати специфічні види-індикатори практично на всі типи антропогенних впливів. Існує багато методів оцінки щільності популяцій, приведених в екологічних роботах, у тому числі й учбово-методичного характеру [16].

Граничним значенням антропогенного навантаження варто вважати зниження (чи підвищення) щільності популяції виду-індикатора на 20 %, а критичним значенням – на 50 %.

Масштаби антропогенного впливу викликають як зміну стану окремих біотичних компонентів, так і трансформацію екосистеми в цілому. При цьому порушується її внутрішня структура і функціонування, що забезпечують їй визначену стійкість за допомогою різних механізмів самоорганізації та самовідтворення. З урахуванням викладеного при розробці показників стану наземних екосистем в якості об'єкту дослідження прийнята елементарна екосистема, близька за характером зв'язків, функціонування і просторового обмеження до біогеоценозу (фації).

Оскільки найбільш чутливою до антропогенних впливів є біотична складова, при оцінці стану екосистем використані в основному показники, що характеризують біоту. Головну роль відіграє рослинність, оскільки на рослинні угруповання припадає 98-99% маси всієї органічної речовини суші. Крім того, рослинність – найбільш фізіономічний і динамічний компонент, що має високі інформативні та репрезентативні властивості, мінливість яких відповідає мінливості всієї екосистеми.

Для оцінки стану біоти екосистеми пропонується використовувати структурно-функціональні характеристики, що відбивають процеси створення, використання, руйнування і залишкового накопичення в екосистемах біологічної продукції різних категорій (первинної, вторинної, залишкової, мертвої) і деякі етапи круговороту речовин, залучені у біологічні цикли [20].

Параметри стану наземного біогеоценозу, як єдиного цілого:

Запаси живої біомаси (фіто-, зоо- і мікробіомаси) у біогеоценозі (г/м² чи т/га).

Під біомасою розуміється загальна кількість живої органічної речовини, накопиченого до даного моменту (звичайно в момент максимального розвитку). Біомаса характеризується крім абсолютних показників, віднесених до одиниці площі, співвідношенням біомаси різних груп організмів чи їхніх частин:

- для рослин (автотрофів) – систематичних, екологічних груп, надземних і підземних частин, асимілюючих та накопичуючих фракцій;
- для гетеротрофів – систематичних, екологічних (трофічних у тому числі) груп; частка мігруючої зоомаси;
- для мікроорганізмів – співвідношення запасів біомаси грибів, бактерій, актиноміцетів.

Швидкість загального обороту органічної речовини – відношення запасів живої і мертвої органічної речовини (включаючи і не включаючи гумус).

Цей критерій дозволяє виявити "рухливість" кожної одиниці органічної речовини при проходженні етапів трансформування продукції. Наприклад, вона невелика в полярному та бореальному поясах, і майже на порядок вище в луговому степу і пустелі.

Швидкість деструкції органічної речовини (за опадо-підстилочним коефіцієнтом).

Деструктивним процесам належить винятково важливе місце в біологічному круговороті неземних екосистем, тому що переважна частина біологічної продукції трансформується у формі детриту під дією різних деструктив-

них агентів, минаючи трофічні ланцюги рослиноїдних організмів. Споживання тваринами продукції фітомаси складає одиниці відсотків. До 88-99 % первинної продукції надходить у ґрунтову детритну підсистему.

В якості показника швидкості деструкційних процесів використовується відношення щорічного надходження мертвої маси до її запасу: опадо-підстилочний коефіцієнт (%).

Стан екосистем повинен оцінюватися не лише з точки зору їхньої внутрішньої збалансованості, але й збереження їхньої ролі в глобальних процесах як джерела органічної речовини, вилучення якого призводить до зміни кисневого балансу атмосфери, інтенсивного вивітрювання мінеральної частини ґрунтів та інших процесів. В зв'язку з цим в якості характеристики стану використовуються показники ступеня відкритості екосистем, іншими словами незамкненість біологічного круговороту [24].

Методи визначення запропонованих показників докладно викладені в наукових дослідженнях. У багатьох з них приводяться кількісні значення цих показників за екосистемами, типовими для тієї чи іншої зони, на які можна орієнтуватися при виборі показників характеристики екосистем [25, 26].

Оцінка стану флори та фауни як індикаторів екологічного стану території базується на використанні показників, що враховують негативні зміни як у структурі рослинного покриву (зміна площинних характеристик), так і на рівні угруповань та окремих видів (популяцій). При цьому в якості фонового приймається стан непорушених ділянок, аналогічних за своїм природно-ландшафтними характеристиками території, що досліджується. Зміни характеристик рослинного покриву можна об'єктивно оцінювати лише у порівнянні з природним станом рослинних угруповань. При оцінці щільності популяцій видів – індикаторів антропогенного навантаження треба враховувати їх різну реакцію на вплив: популяції стійких видів будуть збільшувати свою чисельність, а популяції чутливих до антропогенного навантаження видів – зменшувати її.

Індикаторними показниками оцінки стану флори та фауни являються зменшення індексу біорізноманіття, щільність популяції виду – індикатора антропогенного навантаження, площа корінних асоціацій, лісистість, запас деревини основних лісоутворюючих порід, пошкодження деревостоїв техногенними викидами, пошкодження хвойних порід техногенними викидами (пошкодження хвої), захворювання деревостоїв, загибель лісових культур, площа посівів, ушкоджених шкідниками, загибель посівів, продуктивність пасовищної рослинності, площа зелених насаджень (на людину в крупних містах та промислових центрах) (табл. 4.2).

Оцінка різноманіття за критерієм Сімпсона розраховується за формулою:

$$D = \frac{1}{\sum_{j=1}^n P_j^2}, \quad (4.4)$$

де P_j – частка виду j у сумарному різноманітті, яке прийнято за одиницю.

Для проведення даної оцінки можна обмежитися аналізом характерних груп видів, з яких є достовірна інформація.

Крім того для оцінки необхідно визначити часовий крок, порівнюючи 10-річні періоди.

Таблиця 4.2 – Критерії стану рослинності та фауни як індикаторів екологічного стану території

Показники	стан				
	благопо- лучний	зодо- віль-ний	посеред- ній	важкий	дуже важкий
Зменшення біорізноманіття (за індексом різноманіття Сімпсона), % від норми	<5	5 – 10	11 – 25	26 – 50	>50
Щільність популяції виду – індикатора антропогенного навантаження, %	<(>)10	15	20	50	>(<)50
Площа корінних асоціацій, % від загальної площі	>80	31 -60	16 – 30	5 – 15	<5
Лісистість, % від оптимальної (зональної)	>90	51 – 75	21 – 50	10 – 20	<10
Запас деревини основних лісоутворюючих порід, % від нормального	>80	61 – 75	36 – 60	30 – 35	<30
Пошкодження деревостоїв техногенними викидами, % від загальної площі	<5	5 – 15	16 – 30	31 – 50	>50
Пошкодження хвойних порід техногенними викидами (пошкодження хвої), %	<5	5 – 15	16 – 30	31 – 50	>50
Захворювання деревостоїв, %	<10	10 – 20	21 – 30	31 – 50	>50
Загибель лісових культур, % від площі лісокультурних робіт	<5	5 – 25	26 – 50	51 – 70	>70
Площа посівів, ушкоджених шкідниками, % від загальної площі	<10	10 – 15	16 – 20	21 – 50	>50
Загибель посівів, % від загальної площі	<5	5 – 10	11 – 15	16 – 30	>30
Продуктивність пасовищної рослинності, % від потенційної	>80	46 – 60	31 – 45	5 – 30	<5
Площа зелених насаджень (на людину в крупних містах та промислових центрах), % від нормативного	>90	60 – 90	30 – 60	10 – 29	<10

4.3 Інтегральна оцінка біорізноманіття

Вплив довкілля на живі організми характеризуються різними показниками збереження біорізноманіття, до яких звичайно відносять: кількість видів рослин, особливо вищих рослин, і тварин, у тому числі ссавців, птахів, плазуючих, земноводних, риби тощо; кількість видів, що охороняються, які занесено до Червоної Книги України та міжнародних реєстрів; кількість видів, що знаходяться під загрозою зникнення; ліси, у тому числі площі, що покриті лісом та лісистість території, а також санітарний стан лісів; природо-заповідний фонд, у тому числі площа, кількість, процент від загальної площі суші, національні території, що охороняються, які є частиною глобальних узгоджень та ін.

Індикаторними показниками оцінки біорізноманіття є:

– кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів і риби, а також тварин у цілому, які існують у певному типовому ландшафті, що відображає структуру земельного фонду певного регіону, у процентах до загальної кількості видів, які існують у даному регіоні;

– кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів і риби, а також тварин у цілому, що знаходяться під загрозою зникнення, у процентах до кількості видів, які охороняються у даному регіоні;

– лісистість регіону, що визначається як площа лісів та інших лісовкритих земель у процентах до загальної площі суші регіону;

– природні території, що охороняються, (природно-заповідний фонд) у процентах до загальної площі суші регіону.

Обчислення першого індикаторного показника здійснюється за формулами:

$$R_{avid} = R_{as1} \times (l_{esa} + s_{eno} + n_{asa}) + 100, \quad (4.5)$$

$$M_{vid} = M_{le1} \times (l_{esa} + s_{eno} + n_{asa}) + 5, \quad (4.6)$$

$$P_{vid} = R_{ti1} \times (100 - i_{nsh} - o_{rni}) + 10, \quad (4.7)$$

$$R_{vid} = R_{yb1} - R_{yb2}, \quad (4.8)$$

$$T_{vid} = M_{vid} + P_{vid} + R_{vid}, \quad (4.9)$$

$$R_{as\%} = 100 R_{vid} / R_{ast1}, \quad (4.10)$$

$$M_{le\%} = 100 M_{le1} / M_{le1}, \quad (4.11)$$

$$P_{ti\%} = 100 R_{ti1} / P_{ti1}, \quad (4.12)$$

$$R_{yb\%} = 100 R_{vid} / R_{yb1}, \quad (4.13)$$

$$T_{va\%} = 100 (M_{vid} + P_{vid} + R_{vid}) / (M_{le1} + P_{ti1} + R_{yb1}). \quad (4.14)$$

де R_{ast1} , M_{le1} , P_{ti1} і R_{yb1} – загальна кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів і риби, які існують у певному регіоні;

R_{yb2} – кількість видів риби, що охороняється на певній території;

l_{esa} , s_{eno} , n_{asa} , o_{rni} , b_{olo} , v_{oda} та i_{nsh} – ліси та чагарникові насадження, пасовища і сіножаті, багаторічні насадження, орні землі, болота і заболочені землі, землі, що знаходяться під водою, та інші землі у процентах до загальної площі землі у даному регіоні;

Ravid, Mvid, Pvid, Rvid та Tvid – кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів, риб та тварин, які існують у певному типовому ландшафті, що відображає структуру земельного фонду певного регіону;

Ras%, Mle%, Pti%, Ryb% та Tva% – те саме у процентах до загальної кількості видів вищих рослин, ссавців, птахів, риб та тварин, які існують у даному регіоні.

Обчислення другого індикаторного показника здійснюється за формулами:

$$\text{Rast5} = 100 \text{ Rast3} / \text{Rast2}, \quad (4.15)$$

$$\text{Mle5} = 100 \text{ Mle3} / \text{Mle2}, \quad (4.16)$$

$$\text{Pti5} = 100 \text{ Pti3} / \text{Pti2}, \quad (4.17)$$

$$\text{Ryb5} = 100 \text{ Ryb3} / \text{Ryb2}, \quad (4.18)$$

$$\text{Tva\%} = 100 (\text{Mle3} + \text{Pti3} + \text{Ryb3}) / (\text{Mle2} + \text{Pti2} + \text{Ryb2}). \quad (4.19)$$

де Ras2, Mle2, Pti2 і Ryb2 – кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів і риб, що охороняється на певній території;

Ras3, Mle3, Pti3 і Ryb3 – кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів і риб на даній території, що знаходяться під загрозою зникнення;

Ras5, Mle5, Pti5 і Ryb5 – те саме у процентах до кількості видів вищих рослин, ссавців, птахів і риб на даній території, що охороняється. Індикаторні показники розподіляються за класами, що встановлені у табл. 4.3.

Таблиця 4.3 – Границі класів для індикаторних показників біорізноманіття

Індикаторні показники	Класи				
	Дуже добрий	Добрий	Задовільний	Поганий	Дуже поганий
Кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів і риб, а також тварин у цілому, які існують у певному типовому ландшафті, що відображає структуру земельного фонду певного регіону, у процентах до загальної кількості видів, які існують у даному регіоні	>90	70,1-90,0	50,1-70,0	30,1-50,0	<30,0
Кількість видів вищих рослин, ссавців, птахів і риб, а також тварин у цілому, що знаходяться під загрозою зникнення, у процентах до кількості видів, які охороняються у даному регіоні	<2,0	2,1 – 5,0	5,0 – 10,0	10,0-20,0	>30,0
Лісистість регіону, що визначається як площа лісів та інших лісовкритих земель у процентах до загальної площі суші регіону	>30,0	20,1-30	15,1-20	10,1-15,0	<10,0
Природні території, що охороняється, (природно-заповідний фонд) у процентах до загальної площі суші регіону	>15,0	9,1-15,0	5,1-9,0	2,1-5,0	<2,0

Інтегральна оцінка біорізноманіття, як узагальненого показника негативного впливу стану довкілля на живі організми певного регіону визначаються за формулою:

$$I_{bio} = \max\left\{I_1 I_2, \frac{I_3 + I_4}{2}\right\}, \quad (4.20)$$

де I_1, \dots, I_4 – класи індикаторних показників 1, ... 4 відповідно до їхніх номерів.

Основними даними, що необхідні для розрахунку інтегральних оцінок, є показники кількості та якості складових довкілля, які визначаються за результатами спостережень у системі державного моніторингу довкілля. Крім того, для розрахунків можуть використовуватись також дані державної статистичної звітності, офіційні видання, а також рішення органів влади на державному та регіональному рівнях.

4.4 Загальна характеристика біологічного різноманіття України

Біорізноманіття України є її національним багатством, його збереження та невиснажливе використання розглядається як один із пріоритетів у сфері природокористування, екологічної безпеки та охорони природи, невід'ємна умова збалансованого економічного та соціального розвитку держави.

Займаючи менше 6% площі Європи Україна володіє 35% її біорізноманіття. Це пов'язано з вигідним розташуванням країни – багато шляхів міграції та природних зон зустрічаються в країні. Понад 100 видів перелітних птахів охороняються відповідно до міжнародних зобов'язань. Біота (більше 70000 видів) включає в себе багато рідкісних, реліктових та ендемічних видів. Деякі види флори і фауни, які потребують особливого захисту, включені до Червоної книги України. Останнє видання Червоної книги України (2009) містить 826 видів флори і 542 види фауни [27,28].

Екстенсивний розвиток сільського господарства призвів до значного зменшення ландшафтного різноманіття. Більше 40 відсотків площі України в минулому були вкриті степами. Сьогодні їх залишилося близько 3-3,5 відсотків. На цих територіях зосереджено 30 відсотків усіх видів флори і фауни, занесених до Червоної книги України [29].

На сьогодні в Україні з усіх таксономічних груп рослин та грибів найдокладніше вивчено вищі рослини, хоча залишається певна кількість проблемних таксонів, статус яких ще не визначений. У списку вищих рослин України наведено 6086 видів, з них 5310 є аборигенними та спонтанно заносними, 226 – культивуються і натуралізуються, 533 – здебільшого культивуються та 126 видів, наявність яких у флорі України ще потребує підтвердження [27,28].

Мохоподібні представлені 763 видами. Флора водоростей (альгофлора) налічує 4908 видів та 6101 внутрішньовидовий таксон.

Порівняно менше у таксономічному відношенні досліджені гриби. На сьогодні відомо 5227 їх видів, а передбачувана кількість може перевищувати

15 тис. видів. Анотований список лишайників (ліхенізованих та ліхенофільних грибів) включає 1322 види [27].

Фауна України налічує понад 45 тис. видів, які належать до двох систематичних таксонів високого рангу – хребетних та безхребетних, причому кількість останніх є набагато більшою, ніж перших [27].

За приблизними оцінками, одна третина видів, зокрема грибів та комах, ще не описані.

Географічне положення, орографічні та кліматичні особливості України зумовили формування на її території різноманітної рослинності, яка закономірно змінюється з півночі на південь відповідно до чотирьох зон: широколистянолісової (включаючи Полісся), лісостепової, степової та середземноморської лісової. Гірські системи на території України представлені Українськими Карпатами та Гірським Кримом.

Рослинність Українського Полісся представлена переважно сосновими та дубово-сосновими лісами на піщаних та супіщаних дерново-підзолистих ґрунтах, рідше трапляються дубово-грабові та дубові ліси (на найбагатших видозмінах дерново-підзолистих ґрунтів), а в найвологіших умовах зростають вільхові. Досить значними є площі лук, зосереджені в заплавах річок. Болота трапляються здебільшого в заплавах і верхів'ях малих та середніх річок, а також у реліктових долинах. Найпоширенішими є низинні (евтрофні) болота, значно рідше трапляються верхові (оліготрофні) та перехідні (мезотрофні), які формуються в реліктових долинах та на межиріччях.

Рослинність західної частини широколистянолісової зони характеризується переважанням дубових, грабово-дубових та букових лісів на світло-сірих опідзолених ґрунтах. Боліт значно менше, ніж на Поліссі, їх рослинність має специфічний характер. На південних схилах зрідка трапляються ділянки лучних степів із домінуванням найбільш мезофітних видів ковили та осоки низької.

У Карпатах також переважають ліси, характер яких змінюється відповідно до вертикальної зональності. Найнижчий – передгірський пояс утворюють дубові, дубово-грабові та подекуди, у північно-східній частині Карпат, – букові ліси. Основні масиви букових лісів зростають переважно у нижньому лісовому поясі, піднімаючись на південно-західному макросхилі до висоти 1400 м н.р.м. Загалом вони займають близько третини лісопокритої площі Карпат, а гірські темнохвойні (ялицеві та ялинові) ліси – близько половини. Останні утворюють верхній гірський лісовий пояс. На місці знищених лісів утворилися післялісові луки, які зараз займають теж близько третини площі верхнього лісового поясу. Вище 1800 м н.р.м. розташований субальпійський пояс, рослинність якого представлена буковим та ялиновим криволіссям, а також заростями сосни гірської, душекії зеленої та субальпійськими луками. Фрагментарно, на найвищих вершинах гір трапляється альпійська рослинність, представлена високогірними луками та петрофільними угрупованнями [27,28].

Лісостепова зона займає близько третини території України і, незважаючи на значний антропогенний тиск, в її межах збереглася різноманітна рос-

линність: представлені ліси, утворені дубом звичайним (дубові, грабово-дубові, липово-дубові), дубом скельним (у південно-західній частині Лісостепу), а також грабом звичайним. Соснові та дубово-соснові ліси трапляються на піщаних ґрунтах другої тераси Дніпра та його лівобережних приток. У заплавах річок формується лучна рослинність. Болота також приурочені до заплав річок і представлені здебільшого високотравними евтрофними видозмінами. Степова рослинність (переважно лучні ковилово-різнотравні степи) збереглася лише у вигляді незначних за площею фрагментів на незручних для оранки та інтенсивного використання ділянках та на територіях природно-заповідного фонду.

Степова зона займає близько 40% території України і зазнає найсильнішого антропогенного тиску на рослинність. У минулому тут переважали справжні типчачково-ковилово-різнотравні та типчачково-ковилові степи, а також їх петрофітні та псамофітні варіанти. Зараз вони збереглися менш, ніж на 3% території. Дубові ліси подекуди трапляються в заплавах степових річок, ярах та байраках. Луки приурочені до заплав великих річок та подів – великих безстічних знижень на межиріччях. Пониззя великих річок (Дунаю, Дніпра, Південного Бугу тощо) займає плавнева рослинність, представлена комплексом водної, прибережно-водної, болотної та заплавно-лісової рослинності. Специфічною є також рослинність піщаних і черепашкових кіс Азовського моря, представлена літоральними угрупованнями. У степовій зоні представлена також галофільна рослинність, хоча й на незначних площах [28-30].

Найбагатшою є рослинність середземноморської лісової зони (Гірський Крим). Тут, залежно від зміни кліматичних факторів за висотними поясами, утворюються відповідні пояси рослинності. На північному макросхилі – ісостеповий пояс (пухнастодубових лісів, фісташкових рідколісь та понтичних степів), дубових лісів (пухнасто- та скельнодубових), букових та грабових лісів. На південному макросхилі – пояс шиблякових заростей, утворених дубом пухнастим та грабом східним, рідколісь ялівцю високого та ксерофітної трав'янистої рослинності саваноїдного типу. Вище розташований пояс лісів з сосни кримської, яка поступово змінюється дубом скельним, а на висоті 750-800 м н.р.м. – буком. Плоскі вершини Кримських гір – яйли – зайняті лучними та петрофітними степами, томілярами, подекуди -справжніми луками [27].

Загалом рослинний покрив України представлений лісами, луками, болотами, степами, томілярами, чагарниковими заростями (гало-, псамо-, кальце-крето-, петрофільними та водними угрупованнями). Ценофонд України налічує понад 3800 асоціацій та 1100 варіантів асоціацій, об'єднаних у 348 формацій. Ценофонд лісів Українських Карпат складається з 801 асоціації 16 формацій, Українського Полісся – з 409 асоціацій 10 формацій, подільської частини лісової зони – з 246 асоціацій 12 формацій, лісостепової зони -з 405 асоціацій 13 формацій та степової зони – з 380 асоціацій 18 формацій. У Гірському Криму ценофонд лісів представлений 278 асоціаціями, які належать до 13 формацій.

В Україні виділено 373 найрідкісніші лісові асоціації 23 формацій, які належать до I синфітосозологічного класу. В Українських Карпатах відмічено 169 таких раритетних асоціацій, Українському Поліссі – 16, Лісовому Поділлі – 47, Лісостепу – 16, у Степу – 98 [27].

Виділення раритетного ценофонду рослинності України сприятиме вирішенню низки питань у галузі збереження лісів, зокрема розробки режимів їх охорони, підтриманню фітогенетичного потенціалу, формування стійких угруповань, стабілізації екологічного стану регіонів тощо; ценофонд України є її національним багатством.

Лісистість території України станом на 2013 рік складає 16% (рис. 4.1) Лісові ландшафти займають провідне місце у структурі природно-заповідного фонду держави – становлять третину їх територій. Практично у всіх регіонах заповідність в лісах вища ніж загальнодержавна. За 30 років площа територій та об'єктів природно-заповідного фонду на лісових землях загалом збільшилась в 3,8 рази. За 2009-2012 роки заповідність лісів, підпорядкованих Держлісагентству, зросла з 14,7% до 16,3%, площа територій та об'єктів природно-заповідного фонду в підпорядкованих лісах зросла на 226 тис. га. Крім того, частка лісів з обмеженим режимом лісокористування за період з 1961 року збільшилась з 34% до майже 50%. В цілому по Україні вже на 40% вкритих лісовою рослинністю земель заборонено рубки головного користування [28].

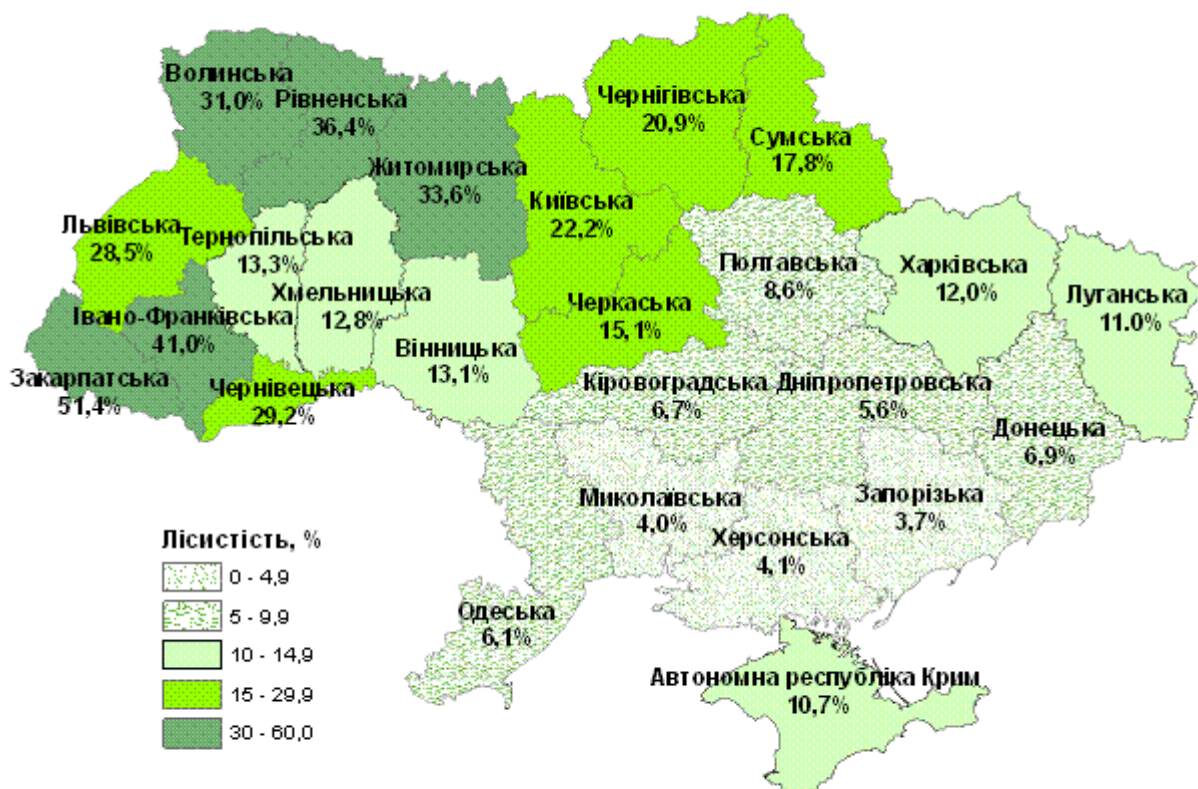


Рисунок 4.1 – Лісистість території України у розрізі адміністративних областей (2011 рік) [28]

Проте, в багатьох випадках заповіданню підлягають соснові монокультури, що не є найбільш цінними лісовими землями в країні. Також варто відмітити, що існує неврегульованість і слабкий контроль на місцях щодо санітарних рубок у лісах України.

За висновками науковців оптимальна лісистість має становити близько 20%, для її досягнення необхідно створити понад 2 млн. га нових лісів. Землі для залісення необхідно визначити та обстежити на предмет доцільності резервування під об'єкти природно-заповідного фонду [29].

Обсяг відтворення лісів в Україні у 2012 році становив 70146 га, в тому числі шляхом садіння і висівання – 53511га (76,3%), природного поновлення 16635 га (23,7%). У 2012 році в Україні було переведено у вкриту лісом площу 63629 га, з них 14932 га (23,5%) – від природного поновлення. Створення високопродуктивних і довговічних лісонасаджень забезпечується постійною лісонасінневою базою, в якій налічується 4,2 тис. шт. плюсових дерев, 2.1 тис. га плюсових насаджень, 15,5 тис. га постійних лісонасінних ділянок, 1 тис. га постійних лісонасінних плантацій, 22 тис. га генетичних резерватів [29].

У напрямку охорони та відтворення раритетних видів рослин спеціалістами ботанічних установ України проведено аналіз списків видів судинних рослин, мохоподібних, водоростей, лишайників та грибів, занесених до Червоної книги України (2009), та визначено ті, що потребують додаткових еколого-ценотичних та популяційних досліджень, а також ті, які потребують додаткового розроблення заходів щодо режиму їх збереження. Розроблено конкретні пропозиції заходів щодо режиму їх збереження для 10 модельних видів. Аналіз показав, що наявна інформація про еколого-ценотичні та популяційні особливості рідкісних видів досить обмежена, а розробка стратегії та конкретних заходів збереження рослинного світу потребує знання екологічних особливостей кожного виду, стану популяцій тощо. Як витікає з результатів наукових досліджень, рідкісні таксони часто є стенотопними і екологічно вразливими: вони стрімко реагують на зміни екологічних умов і можуть зникати не лише внаслідок прямого знищення, а й через опосередковану зміну середовищ існування [29].

Для прийняття ефективних управлінських рішень щодо збереження біорізноманіття необхідним є створення ефективної системи державного обліку і моніторингу територіального розміщення рідкісних і зникаючих видів тварин, риби, рослин, грибів та грибоподібних організмів з метою забезпечення збереження рідкісних видів та їхніх оселищ.

4.5 Загрози біорізноманіттю

Збережені ландшафти у природному стані – тепер на Землі велика рідкість. Їх майже немає і в Україні. Вплив антропогенних чинників на ландшафти позначається на стані ландшафтів практично в усіх регіонах. Внаслідок людської діяльності, найперше природокористування – сільсько-, лісо-, водогосподарського, рекреаційного, перетворюючого урбаністичного, транспорт-

ного, іншого комунікаційного, гірничо-видобувного тощо – ландшафти зазнають різноманітних антропогенних і техногенних змін і перетворень. Це збіднює природне різноманіття ландшафтних утворень локальних рангів і водночас збільшує загальне їх різноманіття – наявністю антропогенних і техногенних модифікацій природних ландшафтних комплексів. Змінені та перетворені ландшафтні комплекси урізноманітнюють навколишнє середовище, хоч далеко не завжди покращують його стан.

Загрози стосуються різних компонентів та складових частин біорізноманіття України [28-30].

З екологічного погляду загрозою різноманіттю є:

- зникнення (пряме та опосередковане винищення, вимирання) біологічних видів, їх окремих ізольованих популяцій, що відзначаються певними морфо-функціональними чи екологічними особливостями, унікальних флоро-фауністичних комплексів, ценозів та екосистем;

- знищення (реконструкція, трансформація) певних типів ландшафтів в результаті сільськогосподарського освоєння (окремо слід відзначити вплив гідротехнічної меліорації), урбанізації тощо.

- зменшення чисельності біологічних видів до критичного рівня, що призводить до повної або часткової втрати їх генетичного різноманіття;

- інтродукція (спонтанна або штучна) чужорідних біологічних видів, що призводить до зникнення аборигенних видів або руйнування місць їх, існування (середовища);

- використання і розповсюдження живих організмів, видозмінених унаслідок біотехнологічних прийомів.

За таких умов великого значення набуває збереження всіх складових частин біорізноманіття, зокрема природних екосистем із багатофункціональними зв'язками, що забезпечують стійке відтворення в нестабільному навколишньому середовищі.

В Україні в I столітті н.е. (в її сучасних межах) проживало близько 1,5 млн. осіб, діяльність яких повністю змінила рослинність лише на кількох відсотках території. За останній період втрачено 150-200 переважно ендемічних видів рослин та тварин, тобто екосистеми зазнали незрівнянно більших утрат, а ніж генофонд.

На цей час перспектива втрати багатьох біологічних видів, існування яких підтримується суттєво трансформованими залишками природних територій, є практично неминучою. Серед них чимало так званих видів – ключових мутуалістів, від яких залежить співіснування значного числа екологічно залежних від них організмів. Саме тому вимирання певних біологічних видів у більшості випадків "запускає" ланцюжок вимирання інших [30].

Останнім часом, внаслідок антропогенного впливу, посилюються негативні явища в більшості регіонів. Слабка природна стійкість території Півдня України, наприклад, різко підсилена побудовою чисельних гребель, ставків і зрошувальних систем, що практично призупинило знесення теригенного матеріалу з континенту. Це призвело до порушення рівноваги седиментаційного

профілю та дефіциту теригенного матеріалу в шельфовій зоні. Результатом цього є підсилення абразії морських берегів (особливо під час штормів) і руйнування піщаних кіс та обмілин, що добре простежується при порівнянні космічних знімків різного часу. Враховуючи, що вони є місцями гніздування птахів та нересту риби, це істотно впливає на біорізноманіття приморської зони [27-30].

Порушення гідрологічного та гідрогеологічного режиму територій (підйом рівня ґрунтових вод, підтоплення і заболочування, зміни природного дренажу) разом з іншими негативними наслідками є динамічним фактором, здатним різко посилювати вплив на довкілля всіх антропогенних чинників і врешті-решт чім визначати загальну екологічну ситуацію в регіоні.

В басейні Дніпра регіональний гідрологічний режим порушується внаслідок створення великих водосховищ, що корінним чином змінило умови існування природних біоценозів на цій території. В гірничодобувних регіонах України гідрогеологічний режим змінюється відносно швидко, що спровоковано закриттям гірничодобувних підприємств.

Дані моніторингу небезпечних природних явищ і екзогенних геологічних процесів (повені, зсуви, ерозійні процеси, селі, абразія, карст, суфозія тощо) свідчать про те, що за останні 25-35 років їх прояв на об'єктові-територіальному рівні збільшився у 3-5 разів. Якщо врахувати, що значна частина цих явищ і процесів впливають на стан ландшафтних систем, то в зонах їх техногенної активізації показників біорізноманіття у більшості випадків знижуються.

На зникаючі рослини серед антропогенних чинників найбільше впливають: суцільне вирубування лісів (зазнає впливу 91 вид), зривання квітів на букети (80), випасання худоби (41) та витоптування нею рослин (15), рекреаційне навантаження (37), заготівля лікарської сировини (28), викопування рослин (16), заготівля харчової сировини (14) та інші, що є основними в усіх природних зонах України. Крім того, діють фактори, зумовлені регіональними особливостями природних умов та ведення господарства: будівництво і прокладання доріг (Крим), осушення заболочених земель (Полісся, Лісостеп), розорювання земель (Степ, Лісостеп Українські Карпати та Крим). Суттєвим недоліком роботи зі збереження лісових тварин є недостатній рівень вивчення стану та відсутність даних про чисельність переважної більшості видів. Нині вживаються заходи щодо розведення та ведеться облік лише тих тварин, які є об'єктами мисливства та рибальства [27-30].

З домашніх тварин специфічну загрозу біорізноманіттю можуть становити лиш чужоземні види, здатні натуралізуватися у природному середовищі і займати екологічну нішу аборигенних видів, порушуючи тим самим структурно-функціональні зв'язки в екосистемі, або створювати гібриди з дикими тваринами. Прикладом є поширення американської норки, яку розводять на звірофермах. Втікаючи з ферм, вона утворює в природному середовищі локальні популяції у тих ділянках ареалу європейської норки, де вона ще збереглась. Це призводить до витіснення аборигенного виду сильнішим суперни-

ком. Небезпеку для збереження генетичного фонду свині дикої може становити розведення в деяких господарствах гібридів дикої свині з домашньою – так званих "мангалів". Це може статися в разі потрапляння таких гібридів у природні угіддя.

Починаючи з минулого сторіччя, природа України під дією антропогенних факторів зазнала критичних змін. Велика концентрація населення в більшості промислових регіонів України, розміщення промислових комплексів і військових об'єктів та їх об'єднання в єдину структуру внаслідок побудови чисельних шляхів сполучення, трубопроводів, ліній електропередач тощо суттєво змінили ландшафти та місця існування дикої флори й фауни [27-30].

У межах України зараз висока щільність промислово-міських агломерацій та просторово розвинутих інженерних мереж зумовлюють високий для Європи рівень техногенної фрагментації території з деформацією меж та структури більшості ландшафтних систем, передусім геохімічних полів, полів водо-теплообміну, геофізичних полів та ін.

У цілому, техногенна деформація територій найбільш контрастний характер має в межах гірничопромислових регіонів, великих зрошувальних систем та на фоні масштабного скорочення лісистості територій.

Основними джерелами забруднення довкілля в Україні продовжують залишатися промислові атмосферні викиди (останніми роками спостерігається тенденція до зниження їх інтенсивності), скиди у водне середовище й розміщення твердих відходів, а також екологічно незбалансоване використання та зберігання значних обсягів мінеральних та органічних добрив, хімічних засобів захисту рослин тощо (гербіцидів, пестицидів та ін.).

В Україні біогеохімічні умови змінюють свердловини на нафту і газ, які порушують ізольованість шарів надр, що призводить до вертикальної міграції вуглеводнів через неякісно ліквідовані й покинуті свердловини, шурфи та колодязі на старих нафтових промислах.

Забруднення довкілля призводить до включення забруднюючих речовин до біохімічних ланцюжків рослин і тварин та їх хронічної інтоксикації.

У результаті широкомасштабних осушувальних робіт значних втрат зазнали водно-болотні угіддя Полісся, які перебувають під загрозою зникнення. З іншого боку, була проведена іригація південних степів і створений каскад Дніпровських водосховищ, внаслідок чого на сьогодні є підтопленими сотні тисяч гектарів земель Причорноморської низовини. До того ж забруднення від сільського господарства та промисловості, не кажучи про Чорнобильську катастрофу, поширилося на величезні території. Усе це призвело до глибоких змін генетичного, видового та екосистемного різноманіття. Незважаючи на зниження інтенсивності антропогенного тиску на довкілля, внаслідок негативного розвитку макроекономічних процесів у деяких регіонах країни, біоресурси відновлюються дуже помірними темпами і вже ніколи не повернуться до первинного стану в якісному відношенні.

Загальний аналіз загроз біорізноманіттю свідчить про те, що провідними серед них є суцільне вирубування лісів, рекреаційне навантаження, випа-

сання худоби та витоптування нею рослин, заготівля біоресурсів із медичними та харчовими цілями тощо. Останніми роками великого значення набули масова забудова заплавних частин великих та середніх річок знищення заплав іншими шляхами.

Ці фактори є поширеними та провідними в усіх природних зонах України. Крім того, діють фактори, зумовлені регіональними особливостями природних умов та ведення господарства: будівництво й прокладання доріг (Крим, зони впливу міжнародних транспортних коридорів), осушення заболочених земель (Полісся, Лісостеп), розорювання земель (Степ, Лісостеп, Українські Карпати та Крим) [27-30].

Основними антропогенними факторами, що негативно впливають на рослини і тварин, є забруднення (хімічна обробка впливає на 71 вид тварин), суцільне вирубування лісів (91 вид рослин та 58 видів тварин), розорювання земель (32 види тварин), суцільне зривання рослин на букети та прямі знищення тварин людиною (80 і 21 вид, відповідно), заготівля лікарської сировини (28), викопування рослин (16), заготівля харчової сировини (14) осушення лісових земель (20 видів тварин), випасання худоби (41/18) викошування, витоптування і випалювання трави (15/16), рекреаційне навантаження (37/16). Вони пригнічують 140 видів тварин, або 74,9% видів занесених до Червоної книги України. Серед інших антропогенних факторів що заслуговують на увагу, слід відмітити такі: порушення природної структури лісу та густоти покриву (11), санітарні рубки лісу (11), викорчовування рідколісся (6), будівництво ГЕС, ГАЕС та затоплювання заплав (5), створення лісових культур (4) та їх популяцій. Надзвичайно швидко до катастрофічних масштабів зростає загроза екосистемам від вселення чужорідних видів рослин та тварин. Потенційно високою є також загроза використання живих організмів із модифікованими генетичними властивостями.

В будь-якому випадку, не має сумніву, що існує загрозна тенденція подальшої деградації природного довкілля.

Одна з найбільш болючих проблем збереження ландшафтного різноманіття в Україні є фрагментація, яка завдає відчутної шкоди насамперед цілісності та єдності ландшафтів.

На Поліссі поки що збереглися великі масиви ландшафтів від кількох тисяч до кількох десятків тисяч га поширені в північній його частині на других терасах річок та на Житомирському Поліссі. Луки зосереджені в заплавах річок, особливо Прип'яті, Стоходу, Горині, Случі, Десни та Сейму. Представлені вони болотними та справжніми угрупованнями. Суходольних лук майже не залишилось. Великі болотні масиви збереглися лише в північно-західній частині Полісся. Саме тут широко представлені мезо- та оліготрофні сфагнові угруповання з рідкісними видами і проходить південна межа її поширення [28-30].

Але найбільш складними для вирішення проблеми фрагментації природного середовища є степова і лісостепова зони, особливо якщо врахувати, що вони займають майже 70 % території держави. Тут зосереджені практично вся важка та гірничо-видобувна промисловість, більше 80 % орних земель, майже

вся площа середньо- і сильно еродованих ґрунтів, переважна більшість населення. Еродованість ґрунтів на більшій частині території перевищує 40 %, густина річкової мережі становить лише 0, 1-0,2 км/кв. км тощо. Звідси і найвища фрагментованість рослинного покриву. Найкраще в степовій зоні збереглися плавневі водно-болотні екосистеми в гирлах Дунаю, Дністра, Південного Бугу та Дніпра, а також засолені та псамофітні і ракушнякові екосистеми вздовж узбережжя Чорного і меншою мірою Азовського морів. Масиви плавнів відокремлені один від одного від кількох десятків до кількох сотень км. Найменшу площу з них мають південно-буські – біля 5 тис. га, найбільшу – дніпровські – біля 300 тис. га. Засолені та псамофітні екосистеми суцільну нешироку смугу утворюють лише на відрізку між Дніпровським та Молочним лиманами. На інших відрізках вони сильно фрагментовані і великих масивів, за винятком двох, не створюють. В заплавах південних річок та інколи в подах збереглися ще екосистеми засолених лук з фрагментами степів. Типово степові екосистеми залишилися лише в заповідних та на непридатних для використання крутосхилах річкових долин, лиманів та байраків. В північній частині степової зони в глибоких байраках трапляються ще невеликі ділянки лісів, площею від кількох десятків до кількох сотень га, віддалені один від одного на десятки і сотні км. Значно краще вони збереглися в долині Сіверського Дінця і пониззі Самари, де на других піщаних терасах утворюють суцільні масиви по кілька тисяч, а інколи навіть 20-30 тисяч га, а також на Донецькому кряжі. Це, головним чином, дубові та дубово-соснові ліси.

В лісостеповій зоні найбільш фрагментовані лісові екосистеми на Придніпровській низовині, де вони майже відсутні. Основні масиви їх збереглися на Подільсько-Придніпровській та Середньоросійській височинах, в долинах річок та на підвищених ділянках поряд з ними. Переважно це масиви до 1-2 тис. га, віддалені один від одного від кількох до кількох десятків км. Найбільші масиви від 10 до 25 тис. га зосереджені в південній частині Правобережного лісостепу, на Середньоросійській височині та на других терасах Дніпра (відомий Самарський бір), Псла та Ворскли. Це звичайно дубово-грабові та дубові, а на других терасах – дубово-соснові ліси. В заплавах річок на 30-60 % їх площі збереглися лучні екосистеми, переважно справжніх лук [27-30].

Степові ландшафти майже відсутні. Вони збереглися або в заповідниках, або на непридатних до оранки крутосхилах. Займають не більше 6 % її площі.

В Карпатах фрагментовані лише ландшафти нижнього лісового поясу, передусім Прикарпаття, де рідко трапляються лісові масиви, що перевищують 1 тис. га. Луки Високогір'я, як і високогірні ліси, практично не фрагментовані. В середньогірському поясі ліси чергуються з вторинними луками.

В Гірському Криму, так само як і в Карпатах, сильно фрагментована лісова рослинність передгір'я і південного берега. Крім лісів, тут ще трапляються невеликі ділянки степів.

Ще одна загроза природним ландшафтам – ерозія ґрунтів. Водній і вітровій ерозії піддається понад 14,9 % млн. га сільськогосподарських угідь, або 35,2 % їх загальної площі в Україні [28,29].

Ерозія ґрунтів є основним дестабілізуючим фактором екологічної ситуації ландшафтів, призводить до забруднення та замулення струмків, річок, ставків, посилення евтрофікації водойм. Сучасний стан ґрунтів погіршується також через засолення, осолонцювання та підтоплення зрошуваних, переосушення чи перезволоження осушених земель, підвищення кислотності ґрунтів, руйнування їх структури, розпорошування і переущільнення. Через відсутність комплексності в проведенні меліорації земель 43,2 % площі земель з осушувальною мережею мають підвищену кислотність; 7,6 % – засолені; 10,7 % – перезволожені; 12,8 % – заболочені; 18,4 % – зазнають вітрової та 4,6 % – водної ерозії. Деградують і втрачають родючість зрошувані землі: 14 % від загальної площі поливних земель зазнають ерозії; 5 % – перезволожені; 7,7 % – мають ґрунти з підвищеною кислотністю; біля 30 % – осолонцьовані та засолені [28,29].

Осушення боліт і заболочених угідь, створення переважно великих осушувальних систем, ігнорування еволюції природних геобіоценоза, ґрунтів і гідрологічних умов, а також прорахунки і порушення, допущені при їх проектуванні та будівництві, призвели до серйозного руйнування ландшафтів в Україні.

4.6 Аналіз сучасних підходів до оцінювання ризику для біорізноманіття від чужорідних організмів

Необхідність розробки методів оцінки ризиків від інвазійних явищ пов'язано з тим, що проникнення і масовий розвиток чужорідних видів дедалі частіше фіксується у багатьох країнах, у тому числі на території України.

Згідно результатів останніх досліджень вчених в Україні налічується 830 видів рослин, які вважаються чужорідними для країни. Близько 85 адвентивних видів рослин – рослини з високим інвазійним потенціалом [28].

Відомо, що серед водних об'єктів найбільшою кількістю інвазійних видів в Україні відрізняється територія річки Дунай. Це обумовлено тим, що ріка є транскордонною з розвиненим судноплаванням. Саме судноплавання і акваріумістика визначаються як найбільш значні шляхи потрапляння інвазійних видів, що носять глобальний характер і важко піддаються контролю.

Значна кількість чужорідних видів фіксується в акваторії Чорного моря, що в значній мірі пов'язано зі скидами баластних вод [31]. Було підраховано, що в період між 1996 і 2005 роками в загальній складності 48 нових чужорідних видів були занесені в Чорне море, що складає більше 22% від загального числа зареєстрованих. Більшість видів належать до фітопланктону (16) і зообентосу (15), а потім йде зоопланктон (8), риби (5), водорості (3) і ссавці (1) [32].

Постійно відбувається збільшення кількості інвазійних видів ссавців. За останні роки тільки в Карпатському регіоні виявлено такі види: бобр європейський, собака єнотоподібний, шакал, норка американська. Є ймовірність появи ще 5 видів ссавців: підковик південний, нічниця крихітна, вечірниця велика, нетопир білосмугий, єнот-полоскун. Також виявлено неаборигенні

види риб: каналний сом світлий, карликовий сомик, білий амур східноазійський, товстолоб білий амурський, товстолобик строкатий південно-китайський, окунь сонячний, форель райдужна, голівешка [28].

Зростаючі темпи глобалізації, зміна клімату, фрагментація та деградація середовищ існування збільшують швидкість вторгнення чужорідних видів в нові райони за межами їх нормального розподілу. Великий відсоток чужорідних організмів проявляє інвазійні властивості, що спричинює великі економічні втрати в сільському і лісовому господарстві та веде до порушення екологічної стійкості природних екосистем. Кількісні підрахунки економічних збитків та збитків для оточуючого середовища ускладнені тим, що тільки 1,5 млн. видів з прогнозованих 10 млн. ідентифіковані і охарактеризовані [33].

У роботі [34] вказано, що більше 120 тис. чужорідних видів рослин і тварин проникли на територію Австралії, Бразилії, Індії, Південної Африки, Сполучених Штатів, Сполученого Королівства (табл. 4.4). Великий відсоток від загальної кількості видів завдавав значної шкоди сільському господарству і аборигенним екосистемам. Місцеві види стають перед загрозою конкуренції і хижацтва, деякі з них знаходяться під загрозою зникнення в результаті гібридизації з чужорідними видами та значних змін у екосистемах.

Слід зазначити, що кількість чужорідних видів, зареєстрованих у Європі, досягла 12 122 і більше, 15% від загальної кількості чужорідних видів є інвазійними [35].

У роботі [36] відмічено, що глобальна база даних з інвазійних видів в даний час налічує 37 970 випадків інвазійних явищ, 890 видів мають відчутний негативний вплив на біорізноманіття. База даних Продовольчої і сільськогосподарської організації ООН (FAO) з інтродукції водних видів (DIAS) свідчить про те, що більше 5600 водних видів були інтродуковані в усьому світі з метою рибної ловлі, аквакультури, декоративних цілей, біоконтролю або для інших цілей. Відомо, що 207 видів з їх числа (близько 4%) мають негативний екологічний вплив.

За даними [37] Європейського агентства з охорони навколишнього природного середовища (ЕЕА) загальна кількість інвазійних чужорідних видів у європейських природних регіонах починаючи 1900 р. істотно зростає. У звіті ЕЕА 2012 р. наведено результати визначення сумарної кількості інвазійних видів, що проводилося для трьох груп основних природних екосистем: наземних, прісноводних, морських з урахуванням вод естуаріїв. Розрахунки були виконані для всіх європейських країн, що мають вихід к морю і включали неєвропейські країни, що межують з європейськими морями. Унаслідок невідповідності інформації тільки 11 країн Північної Європи були включені у розрахунки для наземних і прісноводних екосистем за базами даних Мережі по інвазійним чужорідним видами (NOBANIS) (рис. 4.2 – зелений колір). Інші країни європейського регіону і сусідні країни, у яких також існують моніторингові дані стосовно інвазійних видів, не були включені експертними групами у розрахунки через розрізненість та невідповідність даних (жовтий колір).

Таблиця 4.4 – Кількість видів для кожної категорії в США, Сполученому Королівстві, Австралії, Південній Африці, Індії і Бразилії (за результатами даних 1982-2000 рр.). [34]

Категорія	Сполучені Штати		Сполучене Королівство		Австралія		Південна Африка		Індія		Бразилія	
	Загальна кількість видів	Кількість чужорідних видів	Загальна кількість видів	Кількість чужорідних видів	Загальна кількість видів	Кількість чужорідних видів	Загальна кількість видів	Кількість чужорідних видів	Загальна кількість видів	Кількість чужорідних видів	Загальна кількість видів	Кількість чужорідних видів
Рослини	42000	25000	27515	26000	20000	1952	24000	8750	45000	18000	55000	11605
Ссавці	346	20	54	17	296	20	247	16	316	30	428	25
Птиці	650	97	542	47	850	70	725	8	1221	4	1635	3
Плазуни і земноводні	247	53	80	48	700	20	394	24	741	НО	985	НО
Прісноводні риби	938	138	54	12	216	29	220	20	2546	300	3000	76
Членистоногі	650000	4500	24700	1700	85920	150	86000	НО	54430	1100	1000000	НО

де: НО – не оцінено

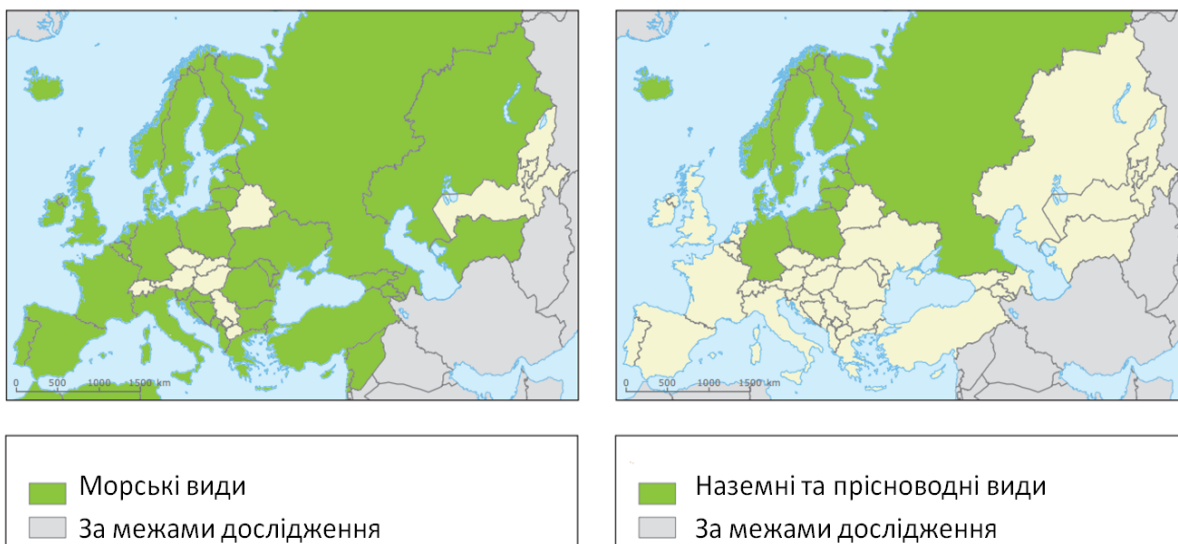


Рисунок 4.2 – Географічне охоплення розрахунків сумарної кількості чужорідних видів, що натуралізувалися у Європі з 1900 року [37].

Аналіз розрахунків проводився по декадам з розподілом організмів на три таксономічних групи: продуценти, хребетні і безхребетні (рис. 4.3-4.5). Тільки самодостатні популяції були включені у аналіз. Тенденції збільшення кількості видів значно відрізняються для таксономічних груп і екосистем .

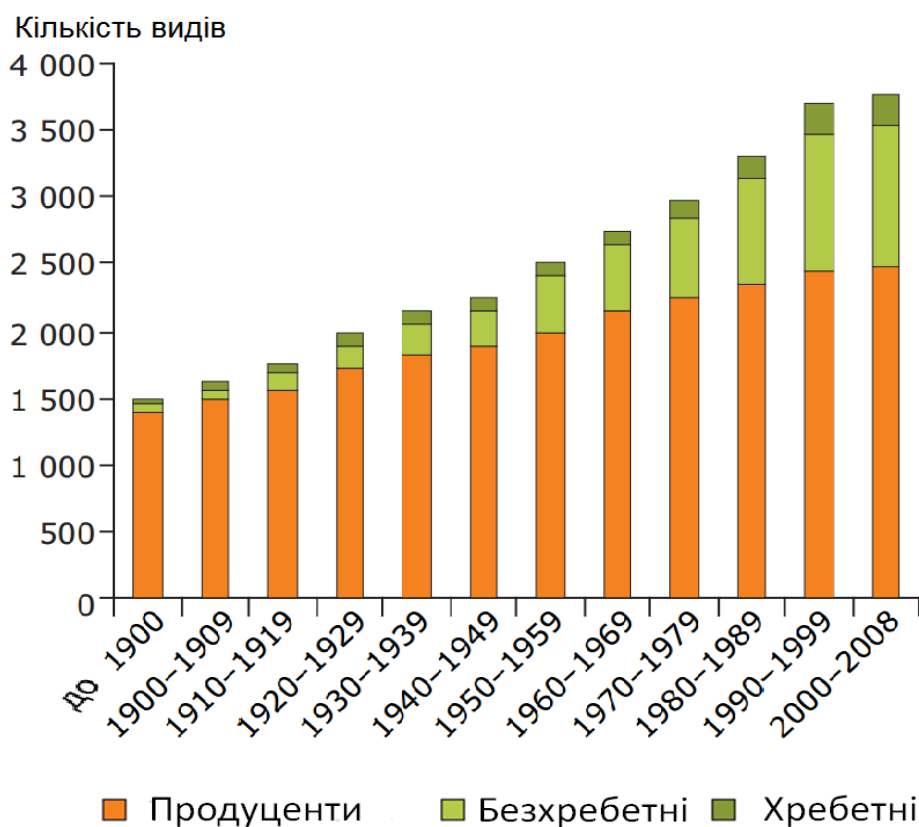


Рисунок 4.3 – Сумарна кількість інвазійних видів у наземних екосистемах Європейського регіону [37].

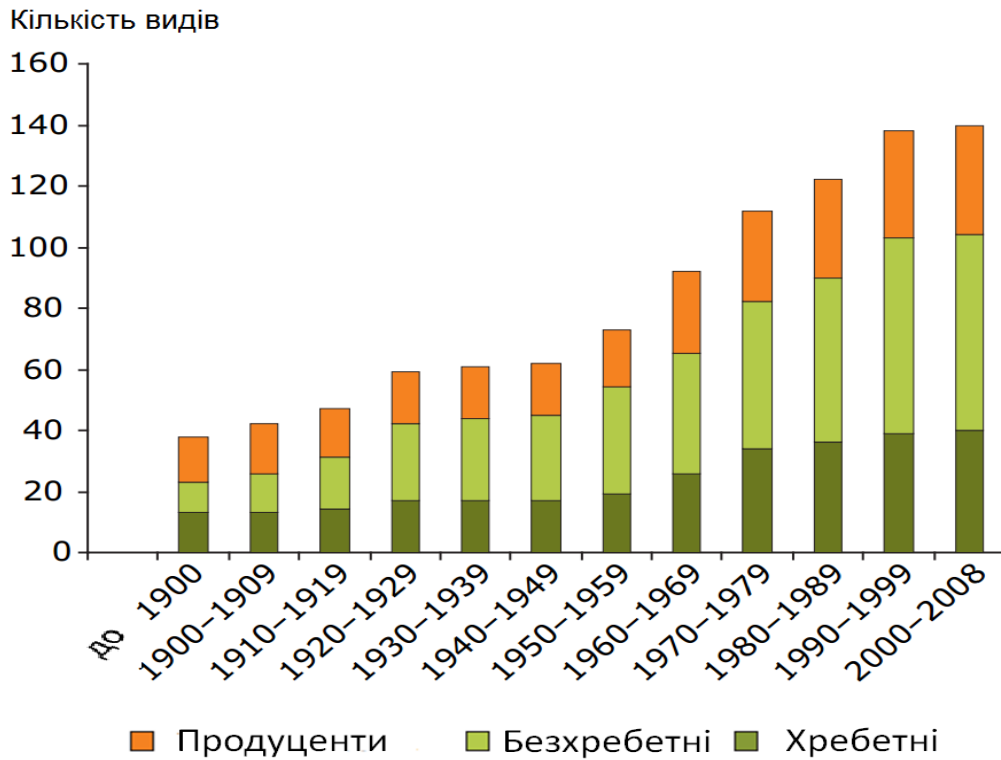


Рисунок 4.4 – Сумарна кількість інвазійних видів у прісноводних екосистемах Європейського регіону [37]

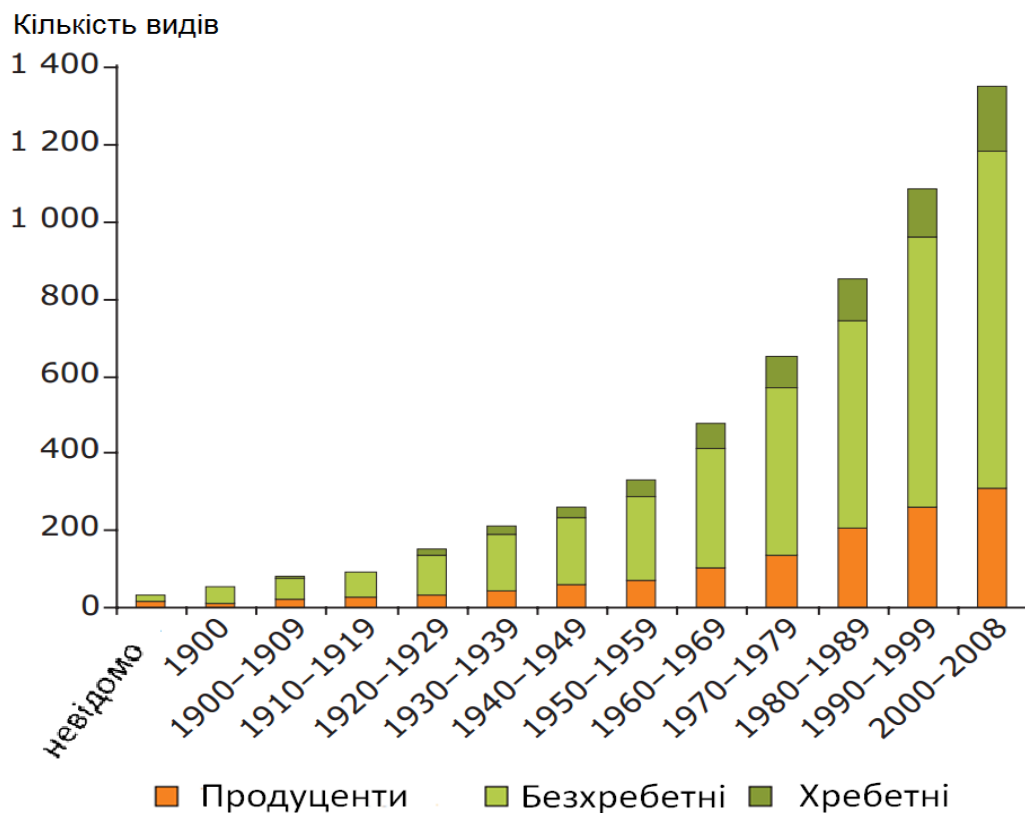


Рисунок 4.5 – Сумарна кількість інвазійних видів у морських екосистемах Європейського регіону [37]

Перераховані приклади свідчать про зростання темпів виникнення інвазій і велику кількість зафіксованих на даний час чужорідних організмів, що становлять потенційну загрозу. Поява інвазійних видів може викликати цілу низку негативних економічних, соціальних та екологічних проблем, а їх масовий розвиток часто характеризується як біологічне забруднення.

Інвазійні чужорідні види, зміна клімату та характеру землекористування, а також зміни в біохімічних циклах перетворення вуглекислого газу в кисень рослинами та зворотного перетворення кисню на вуглекислий газ тваринами, визначені як чотири основних чинники глобальних втрат біорізноманіття [38]. Їх відносна значущість залежить від екорегіону, що розглядається.

Існує велика кількість робіт, яка описує дослідження чинників втрати біорізноманіття, але в них не враховувалась взаємодія між цими чотирма визначальними факторами (рис. 4.6).

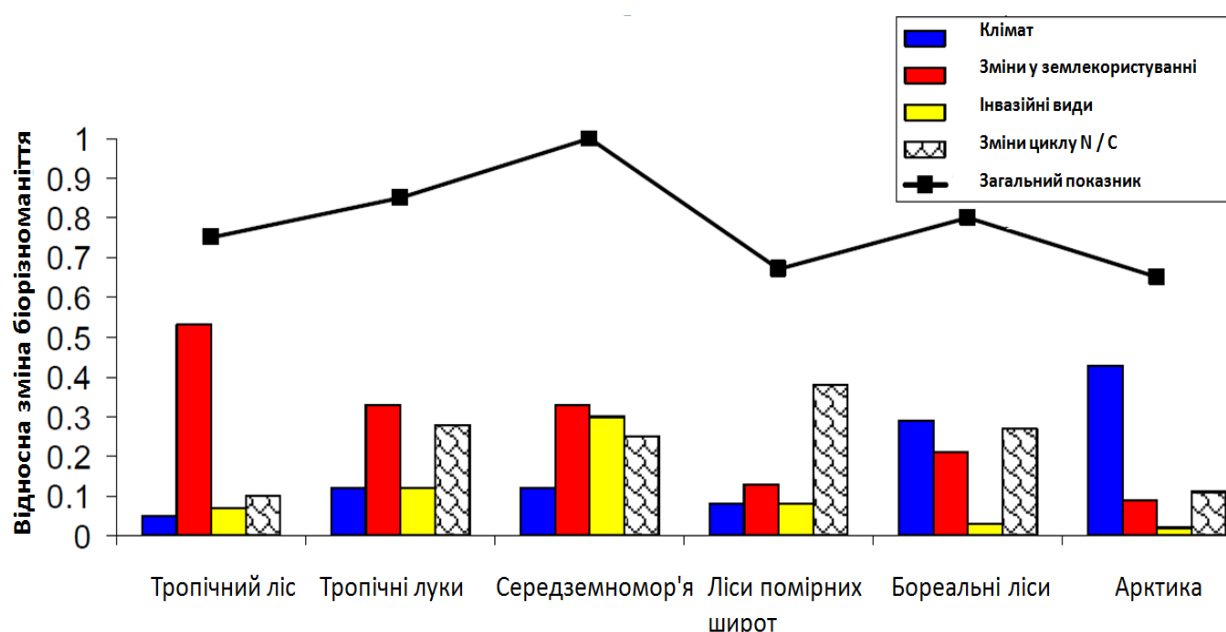


Рисунок 4.6 – Прогнозні зміни для біорізноманіття екорегіонів до 2100 р. під впливом чотирьох домінуючих чинників [39]

У роботі [39] відмічено, що зміна клімату через зростання середніх температур, збільшення мінливості опадів (частота; інтенсивність), концентрації парникових газів в атмосфері та збільшення частоти і сили штормів, підвищення рівня моря, впливатиме на вторгнення видів, їх інвазійний потенціал та схильність аборигенних екосистем до інвазійних явищ. Ці фактори будуть впливати, як на місцеві види, так і на чужорідні організми. Найбільший вплив зміни клімату на інвазійні види може виникнути в результаті зміни частоти та інтенсивності екстремальних кліматичних явищ, які порушують екосистеми і роблять їх уразливими до вторгнень, забезпечуючи тим самим комфортні умови поширення та зростання інвазійних видів.

На даний час у багатьох середземноморських екосистемах зниження кількості опадів, більш сильні засухи і більш спекотні дні збільшують ризик

виникнення низових пожеж [40]. Для деяких інвазійних чужорідних видів такі явища послугують фактором, що допоможе успішно проникнути в аборигенні екосистеми. Наприклад, у США з 1986 року збільшення тривалості літа і температурних показників призвело до чотирикратного збільшення великих низових пожеж і шестикратного збільшення місцевих пожеж, у порівнянні з попередніми шістнадцятьма роками [41]. Зміна режимів пожежі має великий потенціал для кардинальних перетворень екосистем, що веде до змін у переважанні і структурі рослинності у екосистемі.

Інвазійні види становлять значну загрозу біорізноманіттю насамперед за рахунок конкуренції з місцевими видами. Відомо, що основними факторами, що сприяють втраті біорізноманіття є деградація і фрагментація середовищ існування та інвазійні види. У роботі [42] зазначено, що для більшої половини зниклих хребетних видів агресивні чужорідні організми – головна причина зниження чисельності, друга – втрата середовищ існування. Фрагментація середовищ існування і інвазійні види, як головні джерела ризику, можуть взаємодіяти. Наприклад, фрагментація середовищ існування може сприяти розповсюдженню багатьох агресивних рослин і створювати для них сприятливі умови розвитку [43,44].

Успіх біологічної інвазії, принаймні частково, залежить від уразливості конкретного угруповання. Зазвичай уразливі угруповання зазнають істотних змін у зв'язку з швидкою адаптацією і поширенням адвентивних видів. Стабільні угруповання і угруповання зі значним біорізноманіттям часто менш уразливі до інвазій порівняно з угрупованнями з бідним біорізноманіттям або з тими, що зазнали певної трансформації [45]. Саме тому збереження біорізноманіття і природних екосистем необхідно для зменшення ризику появи та розвитку інвазійних організмів.

Для цілей збереження біорізноманіття і природних екосистем в Україні розвинена низка законів, серед яких головні закони “Про охорону навколишнього природного середовища”, “Про тваринний світ” і “Про рослинний світ”. Усвідомлення глобального характеру загроз, що потенційно становлять інвазійні види, знайшло відображення у створенні концепції загальнодержавної програми [46] відповідно до Конвенції про біологічне різноманіття. Одним з цільових завдань екологічної політики країни є вжиття до 2020 року заходів з контролю щодо інвазійних чужорідних видів, зокрема шляхів їх поширення, виявлення рівня екологічної небезпеки, запровадження заходів щодо запобігання їх введення та укорінення. Питання контролю за розповсюдженням інвазійних видів відображено у сільськогосподарській діяльності (карантин рослин, риборозведення), аквакультурі та лісовому господарстві. Передбачена екологічна експертиза діяльності, яка має на меті інтродукцію чужорідних видів флори та фауни [28].

Проте, державна система потребує глобальної трансформації, прикладом тому є той факт, що пістія тілоризовидна, яка створила у 2013-2015 рр. загрозливу ситуацію у басейні р. Сіверський Донець, не входить в список карантинних рослин України, але її висока інвазійна спроможність визнана у

багатьох країнах, в тому числі і в Україні. Зокрема, у роботі [47] зазначено, що пістія тілоризовидна відноситься до найбільш небезпечних інвазійних видів вищої водної флори. Для оцінки ризику фітоінвазій чужинних видів рослин можна застосовувати в якості критеріїв окремі прояви інвазійного потенціалу за 11 ознаками, що характеризують види чи їхні популяції [48].

Обізнаність компетентних органів щодо потенційно небезпечних організмів вкрай обмежена, відсутня інформація про масштаби і частоту ввезення з-за кордону, що свідчить про необхідність створення системи моніторингу стосовно чужорідних організмів, які ввозяться на територію України і тих, що вже набули поширення в аборигенних екосистемах.

Особливо важливими з точки зору збереження біорізноманіття, як основного лімітуючого фактору відносно інтервенції чужорідних видів, є об'єкти природно-заповідного фонду. Важливим кроком для національної екологічної мережі стало приєднання України до смарагдової мережі [49]. В роботі [50] зазначається, що цей факт підвищує відповідальність нашої країни за стан інтеграції контролю інвазійних чужорідних видів в систему управління природними територіями та об'єктами, що перебувають під особливою охороною.

Отже, підхід до визначення ризику від появи інвазійних видів повинен бути просторовим і зосереджуватися на ландшафтах, оскільки землі, що залишаються неосвоєними, стають все більш і більш рідкісними та ізольованими, і більш важливими в управлінні екологічними системами та відновленні видів. Існує потреба в оцінці ризику розвинути методології, які включають просторовий аналіз багатократних стресорів, що можуть впливати на потенційно вразливі види.

Ефективне управління екосистемою повинно включати контроль різноманітних стресорів, включно з інвазійними видами та здійсненню заходів для зменшення впливу у найбільш небезпечних місцях.

Аналіз накопиченого досвіду розвинених країн світу свідчить про те, що концепція оцінки ризику в цих країнах є провідною для прийняття науково-обґрунтованих управлінських рішень при встановленні пріоритетних проблем на різних рівнях.

Оцінка ризиків від інвазійних видів проводиться у таких країнах Європейського союзу, як Австрія, Бельгія, Ірландія, Німеччина, Норвегія, Об'єднане Королівство, Швейцарія. Серед європейських країн, які не є членами ЄС, систему оцінки ризиків від чужорідних організмів розробили Норвегія та Швейцарія. Австралія та Нова Зеландія використовують моделі оцінки ризику, що відрізняються в залежності від таксономічної категорії за класом, до якого відноситься організм. Сполучені Штати, Канада і Мексика створили трінаціональне керівництво з оцінки ризику. Метою даного союзу є забезпечення процесу стандартизації оцінки ризику для біорізноманіття від чужорідних організмів [51].

В Європейській стратегії щодо інвазійних чужорідних видів [52] також підкреслена важливість оцінки ризику у політиці щодо екзотичних видів в європейському контексті. Запропоновано використовувати системи списків для

внесення виду в чорний, білий або сірий список, залежно від величини впливу та доступності даних. Оцінка також передбачає розрахунок ризику для тих організмів, які ще не представлені на обраній території.

Прикладом додержання і розвитку політики Конвенції про біологічне різноманіття може бути Бельгійська система управління і контролю стосовно інвазійних видів. Бельгійська платформа з біорізноманіття (ISEIA) є основною організацією, що сприяє оцінці впливу інвазійних видів на навколишнє середовище. Данні стосовно оцінки ризику доступні в інформаційному середовищі Harmonium, яка зараз включає результати оцінки для більш ніж для 100 видів. Методика, за якою проводиться оцінка, включає лише вплив на навколишнє середовище без урахування шкоди для здоров'я населення та економічних втрат. Оцінка складається з чотирьох розділів, включаючи різні ступені процесу інвазії: 1 – здатність до поширення, 2 – натуралізація 3 – негативний вплив на аборигенні види і 4 – на екосистеми. Вихідні дані для кожного розділу базуються на історії впливу організму в сусідніх регіонах і його екологічному розподілі. Види віднесені до наступних категорій ризику: А – чорний список (висока загроза довкіллю), В – список спостереження (помірна загроза довкіллю) або С – відсутність загроз. Додатково існує список попередження для видів, які ще не зареєстровані в країні, але вже є інвазійними на сусідніх територіях [53]. Загальна схема категорій для внесення виду у відповідний список зображена на рисунку 4.7.



Рисунок 4.7 – Категорії для внесення виду у відповідний список у Бельгії [54]

Прикладом комплексної транснаціональної таксономічно універсальної системи оцінки ризику може бути Німецько-австрійська інформаційна система чорного списку (GABLIS). В роботі [51] відзначається, що Німецько-австрійська інформаційна система чорного списку (GABLIS) була розцінена

як повноцінний підхід до оцінки ступеня ризику для швидкої демонстрації результатів, заснованих на оцінці впливу, що створює інвазійний вид.

Незважаючи на те, що у систему додатково включена інформація стосовно впливу інвазійного виду на здоров'я населення і економічні ефекти, GABLIS оцінює тільки екологічний вплив без урахування економічних втрат і проблем зі здоров'ям населення. Система була протестована на судинних рослинах і рибах з метою застосування при проведенні оцінки ризику для всіх таксономічних видових груп. Система заснована на п'яти основних і шести додаткових біоекологічних критеріях, види вносяться до білого, сірого або чорного списку відповідно до їх потенційного ризику. Види, присутність яких з наукової точки зору представляє суттєву загрозу для місцевого біорізноманіття, віднесені до чорного списку. Чужорідні види з меншою величиною впливу відносяться до сірого списку. Чужорідні види, які не становлять загрози для місцевого біорізноманіття, фіксуються у білому списку. Чорний список розділяється на три групи в залежності від моделі менеджменту: попередження, дії та управління. Приналежність до групи заснована на можливості знищення небезпечних видів і їх розповсюдженості. Сірий список розподіляється на системи спостережень і заходів, розподіл засновано на рівні достовірності даних [55].

Відповідно до основних рекомендацій звіту з екологічної політики Сполученого Королівства щодо чужорідних видів у 2003 р. була розроблена схема оцінки ризику від чужорідних видів [56,57]. Схема може бути використана для всіх таксономічних груп і складається з двох частин: 1- попередня оцінка (14 питань), для визначення необхідності проведення оцінки ризику, 2 – детальна схема оцінки ризику (51 питання) для оцінки потенційної ймовірності вторгнення і натуралізації, спроможності до поширення і ступеню впливу, що може виникнути для оточуючого середовища, економіки та для здоров'я населення. Шість додаткових блоків питань забезпечують ідентифікацію інвазійних властивостей організму, оцінку шляхів проникнення, визначення вразливості рецепторів, визначення рівня впливу на економіку, сумарний ризик, достовірність отриманих результатів, визначення методів менеджменту. Підсумковий рівень ризику підрозділяється на високий, середній або низький. Оцінка ризику доступна у якості моделі, яка використовується комп'ютерною програмою [58]. Специфічні інвазійні властивості для прісноводних риб, морських риб, безхребетних, прісноводних безхребетних і земноводних доступні он-лайн і відображаються у спеціальних таблицях [59].

На основі схеми оцінки ризику Сполученого Королівства була сформована ірландська схема оцінки ризику від інвазійних видів. В 2006 р. Агентство з навколишнього середовища та інші організації Північної Ірландії розпочали проект «Інвазійні види Ірландії». Система оцінки ризику інвазійних явищ, розроблена в межах цього проекту, була сконструйована для всіх видів. Вона включає деякі питання з британської схеми оцінки ризику і аналогічним чином включає попередню і детальну оцінку. Оцінка ризику заснована на питаннях щодо історії інвазії у інших країнах, векторах та шляхах потрапляння

організму, придатність середовища існування, тиск пропагул, успіх встановлення, потенціал до поширення, з оцінкою ризику для оточуючого середовища, економіки, а також здоров'я населення і тварин. Існують окремі формати оцінки для потенціальних та існуючих інвазійних видів. За кінцевим результатом види відносяться до високої, середньої або низької категорії ризику зазначеної на сумуванні балів [60].

Норвезький біоінформаційний центр з біорізноманіття був ініціатором створення схеми оцінки ризику від чужорідних видів, в результаті чого у 2007 р. створено норвезький чорний список. Процедура оцінки ризику може бути застосована для всіх видів, але оцінює тільки екологічний вплив. Це двохфазна оцінка зі спрощеної схемою оцінки ризику при якій види, що визначаються як ті, що не викликають проблем, мають низьку ступінь ризику. Для більшості видів не існує достовірного підтвердження того, що вони не викликають проблем, у такому випадку аналіз проводиться по другій фазі. Далі види відносяться до таких категорій: види, які найбільш ймовірно не мають негативного впливу на місцеве біологічне різноманіття, або він незначний (низький ризик.); види, про які не існує достатньо інформації для оцінки (невизначений ризик); види, які мають негативний вплив на місцеве біорізноманіття (високий ризик) [61]. У 2010 р. біологічний факультет норвезького університету в місті Тронхейм закінчив звіт, який забезпечує нові кількісні показники при складанні чорного списку для інвазійних чужорідних видів, що представлені у Норвегії. Причиною для розвитку нової кількісної оцінки ризику послугувало незадовільне проведення оцінки та прозорість кількісних показників, сформованих на основі чорного списку 2007 р. За цим методом види класифікуються у відповідності до їх потенційного рівня розповсюдженості в оточуючому середовищі і відповідно до потенційного впливу на інші види і на структуру ландшафтів, які знаходяться в критичному стані [62].

В Швейцарії оцінка ризику розрахована тільки для рослин, занесених на територію країни у недавній час. Швейцарське федеральне бюро з навколишнього середовища поставило завдання Швейцарській комісії зі збереження диких рослин (CPS / SKEW) щодо розробки класифікаційного ключа для інвазійних чужорідних видів рослин. В 2005 р. відповідальна група опублікувала свої результати в німецькому журналі [63]. Методика оцінки ризику може застосовуватися тільки для рослин з визначенням шкоди для біорізноманіття, здоров'я людини та економіки. Система заснована на відносно невеликій кількості питань, загалом десять. Рослини відносять до чорного або тривожного списку. Чорний список включає рослини, які вже завдали шкоди і поширення та натуралізація яких має бути попереджена. Тривожний список включає рослини, які потенційно становлять загрозу або вже завдали збитків сусіднім країнам. Згідно до законодавства поширення цих рослин слід взяти під контроль і при необхідності попередити [51].

В Австралії та Новій Зеландії звіт про моделі оцінки ризику від натуралізації екзотичних хребетних зводить воєдино огляди і моделі попередніх звітів, наданих комітетом з хребетних шкідників (VPC) і уряду Австралії. Спіль-

ний Дослідницький центр по інвазійним тваринам є координуючим органом за дослідженнями інвазійних видів. У 2008 р. було опубліковано детальний звіт за проведеними оцінками ризику [64]. Звіт описує моделі оцінки ризику для чужорідних хребетних видів, включаючи моделі для ссавців і птахів, земноводних та плазунів і одну модель для прісноводних риб. Найбільш розвинутою є модель для ссавців і птахів, яка бере до уваги ймовірність натуралізації і потенційного впливу на економіку, навколишнє середовище, а також соціальний вплив (включаючи здоров'я людини). Ризик натуралізації, ризик від шкідників і ризик зникнення місцевих видів об'єднується в категорію загрози згідно VPC. Ризик ранжується в діапазоні від низького, помірного, високого до надзвичайно високого. Для земноводних, плазунів і риб оцінюється тільки ризик натуралізації. Австралія має досвід застосування оцінки ризику задля запобігання поширення шкідників. Вже у 1999 р. Австралійський уряд розробив оцінку ризику для бур'янів (WRA) з метою оцінки потенціалу поширення нових імпортованих бур'янів, яка досі використовується біологічною службою безпеки Австралії [65]. Цей підрозділ служби біологічної безпеки національного уряду використовує оцінку ризику для ідентифікації та класифікації потенційних карантинних рослин та розвитку управлінської політики.

Сполучені Штати, Канада і Мексика створили трінаціональне керівництво з оцінки ризику для водних чужорідних інвазійних видів, що було ініційовано федеральними урядами трьох країн. Разом вони сформували союз у Комісії з екологічної співпраці у Північній Америці з опублікуванням керівництв. Метою даних посібників є забезпечення процесу стандартизації оцінки ризику для біорозноманіття від впровадження водних інвазійних організмів у нове оточуюче середовище [66]. За допомогою скринінгового інструменту для оцінки відбираються види за наявності причини стосовно необхідності проведення процедури. Дана модель розділяється на дві головні складові: ймовірність натуралізації і наслідки натуралізації і охоплює вплив на оточуюче середовище, економіку, здоров'я населення та вплив на рекреаційну здатність. Кінцевий потенціал ризику від організму ранжується за трьома групами: низький (прийнятний, чи не суттєвий), середній (неприйнятний ризик; помірно суттєвий) або високий (неприйнятний ризик, значно суттєвий). Дані керівництва є удосконаленими версіями системи розгляду видів, що була розроблена підрозділом по боротьбі з шкідливими водними видами у США (ANSTF) [67].

Проведений аналіз показав, що загалом можна виділити два різних підходи до визначення екологічного ризику від інвазійних видів: якісний з використанням форматизованих питань для внесення виду, що розглядається, з високим ризиком в Чорний список і кількісний з використанням суми балів для різних критеріїв оцінки, як індикаторів для високого, середнього або низького ризику.

Прикладом класичного якісного підходу до визначення екологічного ризику, згідно з засадами ЕРРО, може бути розроблена у 2008 р. "Німецько-австрійська інформаційна система Чорного списку" (GABLIS). У роботі [68]

був використаний даний підхід для випадку появи інвазійної рослини *Ludwigia grandiflora* у Німеччині. Проведений у роботі аналіз включає застосування підходу GABLIS, результати оцінки подано у вигляді таблиці (Табл. 4.5).

Таблиця 4.5 – Результати оцінки екологічного ризику від інвазійного організму за "Німецько-австрійською інформаційною системою Чорного списку" [68].

а) Загальна інформація	
Систематика і номенклатура	<i>Ludwigia grandiflora</i> Spermatophyta, Водний первоцвіт
Ненаукова назва	<i>Jussiaea grandiflora</i> , <i>Ludwigia uruguayensis</i>
Середовище існування	Прісноводний
Статус	Рослина натуралізувалася
Регіон походження	Південна Америка
Шлях надходження	Умисне вивільнення
Вектор надходження	Садівництво
Перша інтродукція	Не встановлено
У 1823 р. відбувся перший в Європі імпорт на територію Франції [69]; приблизно в 1888 р. рослина вирощена в Ботанічному саду Марбурга у Німеччині [70], не існує зафіксованої дати імпорту.	
Перший запис про знаходження у природних екосистемах	2004 р. (дане дослідження)
б) Основні критерії – ризики для біорізноманіття	
1. Міжвидова конкуренція	Так
Сильна міжвидова конкуренція з місцевими рослинами [69,71-72], володіє аллелопатичною дією, яка зменшує виживання розсади інших видів рослин [73].	
2. Вживання в якості їжі хижаками і травоїдними	Не встановлено
3. Гібридизація	Не встановлено
Гібридизація з іншими (рідними) різновидами <i>Ludwigia</i> в дикій місцевості не може бути виключена [74], оскільки, у лабораторних умовах гібридизація між <i>L. grandiflora</i> і <i>L. peploides</i> можлива [69].	
4. Передачі хвороботворних організмів і мікроорганізмів	Ні
В даний час про загрозу місцевим видам не відомо.	
Негативний вплив на екосистему.	Так
Моноспецифічні ділянки можуть покрити цілу поверхню великих водойм, змінюючи цілу екосистему, зменшуючи світлопроникність, загальмувати потік води і зменшити вміст кисню, а також збільшити процеси утворення донних відкладів [69,71].	
с) Додаткові критерії	
1. Нинішній розподіл організму	Невеликий, тільки один осередок
Вільно ростуча колонія в старому рукаві р. Леди (дане дослідження).	

Продовження таблиці 4.5

2. Надзвичайні заходи	Доступні
Механічні заходи, хімічний контроль, запобігання навмисної інтродукції, громадська інформація. Наприклад, успішними є заходи контролю вжиті у Франції [75], Швейцарії [72] та Сполученому Королівстві [76].	
d) Біо-екологічні критерії	
1. Вселення в природні, напівприродні середовища існування, або інші середовища існування з високими показниками природної значущості.	Так
Вид виявлено в болотах і в мілководних об'єктах внутрішніх вод, особливо в стоячій воді з повільною течією [69,71].	
2. Репродуктивна здатність	Висока
У Європі розмноження головним чином вегетативне і рослина може повторно вирости з маленького фрагмента кореня і стебла [69], статеве розмноження обмежується температурою [77].	
3. Здатність до поширення	Висока
Головним чином, пасивним розсіюванням фрагментів рослини і насіння [69,77].	
4. Характер протікання поширення	Експансивний
У недалекому минулому відбувалося відчутне поширення в Європі (Бельгія, Франція, Італія, Нідерланди, Іспанія, Швейцарія, Сполучене Королівство) [69].	
5. Монополізація місцевості	Так
При сприятливих умовах , біомаса могла подвоїтися через 15-20 днів [69].	
6. Чутливість до змін клімату	Так
e) Збільшення показників температури сприятливо впливає на приріст біомаси [78].	
Додаткова інформація	
1. Негативний економічний вплив: рибалка, судноплавство, туризм, водокористування.	Так
2. Позитивні економічні ефекти	Ні
3. Негативний вплив на здоров'я людини	Ні
4. Необхідність проведення додаткових досліджень	Так
Для усунення недоліків у дослідженнях, необхідним є таксономічний перегляд роду <i>Ludwigia</i> .	
f) Результат оцінки	Чорний список

У даному дослідженні оцінка екологічного ризику від *L. Grandiflora* враховує результати попередніх оцінок, проведених у інших європейських країнах, що дозволяє зменшити час на пошук матеріалів і провести порівняння результатів досліджень. Великий відсоток європейських країн використовує якісний підхід до оцінки ризику, оскільки він має ряд суттєвих переваг у порівнянні з підходами, що засновані на кількісних методах. Перш за все, такий підхід дозволяє провести оцінку ризику за короткий проміжок часу, що є суттєвим при необхідності негайного визначення пріоритетних управлінських

заходів. Аналіз літературних джерел показав, що якісні підходи до оцінки ризику зазвичай більш таксономічно універсальні і можуть мати міжнаціональне використання.

Обидва підходи на прикладах робіт [68,79] були проаналізовані для встановлення можливості використання в Україні. Проведений аналіз показав перевагу комплексного підходу до оцінки ризику від інвазійних видів, який базується на експертній оцінці і включає кількісні методи аналізу. Подібні підходи мають за мету встановити ступінь ризику при можливій появі чужорідного виду, або від вже існуючого виду на обраних територіях. Такий підхід дозволяє виділити найважливішу інформацію стосовно ступеню впливу інвазійного виду і його розповсюдження, розробити заходи з його ліквідації або мінімізації впливу.

Процедура оцінки ризику, що пропонується у роботі [79], базується на основі комп'ютерної програми NAPRA. Оцінка подана у вигляді таблиць і складається з двох основних розділів: інформації про організм та детальної оцінки. Інформація про організм є необхідною, оскільки включає такі питання, як необхідність проведення оцінки і огляд вже проведених оцінок ризику, що можуть бути використані у роботі.

Оцінка ризику, що розглядається, переважно враховує визначення впливу на оточуюче середовище з урахування економічних втрат і ефектів на здоров'я населення. Особлива увага приділяється визначенню інвазійної спроможності і впливу на вразливі аборигенні види.

Така детальна оцінка необхідна, оскільки біологічне забруднення, що створюється інвазійними видами, за своїми наслідками може бути порівняно з іншими видами забруднення, а в ряді випадків шкода докільню від чужорідних видів значно перевищує негативні наслідки всіх інших антропогенних факторів. Більше того, на відміну від більшості забруднюючих речовин, які у екосистемах зазвичай руйнуються в ході процесів самоочищення і піддаються ефективному контролю з боку людини, успішно натуралізовані чужі організми можуть розмножуватися і поширюватися в навколишньому середовищі часто з непередбачуваними і незворотними наслідками. Опинившись в новому середовищі, де немає звичайних для них паразитів і хижаків, чужорідні види часто досягають масового розвитку і можуть пригнічувати або повністю витіснити місцеві види в результаті конкуренції або виїдання, що призводить до спрощення структури співтовариства і зниження його стійкості до зовнішніх впливів. Вселення чужорідних видів може сприяти погіршенню якості навколишнього середовища, поширенню паразитів і хвороб, у тому числі небезпечних для людини. [80]

Ця проблема особливо актуальна у зв'язку з тим, що в результаті діяльності людини постійно збільшується кількість можливостей для проникнення інвазійних видів.

Необхідність гармонізації вітчизняного природоохоронного законодавства і уніфікації підходів до оцінки ризиків від чужорідних організмів до європейського визначається як міжнаціональною загрозою, що становлять чу-

жорідні організми, так і необхідністю вдосконалення державних принципів управління у сфері охорони навколишнього природного середовища.

Література до розділу 4

1. Ипатов В. С. О корреляция между проективным покрытием и весом травянистых растений : Бот. журн. / В. С. Ипатов – 1962. – № 7.
2. Ипатов В. С. Об оценке степени участия видов в структуре растительного покрова : Бот. журн. , / В. С. Ипатов, Т. Н. Кирикова, Т. Н. Линдеман //– 1966. – Т. 5, № 8.
3. Понятовская В. М. Учет обилия и особенности размещения видов в сообществах / В. М. Понятовская // Полевая геоботаника. – М. –Л. : Наука, 1964. –Т. 3. – С. 209–299.
4. Раменский Л. Г. Проблемы и методы изучения растительного покрова / Л. Г. Раменский – Л. , 1971 . –333 с.
5. Корчагин А. А. Строение растительных сообществ / А. А. Корчагин // Полевая геоботаника. – Л. : Наука, 1976. – Т. 5. – 316 с.
6. Катен Ю. Л. К методике определения проективного покрытия в фитоценологических исследованиях / Ю. Л. Катен //Вестник ЛГУ. – 1983. – №3. – С. 115–118.
7. Горшкова А. А. Изменение экологии и структуры степных сообществ под влиянием пастбищного режима / А. А. Горшкова, Н. Ф. Гринева // Экология и пастбищная дегрессия степных сообществ Забайкалья. – Новосибирск: Наука, 1977. – с. 153–178.
8. Григорьевская А. Я. Оценка антропогенного изменения и регуляция использования травяных сообществ Центрального Черноземья / А. Я. Григорьевская // Пром. быт. состояние и перспективы развития. – Киев, 1990. – С. 61–63.
9. Экосистемы в критических состояниях / Под ред. Ю. Г. Пузаченко. – М. : Наука, 1989. – 214 с.
10. Быков Б. А. Из практики геоботанических работ в Прикаспии / Б. А. Быков // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1952. – Т. 57, № 5.
11. Серебряков И. Г. Жизненные формы высших растений и их изучение / И. Г. Серебряков // Полевая геоботаника. – М. –Л. : Наука, 1964. –Т. 3. – с. 146–212.
12. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы / Р. Уиттекер– М. : Прогресс, 1980. – 326 с.
13. Динамика ценопопуляций растений/ Под ред. Т. И. Серебряковой. – М. : Наука, 1985. – 204 с.
14. Ценопопуляции растений (очерки популяционной биологии) / Заугольнова Л. Б. [и др.] – М. : Наука, 1988. – 182 с.
15. Павлов Б. К. Популяционный подход к экологическому нормированию / Б. К. Павлов // Методол. экол. нормирования. – Харьков, 1990. – 49 с.
16. Одум Ю. Экология / Ю. Одум – М. : Мир, 1986. – Т. I–II. – 376 с.

17. Бутовский Р. О. Автотранспортное загрязнение и энтомофауна / Р. О. Бутовский // Агрохимия. – 1990. – № 4. – С. 139–150.
18. Бутовский Р. О. Охрана полезных насекомых в условиях загрязнения окружающей среды: Обзорная информация / Р. О. Бутовский // ВНИИ-ТЭИагропром. – М. – 1991. – 59 с.
19. Козлов М. В. Влияние антропогенных факторов на популяции наземных насекомых / М. В. Козлов // Итоги науки и техники. ВИНТИ. Сер. энтомология. – 1991. – Т. 13. – 191 с.
20. Оценка состояния и устойчивости экосистем. – М. Институт охраны природы и заповедного дела, 1992. – 125 с.
21. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях / Ю. А. Песенко – Л. : Наука, 1982. – 220 с.
22. Straalen, N. M., Denneman, C. U. (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria, *Ecotoxicology and environmental safety*, 18, pp. 241–251.
23. Straalen, N. M. (1990) New methodological for estimating the ecological risk of chemical in the environment // Proc. 6th Int. Assoc. of Engineering Geology. 6–10 August 1990., Amsterdam, pp. 241–251.
24. Базилевич Н. И. Некоторые критерии оценки структуры и функционирования природных зональных геосистем / Н. И. Базилевич // Почвоведение. – 1983. – № 2. – с. 27–40.
25. Родин Л. Е. Динамика органического вещества и геологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара / Л. Е. Родин, Н. И. Базилевич. – Л. : Наука, 1965. – 251 с.
26. Исаков Ю. И. Зональные закономерности динамики экосистем / Ю. И. Исаков, Н. С. Казанская, А. А. Тишков – М. : Наука, 1986. – 150 с.
27. Збереження біорізноманіття України (друга національна доповідь) – Київ. : Вид. «Хімджест» 2003. – 110 с.
28. Конвенція про біологічне різноманіття п'ятий національний звіт України – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, 2015. – 67 с.
29. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України – 2013. – 416 с.
30. Гродзинський Д. М. Основи ландшафтної екології: Підручник / Д. М. Гродзинський – К. : Либідь, – 1993. – 224 с.
31. Александров Б. Г. Проблема переноса водных организмов судами и некоторые подходы к оценке риска новых инвазий / Б. Г. Александров // Морской экологический журнал. – 2004. – Т. 3, № 1. – С. 5–17.
32. Національна доповідь України про виконання Рамсарської конвенції про водно-болотні угіддя до 11-го засідання Конференції Договірних Сторін конвенції [Електронний ресурс]. – Румунія. – 2012 р. – Режим доступу <http://www.menr.gov.ua/index.php/international/international3/193natsionalnidopovid-ukrainy-pro-vykonannia-ramsarskoi-konventsii>

33. Raven, P. H., Johnson, G. B. (1992). *Biology*, 3rd Edition. Mosby Year Book, St. Louis, MO.
34. Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. and Tsomondo, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(1), pp.1-20.
35. DAISIE, 2012, (2015). *Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*. [online] Available at: <http://www.europe-aliens.org>.
36. FAO, (2015). Fisheries and Aquaculture Department. [online] Available at: <http://www.fao.org/fishery/topic/13599/en>.
37. Invasive alien species indicators in Europe, review of streamlining European biodiversity (SEBI). (2012). Technical report No 15/A. [online] EEA/SEBI. Available at: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/invasive-alien-species-in-europe/invasive-alien-species-in-europe>.
38. Masters Greg and Lindsey Norgrove.(2009). *Climate change and Invasive alien species*, CABI Position Paper, November 2009
39. Sala OE, e. (2015). *Global biodiversity scenarios for the year 2100*. – *PubMed – NCBI*. [online] Ncbi.nlm.nih.gov. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10710299>.
40. Vilà, M., Lloret, F., Ogheri, E. and Terradas, J. (2001). Positive fire-grass feedback in Mediterranean Basin woodlands. *Forest Ecology and Management*, 147(1), pp.3-14.
41. Baruch, Z. and Bilbao, B. (1999). Effects of fire and defoliation on the life history of native and invader C 4 grasses in a Neotropical savanna. *Oecologia*, 119(4), pp.510-520.
42. ResearchGate, (2015). *A Framework for Spatial Risk Assessments: Potential Impacts of Nonindigenous Invasive Species on Native Species*. [online] Available at: https://www.researchgate.net/publication/26987515_A_Framework_for_Spatial_Risk_Assessments_Potential_Impacts_of_Nonindigenous_Invasive_Species_on_Native_Species.
43. With, K. (2002). The Landscape Ecology of Invasive Spread. *Conservation Biology*, 16(5), pp.1192-1203.
44. With, K. (2004). Assessing the Risk of Invasive Spread in Fragmented Landscapes. *Risk Analysis*, 24(4), pp.803-815.
45. Kennedy, T., Naeem, S., Howe, K., Knops, J., Tilman, D. and Reich, P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417(6889), pp.636-638.
46. Про схвалення концепції Загальнодержавної програми збереження біорізноманіття на 2005–2025 роки: Розпорядження Кабінету Міністрів України від 22 вересня 2004 р. № 675–р // Офіційний вісник України. – 2004. – № 38.

47. Чорна Г. А. Репродуктивна біологія інвазійних видів вищої водної флори / Г. А. Чорна // Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Сер. : Біологія. – 2014. – № 1100, вип. 20. – С. 377–380.

48. Абдулоєва О. С. Обґрунтування критеріїв інвазійного потенціалу чужинних видів рослин в Україні [Електронний ресурс] : Чорноморський ботанічний журнал. / О. С. Абдулоєва, Н. І. Карпенко – 2012. – Т. 8, №. 3. – С. 252–256. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/jpdf/Chbj_2012_8_3_3.pdf.

49. Смарагдова мережа України / [О. Р. Болтачов, Я. П. Дідух, О. В. Дудкін, І. Б. Іваненко, Є. П. Карпова, О. В. Кохан, В. А. Онищенко, Г. В. Парчук, Л. Д. Проценко, І. П. Сіренко, Т. Д. Соломаха, О. В. Червоненко, О. А. Яремченко]/[ред. Л. Д. Проценко]. – К. : Хімджест, 2011. – 192 с.

50. Бурда Р. И. Периодические издания Таврического национального университета имени В. И. Вернадского / Р. И. Бурда // Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2014. Вып. 10. С. 208–220.

51. Verbrugge, L. N. H. , Leuven, R. S. E. W. , van der Velde, G. 2010. Evaluation of international risk assessment protocols for exotic species. Rep. Environ. Sci 352:1–54

52. Genovesi, P., Shine, C., (2004). European Strategy on Invasive Alien Species. Council of Europe (Nature and environment) No 137. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Harmonia database (2010) Belgian Forum on Invasive Species. Retrieved from.

53. Branquart, E., (2007). Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non–native organisms in Belgium. Belgian Biodiversity Platform, Belgium.

54. Harmonia database (2015) Belgian Forum on Invasive Species.

[online] Available at: <http://ias.biodiversity.be/ias/species/all>.

55. Essl F. , Klingenstein F. , Milasowszky N. , Nehring S. , Otto C. & Rabitsch W. , submitted. The German–Austrian black list information system (GABLIS) : a tool for assessing biodiversity risks of invasive alien species in Europe. Journal of Nature Conservation.

56. Baker, RHA., Black, R., Copp, GH., Hulme, PE., Haysom, KA., and Thomas MB. (2005). UK non–native organism risk assessment scheme user manual, Version 3. 3 [online] Available at: <https://secure.fera.defra.gov.uk/nonnativespecies/index.cfm?sectionid=51>.

57. Baker, RHA., Black, R., Copp, GH., et al, (2007). The UK risk assessment scheme for all non–native species. In: Rabitsch W, Essl F, Klingenstein F (Eds.) Biological Invasions – from Ecology to Conservation. Neobiota, 7, pp. 46–57.

58. EPPO, (2010). Computer Assisted Pest Risk Analysis (CAPRA). [online] Available at: <http://napra.eppo.org/>.

59. Cefas (2010). Decision support tools, Identifying potentially invasive non–native marine and freshwater species: fish, invertebrates, amphibians. Retrieved from [online] Available at: <http://www.cefas.co.uk/projects/risks-and-impacts-of-non-native-species/decision-supporttools.aspx>.

60. Invasive Species Ireland (2008). Invasive Species Ireland Risk Assessment. Briefing document risk assessment. [online] Available at: <http://www.invasivespeciesireland.com/files/public/Risk%20Assessment/Invasive%20Species%20Ireland%20Risk%20Assessment.pdf>.
61. Gederaas, L., Salvesen, I., Viken, Å. (2007) 2007 Norwegian Black List – Ecological Risk Analysis of Alien Species. Artsdatabanken, Norway.
62. Sæther, E., Holmern, T., Tufto, J., Engen, S. (2010). Forslag til et kvantitativt klassifiseringssystem for risikovurdering av fremmede arter. *Norwegian University of Science and Technology*, Trondheim (in Norwegian).
63. Weber, E., Köhle, B., Gelpke, G., Perrenoud, A., Gigon A (2005) Schlüssel zur Einteilung von Neophyten in der Schweiz in die Schwarze Liste oder die Watch-Liste. *Botanica Helvetica*, 115, pp. 169–194.
64. Bomford, M. (2008) Risk Assessment Models for Establishment of Exotic Vertebrates in Australia and New Zealand. *Invasive Animals Cooperative Research Centre*, Canberra.
65. Pheloung, PC, Williams, PA, Halloy, SR (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57, pp. 239–251.
66. CEC, (2009). Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species: test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North American Inland Waters. *CEC Project Report.*, Montréal.
67. ANSTF (1996) Generic Nonindigenous Aquatic Organisms Risk Analysis Review Process. Report to the Aquatic Nuisance Species Task Force, Risk Assessment and Management. [online] Available at: <http://www.anstaskforce.gov/documents.php>.
68. Stefan, N. and Detlef, K. (2011)/ The invasive water primrose *Ludwigia grandiflora* (Michaux) Greuter & Burdet (Spermatophyta: Onagraceae) in Germany: First record and ecological risk assessment, *Aquatic Invasions*, (6) 1., pp. 83–89.
69. Dandelot, S., (2004) Les *Ludwigia* spp. invasives du Sud de la France: Historique, Biosystématique, Biologie et Ecologie. PhD University Aix–Marseille–III, 207 pp
70. Goebel, K., (1889) Pflanzenbiologische Schilderungen. Erster Teil. Elwert'sche Verlagsbuchhandlung, Marburg, 236p.
71. Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowszky, N., Nowack, C. and Rabitsch, W. (2011). Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German–Austrian Black List Information System (GABLIS). *Journal for Nature Conservation*, 19(6), pp.339-350.
72. SKEW (2010) Schwarze Liste und Watch-Liste (Beobachtungsliste). *Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen*, [online] Available at: http://www.cps-skew.ch/deutsch/schwarze_liste.htm.
73. Dandelot, S., Robles, C., Pech, N., Cazaubon, A. and Verlaque, R. (2008). Allelopathic potential of two invasive alien *Ludwigia* spp. *Aquatic Botany*, 88(4), pp.311-316.

74. Nesom GL, Kartesz JT (2000). Observations on the *Ludwigia uruguayensis* Complex (Onagraceae) in the United States. *Castanea* [online] Available at: http://www.jstor.org/stable/4034110?seq=1#page_scan_tab_contents.
75. Thiébaud, G. (2007). Non-indigenous aquatic and semiaquatic plant species in France. *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*, pp.209-229.
76. Nonnativespecies.org, (2015). *Uruguay Water-primrose, Ludwigia grandiflora – GB non-native species secretariat*. [online] Available at: <http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=2087>.
77. Ruaux, B., Greulich, S., Haury, J. and Berton, J. (2009). Sexual reproduction of two alien invasive *Ludwigia* (Onagraceae) on the middle Loire River, France. *Aquatic Botany*, [online] 90, pp.143-148. Available at: <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00358198>.
78. HUSSNER, A. (2009). Growth and photosynthesis of four invasive aquatic plant species in Europe. *Weed Research*, 49(5), pp.506-515.
79. Millane, M. and Caffrey, J. (2015). *Risk Assessment of PISTIA STRATIOTES*. [online] Inland Fisheries Ireland and the National Biodiversity Data Centre. Available at: <http://nonnativespecies.ie/wp-content/uploads/2014/03/Pistia-stratiotes-Water-Lettuce.pdf>.
80. Алимов А. Ф. Последствия интродукций чужеродных видов для водных экосистем и необходимость мероприятий по их предотвращению / А. Ф. Алимов, М. И. Орлова, В. Е. Панов // Виды–вселенцы в европейских морях России. Сборник научных трудов : В кн. – изд. Кольского научного центра РАН, 2000. – С. 12–23.

РОЗДІЛ 5. МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА СТАН НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

5.1 Методичні підходи до визначення антропогенного впливу на стан біогеоценозу

Масштаби антропогенного впливу викликають як зміну стану окремих біотичних компонентів, так і трансформацію екосистеми в цілому. При цьому порушується її внутрішня структура і функціонування, що забезпечують їй визначену стійкість за допомогою різних механізмів самоорганізації та самовідтворювання. З урахуванням викладеного при розробці показників стану наземних екосистем в якості об'єкту дослідження прийнята елементарна екосистема, близька за характером зв'язків, функціонування і просторового обмеження до біогеоценозу (фації).

Оскільки найбільш чутливою до антропогенних впливів є біотична складова, при оцінці стану екосистем використані в основному показники, що характеризують біоту. Головну роль відіграє рослинність, оскільки на рослинні угруповання приходить 98-99% маси всієї органічної речовини суші. Крім того, рослинність – найбільш фізіономічний і динамічний компонент, що має високі інформативні та репрезентативні властивості, мінливість яких відповідає мінливості всієї екосистеми.

Для оцінки стану біоти екосистеми пропонується [1] використовувати структурно-функціональні характеристики, що відбивають процеси створення, використання, руйнування і залишкового накопичення в екосистемах біологічної продукції різних категорій (первинної, вторинної, залишкової, мертвої) і деякі етапи круговороту речовин, залучені у біологічні цикли.

Параметри стану наземного біогеоценозу, як єдиного цілого:

1) Запаси біомаси (фіто-, зоо- і мікробіомаси) у біогеоценозі (г/м^2 чи т/га).

Під біомасою розуміється сукупна маса живих організмів, віднесена до одиниці поверхні суші або об'єму води, що виражається у вагових одиницях. Біомаса характеризується крім абсолютних показників, віднесених до одиниці площі, співвідношенням біомаси різних груп організмів чи їхніх частин:

- для рослин (автотрофів) – систематичних, екологічних груп, надземних і підземних частин, асимілюючих та накопичуючих фракцій;

- для гетеротрофів – систематичних, екологічних (трофічних у тому числі) груп; частка мігруючої зоомаси;

- для мікроорганізмів – співвідношення запасів біомаси грибів, бактерій, актиноміцетів.

2) Швидкість загального обороту органічної речовини – відношення запасів живої і мертвої органічної речовини (включаючи і не включаючи гумус).

Цей критерій дозволяє виявити "рухливість" кожної одиниці органічної речовини при проходженні етапів трансформування продукції. Наприклад,

вона невелика в полярному та бореальному поясах, і майже на порядок вище в луговому степу і пустелі.

3) Швидкість деструкції органічної речовини (за опадо-підстилочним коефіцієнтом).

Деструктивним процесам належить винятково важливе місце в біологічному круговороті наземних екосистем, тому що переважна частина біологічної продукції трансформується у формі детриту під дією різних деструктивних агентів, минаючи трофічні ланцюги рослиноїдних організмів. Споживання тваринами продукції фітомаси складає одиниці відсотків. До 88-99 % первинної продукції надходить у ґрунтову детритну підсистему.

В якості показника швидкості деструкційних процесів використовується відношення щорічного надходження мертвої маси до її запасу: опадо-підстилочний коефіцієнт (%) [2].

Підхід до оцінки стану ландшафту з позицій ландшафтознавства включає до свого складу такі аспекти: 1) компонентний, 2) комплексний.

Компонентний підхід до природних територіальних комплексів (ПТК) розглядає реакції ПТК на антропогенний вплив на основі взаємодії компонентів ПТК: літогенної основи, води, атмосфери, рослинності, тварин [3].

Функціонування ландшафту забезпечується інтегруючими процесами, що забезпечують спряження ПТК за допомогою переносу речовини й енергії. Процеси можна розділити на радіальні, діючі на рівні фації (біогеоценозу), і латеральні, зумовлюючі зв'язки між ПТК. Основні латеральні процеси: водні (стік), еолові, гравітаційні.

На антропогенний вплив в першу чергу, з геоматичних процесів реагують найбільш рухливі.

Для аналізу ступеня зміни ландшафту дуже важливим є ранг антропогенного комплексу, що виник в результаті антропогенного впливу: так, поява нових фацій – ознака слабого впливу. Поява нових урочищ – ознака більш глибоких змін ландшафту.

Ступінь зміни структури ландшафту виявляється у виявленні нових чи зміні співвідношення старих урочищ і визначається в % відносно відповідного рангу, виду ПТК, і його ролі в ландшафті.

Параметри стану екосистеми на рівні ландшафту:
характеристики поверхневого стоку:

- внутрішньо річна структура стоку (%);
- величина рідкого стоку (мм чи л/добу км²);
- величина твердого стоку (за мутністю, мг/л);

стан морфологічної структури ландшафту:

- співвідношення основних типів урочищ (%) у ландшафті (або основних типів фацій для рівня урочища);
- нові види урочищ (чи фацій для рівня урочища), що з'явилися в результаті антропогенного впливу (у % від площі ландшафту).

В залежності від задачі дослідження і рівня розгляду екосистеми фахівцями використовується різний набір показників [4,5].

Наведений перелік параметрів не ставить метою описати як можна більш повно стан екосистеми. Його задача – висвітлити найбільш істотні зміни в екосистемі під впливом тих чи інших зовнішніх чинників. При подальшій роботі встановлюються параметри, які можуть бути замінені, доповнені чи виключені, як дублюючі інші.

Для оцінки ступеня впливу антропогенного чинника на параметр стану екосистеми необхідно знати конкретне його значення до і після впливу, на підставі якого можна оцінити ступінь зміни параметра (%). Показник зміни (J_c) того чи іншого компонента, чи біогеоценозу в цілому визначають як середнє ступенів зміни окремих параметрів (J_i):

$$J_c = \frac{\sum J_i}{n}, \quad (5.1)$$

де n - число аналізованих параметрів.

Для встановлення ступеня зміни параметра перед усім, як правило, визначають наявність самого факту зміни величини параметра стану. Для цього попередньо проводиться обробка методами математичної статистики наявних результатів визначення значення параметра до і після впливу антропогенного чинника або в зоні впливу і на еталонній території з метою визначення довірчих границь. Значення параметра стану до впливу чинника в залежності від ситуації може бути оцінене за попередніми спостереженнями, за значенням його на аналогічній умовно непорушеній еталонній (наприклад, заповідній) території чи, в крайньому випадку, встановлено експертним шляхом.

Оцінка довірчих границь для окремих значень нормально розподіленої ознаки, для різних вибірових оцінок визначається за формулою [5]:

$$X_{д.г.} = \bar{X} \pm \theta \sigma, \quad (5.2)$$

де $X_{д.г.}$ – розрахункова величина гарантованого мінімуму і максимуму окремих значень ознаки;

\bar{X} – середнє значення ознаки;

$$\theta = t_p * \frac{n+1}{n} \quad (5.3)$$

де t_p – критерій Стюдента, що відповідає $V = n - 1$; n – обсяг вибірки;

y – середнє квадратичне відхилення.

Після цього проводиться розрахунок гарантованого максимуму і мінімуму значень параметра в зоні впливу і на еталонній території. Граничне значення, відносно якого встановлена зміна, показує напрямок зміни параметра.

Запропонований аналіз дозволяє порівнювати вибірки різних обсягів, що досить часто зустрічається в практичній роботі: дана оцінка при цьому одер-

жує імовірнісну основу (оцінка ступеня зміни може бути отримана з різним рівнем імовірності в залежності від задачі досліджень). Аналогічний підхід був використаний при оцінці глобальних випадінь забруднюючих речовин на ґрунтовий покрив [4]. Максимальний природний рівень вмісту важких металів, перевищення якого можна вважати результатом глобальних випадінь, визначається ними як $\bar{X} + 3S$, де \bar{X} – середнє значення, S – стандартне відхилення.

Дуже важливою практичною проблемою є з'ясування принципів встановлення граничних і критичних величин параметра стану для того, щоб можна було перейти до екологічного нормування антропогенного впливу на екосистеми.

В якості одного з можливих підходів можна використовувати для встановлення граничних значень параметра стану величини його гарантованого максимуму і мінімуму (тобто величин $\bar{X} - \theta * \sigma$ і $\bar{X} + \theta * \sigma$ – див. формулу 5.2). Для встановлення значень критичних величин параметра стану можливо орієнтуватися на деяку середню величину зміни параметра стану при природному переході однієї екосистеми в іншу (у тому числі в сукцесійному ряду), зменшену вдвічі.

Можливий також і деякий формалізований підхід, коли кожному параметру задається ступінь припустимого відхилення (у %) до граничного і критичного значень. На основі аналогічного статистичного аналізу можуть визначатися також бальні оцінки. При цьому надзвичайно важливо визначатися з показниками за якими встановлюється ступінь припустимого відхилення.

Якість навколишнього середовища можна встановлювати шляхом зіставлення вихідних оцінок стану окремих компонентів навколишнього середовища із системою показників і стандартних нормативів. Аналіз наслідків екологічних взаємодій суспільства і природи ускладнюється тим, що ця система має низку особливих властивостей і визначається характером географічного середовища, зонально-кліматичними умовами, чутливістю екосистеми до впливів, тривалістю і характером самого впливу. Їхня різноманітність формує гетерогенний простір екологічних чинників, як непрямих, так і прямих, як регіональних, так і локальних. На стані системи відбиваються як зміни в ній самій, так і впливи, що транслюються через її компоненти.

В даний час поряд із традиційними усе більш широкое поширення одержують методи оцінки стану навколишнього середовища, які базуються на використанні методів математичного апарату. Одним з таких прикладів може служити інтегральна оцінка змін стану середовища, що покликана вирішувати задачі з виявлення несприятливих (небезпечних) екологічних ситуацій.

Ідею інтегральної кількісної оцінки, використовуючи прийом присвоєння вагових значень ряду даної серії показників, що входять у неї, можна представити формулою [5]:

$$I_p = \sum_{i=1, N} b_i P_{ij} / P_{dj}, \quad (5.4)$$

де b_i — вага i -го компонента;
 P_{ij} — оцінка j -го показника i -ї компоненти;
 R_{dj} — базове (номінальне) значення j -го показника;
 N — число розглянутих компонентів.

Як рівень базового відліку стану можна використовувати фонові значення, що характеризують умовно природний стан під час відсутності техногенного впливу, а також нормативні значення, гігієнічні регламенти, середні (середньозважені) за період чи по території. Вибір базового рівня відліку визначається задачами дослідження.

Розробка інтегральних оцінок може бути здійснена або послідовним порівнянням окремих ознак з еталонним та їхнім конструктивним синтезом, або шляхом безпосереднього формування міри розходження дослідного й еталонного багатовимірних факторів. При цьому аналітична модель такої оцінки може бути побудована математичним апаратом статистичного аналізу. У загальному виді якість окремого компонента природного середовища характеризується вектором значень ознак, кожна з яких відбиває визначену властивість чи складову її якості. Якщо потрібно оцінити вихідну якість об'єкта в цілому, то підсумковий показник повинний бути синтезований за деяким правилом.

У ролі одного з можливих методичних підходів для оцінки в першому наближенні якості екологічного простору можна використовувати, зокрема, індекс інтенсивності техногенного навантаження на локальну територію в порівнянні з його середньостатистичним (регіональним) рівнем [5]:

$$I_i = (M_{ji} N_i / S_i) / (M_o N_o / S_o), \quad (5.5)$$

де M_i — приведена маса j -го забруднювача i -го джерела;
 N_i — чисельність населення, що проживає в зоні активного забруднення i -м джерелом;
 S_i — площа території зони активного забруднення для i -го джерела;
 M_o — сумарна приведена маса забруднювачів;
 N_o — загальна чисельність населення;
 S_o — загальна площа території досліджуваного регіону.

Крім того, у ролі інтегрального критерію узагальненої оцінки якості навколишнього середовища можна використовувати, зокрема, індекс інтенсивності навантаження на локальну територію [5]:

$$T = P \cdot V / S, \quad (5.6)$$

де P — еколого-економічний показник для території;
 V — щільність реципієнта;
 S — площа території.

За своєю суттю він представляє інтенсивність досліджуваного еколого-економічного показника, зважену на щільність реципієнта для даної терито-

рії, і відбиває універсальний принцип. Тому, в залежності від категорії розглянутого показника, він може наповнюватися відповідно економічним чи екологічним змістом.

Так, наприклад, використовуючи в ролі показника величину економічного збитку (Y), заподіюваного досліджуваному (i) реципієнту (P) забрудненням навколишнього середовища на локальній території (S), інтенсивність екологічної збиткоємності визначається формулою [5]

$$T_{yi} = P_i Y_i / S_i, \quad i = \overline{1, N} \quad (5.7)$$

Для спрощеної оцінки екологічного навантаження на навколишнє середовище регіону в ролі показника (P) може виступати маса забруднюючих речовин (що знаходиться в ґрунті, водному чи повітряному середовищі), а показником реципієнта може виступати об'єкт, що зазнає вплив з боку забрудненого повітря, води чи ґрунту (наприклад, населення, рослинність, промислові об'єкти, водогосподарська ділянка тощо) [6].

З метою оцінки якості повітряного басейну України був виконаний розрахунок [5] за даним методичним підходом індексів техногенного навантаження (за приведеною масою викидів шкідливих речовин) і індексів екологічної втратоємності (за економічним збитком, що заподіюються цими викидами) для областей і окремих міст у 1991 році. Аналіз показує, що врахування інтенсивності еколого-економічного показника на досліджуваній території з урахуванням щільності населення може суттєво впливати на оцінку небезпеки забруднення навколишнього середовища регіону.

5.2 Визначення впливу викидів забруднюючих речовин на стан атмосферного повітря

Розвиток методів прогнозу забруднення атмосферного повітря ґрунтується на результатах теоретичного й експериментального вивчення закономірностей поширення домішок, що викидаються джерелами забруднення атмосфери.

Основний напрямок вивчення поширення домішок складається в розробці теорії атмосферної дифузії на основі математичного опису процесу за допомогою рівняння турбулентної дифузії. Воно дозволяє досліджувати поширення домішок від джерел різного типу при різних характеристиках середовища.

Для рішення практичних завдань, пов'язаних із прогнозом забруднення атмосферного повітря, визначення розрахункових значень приземних концентрацій, застосовується «Методика розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що втримуються у викидах підприємств» ОНД-86 [7]. Вона дозволяє провадити розрахунки розсіювання домішок, що викидаються в атмосферу одиночною, крапковою, лінійною, майданними й групою джерел, з урахуванням впливу рельєфу місцевості, визначати граничні конче-

нтрації забруднюючих речовин у двометровій верстві над поверхнею землі, а також вертикальний розподіл концентрацій.

Ступінь забруднення атмосферного повітря визначається найбільшим розрахунковим значенням концентрації, що відповідають несприятливим метеорологічним умовам, небезпечній швидкості вітру.

При одночасній присутності в атмосферному повітрі декількох речовин, що володіють синергізмом, розраховується сумарна концентрація q у частках ГДК:

$$q = C1/ГДК1 + C2/ГДК2 + \dots + Cn/ГДКn. \quad (5.8)$$

Максимальне значення приземної концентрації шкідливої речовини C_m , $мг/м^3$ при викиді забруднюючих речовин від одиночного джерела досягається при несприятливих метеорологічних умовах на відстані x і визначається по формулі:

$$C_m = \frac{AMFm\eta}{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta T}}, \quad (5.9)$$

де A – коефіцієнт, що залежить від температурної стратифікації атмосфери;
 M – маса шкідливої речовини, що викидається в атмосферу в одиницю часу, г/с;

F – коефіцієнт, що враховує швидкість осідання шкідливих речовин у повітрі;

m, n – коефіцієнти, що враховують умови виходу забруднюючих речовин із джерела викиду;

H – висота джерела викиду над рівнем землі, м; (для наземних джерел приймається $H = 2м$);

η – коефіцієнт, враховуючий вплив рельєфу місцевості (у випадку рівної місцевості з перепадом висот менше 10 м/км приймається $\eta = 1$);

V_1 – об'ємний видаток суміші, $м^3/з$;

ΔT – різниця між температурою суміші, що викидається, і температурою навколишнього повітря, $^{\circ}C$.

Максимальна концентрація забруднюючої речовини в приземній верстві атмосфери прямо пропорційна масовій витраті забруднюючої речовини M і обернено пропорційна квадрату висоти джерела H^2 .

Радіус зони впливу джерела визначається як найбільше із двох відстаней від джерела x_1 і x_2 де $x_1 = 10м$; x_2 – відстань від джерела, на якому концентрація забруднюючої речовини $C = 0,05$ ГДК.

Гранично допустимі концентрації розроблено для 600 хімічних речовин і 33 їхніх комбінацій, що дає змогу використовувати їхні кількісні показники для контролю забрудненості навколишнього середовища та для оптимізації природоохоронних заходів.

Крім ГДК, відомі підходи до встановлення гранично допустимих викидів (ГДВ) окремих підприємств. Показник ГДВ враховує характер місцевих умов, сукупність промислових підприємств та їхню специфіку щодо забруднюючих речовин, перспективи розвитку тощо. Згідно з ГОСТ 17.2.3.02—78 [8], передбачається встановлення ГДВ для всіх промислових підприємств. Використання цього показника має прикладне значення і полегшує як контроль за діяльністю окремих підприємств, так і можливість на даній території дотримувати сумарні концентрації, менші за ГДК. Якщо ж цього в деяких випадках досягти не вдається, можливі тимчасові узгоджені викиди (ТУВ) до здійснення відповідних реконструкцій.

ГДВ є техно – екологічним критерієм, що регламентує техногенне навантаження на певну територію або окремі її місця. Крім оптимізації варіантів технологій технічної системи (окремого підприємства, їхньої сукупності тощо), для захисту повітря від забруднення велике значення мають структура ландшафту, зелені насадження, планувальні рішення. В цьому разі маємо природно-технічну систему (з критеріями технологічних рішень, оцінками природних, містобудівних елементів), яка є підсистемою системи вищого рівня ієрархії — соціоекологічної, що за критеріями ГДК і ГДВ оцінює природно-технічну систему як середовище проживання людей. Виходячи з такого типу ієрархії систем, сформулюємо основні завдання оптимізації соціоекологічної системи.

Перше коло завдань пов'язане з умовами оптимізації функціонування вже наявних систем та окреслює здійснення моніторингу стану навколишнього середовища. Завдання полягає у створенні комплексу математичних моделей для оперативного прогнозування стану довкілля, управління цим станом, залежно від метеоумов, на основі регулювання технологічних режимів підприємств.

Другий напрям системного моделювання для охорони повітряного басейну – довгострокове прогнозування санітарно-гігієнічних ситуацій забруднення повітря. Необхідність таких досліджень виникає з побудовою нових житлових районів, підприємств, або коли в регіоні здійснюється реконструкція промислових підприємств. Завдання системного моделювання — розробити прогнозні сценарії різних варіантів реалізації проекту і вибрати з них оптимальний. До цього напрямку належать роботи, пов'язані з транскордонним перенесенням, оцінкою сумарних забруднень довкілля та прийняття оптимальних рішень.

5.3 Прогнозні моделі впливу точкових джерел забруднення на стан поверхневих вод

Прогноз стану поверхневих вод базується на математичному моделюванні процесів формування якості води з обліком існуючих і планованих зовнішніх впливів на водний об'єкт. Моделі якості води можуть бути різної складності. Чим складніше процеси, тим більша кількість параметрів включають у модель.

Для оперативного прогнозу звичайно використовують динамічні моделі, що дозволяють урахувати мінливість стану водного об'єкта в часі. При середньостроковому й довгостроковому прогнозуванні використовуються статистичні й аналітичні моделі. Статистичні моделі засновані на аналізі й статистичній обробці експериментальних даних, отриманих безпосередньо на досліджуваному водному об'єкті. Аналітичні моделі дозволяють виконати прогноз якості води, використовуючи теоретичні подання про природу й основні закономірності процесів. Цей клас моделей відрізняється більшою, у порівнянні зі статистичними моделями, універсальністю й одержав широке поширення в прогнозних розрахунках.

За рівнем складності моделі якості води поділяють на 4 основні групи:

- балансові моделі, в основі яких лежить баланс між надходженням, обсягом і зміною в результаті процесів маси речовини у водному об'єкті;
- однокомпонентні моделі, що описують трансформацію окремих речовин у водному середовищі;
- двохкомпонентні моделі, що описують взаємозалежну трансформацію БСК і розчиненого кисню в природних поверхневих водах;
- багатоконпонентні моделі, що описують взаємозалежну трансформацію речовин у водній масі.

Балансові моделі використовують при прогнозуванні якості води у водоймах. В основі цього класу моделей лежить оцінка водного балансу й балансу речовин у водоймі. Прибуткова частина балансу визначається надходженням мас і речовин з водозбору, видаткова – стоками з водойми, випаром, обміном з донними відкладеннями. Процеси, що відбувається в водній екосистемі, описуються, як правило, у термінах "чорного ящика" (як різниця між прибутковою й видатковою частиною) або приблизно оцінюються на основі балансу мас. Балансові оцінки базуються на систематичних вимірах на водозбірній території й у самій водоймі.

При довгостроковому прогнозуванні якості води у водоймах використовують балансові моделі, що дозволяють розрахувати значення середніх концентрацій речовин залежно від величини антропогенного навантаження на водойму. У рамках цих моделей середня концентрація речовини у водоймі, що зложилася під впливом постійного антропогенного навантаження, визначається по наступних розрахункових залежностях [9]:

- для консервативних речовин у непротічних водоймах:

$$C_{cp} = \frac{Q_{ct} \cdot C_{ct} \cdot T}{W} ; \quad (5.10)$$

- для неконсервативних речовин у непротічних водоймах:

$$C_{cp} = \frac{Q_{ct} \cdot C_{ct}}{k \cdot W} ; \quad (5.11)$$

- для проточних водойм:

$$C_{\text{ср}} = C_{\text{пр}} - (C_{\text{пр}} - C_0) \cdot \exp\left(-\left(\frac{Q_{\text{выг}}}{W} + k\right) \cdot T_{\text{усл}}\right), \quad (5.12)$$

де $Q_{\text{ст}}$ – сумарна витрата стічних вод, що надходять у водойму, м³/рік;
 $C_{\text{ст}}$ – середньозважена концентрація речовини в стічних водах, мг/дм³;
 $C_{\text{пр}}$ – концентрація речовини у проточній водоймі, мг/дм³;
 W – обсяг водойми, м³;
 T – тривалість прогнозу, рік;
 k – величина коефіцієнта неконсервативності речовини, 1/рік;
 C_0 – первісна концентрація речовини, мг/дм³;
 $Q_{\text{вит}}$ – витрата води, м³/рік;
 $T_{\text{усл}}$ – умовний час водообміну, рік.

Однокомпонентні моделі якості води використовуються в прогнозах розрахунку утримання неконсервативних речовин у водоймах і водотоках. З їхньою допомогою описуються процеси біохімічної трансформації речовин. Залежність швидкості біохімічної трансформації речовин від гідродинамічних характеристик потоку й зовнішніх умов ураховується за допомогою коефіцієнта неконсервативності. Величина коефіцієнта неконсервативності визначається за формулою:

$$k = k_{\text{ст}} \times k_{\text{д}} \quad (5.13)$$

де $k_{\text{ст}}$ – статичний коефіцієнт неконсервативності, 1/доб., що характеризує швидкість біохімічної трансформації речовини в статичних умовах (при відсутності плинності). Величина цього коефіцієнта визначається для кожної речовини експериментально. Значення статичних коефіцієнтів неконсервативності речовин для нормальних умов (температура води 200 С і атмосферний тиск 1 атм.) приводяться в довідковій літературі [9 -12].

$k_{\text{д}}$ – динамічний коефіцієнт неконсервативності, 1/доб, що враховує інтенсифікацію процесів біохімічної трансформації у водному потоці. Величина цього коефіцієнта завжди більше або дорівнює 1 і збільшується при зростанні швидкості потоку в діапазоні від 0 до 0,2 м/с.

При відсутності інформації про величину динамічної складової значення коефіцієнта неконсервативності речовини приймається рівним значенню його статичної складової, тобто $k_{\text{д}} = 1$.

Збільшення швидкості біохімічної трансформації речовин з ростом температури води враховується при прогнозах розрахунку по формулах:

$$k = k_{20} \left[1,12(T + 1)^{-0,038}\right]^{T-20} \quad \text{при } 0 \leq T \leq 50 \text{ С}, \quad (5.14)$$

$$k = k \cdot 1,047^{T-20} \quad \text{при } T \geq 50 \text{ C}, \quad (5.15)$$

де k_{20} – величина коефіцієнта неконсервативності речовини при $T = 200$ °С, 1/доб.;

T – температура води, °С.

При проведенні прогнозу якості води водних об'єктів розрахунок процесів перенесення й трансформації речовин здійснюється на основі рівняння турбулентної дифузії. При середньостроковому або довгостроковому прогнозуванні використовується запис цього рівняння для умов сталого потоку. Для водотоків звичайно використовується одномірне рівняння поздовжньої дисперсії, що виходить із тривимірного рівняння турбулентної дифузії. Для водойм залежно від їхніх гідродинамічних характеристик можуть використовуватися одне-, двух- і тривимірні рівняння турбулентної дифузії. Двох- і тривимірні рівняння турбулентної дифузії, як правило, не мають аналітичного рішення й вирішуються чисельними методами із застосуванням ЕОМ. Рівняння поздовжньої дисперсії при граничній умові $C(0) = C_0$.

$$D \frac{d^2C}{dx^2} - v \frac{dC}{dx} - k \cdot C + f = 0$$

має аналітичне рішення виду:

$$C(x) = C_0 \cdot \exp(\gamma \cdot x) + \frac{f}{k} (1 - \exp(\gamma \cdot x)) ; \quad \gamma = \frac{v - \sqrt{v^2 + 4 \cdot k \cdot D}}{2D}, \quad (5.16)$$

де C_0 – концентрація речовини в початковому створі, мг/дм³;

k – коефіцієнт неконсервативності речовини, 1/доб.;

v – швидкість потоку, м/с;

D – коефіцієнт поздовжньої дисперсії, м²/с;

f – інтенсивність аллохтонного надходження речовини, г/м³ с.

Величина коефіцієнта поздовжньої дисперсії визначається по формулі Караушева [11,12]:

$$D = \frac{v \cdot g \cdot h}{37n_{ш} \cdot Sh^2}, \quad (5.17)$$

де g – прискорення чинності земного тяжіння, м/с²;

h – глибина потоку, м;

$n_{ш}$ – коефіцієнт шорсткості русла;

Sh – коефіцієнт Шези, \sqrt{m}/c .

Одним з основних зовнішніх дифузних (рівномірно розподілених по всьому потоці) джерел надходження у водний об'єкт речовин є неорганізова-

ний поверхневий стік. У цьому випадку інтенсивність аллохтонного надходження речовини у водний об'єкт визначається по формулі [11,12]:

$$f = \frac{Q_{\text{пов}} \cdot C_{\text{пов}}}{L \cdot \omega}, \quad (5.18)$$

де $Q_{\text{пов}}$ і $C_{\text{пов}}$ – витрата і концентрація речовини в поверхневому стоці відповідно, $\text{м}^3/\text{с}$ і $\text{мг}/\text{дм}^3$;

L – довжина водозбірної території уздовж водного об'єкта, м ;

ω – площа живого перетину потоку, м^2 . При відсутності дифузного надходження речовини ззовні величина f приймається рівної нулю.

Для консервативної речовини прогноз якості води при наявності його зовнішнього дифузного надходження у водний об'єкт провадиться по формулі [12]:

$$C(x) = C_0 + \frac{f}{v} x. \quad (5.19)$$

Якщо у водний об'єкт надходять стічні води одного або декількох випусків, то прогноз якості води здійснюється на основі балансу мас речовин з обліком їхньої можливої трансформації у водному середовищі. Розрахунок концентрації речовини в максимально забрудненому струмені провадиться в цьому випадку по формулі [12]:

$$C_{\text{max}} = C_{\text{ф}} \cdot \exp(\gamma \cdot x_{\text{ф}}) + \sum_{i=1}^N \frac{C_{\text{сті}} - C_{\text{ф}}}{n_i} \exp(\gamma \cdot x_i), \quad (5.20)$$

де $C_{\text{ф}}$ – концентрація речовини у фоновому створі, $\text{мг}/\text{дм}^3$;

$C_{\text{сті}}$ – концентрація речовини в стічних водах i -го випуску, $\text{мг}/\text{дм}^3$;

n_i – кратність розведення стічних вод i -го випуску в контрольному створі;

$x_{\text{ф}}$ і $x_{\text{сті}}$ – відстані від фонового створу й випусків стічних вод до контрольного створу, м ;

N – кількість випусків стічних вод.

Для консервативних речовин розрахунок ведеться по цій же формулі при величині коефіцієнта неконсервативності $k=0$.

Якщо у водний об'єкт одночасно надходять стічні води організованих випусків і неорганізований поверхневий стік з території, то рішення визначається для неконсервативних речовин по формулі [12]:

$$C_{\text{max}} = C_{\text{ф}} \cdot \exp(\gamma x_{\text{ф}}) + \sum_{i=1}^N \frac{C_{\text{сті}} - C_{\text{ф}}}{n_i} \exp(\gamma x_i) + \frac{f}{k} (1 - \exp(\gamma x_{\text{ф}})) \quad (5.21)$$

Для консервативних речовин у цьому випадку використовується формула [12]:

$$C_{\max} = C_{\phi} + \sum_{i=1}^N \frac{C_{\text{ст}_i} - C_{\phi}}{n_i} + \frac{f}{v} \cdot x. \quad (5.22)$$

При оперативному прогнозі якості води враховується мінливість процесу його формування в часі. У цьому випадку використовується рівняння позовжньої дисперсії для несталих умов [12]:

$$\frac{dC}{dt} = D \frac{d^2C}{dx^2} - v \frac{dC}{dx} - k \cdot C \quad \text{при } C(x,0)=0. \quad (5.23)$$

У загальному виді це рівняння не має аналітичного рішення й вирішується чисельними методами. Однак у ряді окремих випадків таке рішення існує. При прогнозі наслідків аварійного залпового скидання стічних вод у водний об'єкт процес трансформації й перенесення речовин водним потоком описується залежністю [12]:

$$C(x, t) = \frac{M}{2 \omega \sqrt{\pi D \cdot t}} \exp\left(-\frac{(x - v \cdot t)^2}{4D \cdot t} - k \cdot t\right), \quad (5.24)$$

де M – маса речовини, що надійшло зі стічними водами, г;
 ω – площа потоку, м².

Багатокомпонентні моделі якості води використовують для прогнозу вмісту у водоймах і водотоках речовин, пов'язаних між собою процесами взаємної трансформації. Особливо важливо враховувати взаємну трансформацію речовин у водному середовищі у випадках, коли в процесі трансформації у водному середовищі утворюються нові речовини, тобто відбувається вторинне забруднення водного об'єкта. Явище взаємної трансформації речовин досить характерно для процесів самоочищення водних об'єктів.

5.4 Аналіз сучасних методик оцінки впливу дифузних джерел забруднення поверхневих вод

Проблема забруднення водних об'єктів точковими і дифузними джерелами забруднення була і залишається особливо актуальною протягом останніх десятиліть. Екологічний стан водних об'єктів України з кожним роком погіршується, незважаючи на те, що промисловість і сільське господарство перебувають у занепаді. Це пов'язано з тим, що при визначенні загального забруднення водних об'єктів внесок дифузних джерел часто не враховується.

Одним з значних джерел антропогенного навантаження є урбанізація. Будівництво мостів, автомобільних доріг і залізниць, прокладка трубопрово-

дів знижує первинну гідрографічну мережу, що порушує природне формування стоку річок. На потреби водоспоживання міст витрачається значний обсяг водних ресурсів.

Розрахунок кількості забруднюючих речовин, що виносяться з поверхневим стоком з урбанізованих територій, раніше проводився відповідно методиці [14].

Фахівцями УКРНДІЕП розроблено нову методику встановлення технологічних нормативів відведення дощових стічних вод у водні об'єкти.

Винос домішок зі стічною водою (дощовою або сніговою) залежить від ступеня благоустрою, санітарного стану і функціонального призначення території. Концентрація домішок у стічній воді залежить також від гідрометеорологічних параметрів опадів.

Основними джерелами забруднення стічної води цієї категорії є вуличне сміття (сміття з поверхні внутрішньоквартальних територій і вулиць), продукти руйнування дорожнього покриття і ґрунту, викиди в атмосферу з промислових підприємств і опалювальних систем, вихлопні гази двигунів внутрішнього згоряння транспортних засобів.

Стічна вода (дощова або снігова) містить у своєму складі завислі речовини, розчинені мінеральні й органічні домішки.

Винос завислих речовин зі стічною водою з житлової зони міста може коливатися в широких межах і залежить у першу чергу від роду та стану дорожніх покриттів, частки площ з відкритим ґрунтом, що еродує, рівня організації та використаної технології прибирання міських доріг і вилучення побутового сміття.

Винос розчинених органічних домішок залежить головним чином від благоустрою території, щільності населення та інтенсивності руху транспорту.

Концентрація домішок у снігових водах залежить також від організації та технології зимового прибирання і санітарного стану міської території, характеру відбування сніготанення, величини шару снігового покриву, інтенсивності використання абразивних матеріалів і солей для боротьби проти зледеніння дорожніх покриттів (Державні санітарні правила планування і забудови населених пунктів, 2011, ДСТУ – Н-Б-Н. 2.5-61) [15].

Склад стічної води (дощовій або сніговій) з території промислових підприємств визначають характером основних технологічних процесів, а їх концентрація залежить також від роду поверхні водозбору, технічного стану штучних покриттів, режиму прибирання території, ефективності роботи систем газо- та пиловловлювання, організації зберігання та транспортування сировини, проміжних продуктів і відходів виробництва.

На великих підприємствах, до яких входять різноманітні за характером технології виробництва, стічна вода (дощова або снігова) з окремих ділянок водозбірної площі за складом домішок може відрізнятися від стічної води з інших ділянок і загального стоку, що повинно бути враховано під час розроблення схеми його відведення та очищення.

В залежності від функціонального призначення території, характеристики її забудови, рівня благоустрою, а також інших факторів, що впливають

на умови формування стічної води (дощової або снігової), забудовані території поділяють на такі групи:

I – чисті ділянки території до яких входять зелені насадження, парки, зони відпочинку, спортмайданчики;

II – ділянки упорядкованої території з забудовою одно- та багатопверховими будинками і дорогами місцевого значення, що мають організоване водовідведення;

III – торговельні центри, ринки, центральні вулиці, площі, ділянки, що забудовані громадськими будинками та спорудами;

IV – магістральні вулиці та дороги загальноміського, районного призначення, дороги вантажного руху;

V – швидкісні автомобільні дороги;

VI – території промислових підприємств, з яких стік дощової або снігової води за своїм хімічним складом та умовами формування походить на стік з сельбищних територій (групи I-III).

Основним джерелом надходження забруднюючих речовин у стічну воду (дощову або снігову) на підприємствах VI групи, як і на сельбищних територіях, є сміття, продукти руйнування ґрунту та дорожнього покриття, викиди автотранспорту. В стічній воді містяться грубодисперговані домішки природного походження.

До VI групи відносяться підприємства:

– чорної металургії (крім коксохімічних виробництв);

– енергетики;

– автомобільного, залізничного, водного, авіаційного транспорту (автопідприємства, залізничні станції і вокзали, депо, аеропорти, річкові порти, ремонтні заводи);

– машино- і приладобудівної, електротехнічної, вугільної, нафтової, легкої, хлібопродуктової, молочної, харчової промисловості, сірчаної та содової підгалузей хімічної промисловості.

VII група – це території промислових підприємств або їх окремі ділянки, на яких за умовами виробництва на сучасному рівні не вдається запобігти накопиченню на поверхні твердого покриття речовин техногенного походження з токсичними якостями або значної кількості органічних речовин, які обумовлюють високе значення показників ХСК і БСК стічної води.

До VII-ої групи відносяться підприємства:

– кольорової металургії;

– коксохімії;

– хімічної, лісохімічної, целюлозно-паперової, нафтопереробної, нафтохімічної та мікробіологічної промисловості;

– фосфорних добрив;

– м'ясо та шкіропереробки;

– деревопереробки з застосуванням фенолформальдегідних смол та фенольних сполук.

Склад і кількість речовин у поверхневому стоці з забудованих територій визначають хімічним аналізом, а також на основі даних щодо накопичення забруднюючих речовин на поверхні водозбірної території.

В разі відсутності таких даних, хімічний склад стічної води з водозборів, що розглядаються, може орієнтовано визначатися, виходячи з наведених нижче узагальнених даних досліджень хімічного складу цієї категорії стічної води.

Основними показниками, що характеризують якість стічної води (дощової або снігової) з сельбищних територій, є вміст завислих речовин, нафтопродуктів, ХСК і БСК5.

Ці показники визначають за атестованими методиками. Узагальнені величини цих показників у стічній воді (дощовій або сніговій), що відводиться з територій I-III групи, наведені в табл. 5.1.

Таблиця 5.1 – Усереднені показники забруднення стічної води (дощової або снігової) з територій I-III групи

Номер групи	Характеристика території	Показники забруднення у стічній воді (дощовій або сніговій)			
		завислі речовини, мг/дм ³	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	ХСК, мгО/дм ³	нафтопродукти, мг/дм ³
I	Чисті ділянки території, до яких входять зелені насадження, парки, зони відпочинку, спортмайданчики	200-300	20-25	100-200	відсутні
II	Ділянки упорядкованої території з одно- та багатопверховими будинками і дорогами місцевого значення, що мають організоване водовідведення	400-1000	30-50	150-300	5-10
III	Торговельні центри, ринки, центральні вулиці, площі, ділянки, що забудовані громадськими будинками та спорудами	1200-1800	60-100	200-800	10-15

Загальна кількість розчинених домішок у стічній воді (дощовій або сніговій) становить в середньому біля 300 мг/дм³. Показники якості стічної води (дощової або снігової) щодо розчинених домішок наведені в табл. 5.2.

Нерозчинні домішки стічної води (дощової) міст характеризуються значним вмістом органічних речовин.

Швидкість біохімічного окислення розчинених домішок близька для цього показника для відстояних побутових стічних вод.

У стічній воді (дощової) вміст сполук азоту (загального) складає – 2,5-6 мг/дм³, а показник бактеріального забруднення за колі-титром – 10-1-10-6.

Таблиця 5.2 – Вміст розчинених домішок з різноманітних водозборів у стічній воді (дощовій)

Показники	Одиниця вимірювання	Середнє значення
рН		7,9-8,2
Сухий залишок	мг/дм ³	240-440
Летуча частка сухого залишку	%	37-44
Лужність загальна	мг-екв/дм ³	1,8-3,2
Жорсткість загальна	мг-екв/дм ³	2,5-5,2
Кальцій	мг/дм ³	46-87
Магній	мг/дм ³	2-17
Натрій і калій	мг/дм ³	36 (середня по водозборам)
Хлориди	мг/дм ³	25-55
Сульфати	мг/дм ³	64-120
Кремній	мг/дм ³	28-53

Стічна вода (снігова) в порівнянні з дощовою відрізняється більш високими значеннями показників забруднення і більш широким діапазоном їх коливань.

Найбільш високий вміст домішок спостерігають у стічній воді та з проїжджої частини міських доріг. Концентрація основних домішок у цій воді (завислі речовини, розчинені домішки і нафтопродукти) в десятки разів вище, ніж у змішаній стічній воді (сніговій) у зливовому колекторі.

Вміст завислих речовин у стічній воді (сніговій) частіше всього знаходиться в межах 2000-4000 мг/дм³.

Показник ХСК знаходиться в межах 500-2000 мгО/дм³.

За величиною БСК₅ стічна вода (снігова) наближається до побутової стічної води. Цей показник дорівнюється в основному 100-300 мгО₂/дм³.

Особливістю хімічного складу стічної води (дощової), що відводиться з території автомобільних доріг (груп IV-V), є наявність підвищених концентрацій нафтопродуктів і свинцю.

В табл. 5.3 наведені узагальнені дані хімічного складу стічної води (дощової або снігової) з автомобільних доріг.

Поверхневий стік з території підприємств, що відноситься до VI групи, за своїм складом близький до поверхневого стоку з житлових територій і автодоріг.

Середні концентрації основних домішок у стічній воді (дощовій або сніговій) цих підприємств можуть бути прийняті:

– за завислими речовинами – 500-2000 мг/дм³ (при цьому більш високі значення відносяться до підприємств з інтенсивним рухом автотранспорту);

– за нафтопродуктами – 30-70 мг/дм³ для підприємств з інтенсивним рухом автотранспорту і значним споживанням паливно-мастильних матеріалів і 10-30 мг/дм³ – для інших (крім підприємств нафтової промисловості, де вміст нафтопродуктів у стічній воді (дощовій або сніговій) може досягти 500 мг/дм³;

– за ХСК і БСК₅, відповідно, 300-400 мгО/дм³ і 60-100 мгО₂/дм³;

– за загальному солемісту в основному 200-500 мг/дм³, а на підприємствах хімічної промисловості (содових та сірчаних) 500-3000 мг/дм³.

Таблиця 5.3 – Усереднені показники забруднення стічної води (дощової або снігової) з територій IV-V груп

Номер групи	Характеристика водозбірної території	Показники забруднення в стічній воді (дощовій або сніговій)				
		завислі речовини, мг/дм ³	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	ХСК, мгО/дм ³	нафтопродукти, мг/дм ³	свинець Pb+2, мг/дм ³
IV	Магістральні вулиці та дороги загальноміського, районного значення, дороги вантажного руху	1500-2000	50-100	250-450	15-30	0,01-0,2
V	Швидкісні автомобільні дороги	800-1500	40-90	150-300	15-30	0,05-0,5

В табл. 5.4 наведено перелік специфічних речовин в стічній воді підприємств, що належать до VII групи.

Таблиця 5.4 – Специфічні домішки, які можуть бути в стічній воді (дощовій або сніговій) підприємств VII групи

Галузь промисловості	Специфічні домішки	Концентрація, мг/дм ³
Кольорова металургія	мідь	до 100
	титан	до 3
	свинець	до 3
	алюміній	до 5
	миш'як	до 20
	масла та смоли	до 200
Виробництво фосфорних добрив	азотні сполуки	до 200(за NH ₄)
	фосфор	до 100(за P ₂ O ₅)
	фтор	в середньому 10
Лісохімічне виробництво	ХСК (мгО/дм ³)	700-1400
	БСК ₅ (мгО ₂ /дм ³)	150-400
	смоли	до 900
	феноли	до 30
	терпиніол	до 3
	скипидар	до 5
Коксохімзаводи	феноли	до 3
	роданіди	до 5
	аміак	до 20
	масла, смоли	до 200
	БСК ₅ (мгО ₂ /дм ³)	до 300
М'ясокомбінати	жири	до 200

Річна кількість дощових W_d та снігових W_c стічних вод у m^3 , що стікають з водозбірної території, визначають за формулами (5.25 – 5.26):

$$W_d = 10 h_d k_d F; \quad (5.25)$$

$$W_c = 10 h_c k_c F; \quad (5.26)$$

де h_d – шар опадів за теплий період року, мм;
 h_c – шар опадів за холодний період року, мм;
 F – загальна площа водозбору, га;
 k_d, k_c – коефіцієнти стоку відповідно дощових та снігових вод.

Значення k_c приймають в межах 0,5-0,7, а k_d визначають за формулою (5.27), як середня зважена величина для всієї площі водозбору з урахуванням значення коефіцієнтів стоку для різного роду поверхні.

$$k_d = \sum F_i k_i / F_{заг} \quad (5.27)$$

де F_i – площа ділянок, що входять до складу водозбірної території, га
 k_i – коефіцієнт стоку, що приймаються за даними табл. 5.5.

Таблиця 5.5 – Середні значення коефіцієнтів стоку

Вид поверхні	Коефіцієнт стоку
Покрівлі і асфальтобетонні покриття доріг	0,85
Бруківки	0,60
Булижні бруківки	0,45
Щебеневі покриття не оброблені в'язучими речовинами	0,40
Квартали міст без дорожнього одягу, невеличкі сквери, бульвари	0,2-0,3
Газони	0,10
Квартали з сучасною забудовою	0,4-0,5
Середні міста	0,4-0,5
Невеликі міста та селища	0,3-0,4

Розрахункові витрати дощових вод у колекторах дощової каналізації визначають за ДБН В 2.5-75.

Витрати талих вод, враховуючи відмінність умов сніготанення по роках та протягом доби, а також неоднорідність снігового покриву на забудованих територіях, можуть коливатися в широких межах. Орієнтовно витрати снігових вод dm^3/c можуть бути визначені по шару стоку за години сніготанення протягом доби за формулою (5.28).

$$Q_t = (5,5 / 10+t) \cdot h_t \cdot k \cdot F, \quad (5.28)$$

де t – тривалість протікання снігових вод до розрахункової ділянки, год.;

F – площа басейну водозбору, га;

k – коефіцієнт, що враховує часткове вивезення і обгортання снігу рекомендується приймати 0,5-0,8;

ht – шар стоку за 10 денних годин, в мм.

Для України величина ht – може орієнтовно бути прийнята на рівні 20 – 25 мм., для районів Криму – 7 мм.

Значні негативні впливи на стан річок має сільськогосподарське виробництво. В районах розвинутого тваринництва річки особливо забрудненні біогенними речовинами, тому що обсяг стічних вод на тваринницьких комплексах великий, а їх знешкодження й утилізація важко здійснювати в зв'язку з великими концентраціями і недостатньою ефективністю очищення. Використання стічних вод тваринницьких комплексів для зрошення вимагає їхнього розведення водою в співвідношенні 1:5 – 1:10, що в умовах дефіциту водних ресурсів призводить до виснаження річок. Складування гною в накопичувачі чи на спеціально відведені площі призводить не лише до забруднення ґрунтів і ґрунтових вод, але і сприяє змиву гною в річки поверхневим стоком, що крім забруднення вод призводить до накопичення багатого органічними сполуками мулу. В міру накопичення донних відкладень зростає їхня роль у формуванні гідрохімічного режиму річок. Забруднений мул часто стає джерелом вторинного забруднення та визначальним фактором погіршення санітарного і, насамперед, кисневого режиму річок.

Найбільша кількість азоту і фосфору потрапляє в водні об'єкти з поверхневим стоком із сільськогосподарських угідь через відсутність заходів з його перехоплення і попередження потрапляння у водні об'єкти, а також агротехнічних заходів щодо попередження надходження забруднюючих речовин у поверхневі і підземні води.

Так, з поверхневим стоком із сільськогосподарських угідь у водні об'єкти надходить азоту в 3,5 рази і фосфору в 4,8 рази більше, ніж скидається очисними спорудами комунального господарства. Отже, поверхневий стік з сільськогосподарських угідь є основним джерелом забруднення водних об'єктів біогенними речовинами, залишками хімікатів. Надлишок біогенних органічних речовин призводить до цвітіння водойм, а пестициди і хімікати мають канцерогенний і токсичний вплив на життя гідробіонтів. Накопичення хімікатів і залишків мінеральних добрив у мулі річок також погіршує їх санітарний і гідробіологічний режим [13].

Розрахунок виносу забруднюючих речовин з територій сільгоспугідь викладено в методичних вказівках [16].

Основними забруднюючими речовинами, які виносяться в поверхневі водні об'єкти поверхневим і колекторно-дренажним стоком з сільгоспугідь є речовини групи азоту, фосфору, а також хлор, фосфор, органічні пестициди. Джерелами надходження цих речовин є мінеральні й органічні добрива та хімікати.

Обсяги виносів азоту, фосфору і пестицидів із сільськогосподарських угідь залежать від багатьох факторів. Розрахунок ведеться окремо як для ділянок меліорованого, так і для ділянок богарного землеробства. Середній пи-

томий винос забруднюючих компонентів визначається для басейнів річок, розташованих у різних фізико-географічних зонах за таблицями, наведеними в табл.5.6. При цьому обов'язково враховується тип оброблюваних культур, їхня врожайність і вид сільськогосподарського освоєння:

$$M_{cгij} = C_{cгi} \cdot q_{cг} \quad (5.29)$$

де $M_{cгij}$ – маса вносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки з території сільськогосподарських угідь, г/с;

$C_{cгi}$ – концентрація і-ої забруднюючої речовини в поверхневому стоці з території сільськогосподарських угідь j-ого басейну річки, мг/л;

$q_{cг}$ – кількість стічних вод з території сільськогосподарських угідь j-ого басейну річки, л/с;

Розрахунки вносу і концентрації компонентів стоку сільгоспугідь виконують для ділянок, що лежать вище розрахункових створів водного об'єкта. Середні концентрації забруднюючих речовин визначають за формулою:

$$C_{cгi} = (\sum C_1 q_1 F_1 \dots + \sum C_n q_n F_n) / (\sum q_1 F_1 \dots + \sum q_n F_n) \quad (5.30)$$

де $C_{cгi}$ – середня концентрація в дренажному чи поверхневому стоці, мг/л;

C_1, C_n – концентрації в дренажному чи поверхневому стоці з ділянок богарного землеробства, систем меліорації, підприємств з первинної переробки сільськогосподарської продукції, тваринницьких комплексів тощо, мг/л;

q_1, q_n – відповідні модулі стоку за розрахунковий період, л/с га;

F_1, F_n – площі окремих ділянок, га.

При врахуванні впливу на водний об'єкт стічних вод підприємств з первинної переробки сільськогосподарської продукції і тваринницьких комплексів величина концентрації компонентів стоку після очищення збільшується на величину витрати стічних вод.

Винос окремих компонентів з ділянок водозбору сільськогосподарського використання розраховується за формулою:

$$V = V_{рп} \cdot V_{сер} \cdot F_{п} \quad (5.31)$$

де V – винос компонентів з окремої ділянки, кг;

$F_{п}$ – площа ділянки, га;

$V_{рп}$ – планована врожайність культури, яка вирощується на ділянці (приймається за даними сільгоспуправлінь), ц/га;

$V_{сер}$ – середній питомий винос компонента, обумовлений для різних басейнів країни (табл. 5.6) у залежності від оброблюваних культур (зернові, технічні, овочеві культури) і виду сільськогосподарського освоєння земель, кг/ц.

Середній питомий винос біогенних речовин (азоту і фосфору) і хлорорганічних, фосфорорганічних та інших пестицидів визначається окремо з меліорованих і богарних земель у перерахуванні на центнер продукції (табл.5.6).

Таблиця 5.6 – Середній питомий винос біогенних речовин і пестицидів по басейнах основних річок країни з меліорованих і богарних земель у перерахуванні на центнер продукції

Компоненти стоку	Меліоровані землі			Богарні землі		
	зернові культури	технічні культури	овочі	зернові культури	технічні культури	овочі
Басейн р. Дніпро						
Азот	0,14	0,02	0,04	0,12	0,02	0,05
Фосфор	0,005	0,006	0,002	0,08	0,01	0,02
Хлорорганічні пестициди	0	0	0	0,0001	0,0001	0,0004
Фосфорорганічні пестициди	0,00008	0,00002	0,00005	0,0003	0,0001	0,0001
Інші пестициди	0,00006	0,002	0,0003	0,004	0,0002	0,0003
Басейн р. Сіверський Донець						
Азот	0,009	0,001	0,002	0,16	0,02	0,03
Фосфор	0,0003	0,0001	0,002	0,04	0,006	0,008
Хлорорганічні пестициди	0	0	0	0,0001	0,0002	0,002
Фосфорорганічні пестициди	0	0	0	0,00007	0,000001	0,00001
Інші пестициди	0,00004	0	0,00001	0,0001	0,00001	0,00002
Басейн р. Північний Буг						
Азот	0,15	0,02	0,04	0,38	0,05	0,07
Фосфор	0,01	0,002	0,004	0,06	0,007	0,01
Хлорорганічні пестициди	0	0	0	0,0003	0,0003	0,0004
Фосфорорганічні пестициди	0,001	0,0001	0,0003	0,002	0,003	0,003
Інші пестициди	0,002	0,0002	0,0004	0,008	0,001	0,001
Басейн р. Дністер						
Азот	0,41	0,06	0,12	0,26	0,03	0,04
Фосфор	0,002	0,0003	0,0006	0,002	0,002	0,002
Хлорорганічні пестициди	0	0	0	0,0009	0,0001	0,0002
Фосфорорганічні пестициди	0,00007	0,00001	0,00002	0,0005	0,0007	0,0009
Інші пестициди	0	0,0002	0	0,01	0,001	0,0004

Визначення концентрацій компонентів у поверхневому стоці з ділянок богарного землеробства розраховується за формулою:

$$C_b = V \cdot 10^3 \cdot \Phi / W_{пс} \quad (5.32)$$

де C_b – максимальна концентрація компонента, що виноситься, з ділянок богарного землеробства, мг/л;

Φ – модульний коефіцієнт, визначається за таблицею 5.7.

$W_{пс}$ – обсяг поверхневого стоку, м³/га;

$$W_{пс} = 10 \cdot H_p \cdot \sigma, \quad (5.33)$$

де H_p – шар опадів розрахункового відсотка забезпеченості в розглянутий період, мм;

σ – коефіцієнт поверхневого стоку.

Таблиця 5.7 – Величина модульних коефіцієнтів Φ для переходу від середніх величин концентрацій до максимальних розрахункового відсотка забезпеченості в період, що розглядається (для рівнинних річок)

Розрахункова забезпеченість, %	5	10	20	50	70	90	95
1. Весняне повінь							
50%	1,94	1,67	1,38	0,92	0,63	0,44	0,34
2. Літньо-осінні дощові паводки							
75%	2,15	1,81	1,44	0,88	0,56	0,35	0,26
3. Межневий період							
95%	1,74	1,53	1,31	0,95	0,71	0,53	0,45

Розрахунок концентрацій компонентів у дренажному стоці ділянок меліорації з дренажем визначається за формулою:

$$C_{дрм} = B \cdot 10^3 \cdot \Phi / W_{др}, \quad (5.34)$$

де

$$W_{др} = 10 \cdot H_p \cdot (1 - \sigma) \quad (5.35)$$

Розрахунок концентрацій компонентів у поверхневому стоці ділянок меліорації визначається за формулою:

$$C_{псм} = B \cdot 10^3 \cdot \Phi / W_{пс} \quad (5.36)$$

Необхідно відзначити, що підсумовування концентрацій компонентів у поверхневому і дренажному стоці з ділянок меліорації не допускається.

Визначення концентрацій нітратів у поверхневому стоці із сільськогосподарських угідь здійснюється за формулою:

$$C_{NO_3} = C_{п4,5} \cdot \alpha, \quad (5.37)$$

де C_{NO_3} – концентрації нітратів у поверхневому стоці із сільськогосподарських угідь, мг/л;

α – коефіцієнт, що характеризує вміст нітратного азоту (приймається за таблицею 5.8).

Визначення концентрацій іонів амонію в поверхневому стоці із сільськогосподарських угідь виробляється за формулою:

$$C_{\text{NH}_4} = C_{\text{п}} 1,28 \cdot \beta, \quad (5.38)$$

де C_{NH_4} – концентрації іонів амонію в поверхневому стоці із сільськогосподарських угідь, мг/л

β – коефіцієнт, що характеризує вміст нітратного азоту (приймається за таблицею 5.8).

Таблиця 5.8 – Величина коефіцієнтів α і β , що характеризують відношення NO^{-3} і NH^{+4} у дренажному і поверхневому стоці (середні для всіх періодів)

Ґрунти	α	β
Дерново – підзолісті піщані та супіщані	0,92	0,08
Дерново – підзолісті глинисті і суглинисті	0,97	0,03
Торф'яні низинні	0,75	0,25
Темно-каштанові	0,89	0,11
Сірі лісні	0,88	0,12
Чорноземи звичайні	0,86	0,14
Чорноземи вилуговані	0,8	0,2

Вітчизняними і зарубіжними вченими розроблено велику кількість методик, методів і методичних підходів щодо оцінки впливу дифузних джерел забруднення на екологічний стан водних об'єктів. При оцінці виносу біогенних речовин у водні об'єкти серед дифузних джерел забруднення найбільша увага приділялася поверхневому стоку з урбанізованих територій і сільськогосподарських угідь, тоді, як іншим, не менш важливим дифузним джерелам забруднення приділялося менше увагу (поверхневий стік з пасовищ, атмосферні опади, неканалізовані сільські населені пункти, об'єкти тваринництва). Обумовлено це було тим, що в 1970-1980-ті роки динамічно розвивалося сільське господарство, в якому використовувалася велика кількість добрив, засобів захисту рослин та інші препарати; інтенсивно відбувалися процеси урбанізації; в посиленому режимі працювала промисловість. Тому методики були орієнтовані переважно на оцінку надходження забруднюючих речовин з промислових майданчиків, урбанізованих територій і сільськогосподарських угідь.

На сьогоднішній день існує велика кількість окремих методик для розрахунку надходження біогенних речовин у водні об'єкти від різних дифузних джерел забруднення (об'єкти тваринництва, сільські населені пункти, сільськогосподарські угіддя). Єдиної методики, яка б дозволяла провести глибокий аналіз впливу дифузних джерел забруднення на екологічний стан водних об'єктів і оцінити внесок різних видів дифузних джерел забруднення в загальне забруднення водних об'єктів України не існує.

З метою оцінки надходження біогенних речовин від дифузних джерел забруднення науковими співробітниками Центрального науково-дослідного

інституту комплексного використання водних ресурсів (ЦНПКІВР) (м. Мінськ) була розроблена «Методика розрахунку виносу біогенних речовин і оцінка перспективного стану забрудненості малих річок» [17], яка найбільш повно охоплює вирішення проблеми.

Згідно з цією методикою оцінка надходження біогенних речовин у водні об'єкти здійснюється в наступній послідовності:

- 1) оцінка надходження біогенних речовин за рахунок фону;
- 2) оцінка надходження біогенних речовин з сільськогосподарських угідь;
- 3) оцінка надходження біогенних речовин з поверхневим стоком з територій сільських населених пунктів;
- 4) оцінка надходження біогенних речовин від об'єктів тваринництва;
- 5) оцінка надходження біогенних речовин з атмосферними опадами;
- 6) сумарне надходження біогенних речовин від дифузних джерел забруднення.

Оцінка надходження біогенних речовин з території пасовищ у відповідності з методикою здійснювалася лише за рахунок надходження з атмосферними опадами. Це пов'язано з тим, що території пасовищ, по-перше, розглядаються сумісно з лісовими масивами, а по-друге, як умовно стабільні земельні угіддя.

Величина виносу біогенних елементів з рослинною масою врожаю сільськогосподарських культур у відповідності з методикою [17] розраховується за формулою:

$$B_y = \sum_{j=1}^n C_{ij} \cdot Y_j \cdot F_j \quad (5.39)$$

де C_{ij} – вміст i -ої біогенної речовини в j -й культурі;

Y_j – урожайність j -й культури, ц;

F_j – площа j -й культури, га;

n – кількість культур.

Оцінку впливу поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь, що формується в процесі випадання злив рекомендовано виконувати для опадів 10% забезпеченості, з урахуванням площі водозбору, який одночасно покривається опадами. Розрахункова залежність для визначення приросту концентрації азоту або фосфору на початку ділянки має вигляд:

$$K_{нд} = \frac{h \cdot \phi \cdot F \cdot K \cdot \lambda \cdot \eta}{86,4 \cdot t \cdot Q} \quad (5.40)$$

де $K_{нд}$ – приріст концентрації домішок в річці в початковому створі, г/м³;

h – шар атмосферних опадів 10% забезпеченості за період, мм;
 φ – коефіцієнт стоку з сільськогосподарських угідь;
 F – площа сільськогосподарських угідь на водозборі в розрахунковому створі, км²;
 K – концентрація домішок в дощовому стоці з сільськогосподарських угідь, мг/л;
 λ – коефіцієнт, який враховує вплив водоохоронних заходів на зменшення винесення домішок;
 η – коефіцієнт нерівномірності випадання опадів;
 t – тривалість випадання опадів 10% забезпеченості, доби;
 Q – середня витрата води в створі в період дощової зливи 10% забезпеченості, м³/с.
 Винос і-ої речовини в результаті втрати добрив з сільськогосподарських угідь визначається за формулою:

$$W_{ci}^n = \sum_{K=1}^P W_i^1 \cdot q \quad (5.41)$$

де W_i^1 – кількість і-ої речовини, яке внесено з добривами на к-у ділянку;
 q – частка втрат. Значення приймаються на основі експертних оцінок.
 Питомий винос і-ої речовини з 1 гектара угідь розраховується за формулою:

$$W_i^n = \frac{W_{ci}^n}{F} \quad (5.42)$$

де F – сумарна площа виду угідь (рілля або кормові угіддя).
 Розрахунок виносу і-ої біогенної речовини в результаті втрат добрив з к-ої ділянки з урахуванням віддаленості від водойми здійснюється за такою формулою:

$$W_{ikj}^n = P_K \cdot W_i^n \cdot f_K \quad (5.43)$$

де W_{ikj}^n – винесення і-ої біогенної речовини з К-ї ділянки, що зайнята під j-й культурою;
 W_{ij}^n – винесення і-ої речовини з 1 гектара, зайнятого j-й культурою;
 f_{Kj} – площа К-ої ділянки, яка зайнята j-ої культурою;
 P_{Kj} – коефіцієнт, який враховує віддаленість К-ої ділянки, зайнятої j-ою культурою, від урізу води.
 Значення коефіцієнта (P_{Kj}) прийнято умовно.

Загальна величина виносу біогенних речовин у водойми з сільськогосподарських угідь на водозборі при обліку втрат добрив визначається за формулою:

$$\sum W_i = W_{ci} + W_{ci}^n \quad (5.44)$$

Розрахунок виносу біогенних речовин відповідно до методики [17] здійснюється помісячний, починаючи з місяця першого внесення добрив і виконується окремо для кожного механізму транспортування, тобто з водним і твердим стоком. При цьому прийнято, що азот і калій можуть виноситися як з водним так і з твердим стоком. Розрахунок виносу фосфору з водним стоком не провадиться в зв'язку з тим, що всі сполуки фосфору міцно утримуються ґрунтом.

Визначення виносу азоту і калію поверхневим (водним) стоком за розрахунковий місяць здійснюється за формулою:

$$P_i^a = \frac{1}{3} \cdot 10^{-3} \cdot \frac{m_i \cdot h_i}{h_{\max} \cdot \left(\dot{I} + 0,2 \cdot \frac{h}{H_i} \right)} \cdot F \quad (5.45)$$

де P_i^a – винос біогенних речовин водним стоком з розрахункової площі, кг;
 h_i – місячний шар поверхневого стоку, мм (визначається за гідрологічними матеріалами);

H_i – місячний шар опадів, що утворюють стік, мм;

h_{\max} – глибина орного шару, м; в розрахунках приймається 0,2-0,25 м;

Π – пористість ґрунту в орному шарі у разі одиниці;

F – площа сільгоспугідь, для якої виконуються розрахунки, га;

m_i – кількість водорозчинних форм азоту і калію, що містяться в орному шарі ґрунту до початку наступного розрахункового місяця, кг/га.

Перш ніж розрахувати винос біогенних речовин з водним стоком у водний об'єкт необхідно додатково провести розрахунки для отримання необхідних вихідних даних на основі результатів проведення натурних досліджень.

Так, для визначення m_i , крім першого розрахункового місяця, необхідна наступна інформація:

$$m_{i+1} = m_i + \Delta m_i^y - \Delta m_i^r - \Delta m_i^{np} - \Delta m_i^{un} \cdot (m_i) - \Delta m_i^b \cdot (m_i) \quad (5.46)$$

де m_i – запас (кількість) водорозчинних форм азоту і калію в орному шарі до початку розрахункового місяця, кг/га;

Δm_i^y – поповнення запасів водорозчинних форм азоту і калію за рахунок внесення добрив в розрахунковому місяці;

Δm_i^r – газоподібні втрати з водорозчинних форм азоту, кг/га;

Δm_i^{np} – споживання рослинами водорозчинних форм азоту і калію в розрахунковому місяці, кг/га;

Δm_i^{un} – вимивання інфільтраційними водами водорозчинних форм азоту і калію за межі орного шару, кг/га;

Δm_i^b – винесення водорозчинних форм азоту і калію поверхневим стоком з одиниці площі сільськогосподарських угідь, кг/га.

Кількість водорозчинних форм азоту і калію, що виносяться поверхневим стоком з одиниці площі сільськогосподарських угідь в розрахунковому місяці Δm_i^b розраховується за формулою:

$$\Delta m_i^b = \frac{P_i^b}{F} \quad (5.47)$$

Позначення як у формулі 5.45.

Розрахунок поповнення запасів водорозчинних форм азоту за рахунок внесення добрив відповідно до методики [17] розраховується за формулою:

$$\Delta m_i^y = \alpha_i^N \cdot (1 - \delta^N) \cdot D_y^N \quad (5.48)$$

де D_y^N – річна доза застосовуваних азотних добрив за діючою речовиною, кг/га;

α_i^N – частка річної дози азотних добрив, які внесені в розрахунковому місяці;

δ^N – коефіцієнт, який характеризує поглинання азоту мінеральних добрив ґрунтовым поглинальним комплексом. $\delta^N=0,18-0,30$.

Для калію поповнення запасів водорозчинних форм за рахунок внесення добрив відповідно до методики [17] розраховується за формулою:

$$\Delta m_i^y = \alpha_i^k \cdot \psi \cdot D_y^k \quad (5.49)$$

де α_i^k – частка річної дози калійних добрив, що вносяться в розрахунковому місяці;

ψ – коефіцієнт, який характеризує вміст водорозчинного калію

$\psi = 0,1-0,2$;

D_y^k – річна доза калійних добрив, які застосовуються, кг/га

Кількість газоподібних втрат з водорозчинних форм азоту в кожному розрахунковому місяці згідно з методикою [17] визначається за формулою:

$$\Delta m_i^r = \frac{\alpha_n \cdot N_n^{NO_3} + \alpha_y \cdot (1 - \delta^N) \cdot D_y^N}{t} \quad (5.50)$$

де α_n – коефіцієнт, який характеризує газоподібні втрати азоту з ґрунту $\alpha_n=0,11-0,15$;

α_y – коефіцієнт, який характеризує газоподібні втрати азоту мінеральних добрив, $\alpha_y=0,10-0,24$;

$N_n^{NO_3}$ – вміст нітратного азоту в орному шарі, кг/га;

t – тривалість вегетаційного періоду в місяцях.

Споживання рослинами водорозчинних форм азоту в розрахунковому місяці (Δm_i^{np}) відповідно до методики [17] визначається за формулою:

$$\Delta m_i^{np} = \frac{b_n \cdot N_n^{NO_3} + b_y \cdot (1 - \delta^N) \cdot D_y^N}{t} \quad (5.51)$$

де b_n – коефіцієнт використання рослинами азоту з ґрунту, $b_n=0,4-0,5$;

b_y – коефіцієнт використання рослинами нітратного азоту з мінеральних добрив, $b_y=0,38-0,45$.

Споживання рослинами водорозчинних форм калію в розрахунковому місяці (Δm_i^{np}) визначається за формулою:

$$\Delta m_i^{np} = \frac{(b_n^k \cdot K_n + b_y^k \cdot D_y^k) \cdot \psi}{t} \quad (5.52)$$

де b_n^k – коефіцієнт використання рослинами калію з ґрунту, $b_n^k=0,2-0,4$;

b_y^k – коефіцієнт використання рослинами нітратного азоту з мінеральних добрив, $b_y^k=0,6-0,8$.

Втрати водорозчинних форм азоту і калію з орного шару за рахунок вимивання інфільтраційними водами в кожному розрахунковому місяці розраховуються за формулою:

$$\Delta m_i^{in} = m_b \cdot \frac{\omega_i \cdot H_i}{10^3 \cdot h_{max} \cdot \Pi + \omega_i \cdot H_i} \quad (5.53)$$

де ω_i – коефіцієнт, який характеризує кількість опадів, які витрачаються на інфільтрацію, $\omega_i=0-0,25$.

Визначення виносу азоту, фосфору і калію з твердим стоком за розрахунковий місяць здійснюється за формулою:

$$P_i^T = \frac{n_i \cdot M_i}{\gamma \cdot h_{max}} \cdot F \cdot 10^{-4} \quad (5.54)$$

де P_i^T – винесення біогенних речовин з твердим стоком з площі сільськогосподарських угідь, кг;

M_i – місячний модуль твердого стоку за відповідний місяць, т/га;

h_{\max} – глибина орного шару, м;

F – площа сільськогосподарських угідь, для якої виконуються розрахунки, га;

n_i – вміст обмінно-поглинених форм азоту, фосфору і калію які містяться в орному шарі ґрунту до початку наступного місяця, кг/га.

Для того щоб розрахувати винос біогенних речовин з твердим стоком у водний об'єкт необхідно провести комплекс додаткових досліджень і розрахунків.

Так, для розрахунку вмісту обмінно-поглинених форм азоту, фосфору і калію, які містяться в орному шарі ґрунту до початку наступного місяця, необхідні такі вихідні дані:

$$n_{i+1} = n_i + \Delta n_i^y - \Delta n_i^r - \Delta n_i^{np} - \Delta n_i^r \cdot (n_i) \quad (5.55)$$

де n_i – запас (кількість) обмінно-поглинених форм азоту, фосфору і калію в орному шарі до початку розрахункового місяця, кг/га;

Δn_i^y – поповнення запасів поглинених форм азоту, фосфору і калію за рахунок внесення добрив в розрахунковому місяці, кг/га;

Δn_i^r – газоподібні втрати з пов'язаних ґрунтовим поглинаючим комплексом форм азоту, кг/га;

Δn_i^{np} – споживання рослинами обмінно-поглинених форм азоту, фосфору і калію в розрахунковому місяці, кг/га;

$\Delta n_i^r \cdot (n_i)$ – винос з твердим стоком обмінно-поглинених форм азоту, фосфору і калію з одиниці площі сільськогосподарських угідь, кг/га.

При розрахунку використовуються коефіцієнти, які характеризують вміст азоту, фосфору і калію в органічних добривах.

Газоподібні втрати із зв'язаного ґрунтового поглинального комплексу відповідно до методики [17] розраховуються лише для азоту. Розрахунки передбачають використання коефіцієнта, який визначає газоподібні втрати азоту з мінеральних добрив. Його значення змінюється від 0,1 до 0,24.

При розрахунках для азоту використовуються коефіцієнти, які характеризують використання рослинами аміачного азоту з мінеральних і органічних добрив. При розрахунках для фосфору використовують коефіцієнти, які характеризують використання рослинами фосфору з ґрунту і мінеральних добрив. При розрахунках для калію використовують коефіцієнт, який характеризує використання рослинами калію з органічних добрив.

Кількість біогенних речовин у твердому стоці за період весняного водопілля розраховується за формулою:

$$B_{me} = 10^{-3} \cdot m \cdot M_{s,p\%} \cdot F \quad (5.56)$$

де B_{me} – винесення біогенних речовин з твердим стоком, кг;
 m – вміст біогенних речовин у твердому стоці, мг на 1 кг наносів;
 $M_{s,p\%}$ – модуль стоку наносів за період весняного водопілля заданої забезпеченості по стоку;
 F – площа, для якої здійснюється розрахунок, га;
 10^{-3} – коефіцієнт розмірності.

Розрахунок виносу агрохімікатів поверхневим (водним) стоком і вимивання агрохімікатів інфільтраційними водами з контрольної зони відповідно до методики [17] розраховується за формулою:

$$P_i^b = d_i \cdot \frac{1 - \exp\left(x_i - \frac{H_i}{10\pi}\right)}{\frac{H_i}{10\pi} - x_i} \cdot \frac{m_i \cdot \psi \cdot h_i}{\pi \cdot h_n} \quad (5.57)$$

де P_i^b – питома вага агрохімікатів в розчинному вигляді за розрахунковий інтервал часу, кг/га;

H_i – шар атмосферних опадів, які випадають за розрахунковий інтервал часу або за час зливи, відповідної забезпеченості, мм;

h_i – шар поверхневого стоку, який формується за розрахунковий інтервал, мм;

m_i – кількість рухомих форм агрохімікатів, які містяться в контрольній зоні до моменту утворення стоку, кг/га;

d_i – параметр, який враховує вимивання агрохімікатів з контрольної зони низхідним струмом води і залежить від початкової вологості ґрунту;

x_i – параметр, який враховує опади, що витрачаються на зволоження ґрунту і фільтрацію, залежить від початкової вологості ґрунту в розрахунковому інтервалі;

ψ – доля розчинних агрохімікатів від їх загальної вмісту в ґрунті;

π – пористість орного шару ґрунту, долі одиниці;

h_n – глибина контрольної зони, м.

Вимивання агрохімікатів інфільтраційними водами за межі контрольної зони розраховується за формулою:

$$Q_i = m_i \cdot \psi \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{\omega_i (H_i + Op_i)}{10^3 \cdot \pi \cdot h_n}\right) \right] \quad (5.58)$$

де Q_i – винос агрохімікатів за межі контрольної зони при інфільтрації за розрахунковий період, кг/га;

Op_i – поливна норма за розрахунковий інтервал часу, мм;

ω_i – коефіцієнт, який враховує долю опадів і зрошувальних вод, які витрачаються на інфільтрацію за межі контрольної зони за розрахунковий інтервал часу.

Величина цього коефіцієнта залежить від водно-фізичних властивостей ґрунту.

Питомий винос агрохімікатів твердим стоком (ерозійний) відповідно до методики [17] розраховується за формулою:

$$P_i^T = \frac{\alpha \cdot m_i \cdot M_i}{10^4 \cdot \gamma \cdot h_n} \cdot (1 - \psi) \quad (5.59)$$

де M_i – модуль твердого стоку за розрахунковий інтервал часу, т/га;

α – коефіцієнт, який враховує характер розподілу хімічного препарату по глибині контрольної зони.

Кількість рухомих форм біогенних речовин, які містяться в контрольній зоні, визначаються з балансу цих речовин за попередній розрахунковий інтервал визначається за формулою:

$$m_i = (m_{i-1} - P_{i-1}^B - P_{i-1}^T - Q_{i-1}) \cdot (1 - a_i) + \phi_M \cdot D_i^M + \phi_o \cdot D_i^o \quad (5.60)$$

де m_{i-1} , P_{i-1}^B , P_{i-1}^T , Q_{i-1} – кількість агрохімікатів, що виносяться поверхневим стоком і інфільтраційними водами з контрольної зони за попередній інтервал часу, кг/га;

a_i – коефіцієнт, який враховує споживання біогенних речовин рослинами за розрахунковий інтервал часу, частка одиниці;

D_i^M , D_i^o – дози (за діючою речовиною) внесених відповідно мінеральних, органічних добрив, кг/га;

ϕ_M , ϕ_o – коефіцієнти, які визначають частину відповідно мінеральних та органічних добрив, які залишаються в ґрунті в розчинній і обмінно-поглиненої формі, частці одиниці.

Споживання біогенних речовин рослинами залежить від виду добрив, типу ґрунтів, виду і фази розвитку рослин, і для кожного конкретного випадку визначається експериментально. При відсутності експериментальних даних коефіцієнт споживання біогенних речовин рослинами за розрахунковий інтервал часу може бути розрахований за формулою:

$$a_i = f \cdot \frac{t_i}{T} \cdot a \quad (5.61)$$

де f – характеристична функція, яка залежить від часу;

T – тривалість вегетаційного періоду, доба;

a – коефіцієнти споживання біогенних речовин рослинами за вегетаційний період, частка одиниці.

Коефіцієнти, які визначають розподіл у ґрунті біогенних речовин з добрив (ψ , ϕ_M , ϕ_o) залежать від видів і способів внесення добрив, типу ґрунту, кліматичних умов і враховують газоподібні втрати.

Методика [17] дає можливість одночасно розрахувати надходження біогенних речовин не тільки з сільськогосподарських угідь, але також з територій не каналізованих сільських населених пунктів, від об'єктів тваринництва, з атмосферними опадами, і оцінити внесок кожного з них у загальне забруднення водних об'єктів.

Так, кількість забруднюючих домішок, які формуються на території населених пунктів з вигрібних ям, визначається виходячи з чисельності населення, надходження азоту і фосфору від однієї людини.

Надходження азоту (фосфору) в річку оцінюється за формулою:

$$B = b_1 \cdot n \cdot a \cdot t / 1000 \quad (5.62)$$

де B – надходження азоту (фосфору) в річку, кг;
 b_1 – надходження азоту (фосфору) від однієї людини, г/доб.;
 a – частина забруднюючої речовини, що прийшло в річку (приймається 5%);
 t – період надходження, год;
 N – чисельність населення.

Обсяг забруднень (азоту і фосфору), які формуються в результаті поверхневого стоку з забудованої частини сільських населених пунктів, рекомендований виконувати окремо для теплого і холодного періоду року.

Обсяг забруднень, який формується протягом теплого (холодного) періоду року розраховується за формулою:

$$B = 10 \cdot \sum h \cdot F \cdot \varphi \cdot K_i / 10^6 \quad (5.63)$$

де B – винос забруднюючої речовини, т;
 $\sum h$ – сума опадів за теплий (холодний) період, приймається за даними метеорологічних станцій і постів, мм;
 F – площа забудови населеного пункту, га;
 φ – коефіцієнт стоку (приймається залежно від ступеня забудови, $\varphi=0,1$);
 K_i – розрахункова концентрація забруднюючої речовини, г/м³.

Сумарна кількість забруднень, що формується в дощових і талих водах визначається за формулою:

$$B_{\text{сум}} = B_m + B_x \quad (5.64)$$

де $B_{\text{сум}}$ – річний винос забруднюючих речовин з територій сільських населених пунктів, т;

Vm – винос за теплий період року, т;

Vx – винос за холодний період року, т.

Надходження забруднюючих домішок в одиницю часу від усіх тваринницьких комплексів, які розташовані на вододілі і належать до розрахункового створу, визначається за формулою :

$$B = \left[4,21 \cdot \sum_{i=1}^n M_i \cdot m_i \cdot a_i \cdot (1 - \Pi) \right] / t \quad (5.65)$$

де B – надходження азоту (фосфору) в річку, г/сек;

$4,21$ – перехідний коефіцієнт до річного утворенню гною;

i – тип тваринницьких комплексів (ВРХ та комплекси з вирощування свиней);

M_i – чисельність тварин в комплексах даного типу, голів;

m_i – приближена добова маса освіти гною від однієї тварини, кг;

a_i – вміст домішок у гної в частинах від виходу гною;

Π – кількість домішок, які затримуються ґрунтом, в частинах від одиниці;

t – тривалість зрошувального періоду, доб.

Тобто, при розрахунку надходження біогенних речовин з поверхневим стоком від об'єктів тваринництва враховуються такі показники, як кількість домішок, які затримуються ґрунтом; вміст домішок у гної, чисельність тварин тощо.

До дифузних джерел забруднення водних об'єктів також належать атмосферні опади, що мають певні домішки. Потрапляючи на водозбір великої чи малої річки, вони утворюють поверхневий стік, який в залежності від умов його формування, містить різні хімічні сполуки і компоненти.

Кількість біогенних речовин, які містяться в сніговому покриві (дощовому стоці) на водозборі річки, розраховується за формулою:

$$B_c = 10 \cdot \sum h \cdot F \cdot K_c / 10^6 \quad (5.66)$$

де B_c – кількість азоту або фосфору, що потрапляє на водозбір з твердими опадами (сніг) або дощем, т;

$\sum h$ – сума опадів за холодний (теплий) період, (приймається за даними метеорологічних станцій і постів) мм;

F – площа водозбору, а;

K_c – концентрація азоту або фосфору в сніговому покриві (дощовому стоці), г / м³.

Надходження біогенних речовин з атмосферними опадами розраховується окремо для теплого і холодного періоду року. Потім отримані результати розрахунку сумують, і отримується надходження біогенних речовин з атмосферними опадами за рік.

Необхідно відзначити, що території, які знаходяться під пасовищами необхідно також класифікувати, як нестабільні земельні угіддя.

Це обумовлено тим, що серед антропогенних впливів, пов'язаних із сільськогосподарським виробництвом, найбільш істотні порушення викликають два його види: розорювання земель і випасання худоби. Наслідки розорювання земель різні і докладно вивчені. Вплив випасу худоби вивчено у меншій мірі. Однак, відомо, що випас худоби суттєво впливає на протиерозійну стійкість ґрунтів, знижуючи її; на фізичні і хімічні властивості ґрунтів; на біологічну продуктивність фітоценозів та інше.

Необхідність проведення оцінки надходження біогенних речовин з пасовищ до водного об'єкта обумовлено також і тим, що випас худоби є одним з головних чинників руйнування ґрунтів.

Одна з найбільш поширених форм механічного порушення ґрунтів і ґрунтового покриву проявляється при залученні їх у пасовищне використання. При випасі худоби здійснюється потрійний вплив на ґрунт і рослинний покрив: з'їдання надземних органів трав'яних рослин (підбурювання), механічний вплив на ґрунт і рослини (витоптування) і відкладання екскрементів.

Безсистемне, нераціональне, що не має наукового обґрунтування використання пасовищ призводить до їх деградації. У міру збільшення навантаження послідовно змінюються наступні три стадії:

- руйнування рослинного покриву;
- руйнування ґрунтового покриву;
- руйнування літосфери.

Рослинний покрив – найбільш чутливий до випасу компонент біогеоценозу, раніше за інших реагує на пасовищний вплив. Випас худоби змінює характеристики фітоценозу: запаси фітомаси і її структуру, видовий склад, який призводить до зміни кормової цінності пасовищ і знижує стійкість ґрунтового покриву до ерозійних процесів. Рідкий травостій або повне зникнення трав'яного покриву в результаті випасу худоби призводить до широкого розвитку ерозійних процесів, в результаті чого в ґрунтовому покриві з'являються ґрунти різного ступеня змитості, форми зрушень мікрорельєфу. Випас худоби суттєво впливає на структуру ґрунту і ґрунти більш піддаються розмиву поверхневим стоком.

Під впливом випасу худоби істотно змінюються фізичні властивості ґрунту. Неодмінним наслідком випасу худоби є її ущільнення, яке відбувається під механічним впливом копит тварин. Іноді ущільнення супроводжується зрушенням ґрунтової маси, що особливо виявляється при випасі на перезволожених ґрунтах. Тиск копит великої рогатої худоби досягає $1,5-2,0 \text{ кг/см}^2$, коли тварина стоїть, і $4,0 \text{ кг/см}^2$ при ходьбі, тобто перевищує тиск коліс трактора.

Ущільнення ґрунту пов'язано зі зменшенням пористості. Насамперед зменшується міжагрегатна пористість, збільшується частина капілярних пор. Це погіршує повітряний режим ґрунту і знижує її водопроникність, а, отже, збільшується поверхневий стік на таких ділянках.

Таким чином, території пасовищ необхідно виділяти як екологічно нестабільні угіддя.

Отже, при оцінці надходження біогенних речовин до водного об'єкту від дифузних джерел забруднення окремо необхідно проводити розрахунок для територій пасовищ.

Для розрахунку кількості біогенних речовин (азоту амонійного, загального і мінерального фосфору), які утворюються на пасовищі необхідна наступна інформація:

- площа пасовищ в межах басейну;
- чисельність корів в межах басейну;
- кількість екскрементів, яке утворюється від однієї тварини за добу;
- тривалість випасу худоби.

Кількість біогенних речовин, які формуються в результаті випасу худоби на пасовищах необхідно виконувати для теплого періоду року (квітень-жовтень), коли здійснюється випас худоби.

Кількість біогенних речовин, що формується протягом теплого періоду року на пасовищах в межах всього басейну річки розраховують за формулою:

$$B = m \cdot N \cdot t \cdot a \quad (5.67)$$

де B – утворення забруднюючої речовини, т;
 m – приблизна добова маса екскрементів від однієї корови;
 N – чисельність корів в межах басейну, тис. ;
 t – тривалість (теплий період року) випасу корів, доби;
 a – вміст домішок у гною, у частинах від виходу гною;

Надходження забруднюючих домішок в одиницю часу від корів, яких випасають в теплий період року на пасовищах в межах басейну ріки, розраховують за формулою:

$$B = [4,21 \times N \times m \times a \times (1 - \bar{I})] / t \quad (5.68)$$

де B – надходження азоту (фосфору) в річку, т;
 N – чисельність корів в межах басейну, голів;
 m – утворення гною від однієї корови, кг;
 a – вміст домішок у гною, у частинах від виходу гною;
 \bar{I} – кількість домішок, які затримуються ґрунтом в частках одиниці;
 t – тривалість періоду випасу корів, доб.

Винос забруднюючих речовин поверхневим стоком з сільськогосподарських угідь богарного землеробства, з пасовищ, від об'єктів тваринництва є однією з форм міграції хімічних речовин у навколишньому середовищі. Потрапивши в ґрунт, забруднюючі речовини не залишаються на місці, а під впливом різних факторів рухаються як в межах ґрунтового середовища, так і виходять за його межі в суміжні середовища (рослини, повітряне та водне середовища).

На формування якісного складу поверхневого стоку впливають як природні, так і антропогенні фактори.

Кліматичні особливості території.

1. Кількість, інтенсивність і періодичність випадання опадів (дощів), оскільки від цього залежить яким буде потік води (бурхливий, помірний, спокійний). Атмосферні опади вже в процесі випадання на поверхню забруднюються різними домішками органічного і мінерального характеру.

2. Висота снігового покриву та умови сніготанення. Цей фактор є значимим, оскільки визначає накопичення вологи і збереження тепла в ґрунті, що в свою чергу впливає на характер поверхневого стоку.

3. Кількість днів "сухої" погоди (період від попереднього дощу до початку наступного). Цей показник є досить важливим, оскільки біологічне споживання кисню (БСК) і зважені речовини при рівній кількості опадів із збільшенням періоду "сухої" погоди в більшості випадків підвищується.

4. Кількість днів з грозою також є важливим показником, оскільки грози мають велике значення для очищення атмосфери від забруднення, за рахунок окислення продуктів техногенезу і видалення їх з атмосфери разом з опадами.

5. Часті зливи в теплий період року, що призводить до змивання великої кількості ґрунту і розвитку водної ерозії. Таким чином, періодичність атмосферних опадів, з одного боку, сприяють очищенню атмосфери, а з іншого, є одним із джерел забруднення поверхневого стоку.

Геоморфологічні умови території дослідження, а саме: характер рельєфу (щільність і розгалуженість балочно-річкової мережі, наявність ярів, ухил території), що впливає на розвиток водної та вітрової ерозії. Чим вище ухил території басейну, тим більш розгалуженою буде балочно-річкова мережа, а значить більш інтенсивно у водний об'єкт виноситимуться з поверхневим стоком забруднюючі речовини.

Характеристика ґрунтового покриву території басейну:

1. Тип ґрунту. Залежно від типу – ґрунти по-різному піддаються впливу поверхневого стоку, виноситься різна кількість біогенних і зважених речовин у водні об'єкти. Найбільш стійкі до розмиву є чорноземи;

2. Вміст поживних речовин у ґрунті у вигляді рухомих форм азоту, фосфору, калію. Це пов'язано з тим, що саме рухомі форми поживних речовин, а не їх валовий вміст, виносяться поверхневим стоком у водні об'єкти і впливають на формування гідрохімічного режиму водних об'єктів;

3. Реакція середовища (рН) ґрунтового розчину. Цей показник є досить значимим, оскільки залежно від того, лужної чи кислої є реакція ґрунтового розчину, важкі метали, що містяться в ґрунті мають рухому або пов'язану форму. Розчинні форми важких металів разом з поверхневим стоком можуть надходити у водний об'єкт і впливати на його екологічний стан.

Лісистість, залуження території мають значний вплив на формування якісного і кількісного складу поверхневого стоку. Наявність трав'яного покриву знижує інтенсивність поверхневого стоку, тобто сповільнюються процеси водного розмиву території; затримується велика кількість зважених

речовин і хімічних сполук, що, в свою чергу, зменшує обсяги їх надходження у водний об'єкт і сприяє зниженню антропогенного навантаження на водні екосистеми.

Розмір водозбірної басейну впливає на величину модуля стоку, тобто є вагомим фактором, що характеризує величину навантаження від дифузних джерел. Чим більше площа водозбору, тим більше число різних процесів можуть "взяти участь" у зміні вмісту забруднюючих речовин. Тобто, водозбори більшої площі характеризуються меншим модулем стоку.

До антропогенних факторів впливу на формування якісного складу поверхневого стоку відносяться наступні:

Вид сільськогосподарського використання земель, тобто використання досліджуваної території під рілля, пар, луки, пасовища, сади, виноградники та інше. Залежно від цього будуть змінюватися умови формування поверхневого стоку, його якісні (вміст зважених і поживних речовин, важких металів) і кількісні характеристики (інтенсивність, водність потоку), а також по-різному буде розвиватися водна ерозія ґрунтів.

Водна ерозія ґрунтів, що виникає в результаті антропогенного впливу. Залежно від ступеня еродованості території – до водного об'єкта з поверхневим стоком буде надходити різний обсяг забруднюючих речовин. Чим вище еродованість території, тим більше біогенних і зважених речовин буде надходити з поверхневим стоком у водні об'єкти.

Для пасовищ також характерні ерозійні процеси. Випас великої рогатої худоби (ВРХ) на пасовищах сприяє розвитку ерозійних процесів.

Надзвичайно важливими чинниками формування якісного складу поверхневого стоку є форми, дози, терміни і способи внесення агрохімікатів; властивості хімічних препаратів, а також процеси їх взаємодії з ґрунтом.

Також необхідно враховувати наявність і розташування промислових об'єктів в межах водозбору, які можуть впливати на формування якісного складу поверхневого стоку. Промислові підприємства є джерелом надходження в атмосферне повітря різних хімічних сполук (залежно від технологічного обладнання, напрямків діяльності та ін.), які поєднуються з опадами і випадають на поверхню землі у вигляді слабких хімічних розчинів. Таким чином, опади формують поверхневий стік, що містить певну кількість хімічних сполук, певну реакцію середовища і безпосередньо впливає на вимивання хімічних речовин із ґрунту.

Наявність тваринницьких комплексів на території дослідження має безпосередній вплив на формування якості поверхневого стоку та екологічний стан водних екосистем. У більшості випадків стічні води тваринницьких комплексів без очищення надходять у водні об'єкти та негативно впливають на його гідробіологічні, гідрохімічні показники. При цьому необхідно враховувати чисельність об'єктів тваринництва в межах басейну, поголів'я худоби. Чим їх більше, тим більший негативний вплив вони будуть здійснювати.

Кількість сільських населених пунктів і наявність у них каналізації. Неканалізовані сільські населені пункти негативно впливають на екологічний

стан водних об'єктів, як за рахунок фільтрації забруднень з вигрібних ям, так і за рахунок поверхневого змиву з їх територій. Чим менше відсоток оснащених каналізацією дворів, тим більше біогенних речовин буде надходити з поверхневим стоком у водний об'єкт.

При оцінці впливу дифузних джерел на екологічний стан водних екосистем необхідно враховувати переважаючий тип харчування водного об'єкта. Мають значення також і розміри басейну річки. Для малих річок навіть незначне навантаження може створювати екстремальні ситуації. Не менш важливе значення має і водний режим водного об'єкту протягом року.

Важливе значення має походження водного об'єкту, оскільки залежно від цього він буде по-різному реагувати на надходження забруднюючих речовин з поверхневим стоком та ґрунтовими водами.

Формування поверхневого стоку в заплавах річок залежить від виду господарського використання заплавної землі. Однак необхідно відзначити, що розорювати заплавні землі та застосовувати на них засоби хімізації, а також використовувати земельні ділянки в заплавах малих річок для садівництва та городництва забороняється. Також забороняється зменшувати природний рослинний покрив і лісистість басейну малих річок.

Для того щоб оцінити вплив поверхневого стоку на стан водних екосистем, недостатньо визначити лише перелік факторів, що впливають на його формування. Необхідно також оцінити кількість біогенних речовин, що потрапляють у водний об'єкт від різних джерел забруднення.

З вищевикладеного можна зробити наступні висновки:

1. Численність факторів, що впливають на вміст забруднюючих речовин у поверхневому стоці, їх непостійне кількісне співвідношення на кожному водозборі ускладнює встановлення хімічного складу поверхневого стоку і розробку заходів щодо зменшення надходження хімічних сполук у водні об'єкти.

2. Якість води у водному об'єкті залежить не тільки від якісного складу поверхневого стоку, а й від вмісту домішок в ґрунтових водах, що є одним з джерел живлення водних об'єктів.

3. Для того щоб оцінити дійсний вплив дифузних джерел забруднення на екологічний стан водного об'єкта, недостатньо проаналізувати тільки фактори, що впливають на формування якісних і кількісних характеристик поверхневого стоку. Необхідно також розрахувати кількість біогенних і зважених речовин, що потрапляють з поверхневим стоком у водні об'єкти.

5.5 Визначення найбільш значних джерел забруднення поверхневих вод

По мірі зростання антропогенних навантажень на річку відбувається перетворення природної системи в нову природно – господарську. Змінюються темпи цих перетворень. Якщо раніше вони носили локальний характер, виявлялися повільно, то зі збільшенням навантажень на річку негативні необоротні зміни відбуваються швидко і стосуються всіх сторін існування водної

екосистеми. Так, неухильне зростання безповоротного водоспоживання з річок і їхніх підземних запасів викликає зміну стоку, перерозподіл його усередині року тощо.

При управлінні природоохоронною діяльністю важливим етапом після оцінки якісного стану поверхневих вод є визначення найбільш вагомих джерел їх забруднення з метою визначення необхідного комплексу водоохоронних заходів при мінімальних фінансових витратах.

Ще в 80-х роках минулого століття фахівцями УкрНДІЕП була запропонована методика ранжування джерел забруднення поверхневих вод на основі визначення узагальненого показника скидів забруднюючих речовин [18]. В основі цього методу є визначення об'єму чистої (дистильованої) води, необхідної для розведення маси всіх речовин, які скидаються, сумарно; речовин по групах ЛПШ або окремо взятої речовини до ГДК у воді поверхневих вод суши, тобто:

$$W_1 = \sum_{i=1}^n M_i / ГДК_i , \quad (5.69)$$

$$W_2 = \max_j \sum_{ij}^{n_j} M_{ij} / ГДК_{ij} , \quad (5.70)$$

$$W_3 = \max_i M_i / ГДК_i , \quad (5.71)$$

$$i = 1, 2, \dots, n,$$

$$j = 1, 2, \dots, m,$$

$$ij = 1, 2, \dots, n_j,$$

де W_1, W_2, W_3 – об'єми води, необхідні для розведення до ГДК відповідно маси всіх речовин, що скидаються, сумарно; речовин лімітуючої групи шкідливості; окремої речовини, км³/рік;

n – число речовин, нормованих Правилами [19,20];

m – число лімітуючих груп речовин;

n_j – число речовин, що входять у j -тую лімітуючу групу шкідливості;

M_i – маса i -ої речовини, що скидається у водний об'єкт, тис. т /рік.

Між показниками W_1, W_2, W_3 існують наступні співвідношення:

$$W_1 > W_2 > W_3 \quad (5.72)$$

Показник W_1 характеризує загальний обсяг скиду речовин, незалежно від їхнього впливу на якість води у розрахунковому створі. Тому його використання пропонується для узагальнення скиду речовин у цілому по водному об'єкту або його ділянок.

Показник W_2 зручний для характеристики стічних вод по окремих випусках. За його допомогою можна робити порівняльну оцінку впливу на якість річкової води стічних вод від різних об'єктів по відношенню до створу ділянки річки.

Для визначення основних показників забруднення по окремих випусках стічних вод, галузям водокористування, водогосподарчим ділянкам, річковим басейнам рекомендується застосовувати показник W_3 .

Основною базою для розрахунків показників W_1 , W_2 , W_3 можуть бути дані статистичної звітності за формою 2-ТП (водгосп), що дозволяє автоматизувати розрахунок зазначених показників.

Маючи дані за ряд років можливо установити тенденції надходження загальної маси речовин, їхній вплив на якість поверхневих вод, зміну питомої ваги окремих речовин у загальному обсязі їхнього скидання.

У залежності від об'єму стоку на водогосподарчій ділянці річки або річкового басейну в цілому, вплив того ж самого обсягу речовин, що скидаються, буде неоднаковим, тому співвідношення обсягу дистильованої води W до розрахункової 95% витрати води в замикаючому створі буде характеризувати питомий вплив обсягів речовин, що скидаються:

$$U_{k1}=W_1/Q_{95\%}, \quad U_{k2}=W_2/Q_{95\%}, \quad U_{k3}=W_3/Q_{95\%}, \quad (5.73)$$

де U_{k1} , U_{k2} , U_{k3} – питомий (приведений до $Q_{95\%}$) показник впливу речовин, що скидаються, на якість води у водному об'єкті відповідно для маси всіх речовин, що скидаються, сумарно; речовин лімітуючої групи шкідливості; окремої речовини, $\text{км}^3/\text{рік}$;

K – число водогосподарчих ділянок, що підлягають розгляду.

Необхідно відзначити, що описані показники не дають уявлення про те, скільки ж дійсно необхідно води для розведення домішок, що скидаються, оскільки при його розрахунку не враховуються наступні положення:

- ✓ з маси речовин, що скидаються, не віднімається її природна складова (тобто добуток фонові концентрації речовини на витрату стічних вод);
- ✓ для розведення береться стандартна (дистильована) вода, а не природна вода, що має неоднорідний склад.

Аналіз впливу антропогенної діяльності на якість водних об'єктів здійснюється також з урахуванням порівняльного аналізу ризику, який є основою для оцінки збитків та вартості різних заходів, спрямованих на зниження і попередження ризиків [19].

Таким чином, порівняльний аналіз ризику необхідно розглядати як систему від збору даних, їхнього аналізу, рангування ризиків до розробки планів дій і їх реалізації з метою значного поліпшення стану водних об'єктів, а також удосконалювання системи прийняття рішень, включаючи питання зміни пріоритетів, бюджету тощо.

Фахівцями УКРНДІЕП запропонована методика визначення найбільш значних джерел забруднення поверхневих вод на основі оцінки перевищення допустимого виносу забруднюючих речовин.

Проводиться аналіз наступних даних:

- 1) зосереджені джерела забруднення водних об'єктів (надходження стічних вод від підприємств, що звітують за формою 2-тп водгосп). Маса виносу i -ої забруднюючої речовини в j -ому басейні річки;

2) поверхневий стік із сільськогосподарських угідь. Маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки;

3) поверхневий стік з урбанізованих територій. Маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки;

4) Визначається сумарна маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки.

Визначення основних джерел забруднення річок здійснюється на основі аналізу даних спостережень за наступними етапами:

– оцінка впливу зосереджених джерел забруднення водних об'єктів (надходження стічних вод від підприємств, що звітують за формою 2-тп водгосп). Маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки.

– оцінка впливу поверхневого стоку із сільськогосподарських угідь. Маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки.

– оцінка впливу поверхневого стоку з урбанізованих територій. Маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки.

– визначається сумарна маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки.

Розрахунок виносу забруднюючих речовин зі стічними водами зосереджених джерел забруднення – підприємств промисловості, сільського і комунального господарства проводять за даними статистичної звітності – формі 2тп-водгосп окремо за кожною і-ою забруднюючою речовиною в j-ому басейні малої річки за формулою:

$$M_{zij} = C_{stim} * q_{stm} \quad (5.74)$$

де M_{zij} – маса виносу і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки від зосереджених джерел забруднення, г/с;

C_{stim} – концентрація і-ої забруднюючої речовини в стічній воді m-го зосередженого джерела забруднення j-ого басейну річки, мг/л;

q_{stm} – кількість скинутих стічних вод від m-го зосередженого джерела забруднення j-ого басейну річки, л/с.

Метод ідентифікації джерел забруднення річок на основі порівняльного аналізу потенційного ризику здоров'ю населення складається з декількох основних етапів [21]:

– порівняльний аналіз ризиків (Risk) за і-ими забруднюючими речовинами у кожному з досліджуваних j-их басейнів річок з наступним рангуванням ризиків з метою визначення переліку пріоритетних забруднюючих речовин;

– аналіз зосереджених джерел забруднення водних об'єктів (надходження стічних вод від підприємств, що звітують за формою 2-тп водгосп) на основі оцінки маси виносу і-их забруднюючих речовин у j-ому басейні річки ($M_{tij} = C_{tij} \times Q_{tj}$);

– визначення впливу поверхневого стоку із сільськогосподарських угідь на основі оцінки маси виносу і-их забруднюючих речовин у j-ому басейні річки ($M_{sxij} = C_{ij} \times s_{x} \times Q_{sx}$);

– аналіз впливу поверхневого стоку з урбанізованих територій на основі оцінки маси виносу і-их забруднюючих речовин у j-ому басейні річки ($M_{ij} = C_{ij} \times Q_{ут}$);

– визначення сумарної маси виносу і-их забруднюючих речовин у j-ому басейні річки ($M_{суміj} = M_{тіj} + M_{схіj} + M_{утіj}$);

– оцінка перевищення допустимого виносу за і-ою забруднюючою речовиною в j-ому басейні річки: $ПВдіj = (C_{фі} \times Q_{jф} + M_{тіj} + M_{схіj} + M_{утіj}) - C_{ін} \times Q_{j95\%} = (C_{фі} \times Q_{jф} + M_{суміj}) - C_{ін} \times Q_{j95\%}$;

– рангування джерел забруднення за часткою перевищення допустимого виносу найбільш небезпечних забруднюючих речовин ($X_{ij}^m = \frac{M_{ij}^m}{ПВ_{ij}^d}$;

$$X_{ij}^{cx} = \frac{M_{ij}^{cx}}{ПВ_{ij}^d}; X_{ij}^{ym} = \frac{M_{ij}^{ym}}{ПВ_{ij}^d}.$$

Перевищення допустимого виносу речовин у створі визначається [21]:

$$ПВдіj = (C_{фі} \cdot q_{jф} + M_{тіj} + M_{схіj} + M_{утіj}) - C_{ін} \cdot q_{j95\%} \quad (5.75)$$

де $ПВдіj$ – перевищення допустимого виносу і-ої речовини в j-ому басейні річки;

$C_{фі}$ – фонові концентрації і-ої речовини в початковому створі у верхів'я водогосподарчої ділянки j-ого басейну річки;

$q_{jф}$ – мінімальна середньомісячна витрата води в році 95% забезпеченості в початковому створі у верхів'ї водогосподарчої ділянки j-ого басейну річки;

$M_{тіj}$ – винос і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки зі стічними водами зосереджених джерел забруднення водних об'єктів (підприємств, що звітують за формою 2-тп водгосп);

$M_{схіj}$ – винос і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки з поверхневим стоком із сільськогосподарських угідь;

$M_{утіj}$ – винос і-ої забруднюючої речовини в j-ому басейні річки з поверхневим стоком з урбанізованих територій;

$C_{ін}$ – гранично допустима концентрація і-ої речовини відповідно до виду використання j-ого басейну річки;

$q_{j95\%}$ – мінімальна середньомісячна витрата води в році 95% забезпеченості в замикаючому створі водогосподарчої ділянки j-ого басейну річки.

Джерела забруднення рангуються за частками перевищення допустимого виносу найбільш небезпечними забруднюючими речовинами:

$$X_{зіj} = M_{зіj} / ПВдіj; \quad (5.76)$$

$$X_{сгіj} = M_{сгіj} / ПВдіj; \quad (5.77)$$

$$X_{утіj} = M_{утіj} / ПВдіj. \quad (5.78)$$

Найбільш небезпечні джерела забруднення мають максимальні величини X_{maxij} (X_{zij} , X_{sgij} , X_{utij}) і при рангуванні їм привласнюється перший ранг, що означає необхідність аналізу існуючого комплексу природоохоронних заходів і розробки рекомендацій з його удосконалення з метою мінімізації негативного впливу на стан екосистем басейнів річок і здоров'я населення (рис. 5.1).

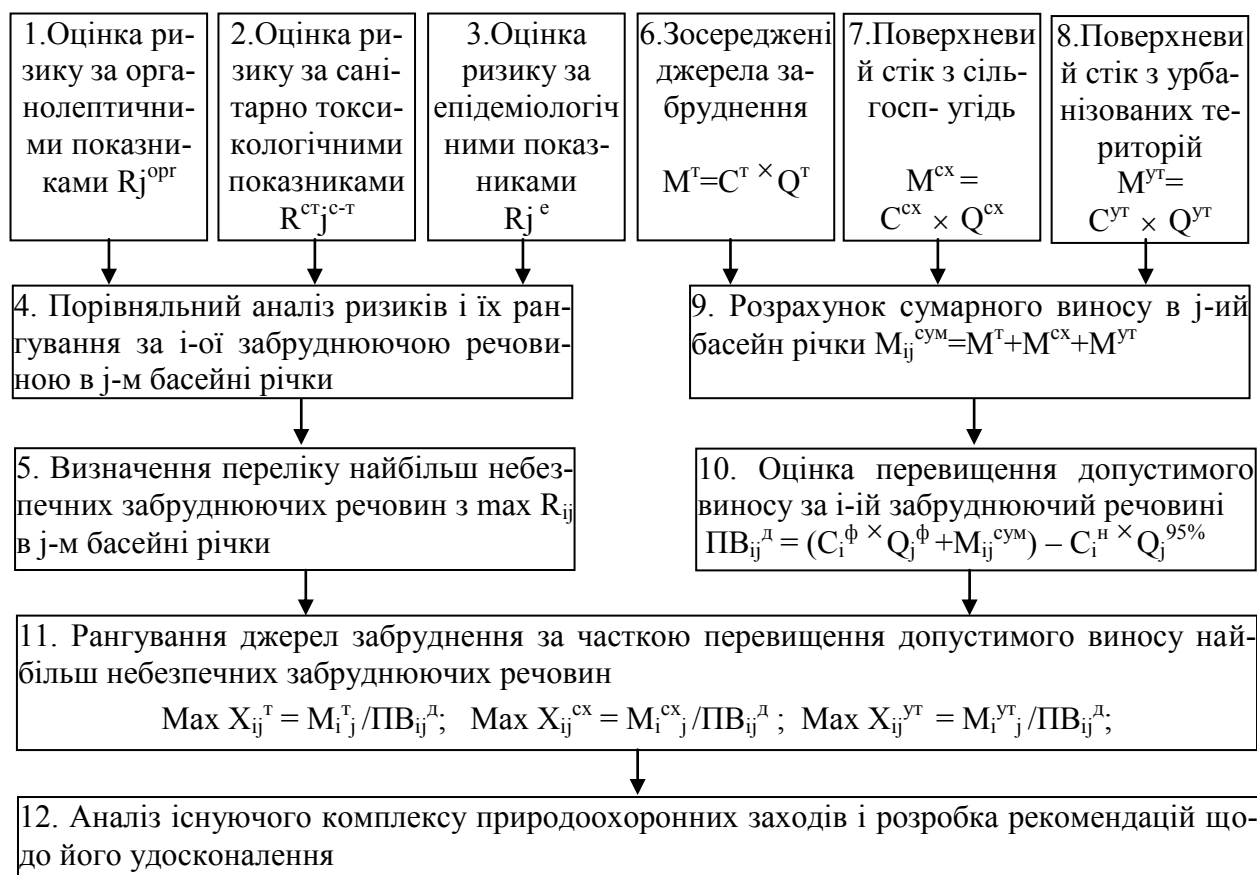


Рисунок 5.1 – Метод ідентифікації джерел забруднення водних об'єктів на основі оцінки перевищення допустимого виносу забруднюючих речовин

Оцінка виносу забруднюючих речовин, аналіз сучасного якісного стану водних об'єктів у контрольних створах і зіставлення його з необхідною якістю води дозволяє визначити перевищення допустимого виносу речовин у створі, дізнатися на скількох з них антропогенне навантаження перевищує припустиме.

В 2005-2006 рр. при фінансовій підтримці уряду Данії в Україні був реалізований Проект СOWI "Інтегрований менеджмент водними ресурсами – Сіверський Донець» (ІУВР) № Р-61164-А. На території Харківської області об'єктом досліджень був визначений басейн р. Уди як суббасейн р. Сіверський Донець.

Ціль вивчення басейну річки Уди – задокументувати наявність сучасних українських методик у проведенні аналізу річкового басейну для встановлення пріоритетів у започаткуванні змін згідно з вимогами РВД ЄС [22]. Проект ІУВР в Україні в цілому сприяв загальному огляду стану басейну

р.Сів. Донець в українській його частині, а робота в басейні р.Уди надала можливість розглянути більш детально деякі специфічні аспекти, а саме:

- уточнити структуру існуючої системи моніторингу, включаючи розподіл обов'язків та функцій між різними гілками керівних та контролюючих органів;
- перевірити методи моніторингу, включаючи існуюче обладнання для польових та лабораторних досліджень;
- перевірити існуючі методи проведення типологізації та класифікації водних об'єктів;
- перевірити існуючі методи ідентифікації, картування та опису територій, що охороняються;
- поширити визначення територій, що охороняються, для включення територій, які призначені стати заповідниками біорізноманіття та середовищами життя різних видів, а також територій, які є важливими для водних екосистем, як це визначено у РВД;
- перевірити точність інтерпретації супутникових зображень для проведення аналізу та характеристики землекористування;
- перевірити тестові розрахунки навантажень забруднення, які виконувались на суббасейновій основі, що буде першим кроком щодо пріоритизації заходів для покращання статусу водних об'єктів [22].

Проведення комплексної експедиції по обстеженню екологічного стану водних об'єктів басейну р. Уди стало складовою частиною Проекту ІУВР.

Під час експедиційних обстежень сучасного екологічного стану водних об'єктів р. Уди виконувались такі роботи:

- гідрохімічні дослідження, визначення переліку основних забруднюючих речовин і характеру забруднення поверхневих та підземних вод;
- визначення стану угруповань гідробіонтів на різних ділянках водного об'єкта;
- визначення балансу маси біогенів та інших основних забруднюючих речовин для оцінки антропогенного навантаження на басейн;
- оцінка сучасного екологічного стану р. Уди за гідрохімічними, гідробіологічними та інтегральними показниками;
- визначення територій, що призначені для збереження біорізноманіття [22].

Джерела забруднення можна розділити на три групи:

1. Транскордонне перенесення забруднень;
2. Точкові джерела забруднення;
3. Дифузні (розосереджені) джерела забруднення.

Для визначення ролі впливу кожної групи джерел забруднення водних об'єктів необхідно провести розрахунки гідрохімічних балансів по басейнах річок. Для загальної оцінки внеску джерел забруднення у формування гідрохімічного режиму басейну річки необхідно виконати розрахунок річного внесення та винесення забруднень (масобалансу).

При розрахунку антропогенного навантаження на басейн р. Уди. враховані як точкові, так і неточкові джерела забруднення: змив з забудованих, сільськогосподарських та інших територій, вплив тваринництва тощо. В основу розрахунку покладено статистичні дані за 2003-2004 роки. Оцінка масо-переносу через замикаючий створ ділянки басейну виконано з використанням різних методів на основі результатів регулярних гідрологічних і гідрохімічних спостережень. Для біогенних речовин наведена попередня оцінка самоочищення водойм на території ділянки.

При проведенні оцінки антропогенного навантаження на басейн р. Уди розглядалась його частина, що розташована вище м. Харків. Нижче надається більш детальна характеристика цієї ділянки водозбірного басейну з точки зору системної моделі формування навантаження.

Водозбірні ділянки.

Замикаючий створ ділянки, що розглянуто, знаходиться дещо нижче комплексного поста гідрологічного і гідрохімічного моніторингу «10 км вище м. Харків». Довжина річки на цій ділянці басейну – біля 81,7 км; загальна площа ділянки – біля 928 км² [22].

Для просторової деталізації розрахунку навантаження частина суббасейну була розділена на чотири водозбірні ділянки (рис.5.2). На рис. 5.3 відображена укрупнена структура землекористування по цих водозбірних ділянках.

Ділянка басейну, що розташована на території Росії і знаходиться вище за течією відносно водозбірної території, яку розглянуто, має площу біля 126 км². Це сільськогосподарський район з незначною чисельністю населення. Довжина річки за межами України – 28 км. Річка сильно зарегульована, фактично вона являє собою низку невеличких водосховищ, між якими ділянки річки позначені як такі, що пересихають. На даний час регулярні комплексні гідрологічні і гідрохімічні спостереження на прикордонному створі р. Уди не ведуться.

На території ділянки, що розглянуто відсутні великі промислові підприємства. Переважно тут розташовані відносно невеликі підприємства харчової промисловості і транспортні. Точкові джерела забруднення поверхневих вод розташовані переважно на IV ділянці (рис. 5.4). Об'єм стічних вод від точкових джерел в основному визначається підприємствами житлово-комунального господарства. Відповідно до державної статистики (форма 2ТП-водгосп), основний об'єм стічних вод характеризується як «недостатньо очищені стічні води». На рис. 5.4 наведено розташування точкових джерел. На графіках наведено співвідношення джерел за типами об'єкта, що приймає стічні води, і співвідношення промислових та комунальних стічних вод.

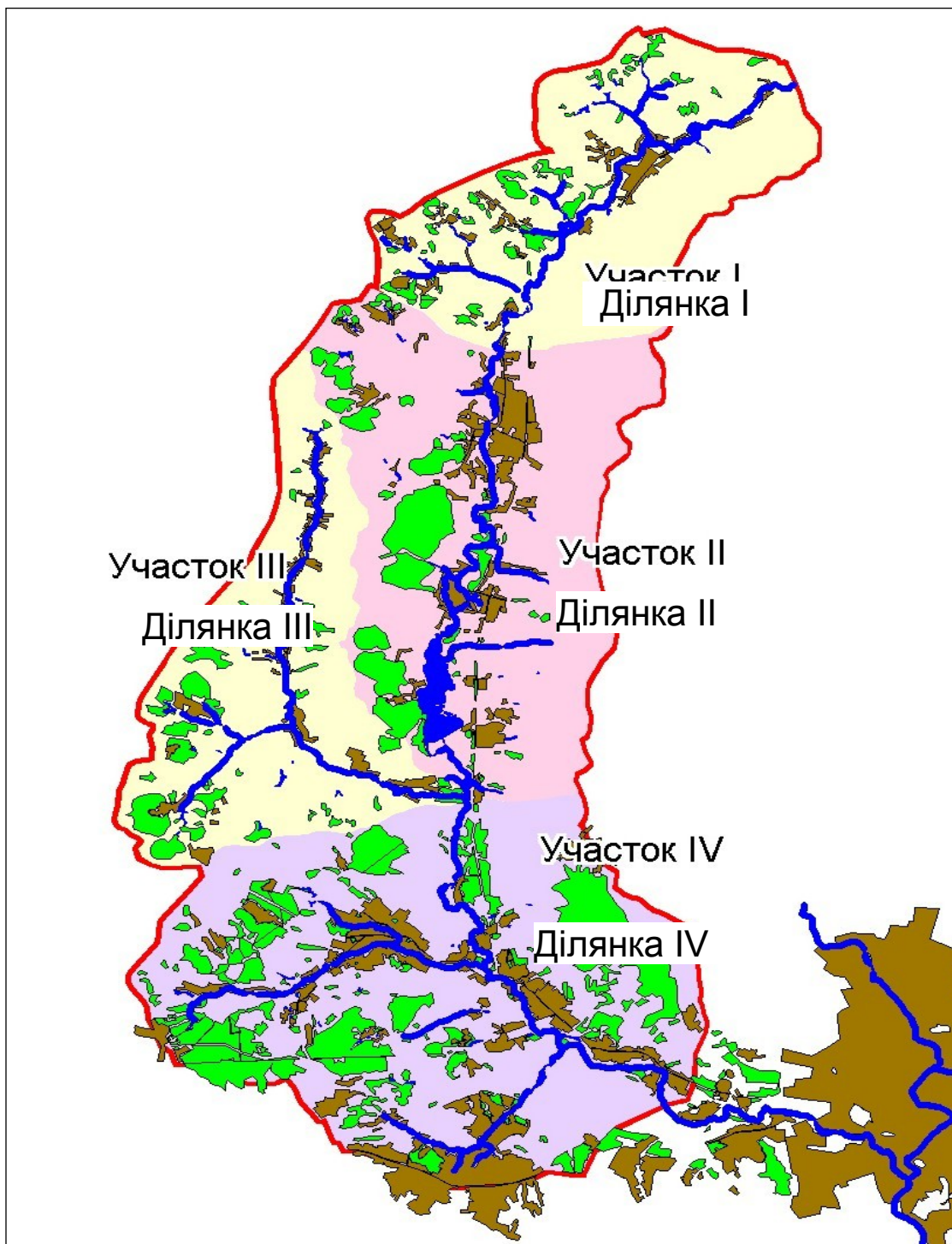
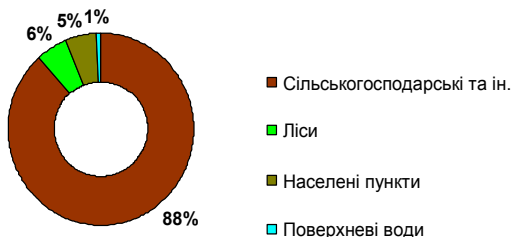
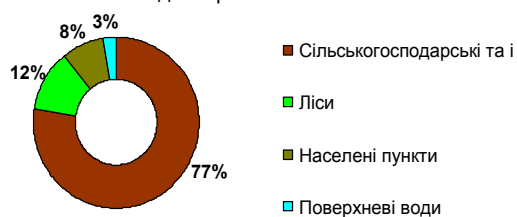


Рисунок 5.2 – Ділянки басейну р. Уди, що визначені для виконання розрахунку [22]

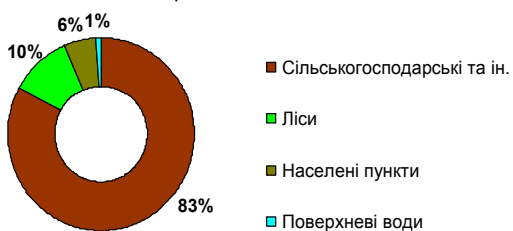
Ділянка I. Возбірна ділянка р. Уди вище м. Золочів (тільки територія України)



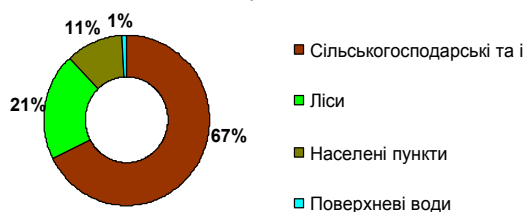
Ділянка II. Водозбірна ділянка р. Уди від м. Золочів (включно) до точки впадіння р. Рогозянка



Ділянка III. Водозбірний басейн р. Рогозянка



Ділянка IV. Водозбірний басейн р. Уди від впадіння р. Рогозянка до створу «10 км вище м. Харкова»



Басейн р. Уди в цілому

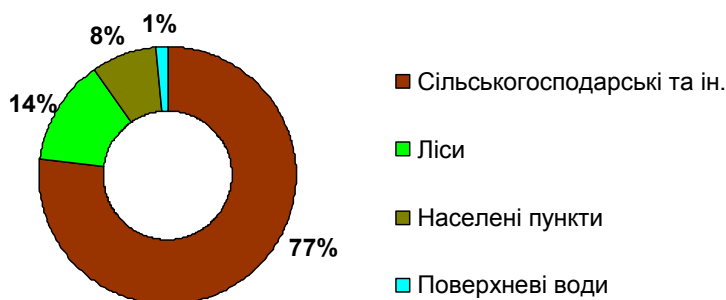


Рисунок 5.3 – Укрупнена структура землекористування [22]

Таблиця 5.9 – Гідрографічна характеристика ділянок басейну р. Уди

Номер ділянки	Річки і струмки		Площа водосховищ і ставків, га
	Сумарна довжина водотоків, км	Площа поверхні, га	
I	41.21	22.2	146.0
II	34.90	23.6	629.8
III	33.64	15.7	115.1
IV	55.56	42.3	193.3
ВСЬОГО	165.31	103.8	1084.2

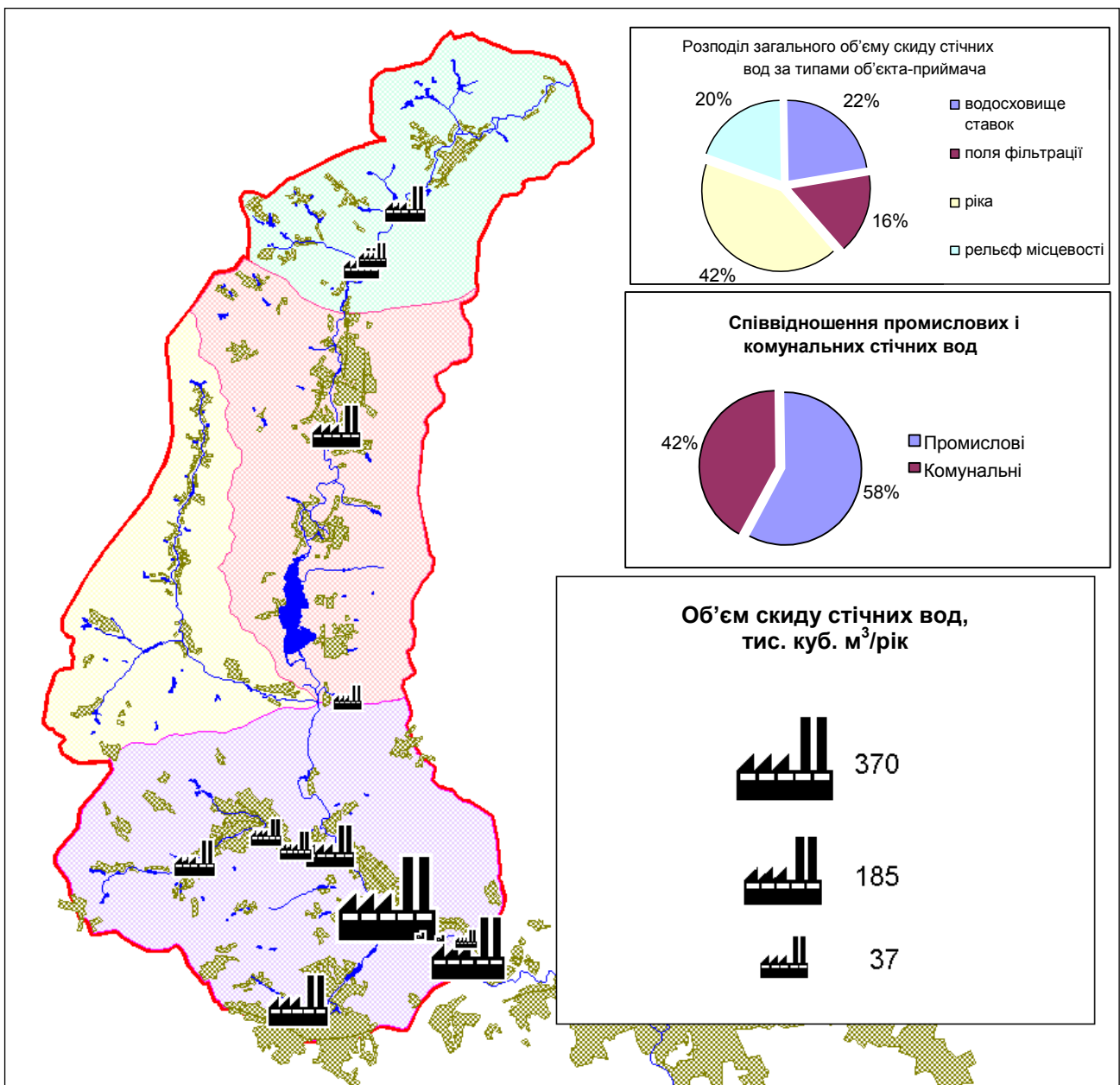
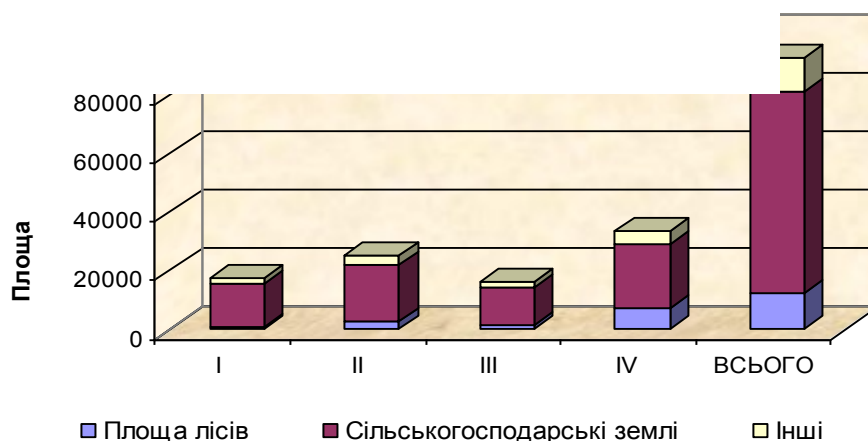


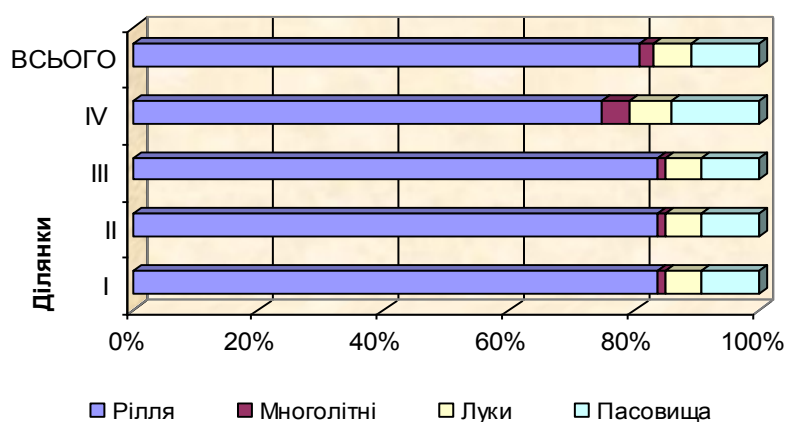
Рисунок 5.4 – Точкові джерела забруднення поверхневих вод. Розміри позначок відповідають об'ємам скиду (за логарифмічною шкалою) [22]

Ділянка басейну р. Уди, що розглянуто, являє собою розвинений аграрний комплекс, що спеціалізується, переважно, на вирощуванні зернових культур. Сільськогосподарські землі складають від 66 до 82% території адміністративних районів, які знаходяться на території басейну, а рілля – від 71 до 87 % сільськогосподарських земель.

В даний період тваринництво на цій водозбірній ділянці басейну р. Уди розвинене у незначній мірі. Основу його складає розведення великої рогатої худоби (ВРХ і корови) і свиней. Зміни чисельності за окремими видами тварин у 2003-2004 роках по окремих ділянках і в цілому по суббасейну не перевищує 10-15%. Результати оцінки середньої величини поголів'я у 2003-2004 роках наведено в табл. 5.10 [22].



А Ділянки



Б

Рисунок 5.5 – Структура землекористування (А) і структура сільськогосподарських земель (Б) на ділянках водозбірного басейну [22]

Таблиця 5.10 – Середня величина поголів'я свійських тварин в 2003-2004 рр. [22]

Ділянки	ВРХ	Корови	Свині	Коні	Вівці і кози
I	2417	969	1559	57	430
II	3150	1719	2507	54	434
III	2480	1076	587	72	236
IV	4364	1725	4870	95	2556
ВСЬОГО	12411	5488	9522	278	3655

Для розрахунку навантаження (масопереносу) через замикаючий створ водозбірної ділянки, що розглянуто, були використані дані моніторингу Гідрометслужби за 2003-2004 рр. Для оцінки об'ємів масопереносу, використовувались три широко відомі методи:

- метод лінійної інтерполяції, який, незважаючи на очевидні недоліки, використовується в багатьох країнах в міжнародних програмах моніторингу, зокрема в країнах басейну Балтійського моря та інших європейських країнах в рамках програми *EUROHARP* [23].

• регресійна модель – одна з найбільш поширених в практиці USGS (NASQAN та інші програми моніторингу [24, 25]). До даних по р. Уди була застосована найпростіша модель: $\ln(L) = a + b \cdot \ln(Q)$, де L – об’єм масопереносу, Q – витрати води.

• метод “пропорційної вибірки” (Ratio Estimator) (вар. I, II) [26].

В цілому, результати оцінок за різними методами достатньо близькі (табл. 5.11). Враховуючи малу кількість проб для хлороганічних пестицидів, оцінка виконувалась за період в 2 роки [22].

Таблиця 5.11 – Результати оцінки масопереносу через створ гідрохімічного контролю «р. Уди – 10 км вище м. Харкова» у 2003-2004 рр [22]

Період	Стік води, тис. м ³ /рік	Масоперенос, т/рік							Масоперенос, т/рік	
		Завислі речовини	Забруднюючі речовини за ХСК	Легкоокислювані орг. реч. за БСК5	Мінеральний азот	Фосфати	Загальний фосфор	Нафтопродукти	Хром 6+	ХОП
Лінійна інтерполяція										
2003	85563	1416	2958	256	201.5	24.9	71.5	13.6	325	
2004	94052	1037	3009	169	104	30	86.9	12.2	506	
Середнє	89807.5	1226.5	2983.5	212.5	152.75	27.45	79.2	12.9	415	0.26
Регресійна модель $\ln(L)=a+b \ln(Q)$										
2003	85563	942	2744	192	122	22.7	63.3	11.1	386	
2004	94052	989	3090	167	121.9	22.2	64.7	11.9	415	
Середнє	89807.5	965.5	2917	179.5	121.95	22.45	64	11.5	401	0.3
Метод Ratio Estimator I										
2003	85563	1749	2913	280	250	28.8	77	14.4	322	
2004	94052	1032	2988	164	101.8	29.3	89	12.2	503	
Середнє	89807.5	1390.5	2950.5	222	175.9	29.05	83	13.3	412	<0.1
Метод Ratio Estimator II										
2003	85563	1894	2871	304	274.3	30.6	81	15	308	
2004	94052	1032	2985	164	101.7	29.3	89.4	12.3	505	
Середнє	89807.5	1463	2928	234	188	29.95	85.2	13.7	407	<0.1

Точкові джерела навантаження

В якості вихідних даних для оцінки навантаження від точкових джерел забруднення були взяті дані державної статистичної звітності 2ТП-водгосп за 2004 р. Крім того, для оцінки навантаження від комунальних очисних споруд використовувались експертні оцінки щодо очисної спроможності діючих споруд [22].

Населення, що підключене до каналізації

Розрахунок виконувався методом експертних коефіцієнтів за формулою

$$P = k(ap), \quad (5.79)$$

де P – загальне навантаження, кг/рік;
 k – коефіцієнт потрапляння в водні об'єкти;
 a – середня емісія забруднюючої речовини, кг/(чол. × рік);
 p – кількість мешканців.

Коефіцієнт k приймався рівним 0,5. Значення a для азоту: 4-4,4 кг N/чол. в рік; для фосфору 0,9 – 1,5 кг P/чол. на рік, органічних речовин за БСКповн. – 25-30 кг/чол. на рік, завислі речовини – 16 кг/чол. на рік [27].

Поверхневий стік з забудованих територій

Використовувався метод експертних коефіцієнтів. При цьому використовувались значення коефіцієнтів, наведені в табл. 5.12 [22].

Таблиця 5.12 – Значення експертних коефіцієнтів при розрахунку забруднення з поверхневим стоком із забудованих територій [22].

Території	Значення експортного коефіцієнту, кг/га на рік			
	Завислі речовини	БСК	Загальний азот	Загальний фосфор
з щільністю населення < 25 чол./га	30	10	5	1
з щільністю населення > 25 чол./га	40	15	8	2

Поверхневий стік з сільськогосподарських територій, територій лісів

Розрахунок надходження забруднюючих речовин виконувався експертним методом за формулою:

$$L = \sum_{i=1}^n c_i A_i, \quad (5.80)$$

де L – навантаження, кг/рік;
 c_i – експертний коефіцієнт для земель з i -тим типом покриття/землекористування, кг/га на рік;

A_i – площа земель з i -тим типом покриття/землекористування, га;

Беручи до уваги експертну оцінку об'ємів внесення добрив, типи ґрунтів [28], а також відповідні літературні джерела ([27, 29] та ін.), для розрахунку були визначені експертні коефіцієнти, наведені в табл. 5.13 [22].

Тваринництво

Для розрахунку використовувалась така формула:

$$L = \sum_{j=1}^m b_j N_j \quad (5.81)$$

де L – навантаження, кг/рік;

b_j – експертний коефіцієнт для j -го виду тваринництва, кг/га на рік;

N_j – число тварин j -го виду.

Для розрахунку використовувались експертні коефіцієнти, наведені в табл. 5.14.

Таблиця 5.13 – Значення експертних коефіцієнтів, що прийняті для розрахунку [22]

Території	Завислі речовини, кг/га на рік	БСКповн., кг/га на рік	Азот, кг/га на рік	Фосфор, кг/га на рік
Ліса	64	5	4,5	0,25
Рілля	1800	18	14	1
Багаторічні насадження	64	5	2	0,5
Луки	21	3	6	0,35
Пасовища (без врахування впливу тваринництва)	21	3	6	0,35

Таблиця 5.14 – Експертні коефіцієнти для поголів'я худоби [22].

Поголів'я	БСКповн., кг/од. на рік	Азот, кг/од. в рік	Фосфор, кг/од. на рік
ВРХ	30	3	2
Корови	37	6	4
Свині	5	1,5	0,3
Коні	30	2	1,0
Вівці і кози	4	1	0,25

Атмосферні опади на поверхню вод.

Надходження речовин з атмосферними опадами на поверхню вод розраховувалось за формулою:

$$P = 0.00001 \cdot S \cdot A \cdot k, \quad (5.82)$$

де P – навантаження, т/рік;

S – площа поверхневих вод, га;

A – кількість опадів, мм/рік;

k – середній вміст даної речовини в опадах, г/м³.

На основі середніх по Україні значень вмісту азоту і фосфору в атмосферних опадах приймалися такі значення: для азоту – 2 мг/л, для фосфору – 0,2 мг/л.

Результати оцінки навантаження за завислими речовинами, органічною речовиною, азоту і фосфору наведені в табл. 5.15. Процентне співвідношення внеску різних джерел також відображене на рис. 5.6. Розподіл навантаження по басейну за азотом і фосфором (з урахуванням джерел) відображено на рис. 5.7 та 5.8.

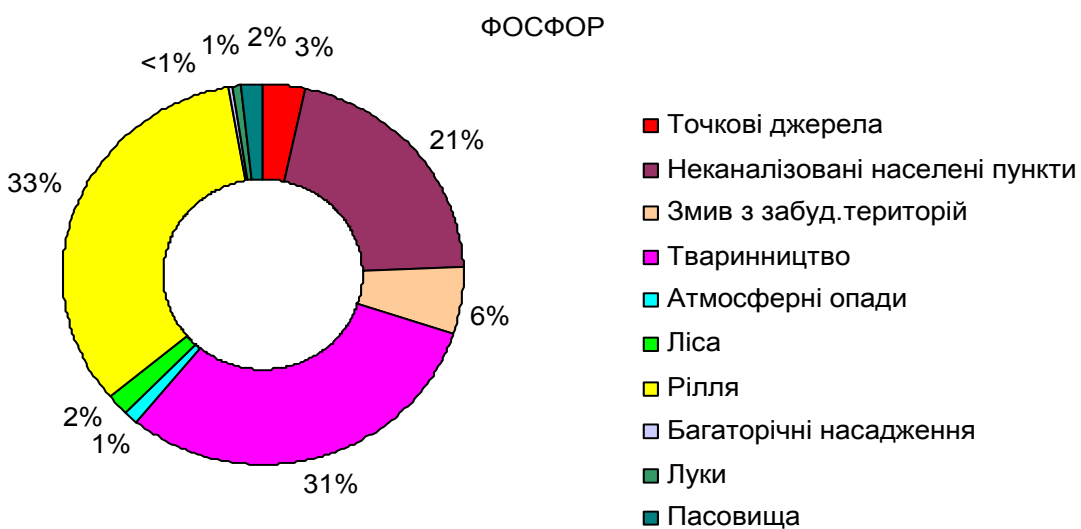
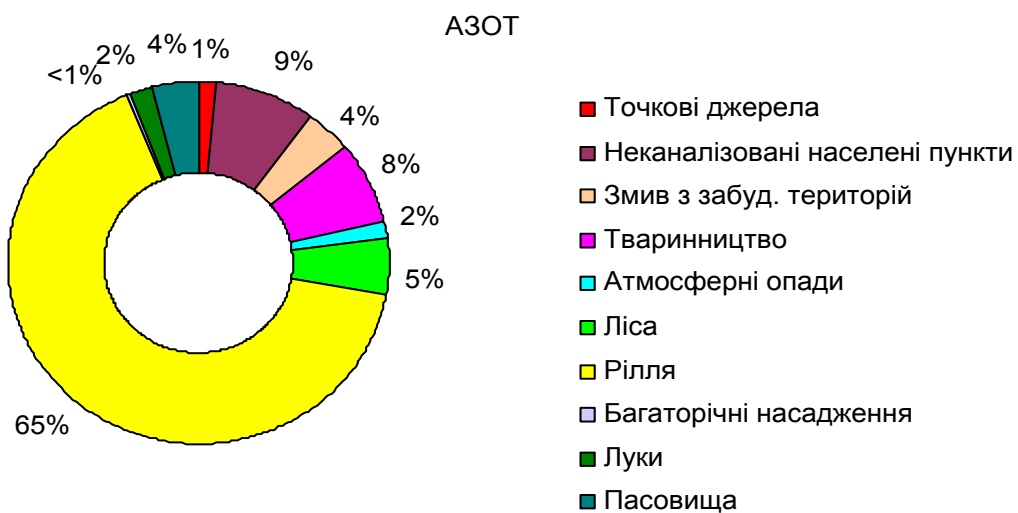
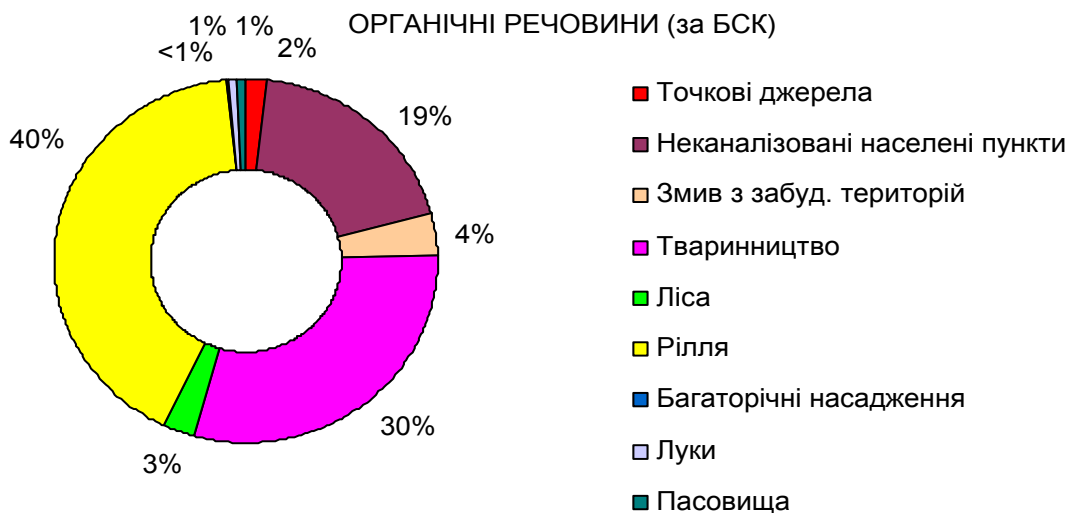


Рисунок 5.6 – Дольовий внесок джерел навантаження в басейні р. Уди [22]

Таблиця 5.15 – Результати оцінки навантаження від різних джерел на поверхневі водні об'єкти басейну р. Уди [22]

Ділянка	Точкові джерела	Неканалізовані населені пункти	Змив з забуд. територій	Тваринництво	Атмосферні опади на поверхню вод	Ліси	Рілля	Багаторічні насадження	Луки	Пасовища	ВСЬОГО
Завислі речовини, т/рік											
I	0.9	22.9	26.2	N/A	N/A	63.4	22102	12.2	17.6	29.1	22274.3
II	13.2	72.5	71.2	N/A	N/A	189.8	28477	15.8	22.7	37.4	28899.6
III	0	23.8	26.2	N/A	N/A	107.4	19434	10.7	15.5	25.6	19643.2
IV	26.3	250.7	121.9	N/A	N/A	445	29361	60.1	31.2	64.7	30360.9
ВСЬОГО	40.4	369.9	245.5	N/A	N/A	805.6	99374	98.8	87	156.8	101178
Органічні речовини (за БСК), т/рік											
I	1.1	28.7	8.7	200	N/A	5	221	1	2.5	4.2	472.2
II	14.9	90.6	25.4	174	N/A	14.8	284.8	1.2	3.2	5.3	614.2
III	0	29.8	8.7	120	N/A	8.4	194.3	0.8	2.2	3.7	367.9
IV	24.8	313.4	42	232	N/A	34.8	293.6	4.7	4.5	9.2	959
ВСЬОГО	40.8	462.5	84.8	726	N/A	63	993.7	7.7	12.4	22.4	2413.3
Азот, т/рік											
I	0.49	6.3	4.4	16	2.6	4.5	171.9	0.4	5	8.3	219.89
II	5.62	19.9	13.2	24	10.1	13.3	221.5	0.5	6.5	10.7	325.32
III	0	6.6	4.4	15	2.03	7.6	151.2	0.3	4.4	7.3	198.83
IV	10.1	68.9	21.4	33	3.65	31.3	228.4	1.9	8.9	18.5	426.05
ВСЬОГО	16.21	101.7	43.4	88	18.37	56.7	773	3.1	24.8	44.8	1170.08
Фосфор, т/рік											
I	0.17	2.2	0.87	9	0.26	0.25	12.28	0.1	0.29	0.48	25.9
II	2	6.8	3.05	14	1.01	0.74	15.82	0.12	0.38	0.62	44.54
III	0	2.2	0.87	10	0.2	0.42	10.8	0.08	0.26	0.43	25.26
IV	3.57	23.5	4.62	18	0.36	1.74	16.31	0.47	0.52	1.08	70.17
ВСЬОГО	5.74	34.7	9.41	51	1.84	3.15	55.21	0.77	1.45	2.61	165.88

N/A – розрахунок не виконувався або джерело враховано в інших статтях

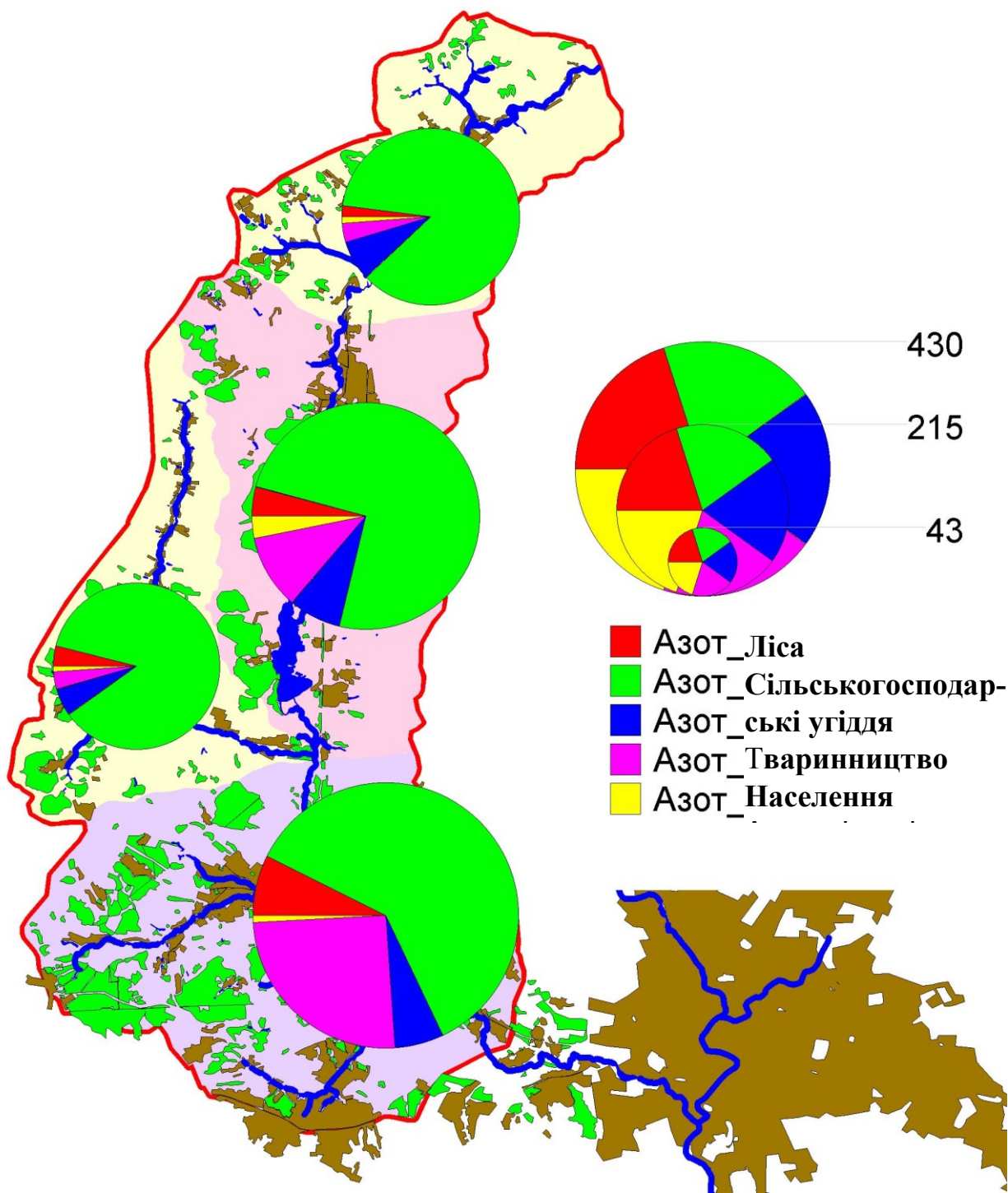


Рисунок 5.7 – Структура сумарного навантаження за азотом у басейні р. Уди [22]

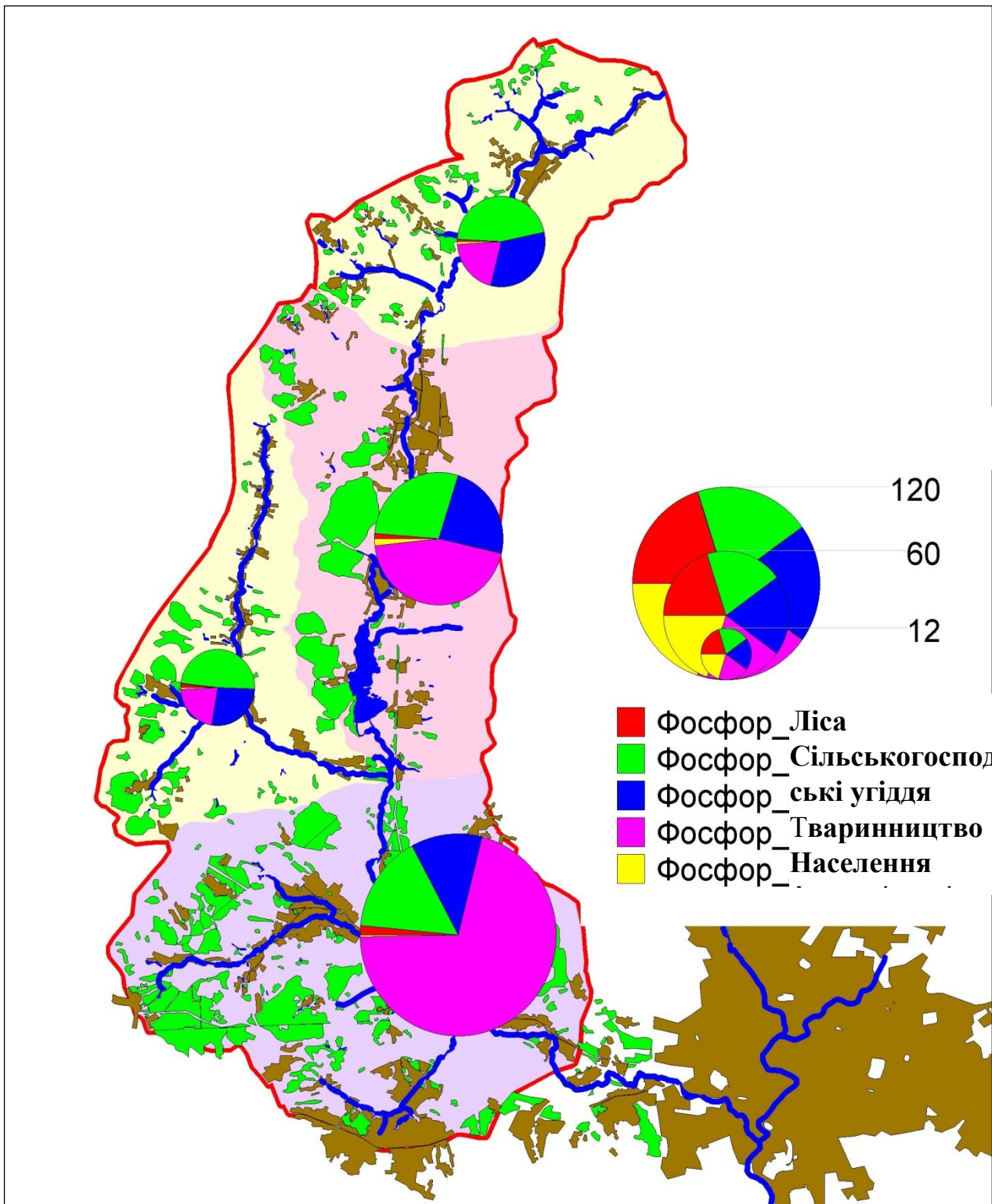


Рисунок 5.8 – Структура сумарного навантаження за фосфором у басейні р. Уди [22]

5.6 Аналіз впливу антропогенного тиску на стан ґрунтів

За оцінками експертів упродовж усієї історії існування людства зіпсовано 2 млрд. га родючих ґрунтів. Площа нині оброблюваних земель становить близько 1,5 млрд. га. Територій, яких не торкнулася діяльність людини, у світі залишилось 39 % від усієї площі Землі.

В Україні, загальна площа якої становить 579 тис. км², площа територій, що збереглися в природному стані, складає лише 50 тис. км², або 8 % від загальної площі. Встановлено, що 87 % території нових пустель обумовлено антропогенними факторами і лише 13 % – факторами природного походження [30].

Основними джерелами антропогенного забруднення ґрунтів, як і інших компонентів навколишнього природного середовища, є виробники енергії (ТЕС, АЕС, ГРЕС, сотні тисяч котельних), усі промислові об'єкти (в першу чергу металургійні, хімічні, нафтопереробні, цементні, целюлозо-паперові), військові об'єкти, транспортні засоби, гірниче виробництво та сільське господарство.

З розвитком хімії, металургії, енергетики і машинобудування світові почали загрожувати нафтопродукти, важкі метали, нітрати, радіонукліди, пестициди, ПАР та інші шкідливі речовини, які важко розкладаються і тому накопичуються тисячами тонн у ґрунтах, водоймах, підземних водах. Протягом 80-их років з початку 20-го століття з надр Землі було видобуто корисних копалин більше, ніж за всю історію людства.

Збитки від відходів виробництва пов'язані не лише з їх токсичною дією на живі організми, а й з вилученням величезних площ землі, зайнятої звалищами, териконами, золошламонакопичувачами.

Окисли сірки і азоту, попадаючи у складі викидів в атмосферу, сполучаються з вологою і утворюють дрібні крапельки сірчаної та азотної кислот, які переносяться вітрами і випадають на землю у вигляді кислотних дощів, спричиняючи підкислення ґрунтів, вимивання з них кальцію, магнію, калію та пошкоджуючи рослинність.

До числа дуже важливих чинників антропогенного впливу на ґрунти відносяться: нерозумна аграрна політика, нераціональне використання родючих земель для улаштування різних будівель, кар'єрів, полігонів, застосування недосконалої агротехніки, що призводить до виснаження ґрунтів та їх руйнування. Зокрема зазначимо, що лише відведення величезних площ України під рілля (77,9 % від площі всіх сільськогосподарських угідь) призводять до цілої низки негативних наслідків: посиленої водної і вітрової ерозії ґрунту, руйнування його структури, втрати поживних речовин та гумусу, збіднення біологічної різноманітності, підвищення посушливості клімату та ін.

Отже, збільшення або навіть збереження нинішнього обсягу розораності земель знижує їх екологічну стійкість і підвищує екологічний ризик погіршення сучасного стану ґрунтів і земельних ресурсів.

Значний екологічний ризик викликає також хімічне забруднення ґрунту, особливо пестицидами, оскільки ці стійкі органічні сполуки розкладаються

дуже повільно, здатні накопичуватись і мігрувати в навколишньому середовищі, в тому числі в організмах людини.

Забруднення важкими металами

Існують різні шляхи забруднення ґрунтів важкими металами.

Викиди в атмосферу важких металів формуються на різноманітних промислових підприємствах. Інтенсивність забруднення і склад забруднюючих речовин залежить від виду використовуваної сировини, палива, характеру технологічних процесів. Берилій, кобальт, молібден, сурма, селен потрапляють в атмосферу, головним чином, при згорянні вугілля, нікель і ванадій – при згорянні нафти. Плавильні заводи, підприємства з вторинної переробки кольорових металів викидають у повітря велику кількість миш'яку, кадмію, міді, цинку. Хром і марганець потрапляють в атмосферу з заводів, які виробляють чавун, сталь, феросплави, свинець – внаслідок згорання бензину. Джерелом забруднення нікелем є паливо (вугілля, важкі масла). Вугільний пил, що викидається в атмосферу при роботі ТЕЦ і не затримується очисними фільтрами, містить вісмут, кадмій, ртуть, йод, уран, вольфрам, миш'як, кобальт, мідь, молібден, хром, нікель, стронцій, свинець, ванадій, цинк. Забруднюючі речовини переносяться вітром на великі відстані і осідають на поверхню ґрунту самостійно або разом з атмосферними опадами.

Максимальний вміст металів у ґрунтах, який перевищує фонові рівні на 1-3 порядки, спостерігається в промисловій та прилеглих до неї зонах радіусом 1–3 км від джерела викидів, у міру віддалення від джерела забруднення вміст металів у ґрунтах зменшується і на відстані 15–20 км залежно від потужності джерела досягає фонового рівня або наближається до нього. Однак, за даними спостережень з космосу, “факели” від багатьох промислових підприємств тягнуться на 100–150 км. Адаже відомо, що відстань від джерела забруднення до місця осідання часток пилу на поверхню ґрунту залежить від їх розміру, висоти димохідних труб, рельєфу місцевості, сили вітру і ін.

Результатами моніторингу, який проводився лабораторіями Держкомгідромету встановлено, що найінтенсивніше забруднення ґрунтів важкими металами спостерігається майже на всій території південно-східних областей України, а також в деяких центральних областях. В цілому ж на теперішній час близько 20 % території України у тій чи іншій мірі забруднено важкими металами [30]. Про забруднення ґрунтів навколо деяких міст України свідчать дані табл. 5.16 [31].

Як видно з таблиці, найбільш забрудненими виявились ґрунти м. Костянтинівка. Ґрунти міст Маріуполь, Дніпропетровськ, Фастів, Вишневе, Ялта також суттєво забруднені важкими металами.

Середній вміст важких металів у ґрунтах м. Костянтинівка становив: свинцю – 11,2 ГДК, цинку – 4,5 ГДК, кадмію – 4,1 ГДК, марганцю – 1,4 ГДК, міді – 1,1 ГДК. Максимальний вміст свинцю на рівні екстремально високого забруднення 62,5 ГДК зафіксовано в районі скверу заводу “Укрцинк”. Тут же виявлено вміст кадмію на рівні 31,3 ГДК. Максимальні концентрації цинку досягали рівнів 12,1 і 14,0 ГДК.

Таблиця 5.16 – Забруднення ґрунтів промисловими токсикантами

Місто	Перевищення вмісту забруднюючих речовин над середньорічною і максимальною разовою ГДК					
	кадмій	марганець	мідь	нікель	свинець	цинк
Костянтинівка	4,1/31,3	1,4/2,8	1,1/4,9	0,4/0,5	11,2/62,5	4,5/14,0
Маріуполь	0,2/1,0	1,4/3,7	1,3/5,4	0,3/0,6	3,7/20,4	2,1/4,6
Дніпропетровськ	1,1/3,0	1,0/4,1	0,8/6,9	0,2/0,5	1,5/22,7	0,4/0,7
Фастів	0,3/1,6	0,3/0,6	0,7/3,0	0,2/0,9	3,9/19,8	1,5/4,6
Вишневе	1,5/16,5	0,2/0,4	0,2/0,5	0,1/0,3	1,8/7,0	0,7/2,7
Ялта	0,1/0,5	0,7/2,8	1,6/13,5	0,5/1,2	2,1/11,7	0,9/5,7
Болград	0,0/0,3	0,5/0,6	0,6/3,7	0,4/0,5	1,0/3,3	0,5/1,1
Київ	0,8/5,7	0,2/0,6	0,5/1,8	0,2/0,5	1,2/4,6	1,2/4,4
Березань	0,0/0,0	0,4/1,0	0,5/3,6	0,2/0,5	1,0/3,4	0,9/4,6
Біла Церква	0,0/0,3	0,3/0,6	0,2/1,1	0,2/0,4	1,1/8,6	0,9/3,1
Васильків	0,1/0,5	0,2/0,4	1,0/3,6	0,3/2,0	1,4/3,2	1,2/4,9
Ворзель	0,0/0,3	0,3/0,8	0,2/0,9	0,1/0,2	0,6/1,3	0,4/1,0
Ірпінь	0,1/0,3	0,2/0,6	0,1/0,4	0,1/0,3	0,6/2,1	0,5/1,4
Луцьк	0,1/0,5	0,3/0,4	0,6/5,6	0,2/1,0	0,6/6,3	1,1/3,8
Хмельницький	0,0/0,3	0,5/0,9	0,6/4,7	0,4/0,8	1,4/6,5	1,1/3,3
Сарни	0,0/0,3	0,2/0,4	0,5/7,1	0,1/0,2	1,1/5,4	0,5/3,0
Нова Каховка	0,0/0,0	0,2/0,4	0,1/0,3	0,1/0,3	0,6/1,7	0,3/0,9
Чернігів	0,0/0,0	0,2/0,6	0,1/0,6	0,1/0,4	0,5/3,8	0,3/0,9

Середній вміст свинцю в м. Маріуполь становив 3,7 ГДК, цинку – 2,1 ГДК, марганцю – 1,4 ГДК, міді – 1,3 ГДК. Максимальний вміст свинцю на рівні 20,4 ГДК зафіксовано на території Азовсталі, міді – 5,4 ГДК у районі ВАТ “Радіаторний завод”, цинку – 4,8 ГДК та марганцю – 3,7 ГДК у районі Аглофабрики.

У ґрунтах Дніпропетровська середній вміст свинцю становив 1,5 ГДК, кадмію – 1,1 ГДК, марганцю – 1,0 ГДК. Максимальний вміст свинцю на рівні 22,7 ГДК, міді – 6,9 ГДК зафіксовано в районі заводу “Вторкольтормет” поблизу залізниці і ВАТ “Дніпроважмаш”.

Ґрунти інших міст країни дещо менше забруднені важкими металами.

Серед інших міст України, які були обстежені дещо раніше [32] варто відзначити міста Донецьк, Комунарськ, Краматорськ, Кривий Ріг, Запоріжжя та ін.

Так, в районі Донецька встановлено високі рівні вмісту в ґрунті ванадію, міді, нікелю, хрому, марганцю. На відстані до 10 км від джерела забруднення їх концентрація на 1–2 порядки перевищує фонове значення для чорнозему. Стійкий максимальний вміст забруднюючих речовин, що перевищує ГДК на 2 порядки, встановлено навколо Костянтинівки та Одеси. Високий стійкий максимальний вміст марганцю, що перевищує ГДК, виявлено навколо Комунарська, Краматорська, Дніпропетровська, Маріуполя, Кривого Рогу, Запоріжжя і Донецька.

На 1–2 порядки вище фонових рівнів виявлено вміст окремих металів в ґрунтах таких міст: кадмій – навколо Донецька, Запоріжжя, Лисичанська, Ха-

ркова; хром – навколо Донецька, Запоріжжя. Ґрунти на околицях м. Костянтинівки і на відстані 5–15 км забруднені кадмієм, цинком, свинцем, марганцем. Так, масові долі цинку в цій зоні в 2–4 рази вище фонових. Середній вміст свинцю наближається до ГДК, а максимальні рівні свинцю і марганцю перевищують цей показник. Вміст нікелю, міді, кобальту і кадмію перевищує їх кларкові значення більш ніж у 2 рази.

На околицях міста Лисичанська ґрунти сільськогосподарського використання забруднені свинцем і цинком. Вміст останнього в 3–6 разів перевищує фон.

Стосовно нікелю (рис. 5.9) слід відмітити, що найбільш високий його вміст (від 25 до 50 мг/кг ґрунту) встановлено в Житомирській, Київській, Черкаській, Чернівецькій, Херсонській, Донецькій і Луганській областях. Але ці значення не виходять за межі ГДК, що дорівнюють 50 мг/кг ґрунту. На решті території вміст нікелю значно нижчий за ГДК. Майже аналогічна картина з цинком (рис. 5.10) і кобальтом (рис. 5.11). На більшій частині території України вміст у ґрунтах цих елементів не перевищує ГДК.



Рисунок 5.9 – Вміст валових форм нікелю (мг/кг ґрунту, ГДК – 50)

Вміст у ґрунтах хрому (рис. 5.12) найбільш високий у Харківській, Луганській, Донецькій, Запорізькій, Херсонській, Черкаській і Чернівецькій областях. Концентрація хрому у цих областях коливаються від 25 до 80 мг/кг ґрунту, тобто теж нижче ГДК (100 мг/кг ґрунту).

Більш напружена ситуація зі свинцем (рис. 5.13). На значній території держави його середній вміст знаходиться на рівні або перевищує ГДК (32 мг/кг ґрунту). Враховуючи те, що цей елемент навіть у малих кількостях становить загрозу для здоров'я людини, слід приділяти постійну увагу контролю за свин-

цем у Закарпатській, Волинській, Рівненській, Житомирській, Київській, Чернігівській, Харківській, Луганській, Миколаївській і Херсонській областях.



Рисунок 5.10 – Вміст валових форм цинку (мг/кг ґрунту, ГДК – 300)



Рисунок 5.11 – Вміст валових форм кобальту (мг/кг ґрунту, ГДК – 50)



Рисунок 5.12 – Вміст валових форм хрому (мг/кг ґрунту, ГДК –100)



Рисунок 5.13 – Вміст валових форм свинцю (мг/кг ґрунту, ГДК – 32)

Хоча важкі метали переважно перебувають у розсіяному стані, вони здатні утворити локальні акумуляції поблизу джерел викидів, які, як правило, зосереджені у великих промислових центрах. На даний час забруднення міст

важкими металами досягло небезпечного рівня. Практично усі ґрунти в межах великих міст тією чи іншою мірою забруднені цими елементами, що є однією з ознак урбогенезу.

Зокрема, в результаті проведених ННЦ “ІГА ім. О. Н. Соколовського” досліджень встановлено [33], що на території міста Луганська ґрунти городів забруднені цинком, кадмієм, свинцем, міддю, а овочеві культури – кадмієм і свинцем. Найбільше техногенне навантаження зазнають ґрунти городів, які розташовані поблизу заводу “Луганські акумулятори” і в західній частині міста. Це обумовлено безпосереднім впливом атмосферних викидів підприємства і розою вітрів переважно східного і південно-східного напрямів.

Не всі важкі метали створюють однакову небезпеку для живих організмів. За токсичністю, поширеністю, властивістю накопичуватись в харчових ланцюгах лише трохи більше 10 елементів мають пріоритетне значення. Серед них ртуть, свинець, кадмій, миш'як, мідь, ванадій, олово, цинк, сурма, молібден, кобальт, нікель. Три елементи (ртуть, свинець, кадмій) вважаються найбільш шкідливими і підлягають першочерговому контролю в навколишньому середовищі. Порушення оптимального вмісту в організмі людини цинку, магнію, хрому, ванадію понижують рівень холестерину в крові; з кадмієм пов'язані порушення кров'яного тиску і всі форми раку; дефіцит міді шкідливо діє на пластичність кровоносних судин, що врешті-решт впливає на поширення серцево-судинних захворювань. Вміст у навколишньому середовищі таких металів, як свинець, нікель, магній значною мірою зумовлює виникнення та порушення злоякісних пухлин. Організм людини дуже чутливо реагує на дефіцит або надлишок йоду. В першому випадку це призводить до зобних ендемій, у другому – до виникнення злоякісних пухлин. Пряма залежність існує між вмістом фтору в природному середовищі і людському організмі: дефіцит його викликає карієс, а надлишок флюороз. У деяких випадках через порушення оптимального вмісту в організмі мікроелементів можуть розвиватися окремі серцево-судинні захворювання населення [34].

Накопичення важких металів у ґрунтах в кінцевому рахунку призводить до їх техногенної деградації. Основними ознаками техногенної деградації є такі:

По-перше, під дією кислих поллютантів і внаслідок взаємодії катіонів важких металів з поглинальним комплексом спостерігається підкислення ґрунтового розчину в середньому по Лісостепу і Степу України в темно-сірих ґрунтах до рН 4,5; чорноземах опідзолених до 4,6; чорноземах південних до 5,3. За орієнтовною оцінкою локальні збитки від підкислення ґрунтів у приміських зонах можуть складати до 2 ц/га зернових.

По-друге, забруднення ґрунтів важкими металами значно посилює вилуговування лужних і лужноземельних металів (Са, Mg, К та ін.) і гумусових речовин.

По-третє, внаслідок декальцинації верхніх шарів ґрунту при забрудненні важкими металами, знижується агрегативна стійкість колоїдного комплексу, що за сприятливих умов зволоження призводить до втрати тонкодисперсного матеріалу. Вважається, що зменшення вмісту фізичної глини у примісь-

ких зонах на 3,3 % призводить до зменшення урожайності зернових і технічних культур на 2,4 %.

На ґрунтах з промивним і спорадично-промивним водним режимом процес декальцинації буде поглиблюватись до небезпечних розмірів. Крім того, в районах сильного забруднення важкими металами передбачається інтенсивний розвиток ерозійних процесів, внаслідок погіршення фізичних властивостей ґрунтів та випадання природної рослинності.

По-четверте, при техногенному забрудненні погіршується мікробіологічна і ферментативна активність ґрунтів.

Крім того, небезпека техногенної деградації полягає ще і в тому, що забруднені ґрунти за функціональними властивостями вже не спроможні забезпечити високий рівень врожаю нормативної якості.

Забруднення агрохімікатами.

Як відомо, одним із головних факторів підвищення урожайності сільськогосподарських культур є застосування органічних і мінеральних добрив, пестицидів та інших хімічних засобів. Разом з тим інтенсифікація використання хімічних речовин в сільському господарстві містить потенційну небезпеку, оскільки може негативно впливати на склад і властивості самого ґрунту і інші об'єкти навколишнього природного середовища. При порушеннях у застосуванні агрохімікатів можливе фізичне, фізико-хімічне, хімічне і біологічне забруднення довкілля.

Фізичне забруднення обумовлене потраплянням на поверхню поля сторонніх предметів (щебеню, каміння, консервних банок, паперу, скла, деревини і ін.) разом з органічними добривами.

Фізико-хімічне забруднення пов'язано зі зміною складу вбирних катіонів у поглинальному ґрунтовому комплексі, наприклад, шляхом витіснення іоном водню, який міститься в кислих мінеральних добривах, катіону кальцію.

Хімічне забруднення звичайно виникає внаслідок надмірного внесення в ґрунт агрохімікатів, наприклад, азотних добрив. При цьому ґрунт збагачується нітратами, які потім у надлишковій кількості надходять до рослин і в організм людини. Аналогічне забруднення відбувається за наявності в ґрунті стійких пестицидів та важких металів. Останні містяться в складі мінеральних добрив та осаду промислових стічних вод.

Бактеріальне і гельмінтозне забруднення ґрунту виникає при застосуванні високих норм неперепрілого, свіжого гною або компосту.

В багатьох випадках разом із забрудненням ґрунту одночасно відбувається забруднення і інших об'єктів навколишнього середовища – поверхневих і підземних вод, атмосферного повітря, флори і фауни. Частіше за все джерелами забруднення можуть бути великі тваринницькі ферми і комплекси, склади мінеральних добрив і пестицидів та схили земель, оброблені агрохімікатами у безпосередній близькості від водних об'єктів. Це призводить до замулювання водоймищ, їх заростання. При цьому від кисневого голодування і впливу токсичних речовин гинуть гідробіонти (водні організми, у тому числі риба). Стік з сільськогосподарських територій і тваринницьких ферм – основ-

ний постачальник продуктів ерозії і біогенних речовин у поверхневій воді. За експертними оцінками на долю сільськогосподарського виробництва припадає 50 % забруднень водоймищ сполуками азоту і 30 % – фосфору [35].

Внесення оптимальних доз добрив в ґрунт, особливо мінеральних, має велике значення для одержання високих урожаїв сільськогосподарських культур при забезпеченні екологічної безпеки навколишнього середовища. Необхідно звернути увагу на те, що залежно від типу ґрунтів, їх гранулометричного складу та будови поглинального комплексу істотно відрізняються екологічно безпечні дози застосування добрив. На цій основі розробляють нормативи внесення добрив, прогнозують зміни властивостей ґрунтів залежно від рівня хімізації землеробства, розробляють технологічні проекти підвищення родючості ґрунтів та ін. [36].

За експертною оцінкою узагальнених даних польових та лізіметричних дослідів мінеральні добрива при внесенні їх у дозах, які перевищують екологічно безпечний норматив, можуть негативно впливати на навколишнє середовище.

Визначено такі негативні напрямки цього впливу: 1) підкислення ґрунтового розчину; 2) забруднення ґрунтових вод в результаті фільтрації добрив (особливо азотних); 3) забруднення водоймищ залишками добрив у результаті їх виносу поверхневим стоком; 4) накопичення надлишкових запасів нітратного азоту в продукції рослинництва.

На суглинкових ґрунтах чорноземного ряду при перевищенні мінеральних добрив (у діючій речовині) над органічними (співвідношення 1:1,2–1,5) відбуваються зміни складу катіонів поглинального комплексу, підкислюється ґрунтовий розчин.

Серйозну загрозу забруднення навколишнього середовища викликають хімічні препарати – пестициди, які використовуються для боротьби з шкідниками і хворобами сільськогосподарських культур. Міграція пестицидів визначається їх персистентністю і кумулятивними властивостями, а також особливостями самого об'єкта навколишнього середовища. Більшість органічних сполук під впливом різних факторів повністю розкладаються до простих речовин, які не викликають небезпеки для людини і інших організмів. Але деякі хімічні сполуки розкладаються дуже повільно, що призводить до накопичення шкідливих речовин в організмі людини, тварин, в ґрунті, воді і т. ін. Це відноситься перш за все до персистентних хлорорганічних інсектицидів типу ДДТ і препаратів дієнового синтезу, які здатні довго зберігатись в ґрунті і інших об'єктах навколишнього середовища.

Відомо, що незважаючи на цілий ряд екологічних проблем, що виникають як наслідок широкого використання пестицидів, вони залишаються основними засобами боротьби з шкідниками, хворобами культурних рослин і бур'янами у всіх розвинених країнах. І лише в тих країнах, де повністю вирішена проблема харчування, спостерігається зменшення обсягів використання пестицидів і перехід на альтернативні методи захисту рослин. Зменшення інтенсивності застосування пестицидів в останні роки має місце і в Україні, але

зумовлено воно відсутністю вітчизняних підприємств по виробництву пестицидів і нестачею валюти для їх придбання за кордоном. Це сприяло зменшенню забруднення земель і рослинницької продукції, хоча і посилило загрозу падіння врожаїв сільськогосподарських культур.

Максимальне застосування пестицидів відбувалось у 1986 році, коли критичний рівень навантажень перевищувався у 84 % областей України (рис. 5.14–5.15). З 1991 р. значно зменшився обсяг використання пестицидів, але забрудненість ґрунту залишками пестицидів залишилась досить суттєвою.

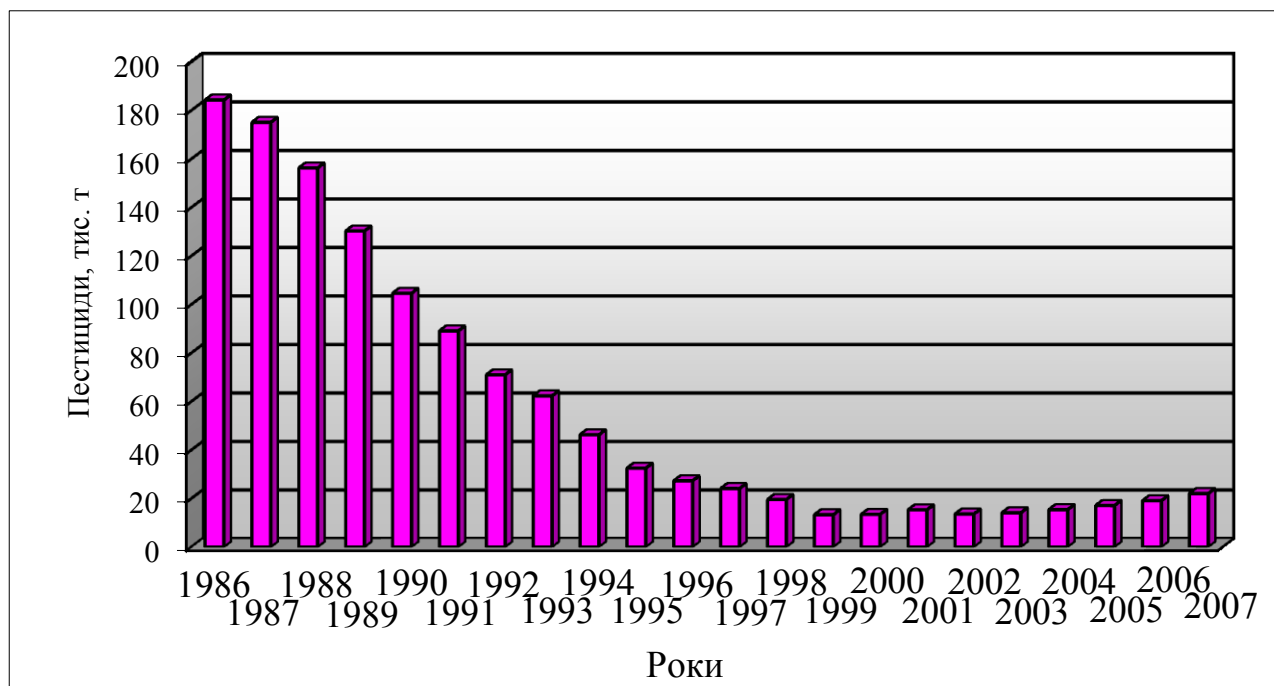


Рисунок 5.14 – Динаміка використання пестицидів в Україні (1986–2007 рр.)

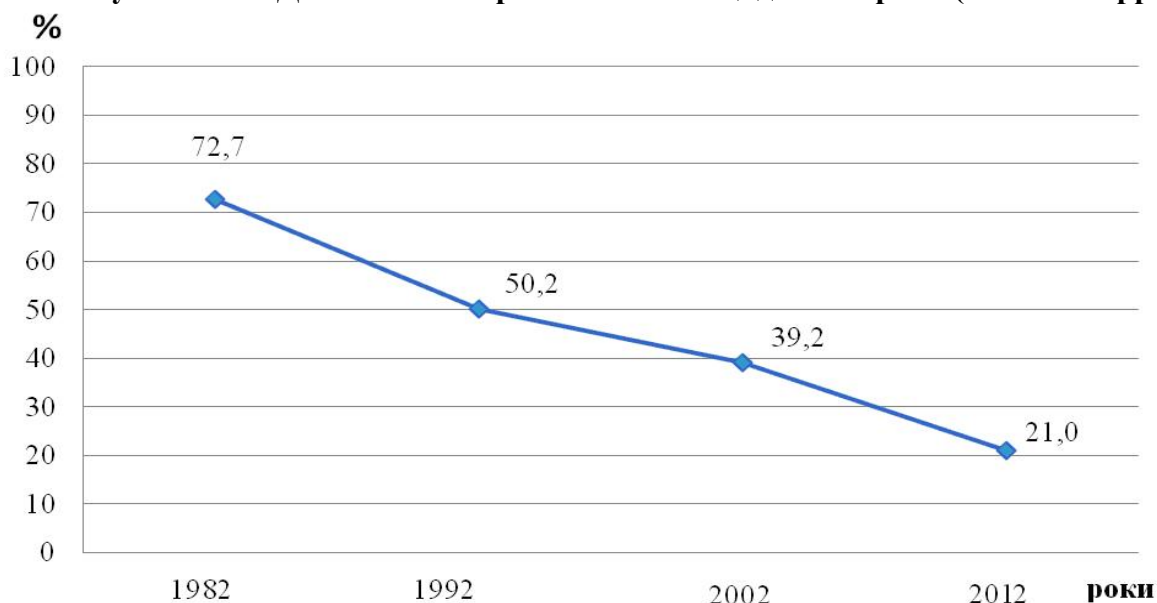


Рисунок 5.15 – Відсоток проб ґрунтів, в яких виявлено залишки 4,4-дихлордифенілтрихлоретана (ДДТ) та гексахлорциклогексана (ГХЦГ) [31]

Через високу стійкість високотоксичних пестицидів з групи хлорорганічних сполук в об'єктах природного середовища та їх інтенсивне застосування у 60-70-х роках, їх залишки ще виявляються на землях сільськогосподарського призначення. Проте виявлення залишків цих пестицидів при проведенні агрохімічної паспортизації з 1980 по 2010 рр. зменшилося у 3,5 рази, а з перевищення гранично-допустимих концентрацій – більше ніж у 9 разів. Слід відмітити, що забруднення ґрунтів з перевищенням допустимих нормативів має локальний характер і спостерігається в основному на земельних ділянках, які раніше були зайняті під садами, виноградниками, хмільниками та територіях, що прилягають до колишніх складів хімічних засобів захисту рослин [31].

Зменшення частоти виявлення залишків пестицидів і абсолютного їх вмісту зумовлено не лише зменшенням обсягів використання пестицидів, а й заборонаю застосування високотоксичних персистентних хлорорганічних препаратів та гербіцидів.

В Україні накопичення непридатних або заборонених до використання пестицидів (НП) розпочалося в 70-х роках минулого століття після заборони ряду пестицидів до використання при виробництві продуктів харчування. Але заборона до використання не призвела до заборони виробництва цих пестицидів. Тому вони продовжували надходити до господарств, де і накопичувалися. Накопиченню сприяла також низька культура використання та зберігання пестицидів, що приводило до втрати маркування, неконтрольованого змішування з утворенням невідомих речовин. Заборонені та змішані пестициди почали у великій кількості накопичуватись на складах.

На території України накопичено 19 383 т непридатних пестицидів.

Значна частина пестицидів зберігається у складських приміщеннях аграрних підприємств, які не пристосовані для цих цілей (напівзруйновані, протікають під час атмосферних опадів). Такі склади являють собою пряму загрозу для довкілля, тварин та людей через проникнення токсичних речовин у ґрунти, ґрунтові та поверхневі води, а також в атмосферне повітря.

Умови зберігання більшості непридатних хімічних засобів захисту рослин не відповідають діючим екологічним та санітарним нормам. Найгірша ситуація склалася в Житомирській та Харківській областях, де відходи зберігаються в зруйнованих складах та негативно впливають на довкілля [31].

Отже, проблема НП є першочерговою еколого – соціальною проблемою для України і потребує свого вирішення на загальнодержавному рівні.

Забруднення нафтопродуктами

На відміну від багатьох галузей промислового виробництва, зосередженого переважно на конкретних виробничих площадках, продукція паливно-енергетичного комплексу використовується для приведення в дію машин і агрегатів на сільськогосподарських угіддях, для виробництва і переробки продукції сільського господарства, для опалення тощо. Крім того, нафто-, газо- та конденсатопроводи перетинають величезні масиви сільськогосподарських угідь і у випадку їх прориву продукція, яка в них утримується, виривається назовні і може чинити суттєвий вплив на агроландшафти. Ось чому постає

необхідність окремо розглянути вплив продукції та відходів цього комплексу на ґрунтовий покрив.

В нафтогазовидобувній промисловості забруднення ґрунтів відбувається переважно в результаті аварій на підприємствах галузі (розгерметизація обладнання, розрив трубопроводу, низька протиаварійна стійкість обладнання, перекося трубопроводу, порушення обваловок шламових амбарів при будівництві свердловин, паводки і підтоплення території бурової, непрофесійні дії персоналу під час задавлювання свердловин, недотримання правил зберігання нафти і паливно-мастильних матеріалів в резервуарах, крадіжки нафтопродуктів і конденсату), недбайливого використання вуглеводнів тощо [37, 38].

Аварії в нафтогазовій промисловості трапляються досить часто. Лише за 2 роки (1997–1998 рр.) на об'єктах цієї промисловості трапилось понад 100 аварій [30]. До того ж, як показала практика обстеження екологічного стану нафтогазопромислів, нерідко трапляються випадки, коли виникаючі аварійні ситуації не фіксуються в робочій документації на промислах. Своєрідність використання земель для розвідування і видобування газу і нафти зумовлюється надзвичайною розосередженістю, розкиданістю розвідувальних і експлуатаційних свердловин на всій території кожного родовища.

Внаслідок геологорозвідувальних і експлуатаційно-видобувних робіт звичайно виникають особливі порушення ландшафту. Найрізноманітніші забруднення ґрунтового покриву при пошуках і видобуванні нафти і газу спричиняють специфічні руйнування культурного чи природного біогеоценозу, внаслідок чого доводиться вилучати з землекористування значні площі.

Часто випадки найрізноманітніших аварій на промислах супроводжуються пожежами, вибухами, які призводять до знищення посівів сільськогосподарських культур на навколишніх територіях.

Але основним наслідком аварій є хімічне забруднення територій самими продуктами та відходами нафтогазової промисловості.

При попаданні нафти і нафтопродуктів в ґрунт відбуваються глибокі, а інколи і незворотні зміни хімічних, фізичних, мікробіологічних властивостей ґрунту, а інколи і суттєва перебудова всього ґрунтового профілю. Просочуючись крізь ґрунт, нафта оточує корені, листя, стебла рослин, проникає через мембрани клітин, порушуючи цим самим водно-повітряний баланс середовища і організмів, обмін речовин і трофічні зв'язки. Нафта, яка попала в ґрунт приносить з собою різноманітний набір хімічних сполук, в тому числі токсичних речовин. Гідрофобні сполуки нафти утруднюють надходження вологи до коренів рослин. Відбувається зміна окислювально-відновних процесів, підвищується рухливість гумусових компонентів та ряду мікроелементів [39]. Загальною рисою всіх нафтозабруднених ґрунтів є обмеженість видового і екологічного різноманіття педобіонтів, зменшення ферментативної активності ґрунтів. Нафтові забруднення придушують фотосинтетичну активність рослинних організмів. В гумусовому горизонті ґрунтів різко зростає співвідношення C:N, внаслідок чого рослини помітно починають відчувати нестачу азоту. Відбувається погіршення стану рослинності і падіння біопродуктивності земель, загибель рослин.

Аналогічний вплив на ґрунт мають нафтопродукти, які утворюються в процесі фракційної перегонки нафти – бензин, гас, солярове масло, мазут, а також газовий конденсат, який являє собою суміш рідких вуглеводнів (C_5H_{12} і вищі), що виділяється з природних газів при експлуатації газоконденсатних покладів в результаті зниження пластових тисків (нижче тиску початку конденсації) і температури.

Особливістю нафти є постійна наявність в ній супутників без яких нафта в природі не існує. Це мінералізовані пластова і стічна вода і розсоли, солі лужних металів, сірководень і інші сірчисті сполуки, вуглеводні, гази, поліциклічні вуглеводні, важкі і радіоактивні метали та ін. Деякі із зазначених компонентів містяться і в складі газоконденсатної суміші. До неї зокрема входить попутна пластова вода (ППВ), яка після відокремлення від основної продукції стає відходом виробництва. Ця вода характеризується дуже високим вмістом солей (180–300 г/л), в яких переважають іони натрію, калію, кальцію, хлору, сульфатів. Після надходження ППВ на поверхню ґрунту утворюються засолені ґрунти і солончаки, що призводить до пригнічення рослинності.

Вплив нафти на різних за складом і властивостями ґрунтах проявляється по різному. При попаданні нафти всередину ґрунту відбувається розшарування самого нафтового потоку на нафтові компоненти, які затримуються в верхньому ґрунтовому горизонті, і мінералізовані води, які, будучи більш важкими і менш в'язкими, швидко просуються в нижні горизонти.

В ґрунтах з промивним водним режимом (піщані підзоли) нафта відносно рівномірно мігрує з низхідними потоками вологи до горизонту ґрунтових вод.

В ґрунтах з водозастійним режимом (торф'яно-глеєві болотні ґрунти) основна маса нафти сорбується переважно в торф'яному горизонті. Ілувато-глеєвий ґрунт майже непроникний для нафти, в результаті чого ґрунт швидко самоочищається внаслідок поверхневого стоку.

ґрунти з непромивним водним режимом (чорноземні ґрунти Лісостепу) сорбують в потужному гумусовому горизонті майже всю нафту, яка туди увірвалась. В нижні горизонти проникають в основному водорозчинні метаболіти нафти [40].

Глибина проникнення нафтопродуктів залежить також від ухилу місцевості, особливостей складу і будови ґрунтового профілю, тривалості впливу їх на ґрунти. Зафіксовано проникнення нафти на глибину від 10 см до 2 м і нижче.

Для верхніх горизонтів характерно в основному фронтальне просочення нафтопродуктів, які повністю насичують ґрунтову масу цих горизонтів, не створюючи істотної різниці між окремими ґрунтовими блоками. Концентрація нафти в підстилці і гумусному горизонті при суцільному потоці досягає 10–20 % від маси ґрунту.

В верхньому гумусовому горизонті сорбуються високомолекулярні компоненти нафти, які містять багато смолисто-асфальтенових речовин і циклічних сполук; в нижні горизонти проникають в основному низькомолекулярні сполуки, які мають високу розчинність у воді, більш високу дифузну зда-

тність, ніж високомолекулярні компоненти. Легкі вуглеводні, як правило, високотоксичні і важко засвоюються мікроорганізмами, тому довго зберігаються в нижніх частинах ґрунтового профілю в анаеробних умовах.

В ґрунті скоріше за інші компоненти зменшується вміст метаново-нафтової фракції, вони легше піддаються біодеградації. Услід за цією фракцією зменшується кількість смолистих речовин. Уже за 3 місяці перебування нафти в ґрунті стають помітними ознаки мікробіологічного впливу.

Забруднення твердими побутовими відходами

Виробнича і побутова діяльність людини нерозривно пов'язана з утворенням твердих відходів. Якщо газоподібні і рідкі відходи порівняно швидко поглинаються природним середовищем, то асиміляція твердих відходів триває десятки і сотні років. В Україні накопичено більше 29 млрд. т. різних твердих відходів, в тому числі дуже токсичних [41]. Нині щорічно в Україні складається 1,7–1,8 млрд. т. Місця складування відходів займають величезні території. Загальна площа звалищ відходів перевищує 180 тис. га земель, значна частина яких представлена родючими ґрунтами. У зв'язку з низьким рівнем технологічних процесів обсяг утворення промислових відходів в Україні в 6,5 рази вищий, ніж в США, і в 3,2 рази – ніж в країнах ЄС. Отже, Україна входить в число країн з найбільш високими відносними і абсолютними показниками утворення і накопичення відходів. Перш за все це пов'язано з тим, що рівень утилізації відходів в Україні залишається занадто низьким. Якщо в США він складає 65–85 % від їх утворення, то в Україні – від 1 до 8–12 %. Решта складається на відкритих полігонах, у шламонакопичувачах, хвостосховищах, териконах, золовідвалах, тощо. Крім того, українська промисловість в основному зорієнтована на переробку сировини (залізних і кольорових руд, глинозему, кам'яного вугілля тощо), яка дає найбільший внесок в утворення твердих відходів.

Особливе місце серед різноманітних відходів належить твердим побутовим відходам (ТПВ), склад яких корінним чином відрізняється від промислових відходів. Звалища цих відходів розташовані практично навколо всіх населених пунктів. Нині щорічно накопичується близько 200–800 кг ТПВ на душу населення.

Всього в Україні навколо крупних населених пунктів розташовано більше 2000 великих звалищ. В це число не входять так звані несанкціоновані звалища, які розміщені переважно поблизу дрібних населених пунктів. У переважній більшості сільських населених пунктів фактично відсутня система видалення ТПВ. Часто сміття вивозиться на околицю сіл у балки, яри, лісопосадки, вздовж доріг. Причиною цього явища є як велика вартість транспортування, так і відсутність жорстких фінансово-економічних та адміністративних стягнень, штрафів і покарань відносно порушників правил поводження з ТПВ.

Навколо великих міст захоронення ТПВ переважно здійснюється на спеціально облаштованих майданчиках – полігонах. Розмір санітарно-захисної зони від житлової забудови до межі полігону – 500 м, від аеропорту – 15 км. Площа земельної ділянки для складування ТПВ залежить від чисель-

ності населення, що обслуговується, і висоти складування ТПВ. Наприклад, для міста з населенням 0,5 млн. жителів потрібний полігон площею від 20 до 60 га при висоті складування ТПВ відповідно від 45 до 12 м [42].

Для улаштування полігону звичайно проводять виїмку ґрунту і обвалування ділянки дамбами. До числа обов'язкових операцій відноситься зняття родючого шару ґрунту і його складування у завчасно відведених місцях, створення протифільтраційного екрану в чаші котловану і дренажної мережі для збору і відведення фільтрату.

Тверді побутові відходи дуже різні за складом. Основна їх маса представлена органічними компонентами (до 80 %). Останніми роками встановилася стійка тенденція зростання у складі ТПВ тари, упаковки і посуду разового використання з полімерних матеріалів. Якщо в 1985 р. частка полімерів в ТПВ складала 1,5–2 %, то сьогодні їх вміст зріс до 6–8 %. Серед полімерів особливо збільшився вміст відходів з поліетилентерефталату (ПЕТ– пляшка): 0,8–1 % по масі і до 12 % за об'ємом.

Вміст харчових відходів у складі ТПВ залежно від сезону року коливається в межах 20,0–45,0 % (табл. 5.17) [42].

Одержані дані свідчать про велику різноманітність видового складу ТПВ. До складу харчових відходів входять картопляні очистки, відходи овочів, фруктів, хліба і хлібопродуктів, м'ясні і рибні відходи, яєчна шкаралупа. Вологість харчових відходів коливається від 60 до 85 %.

Таблиця 5.17 – Типовий морфологічний склад ТПВ

Компоненти	Вміст, %
Папір, картон і т. п.	12,0–38,0
Харчові і рослинні відходи	20,0–45,0
Чорні метали	3,0–5,2
Кольорові метали	0,5–0,8
Текстиль	4,0–7,0
Скло	4,0–8,0
Пластмаса (у тому числі ПЕТ – пляшка)	6,0–8,5
Шкіра, гума	0,3–3,5
Дерево	0,9–3,0
Каміння, кераміка	0,8–3,0
Кістки	0,1–2,0
Відсів (до 15 мм)	7,0–13,0
Інше	1,0–2,0

До основних хімічних показників, що дозволяють оцінювати відходи як матеріал для компостування, відносяться зольність, вміст органічної речовини, загального, аміачного і нітратного азоту, загального фосфору, калію, кальцію, вуглецю, клітковини, хлоридів, сульфатів. Якість одержуваного в процесі переробки ТПВ органічного добрива або біопалива залежить від хімічного складу початкових ТПВ (табл. 5.18).

Наведені дані свідчать про можливість використання ТПВ як окремо, так і в суміші з іншими продуктами органічного походження, в якості добрив після попереднього компостування.

В умовах природних хімічних і біологічних процесів розкладання органіки відбувається на протязі досить тривалого часу. В процесі зберігання на полігонах відходи здатні перетворюватися в інші речовини з іншими фізико-хімічними і токсичними властивостями. Це призводить до появи в місцях зберігання відходів нових екологічно небезпечних речовин, що може представляти серйозну загрозу біосфері. Шляхи і механізми таких перетворень складні і недостатньо вивчені.

Таблиця 5.18 – Елементний склад окремих компонентів ТПВ

Компонент	ЕЛЕМЕНТНИЙ СКЛАД, %						
	вуглець	водень	кисень	азот	сірка	зола	вологість
Папір	27,7	3,7	28,3	0,16	0,14	15,0	25
Харчові відходи	12,6	1,8	8,0	0,95	0,15	4,5	72
Текстиль	40,4	4,9	23,2	3,40	0,10	8,0	20
Деревина	40,5	4,8	33,8	0,10	–	0,8	20
Відсів (< 15 мм)	13,9	1,9	14,1	–	0,10	50,0	20
Пластмаса	55,1	7,6	17,5	0,90	0,30	10,6	8
Шкіра, гума	65,0	5,0	12,6	0,20	0,60	11,6	
Інші	47,0	5,3	27,7	0,10	0,20	11,7	
Скло, метал, кераміка, каміння	–	–	–	–	–	100,0	

В побутових відходах міститься велика кількість збудників різних інфекційних захворювань, перш за все кишкових інфекцій; в 30–40 % проб твердих побутових відходів містяться яйця гельмінтів. Патогенні мікроорганізми достатньо тривалий час зберігають у відходах патогенність і вірулентність.

Тверді побутові відходи є найбільш сприятливим середовищем для розвитку домашньої мухи. Мухи активно переносять бактеріальні забруднення відходів на харчові продукти і предмети побуту. Патогенні мікроорганізми на поверхні тіла мухи виживають на протязі 1–7 діб, а в шлунку – від 2 до 8 діб [43].

В процесі зберігання ТПВ поступово утворюється специфічна рідина, здатна безпосередньо впливати на ґрунти і інші об'єкти навколишнього середовища. Ця рідина отримала назву фільтрат, що утворюється на полігонах ТПВ і містить продукти вилуговування водорозчинних сполук і продукти розкладання відходів. В середньому річний об'єм фільтрату, що утворюється, складає 2–3 тис. м³/га.

Склад фільтрату залежить від терміну експлуатації полігону (стадії розкладання відходів), характеру складованих відходів і обсягу надходження води в складі атмосферних опадів і поверхневого стоку.

Фільтрат з ТПВ характеризується переважно за інтегральними показниками – біохімічне споживання кисню (БСК) і хімічне споживання кисню

(ХСК), а також за вмістом важких металів, амонійного азоту і деяких інших речовин. Після короткої аеробної стадії розкладання ТПВ (тривалість декілька тижнів) можна виділити дві анаеробні стадії.

Перша стадія розпаду органічних речовин в анаеробних умовах триває від декількох місяців до декількох років. Фільтрат, що утворюється на цій стадії розкладання ТПВ, характеризується середнім значенням рН = 6, високим значенням БСК₅ (13 000 мг/л О₂), високим відношенням БСК/ХСК (0,6), високим вмістом амонійного азоту і заліза (в середньому по 750 мг/л).

Друга стадія (активне утворення метану) характерна для старих полігонів і може продовжуватись протягом декількох десятиріч. Фільтрат старих полігонів має рН = 8, характеризується низьким значенням БСК₅ (180 мг/л О₂), низьким відношенням БСК/ХСК (0,06), високим вмістом амонійного азоту (750 мг/л) і низьким вмістом заліза (15 мг/л). Вміст міді і свинцю у фільтраті коливається в широких межах, складаючи в середньому близько 100 мг/л, середній вміст кадмію – 6 мг/л [41].

Фільтрат має дуже високу токсичність, особливо за такими інгредієнтами, як важкі метали та органічні речовини. В фільтраті має місце перевищення в кілька разів допустимих значень їх концентрацій для зворотної води, яка подається на біологічну очистку. В багатьох випадках у фільтраті виявляють високий вміст нафтопродуктів. Високий вміст важких металів та нафтопродуктів очевидно обумовлюється попаданням в ТПВ промислових відходів, адже за статистичними даними [44] на переважній частині (95 %) об'єктів розміщуються як побутові, так і промислові відходи.

Фільтрат є рідиною від жовто-коричневого до сіро-чорного кольору, зі специфічним затхлим і сірководневим запахом. За своїм складом фільтрат є подібним до концентрованої і високомінералізованої стічної води, сильно забрудненої органічними речовинами, ПАР, фосфатами і солями важких металів, що важко окислюються. Таку стічну воду, як правило, не можна подавати на систему біологічної очистки без попереднього розбавлення. Високий ступінь засоленості фільтрату, наявність різних органічних сполук і солей важких металів є причиною гіпертоксичності фільтрату для мікрофлори ґрунтів і живих організмів. Отже допускати контакт фільтрату з ґрунтом або скидати його у водоймища абсолютно неприпустимо.

Знешкодження твердих побутових відходів є найбільш важливим елементом системи санітарної очистки населених місць, оскільки саме на цьому етапі відходи перетворюються в нешкідливий в епідемічному і санітарному відношенні субстрат.

Найбільш розповсюдженими методами знешкодження ТПВ є біотермічні методи, серед яких, в свою чергу, найбільш простим і ефективним методом є компостування з метою одержання органічних добрив. Для знешкодження відходів на присадибній ділянці їх укладають у компостні купи. Разом з ТПВ закладають опале листя, соломку, гичку. Штабелі поливають водою для зволоження. Відходи в компостній купі укладають пошарово: кожний шар відходів товщиною 15 см засипають шаром готової компостної маси або ґрун-

ту. Після закладання відходів компостну купу залишають дозрівати. Процес гуміфікації завершується через 1–1,5 року.

Переваги методу знешкодження на полях компостуванням полягають в його санітарно-епідемічній надійності, можливості застосування методів інтенсифікації для прискорення біотермічного процесу, одержання органічного добрива і полегшення санітарного нагляду за знешкодженням ТПВ. Недоліками методу є значна тривалість процесу знешкодження і необхідність відведення великих за площею земельних ділянок під поля для компостування.

Загалом у 2012 було утилізовано лише 6,2% ТПВ. З них 2,3 % спалено на сміттєспалювальному заводі, 3,9% потрапило на заготівельні пункти вторинної сировини та сміттєпереробні підприємства [31].

Вплив зрошення на стан земельних ресурсів

Зрошення природними водами

Степова та лісостепова агрокліматичні зони становлять найважливішу базу землеробства України. Вони вирізняються родючими ґрунтами, достатком тепла і тривалим безморозним періодом. Усе це дає можливість вирощувати найцінніші сорти пшениць, технічні, овочеві, кормові культури, багаторічні плодові насадження і виноградники. Але врожайність усіх сільськогосподарських культур тут нестійка через дефіцит природного зволоження, часті посухи та суховії.

Середньобогаторічна норма опадів у степовій зоні змінюється у напрямі з півдня на північ у межах від 270 до 400 мм, а тривалість бездошових періодів під час вегетації досягала інколи 30–60 днів. Загалом в умовах природного зволоження близько двох третин площі орних земель України можна віднести до зони нестійкого землеробства. Врожайність і валові збори продукції рослинництва тут зазнають різних коливань: під час посух, які спостерігаються в середньому через 3–4 роки, вони зменшуються у 2–3 рази проти середніх значень.

Тому у переліку відомих заходів підвищення продуктивності землеробства у числі найважливіших слід назвати зрошення [45, 46].

Україна на початок 90-х років 20-го століття мала значну площу зрошуваних земель – до 2,6 млн га, що становить 7,8 % від площі орних земель [47, 48].

Про масштаби зрошення земель в Україні за період з 1990 по 2007 роки свідчать дані табл. 5.19 [49].

Таблиця 5.19 – Площа зрошуваних земель в Україні, тис. га

Зрошувані землі	Роки						
	1990	1995	2000	2004	2005	2006	2007
Усього земель	2 601	2 585	2 408	2 195	2 183	2 181	2 181
У тому числі землі сільськогосподарських підприємств	2 600	2 568	2 292	1 739	1 688	1 657	1 644

Як видно з таблиці, на протязі зазначеного періоду загальна площа зрошуваних земель поступово зменшувалась. Більш інтенсивно зменшувалась

площа тих земель, які перебувають в складі сільськогосподарських підприємств після 2000 року.

Масштабний розвиток зрошення земель на протязі багатьох років показав, що фактичні врожаї набагато менші, ніж були закладені в проекти зрошувальних систем, а іноді навіть нижчі, ніж на богарі. На думку дослідників існують дві групи причин недостатньо високої ефективності зрошення: технологічні та еколого-грунтово-гідромеліоративні.

До технологічних відносяться помилки при проектуванні і будівництві зрошувальних систем, недостатня кількість дощувальних машин, фізичний і моральний знос інженерної інфраструктури внутрішньогосподарської меліоративної мережі, порушення оптимальних режимів зрошення, порушення оптимальної структури сівозмін, розукомплектація обладнання насосних станцій, ліній електропостачання, міжгосподарської та внутрішньогосподарської мережі, незадовільний фінансовий стан більшості сільгосптоваровиробників, поява великої кількості власників зрошуваних земель, розкиданих по земельних паях тощо.

Еколого-грунтово-гідромеліоративні причини пов'язані з тим, що додаткове зволоження змінює природні фактори ґрунтоутворення: підвищує вологість приземного шару повітря, знижує температуру поливних ґрунтів і повітря, збільшує втрати тепла на випаровування, значно підвищує гідротермічний коефіцієнт. В поливних ґрунтах, переважно чорноземах, відбуваються інтенсивні процеси мінералізації органічної речовини. При зрошенні ж мінералізованою водою до біологічних факторів приєднуються ще й хімічні, що пов'язані зі збільшенням лужності і підвищенням вмісту іонів натрію у ґрунтовому поглинаючому комплексі. Це сприяє зменшенню іонів кальцію в ґрунті, диспергуванню органічних речовин і, як наслідок, падінню їх родючості.

Найбільш поширеним негативним явищем, що знижує родючість поливних земель, є содовиявлення та осолонцювання ґрунтів, які виникають у процесі обмінних реакцій і вивільнення іонів натрію із поглинаючого ґрунтового комплексу та шляхом внесення їх з поливною водою й добривами.

За результатами комплексної оцінки ґрунтово-меліоративного стану земель складено серію карт України шляхом узагальнення матеріалів гідролого-меліоративних експедицій і організацій Держкомгеології.

Аналіз одержаних матеріалів показав, що на зрошуваних землях України складається такий розподіл площ за глибиною залягання рівня ґрунтових вод: менше 1 м – 0,2 %, 1–2 м – 3–4 %, 2–3 м – 10–12 %, 3–5 м – 15 % та більше 5 м – 70 % від загальної площі зрошення.

Основні площі середньо– та сильнозасолених ґрунтів в Одеській, Херсонській, Запорізькій і Донецькій областях та Автономній Республіці Крим розташовані в приморській зоні в межах морських терас. Вони попадаються між оз. Сасик та Алібей, між Хаджибейським та Куяльницьким лиманами, вздовж Каркінітської затоки, Молочного лиману, Феодосійської затоки та ін. В Дніпропетровській, Запорізькій та Луганській областях такі ґрунти приурочені до заплавл таких річок, як Орель, Самара, Сіверський Донець, а також до їх приток (річки Бик, Янчул, Гайчул, Деркул, Айдар, Євсуг та ін.).

Найменшу засоленість мають заплави річки Південного Бугу та його притоків – Темгула, Великого Куяльника, Інгула та Інгульця. Основна ж частина ґрунтів заправ річок та низьких терас степової зони України мають слабкий ступінь засоленості. На зрошуваних масивах Одеської та Миколаївської областей на захід від Південного Бугу, де для зрошення використовували воду підвищеної мінералізації, залягають масиви слабого засолення. Площа сильно– та середньозасолених ґрунтів на масивах зрошення обмежена й попадається у вигляді плям. В цілому процеси вторинного засолення мають обмежений розвиток. Всього на зрошуваних землях України площі із слабким ступенем засолення становлять 6–8 %, з середнім – 1–2 % та сильним – 0,5–1,0 %.

На основі підготовленого картографічного матеріалу та результатів спеціальних регіональних досліджень з оцінки еколого-меліоративного стану зрошуваних масивів побудовано карту еколого-меліоративного стану земель степової зони України (рис. 5.16).



Рисунок 5.16 – Еколого-меліоративний стан земель

У регіональному плані ділянки з негативним еколого-меліоративним станом земель приурочені до заправ річок, схилів річкових долин та балок, низьких надзаправових терас, приберегових та приканальних зон, подів та мікрозападин, а також до зрошуваних земель.

У межах заправ річок півдня України негативний стан земель обумовлений переважно засоленням ґрунтів (південно-західна приморська частина Одеської області, ліві притоки Сів. Дінця у Луганській області, лівобережна частина Дніпропетровської області, заплави річок Орель, Самара, Вовча). На

окремих площах незадовільний стан викликано дуже близьким заляганням ґрунтових вод, підтопленням або заболоченням земель.

На вододільних масивах ділянки з незадовільним еколого-меліоративним станом приурочені, головним чином, до зрошуваних площ, як наслідок підйому РГВ вище критичних позначок та підтоплення території (Миколаївська, Дніпропетровська, частково Одеська області та Крим). Інколи ці процеси посилюються високою мінералізацією ґрунтових вод. В межах південної частини Дунай-Дністровського межиріччя (Одеська область), в Херсонській, рідше в Запорізькій областях причиною незадовільного стану земель є просадки лесових ґрунтів на зрошуваних площах. В окремих регіонах Херсонської, Дніпропетровської, Луганської областей та Автономної Республіки Крим активного розвитку набувають ерозійно-карстові процеси та процеси гідроморфної трансформації ґрунтів.

В межах Херсонської області райони незадовільного еколого-меліоративного стану нерідко приурочені до подів, де проходить гідроморфна трансформація ґрунтів та лесових порід.

Значна частина як зрошуваних, так і прилеглих до них богарних земель, які зазнають впливу іригації, характеризується задовільним станом. Більше таких земель у Дніпропетровській, Херсонській, Миколаївській та Одеській областях.

Незадовільний еколого-меліоративний стан в межах терасових та вододільних рівнин півдня України обумовлений переважно розвитком зсувних процесів (північно-західна частина Одеської області), змивом ґрунтів та підґрунтя (схили балок, річкових долин та крупних подів), підвищеною мінералізацією ґрунтових вод (Миколаївська, Херсонська, Запорізька області), подоутворенням (Херсонська, в меншій мірі Одеська та Миколаївська області). Значно рідше загроза погіршення стану викликана розвитком негативних процесів (карсту, суфозії, просадки, еолових процесів та ін.).

Зрошення земель, крім того, призводить до інтенсифікації внутрішньоґрунтового вивітрювання гумусу та деяких мінералів. Це сприяє погіршенню ряду фізичних властивостей, пониженню шпаруватості й фільтрації в ґрунті. Інтенсивне зрошення викликає міграцію легкорозчинних солей, елементів живлення, гумусу, продуктів розпаду мінералів, добрив, пестицидів, важких металів та радіонуклідів, які забруднюють ґрунти, ґрунтові води та водоприймачі.

Значну роль у руйнуванні структури ґрунтів відіграють спосіб і техніка поливу. Особливо це стосується дощування з великою інтенсивністю дощу та поливу по борознах. Найменш руйнівним для ґрунту є крапельне зрошення, яке водночас дозволяє значно скоротити зрошувальні норми [51, 52].

Підвищена вологість ґрунтів при поливі викликає руйнування мікро- і макроагрегатів із наступним, при висиханні, склеюванням мікрочастинок у більш крупні фракції, що викликає злитість ґрунтових елементів та глеє- і брилоутворення, утворення ґрунтової кірки тощо [50, 53].

У зв'язку з дефіцитом прісних водних ресурсів стали використовувати воду підвищеної мінералізації (2–5 г/дм³) [54]. Автори, які проводили такі до-

слідження, відмічають, що в тих господарствах, де не додержуються режиму зрошення і не проводять енергійні заходи щодо запобігання засоленню і осолонцюванню, приблизно на другий рік після початку зрошення починається зниження врожаю. Це виникає насамперед внаслідок осолонцювання ґрунтів. За твердженням авторів в умовах південного регіону можливо використання води підвищеної мінералізації для зрошення за умов організаційно-господарських, агротехнічних і меліоративних заходів, які знижують її шкідливий вплив на рослини і ґрунти.

Зрошення зворотною водою

Вивчення проблеми сільськогосподарського використання зворотної води для зрошення земель було розпочато в Україні ще з 60-х років ХХ ст. Дослідження були спрямовані на вивчення екологічно прийнятних способів утилізації міської і промислової зворотної води шляхом використання їх у сільському господарстві для зрошення і удобрення посівів, з метою покриття дефіциту природної води.

Попередня оцінка зворотної води за хімічними показниками проводиться згідно з вимогами, викладеними у ВНД 33-3.3-01-98 [55]. Згідно з цим документом при використанні зворотної води для зрошення контроль та регулювання водно-сольового режиму пропонується здійснювати з допомогою спеціальної номограми для розрахунку кількості солей у метровому шарі ґрунту (табл. 5.20).

Таблиця 5.20 – Оцінка придатності зворотної води за вмістом важких металів та інших хімічних елементів

Показники	Оцінка якості води, мг/дм ³	
	I-клас – придатна	II клас – обмежено придатна
Цинк	1,0	1,0–5,0
Марганець	0,5	0,5–1,0
Хром3+	0,2	0,2–0,5
Хром6+	0,05	0,05–0,15
Бор	0,3	0,3–1,0
Нікель	0,08	0,08–0,2
Мідь	0,08	0,08–0,2
Кобальт	0,03	0,03–0,05
Свинець	0,03	0,03–0,1
Кадмій	0,003	0,003–0,01
Ртуть	0,002	0,002–0,005
Фтор	0,7	0,7–1,5

За гідрохімічними і фізико-хімічними показниками у зворотній воді визначаються БСК₅, ХСК, перманганатне окислювання, детергенти (СПАР), феноли, нафтопродукти та інші органічні сполуки. Вміст фенолів не повинен перевищувати 0,1, нафти і нафтопродуктів – 0,3 і детергентів – 0,2 мг/дм³.

Основними агробіологічними показниками і критеріями якості зворотної води є фізико-хімічні властивості ґрунтів: вміст поживних речовин, засоленість (мінеральний залишок не більше 0,3 %), кількість поглиненого натрію від ємності обміну (не більше 10 %), а також оптимальні показники врожайності вирощуваних сільськогосподарських культур і їх якості залежно від ґрунтово-кліматичних зон України.

Агробіологічна оцінка сільськогосподарського використання міської зворотної води здійснювалась в умовах Лісостепу (зворотна вода Києва, Харкова) та Степу України (зворотна вода Донецька, Дніпропетровська, Кіровограда). При розробці заходів, що упереджують негативний вплив зворотної води міст України на родючість ґрунту, визначали належність її до певної категорії, де враховані основні агроеліоративні та агроекологічні параметри [56].

Перша категорія – зворотна вода з хорошими і задовільними меліоративними властивостями, з мінералізацією не більше 1,3 г/дм³, із сприятливим співвідношенням одно- і двовалентних катіонів, із вмістом важких металів, що не перевищують ГДК (перший клас придатності), задовільними санітарно-гігієнічними та токсикологічними показниками. Її рекомендується використовувати без попередньої підготовки.

Друга категорія – зворотна вода, яка здатна викликати загальне або хлоридне засолення ґрунтів, з мінералізацією 1,3–2,0 г/дм³, з вмістом хлоридів більше 300 мг/дм³, із співвідношенням одно- і двовалентних катіонів > 2,0. Вміст важких металів оцінюється за другим класом придатності, коли задовільні санітарно-гігієнічні та токсикологічні показники. Необхідне поліпшення якості води шляхом гіпсування для насичення води кальцієвими солями. При потребі слід проводити нейтралізацію поливної води сірчаною кислотою, обмежувати зрошувальні норми, здійснювати заходи щодо зниження вмісту важких металів.

Третя категорія – зворотна вода, яка здатна викликати засолення і осолонцювання ґрунтів, з мінералізацією від 2 до 3 г/дм³ і більше, з несприятливим співвідношенням одно- і двовалентних катіонів, високим рівнем забрудненості за вмістом важких металів, забруднена в санітарно-гігієнічному відношенні. Застосування такої води вкрай обмежено і для зрошення необхідна її глибока підготовка (ізоляція токсичних скидів, доочистка, розведення, кислування, гіпсування).

Про забруднення ґрунту зворотною водою свідчить підвищений вміст органічного вуглецю і хлоридів порівняно з контрольними ділянками. Підвищений вміст органічного азоту при відсутності аміаку є доказом забруднення ґрунтів та недостатньо інтенсивних процесів амоніфікації і нітрифікації в цих ґрунтах.

Для зрошення сільськогосподарських угідь у степовій зоні щороку використовується близько 150 млн. м³ зворотної води [57].

Слід відмітити, що особливістю хімічного складу зворотної води міст півдня України є їхня підвищена мінералізація (від 1 до 2,4 г/л) і, як правило, переважання у співвідношенні катіонів солей натрію над кальцієм, що при пору-

шенні технології застосування зворотної води для зрошення може призвести до осолонцювання та засолення ґрунту. Це зобов'язує здійснювати систематичний контроль за дотриманням розробленої технології, станом ґрунтів і за необхідності застосовувати агро меліоративні заходи, зокрема хімічну меліорацію (вносити гіпс у середньому з розрахунку 3 т/га один раз у 3–5 років). Рекомендується також застосовувати і місцеві замітники гіпсу – здрібнені доменні, мартенівські і вапнякові шлаки. Згідно з розробленою технологією [55] необхідно впроваджувати рекомендований обробіток ґрунту і систему сівозмін, фітомеліорацію та внесення рекомендованих доз органічних і мінеральних добрив.

Значний комплекс досліджень проведено по вивченню та впровадженню в сільськогосподарське виробництво зворотної води тваринницьких ферм і комплексів. У 1990 р. в Україні зворотною водою тваринницьких комплексів зрошувалось понад 18 тис. га. Об'єм і хімічний склад зворотної води тваринницьких комплексів залежать від виду і віку тварин, кількості та якості кормів, а також прийнятої технології видалення тваринницьких відходів. Характерною ознакою такої зворотної води є її підвищена мінералізація й висока концентрація поживних речовин (табл. 5.21).

Таблиця 5.21 – Показники якості зворотної води тваринницьких комплексів

Комплекси	Суша речовина, г/м ³	Мінеральні солі, г/м ³	Співвідношення Na і Ca		Поживні речовини, г/м ³			Вихід зворотної води, м ³ /добу	
			допустиме	фактичне	N загальний	P ₂ O ₅	K ₂ O	на 1 голову	всього
Великої рогатої худоби (10-15 тис. голів)	1 800–17 200	1 260–6 800	1,0	0,96–1,77	620–1 290	160–1308	430–725	0,15–0,22	1 500–2 500
Свино-відгодівельні (24-108 тис. голів)	1 500–4 200	900–2 784	1,0	1,6–4,1	64–380	35–114	65–230	0,05–0,055	1 000–5 500

Враховуючи наявність у тваринницькій зворотній воді великої кількості органічних і мінеральних компонентів, а також мікроелементів, її використовують в основному для проведення зволожувально-удобрювальних та удобрювальних поливів. При вегетаційних поливах зрошувальні норми визначають за потребою рослин в азоті та урахуванням відповідного розведення їх чистою водою. Рідкий гній і гнойову зворотну воду пропонується використовувати тільки для удобрювальних поливів у не вегетаційний період під оранку або культивування.

Як показали дослідження, використання зворотної води тваринницьких комплексів зумовлює поліпшення поживного режиму ґрунту та збільшення

урожайності кормових культур. При цьому урожайність їх при застосуванні тваринницької зворотної води набагато вища порівняно зі зрошенням природною водою.

На підставі проведених досліджень щодо використання зворотної води тваринницьких ферм і комплексів було розроблено і затверджено “Технологию использования сточных вод и других навозных отходов животноводческих комплексов для орошения и удобрения сельскохозяйственных культур” [58].

Аналогічні дослідження також проводились зі стічними водами заводів цукрового, спиртового і крохмального виробництва. Стічні води цих підприємств дуже різноманітні за мінералізацією і хімічним складом. Загальна кількість солей в них коливається від 0,5 до 17 г/л. Порівняно з міськими стічними водами вони містять значно більше поживних речовин, особливо азоту.

Стічні води целюлозно-паперових і цукрових заводів, а також заводів з виробництва азотно-фосфорних добрив у більшості випадків придатні для зрошення без попередньої підготовки. У них невисока мінералізація (0,5–1,5 г/л) і сприятливе співвідношення натрію і кальцію. Вони містять значну кількість поживних речовин – в одному кубічному метрі цих стічних вод зосереджено від 7 до 35 г азоту.

Стічні води гідролізно-дріжджових і спиртових заводів, унаслідок високого вмісту солей (2–17 г/л) та азоту (0,1–1,8 г/л), можуть бути застосовані для зрошення після розведення їх прісною водою та внесення хімічних меліорантів.

У зв'язку з великою різноманітністю хімічного складу стічних вод кожного окремого міста та різних промислових підприємств, використанню їх для зрошення повинні передувати спеціальні дослідження з метою розроблення способів екологічно прийнятної технології їхнього застосування.

Підсумовуючи викладене, слід зазначити, що стратегія розвитку зрошувальних меліорацій сьогодні повинна бути направлена на вирішення зазначених проблем і базуватися насамперед на необхідності реконструкції існуючих зрошувальних і дренажних систем з метою поліпшення меліоративного стану, раціонального використання поливної води, зменшення дренажного стоку, підвищення родючості ґрунтів. При цьому еколого-меліоративні проблеми повинні вирішуватися в комплексі з соціально-економічними та іншими проблемами регіонів у цілому. Застосування зрошувальних меліорацій буде доцільним у випадку врахування комплексу природоохоронних заходів, що дозволить підвищити ефективність зрошуваного землеробства та забезпечити збереження стійких умов природного ландшафту.

Порушені землі та їх рекультивация

Порушенням земель вважають екоцидно-деградаційний процес, що виникає внаслідок видобутку корисних копалин, торфу, будівельної сировини, прокладання трубопроводів, проведення геологорозвідувальних, дослідницьких, будівельних робіт, призводячи до порушення ґрунтового покриву, гідрологічного режиму ландшафтів, формування техногенного рельєфу та інших екологічно небезпечних змін природного стану земель [59].

Найбільш поширеними порушеннями природних комплексів є утворення кар'єрів, траншей, провалів, карстових колодязів, накопичення відвалів, териконів, улаштування дамб, хвостосховищ, золошлаковідвалів. Внаслідок цього знищується рослинність, руйнується ґрунтовий покрив, знижується рівень підґрунтових вод, відбувається запилення водного і повітряного басейнів, втягуються в техногенний процес ландшафтоутворення екологічно невластивих, а частіше біологічно шкідливих геохімічних елементів, які виносяться на поверхню в кількості, що набагато перевищує їх вміст у звичайному кругообігу. Встановлено, що порушені ділянки несприятливо впливають на територію, яка приблизно в 10 разів перевищує площу безпосереднього порушення. У багатьох випадках оброблені ділянки перетворюються в покинуті землі, а хаотична поверхня їх часто нагадує індустриальні пустелі.

Спосіб добування корисних копалин викликає певні порушення ґрунтового покриву.

Зокрема, розвідування корисних копалин супроводжується забрудненням ґрунтів сольовими глинистими розчинами, які використовують під час буріння свердловин. Ґрунти при цьому засолюються і зазнають осолонцювання. Але найнебезпечніше забруднення відбувається тоді, коли із свердловини фонтанують газ, нафта, чи засолені підґрунтові води.

Підземне добування корисних копалин зумовлює створення териконів, в які складають пусту породу. Під них відводять значні площі родючих ґрунтів. Водна та вітрова ерозії зміщують з них дрібнозем, нерідко забруднюючи навколишню територію токсичним пилом. Терикони будівельних шахт самозагоряються і роками забруднюють повітря отруйними газами. Осідання вироблених штреків спричиняє провали на поверхні ґрунту, що призводить до вилучення земель з сільськогосподарського використання.

Добування корисних копалин відкритим способом спричиняє найбільше порушення ґрунту. У такому разі під відвали йдуть великі площі сільгоспугідь, хоча в цілому добування корисних копалин цим способом потребує менших затрат, ніж шахтним. При добуванні відкритим способом утворюються кар'єри глибиною 100–200 м, а інколи, наприклад на залізорудних підприємствах Криворіжжя, – до 700–800 м.

Нині в Україні площа порушених земель досягла майже до 160 тис. га, а їх відновлення затримується на десятки років, тоді як у Німеччині це здійснюється синхронно з видобутком копалин. Тому проблема техногенного пресу на ґрунтовий покрив у перспективі буде більш актуальною.

З метою відновлення біопродуктивності порушених земель, підвищення їх господарської цінності і поліпшення екологічних умов проводять рекультивацію цих земель. Рекультивації підлягають усі землі, що зазнають або зазнали змін у рельєфі та підґрунті під час виконання гірничих, гідротехнічних, геологорозвідувальних та інших робіт. Основне завдання рекультивації полягає в тому, щоб виконати комплекс спеціальних робіт і заходів, довести порушені землі до стану, придатного для їх використання у сільському, лісово-

му, рибному господарствах, для промислового та комунального будівництва, створення тепличних господарств і зон відпочинку.

Роботи з рекультивації порушених земель виконують поетапно і поділяють на гірничотехнічну та біологічну рекультивацію. Гірничотехнічна рекультивація передбачає вирівнювання відвалів, засипання кар'єрів, ярів, рівчаків, формування укосів, знімання, транспортування та нанесення на ділянки, які підлягають рекультивації, ґрунту або потенційно родючих порід, хімічну меліорацію субстратів і ґрунту, який залишився на місці розробки, будівництво доріг, спеціальних гідротехнічних споруд тощо. Проектом рекультивації визначається порядок розкривання гірських порід і переміщення їх у відвали, а також етапи виконуваних при цьому робіт, які звичайно ідуть у такій послідовності:

- селективне зняття родючих гумусових горизонтів ґрунту;
- селективне зняття потенційно родючих порід (переважно леси та лесовидні суглинки);
- переміщення до відвалів суміші проміжних і токсичних порід;
- грубе планування (вирівнювання) відвалів порід для забезпечення їх рівномірного осідання;
- ретельне планування відвалів після осідання;
- покриття вирівняної поверхні токсичних порід шаром глинистих порід, що запобігає міграції токсичних елементів до кореневмісного шару;
- нанесення шару потенційно родючої породи завтовшки 1,5–2 м;
- покриття відвалів шаром родючого ґрунту.

Орієнтована потужність шару ґрунту, який знімається, згідно з науково-методичними рекомендаціями [60] залежить від типу ґрунту та фізико-географічних умов конкретного регіону України (табл. 5.22).

Гірничотехнічний стан рекультивації при будівництві шляхів та інших лінійних об'єктів полягає у зніманні в порушеній смuzі шару ґрунту, створенні насипів з підґрунтя і покритті резервних ділянок гумусовим шаром.

При шахтному добуванні корисних копалин пуста порода знову повертається у вироблені штреки. У разі неможливості повернення її в штреки створюють зовнішні відвали (терикони), під які відводять малопродуктивні землі чи яри. Після 2–3-річного осідання відвали вирівнюють, покривають потенційно родючою породою, шаром ґрунту і передають для біологічної рекультивації.

При підземному добуванні корисних копалин може деформуватися поверхня ґрунту внаслідок осідання. Залежно від характеру деградації у межах шахтного поля на поверхні знімають шар ґрунту, провали засипають, розрівнюють і після остаточного осідання вирівнюють та покривають шаром ґрунту.

Під час геологорозвідувальних робіт гумусовий шар ґрунту знімають повністю. Крім того, знімають 50 см горизонту, перехідного до породи, окремо складують, влаштовують резервуари для зберігання промивних рідин, які використовують у процесі буріння. Після того, як закінчать буріння, зняті

шари ґрунту і підґрунтя повертають на попереднє місце. Якщо необхідно, проводять хімічну меліорацію і вносять підвищені норми органічних добрив.

Таблиця 5.22 – Потужність гумусового шару ґрунтів, рекомендованого до зняття, по декільком областях України

Ґрунти	ОБЛАСТІ УКРАЇНИ				
	Тернопільська	Сумська	Кіровоградська	Харківська	Запорізька
Підзолисто-дернові суглинисті	–	50	–	–	–
Ясно-сірі опідзолені суглинисті	20	20	–	–	–
Сірі опідзолені суглинисті	30	30	30	60	–
Темно-сірі опідзолені суглинисті і глинисті	60	50	60	60	–
Чорноземи опідзолені суглинисті і глинисті	90	70	90	90	–
Чорноземи типові і вилугувані малогумусні суглинисті	80	100	100	–	–
Чорноземи типові і вилугувані середньогумусні глибокі суглинисті	–	100	–	110	–
Чорноземи звичайні середньогумусні суглинисті і глинисті	–	–	100	90	90
Чорноземи на щільних глинах глинисті	70	–	–	60	70
Чорноземи супіщані	–	30	40	50	–
Лучно-чорноземні суглинисті і глинисті	100	100	100	100	100
Чорноземи південні малогумусні суглинисті і глинисті	–	–	–	–	30
Чорноземи солонцюваті малогумусні суглинисті і глинисті	–	–	–	–	60

Вироблені торфовища при фрезерному і машиноформувальному способах видобування торфу потрібно повертати землекористувачам для використання їх під сіножаті, пасовища, заліснення та обводнення. З цією метою влаштовують осушувальну мережу, планують поверхню, споруджують дороги.

Біологічний етап рекультивації розпочинається після завершення технічного етапу. Земельні ділянки в період біологічної рекультивації в сільськогосподарських та лісогосподарських цілях проходять фітомеліоративну стадію з вирощуванням багаторічних злакових і бобових культур для відновлення або формування кореневмісного шару та насичення його біоорганічними речовинами.

При біологічній рекультивації в сільськогосподарських цілях потрібні селективне відсіпання відвалів, перекриття токсичних порід 0,5-метровим

шаром глини, потенційно родючою породою завтовшки 1,5–2 м, а також шаром ґрунту завтовшки 40–60 см, 5–10-річний період відновлення родючості з вирощуванням багаторічних трав, внесенням високих норм органічних і мінеральних добрив. Після такої рекультивації ці землі за потенційною і ефективною родючістю можуть не поступатися перед зональними ґрунтами.

Згідно з існуючими вимогами біологічний етап рекультивації поділяється на два періоди. У першому, меліоративному періоді вирішують питання окультурення рекультивованих ґрунтів добором культур або сівозмін, внесенням добрив та іншими заходами, пов'язаними з періодом подальшого інтенсивного сільськогосподарського використання. На рекультивованих землях необхідно вносити на 20–30 % більші норми органічних і мінеральних добрив, ніж на поряд з розташованими з ними староорними чорноземами [61]. У другому періоді рекультивовані землі повинні бути включені у структуру сільськогосподарських угідь з відповідною плановою віддачею від них. Залежно від окультуреності і досягнутого в меліоративному періоді рівня родючості такі землі відводять у категорію орних угідь або ж під кормові культури.

Сформовані у техногенних агроландшафтах ґрунти більшою мірою піддаються ерозійним процесам та іншим деградаціям, тому вживають відповідні антидеградаційні заходи.

Під лісову рекультивацію можна відводити відвали з різними ґрунтосумішами без селективного відсіпання. Якщо ґрунтосуміші токсичні, проводять їх хімічну меліорацію або перекривають потенційно родючими породами. На відвалах кам'яновугільних та марганцевих виробок найпристосованішими є акація біла, в'яз дрібнолистий, жимолость татарська і навіть сосна звичайна.

Без ґрунтового покриття порушені землі залишають, як правило, на ділянках, призначених під мисливські угіддя, водойми, рекреаційні зони, будівельні та інші об'єкти.

Однією з першочергових задач в сфері екології ґрунтів на порушених землях є прискорення темпів їх рекультивації з метою поліпшення агроландшафтів.

5.7 Комплексна оцінка визначення рівня екологічної небезпеки впливу промислових підприємств на стан довкілля

Екологічна безпека є важливою складовою національної безпеки і передбачає розумне задоволення природних потреб будь-якої людини й усього суспільства, гарантію проживання людей в екологічно чистому і сприятливому для життєдіяльності середовищі.

Стратегія сталого розвитку суспільства потребує визначення екологічної безпеки промислових підприємств з метою мінімізації антропогенного впливу на навколишнє природне середовище і здоров'я людини, а також запобігання виникнення можливих аварій. Цій проблемі було присвячено велику кількість нормативно – методичних документів та наукових праць [11, 62–

74]. Методи оцінки впливу промислових підприємств на довкілля надають можливість проводити обґрунтований аналіз і приймати рішення щодо техногенної та екологічної безпеки промислового об'єкта.

Аналіз нормативних та методичних документів в галузі екологічної безпеки впливу промислових підприємств на навколишнє природне середовище і здоров'я населення показав їх недосконалість та потребу адаптації до вимог Європейського екологічного законодавства.

В 2010 році вступили в дію зміни до ДБН А.2.2-1-2003 “Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд” і призначені до п. 2.45 цього ДБН «Оцінка ризику планованої діяльності щодо природного, соціального і техногенного середовища» та надання відповідних додатків, щодо математичного визначення ризиків впливу проекрованої діяльності на навколишнє середовище [62].

Метою цього документу є розроблення зміни та доповнень до ДБН А.2.2-1-2003 в напрямку формування методології визначення ризиків впливу планованої діяльності на навколишнє середовище у системі ОВНС, включаючи оцінку ризику впливу на природне середовище, на здоров'я населення та оцінку соціального ризику планованої діяльності

Відповідно до змін та доповнень пункту 2.45 ДБН А.2.2-1-2003 оцінка ризику впливу планованої діяльності на навколишнє середовище включає [62]:

- оцінку ризику впливу планованої діяльності на природне середовище;
- оцінку ризику впливу планованої діяльності на здоров'я населення;
- оцінку соціального ризику планованої діяльності.

Відповідно до [62] визначення показників техногенного ризику (ризик впливу об'єкта чи планової діяльності на природне середовище) проводиться у два етапи. На першому етапі здійснюється визначення рівня ризику впливу об'єкта господарської діяльності на компоненти навколишнього середовища за формулою (5.83), що встановлює прогностичний рівень техногенного ризику при проектуванні. На другому етапі визначається показник ризику впливу кожної специфічної забруднюючої речовини на відповідні компоненти навколишнього середовища за формулою (5.83).

Визначення ризиків на першому й другому етапах проводиться для об'єктів, на яких такі ризики можуть бути реально присутніми.

$$R_{kj} = A \cdot e^{B \cdot e^{Dkj}}, \quad (5.83)$$

де R_{kj} – ризик k -го етапу по j -ому компоненту навколишнього природного середовища, безрозмірний;

A, B – константи ($A=4,99 \cdot 10^{-6}$, $B=-7,557$);

Dkj – величина, що визначається відповідно k -го етапу розрахунку ризику по j -ому компоненту, яка розраховується за формулою [62]:

$$D_{kj} = -e^{I_{kj}-1} \quad (5.84)$$

де I_{kj} – індекс забруднення по j -ому компоненту навколишнього середовища (атмосфери, гідросфери, ґрунту) для k -го етапу розрахунку ризику, безрозмірний, визначається по таблиці 5.23 [62].

Таблиця 5.23 – Визначення індексу забруднення компонентів навколишнього середовища [58]

Компонент навколишнього середовища	Перший етап ($k=1$)		Другий етап ($k=2$)	
	Вихідні дані	Розрахункова залежність I_{kj}	Вихідні дані	Розрахункова залежність I_{kj}
Атмосфера ($j=1$)	$KП$ – кратність перевищення нормативів, безрозмірний	$0,25 \cdot KП$	$ПЗ_i$ – показник забруднення i -ою речовиною у атмосфері, %;	$0,0025 \cdot ПЗ_i$
Гідросфера ($j=2$)	$ІЗВ$ – індекс забруднення вод по показникам, безрозмірний	$0,2 \cdot ІЗВ$	$ІЗВ_i$ – індекс забруднення вод по i -ому показнику забруднення гідросфери, безрозмірний	$0,2 \cdot ІЗВ_i$
Ґрунт ($j=3$)	Z_c – сумарний показник забруднення ґрунту, безрозмірний	$0,016 \cdot Z_c$	K_{c_i} – коефіцієнт концентрації i -ої хімічної речовини що забруднює ґрунт, безрозмірний	$0,016 \cdot K_{c_i}$

Проведення оцінки рівня ризику здійснюється відповідно до табл. 5.24.

Таблиця 5.24 – Класифікація рівнів ризику планованої діяльності на природне середовище

Рівень ризику	Значення ризику
Неприйнятний	$>10-6$
Прийнятний	$10-6 - 10-8$
Безумовно прийнятний	$< 10-8$

На першому етапі на основі отриманого значення приймається рішення про прийнятність планованої діяльності по даному компоненту навколишнього середовища, її доробці (наприклад, удосконаленню системи очищення стічних вод і т.д.), або відхиленню даного проекту.

На другому етапі на основі отриманих значень приймається рішення про прийнятність планованої діяльності по кожній специфічній речовині (показнику) відповідного компонента навколишнього середовища.

З цього документу залишається незрозумілим, чому оцінку ризику впливу об'єкта чи планової діяльності на водне середовище пропонується проводити на основі визначення індексу забруднення вод (ІЗВ), який вичислюється як сума кратності перевищення гранично – допустимих концентрацій (ГДК), що не має нічого спільного як з ризиком порушення стійкості водних екосистем, так і з ризиком для здоров'я населення.

Відповідно до табл. 5.23 оцінку ризику впливу об'єкта чи планової діяльності на атмосферне повітря пропонується проводити на основі визначення показника забруднення *i*-ою речовиною у атмосфері, в той час як діють методичні рекомендації «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря», що затверджені наказом МОЗ України від 13.04.07 № 184 [63].

Відповідно до п.8.16 Державних санітарних правил охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та біологічними речовинами) (ДСП-201-97) (із змінами, внесеними згідно з Наказом Міністерства охорони здоров'я № 30 (v0030282-00) від 23.02.2000), затв. наказом МОЗ України 9.07.1997 р. № 201 [65] оцінка забруднення атмосферного повітря проводиться з урахуванням кратності перевищення показників забруднення (ПЗ). Показник фактичного або прогнозного забруднення атмосферного повітря однією речовиною розраховується за формулою:

$$ПЗ = \frac{C}{ГДК} \times 100 \%, \quad (5.85)$$

де ПЗ – показник забруднення,

C – фактична або прогнозна концентрація конкретної речовини в мг/куб. м,

ГДК – значення гранично допустимої концентрації цієї речовини (в мг/куб. м).

Сумарний показник забруднення сумішшю речовин розраховується за формулою:

$$\sum ПЗ = \frac{C_1}{ГДК_1 * K_1} + \frac{C_2}{ГДК_2 * K_2} + \frac{C_3}{ГДК_3 * K_3} + \dots + \frac{C_n}{ГДК_n * K_n} \times 100 \% \quad (5.86),$$

де $\sum ПЗ$ – сумарний показник забруднення (у %),

*C*₁, *C*₂, *C*₃ ... *C*_{*n*} – значення фактичних або прогнозних концентрацій речовин, що входять до складу суміші (у мг/куб. м),

*ГДК*₁, *ГДК*₂, *ГДК*₃, ... *ГДК*_{*n*} – значення гранично допустимих концентрацій відповідних забруднюючих речовин, що входять до складу суміші (у мг/куб. м),

*K*₁, *K*₂, *K*₃ ... *K*_{*n*} – значення коефіцієнтів, які враховують клас небезпечності відповідної речовини: для речовин 1-го класу – 0,8; 2-го класу – 0,9; 3-го класу – 1,0; 4-го класу – 1,1 [64].

Як видно з вищенаведених формул (5.85, 5.86) показник забруднення атмосферного повітря ПЗ також не має нічого спільного з ризиком для здоров'я населення.

Відповідно до табл. 5.23 оцінку ризику впливу об'єкта чи планової діяльності на ґрунти пропонується проводити на основі визначення показника забруднення ґрунту (Z_c), який також визначається як сума перевищень ГДК забруднюючих речовин, що також не має відношення до методики оцінювання ризику для здоров'я населення.

Таким чином, існуючі оцінки впливу джерел забруднення на навколишнє природне середовище є недосконалими й неповними.

Відсутність комплексного системного підходу до оцінки впливу, як діючих, так і планованих до будівництва підприємств на стан навколишнього природного середовища обумовили необхідність розробки методики комплексної оцінки впливу промислових підприємств на довкілля.

Нова методика визначення показника екологічної безпеки підприємства складається з декількох етапів:

– комплексна оцінка ступеню забрудненості міста розташування промислового підприємства, що інтегрує показники забруднення атмосферного повітря, поверхневих вод і ґрунтів;

– комплексна оцінка впливу промислового підприємства на стан навколишнього природного середовища, яка складається з показників впливу скиду стічних вод на поверхневі водні об'єкти, викидів забруднюючих речовин на атмосферне повітря та промислових відходів на стан довкілля;

– визначення показника екологічної безпеки підприємства як середньо геометричної величини показника забрудненості території і показника впливу промислового підприємства на навколишнє природне середовище.

В роботі [75] запропоновано визначати ступень забруднення території розташування промислового підприємства за комплексним показником:

$$Z = Z_W + Z_A + Z_S, \quad (5.87)$$

де Z_W – показник забруднення поверхневих вод, безвимірна величина;

Z_A – показник забруднення атмосферного повітря, безвимірна величина;

Z_S – показник забруднення ґрунтів, безвимірна величина.

Гігієнічні нормативи якості поверхневих вод регламентуються документами [17, 18, 76-79] і включають загальні вимоги до складу і властивостей поверхневих вод для різних видів водокористування (перелік гранично – допустимих концентрацій шкідливих речовин у водних об'єктах господарсько-питного і комунально-побутового водокористування й у рибогосподарських цілях).

Гігієнічний принцип нормування знайшов застосування в багатьох дослідженнях. Наприклад, для оцінки якісного стану водних об'єктів в ВНДІВО було розроблено коефіцієнт забруднення [74], що являє собою середнє арифметичне кратності перевищення ГДК у досліджуваному водному об'єкті для

всіх розглянутих речовин за всією кількістю вимірів кожного параметра у всіх пунктах контролю й в усіх створах.

Аналогічно побудовані деякі інші комплексні показники, наприклад умовний коефіцієнт комплексності, запропонований В.П.Ємельяною і Г.Н.Даниловою [75], дорівнює відношенню кількості показників з порушенням ГДК до загального числа вимірюваних показників якості води, або індекс забруднення води (ІЗВ) [76].

Для поверхневих вод розрахунок ІЗВ проводиться для кожного пункту (створу) за формулою [76]:

$$\text{ІЗВ} = \sum (C_i/\text{ГДК}_i)/N, \quad (5.88)$$

де C_i – середнє за рік значення i -го показника;

ГДК_i – гранично – допустима концентрація i -ої забруднюючої речовини;

N – кількість показників, узятих для розрахунку, включаючи в обов'язковому порядку розчинений кисень і БСК₅.

Крім них, до шістьох інгредієнтів, що беруть участь у розрахунку, входять ті, котрі мають найбільші відносні концентрації (відношення $C_i/\text{ГДК}_i$). Для представлення якості вод у вигляді єдиної оцінки показники вибираються незалежно від лімітуючої ознаки шкідливості, при рівності концентрацій перевага віддається речовинам, що мають токсикологічну ознаку шкідливості.

В МНДІГ ім. Ф.Ф. Ерісмана був розроблений гігієнічний комплексний показник ступеня забруднення водою (виражений в умовних одиницях) [83]. При визначенні цього показника було обумовлено, що якщо значення фактичного рівня окремої домішки не перевищує її гігієнічного нормативу, то значення одиничного показника дорівнює 1. В інших випадках він дорівнює кратності перевищення ГДК. Для групи параметрів величина комплексного показника визначається сумою кратності перевищення ГДК відповідно чотирьох лімітуючих показників шкідливості. На основі зазначеного показника була запропонована гігієнічна класифікація ступеню забруднення водою.

Істотним недоліком розглянутих вище інтегральних оцінок якості вод є їхня лінійність щодо концентрації речовин, а також відсутність врахування класу небезпеки забруднюючих речовин.

Показник забруднення поверхневих вод представляє собою суму кратності перевищення ГДК забруднюючих речовин з урахуванням їх класів небезпеки і визначається за формулою [80]:

$$Z_W = \sum \frac{k_i^W \times C_i^W}{n \text{ ГДК}_i^W}, \quad (5.89)$$

де Z_W – показник забруднення поверхневих вод, безвимірний величина;

n – кількість забруднюючих речовин, що прийнято для розрахунку;

K_{iw} – поправочний коефіцієнт, що залежить від класу небезпеки i -ої забруднюючої речовини і дорівнює для 1 класу небезпеки – 4; для 2 класу небезпеки – 3; для 3 класу небезпеки – 2 і для 4 класу небезпеки – 1, безвимірنا величина;

C_i^W – фактична або прогнозна концентрація i -ої речовини у водному об'єкті, мг/дм³,

$ГДК_i^W$ – гранично допустима концентрація i -ої речовини у водному об'єкті рибогосподарського водокористування, мг/дм³

ГДК приймаються відповідно нормативного документу «Санітарні правила й норми охорони поверхневих вод від забруднення (Санпін 4630-88)» [18].

Необхідно відзначити, що показники забруднення поверхневих вод та атмосферного повітря призначені відобразити вплив підприємства на стан навколишнього природного середовища, тому для розрахунку цих показників визначається кратність перевищення тих забруднюючих речовин, для яких встановлені ГДС та ГДВ.

Аналогічно визначається показник забруднення атмосферного повітря, який представляє собою суму кратності перевищення ГДК забруднюючих речовин з урахуванням їх класів небезпеки за формулою [80]:

$$Z_A = \sum_n \frac{k_i^A \times C_i^A}{ГДК_i^A}, \quad (5.90)$$

де Z_A – показник забруднення атмосферного повітря, безвимірна величина;

n – кількість забруднюючих речовин, що прийнято для розрахунку;

K_i^A – поправочний коефіцієнт, що залежить від класу небезпеки i -ої забруднюючої речовини і дорівнює для 1 класу небезпеки – 4; для 2 класу небезпеки – 3; для 3 класу небезпеки – 2 і для 4 класу небезпеки – 1, безвимірна величина;

C_i^A – фактична або прогнозна концентрація i -ої речовини в атмосферному повітрі, мг/дм³,

$ГДК_i^A$ – гранично допустима концентрація i -ої речовини в атмосферному повітрі, мг/дм³

ГДК приймаються відповідно нормативного документу ДСП-201-97 «Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та біологічними речовинами)» [64].

Геохімічне вивчення ґрунтів на регулярній основі дозволяє одержати просторову структуру забруднення території й виявити ділянки, які є небезпечними для здоров'я населення.

В населеному пункті забруднення ґрунту розглядається, насамперед, як джерело вторинного забруднення атмосферного повітря. На основі геохімічних і гігієнічних досліджень встановлена можливість використання рівня хімічного забруднення ґрунтів як індикатора неблагополучного стану атмосфе-

ри й оцінки ступеня небезпеки забруднення території для здоров'я населення. Базою для оцінки рівня забруднення ґрунтів у цьому випадку є значення фонові концентрації розглянутої речовини в ґрунтах регіону. Звичайно такі підходи використовують при аналізі забруднення території важкими металами й іншими токсичними речовинами.

Рівень забруднення характеризується величиною коефіцієнта концентрації K_c , що визначають зі співвідношення [78]:

$$K_{c_i} = \frac{C_i}{C_{\phi_i}}, \quad (5.91)$$

де C_i – фактична або прогнозована концентрація забруднюючого i -ої речовини в ґрунті;

C_{ϕ_i} – фонові концентрація забруднюючого i -ої речовини, мг/кг ґрунту.

Забруднення звичайно буває поліелементним, і для його оцінки розраховують сумарний показник забруднення, що представляє собою суму перевищень коефіцієнтів концентрацій над фоновим рівнем [78]:

$$Z_c = \sum_1^n K_{c_i} - (n - 1), \quad (5.92)$$

де K_c – коефіцієнт концентрації елемента, безвимірні величина;

n – кількість забруднюючих речовин, що підлягає сумачі з $K_c > 1$.

Величину сумарного показника забруднення ґрунтів використовують для оцінки рівня небезпеки забруднення території.

При визначенні рівня забруднення ґрунту для кожної окремої речовини (елементу) необхідно врахувати, що хімічні елементи, які названі важкими металами (свинець, цинк, мідь, кадмій, ванадій і ін.), не тільки самі є небезпечними для здоров'я людини, але й служать індикаторами присутності пилу, окису вуглецю, окислів азоту, сірчистого ангідриду. Тому при визначенні рівня забруднення ґрунтів необхідно обчислювати кратність перевищення ГДК забруднюючих речовин з урахуванням небезпеки їх дії на здоров'я населення і навколишнє природне середовище за формулою:

$$Z_S = \sum_n \frac{k_i^S \times C_i^S}{ГДК_i^S}, \quad (5.93)$$

де Z_S – показник забруднення ґрунтів, безвимірні величина.

n – кількість забруднюючих речовин, що прийнято для розрахунку;

K_i^S – поправочний коефіцієнт, який дорівнює для пестицидів – 4; для токсичних і канцерогенних речовин – 3; для важких металів – 2 і для інших речовин – 1, безвимірна величина;

C_i^S – фактична або прогнозна концентрація i -ої речовини в ґрунті, мг/дм³,

ΓDK_i^S – гранично допустима концентрація i -ої речовини в ґрунті, мг/дм³

ΓDK приймаються відповідно нормативного документу СанПіН 3210-85. «Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве» [85].

Показник впливу підприємства на стан навколишнього природного середовища пропонується визначати за формулою [80]:

$$EP = EP_W + EP_A + EP_V, \quad (5.94)$$

де EP – показник впливу підприємства на стан навколишнього природного середовища, безвимірна величина;

EP_W – показник впливу скиду стічних вод на стан поверхневих вод, безвимірна величина;

EP_A – показник впливу викидів забруднюючих речовин на стан атмосферного повітря, безвимірна величина;

EP_V – показник впливу промислових відходів на стан довкілля, безвимірна величина.

Пропонується визначати показник впливу скиду стічних вод на стан поверхневих вод за формулою [80]:

$$EP_W = n \times e \times \sum_n \left(\frac{K_i^W \times M_i^W}{\Gamma DC_i} \right), \quad (5.95)$$

де EP_W – показник впливу скиду стічних вод на стан поверхневих вод, безвимірна величина;

n – коефіцієнт надійності експлуатації очисних споруд, який дорівнює наступним значенням:

$n = 1,5$ – перевищено термін експлуатації очисних споруд більш ніж в 2 рази;

$n = 1,25$ – перевищено термін експлуатації очисних споруд більш ніж в 1,1 – 2 рази;

$n = 1$ – термін експлуатації очисних споруд не перевищено;

e – коефіцієнт ефективності очисних споруд, який дорівнює наступним значенням:

$e = 1,5$ – очисні споруди малоефективні (ефективність очисних споруд складає $\leq 75\%$);

$e = 1,25$ – очисні споруди ефективні (ефективність очисних споруд складає $75\% - 90\%$);

$e = 1$ – очисні споруди високоефективні (ефективність очисних споруд складає $\geq 90\%$);

n – кількість забруднюючих речовин, що прийнято для розрахунку

K_i^W – поправочний коефіцієнт, що залежить від класу небезпеки i -ої забруднюючої речовини і дорівнює для 1 класу небезпеки – 4; для 2 класу небезпеки – 3; для 3 класу небезпеки – 2 і для 4 класу небезпеки – 1, безвимірنا величина;

M_i^W – маса скиду i -ої забруднюючої речовини, г/год;

$ГДС_i$ – гранично – допустимий скид i -ої забруднюючої речовини, г/год.

Пропонується визначати показник впливу викидів забруднюючих речовин на стан атмосферного повітря за формулою:

$$EP_A = n \times e \times \sum \left(\frac{K_i^A \times M_i^A}{ГДВ_i} \right), \quad (5.96)$$

де EP_A – показник впливу викидів забруднюючих речовин на стан атмосферного повітря, безвимірна величина;

n – коефіцієнт надійності експлуатації очисних споруд, визначається аналогічно формулі 5.95, безвимірна величина;

e – коефіцієнт ефективності очисних споруд, визначається аналогічно формулі 5.95, безвимірна величина;

n – кількість забруднюючих речовин, що прийнято для розрахунку;

K_i^A – поправочний коефіцієнт, що залежить від класу небезпеки i -ої забруднюючої речовини і дорівнює для 1 класу небезпеки – 4; для 2 класу небезпеки – 3; для 3 класу небезпеки – 2 і для 4 класу небезпеки – 1, безвимірна величина;

M_i^A – маса викиду i -ої забруднюючої речовини, г/с;

$ГДВ_i$ – гранично – допустимий викид i -ої забруднюючої речовини, г/с.

Показник впливу промислових відходів на стан довкілля пропонується визначати за формулою:

$$EP_V = s^V \times n^V \times e^V \times \sum \left(\frac{K_i^V \times M_i^V}{L_i} \right), \quad (5.97)$$

де EP_V – показник впливу промислових відходів на стан довкілля, безвимірна величина.

s^V – коефіцієнт впливу розміщення промислових відходів на стан довкілля, який визначається за даними табл. 5.25, безвимірна величина;

n^V – коефіцієнт надійності експлуатації споруди зберігання відходів, визначається за даними табл. 5.26, безвимірна величина;

e^V – коефіцієнт ефективності природоохоронних заходів зберігання відходів, визначається за даними табл. 5.27, безвимірна величина;

n – кількість відходів, що прийнято для розрахунку

K_i^V – поправочний коефіцієнт, що залежить від класу небезпеки i -го виду відходу і дорівнює для 1 класу небезпеки – 4; для 2 класу небезпеки – 3; для 3 класу небезпеки – 2 і для 4 класу небезпеки – 1, безвимірна величина;

M_i^V – обсяг накопичення i -го виду відходу, т/рік;

L_i – нормативно допустимий обсяг утворення відходів, т/рік.

Інтенсивність негативного впливу промислових відходів на навколишнє природне середовище залежить від типу та розміру об'єктів розміщення відходів і визначається за даними табл. 5.25. Коефіцієнт впливу розміщення промислових відходів на стан довкілля приймається за максимальним значенням параметрів, наведених в табл. 5.25.

Таблиця 5.25 – Показники впливу розміщення промислових відходів

Коефіцієнт впливу розміщення промислових відходів на стан довкілля	Тип об'єкту розміщення відходів	Площа зберігання відходів, га	Обсяг сховища відходів, м ³	Рельєф місцевості
Високий вплив (sV = 1,5)	Несанкціоновані місця розміщення відходів; Котловани, кар'єри, вироблені шахти, штольні, підземні порожнини; нагромадження відходів на промисловому майданчику	Більше 5	Більше 250 000	Височина
Середній вплив (sV = 1,25)	Санкціоновані смітники; відвали, терикони; шламонакопичувачі; Розміщення на тривалий строк на об'єктах, розташованих на території підприємств	1-5	10 000 - 250 000	Рівна територія, пологий схил
Низький вплив (sV = 1)	Полігони по знешкодженню й похованню промислових і побутових відходів; штучні збірники, бункери, контейнери та ін.	Менш 1	Менш 10 000	Пониження рельєфу

Іншим найважливішим параметром, що визначає ступінь негативного впливу промислових відходів на навколишнє природне середовище є надійність споруд їх зберігання. При оцінці використовують показники надійності експлуатації споруди зберігання відходів, що наведено в табл. 5.26.

Таблиця 5.26 – Показники надійності споруджень по зберіганню відходів

Коефіцієнт надійності експлуатації споруди зберігання відходів	Термін перевищення експлуатації споруди зберігання відходів	Заповнення сховища, %	Термін безаварійної експлуатації
$nV = 1,5$	більше ніж в 2 рази	Більше 100	Менш 1 року
$nV = 1,25$	більш ніж в 1,1 – 2 рази	75 – 100	1 – 5 років
$nV = 1$	не перевищено	Менш 75	Більше 5 років

Примітка. Коефіцієнт надійності експлуатації споруди зберігання відходів приймається за максимальним значенням параметрів, наведених в табл. 5.26.

При розміщенні промислових відходів необхідно вживати заходи по захисту атмосферного повітря, підземних вод, ґрунтів та поверхневих вод з врахуванням природної захищеності компонентів навколишнього природного середовища та умов розташування промислового підприємства і споруджень по зберіганню відходів. При визначенні коефіцієнту ефективності природоохоронних заходів зберігання відходів необхідно користуватися табл. 5.27, причому з перелічених показників вибирається той, що відповідає найбільшому значенню коефіцієнта eV .

Таблиця 5.27 – Показники ефективності природоохоронних заходів по зберіганню відходів

Показники ефективності природоохоронних заходів	Високий ступень впливу промислових відходів $eV = 1,5$	Середній ступень впливу промислових відходів $eV = 1,25$	Низький ступень впливу промислових відходів $eV = 1,0$
Заходи, спрямовані на запобігання забруднення атмосферного повітря	Відсутні	Проводяться технологічні заходи щодо зниження пилу (полив, засипання матеріалами, що не порошать, та ін.)	Створено штучні екрани, покриття або споруди, що запобігають забрудненню атмосферного повітря
Заходи, спрямовані на запобігання забруднення поверхневих вод	Відсутні	Ефективність системи збору й очищення потах і дощових вод з поверхні сховища відходів складає менш 75%	Ефективність системи збору й очищення потах і дощових вод з поверхні сховища відходів складає більше 75%
Заходи, спрямовані на запобігання забруднення підземних вод	Відсутні	Одношаровий екран ґрунтовий або бетонний потужністю більше 0,3 – 0,8 м	Двошаровий екран, асфальтобетонний або бетонний з полімерним покриттям потужністю більше 0,8 м
Заходи, спрямовані на запобігання забруднення ґрунтів	Відсутні	Проводяться технологічні заходи щодо зниження пилу	Створено штучні екрани, покриття або споруди, що запобігають забрудненню ґрунтів

Показник екологічної безпеки підприємства, що представляє собою середнє геометричне показника забруднення території розташування промислового підприємства та показника впливу підприємства на стан навколишнього природного середовища і визначається за формулою [80]:

$$ED = \sqrt{Z \times EP}, \quad (5.98)$$

де ED – показник екологічної безпеки підприємства, безвимірна величина;
 Z – показник забруднення території розташування промислового підприємства, визначається за формулою 5.87, безвимірна величина;

EP – показник впливу підприємства на стан навколишнього природного середовища, визначається за формулою 5.94, безвимірна величина.

Запропонований підхід до визначення екологічної безпеки підприємства враховує ступінь виконання екологічних нормативів і стандартів, ефективність природоохоронних заходів, зношеність технологічного обладнання, особливості розташування промислового майданчика і сучасний стан навколишнього природного середовища. Цей методичний підхід може бути використаний не тільки для визначення екологічної безпеки промислового підприємства, але також для підприємств житлово – комунального і сільського господарств з метою прийняття управлінських рішень щодо зменшення негативного антропогенного навантаження на стан навколишнього природного середовища.

Література до розділу 5

1. Оценка состояния и устойчивости экосистем // Институт охраны природы и заповедного дела. – М., 1992. – 125 с.
2. Базилевич Н. И. Некоторые критерии оценки структуры и функционирования природных зональных геосистем / Н. И. Базилевич // Почвоведение. – 1983. – № 2. – С. 27–40.
3. Солнцев Н. А. О биотических и геоматических факторах нормирования природной среды / Н. А. Солнцев // Вестник МГУ. Серия геогр. 1973. – № 1. – С. 41–50.
4. Почвенно – химический мониторинг фоновых территорий / Мотузова Г. В. [и др.] – М. : Изд – во МГУ, 1989. – 88 с.
5. Рыбалов А. А. Качество окружающей среды: методические подходы оценки / А. А. Рыбалов // Экологическая экспертиза : обз. информ– М., 2001. – №1. – С. 12–66.
6. Розробка інтегрованих показників стану навколишнього середовища та механізмів їх впровадження в Національні Плани Дій щодо охорони природи / Данилишин Б. М., Шостак Л. Б., Потапов В. І. [та ін.] : За ред. Б. М. Данилишин. – Київ: РВПС України, 1998. – 59 с.
7. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. // ОНД – 86. Госкомгидромет. – Л. : Гидрометеиздат, 1987. – 92 с.
8. ГОСТ 17. 2. 3. 02 – 78 Охрана природы. Атмосфера. Правила установления допустимых выбросов ВВ промышленными предприятиями.

9. Родзиллер И.Д. Прогноз качества воды водоемов-приемников сточных вод / И.Д. Родзиллер – М. Стройиздат, 1984. – 262 с.
10. Черкинский С. Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы : 5-е изд., перераб. и доп. / С. Н. Черкинский. – М. : Стройиздат, 1977. – 224 с.
11. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод // Под редакцией А. В. Караушева. – Ленинград, Гидрометеиздат – 1987.
12. Инструкция о порядке разработки и утверждения предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ в водные объекты с возвратными водами – 1994.
13. Перехрест В. С. Малим річкам – чистоту і повноводність / В. С. Перехрест, Т. А. Чекушкіна. – Киев. : Урожай, 1984. – 110 с.
14. Методические указания по составлению схем охраны вод малых рек. РД 33 – 5. 3. 02 – 84. М. : Минводхоз СССР, 1984. – 45 с.
15. Временные рекомендации по проектированию сооружений для очистки поверхностного стока с территории промышленных предприятий и расчету условий выпуска его в водные объекты. – М. : ВНИИВОДГЕО, ВНИИВО, 1983. – 45с.
16. Методичні вказівки до самостійної роботи студентів з дисципліни «Природоохоронний менеджмент» / Анісімова С.В., Рибалова О.В. – Харків: ХНАДУ, 2006., 24 с.
17. Правила охраны поверхностных вод. – М. : Госкомприрода, 1991. – 26 с.
18. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения : СанПиН 4630 – 88. – [Действительный от 1988 – 04 – 07]. – М. : Минздрав СССР, 1988. – 69 с.
19. Рыбалова О. В. Идентификация источников загрязнения малых рек на основе сравнительного анализа потенциального риска здоровью населения / О. В. Рыбалова // Вісн. Междунар. Славянского ун. – та. – Харьков, 2003. – Т. V, №7. – С. 2–29.
20. Стан родючості ґрунтів України та прогноз його зміна за умов сучасного землеробства / за ред. В. В. Медведєва і М. В. Лісового. – Харків: Штрих, 2001. – 100 с.
21. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році. –К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, – 2013. – 416 с.
22. Земельні ресурси України / За ред. В. В. Медведєва, Т. М. Лактіонової. – К. : Аграрна наука, 1998. – 150 с.
23. Фатєєв А. І. Забруднення важкими металами ґрунтів і овочевих культур на території м. Луганська / А. І. Фатєєв, О. Ю. Несмашна, О. М. Ситіна // Агрохімія і ґрунтознавство. – 2008. – Вип. 68. – С. 127–130.
24. Україна: Еколого – географічний атлас. – К. : Варта, 2006. – 220 с.

25. Минеев В. Г. Химизация земледелия и природная среда / В. Г. Минеев – М. : Агропромиздат, 1990. – 287 с.
26. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України. – К. : Урожай, 1994. – 333 с.
27. Гумницький Я. М. Вимивання компонентів мінеральних добрив із ґрунтового природного середовища / Я. М. Гумницький, О. В. Люта, В. В. Сабадаш // Енерготехнології і ресурсосбереження. – 2009. – № 1. – С. 62–65.
28. Касимов А. М. Современные проблемы Украины при обращении с непригодными и запрещенными к применению средствами защиты растений / А. М. Касимов, И. В. Варнавальская // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : зб. наук. ст. III Міжн. н. – п. конф. – Х. : Райдер, 2007. – Т. 2. – С. 40–44.
29. Підготовка матеріалів щоквартальних інформаційно–аналітичних оглядів “Стан довкілля в Україні” : звіт про НДР (за договором № 922/1.1 від 22.11. 2012 р.) / огляд за 1 квартал 2013 року – № ДР 0112U007848.
30. Булатов А. И. Охрана окружающей среды в нефтегазовой промышленности / А. И. Булатов, П. П. Макаренко, В. Ю. Шеметов – М. : Недра, 1997. – С. 375–407.
31. Істоміна Л. П. Аналіз аварій на об’єктах нафтогазової галузі і екологічна оцінка нестандартних ситуацій / Л. П. Істоміна, І. В. Зінченко // Вісник Українського будинку економічних та науково – технічних знань. – 1998. – № 7. – С. 63–64.
32. Солнцева Н. П. Особенности загрязнения почв при нефтедобыче / Н. П. Солнцева, Ю. И. Пиковский // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. – Л., 1980. – С. 70–82.
33. Пиковский Ю. И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде / Ю. И. Пиковский – М. : Изд – во МГУ, 1993. – 208 с.
34. Астрелин И. М. Современное состояние проблемы накопления и переработки твердых отходов в Украине / И. М. Астрелин // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. ст. III Міжн. н. – п. конф. . – Х. : Райдер, 2007, – Т. 2. – С. 3–7.
35. Утилізація та рекуперація відходів / О. І. Бондар, М. П. Горох, І. В. Корінько [та ін.] – Київ – Харків, 2005. – 459 с.
36. Коммунальная гигиена : учеб. для студ. высш. мед. учеб. завед. III-IV уровней аккредитации / Е. Г. Гончарук, В. Г. Бардов, С. И. Гаркавый и [др.] ; за ред. Е. Г. Гончарука. – Київ : Здоров’я, 2006. – 792 с.
37. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2001 році: – К. : Вид – во Раєвського, 2003. – 184 с.
38. Кулинич Ю. В. Влияние фильтратов полигонов твердых бытовых отходов на окружающие полигон породы / Ю. В. Кулинич, В. М. Кадошников // Нові технології та обладнання по переробці промислових та побутових відходів і їх медико – екологічне забезпечення (24 – 28. 02. 2004): труды III н. – п. конференции. – К. : Знання, 2004. – 106 с.

39. Ромащенко М. І. Зрошення земель в Україні. Стан та шляхи поліпшення / М. І. Ромащенко, С. А. Балюк– К. : Світ, 2000. – 114 с.
40. Зрошувальні меліорації в Україні: розвиток, стан та проблеми / О. О. Загайчук, П. І. Коваленко, А. С. Собко, І. І. Калантиренко // Меліорація і водне господарство. – К. : Аграрна наука, 2004. – Вип. 90, 2004. – 258 с.
41. Жуйнов Г. Є. Економічні аспекти використання зрошуваних земель у ринкових умовах / Г. Є. Жуйнов // Вісник Укр. держ. Ун – ту водного госп. та природокористування: Зб. наук. праць. – Рівне, 2004. – Вип. 2/26. – С. 8–13.
42. Землеробство та меліорація: Підручник / І. І. Назаренко, Смага І. С., Польчина С. М., В. Р. Черлінка. – Чернівці, 2006. – 543 с.
43. Статистичний щорічник України: Держкомстат України. – К. : Консультант, 2008. – 572 с.
44. Багнюк В. Водно – меліоративні реалії України / В. Багнюк, Я. Мовчан, Г. Цивінський // Вісник аграрної науки, 2002. – № 12.
45. Козішкурт М. Є. Еволюція ґрунтів та шляхи збереження їх родючості при зрошуваному землеробстві на півдні України / М. Є. Козішкурт, С. М. Козішкурт, О. Б. Сурмай // Вісник Укр. держ. ун – ту водного госп. та природокористування: Зб. наук. праць. – Рівне, 2004. – Вип. 2/26. – С. 117–124.
46. Красеха Є. Н. Деградаційні напрямки еволюції чорноземів степової зони при зрошенні і в постіригаційний період у контексті еволюції степових екосистем / Є. Н. Красеха // Агрохімія і ґрунтознавство: спецвипуск, 2006. – Кн. 1. – С. 25–38.
47. Писаренко В. А., Ефективність способів поливу сільськогосподарських культур на півдні України / В. А. Писаренко, О. І. Головацький // Зрошуване землеробство: зб. наук. праць. – Херсон: Айлант, 2005. – Вип. 44. – С. 21–25.
48. Мелашич А. В. Макроструктурний стан темно – каштанового тривало зрошуваного ґрунту та шляхи його поліпшення / А. В. Мелашич, О. П. Сафонова, Б. І. Чергінець // Зрошуване землеробство: зб. наук. праць. – Херсон: Айлант, 2006. – С. 15–18.
49. Лисогоров К. С. Використання води підвищеної мінералізації для зрошення / К. С. Лисогоров, В. В. Колесніков, Т. В. Калиновська // Зрошуване землеробство: зб. наук. праць. – Херсон: Айлант, 2007. – Вип. 48. – С. 180–183.
50. Переробка міських стічних вод і використання їх для зрошення кормових і технічних культур – ВНД 33-3.3-01-98, офіційне. – Держводгосп. – Київ, 1998. – 63 с.
51. Сало Т. Л. Агробіологічна оцінка і особливості використання в сільському господарстві стічних вод міст України / Т. Л. Сало, В. Є. Дишлюк, Ю. О. Драч // Зрошуване землеробство: зб. наук. праць. – Херсон: Айлант, 2002. – Вип. 42. – С. 48–54.
52. Чернокозинський А. В. Сільськогосподарське використання стічних вод / А. В. Чернокозинський, Т. Л. Сало // Меліорація і водне господарство. К. : Аграрна наука, 2004. – Вип. 90. – С. 87–100.

53. Технология использования сточных вод и других навозных отходов животноводческих комплексов для орошения и удобрения сельскохозяйственных культур // РНТД 33.34.008-92. – Киев, 1992.

54. Требования к качеству шахтных и карьерных вод, используемых для орошения сельскохозяйственных угодий Украинской ССР. // РНТД 33.34.004-86. – Пермь, 1986.

55. Грунтознавство: Підручник / За ред. Д. Г. Тихоненка. – К. : Вища освіта, 2005. – 703 с.

56. Вимоги до зняття гумусованого шару ґрунту, що порушується при проведенні гірничодобувних, будівельних та інших робіт. Норми зняття гумусованого шару ґрунту: Науково-технічні рекомендації. – Харків: КП Друкарня № 13, 2007. – 37 с.

57. Куценко О. М. Агроекологія. / О. М. Куценко, В. М. Писаренко Агроекологія. – К. : Урожай, 1995. – 256 с.

58. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд: зміни та доповнення до п. 2.45 ДБН А. 2. 2-1-2003. – К. 2010. – 13 с.

59. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря: методичні рекомендації МР 2.2.12-142-2007 // Затв. Наказом МОЗ України від 13. 04. 07 № 184. Київ, 2007. – 40 с.

60. Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та біологічними речовинами) (ДСП – 201-97) (Із змінами, внесеними згідно з Наказом Міністерства охорони здоров'я N 30 (v0030282-00) від 23.02.2000), затв. наказом МОЗ України 9.07.1997 р. N 201.

61. ДБН А.2.2-1-2003. Проектування. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні й будівництві підприємств, будинків і споруд. – К. : Держбуд України, 2004. – 23 с.

62. Рекомендации по делению предприятий на категории опасности в зависимости от массы и видового состава выбрасываемых в атмосферу загрязняющих веществ // Госкомгидромет СССР, ЗапСибНИИ, ЗапСибУГКС. – Новосибирск, 1987.

63. ДСанПіН 22.7.029-99 Гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначення їх класу небезпеки для здоров'я населення.

64. Методическое руководство по оценке степени потенциального негативного воздействия накопленных отходов производства и потребления на окружающую среду – М, 2002. – 34 с.

65. Методика ідентифікації потенційно небезпечних об'єктів // Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 20 березня 2006 р. за N 286/12160.

66. РД 08-120-96. Методичні вказівки щодо проведення аналізу ризику небезпечних промислових об'єктів

67. Методичні рекомендації щодо складання декларації промислової безпеки небезпечного виробничого об'єкта : РД 03 – 357 – 00. М. : Держгірте-

хнагляд Росії. ДП науково – технічної центр з безпеки у промисловості. 2000 – 97 с.

68. Луконенко В. Г. Определение антропогенного воздействия производственного процесса на воздушную среду: Учеб. Пособие / В. Г. Луконенко, Г. Ф. Несолёнов – Самара : Самарский гос. Аэрокосмический ун –тет. – 1994. – 44 с.

69. Калверт С. Защита атмосферы от промышленных загрязнений / С. Калверт, Г. М. Инглунд. – М. : Metallurgia, 1988. – 467с.

70. Manual of Industrial Hazard Assessment Techniques. Office of Environmental and Scientific Affairs. The World Bank.

71. ГОСТ 17.1.1.01.-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения // Природоохранные нормы и правила проектирования : Справочник — М. : Стройиздат, 1990. – С. 160–165.

72. Руководство по прогнозированию медико-биологических последствий гидрологического строительства // Научный совет по проблемам биосферы. – М., 1990. – 172 с.

73. Методические указания по эпидемиологической оценке санитарно – гигиенических условий в целях профилактики кишечных инфекций, распространяющихся водным путем / Минздрав СССР. — Г., 1986. — 21 с.

74. Рекомендации по применению обобщенного показателя для оценки уровня загрязнения природных вод — коэффициента загрязнения. / ВНИИВО. — Харьков, 1982. — 30 с.

75. Емельянова В. П. Опыт предварительной оценки степени загрязнения водных объектов по величине условного коэффициента комплексности / В. П. Емельянова, Г. Н. Данилова // Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования: Тезисы сообщений Всесоюзной конференции. – Харьков, 1979. – С. 126–128

76. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям – М., 1986. – с. 28.

77. Оценка гигиенической эффективности водоохраных мероприятий. Методические рекомендации / МЗ РСФСР. – Г., 1989. — 11с.

78. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами / Минздрав СССР. – М, 1987.

79. СанПиН 3210-85. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве. – М, 1990. – 70 с.

80. Рибалова О.В. Новий підхід до комплексної оцінки впливу промислового підприємства на стан навколишнього природного середовища / О.В. Рибалова, С.В. Белан // Science without borders -2015 : materials of the xi international scientific and practical conference (March 30 – April 7, 2015 Volume 19), Biological sciences Geography and geology– Sheffield Science and education ltd –2015, –С. 69-75.

РОЗДІЛ 6. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ПОГІРШЕННЯ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ ПРИ ЗБЕРЕЖЕННІ ІСНУЮЧИХ ТЕНДЕНЦІЙ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

6.1 Сучасні методи оцінки екологічного ризику

В Україні термін «екологічний ризик» офіційно використовується з 1995 р. з прийняття Верховною Радою Закону України «Про екологічну експертизу». В нашій країні, на відміну від більшості розвинутих країн світу, немає не лише офіційно затвердженої методики обчислювання величини екологічного ризику, але навіть у визначення, що таке «екологічний ризик», вкладають різні уявлення.

В роботі [1] наведено наступне визначення: «екологічний ризик являє собою ймовірність порушення стійкості екосистем, у тому числі і за рахунок можливої втрати генетичного різноманіття, та виникнення несприятливих ефектів для життєдіяльності суспільства (зокрема для здоров'я населення), внаслідок зміни стану навколишнього природного середовища під впливом антропогенних та природних чинників або як результат їх взаємодії».

З цього визначення зрозуміло, що в узагальненому вигляді екологічний ризик зводиться до двох типів:

- ризик порушення стійкості екосистем в результаті реального і потенційного забруднення навколишнього природного середовища;
- ризик для здоров'я населення, який є ймовірністю виникнення несприятливих для здоров'я ефектів [1].

У другому варіанті під оцінкою ризику розуміється процес аналізу гігієнічних, токсикологічних і епідеміологічних даних для визначення кількісної ймовірності несприятливого впливу на здоров'я населення шкідливих факторів навколишнього середовища [2].

В загальному сенсі під терміном «екологічний ризик» розуміється ймовірність заподіяння шкоди життю або здоров'ю громадян, майну фізичних або юридичних осіб, державному або муніципальному майну, навколишньому середовищу і життєдіяльності флори і фауни. Це визначення інтегрує декілька різнопланових уявлень про ризик (здоров'ю, екологічний, пошкодження майна), що відповідає поняттю сукупного ризику.

Екологічний ризик має множину кількісних характеристик, тому при його дослідженні, за умови визначення кількісної характеристики, необхідно вказувати тип і деякі його характеристики.

Оцінка екологічного ризику пов'язана в загальному випадку з аналізом ризику від джерел небезпеки природного походження, а також з ризиком, що виникає внаслідок забруднення і дії інших антропогенних чинників на всіх рівнях. Для отримання ефективних оцінок кожна компонента ризику повинна бути адаптована до проблем відповідного просторового масштабу.

Схема оцінки екологічного ризику наведена на рисунку 6.1.

У роботі [3] запропоновано попередню схему умовного розподілу екологічного ризику та екологічного збитку для поверхневих вод відносно різних показників якості води на основі перевищення значень екологічних нормативів (табл. 6.1) та наведено приклад їх оцінювання в умовному водному об'єкті.

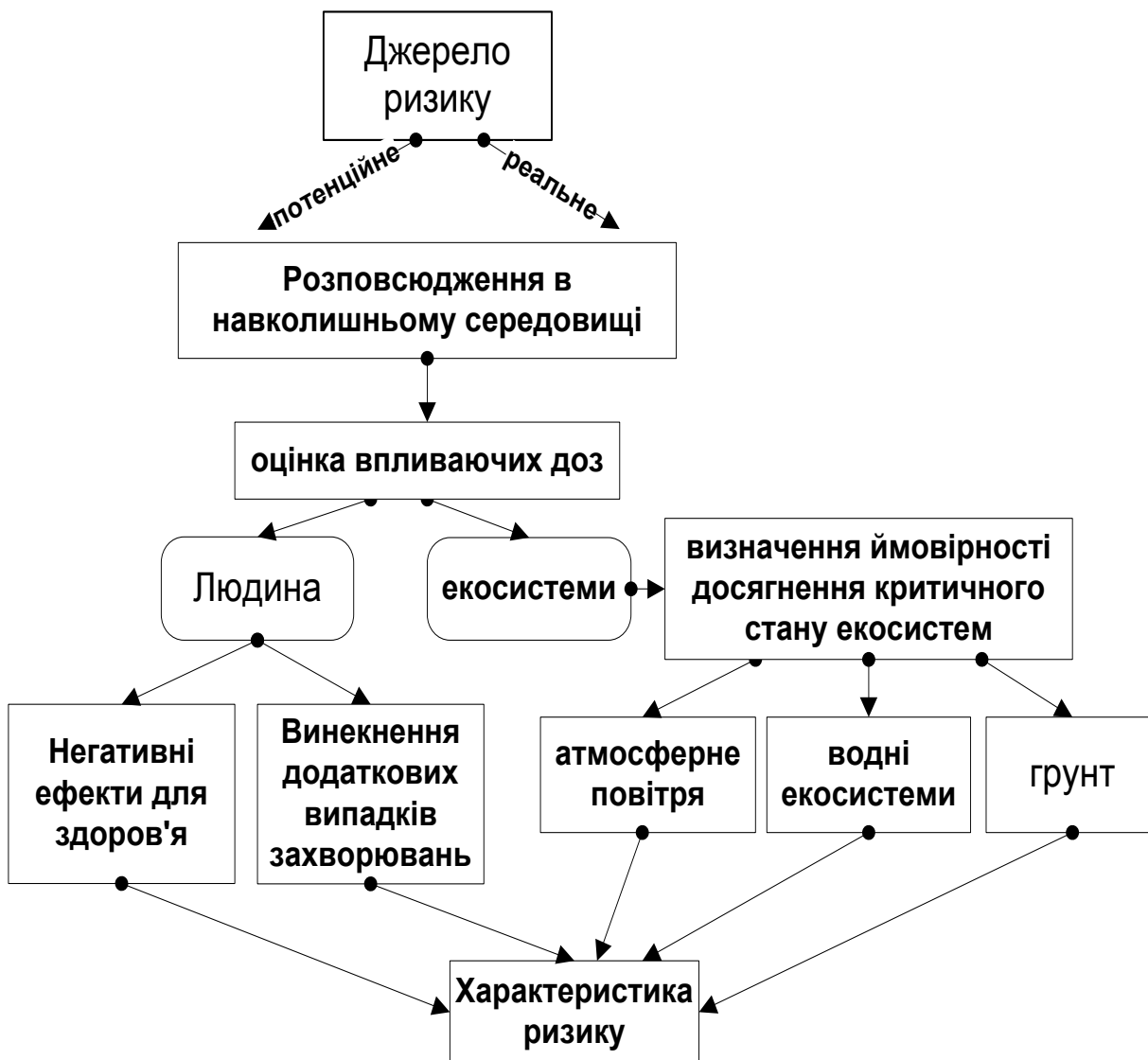


Рисунок 6.1 – Схема оцінки екологічної ризику

Запропонований підхід визначення екологічного ризику та екологічного збитку може використовуватися при управлінні водоохоронною діяльністю шляхом розроблення і впровадження програм оздоровлення річкових басейнів з урахуванням всіх чинників погіршення їх екологічного стану, а також при проведенні кризисного моніторингу водних об'єктів у зонах підвищеного екологічного ризику з метою запобігання гідроекологічним катастрофам, порушення структурно – функціональної організації водних екосистем, раптового погіршення якості поверхневих вод внаслідок аварій або надзвичайних ситуацій [3].

Таблиця 6.1 – Ступені екологічного ризику (ЕР) та екологічного збитку (ЕЗ) відносно якості поверхневих вод за [3]

Ступень екологічного ризику (ЕР) та екологічного збитку (ЕЗ)	Характеристика	Кількісна оцінка: перевищення екологічного нормативу (ЕН) в категоріях якості води
I	Незначний	<1
II	Значний	1-2
III	Неприпустимий	3
IV	Катастрофічний	>3

Для ще більшої деталізації визначення екологічного ризику в окремих водних об'єктах з урахуванням місцевих і регіональних особливостей формування якості води та сумарного антропогенного тиску застосовується Методика оцінки екологічного ризику, що виникає під впливом джерел забруднення на водні об'єкти [4]. Ця методика використовується в країнах басейну Дніпра в рамках виконання програми ПРООН-ГЕФ “Екологічне оздоровлення басейну Дніпра” [4] і розроблена з урахуванням вимог Водної рамкової директиви ЄС. Методика орієнтована на оброблення даних, зібраних за спеціально розробленою експрес-схемою натурних досліджень, що базуються, в першу чергу, на біологічних даних. Гідрохімічні і гідрофізичні дані використовуються лише як індикаторні під час проведення польових досліджень, а також як перевіірочні при розрахунку ризику. В процесі розрахунку ризику немає принципової відмінності між біологічними і гідрохімічними параметрами, але при аналізі результатів пріоритет віддається біологічним – як індикаторам екологічних ефектів [5].

На рівні детальної оцінки ризику необхідно вирішити ряд питань щодо характеристики рецепторів та індикаторів ризику, розмірів антропогенного тиску та можливих загроз водній екосистемі. В табл. 6.2. наведено показники, прийняті як індикатори ризику [4].

Таблиця 6.2 – Індикатори ризику

№ за/п	Індикатор ризику	Характеристика стану водної екосистеми
1	ТВІ (Trent Biotic Index) для перифітону. Число видів (груп)	Якісний стан водного середовища гідроекосистеми
2	ТВІ для бентосу. Число видів (груп)	Якісний стан донних відкладень
3	Індекс сапробності S для донної фауни. Число видів (груп)	Органічне забруднення донних відкладень
4	Індекс сапробності S для риб. Число видів (груп)	Органічне забруднення водного середовища гідроекосистеми
5	Індекс сапробності S для вищої водної рослинності. Число видів (груп)	Органічне забруднення водного середовища гідроекосистеми

Величини акумуляції забруднюючих речовин у компонентах екосистеми оцінюються за значеннями індикаторів ризику, наведених в табл. 6.2. ТВІ розраховується за показниками індикаторних груп організмів.

При складанні списку компонентів екосистеми, що знаходяться під загрозою ризику, доцільно розглядати як окремі популяції видів, так і їх групи. Крім видів – гідробіонтів, в список мають бути включені наземні тварини і птахи, особливо такі, що занесені до Червоної книги, якщо встановлено, що вони зазнають небажаних впливів.

Розрахунковий метод оцінки ймовірності ризику за варіацією значень його індикатора виходить з таких припущень [4] : якщо для індикатора ризику x задане деякий діапазон значень, вихід за межі якого свідчить про настання негативних змін екосистеми, то ймовірність цієї події (тобто ризику) буде тим меншою, чим ширший цей діапазон; чим далі від його меж (x_{max} і x_{min}) знаходиться значення індикатора ризику x_i , тим менше варіація цих значень протягом заданого часового інтервалу Δt або заданої площі території S . Виходячи з цього, ймовірність того, що значення індикатора ризику x будуть знаходитися в межах діапазону їх допустимих змін, можна визначити як [4]:

$$q_x(\Delta t) = p(x_{min} < x_i < x_{max}) = \int_{x_{min}}^{x_{max}} f(x_i) dx_i \quad (6.1)$$

де $q_x(\Delta t)$ – ймовірність знаходження значень екологічного індикатора x в межах заданої норми протягом часового інтервалу Δt ;

x_{min} і x_{max} – відповідно верхнє і нижнє значення індикатора ризику x , що обмежують діапазон його екологічно допустимих значень;

$f(x)$ функція щільності розподілу x .

Якщо немає інших припущень, розподіл значень екологічного індикатора x можна умовно прийняти як Гаусове (що припустимо для попередньої оцінки ризику). Тоді вираз приймає вигляд [4]:

$$q_x = q(x_{min} < x_i < x_{max}) = \Phi\left(\frac{x_{max} - \bar{x}}{\sigma_x}\right) - \Phi\left(\frac{x_{min} - \bar{x}}{\sigma_x}\right), \quad (6.2)$$

де $\Phi(t)$ – функція нормованого нормального розподілу, значення якої табульовані і наведені в будь-якому довіднику з математичної статистики;

σ_x – оцінка середнього квадратичного відхилення величини x .

Ймовірність виникнення за інтервал часу t екологічного ризику виду x оцінюється, таким чином, як

$$px = 1 - qx. \quad (6.3)$$

Викладений метод оцінювання ймовірності ризику дає надійні результати в тому випадку, якщо достатньо точно і статистично достовірно оцінено значення статистичних параметрів \bar{x} й σ_x (середньо арифметичного значення і середньоквадратичного відхилення). При експрес-методі оцінювання значень індикаторів екологічного ризику про цю точність і достовірність говорити не доводиться, проте для наближеної оцінки ймовірності ризику qx замість \bar{x} і σ_x , які повинні б розраховуватися за статистичними сукупностями, можна використовувати їх експертні оцінки.

Під поняттям «розмір екологічного ризику» прийнято оцінку втрат, що можуть понести екосистеми у разі здійснення екологічного ризику. Ці збитки можуть бути самої різної природи (від чисто екологічних, типу випадання видів зі складу популяції угруповань, до втрати естетичної привабливості екосистем). На рівні перевірконої оцінки екологічного ризику ці загрози повинні бути ідентифіковані і ранговані. Завдання попередньої оцінки ризику полягає в орієнтовній кількісній оцінці розмірів цього ризику.

Ця оцінка припускає два етапи, які можна назвати змістовним оцінюванням розмірів ризику і оцінюванням ступеня небажаності ризику.

Змістовне оцінювання розмірів екологічного ризику зводиться до обґрунтування набору показників, за якими можна дійти висновку про можливі наслідки (збитки) від екологічного ризику, і орієнтовної оцінки значень цих показників.

У багатьох випадках оцінити змістовно розміри екологічного ризику вкрай складно, зважаючи на фрагментарність вхідної інформації, невизначеності зі шляхами подальшого господарського використання і поведінки водного об'єкта. Має сенс оцінювання розмірів різних видів екологічних ризиків в деяких єдиних одиницях вимірювання. Такою оцінкою може бути ступінь небажаності ризику, який можна отримати на основі функції бажаності Харрінгтона, яка достатньо широко використовується в теорії планування експерименту для оцінювання комплексу реакції систем на зовнішні впливи.

Метод, що викладається нижче, дозволяє перейти від значення іменованої змінної x_i до безрозмірної оцінки ступеня небажаності цього значення $d_i \in [0, 1]$, а розрахувавши значення небажаності d_i для всіх змінних-індикаторів ризику, визначити інтегральну оцінку небажаності очікуваних змін екосистеми $D \in [0, 1]$.

Реалізація методу передбачає такі кроки:

1) Для індикатора екологічного ризику виду x задається його оптимальне (найбільш бажане) значення x_{opt} . і якнайгірше в екологічному сенсі значення x_{cr} . Цим значенням відповідають оцінки бажаності $d = 1$ (для x_{opt}) і $d = 0$ (для x_{cr}).

Ці значення визначаються виходячи із змістовних міркувань. Для ТВІ $x_{cr} = 1$, а як x_{opt} можна прийняти значення ТВІ в контрольному створі (воно повинно коливатися в межах від 7 до 9). Для індексу сапробності S його якнайгірше значення дорівнює $x_{cr} = 4,0$, а як x_{opt} можна прийняти його значен-

ня, визначене в контрольній точці. Для річок Полісся воно повинно коливатись в межах від 1,1 до 1,5, а для гирлової області Дніпра (для гарячих точок в районі Херсона) в межах від 1,5 до 2,0.

2) Для індикатору екологічного ризику виду x задається його очікуване при здійсненні ризику значення x_{risk} . Воно, природно, повинне задовольняти умові $x_{opt} < x_{risk} < x_{cr}$ або $x_{opt} > x_{risk} > x_{cr}$.

3) Оцінюється ступінь небажаності екологічного ризику типу x за модифікованою формулою бажаності Харрінгтона:

$$d_x = 1 - \exp \left\{ - \exp \left\{ - \left[9 \left| \frac{x_{opt} - x_{risk}}{x_{cr} - x_{risk}} \right| \right]^{1,927} - 2 \right\} \right\}. \quad (6.4)$$

4) Інтегральна оцінка небажаності стану екосистеми у разі настання всіх типів екологічного ризику оцінюється за виразом [4]:

$$D = \sum_{i=1}^n a_i \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n d_i^{a_i}}, \quad (6.5)$$

де d_i – оцінка небажаності ризику i -го типу;

n – число типів ризику;

a_i – оцінка істотності ризику i -го типу (допустимо прийняти $a_i = 1$ для всіх типів ризику).

Чим ближче до одиниці значення d_i або D , тим більш небажаними є розміри екологічного ризику. При цьому шкала Харрінгтона розбивається на певні інтервали значень, які відповідають деяким якісним градаціям небажаності (табл. 6.3) [4].

Таблиця 6.3 – Градації ступеня небажаності розмірів екологічного ризику

Значення показника небажаності d_i або D	Градація небажаності за Харрінгтоном	Якісна оцінка ступеня небажаності екологічного ризику
0,01–0,20	Дуже добре	Практично незначущий ризик
0,21–0,37	Добре	Малозначущий ризик
0,38–0,63	Задовільно	Середньозначущий ризик
0,64–0,80	Погано	Небажаний ризик
0,81–1,00	Дуже погано	Вкрай небажаний ризик

Розрахунки екологічного ризику для різних річок України проводилися на річкових системах різного типу, що розташовані в різних природних зонах і зазнають вплив різного роду забруднень (комунальні, промислові і термальні скиди). Фахівцями інституту гідробіології НАН України проводилися дослідження на гирловій частині великої річки в степовій зоні (Дніпро в зоні

впливу ПУВКГ м. Херсон), в руслі і на гирловій зоні малої і середньої річки в Поліссі (річки Устя і Горинь в зоні впливу ВАТ «Рівнеазот», р. Стир в зоні впливу «Луцькводоканал», р. Десна в зоні впливу м. Чернігів, «Чернігівводоканал»), на малій річці в степовій зоні (р. Самара в зоні впливу ПУВКГ м. Новомосковська), на середній річці в передгір'ях Карпат (р. Дністер в зоні впливу Дністровської ГЕС), на малій гірській річці (р. Піня в районі скиду зворотної води санаторних комплексів Сваляви і Поляни) [5].

Камеральне оброблення проб виконувалось за загальноприйнятими методиками. Статистичне оброблення матеріалу проводилася з використанням програмного пакету WACO, розробленого в Інституті гідробіології НАН України.

Всі вивчені водні об'єкти різною мірою зазнають впливу джерел забруднення: промислових підприємств, господарчо-побутових скидів і скидів техногенної холодної води Дністровської ГЕС (табл. 6.4) і мають досить високий ступінь екологічного ризику навіть в точці контролю, особливо за хімічними показниками. Це говорить про загальну для України напружену ситуацію. За біологічними показниками достатньо чистими зі згаданих залишаються малі річки Полісся Горинь, Устя, Стир, Десна вище за джерела дії забруднення. У точці скидів всі вивчені річки переходять в «ризикований» стан високого ступеня за хімічними показниками, і, особливо, за біологічними (1,00) [1].



Рисунок 6.2 – Місця дослідження екологічного ризику для різних річок України:

1 – 7 – нумерація відповідає порядковому номеру табл. 6.4 [1,5]

Аналізуючи в цілому застосування методики оцінювання екологічного ризику [4] на річках України різного типу, треба зауважити:

1. Високий ступінь реальності мають такі типи екологічного ризику: ризик забруднення річкових вод, ризик деградації угруповань вищої водної рослинності, ризик деградації угруповань донної фауни.

2. Ризик забруднення хоч би за одним з розглянутих хімічних показників дуже великий у всіх вивчених річках (окрім Дністра) навіть в точках контролю, що свідчить про загальне несприятливе положення в річках і про те, що вони знаходяться у поганому стані. Практично у всіх річках значення ризику повертається до рівня контролю на відстані в 1–10 км. Винятком є скиди техногенної холодної води Дністровської ГЕС, ризик від яких простежується на відстані більш 130 км.

Таблиця 6.4 – Оцінка екологічних ризиків точкових джерел забруднення на річках України, що виникають при дії [1,5]

Водний об'єкт, місце, джерело ризику забруднення	Екологічний ризик (значення)				
	Контроль	Скид	500 м	1 000 м	Відстань, на якій ризик дорівнює контролю (значення ризику)
р. Дніпро, гирлова частина великої річки в степовій зоні, м. Херсон, ПУВКГ «Водоканал»	0,86	1,00	0,97	0,98	3,4 км (0,80)
річки Горинь, Устя, гирлова частина малої річки в степовій зоні, ВАТ «Рівноазот»	0,07	0,99	0,68	0,11	4,8 км (0,07 за біологічними показниками)
	0,76	1,00	0,99	0,99	4,8 км (0,94 за хімічними показниками)
р. Стир, гирлова частина малої річки в Поліссі, «Луцькводоканал»	0,87	1,00	0,99	0,93	3,2 км (0,91)
р. Самара, русло малої річки в степовій зоні, м. Новомосковськ, ПУВКГ м. Новомосковськ	0,88	1,00	0,98	0,98	23 км (0,96)
р. Десна, середня річка в Поліссі, м. Чернігів, «Чернігівводоканал»	0,16	0,84	0,69	0,16	1,0 км (0,16 за біологічними показниками)
	1,00	1,00	0,99	0,83	7,2 км (0,40 за хімічними показниками)
р. Дністер, середня річка в передгір'ях Карпат, Дністровські ГЕС-1 і ГЕС-2	0,66	1,00	1,00	1,00	180 км (0,70)
р. Піня, мала річка в Карпатах, скиди стічних вод санаторних комплексів	0,52	1,00	0,89	0,78	9,8 км (за біологічними показниками)

3. Сумарний вплив дифузних і невеликих точкових джерел забруднення (безконтрольне освоєння заплави річки і дачне будівництво) призводить до ризику погіршення якості води більшою мірою, ніж скиди точкових джерел забруднення (м. Чернігів).

4. Необхідно відзначити, що вплив навіть потужного точкового забруднення на фоні сумарних впливів дрібних і дифузних джерел забруднення або інших видів впливів виявляється малопомітним. Отримані дані на річках різного типу дозволяють відзначити, що в більшості випадків для оцінювання впливу забруднюючих речовин (хімічного або фізичного забруднення) на природне середовище абсолютно не обов'язково знати конкретне джерело і якість забруднення, тим паче, що часто має місце інтегральний вплив різних джерел і різних забруднюючих речовин. Більш важливим є дослідження екологічних ефектів, які виникають під час впливу та акумуляції забруднюючих речовин в гідроекосистемах.

5. На підставі отриманих даних можна зробити висновок, що аналізування і оцінювання екологічного ризику особливо ефективні, зокрема, в тих випадках, коли є значні невизначеності в початкових даних щодо антропогенного тиску на екосистеми і стан самих екосистем; реакції екосистем на ці тиски також невизначені і мають імовірнісний характер; можливість майбутнього використання екосистем допускає декілька альтернативних сценаріїв [1].

В.М. Жукінський в роботі [3] дає визначення поняття «екологічний ризик для поверхневих вод» як ймовірність небажаних наслідків для водних екосистем і їх компонентів внаслідок дії антропогенних і природних чинників, в тому числі погіршення якості води.

Саме на основі цього визначення екологічного ризику пропонується новий підхід до його оцінювання.

При визначенні екологічного ризику за «еталонну» якість води прийнято екологічні нормативи якості поверхневих вод, що являють собою науково обґрунтовані кількісні значення показників якості води (гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні, бактеріологічні, специфічних речовин), які відображають природний стан екосистеми водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності з покращання або збереження його екологічного благополуччя. При застосуванні нової методики оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів пропонується в якості екологічного нормативу приймати верхню межу 3 категорії класифікації якості поверхневих вод [6], що відповідає II класу з добрим станом.

При оцінці екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів окремо обчислюється:

- екологічний ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями;
- екологічний ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води;
- екологічний ризик за гідробіологічними даними розраховується за методикою [4].

Ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінку ризику за показником забарвленості, за водневим показником, за запахом і присмаком й іншим показникам, що нормуються відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води.

Ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння:

$$Pr ob = -3,33 + 0,067(C - \Phi_{он} + 20) \quad (6.6)$$

де $\Phi_{он}$ – природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону;

C – забарвленість води (у градусах забарвленості);

$Pr ob$ пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу.

Для визначення ризику за водневим показником використовуються наступні рівняння

$$Pr ob = 4 - pH \text{ при } pH \leq 7, Pr ob = -11 + pH \text{ при } pH > 7, \quad (6.7)$$

При оцінці ризику за показником природного запаху і присмаку використовується формула:

$$Pr ob = -1 + 3,32 \lg(\text{Бали} / 2,5) \quad (6.8)$$

Ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води, визначається на основі рівняння [7]:

$$Pr ob = -2 + 3,32 \lg \frac{C_i}{C_{ен}} \quad (6.9)$$

де C_i – концентрація i – ї речовини у водному об'єкті;

$C_{ен}$ – екологічний норматив для водних об'єктів, який визначається як верхня межа 3-ої категорії класифікації якості поверхневих вод [6].

Сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів визначається за правилом множення ймовірностей, де як множник виступають не величини ризику, а значення, що характеризують ймовірність його відсутності [7]:

$$ER = 1 - (1 - ER_{1_i}) \times (1 - ER_2) \times \dots (1 - ER_n) \quad (6.10)$$

де ER – сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів;
 ER_{1_i}, \dots, ER_n – екологічний ризик кожної забруднюючої речовини.

Таблиця 6.5 – Таблиця нормально-ймовірнісного розподілу при взаємозв'язку пробітів і ризику

Prob	ER	Prob	ER
-3.0	0.001	0.1	0.540
-2.5	0.006	0.2	0.579
-2.0	0.023	0.3	0.618
-1.9	0.029	0.4	0.655
-1.8	0.036	0.5	0.692
-1.7	0.045	0.6	0.726
-1.6	0.055	0.7	0.758
-1.5	0.067	0.8	0.788
-1.4	0.081	0.9	0.816
-1.3	0.097	1.0	0.841
-1.2	0.115	1.1	0.864
-1.1	0.136	1.2	0.885
-1.0	0.157	1.3	0.903
-0.9	0.184	1.4	0.919
-0.8	0.212	1.5	0.933
-0.7	0.242	1.6	0.945
-0.6	0.274	1.7	0.955
-0.5	0.309	1.8	0.964
-0.4	0.345	1.9	0.971
-0.3	0.382	2.0	0.977
-0.2	0.421	2.5	0.994
-0.1	0.460	3.0	0.999
0.0	0.50		

При трактуванні отриманих величин екологічного ризику пропонується користуватися наступною ранговою шкалою (табл.6.6).

Таблиця 6.6 – Залежність якості поверхневих вод від величини ризику погіршення стану водних екосистем

Клас якості води	Характеристика водних ресурсів	Значення екологічного ризику
1	2	3
I Мінімальний ризик порушення стійкості водної екосистеми	Водні об'єкти в природному стані звичайно оліготрофні, вода прозора чи з невеликою кількістю гумусу. Водні об'єкти придатні для усіх видів використання.	<0,1
II Підвищений ризик порушення стійкості водної екосистеми	Водні об'єкти близькі до природного стану чи слабо евтрофовані. Вода придатна для усіх видів використання.	0,1 – 0,19

Продовження таблиці 6.6

1	2	3
III Значний ризик порушення стійкості водної екосистеми	Водні об'єкти знаходяться під слабким впливом стічних вод, площинних джерел забруднення чи інших видів впливу. Якість звичайно задовольняє вимогам більшості видів водокористування.	0,2 – 0,59
IV Високий ризик порушення стійкості водної екосистеми	Вода водних об'єктів значно забруднена в результаті надходження стічних вод, поверхневого стоку, а також під впливом інших факторів. Водні об'єкти придатні тільки для тих видів використання, у яких менш жорсткі вимоги до якості води.	0,6 – 0,89
V Дуже високий ризик порушення стійкості водної екосистеми	Водні об'єкти сильно забруднені стічними водами, поверхневим стоком чи у результаті впливу інших факторів.	0,9 – 1,0

Відповідно до нової методики оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних екосистем визначено перелік річок басейну р. Сіверський Донець в Харківській області, які потребують негайного впровадження природоохоронних заходів на основі аналізу джерел їх забруднення (рис.6.3) [8].

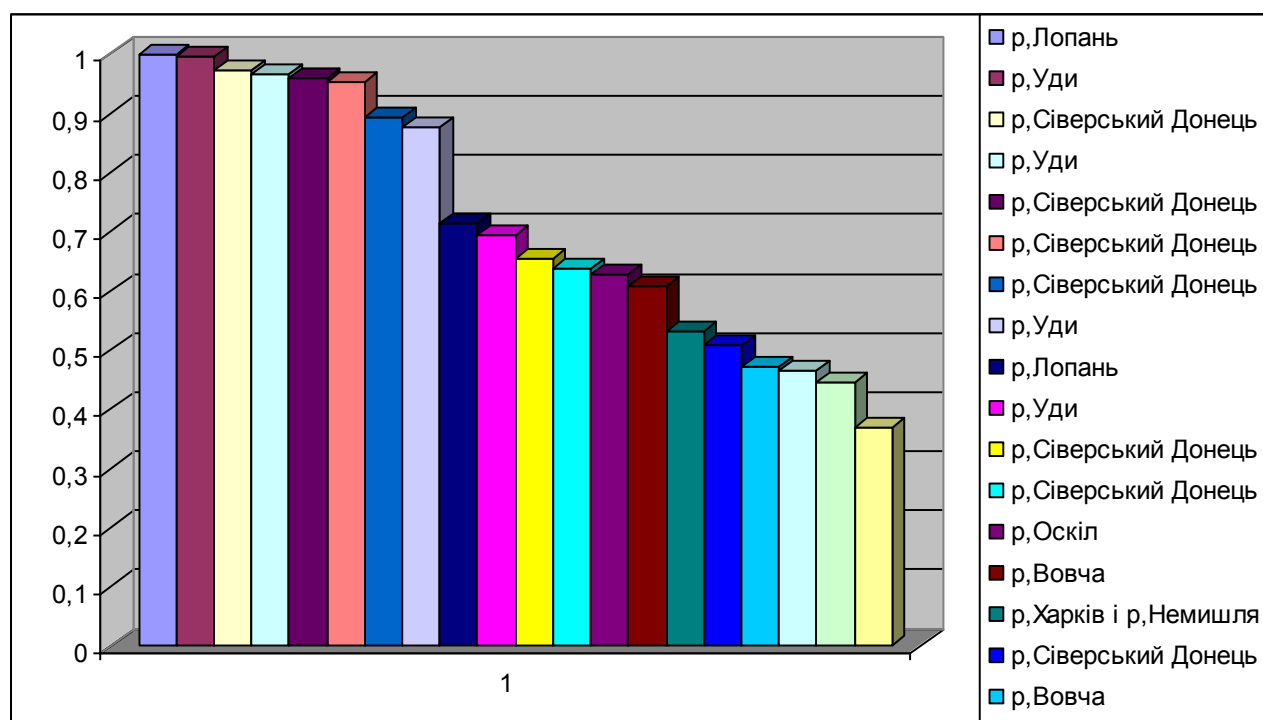


Рисунок 6.3 – Рангування водотоків басейну р. Сіверський Донець за величиною екологічного ризику погіршення стану водних екосистем

Дослідження порушення стійкості водних екосистем р. Сіверський Донець в межах Харківської області за 2011р. по постах спостереження показав

ло, що найбільші значення мають р. Лопань (м.Харків, гирло), р. Уди (с. Хорошево, с. Есхар) та р. Сіверський Донець (6 км нижче м.Зміїв).

Значення показників на цих постах близьке до одиниці, що характеризується дуже високим ризиком порушення стійкості водної екосистеми і відноситься до 5-го класу (водні об'єкти сильно забруднені стічними водами, поверхневим стоком чи у результаті впливу інших факторів) за використовуваною методикою (табл. 6.6).

Високі показники ризику на цих постах обумовлені перевищенням таких речовин, як азот нітритний та азот нітратний, вони мають найбільші значення майже по всім постах.

Високі значення показників заліза загального були відмічені на постах: 1) 10 км вище м. Харків, р. Уди, 2) м. Харків, р. Лопань, 3) м. Харків, гирло, р. Немишля, 4) с. Есхар і с. Хорошево, р.Уди ,5) с. Мала Данилівка, р.Лопань 6) с. Червона Гусарівка, р. Сіверський Донець.

Значні перевищення СПАР були відмічені на постах : 1) с. Хорошево, р.Уди , 2) с. Землянки, р. Вовча, 3) м. Ізюм, р. Сіверський Донець.

Дуже високі значення показників нафтопродуктів зафіксовані на постах: 1) с. Есхар, р. Сіверський Донець.2) с. Хорошево, р.Уди, 3) с. Мала Данилівка, р.Лопань, 4) 10 км вище м. Харків, р. Уди.

Також на деяких постах відмічалось значне перевищення показників міді і цезія (137), БСК₅, зрідка перевищення показників нікелю.

Також було проведене дослідження ризику порушення стійкості водних екосистем р. Уди в с Есхар за період з 1969 по 2013 роки (рис. 6.4).

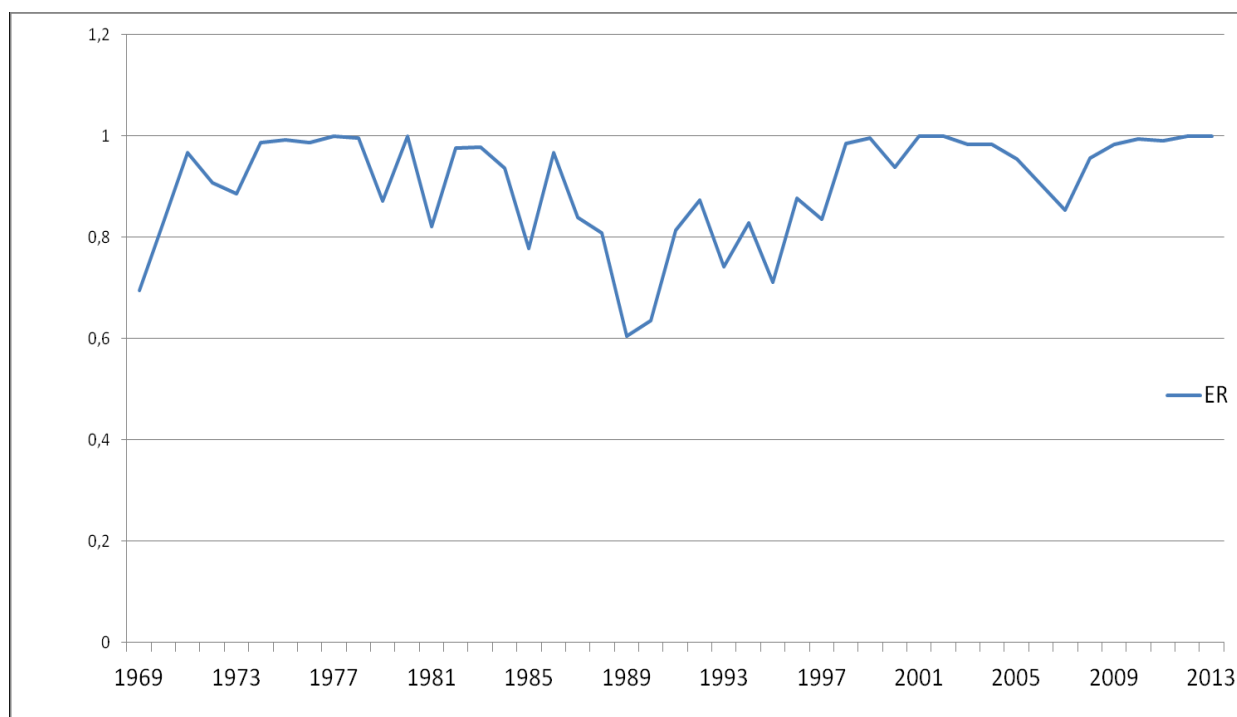


Рисунок 6.4 – Дослідження за екологічним ризиком порушення стійкості водних екосистем р. Уди в с Есхар за період з 1969 по 2013 роки.

Перераховані речовини мали високі значення майже за всі роки зі спадом у 1988-1995 рр. що може бути поясненим економічним та технологічним спадом.

Розрахунки показали коливання значень в межах з 4-го класу (високий ризик порушення стійкості водної екосистеми) до 5-го (дуже високий ризик порушення стійкості водної екосистеми). Знаходження значень в межах четвертого класу свідчить про те, що вода водних об'єктів значно забруднена в результаті надходження стічних вод, поверхневого стоку, а також під впливом інших факторів і ці водні об'єкти придатні тільки для тих видів використання, у яких менш жорсткі вимоги до якості води, а до п'ятої, що водні об'єкти сильно забруднені стічними водами, поверхневим стоком чи у результаті впливу інших факторів.

Високі значення показників обумовлені насамперед перевищеннями концентрацій таких речовин: азот амонійний, азот нітратний, азот нітратний, фосфор фосфатів.

Такі речовини, як СПАР і нафтопродукти з 1987 мають високі значення і поступово зростають з 1987 з незначними спадами у деяких роках.

Динаміка показників стану р. Уди в с. Есхар відображує техногенні та економічні процеси які є найбільшим фактором впливу на стан водних об'єктів.

До переваг нового методу оцінки екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів необхідно віднести ту обставину, що відповідно до нової методики до розрахунку включаються тільки ті речовини, що перевищують екологічний норматив, який визначається як верхня межа 3-ої категорії класифікації якості поверхневих вод [6], що дає змогу не згладжувати та прикрашувати існуючий стан річок.

Ще одна перевага нового методу: оцінка екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів дозволяє також рангувати ризики за окремими забруднюючими речовинами з метою встановлення причини забруднення на основі ідентифікації найбільш небезпечних джерел антропогенного впливу на стан довкілля.

Такий методичний підхід дає адекватне визначення екологічного ризику та повністю співпадає з Водною Рамковою Директивою ЄС [9].

Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних екосистем стане необхідним інструментом для розробки ефективної стратегії управління водними ресурсами. Особливо важливою така оцінка є в умовах спрямованості державної національної політики в частині підвищення якості та ефективності управління водними ресурсами, необхідністю наукового обґрунтування проведення водоохоронних заходів, розробки подальшої стратегії використання водних ресурсів з метою екологічного оздоровлення басейну річки Сіверський Донець, де незважаючи на зменшення промислового забруднення природного середовища внаслідок скорочення обсягів виробництва, екологічна ситуація залишається досить складною [8].

6.2 Методика визначення екологічного ризику погіршення стану довкілля при збереженні існуючих тенденцій антропогенного навантаження

В усіх країнах світу концепція оцінки ризику розглядається як основний інструмент для прийняття управлінських рішень в галузі охорони навколишнього природного середовища як на міжнародному, державному так і на регіональному рівнях. Існує декілька понять «екологічного ризику» і різні фахівці вкладають різні уявлення в нього, тому дуже важливим є встановлення цілей, для яких це поняття використовується.

Вивчення сучасних методів комплексної оцінки стану водних об'єктів показало, що необхідним є визначення екологічних ризиків на всіх рівнях, від регіонального до місцевого з використанням системного аналізу сучасного стану природного середовища, аналізу чинників порушення стійкості екосистем та урахуванням їх адаптаційної здатності до конкретних умов.

Таким чином, розробка принципово нового підходу до визначення комплексу регіональних водоохоронних заходів, з урахуванням оцінки імовірності виникнення несприятливих для природного середовища і людини наслідків при здійсненні господарської діяльності стає актуальною.

Методика визначення екологічного ризику порушення стійкості природних екосистем при збереженні існуючих тенденцій антропогенного навантаження [10] дозволяє визначити можливість використання водних ресурсів, а також ідентифікувати регіональні проблеми водокористування з виділенням зон екологічної небезпеки.

Концепція екологічного ризику, як концепція ризику загалом, включає два елементи – оцінки і управління ризиком. Основи методології оцінки і управління ризиками під дією чинників середовища на здоров'я людини були розроблені у США і офіційно визнані та розвиваються Всесвітньою організацією охорони здоров'я і іншими міжнародними організаціями і установами [11].

Основними елементами оцінки (етапів) ризику є наступні:

- ідентифікація небезпеки;
- оцінка експозиції;
- оцінка залежності «доза – ефект»;
- характеристика ризику.

Загальна схема оцінки екологічного ризику включає наступні елементи:

- аналіз джерел ризику;
- аналіз перенесення забруднюючих речовин і інших джерел ризику в навколишньому середовищі;
- аналіз дії джерел ризику на людину і біоту з урахуванням як прямих, так і опосередкованих взаємодій. Визначення можливої взаємодії джерел ризику.

Кількісно оцінка екологічного ризику включає визначення дози, оцінку небезпечних ефектів, визначення залежності доза-ефект з метою оцінки ймовірності і кількісного рівня ефектів [2].

Кількісна оцінка ризику є важливим питанням в управлінні ризиком.

Огляд ситуацій ризику виникнення відповідних небажаних подій наведено на рисунку 6.5.

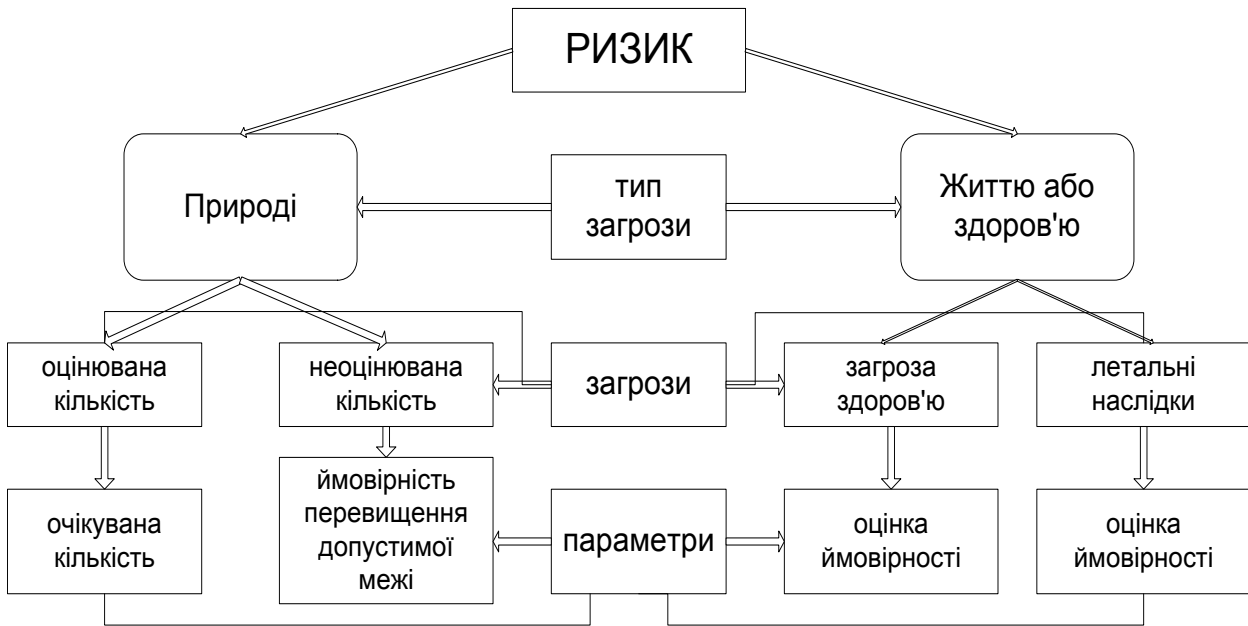


Рисунок 6.5 – Ситуації ризику виникнення відповідних небажаних подій [12]

За визначенням авторів [1] екологічний ризик (P) – це ймовірність погіршення якості компонентів навколишнього середовища, її природних і природно-антропогенних утворень, деградації флори і фауни, зменшення видового різноманіття, порушення біогеохімічних циклів, процесів біотичної саморегуляції і екологічної рівноваги, а також зниження адаптаційних можливостей вказаних природних, природно-антропогенних екосистем по відношенню до негативного впливу і вичерпання їх екологічного резерву.

Загальну модель оцінки екологічного ризику наведено нижче:

$$M = \{q_p \mid p = \overline{1, n}\}, \quad (6.11)$$

де M – множина чинників ризику;

q_p – чинник p -го типу ризику.

Для оцінки екологічного ризику доцільно використовувати системний аналіз багатофакторних ризиків для i -тих компонентів навколишнього природного середовища в узагальненій формі, який обумовлює можливість адаптації до конкретних умов.

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

$$I_{ij} = \left\{ x_{ij} \mid x_{ij} = \left\langle x_{jq} \mid q = \overline{1, n_{ij}} \right\rangle; x_{jq} \in Z_{jq}; j \in N_p \right\}, \quad (6.12)$$

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

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

$$H_p = \left\{ h_{pj} \mid p \in N; j = \overline{1, n_p} \right\}, \quad N \in [1, n], \quad (6.13)$$

де H_p – сучасний рівень антропогенного навантаження на i -ий компонент навколишнього середовища, що викликає p -ий вид ризику появи негативних наслідків для екосистеми;

N – кількість чинників p -го виду ризику впливу антропогенного навантаження на i -ий компонент навколишнього середовища.

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

$$P = f_i(K_i, H_i), \quad (6.14)$$

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

$$P = 1 - \prod_{i=1}^k (1 - P_i), \quad (6.15)$$

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

K_i – стан i -го компоненту навколишнього середовища;

H_i – рівень антропогенного навантаження на i -тий компонент навколишнього середовища.

Оцінка екологічного ризику при сучасному стані i -го компоненту навколишнього середовища визначається за формулою:

$$P_{ci} = f_i(K_{ci}, H_{ci}), \quad (6.16)$$

де K_{ci} – сучасний стан i -го компоненту навколишнього середовища;

H_{ci} – сучасний рівень антропогенного навантаження від впливу негативних чинників на i -тий компонент навколишнього середовища.

Екологічний ризик для атмосферного повітря визначається:

$$P_A^c = f(A_b \langle b = \overline{1, N_A} \rangle, H_{Ak} \langle k = \overline{1, N_{HA}} \rangle), \quad (6.17)$$

де A_b – сучасний стан атмосферного повітря;

H_{Ak} – інтегральна оцінка сучасного рівня антропогенного навантаження від впливу негативних чинників на атмосферного повітря за b -тим показником.

Екологічний ризик для водних екосистем визначається:

$$P_G^c = f(G_v \langle v = \overline{1, N_G} \rangle, H_{Gm} \langle m = \overline{1, N_{HG}} \rangle), \quad (6.18)$$

де G_v – сучасний стан водних екосистем;

H_{Gm} – інтегральна оцінка сучасного рівня антропогенного навантаження від впливу негативних чинників на водні екосистеми за v -тим показником.

Екологічний ризик для ґрунтів визначається за формулою:

$$P_S^c = f(S_d \langle d = \overline{1, N_S} \rangle, H_{Sl} \langle l = \overline{1, N_{HS}} \rangle), \quad (6.19)$$

де S_d – сучасний стан ґрунтів;

H_{Sl} – інтегральна оцінка сучасного рівня антропогенного навантаження від впливу негативних чинників на ґрунти за d -тим показником.

Екологічний ризик порушення стійкості природних екосистем від радіаційного забруднення визначається за формулою:

$$P_R^c = f(R_a \langle a = \overline{1, N_R} \rangle, H_{Rm} \langle y = \overline{1, N_{HR}} \rangle), \quad (6.20)$$

де R_a – сучасний радіаційний стан;

H_{Rm} – інтегральна оцінка сучасного рівня антропогенного навантаження від впливу радіаційного забруднення за m -тим показником.

Для більш детальної оцінки екологічного ризику необхідно врахувати здатність екосистеми до самовідновлення, віддаленість екосистем від джерела впливу, тривалість впливу чинників антропогенного навантаження тощо.

Тоді ризик порушення стійкості i -го компоненту екосистеми може бути виражений функцією:

$$P_i = f(r, Kki, H_i, L, t), \quad (6.21)$$

де Kki – критичний стан i -го компоненту навколишнього середовища;

r – віддаленість екосистем від джерел впливу;

t – час, за який екосистема досягне критичного стану;

L – здатність екосистеми до самовідновлення від негативного ефекту антропогенного навантаження Hi .

Сумарний екологічний ризик визначається за формулою:

$$P_{\text{сум}} = 1 - (1 - P_A)(1 - P_G)(1 - P_S)(1 - P_R), \quad (6.22)$$

де P_A – ризик досягнення критичного стану атмосфери;
 P_G – ризик досягнення критичного стану забруднення водних об'єктів;
 P_S – ризик досягнення критичного стану забруднення ґрунтів;
 P_R –ризик досягнення критичного стану від радіаційного забруднення.
 Сумарним ризиком слід оперувати при достатній однорідності екосистем або проводити попереднє групування.

Характеристику екологічного ризику за величиною його значення наведено в табл. 6.7.

Таблиця 6.7 – Характеристика екологічного ризику

Значення показника екологічного ризику	Якісна оцінка ступеня екологічного ризику
0,01 – 0,19	Незначний ризик
0,20 – 0,39	Підвищений ризик
0,40 – 0,59	Значний ризик
0,60 – 0,79	Високий ризик
0,80 – 1,00	Небезпечний ризик

Досягнення критичного стану (Kki) i -го компонента навколишнього природного середовища, за якого відбувається розвиток деградаційних процесів та порушення стійкості екосистеми, може відбутися за декількома сценаріями. По-перше, коли сучасний стан екосистеми знаходиться поблизу критичного, тоді навіть невеликий антропогенний тиск (Hi) може призвести до інтенсивного розвитку деградаційних процесів, по-друге, коли антропогенний тиск перевищує допустимі обсяги.

Узагальнена оцінка екологічного ризику здійснюється при дослідженнях в масштабах регіону, області, або для прийняття передпланових, узагальнених управлінських рішень. Більш детальна оцінка екологічного ризику може проводитись за умови достатньої кількості даних щодо здатності екосистеми до самовідновлення від антропогенного навантаження на основі негативних ефектів і чинників прогнозованої негативної дії, рівнів можливих впливів шкідливих речовин і випромінювань, тривалості їх впливу, масштабів їх розповсюдження з урахуванням ландшафтних і метеорологічних умов.

6.3 Комплексна оцінка екологічного стану регіонів України

Забезпечення стабільного розвитку держави потребує ефективного управління природоохоронною діяльністю на основі визначення регіонів кра-

їни, що знаходяться в найгіршому екологічному стані та спрямування фінансових ресурсів на вирішення їх проблем. Тому дослідження щодо комплексної оцінки сучасного стану атмосферного повітря, поверхневих вод, ґрунтів і земельних ресурсів всіх областей України є надзвичайно актуальними для розробки системи заходів щодо мінімізації антропогенного тиску і покращення екологічної ситуації в країні.

Першим і найважливішим етапом при розробці програм охорони навколишнього природного середовища є діагностика екологічних проблем та ідентифікація регіонів країни, які потребують негайного впровадження природоохоронних заходів.

Цій проблемі присвячено чимало наукових робіт, які містять різні методичні підходи до визначення комплексних та інтегральних оцінок стану довкілля [13-16]. Нажаль, в деяких методиках для оцінки екологічного стану території застосовано не показники, що характеризують сучасний стан атмосферного повітря, поверхневих вод, ґрунтів і земельних ресурсів, але й (або тільки) показники антропогенного тиску або використання природних ресурсів. Так, наприклад, Керівництво щодо здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні, що затверджено наказом Мінприроди України №584 від 13.11.2008р., пропонує в якості інтегрального показника стану атмосферного повітря використовувати «показник стану навантаження на комплекс реципієнтів досліджуваного регіону», який враховує масу викидів шкідливих речовин за рік усіма джерелами на території досліджуваного регіону та регіональний коефіцієнт, значення якого коливається від 17 для Івано – Франківської області до 107 для м. Київ незрозуміло з яких причин. Для визначення сучасного стану поверхневих вод цим Керівництвом пропонується визначати показники використання водних ресурсів, витрати питної (!) води на одну особу в регіоні тощо. Аналогічний підхід застосовано в методиці оцінювання сталого розвитку регіонів України [15]. Тобто в наведених вище прикладах мова йде про використання природних ресурсів, а не про екологічний стан компонентів навколишнього природного середовища.

До того ж практичне застосування деяких методик оцінки екологічного стану компонентів навколишнього природного середовища [17] показало, що нажаль не всі показники, що входять до їх складу, можуть бути забезпечені офіційними даними моніторингових досліджень. Тому виникла потреба удосконалити методику комплексної оцінки екологічного стану поверхневих вод, атмосферного повітря, ґрунтів і земельних ресурсів регіону з метою її подальшого використання в практиці управління природоохоронною діяльністю.

Необхідно відзначити, що для розрахунку показників сучасного стану компонентів навколишнього природного середовища використано офіційні дані екологічних паспортів областей України та регіональні звіти про стан навколишнього природного середовища, а також Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища у 2011 році [18].

Необхідність комплексної оцінки екологічного стану за областями України, з метою прийняття управлінських рішень щодо першочерговості

впровадження природоохоронних заходів і залучення фінансової підтримки, насамперед обумовлена державною екологічною політикою за регіональним принципом [19].

Комплексна оцінка екологічного стану регіону складається з інтегральних показників стану поверхневих вод (I_v), атмосферного повітря (I_{voz}) та стану ґрунтів і земельних ресурсів (I_z). Комплексний показник екологічного стану регіону E визначається за формулою [20]:

$$E = \sqrt[3]{I_v \times I_{voz} \times I_z} \quad (6.23)$$

Відповідно до значення комплексного показника екологічного стану регіону привласнюється відповідний клас (табл.6.8).

Комплексний показник екологічного стану регіону (E) визначається на основі оцінки екологічного стану поверхневих вод за величиною екологічного індексу (I_e), якісного стану атмосферного повітря за величиною інтегрального показника $I_{ЗА}$ та величиною інтегрального показника загального стану ґрунтів і земельних ресурсів (I_{zst}).

Таблиця 6.8 – Класифікація екологічного стану регіону

Клас екологічного стану	1 – добрий	2 – задовільний	3 – посередній	4 – поганий	5 – дуже поганий
Значення комплексного показника екологічного стану регіону (E)	0 – 0,19	0,2 – 0,39	0,4 – 0,59	0,6 – 0,79	0,8 – 1,0

Для оцінки екологічного стану поверхневих вод обрано показник екологічного індексу, що визначається за «Методикою встановлення й використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суши й естуарій в Україні» [6], бо саме такий підхід відповідає змісту поняття «екологічний стан» на відміну від відомих показників $I_{ЗВ}$ (індекс забруднення води) або K_3 (коефіцієнт забруднення), яким притаманний санітарно – гігієнічний підхід і вони визначаються на основі інтеграції кратності перевищення ГДК.

Відповідно до методики [6] за величиною екологічного індексу (I_e) водним об'єктам привласнюється один з п'яти класів якості, тому для оцінки екологічного стану поверхневих вод необхідно використовувати табл.6.9.

Таблиця 6.9 – Класифікація водотоків за значеннями інтегрального показника стану поверхневих вод (I_v) і значеннями екологічного індексу (I_e)

Клас екологічного стану поверхневих вод	1 – добрий	2 – задовільний	3 – посередній	4 – поганий	5 – дуже поганий
Значення інтегрального показника стану поверхневих вод (I_v)	0 – 0,19	0,2 – 0,39	0,4 – 0,59	0,6 – 0,79	0,8 – 1,0
Значення екологічного індексу (I_e)	0-1,0	1,1 – 3,0	3,1 – 5,0	5,1-6,0	6,1-7,0

В табл.6.10 і на рис.6.6 наведено дані щодо екологічного стану поверхневих вод в областях України [20].

Таблиця 6.10 – Екологічний стан поверхневих вод України

Назва області	Значення екологічного індексу (Іе)	Значення інтегрального показника стану поверхневих вод (Ів)	Клас	Назва класу
АР Крим	2,5	0,340	2	Задовільний стан
Вінницька	2,93	0,383	2	Задовільний стан
Волинська	2,55	0,345	2	Задовільний стан
Дніпропетровська	3,26	0,416	3	Посередній стан
Донецька	4,5	0,540	3	Посередній стан
Житомирська	3,05	0,395	3	Посередній стан
Закарпатська	2,05	0,295	2	Задовільний стан
Запорізька	3,48	0,438	3	Посередній стан
Івано – Франківська	1,92	0,282	2	Задовільний стан
Київська	3,02	0,392	3	Посередній стан
Кіровоградська	3,87	0,477	3	Посередній стан
Луганська	4,31	0,521	3	Посередній стан
Львівська	2,98	0,388	2	Задовільний стан
Миколаївська	3,19	0,409	3	Посередній стан
Одеська	3,49	0,439	3	Посередній стан
Полтавська	3,17	0,407	3	Посередній стан
Рівненська	2,57	0,347	2	Задовільний стан
Сумська	3	0,291	2	Задовільний стан
Тернопільська	2,57	0,630	2	Задовільний стан
Харківська	3,68	0,458	3	Посередній стан
Херсонська	3,2	0,410	3	Посередній стан
Хмельницька	2,81	0,371	2	Задовільний стан
Черкаська	3,32	0,422	3	Посередній стан
Чернівецька	2,5	0,340	2	Задовільний стан
Чернігівська	2,31	0,321	2	Задовільний стан

Стан забруднення атмосферного повітря регіонів України оцінено за інтегральним показником ІЗА [21], бо він є найбільш розповсюдженим і використовується в системі державного моніторингу. Для того, щоб визначити інтегральний показник стану атмосферного повітря необхідно провести інтерполяцію показників якісного стану атмосферного повітря (Івоз) і значеннями індексу забруднення атмосфери (ІЗА) відповідно до табл. 6.11.

В табл.6.12 і на рис.6.7 наведено дані щодо якісного стану атмосферного повітря в областях України. Значення індексу забруднення атмосфери (ІЗА) наведено відповідно до регіональних звітів про стан навколишнього природного середовища і Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища у 2011 році [18].

Таблиця 6.11 – Класифікація якісного стану атмосферного повітря за значеннями інтегрального показника стану якісного стану атмосферного повітря (Івоз) і значеннями індексу забруднення атмосфери (ІЗА)

Клас якісного стану атмосферного повітря	1 – добрий	2 – задовільний	3 – посередній	4 – поганий	5 – дуже поганий
Значення інтегрального показника якісного стану атмосферного повітря (Івоз)	0 – 0,19	0,2 – 0,39	0,4 – 0,59	0,6 – 0,79	0,8 – 1,0
Значення індексу забруднення атмосфери (ІЗА)	0 – 5	5,1 – 8	8,1-13	13,1 – 18	18,1 -30

Таблиця 6.12 – Якісний стан атмосферного повітря в областях України

Назва області	Значення індексу забруднення атмосфери (ІЗА)	Значення інтегрального показника якісного стану атмосферного повітря (Івоз)	Клас	Назва класу
АР Крим	7,2	0,338	2	Задовільний стан
Вінницька	4,5	0,171	1	Добрий стан
Волинська	8,6	0,419	3	Посередній стан
Дніпропетровська	11,2	0,520	3	Посередній стан
Донецька	13,4	0,612	4	Поганий стан
Житомирська	4,2	0,160	1	Добрий стан
Закарпатська	9,5	0,454	3	Посередній стан
Запорізька	12,9	0,586	3	Посередній стан
Івано – Франківська	3,4	0,129	1	Добрий стан
Київська	3,6	0,137	1	Добрий стан
Кіровоградська	5,4	0,220	2	Задовільний стан
Луганська	10,1	0,479	3	Посередній стан
Львівська	5,6	0,233	2	Задовільний стан
Миколаївська	9,2	0,443	3	Посередній стан
Одеська	8,9	0,431	3	Посередній стан
Полтавська	4	0,152	1	Добрий стан
Рівненська	14,2	0,643	4	Поганий стан
Сумська	5,4	0,220	2	Задовільний стан
Тернопільська	3,9	0,148	1	Добрий стан
Харківська	4,8	0,182	1	Добрий стан
Херсонська	7,2	0,338	2	Задовільний стан
Хмельницька	5,2	0,207	2	Задовільний стан
Черкаська	5,9	0,252	2	Задовільний стан
Чернівецька	4,8	0,182	1	Добрий стан
Чернігівська	3,1	0,118	1	Добрий стан



Рисунок 6.6 – Екологічний стан поверхневих вод України



Рисунок 6.7 – Якісний стан атмосферного повітря в областях України

Як показують розрахунки, найгірший стан атмосферного повітря спостерігається в Донецькій та Рівненській областях. Значення ІЗА в цих областях відповідно 13,4 та 14,2.

Методика оцінки екологічного стану ґрунтів і земельних ресурсів представлена в роботі [22]. Інтегральний показник загального стану земельних ресурсів (I_{zst}) представляє собою середнє арифметичне між інтегральним показником забруднення ґрунтів (I_{zab}) та інтегральним показником стану земельних ресурсів (I_{zsr}) і визначається за формулою:

$$I_{zst} = \frac{(I_{zab} + I_{zsr})}{2} \quad (6.24)$$

Для того, щоб визначити інтегральний показник стану ґрунтів і земельних ресурсів (I_z) необхідно провести інтерполяцію показників відповідно до табл. 6.13.

Таблиця 6.13 – Класифікація якісного стану ґрунтів і земельних ресурсів за значеннями інтегрального показника (I_z)

Клас якісного стану атмосферного повітря	1 – добрий	2 – задовільний	3 – посередній	4 – поганий	5 – дуже поганий
Значення інтегрального показника стану ґрунтів і земельних ресурсів (I_z).	0–0,19	0,2–0,39	0,4–0,59	0,6–0,79	0,8–1,0
Значення інтегрального показника загального стану ґрунтів і земельних ресурсів (I_{zst})	0–1	1,1–2	2,1–3	3,1–4	4,1–5

Для оцінки екологічного стану ґрунтів і земельних ресурсів (табл.6.14, рис. 6.8) та визначення антропогенного навантаження на них використано офіційні дані екологічних паспортів областей України та регіональні звіти про стан навколишнього природного середовища, а також Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища у 2011 році [18].

Комплексна оцінка екологічного стану областей України визначена на основі розрахунку інтегральних показників стану поверхневих вод (I_v), атмосферного повітря ($I_{воз}$) та стану ґрунтів і земельних ресурсів (I_z) і представлена в табл. 6.15 та на рис. 6.9.

Як показали розрахунки, в найбільш небезпечному стані знаходяться промислові регіони України: Донецька область – поганий стан (4 клас); Дніпропетровська область – посередній стан (3 клас); Запорізька область – посередній стан (3 клас) і Луганська область – посередній стан (3 клас).

В Донецькій області в найгіршому стані знаходяться ґрунти і земельні ресурси: значення інтегрального показника стану ґрунтів і земельних ресурсів ($I_z = 0,705$) відповідає 4 класу (табл. 4). що обумовлено високими значеннями наступних показників: показник господарського використання земель – 91,8 % (5 клас); показник розораності земель – 63,3% (4 клас); показник стійкості

– 0,36 (4 клас); показник заповідності 3,5 % (4 клас); показник еродованості – 42,55 % (4 клас); інтегральний показник стану земельних ресурсів – 3,1 бали; інтегральний показник забруднення ґрунтів – 5 балів.

Таблиця 6.14 – Сучасний якісний стан ґрунтів і земельних ресурсів за значеннями інтегрального показника (Із)

Назва області	Iz_st	Iз	Клас	Назва класу
АР Крим	2,091	0,313	2	Задовільний стан
Вінницька	2,955	0,487	3	Посередній стан
Волинська	3,000	0,496	3	Посередній стан
Дніпропетровська	3,409	0,574	3	Посередній стан
Донецька	4,045	0,705	4	Поганий стан
Житомирська	3,045	0,505	3	Посередній стан
Закарпатська	2,409	0,374	2	Задовільний стан
Запорізька	3,091	0,513	3	Посередній стан
Івано – Франківська	2,455	0,383	2	Задовільний стан
Київська	2,955	0,487	3	Посередній стан
Кіровоградська	2,545	0,409	3	Посередній стан
Луганська	3,000	0,496	3	Посередній стан
Львівська	2,682	0,435	3	Посередній стан
Миколаївська	2,773	0,452	3	Посередній стан
Одеська	2,136	0,322	2	Задовільний стан
Полтавська	2,455	0,383	2	Задовільний стан
Рівненська	2,682	0,435	3	Посередній стан
Сумська	2,227	0,340	2	Задовільний стан
Тернопільська	3,091	0,513	3	Посередній стан
Харківська	2,318	0,357	2	Задовільний стан
Херсонська	3,136	0,522	3	Посередній стан
Хмельницька	2,909	0,479	3	Посередній стан
Черкаська	2,909	0,479	3	Посередній стан
Чернівецька	2,045	0,305	2	Задовільний стан
Чернігівська	2,682	0,435	3	Посередній стан

На території Донецької області розташовано 582 порідних відвалів (териконів) вугільних шахт та збагачувальних фабрик, з яких тих, що горять – 132. З териконів в атмосферне повітря викидається більш, ніж 65000 тонн шкідливих речовин, або 4,1 % викидів області. Стан атмосферного повітря за значенням інтегрального показника (Івоз – 0,612) також відповідає 4 класу.

В Дніпропетровській області в найгіршому стані знаходяться земельні ресурси: значення інтегрального показника стану ґрунтів і земельних ресурсів (Із – 0,574) та стан атмосферного повітря (Івоз – 0,52) (табл. 5). В Запорізькій області необхідно в першу чергу впроваджувати заходи щодо зменшення ан-

тропогенного впливу на стан атмосферного повітря (Івоз – 0,586) та удосконалити систему поводження з відходами і раціонального використання земельних ресурсів (Із – 0,513).

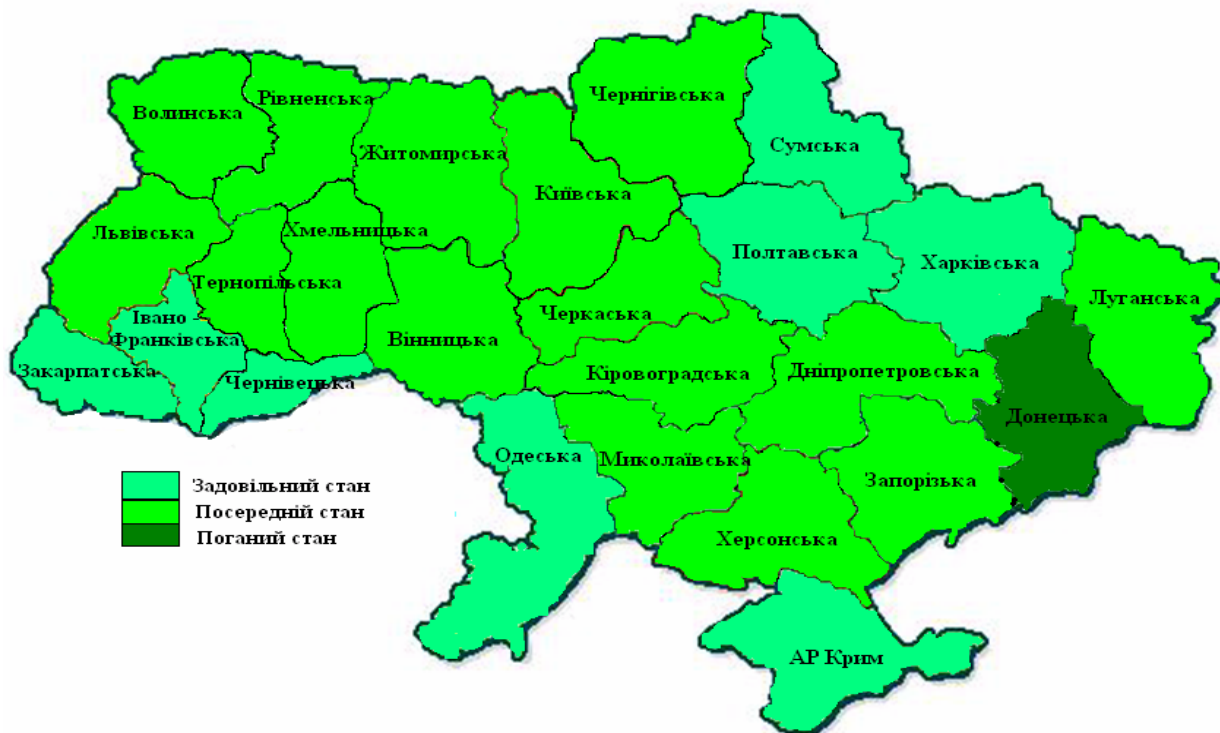


Рисунок 6.8 – Сучасний екологічний стану ґрунтів і земельних ресурсів в областях України



Рисунок 6.9 – Комплексна оцінка екологічного стану навколишнього природного середовища України

Таблиця 6.15 – Комплексна оцінка екологічного стану областей України

Назва області	Значення інтегрального показника стану поверхневих вод (Iв)	Значення інтегрального показника стану атмосферного повітря (Iвоз)	Значення інтегрального показника стану ґрунтів і земельних ресурсів (Iз)	Значення комплексного показника екологічного стану регіону (Е)	Клас	Назва класу
АР Крим	0,34	0,338	0,313	0,330	2	Задовільний стан
Вінницька	0,383	0,171	0,487	0,317	2	Задовільний стан
Волинська	0,345	0,419	0,496	0,416	3	Посередній стан
Дніпропетровська	0,416	0,520	0,574	0,499	3	Посередній стан
Донецька	0,54	0,612	0,705	0,615	4	Поганий стан
Житомирська	0,395	0,160	0,505	0,317	2	Задовільний стан
Закарпатська	0,295	0,454	0,374	0,369	2	Задовільний стан
Запорізька	0,438	0,586	0,513	0,509	3	Посередній стан
Івано – Франківська	0,282	0,129	0,383	0,241	2	Задовільний стан
Київська	0,392	0,137	0,487	0,297	2	Задовільний стан
Кіровоградська	0,477	0,220	0,409	0,350	2	Задовільний стан
Луганська	0,521	0,479	0,496	0,498	3	Посередній стан
Львівська	0,388	0,233	0,435	0,340	2	Задовільний стан
Миколаївська	0,409	0,443	0,452	0,434	3	Посередній стан
Одеська	0,439	0,431	0,322	0,394	2	Задовільний стан
Полтавська	0,407	0,152	0,383	0,287	2	Задовільний стан
Рівненська	0,347	0,643	0,435	0,459	3	Посередній стан
Сумська	0,39	0,220	0,340	0,308	2	Задовільний стан
Тернопільська	0,347	0,148	0,513	0,298	2	Задовільний стан
Харківська	0,458	0,182	0,357	0,310	2	Задовільний стан
Херсонська	0,41	0,338	0,522	0,417	3	Посередній стан
Хмельницька	0,371	0,207	0,479	0,332	2	Задовільний стан
Черкаська	0,422	0,252	0,479	0,371	2	Задовільний стан
Чернівецька	0,34	0,182	0,305	0,266	2	Задовільний стан
Чернігівська	0,321	0,118	0,435	0,254	2	Задовільний стан

Концентрація підприємств паливно-енергетичного комплексу, гірничодобувної, металургійної, хімічної промисловості, важкого машинобудування, будівельної галузі, а також агропромислового комплексу в промислових регіонів України обумовлює надзвичайно високе навантаження на екологічний стан і є основною причиною забруднення навколишнього природного середовища та розвитку захворюваності і збільшення смертності населення.

Комплексна оцінка екологічного стану регіонів країни є основою екологічно безпечного природокористування та екологічного нормування, бо дозволяє визначити компоненти навколишнього природного середовища, що знаходяться в найгіршому стані та на основі аналізу причин і джерел забруднення розробити стратегічні плани розвитку регіонів з урахуванням необхідного обсягу зменшення антропогенного тиску на довкілля.

6.4 Комплексна оцінка екологічного ризику погіршення стану природних екосистем України

Екологічний ризик погіршення стану водних екосистем визначається за формулою 8 і є функцією сучасного стану поверхневих вод (G_v) та інтегральної оцінки сучасного рівня антропогенного навантаження (H_{Gm}). Необхідно відзначити, що для розрахунку показників антропогенного навантаження на стан поверхневих вод використано офіційні дані екологічних паспортів областей України та регіональні звіти про стан навколишнього природного середовища, а також Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища у 2011 році [18]. Для визначення узагальненого показника антропогенного навантаження на стан поверхневих вод проаналізовано дані щодо загального обсягу скинутих зворотних вод у поверхневі водні об'єкти, обсягу скинутих забруднених зворотних вод у поверхневі водні об'єкти, обсяг скинутих забруднюючих речовин, забезпеченість сумарним річковим стоком та розраховано показник впливу забруднених стічних вод на річковий стік та показник середньої забрудненості стічних вод.

Для визначення рівня небезпеки антропогенного навантаження на природні екосистеми використано наступну рангову шкалу (табл. 6.16) [20].

Таблиця 6.16 – Характеристика антропогенного навантаження на природні екосистеми

Значення показника антропогенного тиску	Рівень небезпеки антропогенного тиску на природні екосистеми
0,01 – 0,40	Незначний тиск
0,41 – 0,80	Підвищений тиск
0,81 – 1,00	Значний тиск
1,01 – 1,80	Високий тиск
> 1,80	Небезпечний тиск

Результати оцінки екологічного ризику погіршення стану водних екосистем в областях України показано в табл. 6.17 і на рис. 6.10.

Необхідно відзначити, що така оцінка екологічного ризику є узагальненою і призначена для визначення регіонів, басейнів річок або їх частин, де існує загроза небажаних наслідків для водних екосистем, в тому числі їх деградації, за умови збереження існуючих тенденцій антропогенного навантаження. Такий підхід до оцінки екологічного ризику погіршення стану водних екосистем доцільно використовувати як «макроекологічний показник» при ви-

значенні пріоритетності впровадження і фінансування природоохоронних заходів в басейнах річок (перший ступень деталізації).

Таблиця 6.17 – Екологічний ризик порушення стійкості водних екосистем в регіонах України

Назва області	Значення інтегрального показника стану поверхневих вод (Ів)	Значення показника антропогенного тиску на водні екосистеми	Значення екологічного ризику порушення стійкості водних екосистем	Клас ризику	Характеристика ризику
АР Крим	0,340	4,003	0,40	3	Значний ризик
Вінницька	0,383	0,079	0,08	1	Незначний ризик
Волинська	0,345	0,023	0,08	1	Незначний ризик
Дніпропетровська	0,416	0,718	0,24	2	Підвищений ризик
Донецька	0,540	4,125	0,60	4	Високий ризик
Житомирська	0,395	0,141	0,12	1	Незначний ризик
Закарпатська	0,295	0,158	0,08	1	Незначний ризик
Запорізька	0,438	0,132	0,12	1	Незначний ризик
Івано – Франківська	0,282	0,245	0,08	1	Незначний ризик
Київська	0,392	0,064	0,12	1	Незначний ризик
Кіровоградська	0,477	0,089	0,12	1	Незначний ризик
Луганська	0,521	2,015	0,60	4	Високий ризик
Львівська	0,388	1,282	0,32	2	Підвищений ризик
Миколаївська	0,409	0,689	0,24	2	Підвищений ризик
Одеська	0,439	1,216	0,48	3	Значний ризик
Полтавська	0,407	0,059	0,12	1	Незначний ризик
Рівненська	0,347	0,292	0,08	1	Незначний ризик
Сумська	0,291	0,357	0,08	1	Незначний ризик
Тернопільська	0,630	0,179	0,08	1	Незначний ризик
Харківська	0,458	0,845	0,36	2	Підвищений ризик
Херсонська	0,410	0,133	0,12	1	Незначний ризик
Хмельницька	0,371	0,070	0,08	1	Незначний ризик
Черкаська	0,422	0,084	0,12	1	Незначний ризик
Чернівецька	0,340	0,169	0,08	1	Незначний ризик
Чернігівська	0,321	0,134	0,08	1	Незначний ризик



Рисунок 6. 10 – – Екологічний ризик порушення стійкості водних екосистем в регіонах України

Запропонований підхід визначення екологічного ризику може використовуватися при управлінні водоохоронною діяльністю шляхом розробки і впровадження програм оздоровлення річкових басейнів з урахуванням всіх чинників погіршення їх екологічного стану, а також при проведенні кризового моніторингу водних об'єктів в зонах підвищеного екологічного ризику з метою запобігання гідроекологічним катастрофам, порушенню структурно-функціональної організації водних екосистем, раптовому погіршенню якості поверхневих вод внаслідок аварій або надзвичайних ситуацій.

Для розрахунку показника антропогенного навантаження на стан атмосферного повітря використано офіційні дані екологічних паспортів областей України та регіональні звіти про стан навколишнього природного середовища, а також Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища у 2011 році [18]. Для визначення узагальненого показника антропогенного навантаження на стан атмосферного повітря проаналізовано дані щодо загального обсягу викинутих забруднюючих речовин від стаціонарних і пересувних джерел забруднення.

Для визначення рівня небезпеки антропогенного навантаження на природні екосистеми використано наступну рангову шкалу (табл.6.16) [20].

На основі цих даних визначено екологічний ризик погіршення стану атмосферного повітря України (табл. 6.18, рис. 6.11).



Рисунок 6.11 – Екологічний ризик погіршення стану атмосферного повітря в областях України

Таблиця 6.18 – Екологічний ризик погіршення стану атмосферного повітря України

Назва області	Значення інтегрального показника якісного стану атмосферного повітря (Івоз)	Значення показника антропогенного тиску на атмосферне повітря	Значення екологічного ризику погіршення стану атмосферного повітря	Клас ризику	Характеристика ризику
1	2	3	4	5	6
АР Крим	0,338	0,52	0,20	2	Підвищений ризик
Вінницька	0,171	0,63	0,10	1	Незначний ризик
Волинська	0,419	0,25	0,15	1	Незначний ризик
Дніпропетровська	0,520	3,47	0,75	4	Високий ризик
Донецька	0,612	6,23	0,99	5	Небезпечний ризик
Житомирська	0,160	0,28	0,05	1	Незначний ризик
Закарпатська	0,454	0,63	0,30	2	Підвищений ризик
Запорізька	0,586	1,14	0,60	4	Високий ризик
Івано – Франківська	0,129	1,88	0,25	2	Підвищений ризик

Продовження таблиці 6.18

1	2	3	4	5	6
Київська	0,137	0,95	0,30	2	Підвищений ризик
Кіровоградська	0,220	0,29	0,10	1	Незначний ризик
Луганська	0,479	1,98	0,75	4	Високий ризик
Львівська	0,233	1,12	0,40	3	Значний ризик
Миколаївська	0,443	0,35	0,15	1	Незначний ризик
Одеська	0,431	0,50	0,30	2	Підвищений ризик
Полтавська	0,152	0,60	0,10	1	Незначний ризик
Рівненська	0,643	0,30	0,20	2	Підвищений ризик
Сумська	0,220	0,35	0,10	1	Незначний ризик
Тернопільська	0,148	0,45	0,10	1	Незначний ризик
Харківська	0,182	0,92	0,30	2	Підвищений ризик
Херсонська	0,338	0,30	0,10	1	Незначний ризик
Хмельницька	0,207	0,39	0,10	1	Незначний ризик
Черкаська	0,252	0,64	0,20	2	Підвищений ризик
Чернівецька	0,182	0,54	0,10	1	Незначний ризик
Чернігівська	0,118	0,29	0,05	1	Незначний ризик

Як показують розрахунки (табл. 6.18, рис.6.11) найбільш небезпечний стан атмосферного повітря спостерігається в Донецькій області (5 клас) та в Дніпропетровській, Запорізькій і Луганській областях (4 клас).

Для оцінки екологічного стану ґрунтів і земельних ресурсів (табл.6.14, рис. 6.8) та визначення антропогенного навантаження на них використано офіційні дані екологічних паспортів областей України та регіональні звіти про стан навколишнього природного середовища, а також Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища у 2011 році [18].

При оцінці антропогенного навантаження на стан земельних ресурсів враховується обсяги утворення промислових та твердих побутових відходів, а також обсяги накопичення непридатних або заборонених до використання пестицидів (НП) та обсяги викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря.

В якості індикаторного показника оцінки обігу промислових відходів та накопичення непридатних або заборонених до використання пестицидів використовується показник зведеної щільності утворення відходів (т/км² за рік) який розраховується за формулою:

$$P_{внп} = \frac{P_{зув}}{S}, \quad (6.25)$$

де $P_{зув}$ – комплексний показник загального утворення відходів, т/рік;
 S – площа відповідного територіального таксона, км².

В свою чергу $P_{зув}$ обраховується за формулою:

$$P_{зув} = 50000M_{нп} + 5000M_1 + 500M_2 + 50M_3 + M_{4я}, \quad (6.26)$$

де M_{np} – кількість накопичення непридатних або заборонених до використання пестицидів, т

M_k – кількість утворених промислових відходів k -го класу небезпеки ($k=1, \dots, 4$), т.

Полігони захоронення твердих побутових відходів характеризуються своєю площею (га), тому показник побутових відходів розраховується за формулою:

$$P_{пв} = \frac{S_{пол}}{S}, \quad (6.27)$$

де $S_{пол}$ – площа, зайнята сміттєзвалищами і полігони захоронення твердих побутових відходів, га.

Результати оцінки екологічного ризику погіршення стану ґрунтів і земельних ресурсів в областях України показано в табл. 6.19 і на рис. 6.12.



Рисунок 6.12 – Екологічний ризик погіршення стану ґрунтів і земельних ресурсів в областях України

Сумарний екологічний ризик погіршення стану природних екосистем визначається за формулою (6.22) і представлено в табл. 6.20 і на рис. 6.13.

Як показали розрахунки, в найбільш небезпечному стані знаходяться промислові регіони України: Донецька область – поганий стан (4 клас) та небезпечний ризик (5 клас); Дніпропетровська область – посередній стан (3 клас) та небезпечний ризик (5 клас); Запорізька область – посередній стан

(3 клас) та небезпечний ризик (5 клас); Луганська область – посередній стан (3 клас) та небезпечний ризик (5 клас).

Таблиця 6.19 – Екологічний ризик погіршення стану ґрунтів і земельних ресурсів в областях України

Назва області	Значення інтегрального показника стану ґрунтів і земельних ресурсів (Із)	Значення показника антропогенного тиску на ґрунти	Значення екологічного ризику погіршення стану ґрунтів і земельних ресурсів	Клас ризику	Характеристика ризику
АР Крим	0,313	3,33	0,26	2	Підвищений ризик
Вінницька	0,487	2,33	0,36	2	Підвищений ризик
Волинська	0,496	1,00	0,15	1	Незначний ризик
Дніпропетровська	0,574	3,33	0,36	2	Підвищений ризик
Донецька	0,705	4,67	0,52	3	Значний ризик
Житомирська	0,505	1,67	0,30	2	Підвищений ризик
Закарпатська	0,374	2,33	0,16	1	Незначний ризик
Запорізька	0,513	3,33	0,42	3	Значний ризик
Івано – Франківська	0,383	2,67	0,20	2	Підвищений ризик
Київська	0,487	2,67	0,33	2	Підвищений ризик
Кіровоградська	0,409	1,67	0,33	2	Підвищений ризик
Луганська	0,496	4,00	0,42	3	Значний ризик
Львівська	0,435	2,67	0,42	3	Значний ризик
Миколаївська	0,452	1,00	0,12	1	Незначний ризик
Одеська	0,322	2,33	0,26	2	Підвищений ризик
Полтавська	0,383	1,67	0,16	1	Незначний ризик
Рівненська	0,435	3,33	0,27	2	Підвищений ризик
Сумська	0,340	2,33	0,20	2	Підвищений ризик
Тернопільська	0,513	1,67	0,18	1	Незначний ризик
Харківська	0,357	3,00	0,24	2	Підвищений ризик
Херсонська	0,522	1,00	0,24	2	Підвищений ризик
Хмельницька	0,479	1,67	0,33	2	Підвищений ризик
Черкаська	0,479	2,33	0,21	2	Підвищений ризик
Чернівецька	0,305	2,67	0,18	1	Незначний ризик
Чернігівська	0,435	1,00	0,24	2	Підвищений ризик



Рисунок 6.13 – Сумарний екологічний ризик погіршення стану природних екосистем в областях України

Таблиця 6.20 – Екологічний ризик порушення стійкості природних екосистем України

Назва області	Екологічний ризик погіршення стану атмосферного повітря	Екологічний ризик погіршення стану ґрунтів та земельних ресурсів	Екологічний ризик порушення стійкості водних екосистем	Екологічний ризик погіршення стану компонентів навколишнього середовища	Клас	Характеристика ризику
1	2	3	4	5	6	7
АР Крим	0,2	0,26	0,4	0,64	4	Високий ризик
Вінницька	0,1	0,36	0,08	0,47	3	Значний ризик
Волинська	0,15	0,15	0,08	0,34	2	Підвищений ризик
Дніпропетровська	0,75	0,36	0,24	0,88	5	Небезпечний ризик
Донецька	0,99	0,52	0,6	1,00	5	Небезпечний ризик
Житомирська	0,05	0,3	0,12	0,41	3	Значний ризик
Закарпатська	0,3	0,16	0,08	0,46	3	Значний ризик
Запорізька	0,6	0,42	0,12	0,80	5	Небезпечний ризик
Івано – Франківська	0,25	0,2	0,08	0,45	3	Значний ризик

Продовження таблиці 6.20

1	2	3	4	5	6	7
Київська	0,3	0,33	0,12	0,59	3	Значний ризик
Кіровоградська	0,1	0,33	0,12	0,47	3	Значний ризик
Луганська	0,75	0,42	0,6	0,94	5	Небезпечний ризик
Львівська	0,4	0,42	0,32	0,76	4	Високий ризик
Миколаївська	0,15	0,12	0,24	0,43	3	Значний ризик
Одеська	0,3	0,26	0,48	0,73	4	Високий ризик
Полтавська	0,1	0,16	0,12	0,33	2	Підвищений ризик
Рівненська	0,2	0,27	0,08	0,46	3	Значний ризик
Сумська	0,1	0,2	0,08	0,34	2	Підвищений ризик
Тернопільська	0,1	0,18	0,08	0,32	2	Підвищений ризик
Харківська	0,3	0,24	0,36	0,66	4	Високий ризик
Херсонська	0,1	0,24	0,12	0,40	3	Значний ризик
Хмельницька	0,1	0,33	0,08	0,45	3	Значний ризик
Черкаська	0,2	0,21	0,12	0,44	3	Значний ризик
Чернівецька	0,1	0,18	0,08	0,32	2	Підвищений ризик
Чернігівська	0,05	0,24	0,08	0,34	2	Підвищений ризик

Другим кроком після оцінки екологічного ризику є управління ризиком на основі економічної оцінки ризику, який дозволяє визначати еколого-економічну ефективність природоохоронних заходів з метою мінімізації впливу антропогенних чинників на стан навколишнього природного середовища та забезпечення комфортності життя населення.

Управління ризиком – це аналіз ризикової ситуації і вироблення рішення, спрямованого на його мінімізацію. Процес управління ризиком складається з декількох етапів. На першому етапі проводиться порівняння характеристик ризиків, одержаних у процесі їхньої оцінки, з метою встановлення пріоритетів і виділення кола питань, що вимагають першочергової уваги. Метою другого етапу є визначення умов, за яких ризик залишається прийнятним, для чого він зіставляється із соціально-економічними вигодами. На заключному етапі управління ризиком приймається найбільш вигідне рішення, спрямоване на реалізацію тієї міри, що була встановлена.

В теперішній час, коли Україна зазнала економічної кризи, дуже важливим є питання щодо пріоритетності фінансування природоохоронних заходів. Визначення екологічного ризику порушення стійкості природних екосистем як макроекологічного показника має за мету наукове обґрунтування прийняття управлінських рішень щодо першочерговості впровадження природоохоронних заходів і залучення фінансових ресурсів на їх реалізацію. Для більш детальної оцінки екологічного ризику необхідно враховувати дослідження показників стійкості тих екосистем, які знаходяться в небезпечному стані, проаналізувати причини погіршення їх стану з метою визначення припустимого антропогенного тиску та комплексу невідкладних природоохоронних заходів.

Література до розділу 6

1. Васенко О. Г. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України / О. Г. Васенко, О. В. Рибалова, О. В. Поддашкін [та ін.] // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : зб. наук. праць УкрНДІЕП. – Харків, 2010. – Вип. XXXII. – С. 75-90.
2. Киселев А.Ф. Оценка риска здоровью / А.Ф. Киселев, К.Б. Фридман. – СПб, 1997. – 100 с.
3. Жукинский В.Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, термінологія, количественная оценка / В.Н. Жукинський // Водные ресурсы. – 2003. – том 30, № 2 – С.213-321.
4. Афанасьев С.А. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты / С.А. Афанасьев, М.Д. Гродзинский– К.:АйБи, 2004. – 59 с.
5. Цыбульский А.И. Определение экологических рисков от сбросов очистных сооружений г. Чернигов в р. Белоус / А.И. Цыбульский, А.Е. Усов // Наука, образование, производство в решении экологических проблем: сб. статей (Экология 2006), Материалы 3 междунар. научно-техн. конф. – Уфа, ООО „Штайм” – 2006. – Т.2. – С.123-126.
6. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк [та ін.]. – К. : Символ-Т, 1998. – 28 с.
7. Рибалова О.В. Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки Інгулець в Херсонській області / О.В. Рибалова, О.О. Дем'янова // Восточно – Европейский журнал передових технологий. – Харьков, 1/6 (61) – 2013. – С. 45 – 49.
8. Рибалова О.В. Оцінка екологічного ризику погіршення стану басейну р. Сіверський Донець в Харківській області / О.В. Рибалова, О.В. Козловська, Г.В. Коробкова // Наука и технологии: шаг в будущее –2014: матер. X Междунар. науч.-практ. конф. (27 лют. 03 берез., 2014 р., Чехія). – Чехія : Publishing House, – 2014. с. 23-29
9. Водна рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС [Електронний ресурс]. – Режим доступу: www.buvr.vn.ua
10. Коваленко Г.Д. Екологічний ризик погіршення стану навколишнього природного середовища України при збереженні існуючих тенденцій антропогенного навантаження / Г.Д. Коваленко, Г.В. Півень, О.В. Рибалова // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : V міжнар. наук.-практ. конф., 7-10 жовт, 2009 р. : зб. наук. ст. – Х. : Райдер, 2009. – С. 78–85.
11. Дурдинець В.В. Соціальні ризики та соціальна безпека в умовах надзвичайних катастроф / В.В. Дурдинець, Ю.І. Саєнко, Ю.О. Привалов; под общ. ред. В.В. Дурдинець – К.: Стилос, 2001. – 497 с.
12. Шахраманьян, М.А. Комплексная оценка риска от чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера / М.А. Шахраманьян,

В.И. Ларионов, Г.М. Нигметов и др. // Безопасность жизнедеятельности. – 2001. – № 12. – С. 8–14.

13. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М. : Минприроды РФ, 1992. – 51 с.

14. Рыбалов А. А. Качество окружающей среды: методические подходы оценки / А. А. Рыбалов // Экологическая экспертиза. – 2001. – №1. – С. 12 – 66.

15. Згуровский, М.З. Глобальное моделирование процессов устойчивого развития в контексте качества и безопасности жизни людей (2005–2007/2008 годы) / М.З. Згуровский, А.Д. Гвишиани. – К.: Изд-во «Политехника», 2008. – 331 с.

16. Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship. (2015). [online] Available at: <http://www.yale.edu/esi>

17. Поддашкін О. В. Комплексна оцінка якісного стану ґрунтів Харківської області / О. В. Поддашкін, О. В. Рибалова // Екологія і здоров'я людини, охорона водного і повітряного басейнів, утилізація відходів : зб. наук. праць XV Міжнар. наук.-практ. конф. – Харків, 2007. – Т. 1. – С. 309–322.

18. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України – 2012. – 258 с.

19. Гриценко А.В. Визначення екологічного ризику погіршення стану навколишнього природного середовища на державному та регіональному рівнях / А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, О. В. Рибалова // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : VI міжнар. наук.-практ. конф., 7-10 жовт, 2010 р. : зб. наук. ст., т.2 – Х. : Райдер, 2010. – С. 103 – 105.

20. Воейкова А. И. Расчет комплексного индекса загрязнения (ИЗА) на основе данных наблюдений. Временная методика. / ГГО им. А. И. Воейкова. – Л., 1988. – 22с.

21. Рибалова О.В. Екологічний ризик погіршення сучасного стану ґрунтів і земельних ресурсів України / Рибалова О. В., Белан С. В. // Екологія и промышленность: научн. – произв. журнал – Харьков, 2013. – №3 – с.15–20.

РОЗДІЛ 7. СУЧАСНІ МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

7.1 Методи оцінки впливу якості навколишнього середовища на здоров'я населення

Проблемам оцінки антропогенних впливів і вивчення їхнього впливу на показники, що характеризують здоров'я різних груп населення, присвячені численні фундаментальні, методичні та практичні роботи. Метою вивчення цього питання є визначення безпечних рівнів стану навколишнього середовища, а також необхідних заходів щодо досягнення цих рівнів, прогноз змін здоров'я населення в зв'язку з впливом антропогенних факторів [1].

До несприятливих факторів навколишнього середовища, що впливають на здоров'я населення, відносяться:

- забруднення атмосферного повітря;
- якість водних об'єктів;
- забруднення ґрунтів, у т.ч. промисловими відходами;
- міський шум;
- напруженість електромагнітних полів;
- радіаційна обстановка;
- залишки пестицидів у продуктах;
- метеорологічні умови,
- виробничі і соціальні фактори.

Характер дії будь-якого фактора навколишнього середовища залежить від 3-х основних моментів: особливостей біологічної дії, дози впливу й експозиції.

Ступінь реальної небезпеки того чи іншого чинника навколишнього середовища для здоров'я обумовлена рядом його властивостей:

- агресивністю (для хімічних факторів кваліфікується як ступінь токсичності);
- поширеністю в селітебній зоні;
- рівнем виразності;
- тривалістю впливу в населених містах.

Н.Н. Літвінов і Ю.И. Прокопенко [2] запропонували схему класифікації факторів навколишнього середовища з урахуванням причинно-наслідкових взаємин. У цій схемі фактори поділяються на абсолютні причини захворювань, відносні причини (здатні переходити в розряд умов у залежності від виразності і тривалості впливу), відносні умови (здатні переходити в розряд причин у залежності від виразності і тривалості впливу) та абсолютні умови.

У реальних умовах людина піддається комбінованому (різні комбінації хімічних речовин, що одночасно надходять з якого-небудь одного об'єкта середовища), комплексному (дія одного агента, що надходить в організм різними шляхами) і сполученого (одночасний вплив на організм хімічних, фізичних і біологічних факторів) впливу факторів навколишнього середовища.

Проведені дослідження показали, що забруднення навколишнього середовища більш істотно впливає на рівень захворюваності, ніж виробничі фактори. При характеристиці виробничо-професійних умов, близької до нормативного, розходження в силі впливу сумарних навантажень, обумовлених навколишнім середовищем і виробничими факторами складають 1.6 рази [3].

Кількісно охарактеризувати вплив забруднення навколишнього середовища на здоров'я населення, оцінити внесок конкретних забруднюючих речовин, що присутні у різних середовищах на розвиток окремих захворювань, скласти довгострокові прогнози із впливів забруднюючих речовин на здоров'я з метою здійснення практичних заходів щодо нормалізації цих впливів дозволяють методи математичного моделювання.

Т.І.Андропова і Я.М.Андронов [4] пропонують комплекс статистичних характеристик для вивчення впливу навколишнього середовища, що включає у себе повний кореляційний аналіз з обчисленням коефіцієнта кореляції – коефіцієнта детермінації (r^2), критерію його вірогідності (F_{r^2}), квадрата кореляційного відношення, що відображає силу криволінійного зв'язку (c), критерію його вірогідності (F_c^2), критерію криволінійності (F_{EC}); обчислення довірчих границь генеральних параметрів; визначення графіка функції; проведення регресивного аналізу.

Русаковою Л.Т. [5 - 7] була запропонована автоматизована система розрахунку підпорогових рівнів факторів навколишнього середовища при сполученій дії, для якої вихідними даними є показники стану навколишнього середовища і здоров'я населення. Етапи обробки включають виявлені кореляційні зв'язки, дисперсійний і регресійний, факторний аналізи. На другому етапі проводиться розрахунок показника оптимального здоров'я на підставі поліноміальної регресивної моделі, що припускає відсутність впливу несприятливих факторів із навколишнього середовища. На третьому етапі здійснюється перерахування показника здоров'я в безрозмірний еквівалент здоров'я (БЕЗ) щодо його оптимального значення. На четвертому етапі ідентифікуються параметри моделі "середовище - БЕЗ" з використанням методу найменших квадратів, симплекс-методу й ін. БЕЗ штучно розщеплюється на часткові складові (ЧС), теоретично обумовлені ізольованою дією факторів навколишнього середовища чи спільною їхньою дією. П'ятий етап – ідентифікація параметрів залежності "фактори навколишнього середовища – ЧС" та за кожною частковою математичною моделлю визначаються діапазони рівнів факторів, що викликають достовірні зміни здоров'я.

При проведенні досліджень із впливу факторів навколишнього середовища на здоров'я використовується цілий спектр методів статистичного аналізу даних.

В даний час одним з методів статистичного аналізу при обробці даних про середовище і здоров'я є аналіз часових серій (рядів). Досягнення останніх років в області теорії аналізу часових серій і цілий ряд прикладів успішного його застосування в розглянутій галузі зробили цей метод дуже привабливим для проведення досліджень впливу факторів навколишнього середовища на здоров'я.

В останні роки можливості просторового аналізу даних істотно покращилися при впровадженні географічних інформаційних систем (ГІС). ГІС – можна розглядати, як систему для узагальнення, збереження, обробки і представлення даних у територіальному розрізі. ГІС використовується не тільки для складання і представлення різних карт, але і призначена для застосування нових просторово-аналітичних методів аналізу даних. Крім того ГІС стимулює розробку нових технологій і методів наукових досліджень у просторі, що істотно підвищують можливості статистичного аналізу та просторової інтерпретації результатів дослідження.

Методи оцінки антропогенного впливу на здоров'я населення повинні відповідати наступним критеріям:

- забезпечувати можливість ідентифікації первинних впливів більш високого порядку;
- визначати величину і значимість впливу;
- визначати взаємодії між впливами, включаючи синергетичні ефекти й ефекти нейтралізації;
- забезпечувати облік невизначеності і ризику;
- забезпечувати можливість включення соціальних і економічних ефектів;
- забезпечувати можливості розрахунку агрегованих оцінок;
- прогнозувати впливи;
- здійснювати адаптацію оцінок у процесі прийняття рішення [8].

Аналіз моделей дозволяє установити мінімальні рівні факторів, що ввійшли в них, при яких може наступити достовірне збільшення показників здоров'я. Встановлено, що величина мінімального рівня, при якому можуть погіршуватися показники здоров'я, залежить від критерію його оцінки. Київськими вченими-гігієністами було встановлено, що достовірне зростання загальної захворюваності і поширеності цілого ряду нозологічних груп і форм хвороб можна прогнозувати в інтервалі 7-10 ГДК речовин, що спроможні спричиняти ці хвороби, у тому числі і при їх комбінованому і сполученому з факторами іншої природи дій.

Основою для встановлення безпечних рівнів впливу забруднювачів навколишнього середовища є концепція пороговості шкідливої дії, тобто для кожного агента, що викликає ті чи інші несприятливі ефекти в організмі, існують і можуть бути знайдені дози (концентрації), при яких зміни функцій організму будуть мінімальними (граничними). Загально відомо, що пороговість усіх типів дії – провідний принцип вітчизняної гігієни. Під порогом розуміється поріг шкідливої дії, як правило, на рівні організму, встановлений при цьому для визначеної статистично представленої групи в модельних чи реальних умовах. У цілісному організмі проходять процеси пристосування й відновлення біологічних структур і ушкодження розвивається тільки тоді, коли швидкість процесів деструкції перевищує швидкість процесів відновлення і пристосування.

У дійсності величина граничної дози буде залежати від моментів [9]:

- індивідуальної чутливості організму;
- показника, обраного для її визначення;
- чутливості використаних методів тощо.

Так, різні люди по різному реагують на ті самі впливи. Крім того, індивідуальна чутливість кожної людини також піддана значним коливанням. Таким чином, ті самі рівні забруднення навколишнього середовища дають часто далеко неоднозначну реакцію як у населення в цілому, так і в тієї ж самої людини. З іншого боку, чим вище чутливість методів, тим нижче поріг. Теоретично навіть незначні кількості біологічно активних речовин будуть вступати в реакцію з біосубстратами і, отже, могли б розглядатися як діючі. Основне питання полягає в оцінці шкідливості таких реакцій: чи є вони дійсно шкідливими чи не виходять за межі коливань, що зустрічаються в нормальній життєдіяльності, оскільки компенсуються механізмом гомеостазу.

Можна припустити, що імовірність несприятливого для здоров'я ефекту залежить від рівня впливаючої концентрації, (чи дози) забруднювача. В дійсності ж тут виникає ряд додаткових моментів. Оцінка впливу може здійснюватися за принципом гарантованої відсутності несприятливого ефекту (максимальні чи недіючі концентрації дози) – що має місце при нормуванні в об'єктах навколишнього середовища, чи за принципом виявлення початкових ознак токсичного ефекту (мінімальні діючі концентрації чи дози), що має місце при нормуванні у виробничому середовищі. Між порогами, визначеними цими способами знаходиться зона невизначеності, розмір якої різний для різних речовин.

Крім того, для ряду забруднювачів, що мають, наприклад, специфічну дію (канцерогенну, імунотоксичну, ембріотропну тощо) практично неможливо визначити поріг впливу, тому що навіть незначні його кількості теоретично вже здатні викликати цей ефект у найбільш чутливої частини населення [9].

Звертає на себе увагу той факт, що чисельність групи населення, що має функціональні зміни, які виходять за межі фізіологічної норми, завжди більше за розміром, чим чисельність групи, що занедужала від несприятливого впливу.

Вивчення механізмів реакції організму на вплив забруднення навколишнього середовища показує, що підвищення рівня захворюваності при цьому носить нелінійний характер.

В силу того, що на здоров'я населення впливає не тільки якість навколишнього середовища, але й виробничі та соціальні умови життя, виділити один керуючий чинник, наприклад, якість водних об'єктів, досить складна задача.

7.2 Загальні принципи визначення ризику для здоров'я населення відповідно міжнародного досвіду

Під оцінкою ризику розуміється процес аналізу гігієнічних, токсикологічних і епідеміологічних даних для визначення кількісної імовірності несприятливого впливу на здоров'я населення шкідливих факторів навколишнього середовища [9].

Ризик для здоров'я - ймовірність розвитку загрози життю або здоров'ю людини чи здоров'ю майбутніх поколінь, обумовлена дією чинників навколишнього середовища [9].

У багатьох країнах світу, у тому числі в США і Росії, законодавчо закріплене використання підходів оцінки впливу середовища на здоров'я населення (оцінки ризику для здоров'я населення) для цілей соціально-гігієнічного моніторингу, екологічної і гігієнічної експертизи, екологічного аудита, визначення зон екологічного лиха і надзвичайної екологічної ситуації, державного екологічного контролю, обґрунтування планів дій з охорони навколишнього середовища і здоров'я населення. Результати оцінки ризику дозволяють визначити доцільність, пріоритетність і ефективність природоохоронних і санітарно-гігієнічних заходів, спрямованих на зниження несприятливого впливу середовища на здоров'я населення [10].

На території України діють методичні рекомендації для оцінки ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря [11]. При визначенні ризику впливу атмосферного повітря на здоров'я людей, необхідно враховувати весь спектр хімічних сполук, які діють на даній території. При визначенні пріоритетних речовин в Україні доцільно враховувати також закордонні переліки (Росія, США), які складені на основі вивчення компонентів забруднення повітряного середовища і характерних викидів різних промислових галузей. Для України важливо орієнтуватися на переліки загальнопоширених забруднюючих речовин атмосферного повітря, показників і інгредієнтів атмосферних опадів, позначених в порядку організації і проведення моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря.

Відповідно до наукового підходу Агентства з охорони навколишнього середовища США (EPA US) концепція ризику включає два елементи - оцінку ризику і керування ним [12,13].

Основний принцип, покладений в основу методу оцінки ризику, - використання існуючої залежності "доза-відповідь", що дозволяє кількісно оцінити величину негативного ефекту на здоров'я населення, виходячи з дози забруднюючої речовини, що потрапила в організм тим чи іншим шляхом (повітряним, через питну воду, їжу тощо)

Оцінка ризику являє собою науковий аналіз причин його появи і масштабів у конкретній ситуації. Оцінка ризику для здоров'я людини від впливу антропогенних факторів складається з чотирьох фаз [9]:

- виявлення небезпеки (збір і оцінка інформації про типи збитку здоров'ю і захворюваннях, з якими може бути пов'язаний вплив конкретної забруднюючої речовини, і про шляхи експозиції (інгаляційному, пероральному, потраплянні на шкіру);
- оцінка експозиції (виявлення груп населення, що зазнають вплив забруднюючої речовини, а також величини і тривалості впливу);
- кількісна оцінка дози впливу (виявлення взаємозв'язку між кількістю речовини, що надходить в організм і масштабами шкоди);

– характеристика ризику (висновок про ймовірне нанесення шкоди чи виникнення захворювання в результаті експозиції даної забруднюючої речовини, а також опис невизначеностей, пов'язаних з оцінкою).

У процесі оцінки ризику виявляються фактори потенційної небезпеки для здоров'я людини і стану екосистеми. На цьому етапі аналіз ведеться на якісному рівні, використовуючи дані моніторингу чи результати моделювання переносу забруднюючих речовин у навколишньому середовищі. Комплексна характеристика ризику являє собою кількісну оцінку потенційної небезпеки для людини при можливому контакті з забруднюючими речовинами.

Для встановлення впливу середовища існування на здоров'я показник захворюваності повинен розраховуватися відносно конкретних груп населення, за визначений проміжок часу і порівнюватися з аналогічними показниками на "контрольній" (відносно "чистій") території, щоб потім можна було визначити наявність чи відсутність причинно-наслідкових зв'язків між впливом конкретних факторів навколишнього середовища на відповідну групу населення.

Найбільш репрезентативною групою населення для виявлення зв'язку між якістю навколишньої природного середовища і здоров'ям населення є діти, тому що вони знаходяться під постійним медичним спостереженням (у дошкільних установах і школі) і медична статистика в галузі здоров'я дітей найбільш достовірна. Крім того, діти особливо відчутно реагують на зміни якості навколишнього середовища; вони не мають шкідливих звичок (паління, алкоголізм і наркотики) й менш піддані нервовим стресам; на дітей не впливають виробничі фактори [10].

Вибір моделі залежить від тієї концептуальної системи, яка прийнята для оцінки ризику, наприклад, у Росії застосовуються наступні [9]:

- система гігієнічного регламентування (система гранично-допустимих концентрацій - ГДК);
- міжнародний підхід (розроблений EPA US);
- методи оцінки ризику, розроблені на основі принципів гігієнічного регламентування шкідливих факторів навколишнього середовища, приватних моделях і результатах епідеміологічних досліджень.

Методи оцінки ризику, засновані на принципах гігієнічного регламентування шкідливих факторів навколишнього середовища:

- принцип пороговості поширюється на всі ефекти несприятливого впливу;
- дотримання нормативу (ГДК і ін.) гарантує відсутність несприятливих для здоров'я ефектів, а перевищення нормативу може викликати несприятливі для здоров'я ефекти.

Міжнародна практика (відповідно до підходу EPA US) [12,13] передбачає визначення ризику для здоров'я населення на основі оцінки типових випадків контакту людей з носіями забруднення (так називані "контактні середовища"), типових фізико-хімічних механізмах - шляхах контактів людини з забруднювачами і наборі популяційних груп з однаковими умовами експозиції до забруднювачів. Сукупність усіляких шляхів, для різних груп, назива-

ється матрицею експозиції. Для кожного елемента матриці експозиції розраховується доза забруднювача [12]:

$$LADI = \frac{(C/W) \times V \times F \times D}{T}, \quad (7.1)$$

де $LADI$ - середня довічна щоденна доза, мг/(кг * добу);
 C - концентрація забруднювача у контактному середовищі, мг/м³;
 W - вага тіла індивідуума, кг;
 V - споживання індивідом даного контактного середовища, м³/добу;
 F - частота події контакту з носієм, днів/рік;
 D - період, на який екстраполюються поточні умови експозиції, років;
 T - період осереднення дози, дні.

На четвертому етапі "характеристика ризику" для кожного елемента матриці експозиції розраховуються показники ризику [12]:

$$CR = SF \times LADI, \quad (7.2)$$

де CR - ймовірність занедужати раком, безрозмірна величина (звичайно виражається в одиницях 1:1000000);

SF - ймовірність одержання ракового захворювання у випадку прийому одиничної дози $LADI$, 1/мг/кг * доба;

$$HI = LADI / RfD, \quad (7.3)$$

де HI - індекс небезпеки одержати неракове захворювання, безрозмірна величина;

RfD - гранична доза речовини забруднювача, що викликає неракове захворювання, мг/кг у добу.

За наведеними вище формулами ризик може бути обчислений за окремими забруднюючими речовинами, різними територіями, групами населення тощо. Імовірнісна величина ризику дозволяє інтегрувати ризики за різними критеріями: територіальним, експозиційним групам, шляхам контакту, джерелам забруднення й окремим забруднюючим речовинами, компонентам навколишнього середовища.

Таким чином, ця методика може застосовуватися відносно населення в цілому і різних експозиційних груп, що проживають на забруднених територіях чи працюючих на шкідливих виробництвах.

7.3 Оцінка ризику для здоров'я населення в залежності від якості атмосферного повітря

Оцінка ризику для здоров'я населення здійснюється окремо для канцерогенних і не канцерогенних ефектів.

Характеристика канцерогенного ризику здійснюється поетапно:

- узагальнення й аналіз всієї наявної інформації про шкідливі фактори, особливості їхньої дії на організм людини, рівнях експозиції;
- розрахунок індивідуального канцерогенного ризику для кожної речовини, що надходить в організм людини аналізованими шляхами;
- розрахунок індивідуального канцерогенного ризику для кожного канцерогенного компонента досліджуваної суміші хімічних речовин, а також сумарного канцерогенного ризику для всієї суміші;
- розрахунок сумарних канцерогенних ризиків для кожного з аналізованих шляхів надходження, а також загального сумарного канцерогенного ризику для всіх речовин і всіх аналізованих шляхів їхнього надходження в організм.
- розрахунок популяційних канцерогенних ризиків;
- обговорення й оцінка джерел невизначеності й варіабельності результатів характеристики ризику;
- узагальнення й подання результатів оцінки ризику.

Розрахунок індивідуального канцерогенного ризику здійснюється з використанням даних про величину експозиції й значення факторів канцерогенного потенціалу (фактор нахилу, одиничний ризик). Як правило, для канцерогенних хімічних речовин додаткова ймовірність розвитку рака в індивідуума на всьому протязі життя (CR) оцінюється з урахуванням середньодобової дози протягом життя ($LADI$) за формулою(7.2) [14].

При використанні величини одиничного ризику (UR) розрахункова формула здобуває наступний вид [14]:

$$CR = LADC \cdot UR, \quad (7.4)$$

де $LADC$ - середня концентрація речовини в досліджуваному об'єкті навколишнього середовища за весь період усереднення експозиції (питна вода, мг/л; повітря, мг/м³);

UR - одиничний ризик для води (ризик на 1 мг/л) або повітря (ризик на 1 мг/м³).

Визначення величин популяційних канцерогенних ризиків (PCR), що відбивають додаткове (до фонового) число випадків злоякісних новоутворів, здатних виникнути протягом життя внаслідок впливу досліджуваного фактора, проводиться по формулі [14]:

$$PCR = CR \cdot POP, \quad (7.5)$$

де CR - індивідуальний канцерогенний ризик;

POP - чисельність досліджуваної популяції, чіл.

Індивідуальний і популяційний канцерогенні ризики характеризують верхню границю можливого канцерогенного ризику протягом періоду, що відповідає середньої тривалості життя людини (70 років).

Значення канцерогенних ризиків відбивають, головним чином, довгострокову тенденцію до зміни онкологічного фону, що формується за умови дотримання всіх прийнятих дослідником вихідних умов (наприклад, певна тривалість і інтенсивність впливу, незмінність експозиції в часі, конкретні значення факторів експозиції й ін.).

Найбільшу цінність результати характеристики канцерогенних ризиків представляють для порівняльної оцінки впливу факторів навколишнього середовища на різних територіях, у різні тимчасові періоди, до й після проведення оздоровчих заходів, для порівняння ефективності й можливого впливу на здоров'я людини різних технологічних процесів і природоохоронних заходів.

При оцінці канцерогенного ризику доцільно орієнтуватися на систему критеріїв, рекомендовану у публікаціях ВООЗ (1996, 1999, 2000 рр.) (табл. 7.1) [15].

Характеристика ризику розвитку неканцерогенних ефектів здійснюється або шляхом порівняння фактичних рівнів експозиції з безпечними рівнями впливу (індекс/коефіцієнт небезпеки), або на основі параметрів залежності "концентрація - відповідь", отриманих в епідеміологічних дослідженнях.

Таблиця 7.1 – Класифікація рівнів ризику

Рівень ризику	Ризик протягом життя
Високий (De Manifestis) - не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику	$> 10^{-3}$
Середній - припустимий для виробничих умов; за впливу на все населення необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком	$10^{-3} - 10^{-4}$
Низький - припустимий ризик (рівень, на якому, як правило, встановлюються гігієнічні нормативи для населення)	$10^{-4} - 10^{-6}$
Мінімальний (De Minimis) - бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів	$< 10^{-6}$

Характеристика ризику розвитку неканцерогенних ефектів для окремих речовин проводиться на основі розрахунку коефіцієнта небезпеки по формулі [14]:

$$HQ = AD/RfD \text{ або } HQ = AC/RfC, \quad (7.6)$$

де HQ - коефіцієнт небезпеки;
 AD - середня доза, мг/кг;
 AC - середня концентрація, мг/м³;
 RfD - референтна (безпечна) доза, мг/кг;
 RfC - референтна (безпечна) концентрація, мг/м³.

Коефіцієнт небезпеки розраховується роздільно для умов короткочасних (гострих) і тривалих впливів хімічних речовин. При цьому період усереднення експозицій і відповідних безпечних рівнів впливу повинен бути аналогічним.

Характеристика ризику розвитку неканцерогенних ефектів при комбінованому й комплексному впливі хімічних сполук проводиться на основі розрахунку індексу небезпеки (HI).

Індекс небезпеки для умов одночасного надходження декількох речовин тим самим шляхом (наприклад, інгаляційним або пероральним) розраховується за формулою [14]:

$$HI = \sum HQ_i, \quad (7.7)$$

де HQ_i - коефіцієнти небезпеки для окремих компонентів суміші речовин, що впливають.

При комплексному надходженні хімічної речовини в організм людини з навколишнього середовища одночасно декількома шляхами, а також при багато середовому і багато маршрутному впливі критерієм ризику є сумарний індекс небезпеки (THI), що розраховується за формулою [14]:

$$THI = \sum HI_j, \quad (7.8)$$

де HI_j - індекси небезпеки для окремих шляхів надходження або окремих маршрутів впливу.

Оцінка небезпеки при комплексному надходженні здійснюється без обліку коефіцієнтів поглинання речовин в органах дихання й шлунково-кишковому тракті, тобто на основі доз, що впливають, і концентрацій. Це обумовлено тим, що величини безпечних рівнів впливу хімічних речовин (RfD) завжди встановлюються як експозиційні, а не поглинені дози.

При нашкірному впливі хімічних речовин, як правило, оцінюється величина поглиненої дози. У зв'язку з відсутністю даних про безпечні рівні при нашкірному впливі для більшості пріоритетних хімічних речовин як орієнтовна міра припустимого нашкірного впливу ($RfDd$) використовується величина поглиненої дози, розрахованої виходячи з референтної дози ($RfDo$) при пероральному шляху надходження [14]:

$$RfDd = RfDo \cdot GIABS, \quad (7.9)$$

де $GIABS$ - коефіцієнт абсорбції в шлунково-кишковому тракті.

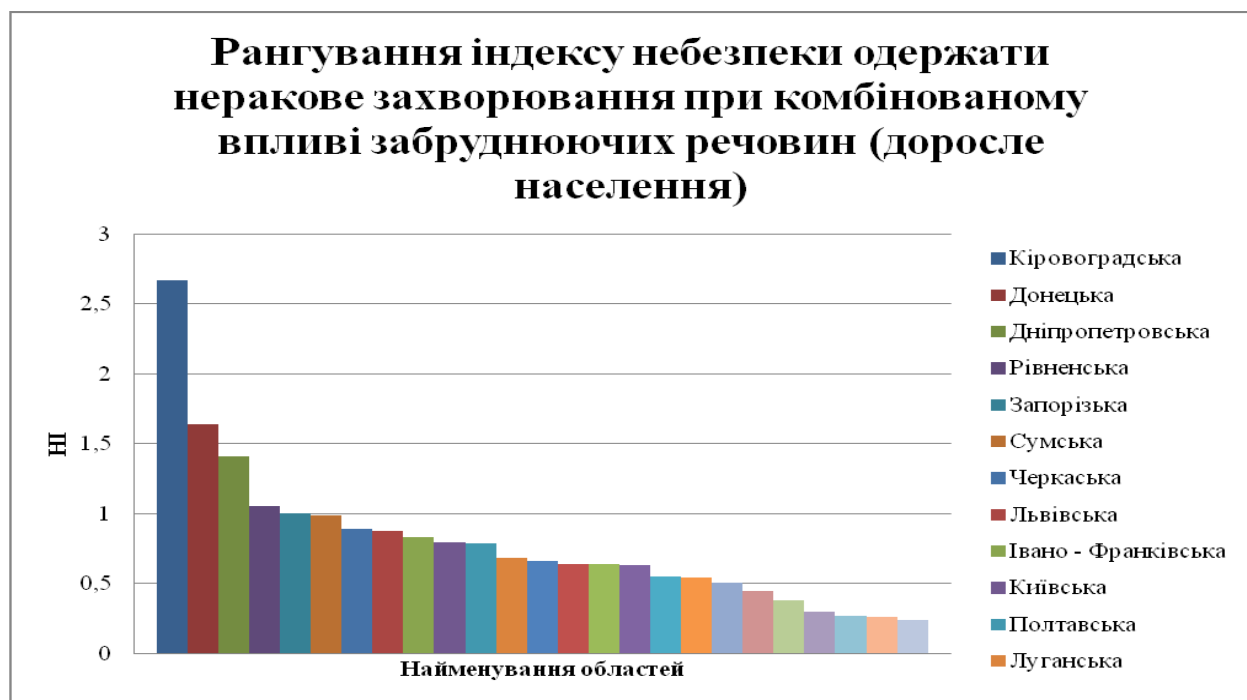
Різними авторами не однозначно інтерпретуються рівні прийнятності специфічних ризиків. З однієї сторони ситуація при $HQ > 1$ не обов'язково з розвитком шкідливого ефекту: чим вище, що впливає доза, і чим більше вона перевершує референтну, тим вище ймовірність появи шкідливих реакцій [14]. Деякі автори вважають, що ризик на рівні $HQ = 1$ не може прийматися як до-

силь прийнятний. У роботі [16] приводиться наступна градація границь розвитку неканцерогенних ефектів (за величиною коефіцієнта небезпеки): надзвичайно високий (>10), високий (5-10), середній (1-5), низький (0, 1-1,0), мінімальний (менш 0,1). На підставі перерахованих відомостей була сформульована характеристика рівнів ризику представлена в табл. 7.2.

Таблиця 7.2 - Класифікація рівнів небезпеки

Рівень небезпеки	Коефіцієнт/індекс небезпеки, (HQ/NI)	Характеристика рівня ризику
Мінімальний	$\leq 0,1$	ризик виникнення шкідливих ефектів відсутній
Низький	0,1 - 1	ризик виникнення шкідливих ефектів є зневажливо малим
Середній	1 - 5	існує ризик розвитку шкідливих ефектів в особливо чутливих підгруп населення (неприпустимий для населення, припустимий для виробничих умов)
Високий	5 - 10	існує ризик розвитку несприятливих ефектів у більшості частини населення
Надзвичайно високий	≥ 10	масові скарги, виникнення хронічних захворювань

На основі моніторингових даних спостереження за станом атмосферного повітря в населених пунктах України розраховано канцерогенний ризик та індекс небезпеки одержати неракове захворювання для дорослого населення та дітей (рис. 7.1 – 7.4).



Риснок 7.1 – Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання при комбінованому впливі забруднюючих речовин (доросле населення)



Рисунок 7.2 – Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання при комбінованому впливі забруднюючих речовин (доросле населення)

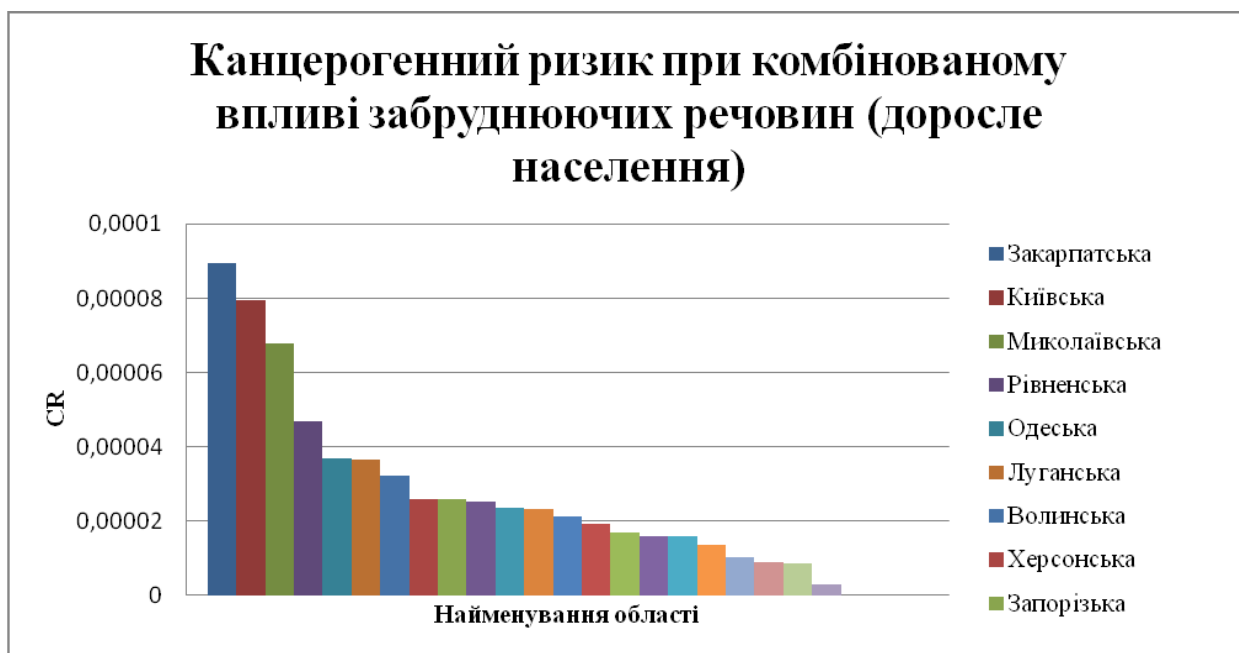


Рисунок 7.3 – Канцерогенний ризик при комбінованому впливі забруднюючих речовин (доросле населення)

Найбільш поширеними забруднюючими речовинами, які негативно впливали на якість атмосферного повітря багатьох міст України, були формальдегід і діоксид азоту.

Протягом 2013 р. найбільш забрудненим було атмосферне повітря у містах Південного та Східного регіонів.

Аналіз отриманої моніторингової інформації свідчить, що найбільш значними в Україні є перевищення гранично допустимих концентрацій фор-

мальдегіду, які спостерігаються по всіх регіонах України. Найгірша ситуація щодо якості атмосферного повітря по формальдегіду відмічена у Південному регіоні, де середня концентрація формальдегіду в атмосферному повітрі міст дорівнювала 2,27 ГДК.

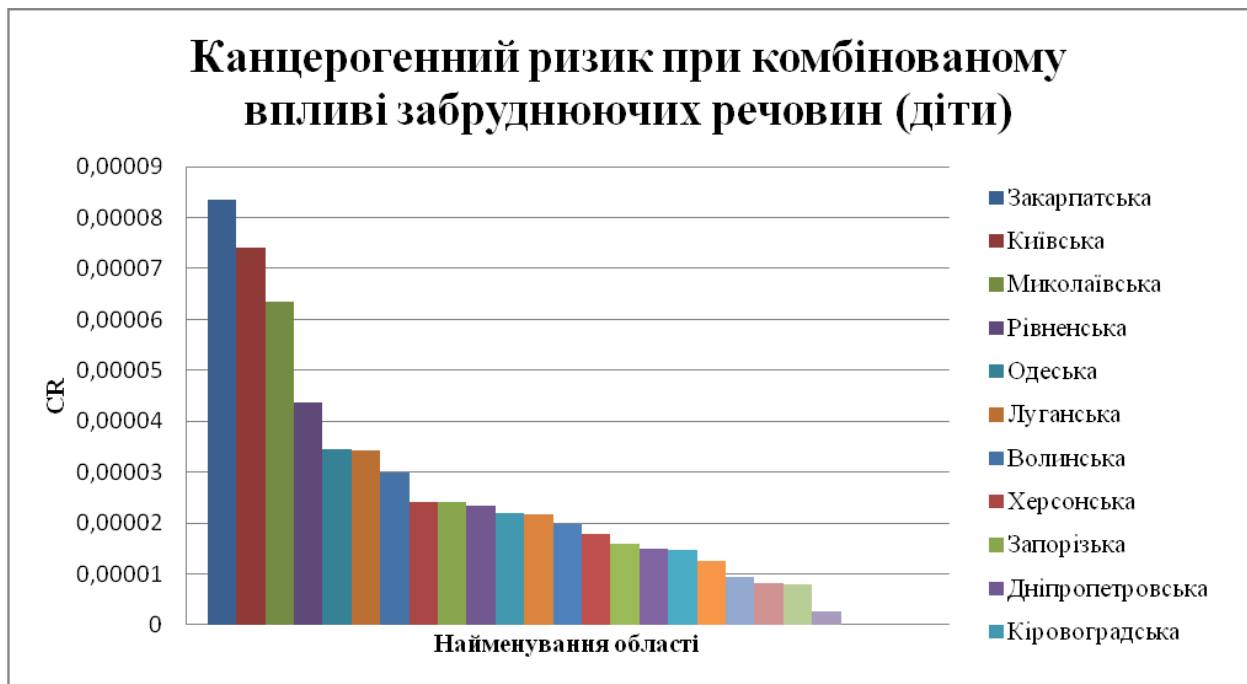


Рисунок 7.4 – Канцерогенний ризик при комбінованому впливі забруднюючих речовин (діти)

7.4 Оцінка ризику для здоров'я населення в залежності від якості поверхневих вод

Оцінка ризику для здоров'я населення в залежності від якості поверхневих вод здійснюється також окремо для канцерогенних і неканцерогенних ефектів.

Стандартна формула розрахунку середньої добової дози й стандартні значення факторів експозиції при інгаляційному надходженні хімічних речовин, що випаровуються під час купання (плавання) у відкритій водоймі [14]:

$$I = (CA \cdot IR \cdot EF \cdot ET \cdot ED) / (AT) \quad (7.10)$$

- де I - інгаляційне надходження, мг/(кг·доба);
 CA - концентрація речовини в повітрі, мг/м³;
 Cw - концентрація речовини у воді, мг/л;
 IR - швидкість інгаляції, м³/год-кг (0,02 м³/год-кг);
 ET - час впливу, год/доб. (1 год);
 EF - частота впливу, доб./рік (45 доб./рік);

ED - тривалість впливу, років (30 років; діти: 6 років);
AT - період усереднення експозиції, років (30 років; діти: 6 років; канцерогени: 70 років);
BW - маса тіла, кг (70 кг; діти: 15 кг);
t - Температура, °C (20 °C);
T - температура, °K ($273 + t = 293$ °K);
Vp - тиск пару, мм рт. ст.;
MW - молекулярна маса, г/моль.
 Стандартна формула розрахунку середньої добової дози й стандартні значення факторів експозиції при випадковому заковтуванні поверхневої води [14]:

$$I = (C_w \cdot IR \cdot EF \cdot ED \cdot ET) / (AT \cdot BW \cdot 365) \quad (7.11)$$

де *I* - пероральне надходження, мг/(кг·доба);
C_w - концентрація речовини у воді, мг/л;
IR - швидкість надходження, л/год (0,05 л/год);
ET - час впливу, год/доба (1 год);
EF - частота впливу, доб./рік (45 доб./рік);
ED - тривалість впливу, років (30 років; діти: 6 років);
AT - період усереднення експозиції, років (30 років; діти: 6 років; канцерогени: 70 років);
BW - маса тіла, кг (70 кг; діти: 15 кг).

Стандартна формула розрахунку середньої добової дози й стандартні значення факторів експозиції при нашкірній експозиції води відкритих водойм (поглинена доза) [14]:

$$DAD = (DA_e \cdot EV \cdot ED \cdot EF \cdot SA) / (BW \cdot AT \cdot 3600 \cdot 1000) \quad (7.12)$$

де *DAD* - абсорбована нашкірна доза, мг/(кг·доба);
DA_e - абсорбована доза за подію, мг/см²-подія;
EV - частота подій у рік (45);
ET - час впливу, год/доба (0,58 год/доба; дитина: 1 год/доба);
SA - площа поверхні шкіри, см² (18000 см²; діти: 6600 см²);
EF - частота впливу, доб./рік (45 доб./рік);
ED - тривалість впливу, років (30 років; діти: 6 років);
AT - період усереднення експозиції, років (30 років; діти: 6 років; канцерогени: 70 років);
BW - маса тіла, кг (70 кг; діти: 15 кг).

На основі моніторингових даних спостереження за якісним станом поверхневих вод розраховано індекс небезпеки при комбінованому впливі забруднюючих речовин (інгаляційному, пероральному і нашкірному) окремо для дорослого населення і дітей (рис.7.5 і 7.6).

Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання при комбінованому впливі забруднюючих речовин (доросле населення)

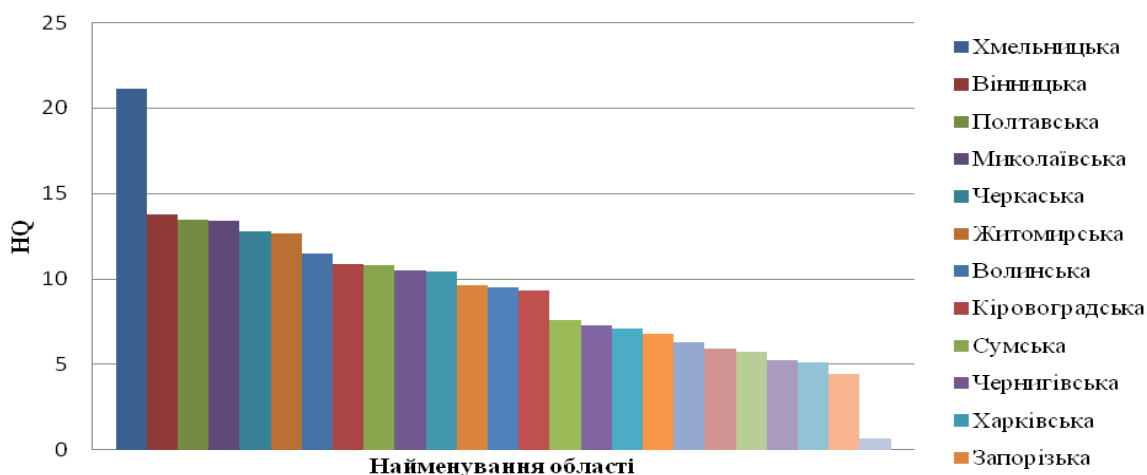


Рисунок 7.5 – Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання при комбінованому впливі забруднюючих речовин (доросле населення)

Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання при комбінованому впливі забруднюючих речовин (діти)

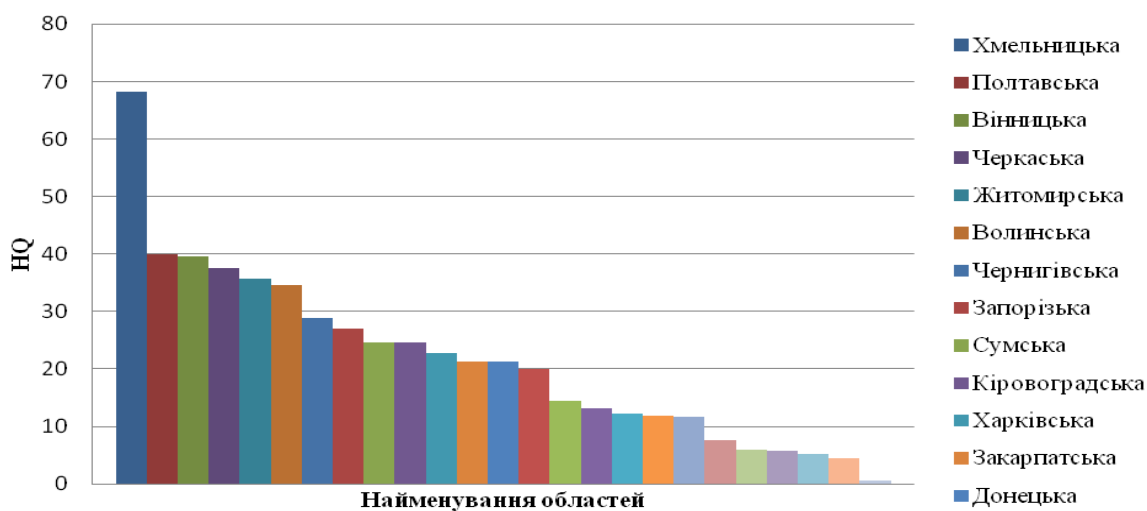


Рисунок 7.6 – Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання при комбінованому впливі забруднюючих речовин (діти)

Випадки високого рівню забруднення вод спостерігалися:

- у басейнах рік Західний Буг і Сян – за БСК₅, вмістом заліза загально-го, азоту амонійного і нітритного;
- у басейні р. Дунай – за вмістом азоту нітритного;

- у басейні р. Дністер – за вмістом азоту нітритного, заліза загального і хрому загального;
- у басейні р. Дніпро – за вмістом заліза загального, цинку, хрому загального і нітритного азоту;
- у басейні р. Південний Буг – за вмістом азоту амонійного;
- у басейні р. Сіверський Донець – за вмістом азоту нітритного.

7.5 Оцінка ризику для здоров'я населення в залежності від якості ґрунту

Ступінь дії на людину шкідливих хімічних речовин, присутніх в ґрунті залежить від використання землі, концентрації забруднення в ґрунті і на землі і ступеня ризику забруднення інших компонентів середовища (ґрунтові води і повітря).

Шляхи дії негативних чинників ґрунту можуть бути розділені на два види: дія пряма і дія опосередкована або непряма.

Пряма дія забруднюючих речовин ґрунту через:

- попадання в систему травлення частинок ґрунту (пил);
- шкірні контакти;
- попадання в систему дихання частинок ґрунту/пилу;
- вдихання речовин, що випаровуються з ґрунту (особливо всередині приміщень).

Опосередкована (непряма) дія через:

- вживання забруднених зернових культур, що вирощуються на забруднених ґрунтах;
- вживання забруднених продуктів тваринництва, отриманих з тварин, що виводяться на забруднених ґрунтах
- вживання забрудненої питної води (безпосереднє пиття, шкірні контакти, вдихання аерозолів);
- вживання забрудненої риби;
- через води для купання;
- використання текстилю, вироблюваного з сільськогосподарської сировини, такого як льон і бавовна.

Найбільш серйозними шляхами зовнішньої дії вважаються:

- попадання ґрунту в систему травлення (діти);
- шкірні контакти з ґрунтом;
- вдихання повітряних випаровувань (випаровування у внутрішніх приміщеннях);
- попадання з питною водою;
- вживання сільськогосподарської продукції із забруднених ґрунтів.

Ризик здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту обчислюється за формулою [14]:

$$R = 1 - \exp(-UR \times LADD), \quad (7.13)$$

де UR - одиниця ризику, визначається як чинник пропорції росту ризику в залежності від значення діючої концентрації (дозы) речовини [12,13]

$LADD$ (Lifetime Average Daily Dose) - середня щоденна доза речовини (мг/кг-добу) обчислюється за формулою:

$$LADD = CS * IR * CF * FI * EF * ED / BW * AT, \quad (7.14)$$

де CS - концентрація речовини в ґрунті (мг/кг);
 IR - рівень споживання (мг ґрунту/доба);
 CF - коефіцієнт (6 - 10 кг/мг);
 FI - частка речовини, що проникає через шкіру;
 EF - частота експозиції (днів/рік);
 ED - тривалість експозиції (років);
 BW - вага тіла (кг);
 AT - час усереднення (період, за який усереднюється експозиція).

Значення перемінних:

CS - дані моніторингу;

IR - 200 мг/добу для дітей 1-6 років та 100 мг/добу для дорослих

FI - 1,0 (тобто 100% - забруднена фракція ґрунту, відносна одиниця)

EF - 365 днів/рік;

ED - 70 років (середня тривалість життя);

BW - 70 кг для дорослих та 16 кг для дітей 1-6 років (середня величина);

AT - період експозиції $ED * 365$ днів/рік, тобто, 70 років * 365 днів/рік.

Розрахунки сумарного індексу небезпеки для дорослого населення і дітей показали, що найбільш забрудненими ґрунти є в Донецькій та Дніпропетровській областях (рис.7.7 і 7.8).



Рисунок 7.7 – Сумарний індекс небезпеки при надходженні неканцерогенних речовин із ґрунтів для дорослих



Рисунок 7.8 – Сумарний індекс небезпеки при надходженні неканцерогенних речовин із ґрунтів для дітей

7.6 Удосконалення методики оцінки ризику для здоров'я населення комплексному впливі забруднення навколишнього середовища

Методи оцінки ризику для здоров'я населення дозволяють визначити доцільність та пріоритетність впровадження природоохоронних і санітарно-гігієнічних заходів, спрямованих на мінімізацію погіршення стану навколишнього природного середовища в умовах існуючого антропогенного навантаження із забезпеченням комфортних умов населення та запобігання виникнення надзвичайних ситуацій. Але їх практичне застосування виявило декілька проблем, які необхідно вирішити з метою адаптації американської методики оцінки ризику для здоров'я населення до сучасної української системи моніторингу за якісним станом атмосферного повітря, поверхневих вод і ґрунтів.

Для оцінки індексу небезпеки за формулою (7.3) відповідно до міжнародної методики оцінки ризику для здоров'я населення визначається кратність перевищення середньої довічної щоденної дози (LADI або I) до граничної дози речовини забруднювача, що викликає неракове захворювання. Але в методичних рекомендаціях [14] для розрахунку коефіцієнта небезпеки (HQ) в додатках представлені референтні концентрації для хронічного інгаляційного впливу і критичні органи та системи, на які впливає окрема забруднююча речовина. Нажаль, для багатьох речовин, що забруднюють атмосферне повітря, поверхневі води і ґрунти в методичних рекомендаціях [14] відсутні як референтні концентрації так і референтні дози. Тому з метою адаптації американської методики оцінки неканцерогенного ризику для здоров'я населення в роботах [17,18] запропоновано в тих випадках, коли відсутня інформація щодо референтної (безпечної) дози (RfD) або референтні концентрації (RfC) застосовувати наступну формулу:

$$HQ = \frac{C_i}{C_{гдк}}, \quad (7.15)$$

де C_i - середня концентрація і-ої забруднюючої речовини, мг/м³;
 $C_{гдк}$ – гранично – допустима концентрація і-ої забруднюючої речовини, мг/м³;

Розрахунок індексів небезпеки проводять з урахуванням критичних органів та систем, які зазнають негативного впливу досліджуваних речовин.

При застосуванні формули (7.15) постає питання які критичні органи та системи піддаються впливу забруднюючих речовин для їх відсутня інформація щодо референтної (безпечної) дози (RfD) або референтні концентрації (RfC). Аналіз літературних джерел дозволив запропонувати використання таблиці 7.3 при визначенні небезпеки підвищення захворюваності населення по хворобам органів та систем людини.

Таблиця 7.3 – Референтні концентрації (RfC) при хронічному пероральному потраплянні в організм людини

Назва речовини	RfC, мг/л.	Органи та системи організму людини
Сухий залишок	1000	ендокринна система
БСК 5	4,48	ендокринна система, органи травлення
ХСК	30	ендокринна система, органи травлення
Хлориди	350	ЦНС, печінка, шлунок
Сульфати	500	кров, ендокринна система, косна система
Магній	11	ендокринна система, органи травлення
Кальцій	41,4	нирки
Азот амонійний	2	анемія, різні дерматити
Азот нітритний	1	кров
Азот нітратний	10,2	кров, серцево -судинна система
Фосфати	3,5	косна система
Залізо загальне	0,3	слизуваті, шкіра, імунітет
Мідь	0,19	шлунково - кишковий тракт, печінка
Марганець	0,14	ЦНС, кров
Цинк	0,3	кров, ендокринна система.
Хром загальний	0,005	печінка, нірки, слизуваті, шлунково - кишковий тракт
Нафтопродукти	0,3	нирки
СПАР	0,5	органи дихання, шкіра.

Розрахунки комплексної оцінки ризику для здоров'я населення України показали, що існує велика ймовірність отримати додаткові випадки захворювання як для дорослого населення, так і для дітей ендокринної системи, органів дихання і органів травлення (рис.7.9, 7.10).

Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання в залежності від врожаючих органів та систем організму людини (доросле населення)

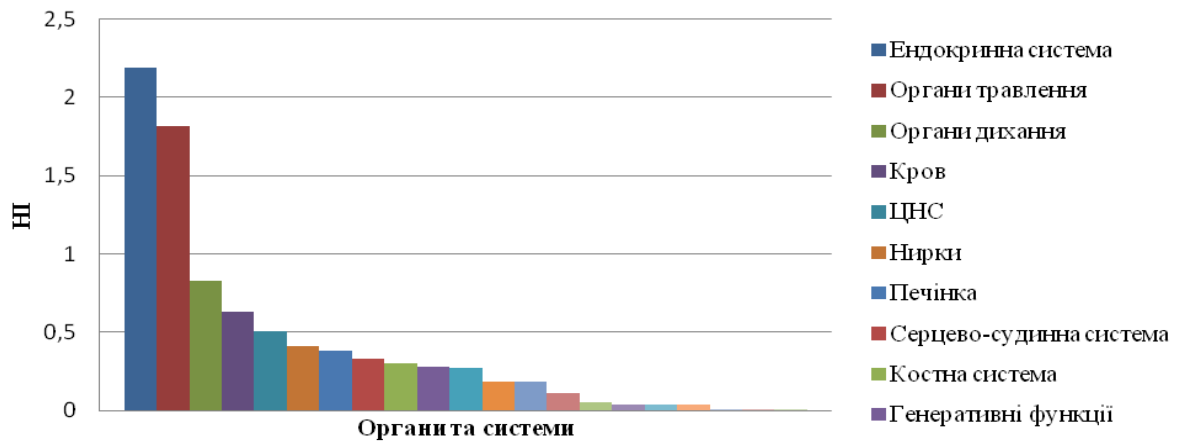


Рисунок 7.9 – Рангування типів захворювання для дорослого населення за визначенням індексу небезпеки

Рангування індексу небезпеки одержати неракове захворювання в залежності від врожаючих органів та систем організму людини (діти)

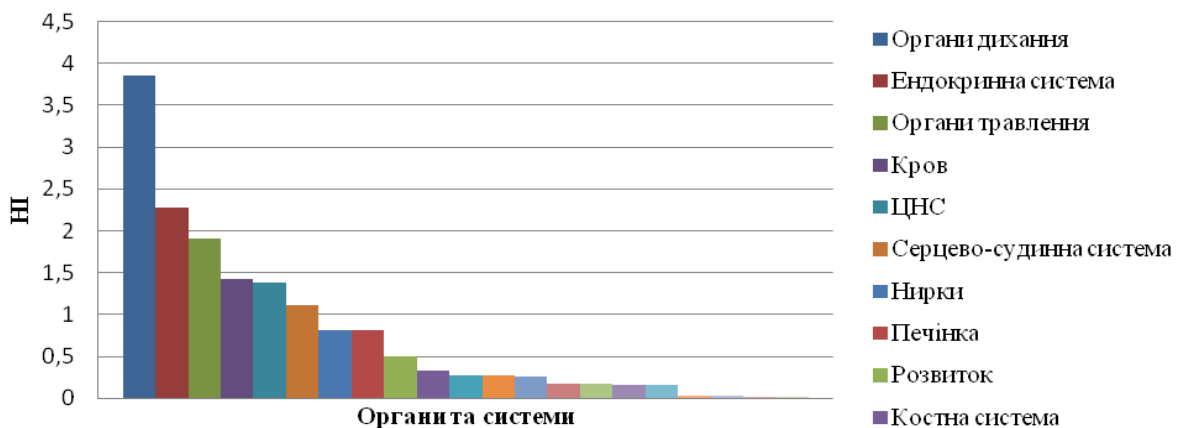


Рисунок 7.10 – Рангування типів захворювання для дітей населення за визначенням індексу небезпеки

Комплексна оцінка ризику для здоров'я населення України при комбінованому впливі забруднюючих речовин атмосферного повітря, поверхневих вод і ґрунтів показала, що найбільший індекс небезпеки одержати неракове захворювання спостерігається в Донецькій області (рис.7.11, 7.12).

раховується "сумарна експозиція", яка враховує всі впливи конкретного забруднювача на людину незалежно від середовища або шляхів надходження. На основі розрахунків середніх щоденних доз забруднюючих речовини складається зведена таблиця для аналізу багато маршрутної, багато середової експозиції, що відбиває надходження хімічної речовини з аналізованих середовищ, а також сумарні дози для окремих середовищ, шляхів надходження й загальну величину сумарної дози (табл. 7.4).

Таблиця 7.4 – Зведена таблиця для визначення сумарного надходження речовини з різних середовищ і різних шляхів

Шлях надходження	Об'єкти навколишнього середовища					
	повітря	грунт	питна вода	відкрита водойма	продукти	сума
Інгаляція	<i>Dai</i>	<i>Dsi</i>	<i>Dwi</i>	<i>Dri</i>		<i>Di</i>
Перорально		<i>Dso</i>	<i>Dwo</i>	<i>Dro</i>	<i>Dfo</i>	<i>Do</i>
Нашкірно		<i>Dsd</i>	<i>Dwd</i>	<i>Drd</i>		<i>Dd</i>
Сума	<i>Da</i>	<i>Ds</i>	<i>Dw</i>	<i>Dr</i>	<i>Df</i>	<i>Dsum</i>

Примітка. *D* - доза. Індекси відносяться до різних об'єктів і шляхів надходження речовини: *i* - інгаляція, *o* - перорально, *d* - нашкірно, *a* - повітря, *s* - грунт, *w* - питна вода, *r* - відкрита водойма (рекреаційне використання), *f* - продукти харчування. Величина *Dsum* - відбиває сумарне надходження речовини з різних середовищ і різних шляхів.

Середня добова доза на добу впливу (*ADDd*) формує основу для розрахунку не тільки доз хронічного й довічного впливів, але й для гострого й підгострого.

Загальна формула для розрахунку хронічної середньої добової дози має такий вигляд [14]:

$$ADDch = ADDd \cdot EF / DPY, \quad (7.16)$$

де *ADDch* - середня добова доза, усереднена на хронічну експозицію, мг/(кг·добу);

ADDd - середня добова доза на добу експозиції;

EF - частота впливу, днів/рік;

DPY - число днів у році (365 днів/рік).

При оцінці нашкірного впливу застосовується концепція внутрішньої (або поглиненої) дози, тобто дози, що надійшла в кровоносне русло.

Автори робіт [19,20] вважають, що комплексна оцінка ризику для здоров'я населення повинна враховувати сумарний канцерогенний ризик і сумарний індекс небезпеки потрапляння забруднюючих речовин в організм людини всіма можливими шляхами з різних об'єктів навколишнього середовища.

Канцерогенний ризик при сучасному стані забруднення навколишнього природного середовища потрібно розраховувати за формулою:

$$CR_u = CR_a + CR_s + CR_r \quad (7.17)$$

де CR_u – сумарний ризик отримати онкологічне захворювання від наявності канцерогенних забруднюючих речовин в навколишньому природному середовищі, без вимірна;

CR_a - ризик отримати онкологічне захворювання від наявності канцерогенних забруднюючих речовин в атмосферному повітрі, без вимірна;

CR_s - ризик отримати онкологічне захворювання від наявності канцерогенних забруднюючих речовин в ґрунті, без вимірна;

CR_r - ризик отримати онкологічне захворювання від наявності канцерогенних забруднюючих речовин в поверхневих водах, без вимірна.

Індекс небезпеки захворюваності населення при сучасному стані забруднення навколишнього природного середовища потрібно розраховувати за формулою [19,20]:

$$HI_u = HI_a + HI_s + HI_r \quad (7.18)$$

де HI_u – сумарний індекс небезпеки захворюваності населення при існуючому рівні забруднення навколишнього природного середовища, без вимірна;

HI_a - індекс небезпеки захворюваності населення при існуючому рівні забруднення атмосферного повітря, без вимірна;

HI_s - - індекс небезпеки захворюваності населення при існуючому рівні забруднення ґрунту, без вимірна;

HI_r - - індекс небезпеки захворюваності населення при існуючому рівні забруднення поверхневих вод, без вимірна.

Методи оцінки ризику для здоров'я населення є дуже перспективними і застосовуються в більшості розвинутих країн світу для прийняття управлінських рішень в галузі охорони навколишнього природного середовища, безпеки природокористування і створення комфортних умов життєдіяльності населення.

В Україні, нажаль, не зважаючи на прийняття в 1995 році Закону України «Про екологічну експертизу», де в статті 35 про необхідність проведення оцінок екологічного ризику. Але і сьогодні серед фахівців йде дискусія про визначення поняття «екологічний ризик». Необхідно чітко розуміти, що оцінка ризику для здоров'я населення є складовою екологічного ризику, а іншою складовою є ризик порушення стійкості екосистем. Вже пройшло двадцять років з прийняття Закону України «Про екологічну експертизу», але в Україні існує лише одна офіційно затверджена методика оцінки ризику для здоров'я населення при забрудненні атмосферного повітря, яка заснована на американському підході до оцінювання ризику для здоров'я населення.

Американська методика оцінювання ризику для здоров'я населення потребує адаптації для застосування її при сучасній системі державного моніторингу навколишнього природного середовища.

В роботах [18,19,20] запропоновано адаптувати американську методику оцінювання ризику для здоров'я населення шляхом застосування гранично допустимих концентрацій при відсутності інформації щодо референтних концентрацій або референтних доз, а також на основі аналізу літературних джерел визначено критичні органи і системи людини, на які впливають забруднюючі речовини, що представляє наукову новизну роботи.

Застосування методу комплексної оцінки сумарного ризику отримати онкологічне захворювання від наявності канцерогенних забруднюючих речовин в навколишньому природному середовищі і сумарного індексу небезпеки захворюваності населення при існуючому рівні забруднення навколишнього природного середовища дозволить визначити рівень небезпеки діяльності підприємств та рівень комфортності умов життєдіяльності населення при існуючому рівні забруднення довкілля.

Література до розділу 7

1. Рыбалов А. А. Качество окружающей среды: методические подходы оценки // А. А. Рыбалов // Экологическая экспертиза: обз.информ. – М., 2001 – №1 – С.12–66.
2. Литвинов Н.Н. К проблеме оценки степени опасности для здоровья населения факторов окружающей среды / Н.Н. Литвинов, Ю.И. Прокопенко // Гигиена и санитария.– 1981. – N 10. – С.72–74.
3. Шандала М.Г. Окружающая среда и здоровье населения / М.Г. Шандала, Я.И. Звоняцкий – К.: "Здоровье", 1988. – 151 с.
4. Андропова Н.И. Комплекс статистических характеристик для изучения биологического действия внешней среды / Н.И. Андропова, Д.М. Андронов // Физико-математические и биологические проблемы действия электромагнитных полей и ионизации воздуха. – М.: Наука, 1975.– С.242–245.
5. Русакова Л.Т. Методика расчета пороговых и подпороговых уровней (концентраций) при изолированном и сочетанном действии факторов окружающей среды / Л.Т. Русакова, М.Ю. Антомонов // Актуальные проблемы гигиенического регламентирования химических факторов в объектах окружающей среды: тез. докл. Всес. конф. 24-25 октября 1989 год – Пермь – С.167–168.
6. Русакова Л.Т. Расчет пороговых и подпороговых уровней по натурным данным о сочетанном действии факторов окружающей среды / Л.Т. Русакова // Актуальные проблемы гигиенического регламентирования химических факторов в объектах окружающей среды: тез. докл. Всес. конф. 24 - 25 октября 1989 год, Пермь, – С.166–167.
7. Русакова Л.Т. Автоматизированная система расчета подпороговых уровней факторов окружающей среды при сочетанном действии // Л.Т. Русакова // Сб. тез. докл. конф.: Медико-биологические и социально-экономические аспекты охраны окружающей среды в индустриально развитых регионах – Пермь, 1990. – С.43–44.

8. Мяч Л.Т. Методы и средства оценки и прогнозирования воздействия хозяйственной деятельности на окружающую среду / Л.Т. Мяч // Оценка современного и прогнозного состояния природной среды (методы, тенденции, последствия): тр. института прикладной геофизики, вып. 76., – М., Моск. отд. гидрометеоздата., – 1990 – С. 3–27.
9. Киселев А.Ф. Оценка риска здоровью: СПб / А.Ф. Киселев, К.Б. Фридман 1997. – 100 с.
10. Рыбалова О.В. Ранжирование бассейнов малых рек по показателю приемлемости риска здоровью населения при их рекреационном использовании / О.В. Рыбалова // Экология и здоровье человека, охрана водного и воздушного бассейнов, утилизация отходов : сб. науч. тр. X юбилейной междунар. науч.-техн. конф. – Щелкино, АР Крым, 2002. – С. 355–358.
11. Методичні рекомендації МР 2.2.12-142-2007. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря. Затв. Наказом МОЗ України від 13.04.07 № 184. Київ, 2007. – 40 с
12. Epa.gov, (2015). *Integrated Risk Information System (IRIS) | EPA*. [online] Available at: <http://www.epa.gov/iris>.
13. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. Р 2.1.10.1920-04. – М. Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России.– 2004.– 143с.
14. Рыбалова О.В. Оцінка ризику виникнення надзвичайних ситуацій екологічного характеру в Луганській області / Рыбалова О. В., Белан С. В., Савічев А. А// Проблеми надзвичайних ситуацій : зб. наук. пр. / НУЦЗУ — 2013. – Вип. 17. – С. 152–163.
15. Dennis, J. (2002). *Human and ecological risk assessment. Theory and practice*. New York, p.635.
16. Я.І. Мовчан. Оцінка екологічного ризику погіршення сучасного стану урбанізованих територій / Мовчан Я.І., Рыбалова О.В., Гулевець Д.В. // Восточно - Европейский журнал передових технологий. – Харьков, 3/11 (63) - 2013. – С. 37–41.
17. О.Г. Васенко Методичні засади визначення екологічної небезпеки рекреаційного водокористування / Васенко О.Г., Рыбалова О.В., Коробкова А.В. // Экология и промышленность: научн-произв. журнал – Харьков, 2013 – №4 – С.42–49.
18. Рыбалова О.В. Новий підхід до комплексної оцінки ризику для здоров'я населення при забрудненні навколишнього природного середовища / О.В. Рыбалова, С.В. Белан // Актуальные достижения европейской науки: тези між. наук.-практ. конф. (17-25.06.2014) – Болгарія, 2014– С.76–82.
19. Рыбалова О.В. Комплексна оцінка екологічної небезпеки промислового підприємства на прикладі Зміївської ТЕС / О.В. Рыбалова С.В. Белан // ScienceRise – 2014, Харків. – Том 5, № 2(5) – С.43–49.

РОЗДІЛ 8. МЕТОДИ ОЦІНКИ ПОТЕНЦІЙНОГО РИЗИКУ ЗДОРОВ'Ю НАСЕЛЕННЯ

8.1 Загальні принципи визначення ризику здоров'ю населення

Забруднення навколишнього середовища ставить перед суспільством проблему забезпечення екологічної безпеки і соціальної захищеності людини в умовах стійкого економічного розвитку нашої держави. Збереження здоров'я населення є одним з основних критеріїв при рішенні екологічних проблем, тому що від стану здоров'я людей залежить добробут країни в цілому.

Проблема встановлення причинно-наслідкових зв'язків між станом навколишнього середовища і здоров'ям населення є однією з ведучих серед соціальних задач, а досвід її вирішення в розвинених країнах світу протягом більш чотирьох десятиліть доводить її актуальність і гостру необхідність включення в систему державного управління природоохоронною діяльністю.

Необхідно відзначити, що визначити взаємозв'язок між станом довкілля та виникненням захворюваності неможливо, тому що на здоров'я населення впливають не тільки незадовільний якісний стан навколишнього середовища, але і професійні чинники, засіб життя, соціальні чинники, тощо. Відомо, що протягом життя людина піддається впливу не окремого токсичного агента, а цілого набору речовин, що надходять в організм із повітрям, водою, їжею, сигаретним димом тощо. Оцінити їх комбінований і сполучений вплив на здоров'я людини надзвичайно важко, тому що між речовинами існують взаємодії, що підсилюють чи послабляють їхній спільний вплив.

Нині одним з найбільш ефективних сучасних підходів до встановлення зв'язку між станом навколишнього природного середовища і здоров'ям населення в певному регіоні або місті є методологія оцінки ризику.

Складним етапом є оцінка залежності "доза-ефект". На думку багатьох авторів, задача опису всього різноманіття і складності процесів, що протікають в організмі, може бути вирішена на основі фундаментальних закономірностей, яким підкоряються біологічні системи. З огляду на обмеженість існуючих до дійсного часу знань про механізм процесів, що протікають в організмі, мабуть, побудувати точну математичну модель, що відбиває залежність "доза - час - ефект", можна лише в рамках певних обмежень. Так, при відносно тривалому впливі токсичної речовини в стабільних рівних умовах залежність "доза - час - ефект" виражається наступним рівнянням [1]:

$$E = E_m - \exp [-k^n \lambda C^n (t_{заг} - t_{рівн})], \quad (8.1)$$

де E - токсичний ефект при даній концентрації і даному часі впливу;
 E_m - максимальний ефект;
 n - стехіометричний коефіцієнт біологічної реакції;
 k - константа швидкості лімітуючої реакції;
 $t_{заг}$ - загальний час впливу ксенобіотика;

$t_{равн}$ - час встановлення рівноваги між концентраціями ксенобіотика в зовнішньому середовищі й в організмі;

λ - коефіцієнт розподілу організм/навколишнє середовище;

C - концентрація токсичної речовини в навколишньому середовищі.

Це рівняння застосовне для речовин загальної токсичної дії. Для хімічних речовин, що мають виборчу токсичність, необхідно ввести в експонентний множник додатковий коефіцієнт, що враховує цю специфічність.

Для практичного застосування системи оцінки ризику користаються більш простими формулами, основними з яких є наступні:

1) лінійна чи лінійно-експонентна моделі [1]

$$R = UR \times C \times t \quad (8.2)$$

$$R = 1 - \exp(-UR \times C \times t) \quad (8.3)$$

де R - ризик виникнення несприятливого ефекту, визначений як імовірність виникнення цього ефекту при заданих умовах;

C - реальна концентрація (чи доза) речовини, що робить вплив за час t ;

UR - одиниця ризику, обумовлена як фактор пропорції росту ризику в залежності від величини діючої концентрації (дозы). Як правило, визначається експертними методами при статистичному аналізі експериментального чи медико-статистичного матеріалу, отриманого різними авторами в порівнянних ситуаціях.

2) Гранична модель припускає наявність порога, нижче якого досліджуванний фактор практично не діє [1]:

$$R = H(C - C_m) \quad (8.4)$$

де H - функція Хевісайда ($H(x) = 0$ при $x < 0$ і $H(x) = 1$ при $x > 0$);

C - концентрація впливу;

C_m - гранична концентрація.

Методи оцінки ризику, засновані на принципах гігієнічного регламентування шкідливих факторів навколишнього середовища:

– принцип пороговості поширюється на всі ефекти несприятливого впливу;

– дотримання нормативу (ГДК і ін.) гарантує відсутність несприятливих для здоров'я ефектів, а перевищення нормативу може викликати несприятливі для здоров'я ефекти.

При ідентифікації зон екологічної небезпеки використовують методи оцінки потенційного ризику здоров'ю населення, перевагою яких є те, що основою їх є вітчизняний гігієнічний підхід (дотримання нормативу (ГДК) гарантує відсутність несприятливих для здоров'я ефектів, а його перевищення може викликати імовірність (ризик) збільшення захворюваності населення), що дозволяє розподіляти рівні забруднення на кілька ступенів - від допустимого (чи прийняттого) до надзвичайно небезпечного [2-4].

Метод оцінки ризику здоров'ю населення, розроблений під керівництвом професора Новікова С.М. [5,6], є значно простішим у порівнянні з класичним підходом та світовою практикою, і засновано на логарифмічній залежності від рівнів впливу забруднюючих речовин. Як ефект оцінюється не ризик появи додаткових випадків захворювань, а імовірність рефлекторних реакцій (відчуття роздратування, неприємного запаху тощо) чи ефектів психологічного дискомфорту, що також розцінюється як факт порушення здоров'я. Даний підхід застосовується при рівні забруднення компонента навколишнього середовища до 10 - 15 ГДК.

Метод оцінки потенційного ризику здоров'ю населення дозволяє адекватно інтегрувати забруднюючі речовини, тому що представляє імовірну характеристику появи рефлекторних реакцій організму й інших шкідливих ефектів.

Під оцінкою потенційного ризику розуміється процес аналізу даних моніторингу про стан довкілля для визначення кількісної імовірності несприятливого впливу на здоров'я населення шкідливих факторів навколишнього середовища.

Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення обчислюється окремо в залежності від :

- якості атмосферного повітря;
- якості питної води;
- якості водних об'єктів;
- якості ґрунту;
- якості продуктів харчування;
- рівня шуму;
- радіаційного забруднення території;
- електромагнітного випромінювання.

При трактуванні отриманих величин потенційного ризику здоров'ю населення користаються наступною ранговою шкалою (табл.8.1).

Таблиця 2.1 – Залежність ваги ефектів від величини потенційного ризику здоров'ю населення

Risk	Клас	Характеристика ризику
<0,1	1	незначний вплив на здоров'я населення
0,1 – 0,19	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
0,2 – 0,59	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
0,6 – 0,89	4	великий вплив, важкі гострі ефекти
0,9 – 1,0	5	дуже великий вплив на здоров'я населення

Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення дозволяє також рангувати ризику за окремими забруднюючими речовинами з метою встановлення причини забруднення на основі ідентифікації найбільш небезпечних джерел антропогенного впливу на стан довкілля.

Другим етапом оцінки потенційного ризику здоров'ю населення є управління ризиком на основі економічної оцінки ризику, який дозволяє ви-

значати еколого-економічну ефективність природоохоронних заходів з метою мінімізації впливу антропогенних чинників на стан навколишнього середовища та забезпечення комфорності життя населення.

Таким чином, методи оцінки потенційного ризику здоров'ю населення дуже перспективні, тому що дозволяють на основі адекватної оцінки впливу несприятливих факторів навколишнього середовища на здоров'я населення ідентифікувати зони підвищеної екологічної небезпеки і виробляти необхідні управлінські рішення з пріоритетності реалізації природоохоронних заходів.

8.2 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря

Повітря - це середовище, в якому людина дихає, і в якому ми живемо, подорожуємо і працюємо. Чистий стан атмосферного середовища має вирішальне значення для забезпечення здорових умов життя, безпеки робочих місць і охорони навколишнього середовища. Повітря є транспортним середовищем, в якому переносяться в природі гази і зважені частинки. Їм також переносяться і розповсюджуються забруднюючі речовини, утворені унаслідок діяльності людини.

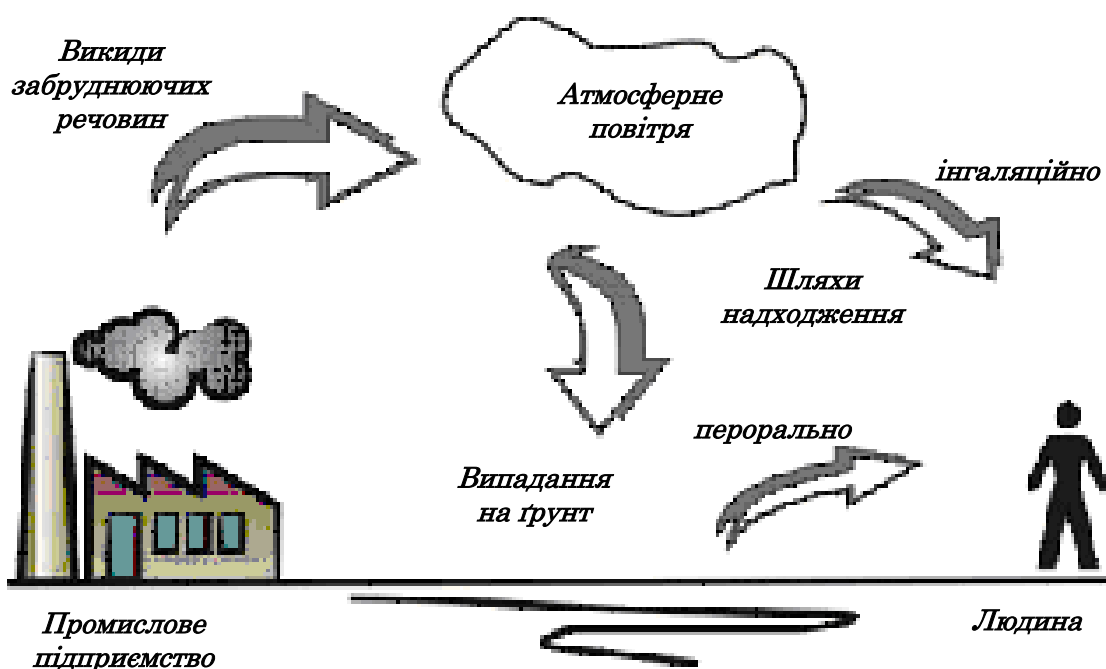


Рисунок 8.1 – Вплив та шляхи надходження забруднюючих речовин в організм людини з атмосферного повітря

В атмосферу поступають викиди, що містять забруднюючі гази і тверді частинки, джерелом яких є широкий діапазон сфер людської діяльності. Виробництво електроенергії, промисловість і транспорт є найбільшими забруднювачами атмосферного повітря. Вносять відповідний внесок і галузі сільсь-

кого господарства, промислова діяльність і житлово-комунальні господарства. У всіх цих секторах основним джерелом забруднюючих викидів є спалювання викопних видів палива. Інші крупні джерела - це різні виробничі процеси, спалювання відходів, стічних вод і випаровування летючих хімічних сполук і розчинників, користування продукцією, а також пил, що утворюється при русі автотранспорту, будівництві і поводженні з різними матеріалами.

Забруднюючі речовини, що викидаються в атмосферне повітря, розповсюджуються вітром, і у міру видалення від джерела викидів їх концентрація зменшується. Деякі первинні забруднюючі речовини трансформуються в атмосфері в нові фізичні або хімічні форми або у вторинні забруднюючі речовини.

Дії первинних забруднюючих речовин піддається практично все населення, тому що, залишаються дуже великі об'єми викидів від багатьох джерел забруднення атмосферного повітря. У таблиці 8.2 наведено короткий опис деяких з найбільш відомих забруднюючих речовин, дія яких має негативні наслідки для здоров'я людини [7].

Таблиця 8.2 – Джерела найбільш значних забруднюючих речовин повітря і негативні наслідки їх викидів для здоров'я населення

Забруднююча речовина і її характеристика	Основні джерела	Негативні наслідки для здоров'я
1	2	3
Тверді частки (ТЧ) суміш твердих часток і крапель рідин	Крупні частки: дорожній пил, шліфовка, сільськогосподарська діяльність. Дрібні частки: вихлопні гази автомобілів, електростанції промисловість, спалювання	Підвищення рівня смертності, збільшення респіраторних захворювань, болі в грудях, посилення кашлю, збільшення числа випадків бронхіту у дітей
Двоокис азоту (NO ₂) червоно-коричневий газ, що є сильним окислювачем, добре розчинний у воді	Вихлопні гази автомобілів, електростанції, промислове і побутове спалювання	Ослаблення діяльності легенів, загострення реакції на алергени у астматиків
Озон (O ₃) безбарвний або голубуватий газ, дуже сильний окислювач	Утворюється в атмосфері з оксидів азоту (NO _x) і летючих органічних сполук (ЛОС) в умовах високої температури і сонячного світла	Роздратування очей, носа і горла, погіршення легеневої функції, відчуття здавленості в грудях, кашель, головні болі, збільшення числа випадків респіраторних захворювань, загострення астми та інші респіраторні симптоми.
Двоокис сірки (SO ₂) дратівливий, хімічно активний і розчинний у воді газ	Спалювання палива, що містить сірку, наприклад, вугілля, нафти, дизпалива; промислові процеси, що використовують сполуки сірки	Ослаблення функції легенів, збільшення випадків надання швидкої допомоги по гостро респіраторним захворюванням, підвищення смертності

Продовження таблиці 8.2

1	2	3
Чадний газ (CO) безбарвний газ, що не має запаху і смаку.	Вихлопні гази автомобілів	Погіршення властивості крові переносити кисень. При високих рівнях дії інтоксикація мозку, серця, м'язів і плоду, що росте, збільшення смертності від серцевосудинних захворювань (серцеві напади)
Поліциклічні ароматичні вуглеводні	Вихлопні гази автомобілів, особливо дизельних. Самою добре відомою речовиною ПАУ є бенз(а)пірен	Канцероген
Летючі органічні сполуки (ЛОС) Найбільш важливими ЛОС є: 1. Бензол 2. 1,3-бутадиен 3. Альдегіди (формальдегід, ацетальдегід, акролеїн)	Вихлопні гази автомобілів, випаровування палива і розчинників; Вихлопні гази автомобілів, випаровування палива, клею і розчинників; Вихлопні гази автомобілів, виготовлення пластмас і синтетичного каучуку; Вихлопні гази автомобілів	Наслідки для здоров'я від впливу ЛОС значно відрізняються для різних сполук. Відомий канцероген. Вірогідний канцероген. Роздратування верхніх дихальних шляхів і очей. Формальдегід і ацетальдегід є вірогідними канцерогенами.
Діоксин	Спалювання органічних матеріалів, що містять хлор, і деякі промислові процеси, що використовують хлор, або переплавлення металобрухту	Потенційний канцероген Ослабляє імунну систему і може порушити репродуктивну функцію. Руйнування ендокринної системи.
Свинець(Pb) небезпечний важкий метал, що зустрічається в твердих частках у повітрі.	Автомобілі, які працюють на бензині, що містять свинець	Відомий нейротоксин. (Осідання свинцю на ґрунт і поверхні є важливішим в плані дії на людину, ніж його безпосереднє вдихання)

Багато і інших забруднюючих речовин викидається в повітря або присутні в ній як фонове забруднення, проте вважається, що їх рівень не має скільки-небудь значущих наслідків для здоров'я.

На населення, що проживає поряд з промисловими підприємствами, можуть надавати дію безліч сполук, що з'являються в результаті виробничих процесів і обробки матеріалів. Типовими небезпечними речовинами, які у великих об'ємах використовуються і/або викидаються в атмосферу підприємствами, є толуол, ксилол, 1,1,1-трихлоретан, трихлоретилен, аміак і формальдегід. Також відмічені значні викиди ЛОС, що виділяються різними розчинниками, клейкими речовинами і покриттям.

Попадання речовин, що забруднюють атмосферу, в організм людини через систему дихання, в принципі, уникнути неможливо. Забруднюючі речовини, що викидаються в атмосферу, впливають на людей, коли вони знаходяться на відкритому повітрі. Забруднюючі речовини також проникають в будинки, на робочі місця і в автомобілі, доповнюючи фонове забруднення, що вже існує в них, і забезпечують цілодобову дію на людей. Дуже важко надати точну кількісну інформацію про наслідки забруднення атмосфери для здоров'я людини.

В даний час існує загальна думка (засноване на виводах багатьох досліджень і оцінках ВООЗ, проведених в цій галузі), що забруднення атмосфери на існуючому рівні може привести до значних негативних наслідків для здоров'я населення. Було виявлено, що забруднення атмосфери впливає на показники захворюваності і смертності, зокрема збільшують такі статистичні показники негативних наслідків, як рівень смертності, кількість випадків госпіталізації, появу у населення респіраторної симптоматики, прийом протиастиматичних ліків, ослаблення легеневої функції, кількість невиходів на роботу або пропусків занять в школі і тому подібне

Вважається визнаним, що окремі групи населення піддаються ризику, особливо відноситься до випадків сильної дії або випадків викидів з високим рівнем змісту забруднюючих речовин в атмосферу. У різних дослідженнях до групи ризику відносяться люди, що страждають хронічними респіраторними захворюваннями, серцево-судинними захворюваннями, люди похилого віку, немовлята і діти. Всі разом ці групи складають досить високий відсоток всього населення. Слід зазначити, що навіть при сьогоднішніх відносно низьких рівнях вмісту забруднюючих речовин (в порівнянні з минулим часом) ми можемо чекати негативних наслідків для здоров'я і, головним чином, у вказаних груп ризику.

Потенційний ризик прояву негайних токсичних ефектів при забрудненні атмосферного повітря оцінюється для чотирьох класів небезпеки забруднюючих речовин у пробітах (Prob) з урахуванням відповідності їхньої ймовірності ефекту (табл.8.3) за наступними формулами [1]:

$$1 \text{ клас Prob} = -9.15 + 11.66 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (8.5)$$

$$2 \text{ клас Prob} = -5.51 + 7.49 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (8.6)$$

$$3 \text{ клас Prob} = -2.35 + 3.73 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (8.7)$$

$$4 \text{ клас Prob} = -1.41 + 2.33 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (8.8)$$

де С - концентрація забруднюючої речовини;

ГДК м.р. - максимальні разові ГДК, які призначені для регламентації максимальних рівнів приземних концентрацій забруднюючих речовин з метою попередження розвитку негайних токсичних ефектів.

Таблиця 8.3 – Таблиця нормально-ймовірнісного розподілу при взаємозв'язку пробітів і ризику

Prob	R	Prob	R
-3.0	0.001	0.1	0.540
-2.5	0.006	0.2	0.579
-2.0	0.023	0.3	0.618
-1.9	0.029	0.4	0.655
-1.8	0.036	0.5	0.692
-1.7	0.045	0.6	0.726
-1.6	0.055	0.7	0.758
-1.5	0.067	0.8	0.788
-1.4	0.081	0.9	0.816
-1.3	0.097	1.0	0.841
-1.2	0.115	1.1	0.864
-1.1	0.136	1.2	0.885
-1.0	0.157	1.3	0.903
-0.9	0.184	1.4	0.919
-0.8	0.212	1.5	0.933
-0.7	0.242	1.6	0.945
-0.6	0.274	1.7	0.955
-0.5	0.309	1.8	0.964
-0.4	0.345	1.9	0.971
-0.3	0.382	2.0	0.977
-0.2	0.421	2.5	0.994
-0.1	0.460	3.0	0.999
0.0	0.50		

Максимальні разові ГДК м.р визначаються за формулою [1]:

$$ГДК\ м.р = EC_{16} / K_3, \quad (8.9)$$

де EC_{16} - концентрація речовини, прийнята в якості граничної при однократному впливі і викликає токсичний (рефлекторний, дратівний і ін.) ефект з імовірністю 16%;

K_3 - коефіцієнт запасу, що визначається за таблицею 8.4.

Таблиця 8.4 – Значення K_3 , для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3
1	5,0
2	4,0
3	2,3
4	1,5

Оцінка ризику здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери.

Ризик здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери визначається за формулою [1]:

$$R = 1 - \exp(\ln(0.84) \times (C / \text{ГДК})^b / K_3), \quad (8.10)$$

де K_3 - коефіцієнт запасу, що визначається за таблицею 8.5;

b - коефіцієнт, що дозволяє оцінювати ізоефективні ефекти домішок різних класів небезпеки відповідно з табл. 8.5.

Для оцінки комбінованої дії декількох домішок, що мають ефект сумачії, розраховують приведену концентрацію ($C_{пр}$) за формулою:

$$C_{пр} = C_1 + C_2 \times \text{ГДК}_1 / \text{ГДК}_2 + \dots + C_n \times \text{ГДК}_1 / \text{ГДК}_n, \quad (8.11)$$

де C_1, C_2, \dots, C_n - концентрації 1-й, 2-й ... n-ої домішок;

$\text{ГДК}_1, \text{ГДК}_2, \dots, \text{ГДК}_n$ - відповідно їхні нормативи.

Таблиця 8.5 – Значення коефіцієнтів K_3 і b для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3	Коефіцієнт b
1	7,5	2,35
2	6,0	1,28
3	4,5	1,0
4	3,0	0,87

На основі даних спостережень за якісним станом атмосферного повітря обчислено потенційний ризик здоров'ю населення в областях України (табл. 8.6).

Таблиця 8.6 – Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при існуючому якісному стані атмосферного повітря в областях України

Області	Ризик здоров'ю населення	Клас	Характеристика ризику
1	2	3	4
АР Крим	0,231	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Вінницька	0,277	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Волинська	0,189	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Дніпропетровська	0,277	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Донецька	0,301	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Житомирська	0,1099	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Закарпатська	0,222	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Запорізька	0,181	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Івано-Франківська	0,142	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Київська	0,209	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Кіровоградська	0,178	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти

Продовження таблиці 8.6

Луганська	0,193	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Львівська	0,200	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Миколаївська	0,228	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Одеська	0,334	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Полтавська	0,141	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Рівненська	0,163	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Сумська	0,122	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Тернопільська	0,122	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Харківська	0,128	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Херсонська	0,116	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Хмельницька	0,165	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Черкаська	0,285	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Чернігівська	0,094	1	незначний вплив
Чернівецька	0,121	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Україна	0,189	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти

Області України було проранговано за величиною потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря (табл. 8.7, рис.8.2).

Таблиця 8.7 – Рангування областей України за величиною потенційного ризику здоров'ю населення при існуючому якісному стані атмосферного повітря

Області	Ризик здоров'ю населення	Клас	Характеристика ризику
1	2	3	4
Одеська	0,334	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Донецька	0,301	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Черкаська	0,285	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Дніпропетровська	0,277	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Вінницька	0,277	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
АР Крим	0,231	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Миколаївська	0,228	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Закарпатська	0,222	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Київська	0,209	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Львівська	0,200	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Луганська	0,193	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Волинська	0,189	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
Запорізька	0,181	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Кіровоградська	0,178	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Хмельницька	0,165	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Рівненська	0,163	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Івано - Франківська	0,142	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти

Продовження таблиці 8.7

Полтавська	0,141	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Харківська	0,128	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Тернопільська	0,122	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Сумська	0,122	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Чернівецька	0,121	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Херсонська	0,116	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Житомирська	0,1099	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
Чернігівська	0,094	1	незначний вплив

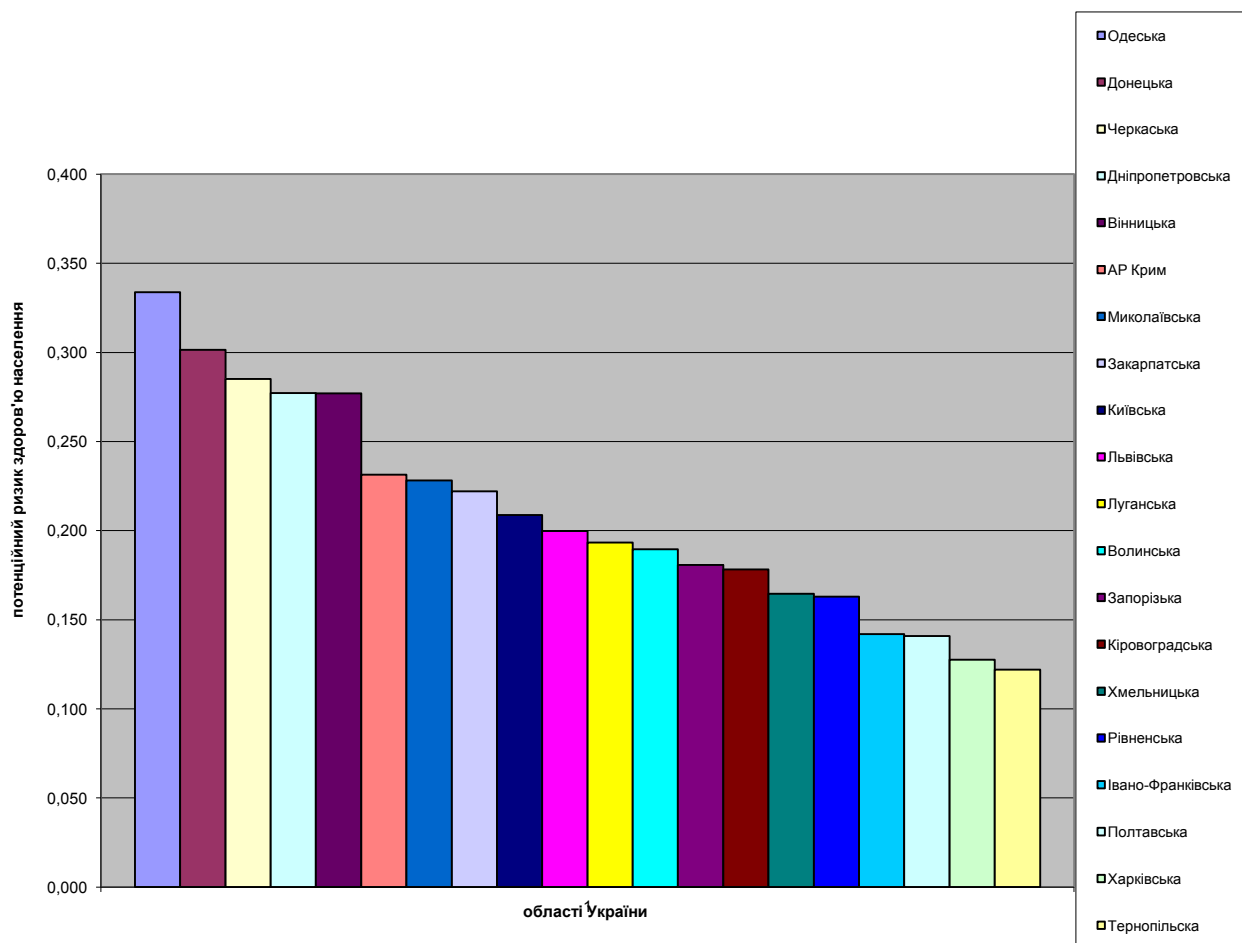


Рисунок 8.2 - Рангування областей України за величиною ризику здоров'ю населення від забруднення атмосферного повітря

8.3 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості питної води

Спосіб дії шкідливих для здоров'я речовин, що містяться в питній воді, полягає в безпосередній дії питної води, забрудненої речовинами, які присутні в ній в концентраціях, що викликають ризик для здоров'я. У таб.8.8 і на рис.8.3 наведено різні джерела забруднення систем водопостачання [7].



Рисунок 8.4 – Шляхи дії на здоров'я людини негативних чинників, пов'язаних з питною водою

Таблиця 8.8 – Інформація про походження, характеристики і потенційну дію на здоров'я деяких найбільш небезпечних забруднюючих речовин, що містяться в питній воді

Забруднююча речовина і його характеристика	Походження і характеристики	Потенційна дія на здоров'я
1	2	3
Нітрати	Сільське господарство. Розосереджена дія на ґрунтові води при їх використанні для зрошування певних сільськогосподарських культур	Гостра токсична дія, що викликає метгемоглобінію (зниження здатності гемоглобіну переносити кисень) особливо у дітей в ранньому віці
Пестициди і метаболіти	Використання пестицидів в сільському господарстві і містах. Точкові і розосереджені джерела в результаті поверхневого стоку і з ферм тощо, а також в результаті їх застосування для сільськогосподарських культур. Стічні води суспільного і приватного секторів (автостоянки, поверхневий стік з автомобільних доріг і залізниць)	Гостра токсична дія Нейротоксична дія Можливо канцероген Репротоксичне
Ароматичні Вуглеводні	В основному міській території. Точкові джерела в результаті поточної діяльності (промисловість, автозаправні станції тощо), а також діяльності, що мала місце	Відомі як канцерогени для людини (бензол)

Продовження таблиці 8.8

1	2	3
	у минулому (наприклад, колишні промислові майданчики). Ароматичні компоненти в моторному паливі, які утворилися при нафтоперегонці. Поверхневий стік з місць зберігання і використання палива, а також стічні води підприємств виробництва клею, фарб, розчинників тощо	Нейротоксична дія Вплив на запах і смакові якості при низькій концентрації
Метил-трет-етилловий ефір	Стічні води та поверхневий стік з автозаправних станцій	Потенційний канцерогенний ефект при високій концентрації Вплив на запах і смакові якості при низькій концентрації
Розчинники, що містять хлор	Міські території. Точкові джерела, в основному старі промислові майданчики. Використовуються для знежирення при обробці металів і для сухого хімічного чищення. Також використовується при дублінні шкір, виробництві фарб тощо	Нейротоксична дія Можливо канцероген
Важкі метали: Нікель Мідь Свинець	В результаті окислення нітриту при пониженні рівня води, або в результаті дії забруднюючих речовин, таких як нітрати у великих відкладеннях піриту. Від мідних трубопроводів. Від установок	Алергія на нікель Дія на шлунково-кишковий тракт Нервово-токсична дія
Бактерії Колі бактерії (Е колі) Камфілобактерії Віруси Ентеровірус Вірус гепатиту А Прості Лямблії Кріптоспоридії	Забруднення свердловин, емоштей і водопровідних мереж	Шлунково-кишкові симптоми, діарея, блювота Діарея, жар, блювота і болі в зоні живота Гепатит Діарея Біль в зоні живота

Потенційний ризик здоров'ю населення при вживанні питної води визначається окремо за органолептичними, епідеміологічними і токсикологічними показниками якості води.

Оцінка ризику за органолептичними показниками якості питної води.

Вплив хімічних речовин на органолептичні властивості води може виявитися в зміні її запаху, присмаку і забарвленні, а також в утворенні поверхневої плівки чи піни. Для оцінки запаху і присмаку використовують дані табл. 8.9.

Таблиця 8.9 – Шкала інтенсивності запаху і присмаку питної води

Інтенсивність запаху (присмаку) бали	Характеристика запаху (присмаку)	Апріорна імовірність (ризик) виявлення несприятливого запаху
0	Не відчувається	0
1	Дуже слабкий	0,2
2	Слабкий	0,16
3	Помітний	0,5
4	Виразний	0,84
5	Дуже сильний	0,98

Ризик за водневим показником визначається за формулою [1]:

$$\begin{aligned} R_{\text{ГОВ}} &= 4 - \text{pH} \text{ при } \text{pH} \leq 7, \\ R_{\text{ГОВ}} &= -11 + \text{pH} \text{ при } \text{pH} > 7, \end{aligned} \quad (8.12)$$

$R_{\text{ГОВ}}$ пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 8.3)

Ризик за іншими показниками, нормованим за їхнім впливом на органолептичні якості води, визначається з використанням рівняння [1]:

$$R_{\text{ГОВ}} = -2 + 3,32 \lg C/\text{ГДК}, \quad (8.13)$$

$R_{\text{ГОВ}}$ пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 8.3)

Оцінка потенційного ризику епідеміологічної небезпеки питної води.

Ризик епідеміологічної небезпеки питної води визначається за табл.8.10 і приймається рівним сумі балів при відображенні його у відсотках. При використанні відносної розмірності (у частках одиниці) рівняння набуває вигляду [1]:

$$R = \text{Сума балів}/100, \quad (8.14)$$

Оцінка ризику токсикологічної небезпеки питної води.

Ризик токсикологічної небезпеки питної води визначається за формулою [1]:

$$R = 1 - \exp((\ln(\text{OSF})/ C_{\text{lim}}) \text{LADD}), \quad (8.15)$$

де C_{lim} - порогові концентрації пов'язані з максимальними недіючими ГДК (для речовин, регламентованих за токсикологічною ознакою) рівнянням [1]:

$$C_{\text{lim}} = \text{ГДК} \times K_3, \quad (8.16)$$

де K_3 - коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 у речовин з вираженою імовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин;

OSF (Oral Slope Factor) - одиниця ризику, що визначається як фактор пропорції росту ризику в залежності від величини діючої дози [8-11];

LADD (Lifetime Average Daily Dose) - середня щоденна доза речовини (мг/кг-добу).

Таблиця 8.10 – Епідеміологічна оцінка умов централізованого водопостачання

Показник	Рангування значень показників і їхня оцінка в балах (знаменник)		
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 3 перед надходженням у розподільну мережу	0/0	2/≤5	>2/9
Частка проб води (%) з колі-індексом більшим 3 у розподільній мережі	<5/1	5- 15/3	>15/7
Середній колі-індекс води в розподільній мережі	<3/0	3- 15/3	> 15/7
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 20 у розподільній мережі	0/0	≤5/4	>5/8
Середнє число сапрофітів у 1 мол води в розподільній мережі	< 10/0	10-50/3	>50/5
Частка населення (%), забезпеченого централізованим водопостачанням	>97/1	97-80/4	<80/7
Середньодобове водоспоживання (л) на одного мешканця міста	> 125/1	125-50/5	<50/8
Частка днів (%) з нерегулярною подачею води споживачу	< 1/1	1 –50/5	>50/10
Виявлення у водопровідній воді сальмонел, шигел, холерних вібріонів 01 групи	немає/0	є/10	-
Виявлення у водопровідній воді синьогнойної палички, клебсиел протея, наг-вібріонів	немає/0	є/7	-
Фекальні коліформи (кількість термостійких БГКП у 100 мол води)	немає/0	є/7	-
Коліфаги якості лешкоутворюючих одиниць 1000 мол води	немає/0	є/7	-
Цисти найпростіших і яйця гельмінтів (на 25л води)	немає/0	є/5	-

У якості середньої щоденної дози береться середня щоденна концентрація (чи доза) речовини, що надходить в організм людини з питною водою на протязі її життя та обчислюється за формулою:

$$\text{LADD} = \text{CW} * \text{IR} * \text{EF} * \text{ED} / \text{BW} * \text{AT}, \quad (8.17)$$

де CW - концентрація у воді (мг/л);
 IR - рівень споживання (л/добу);
 EF - частота експозиції (днів/рік);
 ED - тривалість експозиції (років);
 BW - вага тіла (кг);

AT - час усереднення (період, за який усереднюється експозиція);

Значення перемінних:

CW - дані моніторингу або розрахункова величина;

IR – 2 л/добу для дорослих (максимальне значення) та 1.4 л/добу (середнє значення)

EF- для споживаючих щодня – 365 днів/рік

ED – 70 років (середня тривалість життя)

BW – 70 кг для дорослих (середнє значення)

AT – період експозиції ED*365 днів/рік, тобто, 70 років*365 днів/рік.

8.4 Оцінка ризику здоров'ю населення при рекреаційному використанні водних об'єктів

Всі поверхневі і прісні води крім ендемічних мікроорганізмів можуть містити змішані патогенні і непатогенні мікроби, що поступають з стічними водами комунальних, сільськогосподарських та промислових підприємств (наприклад, бойні) і з дикої природи (птахи). Крім того, на якість води можуть також впливати стічні води, що містять хімічні речовини в результаті промислової і сільськогосподарської діяльності, а також випадінню забруднюючих речовин, що містяться в повітрі.

Тому до негативних чинників, що містяться у воді для купання і що впливають на здоров'я людей, відносяться як патогенні речовини, так і штучно синтезовані хімічні речовини (табл.8.11) [7].

Якість води для купання у віддалених від основних водотоків може бути нижче із-за тварин, що пасуться. Власними мікроорганізмами, що викликають небезпеку, є синьо-зелені водорості, які влітку часто квітнуть при досягненні високих температур. Ці водорості виділяють токсини, але тільки в окремих випадках їх концентрація достатньо висока, щоб мати негативний вплив на людину.

Способи дії мікроорганізмів, що містяться у воді для купання, полягають в прямій дії через попадання води всередину організму під час купання і/або через пошкодження в захисному бар'єрі, який створює шкіра для води під час купання, води, забрудненої мікроорганізмами, присутніми в концентраціях і кількості, які є ризиком для здоров'я. Деякі з можливих джерел показані в табл.8.11 [7].

Подібним же чином, і хімічні речовини, що містяться у воді (включаючи токсини, що виробляються бактеріями або водоростями), можуть потрапити усередину організму: через органи дихання або через шкіру, а також безпосередньо впливати на шкіру або слизисті оболонки, наприклад, очей. В ході досліджень взаємозв'язку між погіршенням здоров'я і мікроорганізмами, що містяться у воді морів або озер під час купання, було встановлено, що сила проявів більшості симптомів пов'язана з чисельністю ентерококів (фекальний показник наявності бактерій). Проте в цілому важко встановити дію на здоров'я населення води під час купання, оскільки систематичній реєстрації такої дії не ведеться.

Таблиця 8.11 – Джерела найбільш небезпечних забруднюючих речовин поверхневих вод та негативні наслідки контакту з ними при рекреаційному водокористуванні для здоров'я населення [7]

Забруднююча речовина	Основні джерела забруднення поверхневих вод	Негативні наслідки для здоров'я населення
1	2	3
Бактерії (колі-бактерії, ентерококи, сальмонела та інші)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми та люди, що користуються водою для купання.	Шлунково-кишкові захворювання; очі, вуха та респіраторні захворювання.
Вірус (наприклад, вірус гепатиту А, ентеровірус)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми, та люди, що користуються водою для купання.	Гепатит; діарея, рвота, жар та болі в зоні шлунку та живота
Простіші бактерії (кріптоспоридії, лямблії)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми та люди, що користуються водою для купання.	Діарея
Водорості (синьо-зелені водорості)	Цвітіння водоростей при високій температурі	Головні болі, поразка шкіри, жар, запаморочення та діарея.
Штучні синтезовані органічні речовини: органічні розчини, барвники, миючі засоби, поліароматичні вуглеводи, поліциклічні ароматичні вуглеводи, феноли	Каналізаційні стічні води, промислова та сільськогосподарська діяльність	Канцерогенний ефект, репродуктивна токсичність, інтоксикація органів, гостра інтоксикація.

При оцінці потенційного ризику здоров'ю населення, пов'язаного з якістю води рекреаційних об'єктів окремо обчислюється:

- ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води;
- ризик, пов'язаний з епідеміологічною безпекою води;
- ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води.

Ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінку ризику за показником забарвленості, за водневим показником, за запахом і присмаку й іншим показникам, що нормуються відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води

Ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння [1]:

$$P_{\text{Гов}} = -3,33 + 0,067(\text{Ц} - \text{Фон} + 20), \quad (8.18)$$

де Фон - природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону;

Ц - забарвленість води (у градусах забарвленості);

$R_{Гоб}$ пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 8.3).

Для визначення ризику за водневим показником використовуються рівняння (8.12). При оцінці ризику за показником природного запаху і присмаку використовується формула:

$$R_{Гоб} = -1 + 3,32 \lg(\text{Бали}/2,5), \quad (8.19)$$

Ризик за іншими показниками, нормованим відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води, визначається на основі рівняння:

$$R_{Гоб} = -2 + 3,32 \lg C_i/C_{ГДК}, \quad (8.20)$$

де C_i - концентрація i - ї речовини у водному об'єкті;

$C_{ГДК}$ - норматив для води водних об'єктів рекреаційного водокористування.

$R_{Гоб}$ пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 8.3).

Оцінка ризику епідеміологічної небезпеки поверхневих вод

Епідеміологічний ризик розраховують в залежності від таких показників, як колі-індекс, індекс ентерококів і індекс коліфагів, використовуючи наступну залежність ризику від цих показників [1]:

$$R = 2,89 \cdot 10^{-4} - 2,94 \cdot 10^{-5} X_1 + 7,93 \cdot 10^{-4} X_2 + 2,77 \cdot 10^{-4} X_3, \quad (8.21)$$

де X_1 - число лактозопозитивних кишкових паличок у 1 л води водного об'єкта,

X_2 - індекс ентерококів,

X_3 - індекс коліфагів,

R - ймовірність (%) того, що вода водного об'єкта може бути небезпечна в епідеміологічному відношенні.

Оцінка ризику токсикологічної небезпеки поверхневих вод

Для речовин, що мають шкірно-резорбтивні властивості, характерна здатність проникати через неушкоджену шкіру. Накопичившись в організмі, вони можуть викликати токсичний ефект. Враховуючи, що реальний час купання звичайно не перевищує 1 години, необхідно використовувати наступне рівняння для оцінки ризику [1]:

$$R = 1 - \exp(\ln(0,84)/(C \times K_3 \cdot 4) C_i), \quad (8.22)$$

де K_3 - коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 для речовин з вираженою ймовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин.

На основі даних спостережень за якістю водних об'єктів України було обчислено потенційний ризик здоров'ю населення при рекреаційному використанні (табл.8.12).

Таблиця 8.12 – Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при рекреаційному водокористуванні в областях України

Області	Ризик здоров'ю населення	Клас	Вплив
АР Крим	0,189	2	слабкий
Вінницька	0,206	3	значний
Волинська	0,169	2	слабкий
Дніпропетровська	0,788	4	великий
Донецька	0,701	4	Великий
Житомирська	0,353	3	Значний
Запорізька	0,903	5	дуже великий
Івано – Франківська	0,252	3	Значний
Київська	0,156	2	Слабкий
Кіровоградська	0,272	3	Значний
Луганська	0,487	3	Значний
Львівська	0,274	3	Значний
Миколаївська	0,275	3	Значний
Одеська	0,663	4	Великий
Полтавська	0,315	3	Значний
Рівненська	0,567	4	Великий
Сумська	0,503	3	Значний
Тернопільська	0,257	3	Значний
Харківська	0,345	3	Значний
Херсонська	0,759	4	Великий
Хмельницька	0,33	3	Значний
Черкаська	0,385	3	Значний
Чернігівська	0,212	3	Значний
Україна	0,407	3	Значний

Області України було проранговано за величиною потенційного ризику здоров'ю населення при рекреаційному водокористуванні (табл. 8.13, рис. 8.4).

Таблиця 8.13 – Рангування областей України за величиною потенційного ризику здоров'ю населення при рекреаційному водокористуванні

Області	Ризик здоров'ю населення	Клас	Вплив
1	2	3	4
Запорізька	0,903	5	Дуже великий
Дніпропетровська	0,788	4	Великий
Херсонська	0,759	4	Великий
Донецька	0,701	4	Великий

Продовження таблиці 8.13

1	2	3	4
Одеська	0,663	4	Великий
Рівненська	0,567	4	Великий
Сумська	0,503	3	Значний
Луганська	0,487	3	Значний
Черкаська	0,385	3	Значний
Житомирська	0,353	3	Значний
Харківська	0,345	3	Значний
Хмельницька	0,33	3	Значний
Полтавська	0,315	3	Значний
Миколаївська	0,275	3	Значний
Львівська	0,274	3	Значний
Кіровоградська	0,272	3	Значний
Тернопільська	0,257	3	Значний
Івано - Франківська	0,252	3	Значний
Чернігівська	0,212	3	Значний
Вінницька	0,206	3	Значний
АР Крим	0,189	2	Слабкий
Волинська	0,169	2	Слабкий
Київська	0,156	2	Слабкий

Рангування областей України за величиною потенційного ризику здоров'ю населення при рекреаційному водокористуванні

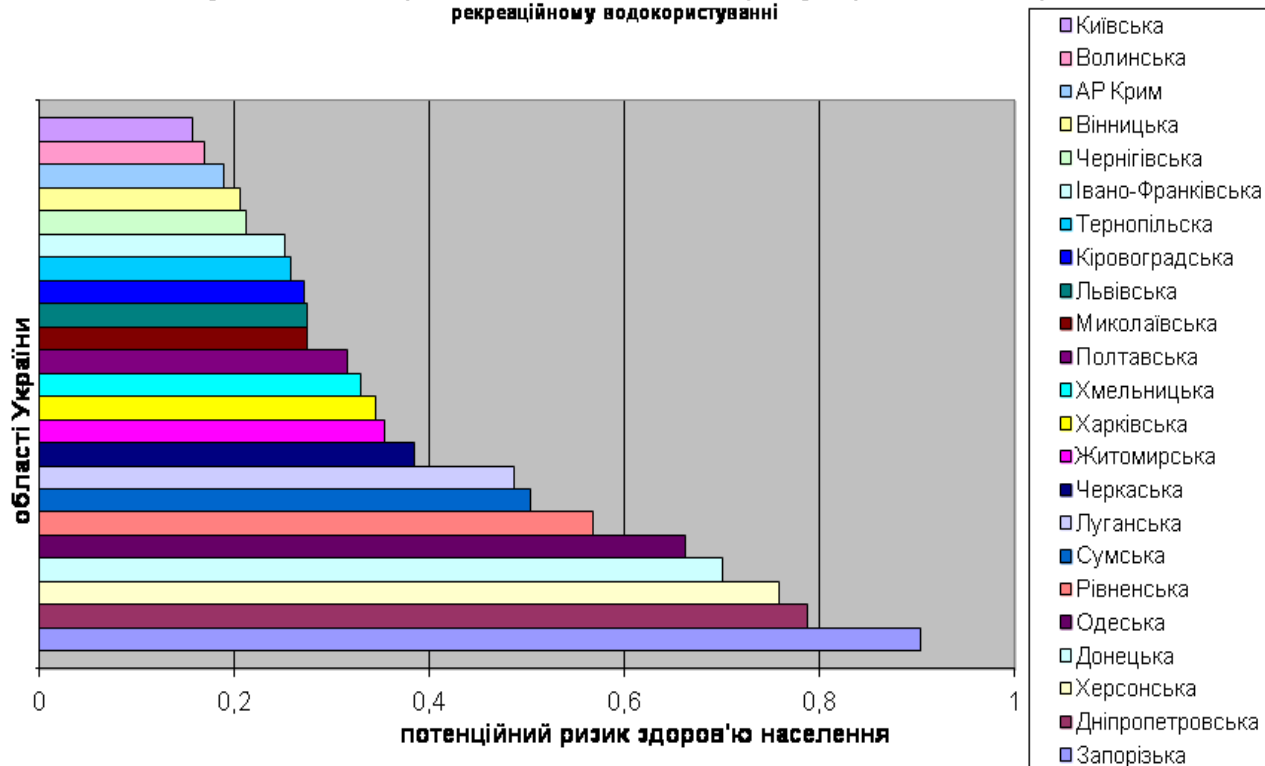


Рисунок 8.4 - Діаграма розподілу областей України за значенням потенційного ризику здоров'ю населення при рекреаційному водокористуванні

8.5 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при комплексному впливі забруднення навколишнього середовища

Потенційний ризик здоров'ю населення при комплексному впливі забруднення навколишнього середовища оцінюється за правилом множення ймовірностей, де як множник виступають не величини ризику здоров'ю, а значення, що характеризують ймовірність його відсутності [2]:

$$R_{\text{сум}} = 1 - (1-R_1)(1-R_2)(1-R_3) \dots (1-R_n), \quad (8.23)$$

де $R_{\text{сум}}$ - ризик комбінованого чи комплексного впливу домішок;
 R_1, \dots, R_{kn} - потенційний ризик впливу кожної окремої домішки.

Результати рангування областей України за величиною потенційного ризику здоров'ю населення при існуючому якісному стані водних об'єктів та атмосферного повітря показали небезпечний стан в Запорізькій (5 клас – дуже великий вплив), Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській, Одеській та Рівненській (4 клас – великий вплив) областях (табл. 8.14, рис.8.5, 8.6) Саме ці області України потребують першочергового впровадження природоохоронних заходів з метою забезпечення стійкості екосистем до антропогенного навантаження та комфортності проживання населення.



Рисунок 8.5 – Потенційний ризик здоров'ю населення при існуючому якісному стані водних об'єктів та атмосферного повітря в областях України

Таблиця 8.14 – Рангування областей України за величиною потенційного ризику здоров'ю населення при існуючому якісному стані водних об'єктів та атмосферного повітря

Області	Ризик здоров'ю населення при реакційному водокористуванні		Вплив	Ризик здоров'ю населення від забруднення атмосферного повітря		Вплив	Загальний ризик здоров'ю населення		Вплив
	Клас	Клас		Клас	Клас				
Запорізька	0,903	5	дуже великий	0,181	2	слабкий	0,9205	5	дуже великий
Дніпропетровська	0,788	4	великий	0,277	3	великий	0,8468	4	великий
Донецька	0,701	4	великий	0,301	3	значний	0,7911	4	великий
Херсонська	0,759	4	великий	0,116	2	слабкий	0,7869	4	великий
Одеська	0,663	4	великий	0,334	3	значний	0,7755	4	великий
Рівненська	0,567	4	великий	0,163	2	слабкий	0,6375	4	великий
Луганська	0,487	3	значний	0,193	3	значний	0,5861	3	значний
Сумська	0,503	3	значний	0,122	2	слабкий	0,5635	3	значний
Черкаська	0,385	3	значний	0,285	3	значний	0,5603	3	значний
Миколаївська	0,275	3	значний	0,228	3	значний	0,4404	3	значний
Хмельницька	0,33	3	значний	0,165	2	слабкий	0,4402	3	значний
Харківська	0,345	3	значний	0,128	2	слабкий	0,4286	3	значний
Вінницька	0,206	3	значний	0,277	3	значний	0,4260	3	значний
Житомирська	0,353	3	значний	0,1099	2	слабкий	0,4241	3	значний
Львівська	0,274	3	значний	0,200	3	значний	0,4191	3	значний
Полтавська	0,315	3	значний	0,141	2	слабкий	0,4115	3	значний
Кіровоградська	0,272	3	значний	0,178	2	слабкий	0,4018	3	значний
АР Крим	0,189	2	слабкий	0,245	3	значний	0,3880	3	значний
Івано-Франківська	0,252	3	значний	0,142	2	слабкий	0,3582	3	значний
Тернопільська	0,257	3	значний	0,122	2	слабкий	0,3477	3	значний
Київська	0,156	2	слабкий	0,209	3	значний	0,3322	3	значний
Волинська	0,169	2	слабкий	0,189	3	значний	0,3265	3	значний
Чернігівська	0,212	3	значний	0,094	1	незначний	0,2858	3	значний
Закарпатська				0,222	3	значний	0,222	3	значний
Черновіцька				0,121	2	слабкий	0,121	2	слабкий

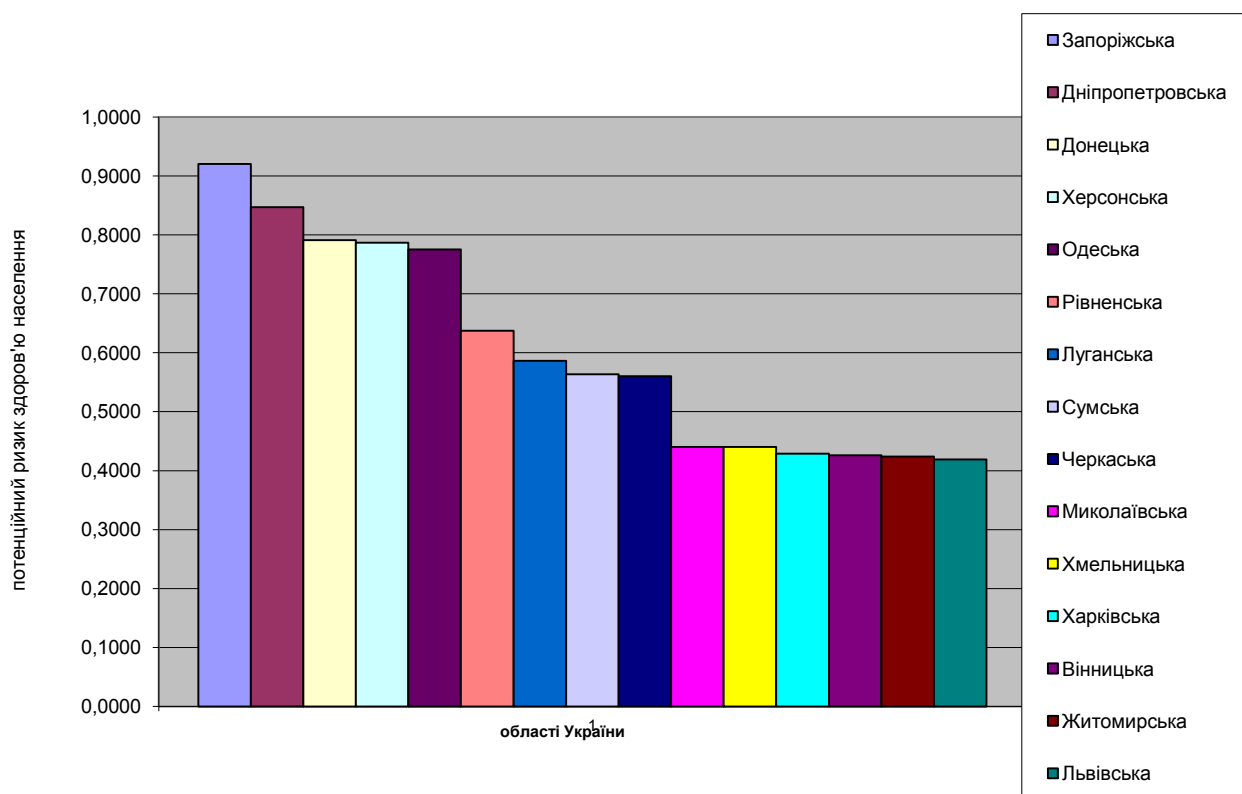


Рисунок 8.6 - Рангування областей України за величиною ризику потенційного здоров'ю населення при існуючому якісному стані водних об'єктів та атмосферного повітря

Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення може бути основою для прийняття профілактичних, законодавчих, судових, економічних і політичних рішень, пов'язаних з попередженням шкоди, заподіюваного здоров'ю населення чи відшкодуванням збитку.

Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення дозволяє також рангувати ризики за окремими забруднюючими речовинами з метою встановлення причини забруднення на основі ідентифікації найбільш небезпечних джерел антропогенного впливу на стан довкілля.

Другим етапом оцінки ризику здоров'ю населення є керування ризиком на основі економічної оцінки ризику, який дозволяє визначати еколого-економічну ефективність природоохоронних заходів з метою мінімізації впливу антропогенних чинників на стан навколишнього середовища та забезпечення комфортності життя населення.

Керування ризиком - це аналіз ризикової ситуації і вироблення рішення, спрямованого на його мінімізацію. Процес керування ризиком складається з декількох етапів. На першому етапі проводиться порівняння характеристик ризиків, одержаних у процесі їхньої оцінки, з метою встановлення пріоритетів і виділення кола питань, що вимагають першочергової уваги. Метою другого етапу є визначення умов, при яких ризик залишається прийнятним, для чого він зіставляється із соціально-економічними вигодами. На заключному етапі керування ризиком приймається найбільш вигідне рішення і розробляються нормативні акти, спрямовані на реалізацію тієї міри, що була встановлена.

8.6 Загальні принципи управління екологічним ризиком

Концепція ризику містить декілька стратегій управління екологічною безпекою

- запобігання причинам виникнення критичних екологічних ситуацій аж до відмови від продукції небезпечних виробництв, закриття аварійних об'єктів і т. ін.;

- запобігання виникненню небезпечних екологічних ситуацій у випадку, коли неможливо відвернути причини їх виникнення (будівництво захисних споруд, дамб, завчасна евакуація населення тощо);

- пом'якшення наслідків виникнення кризових екологічних ситуацій, впровадження стабілізаційних і компенсаційних заходів.

Найбільш придатною, з точки зору головної мети управління безпекою навколишнього середовища, є мінімізація ризику, тобто реалізація першої та другої стратегій. Однак на практиці це не завжди можливо. Найбільш ймовірним є поєднання всіх трьох видів стратегій.

В основі стратегії управління екологічною безпекою лежить концепція ненульового ризику. Вона визнає факт недосяжності абсолютної безпеки. Концепція ненульового ризику вимагає не тільки вивчення факторів і джерел підвищеного ризику, а й передбачення ходу подій, оцінки наслідків виникнення небезпечних екологічних ситуацій. Знаючи ймовірність досягнення критичного стану екосистем і очікувану величину втрат, можна уникнути в ряді випадків небезпечних екологічних ситуацій, знаходячи альтернативні рішення, передбачити ефективні компенсаційні механізми.

Під терміном «управління ризиком» розуміється завчасне передбачення ризику й своєчасне вживання заходів з його зниження.

Аналіз екологічного ризику являє собою процес, що включає визначення небезпеки впливу і його наслідків для природних екосистем, людини і її життєдіяльності, а також обґрунтування критерію прийнятності (можливості) ризику. Можливість зміни рівнів ризику у бік їхнього збільшення або зниження під впливом різноманітних інженерних методів захисту дозволяє впливати, а точніше управляти наслідками небезпечних подій (процесів) методами, що залежать, в остаточному підсумку, від економічних можливостей суспільства.

Управління ризиком включає процес раціонального розподілу витрат на зниження різних видів ризику з забезпеченням досягнення такого рівня безпеки населення й природного середовища, який тільки досяжний при існуючих у даному суспільстві економічних і соціальних умовах і технологічних можливостях.

Основу рішення даної проблеми становлять наступні принципи управління ризиком:

- забезпечення збереження стійкості екосистем;
- інтегральна оцінка небезпеки;
- оцінка раціональності природокористування;
- принцип виправданості практичної діяльності (перевищення переваги, одержаної від діяльності природокористувача, над викликаним нею збитком);

- принцип оптимізації захисту (розробка науково - обґрунтованого комплексу природоохоронних заходів);
- наукова обґрунтованість прийнятності ризику;
- визначення гранично допустимих навантажень у процесі впливу на екосистеми.

Необхідним правовим елементом управління ризиком є розробка нормативних актів - законів, постанов, інструкцій, які сприяють реалізації передбачених заходів щодо екологічної безпеки.

Основною метою управління ризиком є зниження ймовірних небезпечних наслідків до прийняттого рівня, який повинен бути рівним або нижче гранично допустимого, при дотриманні відповідних обмежень. Для досягнення цієї мети використовуються відповідні захисні заходи, а при збереженні надмірно високих рівнів ризику, може встати питання аж до доцільності подальшої реалізації діяльності конкретного природокористування.

Загальна схема управління екологічним ризиком представлена на рис.8.15.



Рисунок 8.15 – Етапи управління екологічним ризиком

Першим етапом управління екологічним ризиком є його оцінка з метою визначення найбільш забрудненої території. За характером викликаних наслідків, території підрозділяються на екологічно благополучні (екологічної норми), неблагополучні (екологічної кризи), підвищеної екологічної небезпеки (екологічного ризику), надзвичайної екологічної ситуації й екологічного лиха (екологічні катастрофи).

Оцінка екологічного ризику та його характеристика необхідні, насамперед, для діагностики екологічного стану територій з ідентифікацією компонентів довкілля, що знаходяться в найгіршому стані з метою визначення пріоритетності фінансування природоохоронних заходів, визначення заходів щодо зниження забруднення від діючих і промислових підприємств, що проектуються, та їх ураховані при складанні планів розвитку, в тому числі для передпланових оцінок програм охорони природи і районного планування, а також для прогнозу рівня забруднення компонентів довкілля як на ближній, так і на тривалий період і, нарешті, для оцінки збитку, який завдається екосистемі, здоров'ю населення і народному господарству забрудненням навколишнього середовища.

Другим етапом управління ризиком є рангування екологічних ризиків за всіма компонентами навколишнього середовища з метою виявлення найбільш забрудненого компонента, що є найменш стійким до антропогенного навантаження.

На третьому етапі здійснюється ідентифікація чинників природного та антропогенного характеру виникнення небезпечного екологічного стану і-ого компонента навколишнього середовища.

За джерелами виникнення екологічний ризик є ймовірністю, пов'язаною з небезпечними природними процесами і явищами, або ймовірність, що є похідною техногенної діяльності людини. Крім того, екологічний ризик, маючи комплексний характер, відбиває можливе порушення стійкості компонентів природного середовища, реципієнтів й об'єктів, що визначають комфортність існування людини і його життєдіяльність. При цьому фактори, що визначають можливість виникнення екологічного ризику, підрозділяються на фонові (природні й соціальні) і ті, що пов'язані з антропогенною діяльністю. Врахування природних чинників виникнення небезпечних екологічних ситуацій є дуже важливим і досить складним завданням. Для запобігання їх виникнення необхідно провадити більш детальну та досконалу оцінку екологічного ризику, але здійснення її потребує велику кількість даних і спеціальних знань щодо стійкості екосистеми до самовідновлення, спрямованості розвитку деградаційних процесів, їх зворотності, тощо. Тому в подальшому ми розглянемо лише вплив антропогенних чинників на якісний стан компонентів навколишнього середовища.

Група чинників екологічного ризику антропогенного походження являє собою характеристики власне оцінюваного впливу: склад і кількість забруднюючих речовин, що надходять у навколишнє середовище; показники природокористування, що призводять до вичерпаності природних ресурсів, ймовірність виникнення аварійних ситуацій тощо.

На четвертому етапі управління ризиком необхідно провести порівняльний аналіз ризиків в і-ому компоненті навколишнього середовища та їх рангування за всіма забруднюючими речовинами з метою визначення переліку найбільш небезпечних забруднюючих речовин з максимальною величиною ризику. Одночасно проводять аналіз чинників екологічного ризику антропогенного походження з ідентифікацією найбільш небезпечних джерел забруднення і-ого компонента навколишнього середовища. Така процедура дозволить виявити небезпечні чинники виникнення критичної екологічної ситуації в і-ому компоненті навколишнього середовища та проаналізувати можливість здійснення заходів з їх усунення або пом'якшення.

З метою виявлення небезпечних джерел забруднення на промислових підприємствах, які є причиною погіршення якісного стану і-ого компонента навколишнього середовища, на п'ятому етапі управління ризиком необхідно провести оцінку ризику здоров'ю населення за умови збереження сучасного рівня технології та природоохоронних заходів.

На шостому етапі управління ризиком треба оцінити технологічні та економічні можливості підприємств по реалізації заходів, спрямованих на мінімізацію ризику. Одночасно проводять економічну оцінку екологічного ризику.

Під економічною характеристикою екологічного ризику розуміється добуток імовірності прояву екологічно несприятливої події (процесу) і магнітуди екологічного збитку, пов'язаного із цією подією (процесом), і вираженого у вартісному вимірі. Під магнітудою розуміється величина очікуваного збитку, виражена у вартісному вираженні.

Економічна оцінка очікуваного екологічного збитку, що може бути нанесений реципієнтові, здійснюється за допомогою розрахунків по альтернативних сценаріях можливого розвитку подій (зниження якості, витрати по відновленню нанесеного збитку).

Ціна екологічного ризику G визначається за формулою:

$$G = R \cdot Y, \quad (8.24)$$

де Y - екологічний збиток, що визначає економічний еквівалент втрат унаслідок прогнозованого натурального збитку.

Економічний збиток розраховується як сума:

$$Y = \sum_i C_i \cdot W_i, \quad (8.25)$$

де W_i - узагальнені складові прогнозованого натурального збитку;
 C_i - ціна і-ої складової натурального збитку на одиницю його вимірювання.

Як правило, узагальнені вартісні показники C_i, W_i пов'язують з оцінками збитку:

– від забруднення атмосферного повітря, водних басейнів і земель;

- від деградації земель;
- від понадлімітного розміщення відходів;
- від знищення біологічних ресурсів;
- від знищення лісового господарства тощо.

Таким чином, ціна ризику відображає апріорну сумарну величину економічного збитку з урахуванням величини екологічного ризику виникнення даної ситуації.

Економічна оцінка ризику здоров'ю населення від будь-якого чинника навколишнього середовища визначається за формулою [12,13]:

$$C_r = A + k(B + D)R N + P + M \quad (8.26)$$

де C_r – ціна ризику;

A – вартість комплексу лікарських і профілактичних заходів, обмежених лімітом обов'язкового медичного страхування на одну людину (офіційні дані);

k – коефіцієнт, що характеризує вагу можливої патології, можливість ускладнень (вираховується на основі статистичних даних);

B – вартість комплексу лікувальних, санаторно-курортних заходів, що виходять за рамки ліміту обов'язкового медичного страхування на одну людину (розрахункові дані);

D – вартість лікування;

R – значення ризику в імовірнісній величині (частки одиниці)

N – кількість населення, що перебуває в зоні ризику;

P – вартість експертиз (гігієнічних, медичних, екологічних й інших);

M – вартість позову морального збитку.

Деякі показники (B , D , k , P , M) вимагають своєї аргументації на підставі розрахунків кошторису, калькуляцій, тому можна використати спрощену економічну оцінку ризику як вартість медичних послуг у системі медичного страхування:

$$C_r = AR \cdot N, \quad (8.27)$$

Результати аналізу дозволяють більш ефективно розробляти профілактичні заходи, спрямовані на зниження й/або ліквідацію шкідливих факторів, що впливають на здоров'я. Разом з тим, оцінка ризику може бути основою для прийняття профілактичних, законодавчих, судових, економічних і політичних рішень, пов'язаних з попередженням шкоди, заподіюваного здоров'ю населення або відшкодуванням збитку.

Метою цього етапу є визначення умов, при яких ризик залишається прийнятним, для чого він зіставляється із соціально-економічними перевагами.

Сьомий етап управління ризиком присвячено науковому обґрунтуванню рівня прийнятності екологічного ризику.

Встановлення рівня прийнятності екологічного ризику представляє досить складне завдання. Для його вирішення потрібне виконання наукового

аналізу економічних, екологічних, демографічних і інших чинників, що визначають розвиток суспільства, з врахуванням їх взаємозв'язків.

Для практичної реалізації програм, пов'язаних з управлінням ризиком, у світовій практиці використовується шкала ризиків, розділена на області допустимого (безумовно прийняттого) ризику, гранично допустимого ризику й надмірного ризику, рівні яких залежать від об'єктивних і суб'єктивних факторів. На прийнятність ризику впливають розходження в наслідках подій, що відбуваються (паводок, повінь), значимість розв'язуваних завдань реалізації того або іншого проекту (будівництво АЕС або порту), а також суб'єктивне сприйняття ризику суспільством (небезпека від роботи ТЕС або АЕС). У випадку, коли ризик пов'язаний з невивченими процесами, з ненадійною інформацією, його називають неусвідомленим.

Критерій прийнятності, необхідність введення якого виникає при розгляді ймовірного характеру наслідків небезпечних природно-техногенних процесів й явищ, принципово різний для різних джерел ризику, наприклад, пов'язаних з людськими жертвами, деградацією екосистем, інженерними спорудами (без людських жертв) або економічними (фінансовими) втратами. Так, якщо мова йде про наслідки, що пов'язані з можливими людськими жертвами, то критерієм допустимого ризику може бути тільки індивідуальний ризик, який визначається ймовірністю загибелі індивідуума у зв'язку з реалізацією небезпечної події й розраховується для всього його життя або для одного року. У США в таких випадках у якості допустимого ризику використовують індивідуальний ризик рівний 10^{-6} , тобто відповідної однієї смерті на мільйон чоловік протягом життя людини (70 років). Тобто, щорічний індивідуальний припустимий ризик у США становить $10^{-6}/70 = 1,43 \cdot 10^{-8} \text{ рік}^{-1}$. У країнах Західної Європи індивідуальний ризик вважається допустимим, якщо його значення не перевищує 10^{-6} за рік, тобто $1 \cdot 10^{-6} \text{ рік}^{-1}$. Виключення становлять Нідерланди, де ризик рівний 10^{-6} вважається гранично допустимим, а зовсім малий відповідає 10^{-8} рік^{-1} . У різних країнах його припустимі значення іноді коливаються в межах $10^{-5} - 10^{-6}$. Для порівняння – ризик смерті від паління досягає 0,25, від всіх форм раку 0,22, смерті в автокатастрофі 0,02, від нещасного випадку 0,01. Часто при орієнтовних експертних оцінках рівень летального ризику приймають $0,001 (10^{-3})$ [1, 12].

Значення гранично допустимого ризику встановлюються роздільно для населення й персоналу, що обслуговує шкідливі виробництва. Так, у Росії гранично припустимий, індивідуальний ризик для техногенного опромінення персоналу, що працює в шкідливих виробничих умовах, прийнятий рівним 1×10^{-3} за рік, а для населення – 5×10^{-5} за рік. Ця величина в 50 разів перевищує рівень допустимого індивідуального ризику, що у РФ становить 10^{-6} [14].

Як стверджують вчені [12], відсутність ризику впливу радіації на довіклля досягається лише за двох умов: відсутності радіоактивного забруднення і дії малих доз радіації. Саме за таких умов йдеться про прийнятний ризик.

Як міра шкоди для здоров'я людини, що виявилася у сфері дії опромінення, вводиться величина узагальненого ризику, чисельно рівна добутку двох величин:

- ймовірність опромінення в одиницю часу (рік);
- ймовірність реалізації радіологічних (стохастичних, детерміністичних) наслідків для здоров'я осіб, які можуть стати об'єктами цього опромінення.

Значення референтного ризику встановлюються так, щоб величини цього ризику були б прийнятними для окремих індивідуумів і суспільства в цілому.

Референтні ризики потенційного опромінення, відповідно до [14] прийняті рівними для населення $5 \cdot 10^{-5}$ рік⁻¹. Якщо величини ризику виявляються нижчими $5 \cdot 10^{-7}$ рік⁻¹, то значення ризиків, що відповідають цим рівням опромінення, не беруться до уваги.

Згідно нормативного документу України [15] при складанні декларації безпеки об'єктів підвищеної небезпеки прийнятний ризик пропонується визначити за наведеною нижче схемою.

Встановлюється значення, вище від якого ризик вважають абсолютно неприйнятним (верхній рівень), і значення, нижче від якого ризик вважають абсолютно прийнятним (нижній рівень).

Для життя людини рекомендовано вважати неприйнятними такі рівні ризиків:

- $R_i > 1 \cdot 10^{-6}$ – для індивідуального ризику для людини, яка знаходиться в конкретному регіоні за межами санітарно-захисної зони підприємства, що має у своєму складі хоча б один об'єкт підвищеної небезпеки (місто, селище, село, територія промислової зони підприємств чи організацій тощо);

- $R_T > 1 \cdot 10^{-5}$ – для територіального ризику за межами санітарно-захисної зони підприємства, що має у своєму складі хоча б один об'єкт підвищеної небезпеки;

- $R_c > 1 \cdot 10^{-5}$ – для соціального ризику в разі загибелі понад 10 чоловік в конкретному регіоні за межами санітарно-захисної зони підприємства, що має у своєму складі хоча б один об'єкт підвищеної небезпеки.

Таким чином, для джерел ризику, пов'язаних із імовірними людськими жертвами, використовуються два рівні індивідуального ризику - допустимого і гранично допустимого ризику. Значення індивідуального ризику повинне служити головним обмеженням, що впливає із суспільних неекономічних інтересів, при оцінці ймовірних наслідків різного роду природокористування.

В інших випадках, коли небезпечні процеси і явища не пов'язані з можливими людськими жертвам, гранично допустимий ризик визначається відповідним рівнем безпеки, що залежить від внутрішніх для економіки співвідношень витрат і результатів. Досягнення цього рівня здійснюється на основі математичних моделей або експертних оцінок за допомогою спеціально розробленої стратегії по зниженню ризику від початкового до гранично допустимого, при якому вирішальним фактором є ефективне використання наявних фінансових засобів, сучасний рівень технології та можливість використання передових захисних заходів.

Можливість зміни рівнів ризику при реалізації комплексу природоохоронних заходів з обліком економічних і соціальних можливостей суспільства

дозволяє раціонально розподілити фінансові ресурси на основі оцінки еколого-економічної ефективності програм по забезпеченню досяжного рівня безпеки населення й навколишнього середовища. На заключному етапі управління ризиком приймається найбільш вигідне рішення, визначається рівень допустимого антропогенного навантаження на *i*-ий компонент навколишнього середовища та розробляються нормативні акти, спрямовані на реалізацію тієї міри, що була встановлена.

Література до розділу 8

1. Киселев А.Ф. Оценка риска здоровью / А.Ф. Киселев, К.Б. Фридман - СПб, 1997. – 100 с.
2. Рыбалова О.В. Ранжирование бассейнов малых рек по показателю приемлемости риска здоровью населения при их рекреационном использовании / О.В. Рыбалова // Экология и здоровье человека, охрана водного и воздушного бассейнов, утилизация отходов : : сб. науч. тр. X юбилейной междунар. науч.-техн. конф. – г. Щелкино, АР Крым, 2002. – С.355 – 358.
3. Рыбалова О.В. Метод идентификации бассейнов малых рек с низкой устойчивостью к антропогенной нагрузке / О.В. Рыбалова // Довкілля та здоров'я – 2004. – №2. С.37–48.
4. Рыбалова О.В. Идентификация зон экологической опасности на основе оценки потенциального риска здоровью населения / О.В. Рыбалова, Т.Ф. Жуковский, В.М. Вакуленко // Східно-Європейський журнал передових технологій – 2004 – № 2 (8) – С.37-43.
5. Научно-практические исследования по проблеме “Научные основы комплексной оценки риска воздействия факторов окружающей среды на здоровье человека” в 2001 г. / С.М. Новиков, Т.А. Шашина, Е.А. Шашина [та ін.] // Гигиена и санитария. – 2002. – № 6. – С. 87–89.
6. Рахманин Ю.А. Методологические аспекты оценки риска для здоровья населения при кратковременных и хронических воздействиях химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Ю.А. Рахманин С.М. Новиков, Г.И. Румянцев // Гигиена и санитария. – 2002. – № 6. – С.5–7.
7. Danish Environmental Protection Agency. Dancee, Danish Cooperation for Environment in Eastern Europe. P.372
8. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). EPA 410-R-97-002. October., (1997). *The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1970 to 1990. Office of Air and Radiation.* [online] Available at: [http://http://www.epa.gov/iris](http://www.epa.gov/iris).
9. Epa.gov, (2015). *Integrated Risk Information System (IRIS) | EPA.* [online] Available at: <http://www.epa.gov/iris>.
10. California Environmental Protection Agency (EPA), (2015). *Toxicity Criteria Database.* [online] Available at: <http://www.oehha.org/risk/chemicalDB/index.asp>.
11. NTP (National Toxicology Program). Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Naphthalene (CAS No. 91-20-3) in B6C3F1 Mice. (Inhalation Studies). DHHS, PHS, NIH, Rockville, MD. Technical

Report Series No. 410. NIH Publ. No. 92-3141, 1992. Unit risk derived using Global 86 algorithm from these data . – P. 243-270

12. Качинський А. Б. Системний аналіз визначення пріоритетів в екологічній безпеці України / А. Б. Качинський // – Київ, 1995. – 46 с. (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; №42).

13. , О.В. Поддашкін Півень Загальні принципи управління екологічним ризиком О.В. Рибалова, Г.В. Поддашкін // XVII Международная научно-практическая конференция Казан тип ЭКО 2009 «Экология, энерго- и ресурсосбережение, охрана окружающей среды и здоров'я человека, утилизация отходов»: Сб. науч. ст. В 2-х т. Т.1 /УкрГНТЦ «Энергосталь»:. – Х: 2009. – С. 34 –38.

14. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря: МР 2.2.12-142-2007. – [Чинний від 13– 04– 2007]. – К.,2007. – 40 с.

15. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря: МР 2.2.12-142-2007. – [Чинний від 13– 04– 2007]. – К.,2007. – 40 с.

Наукове видання

Васенко Олександр Георгійович
Рибалова Ольга Володимирівна
Артем'єв Сергій Робленович
Горбань Наталія Сергіївна
Коробкова Ганна Володимирівна
Полозенцева Вікторія Олександрівна
Козловська Оксана Вікторівна
Мацак Антон Олександрович
Савічев Артем Анатолійович

**ІНТЕГРАЛЬНІ ТА КОМПЛЕКСНІ ОЦІНКИ СТАНУ
НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

Монографія

Підписано до друку 09.12.15 . Формат 60x84/16.
Папір 80 г/м². Друк ризограф. Ум.друк. арк. 26,3
Тираж прим. Вид. № 90/15. Обл.вид арк. 17,5
Сектор редакційно-видавничої діяльності
Національного університету цивільного захисту України
61023, м. Харків, вул. Чернишевська, 94