

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

*О.О. Рибалов*

***КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ***  
З КУРСУ “МОНІТОРИНГ НАВКОЛИШНЬОГО  
СЕРЕДОВИЩА”

ЧАСТИНА 2  
МЕТОДИЧНІ ОСНОВИ ОЦІНКИ СТАНУ  
НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

*для студентів спеціальності 070801  
усіх форм навчання*

СУМИ ВИД-ВО СУМДУ 2004

## ***ВСТУП***

Можна виділити два екологічні аспекти сучасності: занепокоєність станом навколишнього середовища і глобалізація екологічних проблем. Безпосередньою причиною цього є негативний вплив антропогенної діяльності на стан природного середовища.

Рушійною силою науково-технічного прогресу (НТП) в останній період були потреби людини, що формувалися під впливом певного спектру цінностей і доступних природних ресурсів /1/. Сучасні економічні механізми, що безпосередньо впливають на хід НТП і господарську діяльність, призвели до природоруйнівного характеру розвитку цивілізації.

З одного боку, екологічні цінності і ресурси, їх деградація дуже важко піддаються адекватним грошовим оцінкам, а їх роль в економічних механізмах пов'язана з недосконалим механізмом власності на екологічні блага.

У такому ж стані практично знаходяться і відходи антропогенної діяльності. Це призвело до їх надмірного нагромадження. Оскільки природні ресурси вважалися безкоштовними і необмеженими, то вони стали предметом надмірної експлуатації та забруднення.

З іншого боку механізм господарювання, орієнтований на одержання короткострокового прибутку і скорочення циклів оборотності коштів, виявився несумісним із природними процесами. Більш того, негативні екологічні наслідки господарської діяльності, як правило, не враховуються у витратах підприємств, а переносяться на населення і споживачів продукції і послуг.

Єдність і взаємозв'язок екологічних і економічних компонентів визначають комплексний характер проблеми збереження навколишнього середовища. Глобальність екологічної проблеми визначає її першорядну значущість для сучасної цивілізації людського суспільства.

Актуальність проблеми збереження навколишнього середовища, гострота взаємовідносин і нетривкість зв'язків суспільства з природою у широкому значенні виходять за межі чисто економічних інтересів. Більш того, вони виходять за межі сьогоденних

інтересів суспільства, переносячи акцент у площину врахування інтересів не лише нинішнього, але й наступних поколінь /2/.

Прагнення поєднати досягнення економічного зростання й адекватної якості навколишнього середовища привело до створення і розвитку нового напрямку в економічній науці - економіки природокористування. Досягнення динамічної рівноваги між суспільством, природою і виробництвом є не тільки соціальною потребою суспільства, але і практичною метою його економічного розвитку /3/. Проблема оздоровлення й охорони навколишнього середовища в умовах антропогенного впливу є однією із найбільш гострих соціально-економічних проблем сучасності /3, 4/.

Починаючи із семидесятих років, спостерігається стійка тенденція до збільшення витрат природоохоронного напрямку /2, 5, 6, 7, 8, 9/. У більшості країн світу ці витрати зрівнялися з багатьма іншими статтями державних бюджетів, а їх питома вага складає кілька відсотків валового національного продукту /6, 10, 11/. Питома вага основних природоохоронних фондів у вартості промислово-виробничих фондів також має тенденцію до зростання /12, 13, 14/. Очікується подальше зростання екологічних інвестицій, спричинене тим, що світове співтовариство досягло не тільки регіональних, але і глобальних порогів розвитку - енергетичного /15/, матеріально-енергетичного /16/, біологічного /17,18,19/.

Свого часу адміністративно-командна система планування і управління природокористуванням призвела до невідповідності характеру розвитку продуктивних сил характеру природоохоронних відносин. Економічний збиток від порушення навколишнього середовища і нераціонального використання природних ресурсів у колишніх межах нашої країни оцінювався фахівцями (у цінах доінфляційного періоду) у розмірі від 25-30 млрд. крб. /7/ до 70 млрд. крб. /6/. Ігнорування цього показника як однієї зі складових екологічних витрат при розбудові системи управління суперечить об'єктивним економічним вимогам, що ускладнює або виключає процес відтворення природних ресурсів.

Витрати на охорону природного середовища України в 1985 р. становили 1,56 млрд. крб., а у 1991 р. 3,59 млрд. крб. за рік /11/. Середньорічна вартість основних виробничих фондів природоохоронного призначення в 1991 році досягала суми 8,735 млрд.

крб., що складало 2,6% від середньорічної вартості основних виробничих фондів господарства України /11/. Тому, витрачаючи значні матеріально-технічні ресурси на захист навколишнього середовища, суспільство повинне бути впевнене в тому, що вони не тільки виправдані, але й економічно доцільні.

Безпека навколишнього середовища є обов'язковою умовою стійкого суспільного розвитку /9,12,13/. Цим фактором багато в чому обумовлена об'єктивна необхідність розробки інструментарію для вимірювання екологічної безпеки життєвого простору і його використання в розрахунку орієнтирів і траєкторії розвитку суспільства на шляху прогресу з урахуванням параметрів функціонування екологічних і економічних підсистем у рамках системи "суспільство - навколишнє середовище".

Недостатній облік екологічного чинника, виділення коштів на природоохоронну діяльність за залишковим принципом, відомчий підхід і інші недоліки й прорахунки у попередні роки обумовили небезпечне загострення екологічних проблем. В умовах сучасного дефіциту фінансів, енергетичних і матеріально-технічних ресурсів неповнота обліку взаємодії екологічного, економічного й соціального комплексів негативно позначається на результатах природоохоронних рішень.

Поява ринкових структур, у тому числі в сфері екології (екологічні банки тощо), поділ повноважень і джерел фінансування загострюють проблему визначення ефективності витрат на природоохоронні цілі. Розрахунок цих витрат та їх визначення повинні опиратися на адекватну оцінку якості навколишнього середовища. Враховуючи курс на інтеграцію вітчизняної економіки в європейське співтовариство, ця проблема набуває особливої актуальності й вимагає негайного її вирішення.

Нині методична база еколога-економічної оцінки стану навколишнього середовища ще недостатньо адекватна ринково орієнтованим умовам господарювання. Не одержали розвитку теоретичні основи оцінки економічного результату наукових розробок і технічних проєктів природоохоронної спрямованості і дольового внеску в досягнення цього результату різних учасників інвестиційного процесу. Це знижує зацікавленість в участі у комплексних розробках і в остаточному підсумку негативно позначається на ефективності природоохоронної діяльності в цілому.

Закон про охорону навколишнього середовища ставить одним із своїх завдань розвиток інструментарію для виявлення й оцінки екологічних проблемних ситуацій і економічного аналізу ефективності інвестиційних проектів у галузі природокористування. Успішне виконання цих завдань неможливе без подальшого удосконалювання системи інформаційно-методичного забезпечення організаційних структур усіх рівнів управління природоохоронною діяльністю.

У даній роботі викладені сучасні методичні принципи й підходи до оцінки стану навколишнього середовища. Конспект може бути корисним для студентів і викладачів суміжних спеціальностей та фахівців з питань охорони довкілля і проблем природокористування.

## ***1 КРИТЕРІАЛЬНІ ПРИНЦИПИ ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА***

Сучасне виробництво досягло рівня, коли соціально-економічний розвиток держави розглядається в безпосередньому зв'язку зі станом навколишнього середовища. З огляду на те, що розвиток продуктивних сил на даному етапі НТП практично неможливий без впливу на довкілля, а глобальна екологічна криза стала реальною загрозою для виживання людства як біологічного виду, актуальність завдання полягає насамперед у мінімізації негативних наслідків антропогенного впливу та забезпеченні життєпридатних умов для життєдіяльності сучасного суспільства.

Розширення виробництва перетворило природне середовище в єдиний інтегральний ресурс для свого розвитку. Антропогенна діяльність може викликати якісні зміни в балансах природних систем чи в процесах життєдіяльності організмів як шляхом безпосереднього впливу, так і опосередковано через зміни навко-

лишнього середовища, які, в свою чергу, викликають зміни у об'єктах-реципієнтах, що зазнають цього впливу. До основних екологічних ефектів антропогенної діяльності відносять насамперед медико-біологічні й генетичні наслідки впливу змін навколишнього середовища на людину та на екологічні системи, порушення балансів природних процесів, погіршення якості природних ресурсів, негативні наслідки в сфері функціонування виробничих процесів і економічного комплексу в цілому, негативні наслідки в соціальній сфері суспільства /20/.

Природокористування є свідомо регульованим процесом взаємодії між суспільним виробництвом і природним середовищем. Багатоплановість і комплексний характер проблеми забезпечення якості навколишнього середовища висувають вимоги системного підходу до її вирішення. Ефективність системи охорони навколишнього середовища і забезпечення його якості значною мірою залежать від рівня організації інформаційних процесів. Тому одним з найважливіших завдань природоохоронної діяльності є удосконалювання інформаційного забезпечення екологічної проблеми на принципах програмно-цільового планування: методологічних засад, методичних підходів, критеріїв оцінки, показників стану, нормативної бази тощо /21, 22, 23, 24/.

У рамках досліджуваної проблеми якість навколишнього середовища розглядається як сукупність властивостей, здатних задовольняти різноманітні вимоги життєзабезпечення живої природи й суспільства, а також потреб функціонування й розвитку економічного комплексу. Виходячи із пріоритету охорони здоров'я людей, якість навколишнього середовища з гігієнічних позицій визначається його головним функціональним призначенням - здатністю забезпечувати повноцінні сприятливі умови для життя.

Під навколишнім середовищем прийнято розуміти сукупність природних, практично незмінних, а також змінених антропогенною діяльністю й штучно створених матеріальних елементів, в оточенні яких і у взаємодії з якими відбувається життєдіяльність / 20 /.

Під екологічною рівновагою розуміють такий динамічний стан природного середовища, при якому можуть бути забезпечені його саморегуляція й відтворення основних його компонентів -

атмосферного повітря, водних ресурсів, ґрунтового покриву, рослинного й тваринного світу тощо.

Під екологічною небезпекою розуміється реальний стан навколишнього середовища, що відображає ступінь його небезпеки для здоров'я людини у даний момент часу в результаті впливу антропогенних факторів. Причому екологічна небезпека може виникнути тільки як небезпека антропогенного походження, тому що природні фактори й умови не залежать здебільшого від волі людини.

Проблемні ситуації пов'язані, поряд з негативним впливом природних факторів, головним чином з антропогенним впливом. До них також відносяться і невідповідності між планованими і фактичними параметрами стану, що викликають порушення екологічної рівноваги. Гігієністи розуміють під проблемною ситуацією невідповідність фактичних параметрів середовища гігієнічним регламентам, що супроводжується ризиком погіршення здоров'я населення.

Для ранжирування проблемних ситуацій у залежності від характеру й ступеня впливу антропогенних факторів як критерій могли б слугувати результати порівняння комплексного показника реального навантаження з максимально допустимим навантаженням на навколишнє середовище. Однак такі показники в даний час ще недостатньо розроблені.

Якість навколишнього середовища як показник ступеня відповідності природних умов потребам людей і живого світу визначається характеристиками його стану в просторі та часі. Для оцінки параметрів, елементів і компонентів середовища в умовах антропогенного впливу використовується безліч різних кількісних і якісних величин. За функціональним навантаженням інформаційні характеристики антропогенного середовища можна умовно віднести до одного з типів: параметри абсолютного стану середовища, показники ступеня зміни стану середовища в просторі й часі, оцінки ступеня впливу середовища на зміну об'єктів-реципієнтів і суміжних середовищ, характеристики величини антропогенного навантаження на природне середовище, критеріальні показники його якості.

Залежно від інформативності величин можна виділити умовно декілька видів: первинні дані, прості показники, диферен-

ційні та інтегральні показники, комплексні показники стану середовища, показники ступеня зміни стану, показники ступеня впливу середовища на реципієнтів, базисні показники-регламенти.

До вихідних первинних даних належать усі фізичні, хімічні, біологічні, географічні та інші параметри і характеристики стану природного середовища та дані про вміст у ньому окремих речовин. Такі дані можна одержати безпосередньо вимірами за допомогою приладів чи іншими способами (наприклад, температура середовища, швидкість процесу, концентрація чи маса речовин тощо).

Прості показники абсолютного фактичного стану природного середовища й рівня його забруднення окремо взятими речовинами можуть бути отримані розрахунковим шляхом у результаті використання первинних даних за аналітичними формулами й залежностями безвідносно до їх первинних чи нормативних значень. Прикладами служать насамперед середні за визначений період величини, сума рівнів або маси, зведені значення величин тощо. Звичайно вони характеризують або окремі елементи, або окремі параметри стану чи якості середовища, тобто мають приватний характер оцінки і тому відносяться до категорії диференційних показників окремого компонента навколишнього середовища (components – складовий, складова частина).

Інтегральний показник являє собою синтез диференційних показників (integer – цілий, відновлений, сумарний). Він може використовуватися для характеристики стану окремого компонента (атмосфери, водного басейну, земель тощо). Отже, він може бути показником абсолютного стану, рівня забруднення сукупністю одночасно наявних речовин безвідносно до їх первинного чи нормативного вмісту. До цих показників відносять рівні забруднення, показники антропогенного навантаження на середовище, показник жорсткості клімату тощо.

Комплексні показники – це сукупні оцінки навколишнього середовища в цілому з урахуванням оцінок його окремих компонентів.

Показники ступеня зміни стану середовища (прості й комплексні) характеризують ступінь зміни стану середовища стосовно його первинного (середнього, базисного, фонового) стану чи регламенту. Наприклад, величина кратності перевищення факти-



чного рівня концентрації речовини її ГДК чи фонового вмісту, абсолютна різниця між цими рівнями, показники, що базуються на нормуванні фактичних рівнів щодо їх регламентів тощо.

Показники ступеня впливу змін стану природного середовища на реципієнти чи суміжні середовища відображають ступінь можливої зміни рівня параметрів стану реципієнтів (суміжних середовищ) щодо базисного (середнього, початкового, нормативного). До цього типу показників можна віднести, наприклад, залежність захворюваності населення від забруднення атмосфери, зниження врожайності полів від забруднення ґрунту, забруднення ґрунту внаслідок випадання шкідливих речовин з атмосфери чи фільтрації забрудненої води (зокрема, при поливі) тощо.

Головним завданням системи управління станом навколишнього середовища є прогнозування наслідків зміни його якості. Невід'ємна складова цього завдання - оцінка можливих наслідків впливу змін стану компонентів навколишнього середовища на санітарно-побутові умови життя, санітарні умови водокористування й землекористування, на системи й технічні споруди санітарного благоустрою населених пунктів тощо. Тому одним з найбільш актуальних напрямків є розроблення методів опису багатofакторного впливу навколишнього середовища на стан біосистем різного рівня ієрархії, дослідження сумісної чи комбінованої дії на реципієнти багатокomпонентного впливу антропогенного навантаження, одержання результатів, що дозволяють на даному етапі хоча б орієнтовно оцінити й описати модель такої залежності. Розроблення методів моделювання залежності рівня здоров'я населення від змін навколишнього середовища і його окремих компонентів є одним з найважливіших стратегічних завдань цього напрямку / 20, 29, 30/.

Якщо розглядати поняття фактору як причину, що знаходиться у певному логічному зв'язку з наслідком, то серед факторів зовнішнього середовища, що чинять негативний вплив на здоров'я людини, виділяють насамперед біологічний, фізичний, хімічний, антропогенний. Так, до біологічного фактору відносять різного роду патогенні шкідливі речовини, мікроорганізми, віруси, продукти їх життєдіяльності. Фактори впливу розглядають звичайно як комплексні: природно-кліматичні, соціально-побутові, професійно-виробничі, антропогенні та інші. При цьо-

му природно-кліматичний фактор визначає регіональну специфіку середовища, фізичний фактор забруднення середовища дає уявлення про міру, ступінь імовірності й виразності можливого негативного біологічного ефекту дії несприятливих факторів навколишнього середовища, а біологічний вказує на природу й сутність небезпеки, що має місце.

Антропогенний тиск і його дія на навколишнє середовище викликають негативний вплив на здоров'я людей та стан усього живого як прямо, так і опосередковано через воду, повітря, ґрунт, продукти харчування. Здоров'я населення, як один із системотвірних факторів може слугувати одним з репрезентативних гігієнічних критеріїв оцінки альтернатив розвитку і варіантів розміщення продуктивних сил, а також виконувати роль "індикатора" для обґрунтованості й оцінки ефективності оздоровчих програм /31, 32/.

В основу принципу управління станом навколишнього середовища нині покладено вимогу забезпечення гігієнічних нормативів забруднюючих речовин у природних компонентах (повітрі, воді, ґрунті) й гранично допустимих рівнів фізичних параметрів (шум, вібрація тощо). Тому відповідно до природоохоронної методології оцінка ступеня забруднення середовища проводиться шляхом порівняння концентрації забруднюючої домішки з її ГДК.

Гігієнічні нормативи спрямовані на захист здоров'я населення від шкідливого впливу забруднення довкілля. Але вони не захищають об'єкти рослинного й тваринного світу. Проте в своїй основі рослини більш чутливі до забруднення, ніж людина. Результати досліджень свідчать про значне зниження врожайності сільгоспкультур, продуктивності тварин, продуктивності лісових угідь у зонах, де концентрації домішок не перевищували гігієнічні середньодобові ГДК. Отже, гігієнічні регламенти не можуть слугувати репрезентативними критеріями для оцінювання якості природних компонентів і екологічної системи в цілому. Тому розроблення системи універсальних комплексних критеріїв оцінки середовища залишається актуальним.

Слід зазначити, що серед ряду причин, що породили кризові екологічні ситуації в окремих промислових центрах і регіонах, не останнім є той факт, що в основу заходів щодо захисту атмосфе-

рного повітря від шкідливих промислових викидів був покладений помилковий методичний підхід. Вперше прийнятий як нормативний документ для високих труб електростанцій (із гарячими викидами) ці санітарні норми були потім поширені на промислові підприємства всіх галузей без врахування їх специфіки (СН 369-74).

Цей недолік був неодноразово предметом критики /6, 33, 34, 35/. За запитом Держкомгідромету в 1981 р. у відкликах 23 проектних і науково-дослідних організацій на СН 369-74 нараховувалося близько 140 зауважень. Проте вони не були враховані в наступному нормативному документі (ОНД-86).

У цьому плані стають зрозумілими розбіжності між розрахунковими й фактичними концентраціями речовин в атмосфері в зоні викидів стаціонарних джерел залежно від специфіки галузі, природно-кліматичних умов, рельєфу конкретної місцевості, пори року тощо. У випадку збігу обставин внаслідок істотного зниження методикою розрахункових рівнів забруднення природоохоронні заходи іноді не досягали необхідної ефективності. Тому, можливо, використання методичного підходу на базі нормування рівня вмісту шкідливих речовин у компонентах природного середовища не дало очікуваних результатів у сфері захисту стану довкілля. Отже, для ухвалення оптимальних управлінських рішень щодо попередження шкідливого антропогенного впливу необхідна система комплексних, більш адекватних показників.

Практика свідчить, що для створюваних нових промислових об'єктів досягнення гігієнічних нормативів часто є нереальними. Більш того, таких підстав недостатньо, щоб використовувати методикою, побудовану на декларуванні досягнення гігієнічних нормативів для функціонуючих об'єктів. Згідно з опублікованими даними практично в усіх промислових центрах забруднення повітря так чи інакше перевищує гігієнічні нормативи.

До того ж господарству й промисловості взагалі притаманна безпороговість дії. У цих умовах використання економічних оцінок екологічного навантаження й впливу на природні екосистеми дозволяє хоч і приблизно та все ж враховувати реальні результати цього багатокомпонентного впливу і зіставляти їх з економічними результатами й витратами на досягнення природоохоронних результатів.

Ще менш переконлива методика для порівняння варіантів при нульовому "нормативному" рівні порушення природи (до яких відносять кар'єрні розробки, зарегулювання стоку рік, вилучення водних і земельних ресурсів і інші види екологічного впливу). У цих випадках взагалі відсутні нормативи "нормального" та "ненормального" впливу й будь-яке порушення природи завжди пов'язане з більшим чи меншим розміром економічного збитку. Отже, в принципі воно повинно бути враховане при ухваленні господарських рішень.

Виходячи зі структури й класифікації факторів навколишньої природного середовища /4, 36, 37/, методичних принципів економічної оцінки цих факторів /20/, концепції економічного й соціального оптимумів стану навколишнього природного середовища і їх аналізу /35/, економічний оптимум якості природного середовища можна подати у вигляді глобального мінімуму сумарних витрат, обумовлених забрудненням середовища, а соціальний - мінімумом економічного збитку, завданого навколишньому середовищу антропогенним впливом. Оскільки економічний і соціальний оптимуми відносять до оптимізаційних завдань з різними критеріями, то це ускладнює пошук шляхів наближення від економічного оптимуму до соціального.

## ***2 ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА***

### ***2.1 Оцінювання стану атмосферного повітря населених пунктів***

У більшості визначень поняття забруднення характеризується, у першому наближенні, як зміна якості навколишнього середовища, що не може не викликати неоднозначність такого трактування. Більш глибоко суть забруднення характеризується "... несприятливими змінами навколишнього середовища" /38/, "... можливістю нанести шкоду здоров'ю чи добробуту людини, життю тварин і рослин" /39/, "... можливістю впливати на людину чи

завдавати шкоди її майну" (40). Поняття забруднення має місце тільки щодо визначеного об'єкта-реципієнта сприйняття впливу забруднення як процесу (наприклад, біологічними, матеріальними, соціальними об'єктами) /20 /.

Антропогенне забруднення атмосферного повітря впливає практично на всі сфери розвитку життя, соціальної та економічної систем (зокрема, рівень здоров'я населення, продуктивність сільськогосподарського виробництва та лісового, рибного, водного господарств, ефективність житлово-комунальної служби, промисловості, транспорту тощо) /1, 4, 20, 41/.

Дані про склад, кількісні і якісні характеристики шкідливих речовин необхідні насамперед для визначення заходів щодо зниження забруднення від діючих чи проєктованих промислових підприємств та для їх врахування при складанні планів розвитку суспільства (зокрема, для передпланових оцінок схем охорони природи і районного планування), а також для прогнозу рівня забруднення повітря в містах як на ближчий, так і на більш віддалений період, та для оцінки величини збитку суспільному господарству, завданого забрудненим довкіллям /42/.

У загальному випадку стан атмосферного повітря можна оцінити кількісно і якісно. Прикладом якісних характеристик можуть бути структура повітря, його хімічний склад, токсикологічні параметри домішок тощо.

Показник кількісної оцінки стану атмосфери повинен не просто математично відобразити механізм функціонування повітряного басейну, а бути моделлю залежності між його параметрами й показником суспільного здоров'я населення (у трактуванні ВООЗ) /43, 47/. Показник стану атмосферного повітря слід розглядати в цьому випадку як апіорну форму зазначеної моделі. Для управління станом атмосфери населених пунктів повинен бути обраний такий показник, що найбільш адекватно моделює об'єктивну реальність.

Якщо вважати забруднюючими речовинами всі ті домішки, що потрапляють в атмосферу з антропогенними викидами понад нормальний (фоновий) природний склад повітря, то до шкідливих (токсичних) речовин із гігієнічних позицій відносять ті, які можуть завдавати шкоди об'єктам-реципієнтам. Забруднення – це коли домішки знаходяться в повітрі в таких кількостях і так дов-

го, що повітря стає шкідливим для реципієнта, зокрема, для здоров'я людини. Рівень забруднення окремою шкідливою речовиною визначається її концентрацією у приземному шарі. Ефект дії окремої речовини може мати місце в залежності від багатьох умов - значення гранично допустимої концентрації, класу небезпечності, величини порога дії тощо /45/.

Абсолютна концентрація шкідливої речовини в середовищі ще не дає уявлення про екологічну ситуацію. Для визначення небезпеки забруднення повітря в санітарно-гігієнічній практиці використовується поняття показника гранично допустимої концентрації (ГДК). Цей термін визначається так: "Гранично допустима концентрація шкідливої речовини в атмосфері – це максимальна концентрація, віднесена до визначеного часу осереднення..., що при регламентованій ймовірності її появи протягом усього життя людини та її потомства не завдасть прямої чи непрямой шкідливої дії, включаючи й окремі ефекти, не знижує працездатності й не погіршує самопочуття людей". Проте це визначення ще не одержало однозначної оцінки.

Отже, під гранично допустимою концентрацією слід розуміти таку концентрацію хімічної сполуки в повітрі, що не викликає будь-яких негативних змін у реципієнта та не порушує його біологічного оптимуму. Для більшості забруднюючих речовин встановлюються два значення ГДК – максимально разове й середньодобове. Причому гранично допустима частота появи концентрації, що перевищує максимально разову ГДК, не повинна перевищувати 2 % від загальної кількості їх вимірів /46, 47/.

Гігієнічне регламентування ГДК шкідливих речовин в атмосферному повітрі населених пунктів має на меті охорону здоров'я населення. Але воно не охоплює кола функціональних цілей управління станом та якістю атмосфери. Не можна не відзначити, що має місце істотна методична прогалина в оцінюванні забруднення водного середовища й ґрунту шкідливими речовинами, що випадають з атмосферного повітря. Охорона тваринного світу, лісових масивів, земельного фонду, рослинності, водних ресурсів і ґрунтів від негативного впливу забрудненої техногенними викидами атмосфери практично не забезпечена нормативами, що мають правовий природоохоронний статус.

Закономірність розподілу концентрацій домішок у повітрі описується одним з видів двопараметричних імовірних розподілів /45, 48, 49, 50, 51/: логарифмічно нормальним, Вейбулла, Парето чи Коші. Врахування й облік характеру розподілу концентрацій при побудові агрегованих індексів у вигляді асоціативних середніх показників знайшло застосування в питаннях забезпечення безпеки повітря /20/. Зокрема, найбільша концентрація речовини в приземному шарі атмосфери населених пунктів не повинна перевищувати рівень її ГДК ( $C \leq \text{ГДК}$ ). У рамках даної теми будемо розуміти під поняттям рівня забруднення числове (кількісне) значення показника концентрації речовини /37/.

Мінімальний ефективний рівень забруднення атмосферного повітря окремою домішкою, перевищення якого супроводжується збільшенням захворюваності (стосовно спонтанного числа цих захворювань при фоновому забрудненні), у гігієнічній практиці береться як граничне порогове значення /52/. Ефект дії окремої домішки може мати місце тільки при концентраціях, що перевищують значення її порога ( $C > \text{П}$ ). Якщо ефект дії домішки має місце при будь-яких її концентраціях ( $C \geq 0$ ), то поріг її дії починається з нуля і, отже, область її дії знизу необмежена. Якщо ж ефект дії має місце тільки при концентраціях вище ГДК ( $C > \text{ГДК}$ ), то поріг її дії починається з ГДК і область її дії обмежена знизу. В усіх інших випадках область дії визначається умовою ( $C = \text{П}$ ). Питання врахування порога дії речовини при визначенні впливу забруднення атмосфери на захворюваність населення знаходиться ще в стадії дослідження. Практично визначені значення порогових рівнів забруднення атмосферного повітря тільки для невеликої кількості нозологічних форм.

У токсикології шкідливість речовини прийнято встановлювати на підставі як якісних характеристик її дії, так і кількісних параметрів токсикометрії та їх похідних, що характеризують потенційну і реальну небезпеку впливу /53/.

У гігієнічній практиці речовини, що забруднюють атмосферу, розподіляють на 4 класи небезпечності. При цьому можливий один із двох випадків впливу класу небезпечності речовини на ефект її дії: ефект дії речовини або залежить, або не залежить від класу її небезпечності. У дослідженнях забруднення повітря показник класу небезпечності шкідливої речовини знаходить широ-

ке застосування. Однак спостерігаються істотні розбіжності в його оцінці. Нижче наведена порівняльна таблиця значень коефіцієнтів зведення шкідливих домішок атмосфери до третього класу небезпеки (табл. 1), за даними НДІ ЗКГ ім. А. Н. Сисіна /45/, ЦОЛПУВ /49/, ГГО ім. А. І. Воейкова /55/(Росія) та Київського НДІ ЗКГ ім. А.Н. Марзеєва /54/.

Таблиця 1 - Коефіцієнти зведення речовин до третього класу небезпечності

Клас	МНДІ ЗКГ	ЦОЛПУВ	КНДІ ЗКГ	ГГО
1	2,36	2	2	1,7
2	1,26	1,33	1,5	1,3
3	1,0	1,0	1,0	1,0
4	0,86	0,5	0,75	0,8

При спільній одночасній наявності в атмосфері суміші з кількох шкідливих речовин у гігієнічних дослідженнях прийнято враховувати коефіцієнт ефекту їх комбінованої дії /56/. Виділяють такі види комбінованої дії суміші: незалежна дія речовин простої суміші; дія речовин простої суміші за типом підсумовування їх дії при їх ізольованій дії; посилення дії простої суміші (синергізм) у порівнянні з ефектом підсумовування; ослаблення дії простої суміші (антагонізм) у порівнянні з ефектом підсумовування; комбінована дія складної суміші.

Коефіцієнт комбінованої дії суміші шкідливих речовин, що одночасно наявні в атмосферному повітрі, має такі значення (за даними МНДІ ЗКГ) /56/: N – незалежна дія суміші з N речовин; 1 – дія суміші за типом підсумовування їх ефектів при ізольованій дії; 0,5 – посилення дії суміші щодо суми їх ефектів при ізольованій дії;  $\sqrt{N}$  – ослаблення ефекту дії простої суміші (чи складної суміші) з невідомим характером дії;  $(N_2 + \sum K_g^2)^{1/2}$  - комбінована дія складної суміші, що складається з  $N_1$  речовин (простих сумішей), характери дії ( $K_g$ ) кожної з яких відомий та з  $N_2$  речовин з невідомим характером їх дії з зазначеними ( $N_1$ ) речовинами.

У дослідженнях ЦОЛПУВ /49/ наведені інші значення коефіцієнта, що враховує посилення ефекту дії окремої домішки: 2 - якщо домішка утворює з іншими наявними речовинами хоча б



одну синергічну пару; 3 – якщо домішка утворює з іншими наявними речовинами хоча б одну синергічну трійку; 4 – якщо домішка утворює з іншими наявними речовинами хоча б одну синергічну четвірку.

Мають місце й інші трактування обліку коефіцієнта комбінованої дії речовин при оцінюванні рівня забруднення повітря населених пунктів /39, 55, 57, 58/.

При одночасній спільній наявності в повітрі кількох шкідливих речовин, що мають ефект сумачії їх дії, їх сумарна концентрація (для кожної групи зазначених речовин односпрямованої дії) повинна задовольняти умову безпеки

$$\sum (C_i / \text{ГДК}_i) \leq 1, \quad i=1, n. \quad (2.1)$$

Відношення величини концентрації (С) окремої речовини до значення її гранично допустимої концентрації (ГДК) характеризує кратність перевищення чи міру недосягнення фактичного рівня забруднення його санітарної норми  $K_i = C_i / \text{ГДК}_i$ . Відомо кілька різних підходів до розроблення показників, що застосовують для оцінювання рівня забруднення. Практикою доведено /57, 58, 59, 60/, що при оцінюванні сумарного забруднення атмосферного повітря слід враховувати клас небезпеки шкідливих речовин, кратність перевищення ГДК домішки, характер комбінованої дії речовин, що спільно й одночасно наявні у повітрі.

Уже на ранніх етапах дослідження впливу забруднення повітря на населення були спроби формалізувати математичним виразом оцінку рівня й ступеня небезпеки забруднення кількісним показником (із гігієнічної, економічної, метеорологічної та інших позицій). Було запропоновано кілька методичних підходів для оцінювання атмосферного повітря населених пунктів. В основу гігієнічної оцінки атмосфери були покладені ідея нормування фактичного рівня концентрації речовини щодо її санітарного регламенту та процедура зведення класу її небезпечності до стандарту.

Один із перших показників оцінки забруднення атмосфери був запропонований у роботі МНДІ ЗКГ в 1957 р. /61/. Пізніше (1976 р.) там набув поширення показник забруднення атмосфери населених пунктів /45/

$$P = \sqrt{\sum K_i^2} ; \quad i = \overline{1, n}, \quad (2.2)$$

де  $K_i$  – кратність перевищення концентрації  $i$ -ї речовини рівня її ГДК (аналогічного періоду осереднення), зведена до такої для речовин 3-го класу небезпеки.

Базисною одиницею виміру показника є відношення концентрації речовини до її ГДК ( $K_i = C_i / \text{ГДК}_i$ ). При  $C_i > \text{ГДК}_i$  величина  $K_i$  визначає кратність (ступінь) перевищення нормативу, що характеризує рівень небезпеки забруднення. Однак при  $C_i < \text{ГДК}_i$  значення  $K_i$  відображає ступінь запасу недосягнення нормативу (резерв). За своїм математичним змістом формула визначає сумарну квадратичну величину відносних відхилень рівнів концентрацій домішок від їх гігієнічних нормативів. При цьому результат розрахунку – величина завжди позитивна. Його значення визначається величиною найбільшого з індивідуальних відхилень. Якщо концентрації не всіх домішок вище ГДК, то розрахункова величина результату явно завищена. Формула припускає можливість випадку рівності показника для суміші, усі речовини якої мають концентрацію вище ГДК, із показником для іншої суміші, усі речовини якої мають концентрації нижче ГДК. Показник має явно обмежену область застосування. Комплексним його назвати не можна. Він не враховує специфіки викидів. У ньому не показана частка участі кожної з речовин у формуванні загального рівня забруднення. Проте він може характеризувати динаміку зміни показника забруднення при незмінній структурі суміші.

Як інтегральний критерій оцінки забруднення атмосфери було запропоноване середнє арифметичне значення величини відношення концентрації речовини до її ГДК (Болгарія, 1982 р.) /62/

$$K_N = (1/N) \sum (C_i / \text{ГДК}_i), \quad i = \overline{1, N}. \quad (2.3)$$

Тоді ж була здійснена спроба врахувати частку впливу кожної з речовин суміші на процес формування загального рівня забруднення /62/. У ролі оцінки забруднення атмосферного повітря шкідливими домішками виступало відношення узагальнених критеріїв фізичного й умовного забруднень

$$K_q = (\sum (d_{ci} \cdot C_i)) / (\sum (d_{ni} \cdot \text{ГДК}_i)), \quad i = \overline{1, N}, \quad (2.4)$$

де  $d_{ci}$ ,  $d_{ni}$  – участь (відсоток) концентрації  $i$ -ї речовини в загальній сумі концентрацій (чи відповідно для ГДК).

Цей показник більш доцільний при порівняльній характеристиці забруднення повітряних басейнів регіонів із різною структурою сумішей шкідливих речовин, що викидаються в атмосферу.

Своєрідний підхід для комплексної оцінки сумарного забруднення атмосфери був запропонований у роботі КНДІ ЗКГ ім. А.Н. Марзеєва (1980 р.) /58/.

В гігієнічних дослідженнях ЦОЛПУВ у свій час одержав поширення досить інформативний показник – індекс забруднення атмосфери міст /49/

$$ІЗА = \sum A_i (B_i \cdot C_i / ГДК_i - P_i), \quad i = \overline{1, N}, \quad (2.5)$$

де  $A_i$  – коефіцієнт, що враховує клас  $i$ -ї речовини;

$B_i$  – коефіцієнт, що враховує ефект дії  $i$ -ї речовини;

$P_i$  – величина, що враховує поріг дії  $i$ -ї речовини.

Базисною одиницею виміру показника є величина лінійного відхилення концентрації речовини від її порогу дії. Результат виражається як сума лінійних відхилень, відкорегованих з урахуванням ефекту дії окремих домішок, які зведені до стандартного класу небезпеки. Різниця між концентрацією речовини і порогом її дії характеризує величину лінійного відхилення рівня забруднення від санітарної норми незалежно від напрямку відхилення. Тому розрахунковий вираз за своїм математичним змістом допускає можливість негативного результату (чи нульового). Перше можливо у випадку, коли концентрації всіх домішок нижче їх порогів. В принципі у цьому немає протиріччя. Такий результат може бути ознакою відсутності небезпеки. Але для збереження коректності обчислювальних операцій потрібне введення додаткової умови, яка б дозволила відсівати "незначні" домішки. При даній формі запису формули нульовий результат можливий у випадку взаємної компенсації позитивних і негативних значень відхилень, що взагалі суперечить принципу критерію оцінки забруднення. Уникнути цього недоліку можна було б заміною в розрахунковій формулі величини лінійного відхилення на його абсолютну величину. Варто зазначити, що в розглянутому показнику врахована лише частина видів ефекту спільної дії речовин – су-

мація і синергізм. Крім того, формула побудована так, що значення порога обмежені лише величинами нуль чи ГДК. Це штучно зменшує область її застосування.

Отже, застосування показника небезпеки забруднення (Р) чи індексу забруднення атмосфери (ІЗА) має сенс тільки за умови, що концентрації всіх домішок вище їх ГДК. Однак у реальній дійсності найбільш типовий випадок, коли із сукупності (N) шкідливих речовин, рівень забруднення для частини з них ( $N_1$ ) перевищує норматив  $K > 1$  ( $K = C / \text{ГДК}$ ), а для інших ( $N_2 = N - N_1$ ) він нижчий ( $K < 1$ ). Крім того, при спільній наявності шкідливих речовин в атмосферному повітрі їх комбінована дія виявляється в ефектах сумачії, потенціюванні, антагоністичній чи незалежній дії. При концентраціях, близьких до ГДК, при обліку класу небезпеки речовин і ефекту їх сумарної дії можлива зміна співвідношення  $K < 1$  на співвідношення  $K > 1$  і навпаки. Тому ігнорування класу небезпеки речовин при концентраціях нижче ГДК та ефекту їх спільної дії буде неправомірним.

Практична потреба в порівняльній оцінці динаміки змін якості атмосфери обумовила розроблення показників її фізичного стану, що характеризують наявність, склад і кількісний вміст шкідливих домішок у повітрі. Прикладом фізичного показника може бути формула для розрахунку максимального значення приземної концентрації шкідливої речовини при викиді газоповітряної суміші стаціонарним джерелом, що була рекомендована Держкомгідрометом (1986 р.) для оцінювання рівня концентрації в атмосферному повітрі речовин, що містяться у викидах підприємств, при проектуванні підприємств, а також при розробленні нормативів гранично допустимих викидів (ГДВ) для діючих, проєктованих і реконструйованих підприємств /63, 64, 65/. Одна з моделей фізичного індексу забруднення атмосфери широко застосовувалася в загальнодержавній системі спостереження і контролю за забрудненням атмосфери (ГГО ім. А. І. Воєйкова /55, 66/

$$\text{ІЗА} = \sum (C_i / \text{ГДК}_i)^{m_i}, \quad (2.6)$$

де  $m_i$  – показник степеня, що враховує клас небезпечності домішки.

Формула індексу забруднення атмосфери мала вигляд

$$ІЗА=(C_1/0,1)^{0,87}+(SO_2/0,05)+(NO_2/0,085)^{1,4}+(CO/5)^{0,87} . \quad (2.7)$$

У даному показнику враховувалися тільки чотири основні домішки – пил, сірчистий газ, окис азоту й окис вуглецю. Потім ця модель зазнала модернізації. Була здійснена спроба врахувати ефект сумачії і синергізму та зняти обмеження на фіксовану кількість домішок (1991 р.) /67,68/.

Розрахункова формула набула вигляду

$$ІЗА=\sum_{i=1}^{N_1}((C_i / ГДК_i)^{m_i} -1)+\sum_{j=1}^{N_2} (\sum_{k=1}^K (C_k/ГДК_k-1)), \quad (2.8)$$

де  $i$  – для незалежних домішок ( $i=1, N_1$ ); —

$j$  – для синергічних груп домішок ( $j=1, N_2$ )

$K$  – кількість речовин у  $j$ -й групі;

$m_i$  – показник степеня, що враховує клас небезпечності домішки (відповідно 1,7 для першого класу; 1,3 - для другого класу; 1- для третього; 0,8 – для четвертого класу).

Однак основні методичні недоліки цього підходу не були усунені. Тому було запропоновано ще одне удосконалення (1991 р.) /69/, що передбачає більш повне врахування результатів досліджень /52, 60, 70/. Так, були введені значення показника степеня для різних періодів осереднення. Умова ізоефективності нормованих концентрацій враховувалася шляхом застосування показника степеня, що дозволяє фактичну концентрацію речовини трансформувати в ізоефективну концентрацію речовини третього класу небезпечності (значення показників степеня для різних періодів осереднення наведені в табл. 2). Крім того, для речовин, концентрація яких нижче ГДК, значення показника незалежно від класу безпеки умовно береться за одиницю.

Таблиця 2 - Значення показника степеня ( $m_i$ )

Період осереднення концентрації	Клас небезпечності			
	1	2	3	4
20-30 хвилин	1.36	1,08	1,0	0,95
24 години	1,37	1,11	1,0	0,93

1 місяць	1,56	1,16	1,0	0,91
1 рік	1,35	1,28	1,0	0,87

Але і після таких доробок індекс забруднення не був позбавлений недоліків. Зокрема, із санітарно-гігієнічних позицій, про що відзначали і самі автори /69/. У ньому як і раніше не враховується ефект спільної дії домішок, а також накладені штучні умови розрахунку. До недоліків (з гігієнічних позицій) цього показника належить насамперед припущення, що на людину чинить шкідливий вплив наявність у повітрі будь-якої концентрації домішки /69/. Проте згідно з визначенням ГДК забруднюючі речовини незалежно від класу небезпеки не чинять шкідливого впливу на людину при концентраціях нижче ГДК /45, 60, 71/. Крім того, якщо внаслідок комбінованої дії ефект окремих речовин при концентраціях нижче ГДК повинен бути врахований, то нормовану концентрацію (з точки зору коректності математичних розрахунків) не слід зводити до степеня, оскільки для речовин 1-го і 2-го класів небезпеки це призводить до заниження результату в порівнянні з вихідним значенням. Із санітарно-гігієнічної точки зору також неприйнятне необґрунтоване механічне підсумовування приватних індексів.

На недопустимість цього звертали увагу /55/, проте безрезультатно. До того ж комплексний індекс повинен базуватися на основі реальної комбінованої дії шкідливих речовин. Вимога дотримання жорстко закріпленої кількості домішок при порівнянні індексів для різних регіонів чи часових періодів призводить неминуче до втрати частини інформації. Найчастіше саме в ній криється її специфіка. Це ускладнює інтерпретацію результатів і загрожує небезпекою припущення принципових помилок при оцінюванні.

Відзначені методичні недоліки не дозволяють вважати дану модель адекватно придатною не лише для експертної оцінки атмосфери міст чи для вивчення впливу на стан здоров'я населення рівня забруднення повітря, а також і для вирішення еколого-економічних проблем.

Суто економічні оцінки наслідків антропогенного впливу на середовище, зокрема атмосферу, базуються на результатах дослі-

джені і на емпіричних даних. Вони дозволяють з достатнім ступенем наближеності враховувати реальні результати багатоконпонентного впливу на природне середовище і порівнювати їх з економічними результатами та витратами на їх досягнення.

Не викликає сумніву той факт, що господарству взагалі й промисловості зокрема притаманна безпороговість дії. Для деяких видів екологічного впливу (геологічні й гірничовидобувні роботи, пов'язані з порушенням природного ландшафту, вилучення земельних ресурсів, водогосподарча діяльність тощо) характерна відсутність нормативів і будь-яке порушення природного середовища пов'язане з поняттям економічного збитку. Тому в основі методичних підходів в економічних оцінках не був використаний принцип декларування гігієнічних нормативів. Методики непрямої оцінки економічного збитку від забруднення атмосфери побудовані в основному на принципі використання поняття зведеного навантаження на територію, розрахованого на базі валових викидів чи приземних концентрацій домішок.

В економічних оцінках таким критерієм є показник зведеного навантаження на реципієнти, у якому враховуються як гігієнічні нормативи стану навколишнього середовища, так і структура та щільність реципієнтів, що сприймають техногенне навантаження /72, 73, 74/.

Одним із прикладів показника забруднення атмосфери, що використовується для визначення економічного збитку від забруднення атмосфери викидами підприємств у масштабах регіону, може слугувати вираз для розрахунку зведеного валового навантаження на комплекс реципієнтів /72/

$$D = \sum_i \sum_j \sigma_j \cdot A_i \cdot M_{ij}, \quad i=\overline{1,n}, \quad j=\overline{1,k}, \quad (2.9)$$

де  $M_{ij}$  – величина умовної річної валової дози  $i$ -ї забруднюючої речовини, що впливає на реципієнтів  $j$ -го типу;

$\sigma_j$  – показник відносної небезпеки забруднення атмосферного повітря над територіями різних типів;

$A_i$  – показник відносної агресивності  $i$ -ї домішки.

У ньому враховується коефіцієнт відносної агресивності домішки  $i$  ступінь відносної небезпеки забруднення атмосфери

для реципієнтів різного типу. Цей показник знайшов застосування також при розрахунках економічного збитку від забруднення атмосфери /73, 75/ і розмірів екологічних платежів /76/. Наступним кроком на шляху удосконалювання методів оцінки зведеного навантаження на реципієнти при забрудненні атмосфери стало використання приземних концентрацій /73/. Зокрема, величина навантаження може бути визначена за формулою

$$D = \sum_i \sum_j \sum_k A_{ij} \cdot C_{jk}, \quad (2.10)$$

де  $C_{ij}$  - середньорічна концентрація  $j$ -ї домішки в  $k$ -й зоні забруднення;

$A_{ij}$  - показник відносної екологічної небезпеки  $j$ -ї домішки для реципієнтів  $i$ -го типу.

Зазначимо, що прийнятий у США метод непрямої оцінки економічного збитку від забруднення атмосфери також використовує як базову розрахункову одиницю рівень концентрації речовини / 77 /. Справедливо вважається, що критерієм якості навколишнього середовища є здоров'я населення. Однак вплив несприятливих факторів навколишнього середовища повинен враховуватися при порогових значеннях концентрацій речовин, що викликають допатологічні, відновлювані зміни в організмі / 78 /. Відзначається, що зміни на субклітинно-молекулярному рівні не завжди є ознаками патології, тому що вони можуть не позначитися на функціональному стані органа чи системи в цілому.

У реальній дійсності найбільш типовим є випадок, коли із сукупності забруднюючих речовин рівень концентрації для частини з них перевищує норматив, а для інших він нижчий. Проте ці речовини також впливають на формування загального рівня забруднення, тому що при спільній наявності їх комбінована дія може проявлятися в ефектах сумачії, потенціювання, антагоністичної чи незалежної дії. При граничних концентраціях, близьких до регламенту, це може викликати зміну співвідношення концентрацій до регламенту на протилежне. Тому буде неправомірним ігнорування ефекту спільної дії речовин при оцінюванні забруднення атмосферного повітря.



Поняття гігієнічної небезпеки забруднення атмосфери окремою домішкою має місце при перевищенні рівня фактичної концентрації цієї речовини її санітарної норми. Мірами оцінки такого перевищення можуть бути як лінійне відхилення, так і відносне відхилення. Сума лінійних відхилень є мірою коливання, а сума відносних відхилень - мірою ступеня коливання рівня щодо його норми. Тому критерій оцінки небезпеки рівня забруднення слід будувати на основі показника міри рівня, а не показника міри коливання відхилення від рівня.

## **2.2 Оцінювання стану водного середовища**

Виконуючи своє призначення в природі, водне середовище одночасно є безпосереднім функціональним елементом господарських механізмів інфраструктури міської житлово-комунальної служби, сільського, лісового й рибного господарств, транспорту, промисловості тощо. Особливе значення водопостачання виконує в задоволенні потреб нормального життєзабезпечення населення.

Інтенсифікація водогосподарчої діяльності й антропогенного впливу на водний басейн скрізь порушила природні умови формування водного середовища - підземних водних горизонтів і поверхневих водних басейнів. Вже не треба переконувати в тому, наскільки сильно порушене водне середовище. Дані про отруєння і забруднення водоносних горизонтів, поверхневих потоків, басейнів рік і акваторій морів переконливо свідчать про гостроту проблеми. Якість води впливає на стан різних реципієнтів (тваринний світ, рослинність, ґрунти, сільське, лісове і рибне господарства, транспорт, промислове виробництво, житлово-комунальна служба тощо) та, перш за все, на стан здоров'я населення.

Скидання стічних вод у водні об'єкти є одним із видів спеціального водокористування. Воно здійснюється на підставі законодавчих актів і регламентується "Правилами охорони поверхневих вод" /79/, "Санітарними правилами і нормами..." /80/ тощо. Скидання стічних вод допускається тільки в тих випадках, якщо воно не призводить до збільшення вмісту у водному об'єкті поллютантів понад встановлені норми і за умови очищення водокористувачем стічних вод до безпечних меж, визначених величина-

ми гранично допустимих скидів забруднюючих речовин (ГДС). ГДС призначене гарантувати нормативну якість води.

Донедавна існувала породжена в офіційних колах думка про неможливість негативного впливу споживаної населенням питної води на здоров'я людей. Достатньою гарантією цьому повинна була б бути могутня мережа санітарної служби й інших державних установ, покликаних “бути на сторожі” гігієнічних регламентів у роботі питного водопостачання. Це несприятливо вплинуло на дослідження в цьому питанні.

Нечисленні розрізнені наукові праці щодо впливу якості води на стан здоров'я стосувалися здебільшого аварійних чи нещасних випадків та природних явищ. До того ж закритість інформації і результатів не сприяли розвитку досліджень у цьому напрямку. Переконливість реальної загрози екологічної катастрофи настійно вимагає більш глибоких цілеспрямованих комплексних системних досліджень цієї проблеми. Насамперед необхідна оцінка впливу зміни якості водного середовища (грунтових і поверхневих вод) на зміну стану реципієнтів.

Сучасний підхід до вирішення водогосподарчих завдань відрізняється обов'язковим врахуванням екологічних вимог. Принциповість подібної концепції вимагає глибоких знань щодо характеру і ступеня взаємодії природних і господарських факторів, а також розробки показників впливу змін стану водного середовища на реципієнти.

Первинні дані про фізико-хімічні і біологічні параметри стану водних ресурсів часто залишаються без належного використання внаслідок відставання методичного забезпечення щодо їх обробки, узагальнення й аналізу. Наукові праці в цьому плані мають несистематичний розрізнений характер. Систематизація й аналітичний аналіз накопиченого досвіду розробки узагальнюючих показників якості води й обґрунтування доцільності їх застосування в широкому спектрі наукових і практичних робіт з охорони водних ресурсів залишаються актуальним завданням.

Фактори, що впливають на стан здоров'я населення, можна поділити умовно на три сфери: природну, антропогенну, соціально-економічну.

Природна може бути представлена гідрологічними, геолого-морфологічними, метеорологічними й іншими регіональними ха-

рактиками. Антропогенна – блоком антропогенного впливу, а соціально-економічна – показниками соціальних і економічних умов життєзабезпечення.

Встановлена численними вітчизняними й іноземними дослідженнями наявність зв'язку між показниками якості води і захворюваністю населення дозволяє використовувати цей факт для прогнозування ступеня небезпеки рівня водного забруднення. Для вивчення захворюваності (особливо в умовах сумісної дії на організм біохімічних і хімічних факторів) велике значення має наявність узагальнених критеріїв якості багатокомпонентного складу води.

У загальному випадку узагальнені показники оцінки стану водного середовища можна розподілити на два рівні: показники, що характеризують стан води, та ті, що характеризують відхилення її якості від встановлених нормативів.

Потреба в контролі за вмістом у воді окремих поллютантів сформувала довгу низку фізичних показників, що характеризують її фізико-хімічний склад і ступінь біологічного (бактеріологічного) забруднення.

Норми якості поверхневих вод регламентуються державними документами /79,80,81,82,83/ і містять загальні вимоги до складу і властивостей поверхневих вод для різних видів водокористування, перелік гранично допустимих концентрацій (ГДК) речовин у воді водних об'єктів господарського, питного і комунально-побутового водокористування, перелік ГДК шкідливих речовин для водних об'єктів, що використовуються в рибогосподарстві тощо.

Для аналізу якості води використовуються такі показники /82/: запах, прозорість, сухий залишок, хлориди, сульфати, зважені речовини, азот амонійний, азот нітратів, розчинний кисень, БПК<sub>5</sub>, БПК<sub>повн</sub>, ХПК, ЛПК, провідні специфічні інгредієнти і їх концентрація для даного створу (водного об'єкта). Ступінь зміни мікробіологічного забруднення (вміст БГКП) води поверхневих водойм у місцях водокористування населення рекомендується визначати, виходячи з витрат води ( $Q_1$ ) у водоймі, кількості стічних вод ( $Q_2$ ), що скидаються у водойму, і середнього за рік колі-індексу води водойми ( $K_1$ ) і стічних вод ( $K_2$ ) за формулою

$$I = (K_1 Q_1 + K_2 Q_2) / [K_1 (Q_1 + Q_2)] - 1. \quad (2.11)$$

Якість питної води визначається вмістом (С) хімічного компонента у воді водного джерела й бар'єрною функцією (В) типового водопровідного спорудження щодо цього компонента (ЕХВ) виходячи зі співвідношення  $IC = C(1 - B)$ .

У нашій країні узагальнений гігієнічний показник якості води був уперше запропонований у 1964 році /84/. Для характеристики води були обрані запах, титр кишкової палички, азот амонійний, БПК<sub>5</sub>, зовнішній вигляд водойми в місці відбору проб, а також токсичні речовини. Показник якості являв собою середнє арифметичне значення підіндексів перелічених параметрів води

$$I = \sum I_i / N, \quad i = \overline{1, N}, \quad (2.12)$$

де  $I_i$  - цілочисельна величина, що відповідає важливості і залежності конкретного параметра.

Запропонований у США (1965 р.) узагальнений індекс якості води містив 10 параметрів /85/. Для восьми з них значення були затабульовані на базі експертних оцінок. Індекс являв собою відношення добутку суми зважених підіндексів до суми вагових коефіцієнтів і коефіцієнтів для температури води і явного забруднення. Індекс визначався виразом

$$I = M_1 M_3 \left( \sum W_i I_i / \sum W_i \right), \quad i = \overline{1, 8}. \quad (2.13)$$

Пізніше національна організація з санітарії США запропонувала індекс якості води /86,87,88/, що містив дев'ять параметрів. Відмінність його полягала у використанні для визначення значень підіндексів неперервних кривих шкідливості (створених експертним шляхом), що однозначно встановлюють відповідність між значенням конкретного параметра стану водного середовища і безрозмірною величиною шкідливого ефекту, викликаного його рівнем. Індекс мав вигляд

$$I = \sum W_i \cdot I_i, \quad i = \overline{1, 9}, \quad (2.14)$$

де  $I_i$  - підіндекс  $i$ -го параметра;

$W_i$  - ваговий коефіцієнт (обумовлений експертно).

Відповідно до існуючих правил охорони вод загальний вплив забруднюючих речовин, ( що належать до однієї і тієї ж групи за показником шкідливості, який лімітує) оцінюється відношенням фактичної концентрації ( $C$ ) шкідливих речовин до їх ГДК

$$I = \sum (C_i / \text{ПДК}_i), \quad i = \overline{1, n}. \quad (2.15)$$

Принцип нормування концентрації полютантів щодо їх ГДК знайшов застосування в деяких дослідженнях. Так, коефіцієнт забруднення, що базується на кратності перевищення ГДК у водних об'єктах, був використаний для оцінки водних об'єктів /89/. Він являє собою середнє арифметичне кратності перевищення ГДК у даному водному об'єкті для всіх досліджуваних речовин для всієї кількості вимірів кожного параметра в усіх пунктах контролю  $i$  в усіх створах

$$I = 1/K \sum (1/ N_i \sum \sum I_{ijv}); \quad (2.16)$$

$$I_{ijv} = \begin{cases} 1, & \text{якщо } \text{ГДК}_i \geq C_{ijv}, \\ C_{ijv} / \text{ГДК}_{ijv}, & \text{якщо } \text{ГДК}_i < C_{ijv}, \end{cases}$$

де  $K$  – кількість параметрів ( $j=1, K$ );

$P$  – кількість пунктів контролю ( $j=1, P$ );

$N$  – кількість вимірів  $i$ -го параметра в  $j$ -му пункті контролю ( $v=1, N$ ).

Показник оцінки якості води у вигляді середньої арифметичної величини кратностей перевищення фактичних концентрацій речовин їх ГДК був використаний для гігієнічної класифікації водойм за ступенем їх забруднення /90/. При цьому передбачалося, що їх вміст у воді може знаходитися нижче чи вище рівня ГДК:

$$I = 1 + (1/N) \sum (C_i / \text{ГДК}_i - 1), \quad i = \overline{1, N}. \quad (2.17)$$

Багатоступенева інтегральна оцінка якості води шляхом об'єднання (за допомогою штучного механізму) складних експертно підібраних функцій описана в роботі /91/.

Дослідженнями було встановлено, що при зміні рівня концентрації шкідливих речовин у воді їх ефект дії може змінюватися, причому нерівномірно. Нелінійність зростання шкідливого ефекту була врахована при оцінці якості води в роботі /87/.

Аналітичні залежності, що переводять конкретні значення параметрів у безрозмірні величини, покладені в основу обчислення індексу для показників забруднення.

Нерівномірність зростання шкідливого ефекту політантів при перевищенні ГДК враховувалася при визначенні вагових коефіцієнтів підіндексів для токсичних речовин /92/. Коефіцієнт запасу виражений величиною

$$K = \ln(LC_{50i} / C_{MHI}), \quad (2.18)$$

де  $LC_{50i}$  - концентрація  $i$ -ої речовини, що викликає за заданий час загибель 50% тест-об'єктів;

$C_{MHI}$  – максимальна недіюча концентрація  $i$ -ї токсичної речовини, взята такою, що дорівнює ГДК у воді водойм рибогосподарського призначення.

Якщо взяти за базову величину (нормативну)  $n$ -у речовину, то показник забруднення водойми має вигляд

$$P(C) = ГДК_n \left[ \sum (C_i / ПДК_i)^{2k_n/k_i} \right]^{1/2}; \quad i = \overline{1, N}; \quad n \leq N. \quad (2.19)$$

Були спроби врахувати ефекти за окремими напрямками /93/. Показник забруднення води був побудований шляхом об'єднання окремо розрахованих показників хімічного і бактеріологічного забруднення річкової води як середня геометрична величина

$$I = (I_{\text{хім}} \cdot I_{\text{бак}})^{1/2}, \quad (2.20)$$

При цьому всі хімічні речовини були розподілені на групи з однаковим показником шкідливості, що лімітує. У ролі підіндекса хімічного забруднення була максимальна величина із сум відношень фактичних концентрацій до їхніх ГДК за всіма групами.

Підіндекс бактеріального забруднення визначався як відношення фактичної величини коли-індекса (тобто числа бактерій групи кишкових паличок, що містяться в одному літрі відібраної проби води) до його нормативного значення.

До недоліків цього показника можна віднести його лінійність щодо зростання концентрації речовин, а також припущення про допустимість простого підсумовування шкідливих ефектів речовин. Важливо також і те, що на його величину має вплив практично тільки одна група хімічних речовин, хоча безумовно й інші мають негативну дію та впливають на загальний рівень забруднення води.

У МНДІГ ім.Ф.Ф.Ерісмана /94/ був розроблений гігієнічний комплексний показник ступеня забруднення водойм (в умовних одиницях)  $I=1+\sum(K_i-1)$ , де  $K_i=C_i/\Gamma ДК_i$ . При цьому, якщо фактичний рівень вмісту окремої домішки не перевищує її гігієнічного нормативу ( $C \leq \Gamma ДК$ ), то значення показника дорівнює 1. В інших випадках він дорівнює кратності перевищення ГДК. Для групи параметрів величина показника визначається сумою кратностей перевищення ГДК відповідно тільки чотирьох ознак шкідливості, що лімітують (загальносанітарному, санітарно-токсичному, органолептичному, епідеміологічному).

На базі цього показника була запропонована гігієнічна класифікація забруднення водойм (табл.3).

Таблиця 3 - Гігієнічна класифікація забруднення водойм

Рівень забруднення водойм	Критерій забруднення			
	органолептичний	санітарний	санітарно-токсикологічний	епідеміологічний
Допустимий	1	1	1	1
Помірний	$\leq 1,5$	$\leq 3$	$\leq 3$	$\leq 10$
Високий	$\leq 2$	$\leq 6$	$\leq 10$	$\leq 100$
Надмірний	$> 2$	$> 6$	$> 10$	$> 100$

Таким чином, основними недоліками індексів оцінювання забруднення води на базі суми показників є припущення щодо допустимості простого підсумовування шкідливих ефектів за окремими напрямками без обліку ефектів спільної дії сумішей

(здатних послабляти чи підсилювати токсичні властивості одна одною), а також припущення щодо лінійності залежності ефекту дії (у той час як він найчастіше змінюється нерівномірно при коливаннях рівнів параметрів). Нарешті, не знайшли відображення і не враховані розходження у швидкості наростання шкідливої дії речовин різних класів небезпечності при підвищенні їх концентрацій у воді.

Практику, що склалася в сфері охорони водойм від забруднення шкідливими речовинами, які випадають з атмосфери, не можна визнати задовільною, оскільки відсутня методика такої оцінки. Хоча обсяг матеріалів з оцінювання та стандартизації якості питної води й джерел водопостачання досить значний, однак питання захисту рослинності й мешканців водойм потребує більш глибокого наукового опрацювання, у тому числі й з гігієнічного нормування критеріїв якості водного середовища. Звідси висновок, що в цілому рівень існуючої природоохоронної нормативної бази не відповідає сучасним вимогам забезпечення захисту людини і природного середовища від антропогенного забруднення водойм.

Очевидно, узагальнений гігієнічний показник забруднення води насамперед повинен відображати шкідливість речовин, враховувати розходження в типі й швидкості наростання шкідливого ефекту забруднюючих речовин та характер комбінованої дії конкретного складу суміші речовин у воді.

Для оцінки економічного збитку від забруднення водойм загальноприйнято використовувати показник умовного антропогенного навантаження. Для його визначення застосовують два підходи – на основі маси речовини, що надходить у водне середовище, та на базі концентрації речовин у стічних водах.

Показник умовного зведеного навантаження на реципієнти водогосподарчої ділянки з боку джерела забруднення рекомендується визначати за формулами /72,74/

$$N_j = \sigma_k M_j^n \quad \text{або} \quad N_n = \sigma \sum A_i m_{ij}, \quad (2.21)$$

де  $\sigma_k$  - коефіцієнт порівняльної шкідливості забруднення водних ресурсів різних водогосподарчих ділянок;



$M_j^n$  - зведена маса середньорічного скидання забруднюючих речовин від  $j$ -го джерела;

$A_i$  - показник відносної еколого-економічної шкідливості забруднюючих речовин  $i$  – го виду;

$m_{ij}$  - середньорічна витрата маси забруднюючих речовин  $i$  – го виду, що надходять у водний об'єкт від  $j$ -го джерела.

Для оцінки зведеного навантаження на базі врахування концентрації шкідливих речовин у воді використовується показник забруднення

$$M_i = \sum A_i \sum C_{ij} V_j, \quad i = \overline{1, N}; j = \overline{1, K}, \quad (2.22)$$

де  $M_i$  – загальна зведена маса скидання  $i$ -ї домішки у водойму від даного джерела зі стічними водами  $j$ -го типу;

$A_i$  - показник відносної небезпеки скидання  $i$ -ї шкідливої речовини у водне середовище;

$C_{ij}$  – концентрація  $i$ -ї домішки в стічних водах  $j$ -го типу, що надходять у водойму протягом року;

$V_j$  – обсяг річного скидання стічних вод  $j$  – го типу, що надходять у водойму від даного джерела.

Таким чином, різноманітність, різноспрямованість і різноплановість методичних підходів породжують несумісність і непорівняльність результатів. Приватні показники стану водного середовища не сприяють його адекватній оцінці й багато в чому не відповідають сучасним вимогам ринково орієнтованих умов господарювання.

### 2.3 Оцінювання стану ґрунтів

Ґрунти займають в системі біосфери особливе місце, найбільшою мірою забезпечуючи її біологічну продуктивність. У той же час на сучасному етапі економічного розвитку ґрунти зазнають інтенсивного антропогенного впливу, що створює загрозу стійкої і необоротної зміни їх стану. Вони є найбільш небезпечною ланкою циркуляції забруднюючих речовин.

Методи оцінки наслідків забруднення ґрунтів розроблені менш повно, ніж для повітря і води. Довгий час існувала думка

про відсутність прямого впливу ґрунтів на організм людини. Вони були виключені з переліку об'єктів, що підлягають гігієнічному нормуванню. Дійсно, наслідки дії забруднюючих речовин можуть тривалий час не виявлятися, оскільки ґрунт має величезну адсорбуючу поверхню, велику буферність і високу здатність до самоочищення. Однак ці його захисні властивості можуть бути вичерпані, оскільки жодна природна система не має абсолютної стійкості до техногенезу.

Ґрунт - безцінний природний ресурс. Він є найважливішою складовою природного середовища й основою життя. Ґрунт надзвичайно повільно відновлюється. Це вимагає особливо дбайливого відношення до нього. Вся повнота його цінності як природного чинника виявляється тільки після порушення природної рівноваги.

Незворотні зміни життєзабезпечуючих властивостей середовища призводять до незворотних наслідків, і тоді вже ніякі витрати праці й відтворюючих ресурсів не можуть бути протиставлені цій втраті.

Характерною рисою ґрунту є те, що він не ординарне природне середовище, а складна екологічна система з колосальною кількістю зв'язків між її біоценотичними компонентами, між компонентами сталої складової і між першими й другими у свою чергу. В основу цих зв'язків покладено матеріально-енергетичний обмін, що обумовлює процеси функціонування й розвитку ґрунту.

Ґрунт формується в результаті складної взаємодії фізичних, хімічних, біологічних процесів, які відображають дію факторів ґрунтоутворення і передають їх на властивості ґрунту у відповідності до схеми: фактори ґрунтоутворення - процеси ґрунтоутворення - властивості ґрунту. Ґрунт є екосистемою, що відображає у своїх властивостях біоекологічні умови її формування і розвитку.

Стан ґрунту, як будь-якого природного середовища, визначається набором фізико-хімічних параметрів, що характеризують його миттєвий стан і стан, усереднений у часі, набором функціональних і структурних параметрів, що дають уявлення про стан біоти. Через надзвичайно складну взаємодію забруднюючих речовин із ґрунтом і різноманітність відгуків з боку біотичної і абі-

отичної складових ґрунту на забруднення практично важко виділити тільки один показник, що відповідає усім вимогам діагностики.

Таблиця 4 - Динаміка накопичення токсичних відходів

Кількість твердих промислових відходів, млн.т	1992	1995	1997
Клас небезпеки: 1	0,113	0,028	1,425
2	12,47	16,5	42,69
3	28,45	38,31	28,83
4	31,53	40,55	49,62
Всього твердих промислових відходів	62,6	95,4	182,6
Накопичення твердих відходів у сховищах, млрд.т	2,2	4,1	5,04
Всього твердих відходів	64,8	99,5	187,64

Забруднення ґрунтів за характером джерел буває двох видів: промислового й сільськогосподарського походження.

Забруднення ґрунтів від джерел промислового походження, як правило, найбільш небезпечне в зоні безпосереднього надходження забруднюючих речовин у середовище (воду, атмосферу чи відразу в ґрунт): токсичних металів, фтору, нафтопродуктів, бенз/а/пірена й інших. У результаті цього мають місце істотні негативні наслідки.

Ефект промислового забруднення ґрунтів є суперпозицією результатів різних джерел забруднення, розташованих на території промислового центру. В залежності від фізичних властивостей, потужності і місцерозташування джерел, кліматичних умов, рельєфу місцевості, а також типу ґрунту і приґрунтового покриву мають місце різні закономірності зменшення рівня забруднення ґрунту з відстанню.

Забруднення сільськогосподарського походження, як правило, має місце в результаті свідомого внесення в ґрунт забруд-

нюючих речовин для досягнення визначеного позитивного економічного ефекту. У цьому випадку заздалегідь допускається можливість негативних наслідків.

Надходження забруднюючих речовин в ґрунт відбувається трьома шляхами: через атмосферне повітря (сухе випадання, дощові опади); через водний басейн (стоки промислових підприємств), стоки агропрома (тваринницькі), побутові стоки, зливові і ґрунтові води, поливні і меліоративні води, води відвалів, сховищ тощо; безпосереднє надходження (відходи промисловості, агропрому, житлово-комунального господарства, продукти вивітрювання і розпилення відвалів, сховищ, ерозії ґрунтів, нафтохімії, паливно-мастильні матеріали, синтетичні і хімічні речовини, продукти надлишкового внесення пестицидів і добрив тощо).

Ґрунт - це малорухоме середовище. У ньому відбувається постійне нагромадження забруднюючих речовин.

Слід зазначити, що забруднена земельна поверхня є, у свою чергу, джерелом вторинного забруднення води і повітря. Це створює потенційну небезпеку комплексного негативного впливу на людей з боку забруднених земель, атмосфери та водного середовища.

Небезпека забруднення ґрунтів визначається не тільки рівнем вмісту забруднюючих речовин, але і їхньою здатністю чинити непрямі /95,96/ несприятливі ефекти (вторинні реакції). У залежності від властивостей забруднювачів і характеру їхньої взаємодії з компонентами ґрунтів розрізняють два типи вторинних реакцій - для стійких і нестійких речовин. Стійкі в місцевих умовах забруднюючі речовини і їх метаболіти характеризуються тривалим часом розпаду і здатності до акумуляції. Типовим прикладом може бути забруднення хлорорганічними препаратами ДДТ, ПХБ.

Нестійкі речовини легко виносяться з ґрунту і розкладаються, але в результаті їх впливу виникають стійкі вторинні реакції. Причому у цьому випадку, з одного боку, в місцевих умовах можуть закріплюватися метаболіти первинних забруднювачів, як правило, більш стійкі і більш токсичні, ніж сполуки, що надходять у природне середовище. В іншому випадку забруднюючі речовини і їх метаболіти не закріплюються, але результати навіть

але результати навіть короткочасного їх перебування в ґрунті виявляють тривалий час. Прикладами можуть бути глибокі зміни фізико-хімічних і морфологічних властивостей ґрунтів навіть при одноразовому впливі водорозчинних сольових розчинів у районі нафтовидобутку, а також необоротні зміни ряду показників ґрунтів у районах вуглевидобутку при надходженні агресивних сірчано-кислотних розчинів з відвалів шахтних порід.

Аналіз результатів вторинних реакцій забруднюючих речовин може бути у визначеній мірі для оцінки небезпеки і прогнозу стійкості ґрунтів до забруднення.

Показниками, що характеризують забруднення ґрунтів, можуть бути: загальний вміст забруднюючої речовини в ґрунті, вміст екстрагенних (рухливих) форм сполук забруднюючих речовин у ґрунті, вміст забруднюючих речовин у водяних витяжках і в ґрунтових водах. Показниками, що характеризують ступінь забруднення ґрунтів, можуть служити відношення концентрації забруднюючих речовин до фонового вмісту (нагромадження речовин), відношення екстрагенних форм сполук забруднюючих речовин до їх вмісту в незабрудненому ґрунті (активність забруднення), частка екстрагенних форм у валовому вмісті забруднюючих речовин (рухливість речовин у місцевих умовах).

Небезпека забруднення ґрунтів, як і реакція ґрунту у відповідь на забруднення, можуть бути різні навіть для одних і тих забруднюючих речовин і залежать від буферності ґрунтів, їх типу, підтипу, виду, різновиду тощо.

Стійкість ґрунтів до забруднення залежить від ряду умов /97,98/. Так, ґрунти з більш високим ступенем розвиненості ґрунтового покриву більш стійкі до впливу. Зі збільшенням крутості схилу підсилюється поверхневий стік, лінійна та плоска ерозії. Це сприяє механічному виносу продуктів забруднення і їхньому скупченню в низинах рельєфу. Чим вище кам'янистість ґрунтів, тим більше зазнають вони впливу забруднення. Зі збільшенням щільності ґрунтів зменшуються їх загальна пористість і обсяг пор аерації, знижується швидкість фільтрації і доступність вологи. Безструктурний ґрунт найбільш підданий механічним впливам, а оструктурені ґрунти з високим вмістом водотривких агрегатів стійкі в ерозійному відношенні і здатні протистояти дії води, що їх розмиває. Від механічного складу залежать структура, порис-

тість, вологоємність і інші фізичні властивості ґрунтів, що визначають водний, повітряний і тепловий режими і впливають на міграцію забруднюючих речовин. Промивний тип водного режиму сприяє виносу, а непромивний - акумуляції шкідливих речовин у ґрунтовому профілі.

Ґрунти з високим вмістом гумусу протидіють зовнішньому впливу за рахунок буферності. Реакція середовища, кислотність визначають рухливість хімічних елементів і їхніх продуктів взаємодії. Залежно від кількості і складу обмінних основ ґрунти мають різну буферність і стійкість. Найбільш високу буферність мають важкі гумусовані ґрунти. Покритість рослинністю як фактор сомоочищення підвищує стійкість ґрунтів. Про інтенсивність біологічного кругообігу можна судити за показником швидкості метаболізму органічних речовин - чим він вищий, тим інтенсивніший процес руйнування органічних речовин.

Дослідження свідчать про неоднаковий ступінь стійкості ґрунтів з різними природними властивостями до впливу хімічних, мінеральних і органічних речовин. Різну стійкість ґрунтів до тих самих техногенних факторів визначають, власне, їх властивості і ландшафтно-геохімічний стан.

Під буферною здатністю ґрунтів розуміють його здатність підтримувати хімічний стан на незмінному рівні при впливі на ґрунт потоків хімічних речовин. Буферна ємність ґрунтів визначається здатністю поглинати токсикант. Цей показник знижується, як правило, зі зменшенням у ґрунті мулу, гумусу, рН ґрунтового розчину, тобто залежить від типу ґрунту.

Ступінь забруднення ґрунту визначає вибір виду землекористування і необхідні природоохоронні заходи.

Вміст хімічних речовин у ґрунті населених пунктів відображає рівень забруднення ними атмосферного повітря, водних об'єктів і становить небезпеку як джерело вторинного забруднення приземного шару атмосфери і надходження шкідливих речовин в організм людини.

Оскільки зміна властивостей ґрунту відбувається під впливом не тільки антропогенного фактору, але й у результаті дії природних процесів, кожен з показників зазнає коливань як у часі, так і в просторі.

Розроблення системи показників стану ґрунту в умовах забруднення вимагає вивчення просторового і часового варіювання фізико-хімічних, біохімічних, мікробіологічних властивостей ґрунтів, впливу як індивідуальних, так і комплексних типів забруднення на величину і коефіцієнт варіювання показників. Необхідно виділити мінімально можливу сукупність лімітуючих характеристик ґрунту, від яких в основному залежить його якість і родючість, оцінивши оптимальні величини і діапазони можливих коливань, що не призводять до істотної зміни родючості. Необхідно визначити ступінь впливу забруднення на обрані характеристики і на їх сукупність, оцінивши мінімальні навантаження, що викликають зміни в родючості ґрунтів чи початок незворотних змін властивостей ґрунтів і ґрунтотвірних процесів під впливом як окремих токсикантів, так і їх суміші. Нарешті, необхідно на базі результатів аналізу визначити норми навантаження на ґрунти окремими забруднюючими речовинами чи їх сумішшю, а також стійкість ґрунтів у зоні техногенезу. Необхідно, певно, показники стану ґрунтів в умовах забруднення розділяти на дві групи - ранньої діагностики і деградації ґрунту або зміни спрямованості ґрунтотвірного процесу.

Нормування забруднюючих речовин у ґрунті набуло розвитку в середині семидесятих років /97, 98, 99, 100, 101, 102/. Були розроблені і затверджені ГДК для ряду речовин /99, 102, 103/. Питання це ускладнюється тим, що паралельно з нормуванням ведеться робота над удосконалюванням методології обґрунтування ГДК речовин у ґрунті. Тому раніше обґрунтовані ГДК на базі валових форм часто важко зіставляти з більш пізніми розробками, заснованими на підході обліку рухливих форм.

Слід зазначити, що незабаром склалося єдине поняття гігієнічної небезпеки забруднення навколишнього середовища як імовірності виникнення несприятливих ефектів у реальних умовах. У цьому плані під поняттям небезпеки забруднення ґрунтів варто вважати ступінь зміни імовірності виникнення несприятливих ефектів у суміжних середовищах (повітрі, воді, харчових продуктах) і процесах самоочищення в зв'язку зі зміною властивостей ґрунтів, а також концентрації (дози) забруднюючих речовин у реальному ґрунті, що опосередковано характеризує також ступінь негативного впливу на здоров'я людини.

Розроблений у 1983 р. ДСТ /99/ дає тільки загальну оцінку небезпеки забруднення ґрунтів, однак не враховує специфіку забруднювачів і особливості їх поведінки в ґрунті. Класифікація забруднення ґрунтів була розроблена за даними досліджень впливу пестицидів, тому недостатньо прийнятна для класифікації, зокрема, важких металів у ґрунті, а також не вирішує питання про ступінь реальної небезпеки забруднення ними ґрунту. Не знайшов відображення, на жаль, у цій класифікації і найважливіший принцип охорони ґрунтів, виражений критерієм обмеження землекористування з урахуванням ступеня небезпеки забруднення.

Матеріали експериментального нормування важких металів у ґрунті показують, що показником шкідливості, що лімітує, для більшості з них є загальносанітарний (свинець, марганець, ванадій, хром, нікель, мідь) і транслокаційний (миш'як, цинк, сурма) показники. Причому різниця між допустимими їхніми рівнями, як правило, незначна.

Дослідження показують, що ступінь небезпеки забруднення ґрунту залежить і визначається насамперед природою самих забруднювачів, можливістю утворення і кількістю їхніх рухливих форм, що, у свою чергу, визначаються типом і підтипом ґрунтів, рН, окислювально-відновним потенціалом, мінеральним і механічним її складом, вмістом гумусу, окислів. Визначальним фактором є вміст гумусу, рН та механічний склад ґрунтів, з яких найбільш вивчене співвідношення "речовина-забруднювач - гумус".

Надходження забруднюючих речовин може призводити до двох видів забруднення - механічного і хімічного. У першому випадку спостерігається засмічення ґрунтів речовинами, що чинять лише механічний вплив. У другому - зміну хімічних властивостей ґрунту. Ступінь небезпеки забруднення ґрунту хімічними речовинами визначається рівнем його безпосереднього впливу на суміжні середовища, опосередкованого впливу на здоров'я людини і втрату властивих тільки ґрунту специфічних функцій.

Вміст і співвідношення сполук усіх хімічних елементів у ґрунтах характеризують хімічний стан ґрунту як природного комплексу, що є складовою частиною екосистеми. Порушення в одній з ланок неминуче позначаються на стані всієї системи в ці-



лому, впливають на стан здоров'я людей не лише тепер, але і на здоров'я наступних поколінь.

Нормальними рівнями показників стану ґрунтів беруться такі, які забезпечують виконання ґрунтом основних функцій і не призводять до негативного впливу на суміжні середовища. За відповідній нормі береться вміст контрольованої хімічної речовини (сполуки) у зональних ґрунтах поза сферою локального антропогенного впливу. Цей вміст береться за регіонально-фоновий рівень.

Під хімічним забрудненням ґрунтів розуміється зміна хімічного складу ґрунтів, що викликає зниження його родючості і якості, яка виникає під прямим чи непрямим впливом промисловості, сільського господарства, побутової чи іншої людської діяльності.

Під еколого-гігієнічним станом ґрунтів розуміється такий його стан, що характеризується ступенем можливого негативного впливу на суміжні середовища (воду, повітря), рослини, здоров'я людини, а також ступенем збереження усіх властивих тільки ґрунту специфічних функцій.

У зону забруднення може потрапляти територія різного господарського використання - землі населених пунктів, сільськогосподарські угіддя, рекреаційні території тощо. Тому оцінка стану небезпеки забруднення територій різного характеру землекористування повинна розроблятися диференційовано з урахуванням фактору найбільш значущих для цих територій шляхів впливу забруднення ґрунту на людину. У зв'язку з цим існують різні підходи до оцінки небезпеки забруднення територій населених пунктів і ґрунтів, що використовуються для вирощування сільгоспкультур.

При забрудненні ґрунту одним компонентом (органічної чи неорганічної природи) визначається клас небезпеки хімічної речовини, його ГДК і максимальний вміст за одним із критеріїв еколого-гігієнічного стану ґрунтів /104/. Оцінка ступеня забруднення ґрунту проводиться в залежності від фактичного вмісту хімічної речовини і її класу небезпеки.

У загальному випадку при оцінюванні ступеня небезпеки забруднення ґрунтів хімічними речовинами варто враховувати специфіку джерел забруднення, пріоритетність забруднюючих

речовин і їхній клас небезпеки, вид землекористування (сільгосп-угіддя, рекреаційні зони, ґрунти населених пунктів, зони промпі-дприємств), ґрунтово-кліматичної зони, генезис ґрунту і стан ґрунтового покриву.

При оцінці небезпеки забруднення ґрунтів варто керуватися загальними закономірностями: небезпека забруднення ґрунтів тим більша, чим вище фактичний рівень змісту контрольованої хімічної речовини у ґрунті, чим вище її клас небезпеки, чим менше буферна ємність ґрунтів.

З гігієнічних позицій рівень небезпеки забруднення ґрунту хімічною речовиною визначається ступенем її можливого негативного впливу на контактуюче з ним суміжне середовище /вода, повітря/, харчові продукти, на людину (опосередковано), на біологічну активність самого ґрунту і процеси його самоочищення /98,105/.

Основним критерієм оцінки ступеня забруднення ґрунту є їх гранично допустима концентрація (ГДК) та орієнтовно допустима кількість (ОДК) /106,107/ .

Під ГДК розуміється максимальний вміст забруднюючої ґрунту хімічної речовини, що не викликає прямого чи непрямого негативного впливу (включаючи окремі наслідки) на об'єкти навколишнього середовища (НС) і здоров'я людини і не призводить до нагромадження токсичних елементів у сільськогосподарських культурах вище ГДК для харчових продуктів і максимально допустимого рівня (МДР) для кормів /107/.

Обґрунтування ГДК базується на загальносанітарному, транслокаційному, міграційному, водному і повітряному показниках /108/ .

Загальносанітарний показує вплив хімічних речовин на здатність до самоочищення і біологічну активність ґрунтів.

Транслокаційний характеризує здатність речовин переходити з ґрунту в рослини, а міграційний - переходу хімічних речовин із ґрунту в ґрунтові води, поверхневі водні джерела і повітря.

За нормативно допустиму концентрацію хімічних речовин у ґрунті беруться значення ГДК і ОДК.

Гігієнічна оцінка небезпеки забруднення хімічними речовинами ґрунту населених пунктів однозначно регламентується відповідними документами /99,103, 106, 107/. Вона визначається

епідеміологічною значущістю забрудненого хімічними речовинами ґрунту, значенням забрудненого ґрунту як джерела вторинного забруднення приземного шару атмосферного повітря та при його безпосередньому контакті з людиною, значущістю ступеня забруднення ґрунту як індикатора забруднення атмосферного повітря і води.

Критерієм епідеміологічної безпеки є відсутність патогенних агентів у досліджуваному об'єкті. Індикатором для визначення найбільш розповсюджених забруднювачів ґрунту на території населених міст може бути оцінка небезпеки забруднення атмосферного повітря. У першому наближенні оцінка рівня хімічного забруднення ґрунтів (як індикатора несприятливого впливу на здоров'я людей) здійснюється за допомогою коефіцієнта концентрації хімічної речовини /105/. Він вимірюється відношенням фактичного змісту окремої речовини- забруднювача /С/ до його фонового рівня /Сф/:  $K = C/Cф$ .

У випадку наявності в ґрунті кількох речовин-забруднювачів показник забруднення (у першому наближенні) виражається формулою

$$Z = \sum_{i=1, N} K_i - (N-1), \quad (2.23)$$

Оцінка небезпеки забруднення ґрунтів металами (за показником Z (ф.2.23), що відображає диференціацію забруднення) виконується за оціночною шкалою (табл. 5).

Таблиця 5 - Оціночна шкала небезпеки забруднення ґрунтів металами

Категорія	Z	Вплив на здоров'я людей
Допустима	< 7	Найбільш низький рівень захворюваності
Слабка	8 – 16	Низький рівень захворюваності
Помірна	17 – 32	Зростання рівня загальної захворюваності у порівнянні з фоновим
Значна	33 – 64	Значне зростання рівня захворюва-

		захворюваності (особливо дітей)
Висока	> 65	Сильне зростання рівня захворюваності населення, порушення репродуктивних функцій, збільшення онкозахворюваності

Клас небезпечності хімічних речовин у ґрунті визначається в залежності від атомарної ваги /A/, розчинності у воді хімічної речовини /S/, середнього арифметичного ГДК хімічних речовин у харчових продуктах (м'ясі, рибі, хлібі, овочах, фруктах, молоці - /a/), молекулярної маси хімічної сполуки, до якої входить даний елемент /M/, та ГДК цього елемента в ґрунті /104/

$$I = \lg((A \cdot S) / (a \cdot M \cdot \text{ГДК})) \quad (2.24)$$

Виділяють чотири класи небезпеки хімічних речовин у ґрунті: безпечні /при  $I < 0,1$ /; малонебезпечні  $0,1 < I < 2,5$ /; небезпечні  $2,6-4$ /; дуже небезпечні  $I > 4,1$ /.

Оцінка небезпеки забруднення хімічними речовинами ґрунту сільгоспугідь вимагає обліку і врахування ряду факторів. Функціональні особливості використання землі визначають її особливе місце поміж природних ресурсів. Виконуючи функції засобів виробництва в сільському господарстві, вона одночасно є як предметом праці, так і знаряддям праці. Вона є вихідною матеріальною основою добробуту суспільства. Сьогодні, в умовах тенденції зниження наділу на душу населення, збереження орнопридатних земель, як і ефективність її агрономічного використання, є першочерговим завданням економічного розвитку. До того ж науковий підхід надає можливість не тільки підтримувати біологічний потенціал і продуктивність земель, але і підвищувати їх. Однак у даний час у нас немає підстави для заспокоєння стосовно стану земельних ресурсів. В умовах інтенсивного землекористування посилюються ерозійні процеси, зменшується вміст гумусу в ґрунті, збільшується площа порушених земель. Зростання виробництва сільськогосподарської продукції ще не свідчить про зростання земельноресурсного потенціалу. Таке зростання забезпечується в основному за рахунок збільшення використання мінеральних добрив і залучення в господарський обіг низькопродук-

тивних земель. Але одночасно він може супроводжуватися виснаженням ґрунтових ресурсів /109/.

Забруднення ґрунту характеризується загальним вмістом елементів у ньому. Показником забруднення, в порівнянні з природним фоном, може бути відношення загального вмісту елемента до його середньої фонової кількості. Однак негативні екологічні наслідки спостерігаються при перевищенні концентрації речовини значення гранично допустимої концентрації.

На стан ґрунтів в умовах техногенезу першорядне значення має вміст у ґрунті рухливих форм забруднюючих речовин як найбільш небезпечних для ґрунтової біоти і рослин. За характером впливу на ґрунт забруднюючі речовини поділяються на три групи: педохімічно активні, біологічно активні, мігруючі /110/. Результати впливу на ґрунт педохімічно активних речовин виявляються в зміні його фізичних властивостей, кислотно-лужних і окислювально-відновних умов. Вони представлені переважно макроелементами і їх сполуками. До них відносяться хімічні елементи і продукти окислювання, що при взаємодії з водою утворюють сильні мінеральні кислоти, фізіологічно кислі і лужні солі, органічні кислоти і гази. Ці речовини можуть змінювати властивості ґрунтів як у гірший (підкислення, розвиток відбудовних процесів), так і в кращий бік (зниження кислотності).

Результати впливу біологічно активних речовин виявляються, в першу чергу, в змінах живих організмів у ґрунті. До цієї групи відносяться більшість мікроелементів, важкі вуглеводи, пестициди, гербіциди. У малих кількостях багато мікроелементів безумовно необхідні живим організмам. Більш того, багато ґрунтів мають потребу в мікродобривах. Однак при досягненні визначеного порога концентрації біологічно активні речовини стають токсичні й обумовлюють негативні наслідки.

Мігруючі речовини складають групу забруднюючих речовин, що активно переходять у суміжні середовища: рослини, повітря, підземні і поверхневі води тощо.

Рухливість хімічних елементів у ґрунті характеризується їхньою здатністю переходити з твердих фаз ґрунту в ґрунтові розчини і витяжки /110,111/. Показником рухливості забруднюючих речовин можуть бути їх кількість (активність) у ґрунтових чи розчинах, близьких до них за складом, водяних сольових витяж-

ках із ґрунтів (з низькою концентрацією електроліту). Цей показник, чисельно незалежний від кількості ґрунту, служить як інтенсивний. За екстенсивний показник рухливості служить зміст рухливих форм з'єднань хімічного елемента у твердих фазах ґрунту, що характеризує потенційну можливість переходу хімічного елемента з твердої фази ґрунту в рідкі. Показники вмісту можна розглядати як пропорційні кількості чи обсягу ґрунту (так званий "фактор ємності") /100/.

Показником рухливості є також потенційна буферна здатність ґрунту стосовно конкретного хімічного елемента. Її визначення хоча і проводять відносно великої кількості елементів, однак конкретне вираження цього показника вимагає додаткових досліджень і розроблень.

Біологічна небезпека хімічного забруднення ґрунтів залежить, таким чином, від вмісту рухливих форм забруднюючих речовин, а потенційна визначається тією кількістю забруднень, що може поповнювати ґрунтовий розчин. Виходячи з цього, класифікацію ґрунтів за ступенем небезпеки забруднення можна проводити не тільки стосовно їх фонового вмісту, але і з обліком установлених ГДК.

До слабо забруднених ґрунтів можна згідно з /100/ віднести ґрунти, вміст забруднюючих речовин у яких вищий від природного фону, але не перевищує ГДК, а продуктивність і властивості ґрунту не порушені.

Помірковано забруднені ґрунти –це ґрунти, вміст забруднюючих речовин у яких перевищує ГДК (фон), але не викликає зміни властивостей ґрунту, або ж ці зміни мають зворотний характер, а транслокація забруднюючих речовин у рослини не спостерігається і продуктивність ґрунту не порушена. Ознакою помірного забруднення ґрунту може бути такий його стан, коли буферність ґрунту до негативного впливу не порушена.

До сильно забруднених ґрунтів слід віднести ґрунти, у яких вміст забруднюючих речовин не тільки перевищує ГДК (фон), але і мають місце зміни фізико-хімічних, водно-фізичних, біологічних, агрохімічних, міграційних і інших властивостей ґрунту, що підлягають контролю в залежності від типу забруднюючих речовин.

Крім того, у цьому випадку має місце порушення продуктивності ґрунтів, трансформація речовин у рослини. При цьому ознакою значущості ступеня забруднення ґрунту може бути порушення стійкості і здатності ґрунту протистояти впливу забруднюючих речовин.

На підставі аналізу літературних даних і матеріалів нормування важких металів у ґрунті можна виділити два основних фактори, найбільш вагомих при оцінці небезпеки нагромадження речовин-забруднювачів у ґрунті для людини і найбільш чутливих до їхньої токсичної дії - ступінь транслокації в системі ґрунт - рослина, що визначає рівень надходження мікроелементів в організм людини з продуктами харчування, і комплекс показників, що характеризують біологічну активність і процеси самоочищення ґрунтів. При цьому основними фізико-хімічними факторами, що визначають буферність ґрунтів і прояв негативного впливу забруднюючих речовин, є механічний склад органічної речовини і рН ґрунту. Для системи ґрунт - рослина мають велике значення біологічні особливості рослин.

Встановлено, що рослини здатні засвоювати важкі метали. Причому рівень нагромадження шкідливих речовин у рослинах є більш чутливим критерієм несприятливої дії в системі ґрунт - рослина, ніж їх фітотоксична дія. Звертає на себе увагу те, що забруднюючі речовини в більшій мірі нагромаджуються в зеленій масі рослин (особливо у бобових і зернових культур та у плодах). Це створює реальну небезпеку несприятливого впливу на якість сільгоспродуктів.

Експериментально доведено, що при однаковому рівні забруднення воно більш небезпечно для ґрунту легкого механічного складу і кислим значенням (рН). У зв'язку з цим виникає необхідність обмеження вирощування на забруднених землях сільгоспродуктів, оскільки рівень вмісту токсикантів у рослинах залежить від їх кількості в ґрунті.

Функціонуванням системи ґрунт - рослина - людина визначається не тільки безпека нагромадження токсиканта в ґрунті і харчовій продукції, але і вплив на кількість і якість цієї продукції, а також на функціонування ґрунтової системи в цілому.

У процесі моніторингу стану ґрунту в зонах забруднення можна використовувати, на думку /112/, інтегральний показник

біологічної продуктивності ґрунту /БПК/ у вигляді функції, що залежить від активності дегідрогенази /Ад/, активності каталази /Ак/, активності фосфатази /Аф/, гідролітичної кислотності /Нг/, рухливості органо - мінеральних компонентів /Сп, Рп, Nп/ як відношення сум значень параметрів ферментативної активності до вмісту компонентів у ґрунтовому розчині /масі/ за формулою

$$\text{БПК} = (\text{Ад} + \text{Ак} + \text{Аф}) / (\text{Нг} + \text{Сп} + \text{Рп} + \text{Nп}) . \quad (2.25)$$

Для оцінки ступеня мінливості властивостей ґрунту при забрудненні рекомендується користуватися безрозмірною величиною реакції ґрунту

$$\text{До} = (\text{Бппз} - \text{Бппф}) / \text{Бппф} , \quad (2.26)$$

де Бппз, Бппф - величини, що характеризують біологічну продуктивність ґрунтів при їх забрудненні та при фоні.

Запропонований методичний підхід для розрахунку оцінок (в балах) пестицидів при визначенні пріоритетності їх вмісту в ґрунті /113/ визначається за десятьма показниками: токсичності для теплокровних (здатність акумуляції в організмі), значення коефіцієнта кумуляції, персистентності в ґрунті, дії на ґрунтові ферментні процеси і біоту, міграції по ґрунтовому профілю, транслокації в культурні рослини, фітотоксичної дії через ґрунт, реакції на інсоляцію, оцінки за нормативами ГДК і ДОК, дії на органолептичні властивості, летючості (пружності пару).

Для визначення потенційної небезпеки (пріоритетності) техногенних елементів з навантаження на рослини запропонований /114/ коефіцієнт біотехногенності

$$\text{Нр} = \text{В} / \text{Кр} , \quad (2.27)$$

де В - маса надходження хімічної сполуки в середовище (ґрунт);  
Кр- кларковий вміст цієї речовини в рослині.

Для оцінки динаміки надходження техногенних елементів у харчові продукти можна використовувати коефіцієнт динамічної біотехногенності /114/



$$П = У / Кр \cdot М , \quad (2.28)$$

де  $М$  - приріст біомаси (врожай).

Надходження в ґрунт забруднюючих речовин, токсикантів, відходів і залишків господарської діяльності в розмірах, що перевищують необхідне в біологічному кругообігу ґрунтових екологічних систем, негативно позначається на родючості ґрунту і в остаточному підсумку на продуктивність сільськогосподарського виробництва /73, 109, 115, 116, 117, 118, 119/.

Одним із критеріїв ступеня небезпеки забруднення хімічними речовинами сільськогосподарських земель може служити показник продуктивності сільгосподарського виробництва, обумовлений родючістю сільгоспугідь. Зниження родючості обумовлює, як правило, втрату сільськогосподарської продукції, зниження її якості, збільшення витрат на її виробництво.

У залежності від ступеня впливу техногенного забруднення абсолютна величина зниження величини показника  $/Пф/$  у зоні забруднення стосовно його середньостатистичного рівня  $/Р_0/$  для незабруднених територій визначається різницею

$$Р = Р_0 - Р_ф . \quad (2.29)$$

Для оцінки тенденцій негативних наслідків забруднення ґрунту на продуктивність сільгоспугідь можна використовувати індексне ранжирування техногенних навантажень. Методичний принцип цього підходу можна представити відношенням

$$I = Р_ф / Р_0 . \quad (2.30)$$

Очевидно, що у випадку зростаючого негативного впливу техногенного забруднення на сільгоспвиробництво  $/Р_ф > Р_0/$  має місце збільшення величини  $Р$  при  $I > 1$ . При зменшенні техногенного впливу  $Р_ф \rightarrow Р_0$ , а значить  $I \rightarrow 1$ .

Така загальна схема оцінки ґрунтів сільськогосподарського використання, забруднених важкими металами, може бути використана при відсутності даних про специфіку дії конкретного металу /120/.

Умовно виділяються такі категорії забруднення ґрунтів:

-слабка (вміст речовин має фоновий рівень, але не вище 0,5 ГДК, можливість ґрунтів при цьому не обмежена);

-допустима (більш 0,5 ГДК, але не вище ГДК, при необмеженому використанні);

-помірна (вище ГДК при загальносанітарному показнику, що лімітує, але не вище допустимого рівня за транслокаційним показником при необмеженому використанні під будь-які сільгоспкультури);

-висока (перевищення ГДК у ґрунті за лімітуючим транслокаційним показником, обмежено використовуваних під сільгоспкультури з урахуванням рослин – концентраторів);

-надзвичайно висока (перевищення ГДК у ґрунті за всіма показниками шкідливості, використовувані при гігієнічному нормуванні, обмежено використовувані під технічні культури і лісопаркові зони).

Підбиваючи підсумок, можна відзначити, що вже визначилися певні методичні підходи до оцінки ступеня небезпеки забруднення ґрунтів з урахуванням основних факторів, що визначають рівень їх взаємодії в системах ґрунт - рослина, ґрунт - мікробіоценоз, біологічна активність.

## **2.4 Критеріальні показники стану навколишнього середовища**

Поняття якості навколишнього середовища, зокрема його природних компонентів, належать до категорії просторово-часових величин. Природним є прагнення застосувати це поняття для ранжирування територій за рівнем антропогенного навантаження та для класифікації антропогенного впливу за ступенем впливу на окремі типи реципієнтів чи суміжні компоненти середовища. Прикладами можуть бути дослідження з визначення ступеня небезпеки забруднення повітря /45/, води /90/, ґрунту /104/.

Для реалізації цього методичного підходу необхідна наявність відповідних більш-менш адекватних інтегральних критеріальних оцінок якості довкілля. У цьому плані в 80-х роках були розпочаті спроби реалізації різних підходів.

Розроблення інтегральних оцінок може бути здійснене або послідовним порівнянням окремих ознак з еталонними та їхнім конструктивним синтезом, або шляхом безпосереднього формування міри розходження між дослідними та еталонними багатомірними факторами. При цьому аналітична модель такої оцінки може бути побудована за допомогою апарата математичного статистичного аналізу.

У загальному вигляді якість параметричних об'єктів природного середовища характеризується вектором кількісних ознак, кожна з яких відображає певну визначену властивість об'єкта чи складову його якості.

Якщо потрібно оцінити вихідну якість об'єкта в цілому, то підсумковий показник повинен бути синтезований за деяким принципом. Звичайно він будується у вигляді лінійної комбінації

$$B = \sum_{i=1}^n p_i \cdot x_i, \quad (2.31)$$

де  $x_i$  - числове значення окремих параметрів об'єкта;

$p_i$  - вагові коефіцієнти, що відображають ступінь впливу різних параметрів на результуючий показник якості, тобто їх порівняльну важливість.

За інтегральний показник забруднення атмосфери території регіону за визначений період часу запропонована величина відношення кількості випадків перевищення концентрації за досліджуваний сезон до загальної кількості спостережень по окремих домішках і по їх групах /119,120/.

Показник оцінки забруднення повітря території міста (застосований у роботі /121/) розраховувався як середнє значення відношення концентрації окремих домішок за добу до величини середньосезонної концентрації.

Подібний показник був використаний для інтегральної характеристики повітря в районі агломерації у Бельгії /122/.

Була також запропонована ідея оцінки санітарного стану повітряного чи водного басейнів території в залежності від узагальненого коефіцієнта біологічної шкідливості промислових викидів в атмосферу чи неочищених стоків у водойми джерелами галузі /123/.

Соціальною нормою чистоти повітря запропоноване значення показника забруднення повітря в базисному році, а для води - значення забруднення води (БПК1). При цьому показник забруднення визначався величиною відношення фактичного рівня до нормативного.

Індекс інтегральної оцінки якості навколишнього середовища для порівняння фактичного сумарного рівня ксенобіотиків, що надходять в організм людини у складі атмосферного повітря, питної води і харчового раціону, з максимальним допустимим навантаженням /МДН/, запропонований у роботі /124/. Основні наукові принципи встановлення МДН викладені в роботах /60,125/.

Запропонований був і агрегатний індекс забруднення атмосфери, зважений за чисельністю населення /127/

$$I = \sum C_i \cdot N_i / C_b \cdot N_b , \quad (2.32)$$

де  $C_i, C_b$  - рівень забруднення атмосфери відповідно у поточному і базисному періодах;

$N_i, N_b$  - чисельність населення, що проживає в зонах забруднення, відповідно в поточному і базисному періодах.

Один із підходів застосування математичного апарата для обґрунтування можливості й умов використання різних за своєю природою показників при комплексному оцінюванні й аналізі гостроти проблемних ситуацій (позв'язаних із забрудненням території регіону) викладений у роботі /127/.

Методика оцінки проблемних ситуацій за комплексними показниками представлена в роботі /128/.

Основи методичного підходу для комплексної оцінки якості навколишнього середовища (на прикладі атмосферного повітря при гігієнічному оцінюванні ступеня небезпеки забруднення атмосфери населених пунктів) запропоновані в роботі /130/. У ролі критеріальної форми запропонований показник, методичний принцип якого в загальному вигляді поданий виразом

$$P = P_0 \pm \Delta P , \quad (2.33)$$

де  $P_0$  - показник нормативного рівня забруднення;

$\Delta P$  - показник величини і спрямованості відхилення фактичного рівня від нормативного.

При цьому можливі три варіанти оцінки стану:  $0 < P < P_0$  при  $\Delta P < 0$ ;  $P = P_0$  при  $\Delta P = 0$ ;  $P > P_0$  при  $\Delta P > 0$ .

Необхідною і достатньою умовою виконання першого варіанта є вимога неперевищення фактичного вмісту кожної з речовин-забруднювачів величини відповідного регламенту. Значення різниці ( $\Delta P = P_0 - P$ ) показує запас неперевищення нормативного рівня, який можна розглядати як додатковий ресурс, що підвищує соціальну ефективність суспільного виробництва при прагненні  $\Delta P \rightarrow 0$  знизу. Коли фактичний вміст кожної з наявних речовин не нижчий відповідного регламенту, показник забруднення буде, безумовно, перевищувати нормативний рівень. Досягнення стандарту якості повинне бути забезпечене системою природоохоронних заходів (при прагненні значення  $\Delta P \rightarrow 0$  зверху).

Практично найбільш ймовірним є варіант, коли із загальної сукупності забруднюючих речовин концентрації одних нижче, а концентрації інших відповідно перевищують ГДК. Отже, загальний рівень забруднення формується з двох складових - показника фактичного забруднення домішками, вміст яких нижче нормативного рівня, і показника фактичного забруднення домішками, вміст яких перевищує їхні нормативи.

Відношення показника фактичного рівня забруднення до нормативного можна розглядати як характеристику ефективності впровадження природоохоронних заходів. Отже, чим ближче це відношення до одиниці, тим ефективніші результати природоохоронної діяльності.

Заповітною метою досліджень навколишнього середовища звичайно є природне прагнення до комплексної оцінки її якості в цілому як просторово-тимчасової категорії. В зв'язку з цим на початку 60-х років у США почалися роботи з побудови індексів якості навколишнього середовища, засновані на порівнянні значущості її окремих компонентів (атмосфери, води, ґрунту тощо).

Найбільш послідовно ці результати відображені в канадській системі індексів. Сумарний індекс якості середовища виражався величиною /130/

$$I = (b_i \cdot \Pi_i^2)^{1/2}, \quad (2.34)$$

де  $I_i$  - індекси ступеня забруднення окремих компонентів;  
 $b_i$  - вагові коефіцієнти значущості цих компонентів.

У ролі критеріального показника поліпшення якості навколишнього середовища (наприклад, ступеня чистоти атмосфери) у роботі /131/ був використаний показник

$$I = (\sum b_i (L_i/S_i)^2)^{1/2}, \quad (2.35)$$

де  $S_i$  - соціальний стандарт елемента  $i$ -го виду;  
 $L_i$  - шукана (досяжна) величина якості  $i$ -го елемента;  
 $b_i$  - ваговий коефіцієнт  $i$ -го елемента.

У цій формулі всі підіндекси прагнуть до одиниці тільки зверху до тієї межі, коли фактичні рівні не будуть перевищувати відповідні стандарти. Отже,  $i=1$  досягається при компенсаційному відхиленні  $L_i$  від  $S_i$  /132/. Звідси маємо вираз

$$I = 1 + (\sum b_i (L_i - S_i)^2)^{1/2}. \quad (2.36)$$

Однак через відсутність достатньої інформаційної бази значення  $b_i$ ,  $L_i$ ,  $S_i$  у кожному конкретному випадку необхідно визначати на підставі експертних оцінок, результатів соціального опитування, суспільної думки чи іншими суб'єктивними шляхами. Тому, мабуть, зазначений підхід не одержав поширення і практичної значущості.

Наведені методичні підходи мають обмежену область застосування. Вони впливають із припущення, що рівень забруднення кожного з компонентів середовища не нижчий від рівня відповідних стандартів його якості.

На закінчення цього короткого ретроспективного екскурсу, що ілюструє труднощі основних етапних моментів непростого шляху розвитку й вдосконалення репрезентативності, вірогідності й адекватності оцінки якості навколишнього середовища, підкреслимо, що складність - це сама простота, викладена у подробицях, але тільки в подоланні складності може бути досягнута сама простота.

### **3. ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ КРИТЕРІЇ ЯКОСТІ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

#### **3.1 Індекси оцінки антропогенного навантаження**

Забруднення навколишнього середовища є найбільш загальним сигніфікатором антропогенного навантаження на середовищеві елементи природи. Тому модель формування цього впливу повинна містити в собі показники рівня забруднення як одну з важливих складових, що впливає на інші його компоненти. Розгляд можливих змін у цій системі буде неповним, якщо не будуть також враховуватися зусилля суспільства, спрямовані на поліпшення і підтримку такого стану довкілля, що відповідає меті гармонійного суспільного розвитку.

Поняття якості навколишнього середовища, щоб не бути абстрактним, повинне співвідноситися із суб'єктом впливу. Очевидно, що зміни стану довкілля повинні розглядатися в контексті зміни середовища проживання людини. Це поняття вміщує, крім природних факторів життєзабезпечення, також ряд соціальних передумов розвитку суспільства. При такому підході виникає необхідність насичення поняття якості середовищеві фактору конкретними фізичними параметрами. Критерії їх вибору повинні відповідати певним вимогам до системи моделювання та відображати найбільш загальні її властивості, які перш за все необхідні для вибору та ухвалення рішень при оцінюванні альтернатив суспільного розвитку. Коротко ці вимоги можна сформулювати так: універсальність, економічний зміст, екологічна сутність.

Якість навколишнього середовища можна встановлювати шляхом зіставлення вихідних оцінок стану окремих його компонентів із системою показників і стандартних нормативів. Проте аналіз наслідків взаємодії системи суспільство-природа ускладнюється тим, що цій системі притаманні певні специфічні особливості її властивостей. Комплексний фактор екологічної трансляції фізичних, хімічних та інших чинників впливу визначається характером географічного середовища, зонально-кліматичними умовами, чутливістю екосистеми до впливу, тривалістю і харак-

тером самого впливу тощо. Їх різноманітність формує гетерогенний простір екофакторів, як непрямих, так і прямих, як регіональних, так і локальних. На стан системи впливають як зміни в ній самій, так і вплив, що транслюється через її компоненти.

Екологічна оцінка має на меті кількісно характеризувати зміни в екосистемі. З іншого боку, економічна оцінка спрямована на відображення стану техногенних систем, функціонально пов'язаних із нею. Соціально-економічні фактори, поряд із природними, також впливають на розвиток негативних антропогенних процесів і, отже, вимагають їх кількісного оцінювання.

Кожна біосистема характеризується допустимими і критичними межами зміни її стану. Допустима міра відхилення від нормального стану - це відхилення, що може бути згодом ліквідовано самою системою. Перевищення критичної межі веде до її руйнування. Величина критичного рівня не є постійною і залежить від внутрішнього стану системи та факторів зовнішнього впливу на неї.

Характер оцінки визначається природою оцінюваного об'єкта і ціннісною орієнтацією дослідника. Тому види оцінки і показників, за допомогою яких вона отримана, для одного й того самого об'єкта можуть бути різними в залежності від мети. Звичайно здійснюється диференціальна чи інтегральна оцінка. Диференціальна оцінка середовища характеризує або окремі його елементи, або його стан, обумовлений окремими різного виду антропогенними впливами. Інтегральна оцінка – це синтез диференціальних оцінок. Вона може бути одержана як на основі одного із показників стану системи, так і в цілому. Якщо в окремих випадках оцінка стану системи на фіксований момент часу може нічого не дати, то виникає необхідність оцінювання за деякий період часу, тривалість якого залежить від обраного об'єкта і мети оцінки. Прогресуюче забруднення довкілля є стимулом для розвитку методів оцінювання його стану та якості і економічного оцінювання наслідків цього забруднення.

Система показників щодо екологічної безпеки може бути побудована, наприклад, відповідно до певних вимог /133/. Умовно ці показники можна об'єднати у дві групи: спрямовані на виявлення факторів екологічного ризику і спрямовані на оцінювання наслідків їх впливу на людину, природу, економіку тощо.



Передумови можливості і доцільності застосування еколого-економічних оцінок містяться у перевазі економічної мотивації праці та значного поширення товарно-грошових відносин у всіх сферах життя. У цих умовах екологічні цілі одержують можливість форми вираження, адекватної існуючим процесам. Це дозволяє врівноважити їх з цілями матеріального виробництва та подолати гіпертрофований тиск вузькоекономічних інтересів.

Облік і врахування комплексу економічних функцій доводить, що утримання природних об'єктів значно рентабельніше тих вигод, які можна одержати від однобокого промислового їх використання. Навіть без обліку екологічних і соціальних ефектів, які не підлягають на даному етапі економічній оцінці, лише врахування економічного збитку тільки від порушення довкілля ще на стадії передпроектних рішень допомогло б уникнути багатьох екологічних напруженостей та економічних прорахунків.

Використання еколого-економічних оцінок не виключає зміни прийнятого порядку планування чи ведення господарювання в зв'язку з вимогою поставити в основі соціально-економічного розвитку мету формування здорового середовища проживання людини замість прагнення миттєвого досягнення обмежених економічних цілей.

Органічне поєднання екологічних та економічних цілей розвитку суспільства подається системою, у якій би вони враховувалися на стратегічному, тактичному, поточному рівнях. На стратегічному і тактичному рівнях економічні цілі повинні закладатися, виходячи із соціальних потреб екологічної орієнтації при розробці програм науково-технічного прогресу, соціально-економічного розвитку чи формуванні містобудівних концепцій. На цій стадії варто закладати можливість створення оптимального екологічного середовища проживання, включаючи забезпечення екологічної чистоти сфери життя і трудової діяльності людини, створення зон відпочинку, бальнеологічних комплексів, заповідників тощо.

На поточному і частково тактичному рівнях досягнення екологічних цілей повинно вирішуватися, головним чином, за допомогою економічних орієнтирів. Тому проведення заходів при реалізації планів соціально-економічного розвитку повинно досягатися при мінімумі виробничих витрат і економічного збитку від

порушення довкілля. Це дозволить наблизитися до досягнення основної мети розвитку гармонійного суспільства.

Досягнення соціальних, економічних і екологічних цілей у суспільстві реалізується через цілеспрямовану діяльність. Формування середовища проживання є одночасно як однією з цілей розвитку гармонійного суспільства, так і засобом досягнення поставлених перед ним цілей.

Отже, існують передумови можливості оцінювати результативність рішень у сфері природокористування різними типами критеріїв: безпосередньо екологічними (що характеризують навантаження на екосистеми і динаміку їхніх змін) та економічними (що характеризують ефективність виконання природним середовищем різноманітних економічних функцій, репродуктивних функцій сільського і лісового господарств і функцій, пов'язаних із відтворенням потенціалу трудових ресурсів).

Таким чином, існує можливість постановки природоохоронних цілей як прямо шляхом формування системи цільових орієнтирів і обмежень, так і опосередковано через систему економічних важелів і оцінок.

Поряд із традиційними все більш широкого поширення набувають методи оцінювання стану навколишнього середовища, що базуються на використанні методів математичного апарата. Одним з таких прикладів може бути інтегральна оцінка зміни стану середовища. Вона покликана допомагати вирішувати завдання щодо виявлення несприятливих (небезпечних) екологічних ситуацій. Ідею інтегральної кількісної оцінки /134/, використовуючи прийом присвоєння “ваги” ряду даної серії показників, на базі яких вона формується, можна подати виразом

$$I_p = \sum_{i=1, N} b_i (P_{ij} / P_{\delta j}), \quad \overline{\quad}, \quad (3.1)$$

де  $b_i$  - вага  $i$ -го компонента;

$P_{ij}$  - оцінка  $j$ -го показника  $i$ -го компонента;

$P_{\delta j}$  - базисне (номінальне) значення  $j$ -го показника;

$N$  - кількість розглянутих компонентів.

За рівень базисного стану можна використовувати фонові значення (що характеризують природний стан при відсутності техногенного впливу), а також нормативні значення, гігієнічні

регламенти, середні (середньозважені) за період чи по території. Вибір базисного рівня відліку визначається завданнями дослідження.

Розробка інтегральних оцінок може бути здійснена або послідовним порівнянням окремих ознак з еталонними та їх 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 вигляді якість окремого компонента природного середовища характеризується вектором значень ознак, кожна з яких відображає певну властивість чи складову її якості. Якщо необхідно оцінити вихідну якість об'єкта в цілому, то підсумковий показник повинен бути синтезований за деяким правилом.

Важливим моментом управління є можливість здійснення прогнозування наслідків зміни стану навколишнього середовища. Невід'ємна складова цього процесу - оцінка можливих наслідків впливу зміни якості як окремих компонентів, так і навколишнього середовища в цілому на санітарно-побутові умови життя, на умови водокористування і землекористування, на системи і технічні споруди санітарного благоустрою населених пунктів тощо.

Одним з найбільш актуальних напрямків є розробка методів опису багатофакторного впливу навколишнього середовища на стан біосистем різного рівня ієрархії, дослідження сумісної чи комбінованої дії на реципієнти багатокомпонентного впливу антропогенного навантаження, одержання результатів, що дозволяють на даному етапі (хоча б орієнтовно) побудувати й описати модель.

Розробка методів моделювання залежності умов функціонування еколого-економічної системи від змін якості навколишнього середовища є на даному етапі одним з найважливіших стратегічних завдань.

У ролі одного з методичних підходів для оцінювання (в першому наближенні) екологічного простору можна використовувати, зокрема, індекс інтенсивності техногенного навантаження /134/ (наприклад з боку окремого і-го джерела) на локальну територію в порівнянні з її середньостатистичним (регіональним) рівнем за формулою

$$I_i = (M_i \cdot H_i / S_i) / (M_0 \cdot H_0 / S_0), \quad (3.2)$$

де  $M_i$  - зведена маса викиду  $j$ -ї речовини  $i$ -м джерелом;  
 $H_i$  - чисельність населення, що проживає в зоні активного забруднення  $i$ -м джерелом;

$S_i$  - площа території зони активного забруднення;

$M_0$  - сумарна зведена маса викиду всіх забруднюючих речовин  $i$ -м джерелом;

$S_0$  - загальна площа території досліджуваного регіону;

$H_0$  - загальна чисельність населення регіону.

Крім того, у ролі інтегрального критерію укрупненої оцінки якості навколишнього середовища досліджуваного регіону можна використовувати індекс інтенсивності екологічного навантаження на локальну територію /134/

$$T = P \cdot B / S, \quad (3.3)$$

де  $P$  – еколого-економічний показник для території;

$B$  – щільність реципієнта;

$S$  – площа території.

За своєю суттю цей індекс являє собою інтенсивність досліджуваного еколого-економічного показника ( $P$ ), зважену на щільність реципієнта ( $B$ ) для даної території, і відображає універсальний принцип. Тому в залежності від категорії розглянутого показника ( $P$ ) він може наповнюватися відповідно економічним чи екологічним змістом.

Так, наприклад, використовуючи у ролі показника території величину економічного збитку ( $Y$ ) (заподіюваного досліджуваному реципієнту ( $P$ ) забрудненням навколишнього середовища на локальній території ( $S$ ), інтенсивність екологічної збиткоємності визначається за формулою

$$T y_i = P_i \cdot Y_i / S_i, \quad i=1, N. \quad (3.3.1)$$

Аналогічно, використовуючи валові викиди ( $M$ ) шкідливих речовин в атмосферу промислового центру з щільністю населен-

ня (Н), інтенсивність техногенного навантаження можна визначити за формулою

$$T_{bi} = H_i \cdot M_i / S_i, \quad i = \overline{1, N}. \quad (3.3.2)$$

Для спрощеної оцінки екологічного навантаження на навколишнє середовище регіону в ролі показника території (Р) може виступати маса (М) забруднюючих речовин (викиди в ґрунт, повітря чи водне середовище), а показником реципієнта може бути об'єкт, що зазнає впливу з боку забрудненого природного середовища (наприклад, населення міст, рослинність, промислові об'єкти, водогосподарчі чи лісові ділянки тощо).

Наприклад, для зони активного забруднення конкретного джерела даний методичний підхід набуває вигляду індекса

$$T_{Hi} = P_i \sum_{j=1}^N \frac{M_{ij}}{S_i} \quad ; \quad i = \overline{1, N}; j = \overline{1, N}, \quad (3.3.3)$$

де  $M_{ij}$  - зведена маса викиду  $i$ -м джерелом  $j$ -ї забруднюючої речовини;

$P_i$  – щільність реципієнта в зоні активного забруднення  $i$ -м джерелом;

$S_i$  – площа території зони активного забруднення для  $i$ -го джерела.

Зведена маса викиду шкідливих речовин і зона активного забруднення території для джерела визначаються згідно з методичними вказівками /72, 73, 74, 75/.

Так, для викидів в атмосферне повітря зведена маса  $j$ -ї забруднюючої речовини для  $i$ -го джерела може бути визначена за формулою

$$M_{ai} = m_{ij} A_j, \quad (3.4.1)$$

де  $m_{ij}$  - величина умовної валової маси  $j$ -ї домішки, що викидає за рік в атмосферу  $i$ -те джерело;

$A_j$  - показник екологічної відносної небезпеки забруднення атмосфери  $j$ -ю домішкою.

Для скидів у водне середовище зведена маса  $j$ -ї домішки для  $i$ -го джерела визначається формулою

$$M_{\bar{b}i} = m_{ij} A_j V_{ij}, \quad (3.4.2)$$

де  $m_{ij}$  - маса  $j$ -ї домішки в одиниці об'єму, що надходить у річному обсязі стічних вод від  $i$ -го джерела у водне середовище;

$A_j$  - показник екологічної відносної небезпеки скидання  $j$ -ї домішки у водне середовище;

$V_{ij}$  - обсяг річного скидання стічних вод від  $i$ -го джерела, що містять  $j$ -у домішку.

Зведена маса  $j$ -ї домішки, що надходить у ґрунт від  $i$ -го джерела визначається за формулою

$$M_{\bar{\Pi}i} = m_{ij} A_j S_{ij}, \quad (3.4.3)$$

де  $m_{ij}$  - річна маса  $j$ -ї домішки, що надходить від  $i$ -го джерела на одиницю площі;

$A_j$  - показник екологічної відносної небезпеки надходження  $j$ -ї домішки в ґрунт;

$S_{ij}$  - площа зони активного забруднення ґрунту  $j$ -ю домішкою від  $i$ -го джерела.

Для оцінки якості повітряного басейну України виконаний розрахунок (за даним методичним підходом) індексів техногенного навантаження (за зведеною масою викидів шкідливих речовин) та індексів екологічної збиткоємності (за економічним збитком, що наноситься цими викидами) для областей і окремих міст у 1991 році (табл.6 і табл. 7).

Аналіз показує, що облік інтенсивності еколого-економічного показника на досліджуваній території з урахуванням щільності населення може значно уточнювати оцінку небезпеки забруднення навколишнього середовища досліджуваного регіону.

Таблиця 6 - Розрахункові показники забруднення повітряного басейну України викидами стаціонарних джерел

Область	Валовий викид, тис. т/рік	Зведений викид, тис. т	Індекс технонавантаження, тис. чол./га	Економічний збиток, млрд. грн.од.	Індекс еколог. збитковості, грн.од.чол./га
1	2	3	4	5	6
АР Крим	305,8	145,5	21,43	41,6	3,99
Вінницька	165,9	234,4	10,66	113,4	8,16
Волинська	32,5	30,2	3,82	12,2	0,65
Дніпропетровська	1914	1995,5	188,05	1855,3	227,83
Донецька	2444,6	2525,6	218,56	1124,0	227,84
Житомирська	75,9	66,2	4,07	25,9	1,30
Закарпатська	38,3	43,1	11,42	27,7	2,75
Запорізька	485,1	616,4	21,08	348,1	26,98
Івано-Франківська	260,4	328,9	29,65	64,2	6,71
Київська (без м. Києва)	238,1	276,0	42,5	213,9	14,34
Кіровоградська	152,8	139,4	6,54	35,1	1,78
Луганська	941,2	765,1	49,91	344,6	37,15
Львівська	208,3	226,4	27,96	208,1	26,45
Миколаївська	93,1	87,2	6,09	44,7	2,45
Одеська	108,3	96,0	9,33	77,1	6,10
Полтавська	211,5	164,0	9,48	54,1	3,31
Рівненська	60,4	60,4	5,35	27,7	1,63
Сумська	102,7	80,0	6,55	30,8	1,85
Тернопільська	70,6	68,6	13,22	37,7	3,22
Харківська	408,5	549,7	22,84	312,5	31,72
Херсонська	74,9	55,4	4,28	20,6	0,92
Хмельницька	109,0	109	10,20	39,2	2,90
Черкаська	122,2	174,7	11,00	87,3	6,40
Чернівецька	21,6	19,4	16,72	14,8	1,72
Чернігівська	64,6	60,7	3,07	21,1	0,93

Таблиця 7 - Показники забруднення атмосфери в окремих містах викидами стаціонарних джерел

Місто	Валовий викид, тис. т/рік	Зведений викид, умовн. тис. т/рік	Індекс техно-вантаж., тис.чол/га	Економ. збиток, млн. гр. од.	Індекс екол. збиткоємності, гр.од.чол / га
Алчевск	159,1	121,9	268,8	55,9	288,5
Донецьк	206,9	232,0	200,4	269,5	232,8
Дніпродзержинськ	214,7	136,4	173,4	81,4	103,5
Дніпропетровськ	234,0	295,3	233,1	700,7	529,3
Запоріжжя	229,8	148,7	136,1	620,6	551,8
Кременчук	148,3	128,0	336,6	50,2	132,1
Кривий Ріг	887,8	363,0	155,0	541,7	231,3
Київ	64,3	171,9	66,5	646,5	250,0
Лисичанськ	110,8	86,1	220,4	21,0	53,8
Луганськ	207,0	222,2	171,8	334,1	259,5
Макіївка	265,5	125,4	113,6	140,9	127,6
Маріуполь	551,8	294,5	557,0	472,8	774,4
Одеса	62,3	75,8	225,8	105,0	317,0
Полтава	8,7	22,6	67,9	6,0	17,9
Рівне	11,1	19,3	397,0	4,8	98,1
Рубіжне	9,3	12,7	44,7	1,3	4,5
Севастополь	11,0	17,3	18,3	4,2	4,4
Сіверськодонецьк	15,2	28,2	438,2	12,8	197,7
Сімферополь	9,9	28,2	235,5	8,3	69,5
Суми	17,2	29,9	103,0	9,3	32,0
Харків	43,1	73,7	128,7	18,6	22,5
Херсон	51,3	65,2	445,7	28,6	195,8
Черкаси	32,4	93,1	478,2	51,6	264,3



### 3.2 Агрегатний зважений індекс оцінки небезпеки забруднення навколишнього середовища

Різноплановість методичних підходів до оцінювання якості навколишнього середовища ускладнює використання цих оцінок в еколого-економічному аналізі наслідків антропогенного тиску. Непорівнянність результатів оцінок забруднення окремих її компонентів, непорівнянність оцінок у рамках одного компонента через неадекватність методичних підходів стає на перешкоді використанню екологічних критеріїв в економічних оцінках. Це вимагає подальшого розвитку методичного забезпечення інформаційної бази системи природокористування.

Розглядаючи питання про критерії оцінки якості компонентів природного середовища, слід зазначити, що вони призначені характеризувати величину і спрямованість впливу антропогенного фактору на формування стану довкілля та рівня його забруднення. З цих позицій комплексний показник ступеня забруднення повинен містити насамперед інформацію про ступінь відхилення величини фактичного рівня від допустимого (нормативного), вказувати спрямованість цього відхилення, визначати величину перевищення стандарту чи запасу його неперевищення (резерву). Одночасно він повинен інформувати про ступінь відхилення від гранично допустимої норми кожної із забруднюючих речовин, питомої ваги (частки) її участі в загальному процесі забруднення, ступеня її впливу на формування загального рівня забруднення та ступеня небезпеки.

Різні показники стають кількісно порівнянними лише за умови, коли вони зведені до однієї і тієї самої єдності. Як вираз однієї єдності вони є однойменними і тому співрозмірними величинами. Саме такою величиною є індекс.

Згідно з теорією індексного аналізу /135/ під індексом розуміється (у широкому смислі) відносний показник, що характеризує співвідношення рівнів явища в порівнянні з базою у просторі і часі.

Рівень - це числове значення показника в ряді динаміки, що характеризує величину, розмір явища / 37 /.

Характерною рисою індексного методу (і власне індексів) є те, що індексований показник (зміна якого характеризує індекс)

розглядається у взаємозв'язку з іншими показниками, а не ізольовано. Зважуючи індексований показник (тобто помножуючи його на інший, пов'язаний із ним), ми зводимо різні явища до їхньої єдності, забезпечуємо їх кількісну порівняльність і враховуємо їхню вагу у реальному процесі. Тому показники-співмножники називають вагами індексів.

Крім мети дати порівняльну характеристику рівнів складного явища (що складається з різнорідних елементів), індекси можна використовувати для аналізу впливу зміни окремих показників-факторів на зміну показника, що являє собою функцію цих факторів-аргументів, тобто визначити, як змінюється загальний рівень за рахунок зміни окремого фактору.

Власне індекс - це безрозмірний відносний показник особливого роду. У ньому рівні явища розглядаються в зв'язку з іншим явищем, зміна якого при цьому елімінується. Показники, пов'язані з індексованим показником (показником, зміна якого характеризує індекс), використовуються як ваги індексу. Зважування і елімінування зміни ваг складають специфіку власне індексів і індексного аналізу. У принципі, індексами є будь-які відносні величини, які використовуються для зіставлення між собою рівнів (розмірів) однойменних показників, що мають однаковий зміст. Так, відношення величини концентрації (С) шкідливої речовини до відповідного значення гранично допустимої концентрації (ГДК) цієї речовини є простим індивідуальним індексом ( $i = C/ГДК$ ), що характеризує кратність перевищення санітарного регламенту.

Значення кількостей різних речовин, що одночасно наявні у середовищі, формально співрозмірні. Проте з позиції оцінювання небезпеки забруднення їх безпосереднє підсумовування (без обліку питомої ваги маси кожного з них у загальній масі і частки їхнього впливу на формування загального рівня) є показником, позбавленим практичної цінності. Прості суми мас домішок непридатні для побудови зведених індексів ще й тому, що вони залежать від структури суміші. Тому їх не можна розглядати у відриві від пов'язаних з ними об'ємних показників, у розрахунку на одиницю яких вони обчислені. Лише добуток якісного показника рівня наявності домішки і безпосередньо зв'язаного з ним показника частки цієї домішки в суміші здатний врахувати роль і ста-

тистичну вагу забруднення кожним видом домішки. Разом з тим ми одержуємо показники, підсумовування яких має практичну значущість в оцінюванні небезпеки забруднення середовища.

Якщо характеризувати стан середовища у даний момент у заданій точці простору рівнем одночасно спільно наявних у ній речовин, то показником рівня окремої речовини ( $D_i$ ) може бути його кількісна доза (маса, концентрація). У ролі базового стану ( $P_i$ ) середовища може бути фоновий, середньостатистичний рівень окремої речовини чи її рівень, регламентований стандартами, нормами. Якщо фактичний рівень забруднення виразити у вигляді суми мас домішок, то мірою зміни (динаміки) загальної маси домішок у середовищі (без обліку ефекту їх впливу) може бути простий агрегатний індекс кількості

$$I = \sum D_i / \sum P_i; \quad i = \overline{1, N}, \quad (3.5)$$

де  $D_i$  - фактична доза  $i$ -ї речовини;

$P_i$  - допустима норма для  $i$ -ї речовини;

$N$  - кількість речовин, що наявні у середовищі.

Такий підхід був використаний для оцінки забруднення атмосферного повітря з гігієнічних позицій /62/.

Якщо за базовий стан взяти стан середовища в конкретній точці у визначений момент, то простий агрегатний індекс буде характеризувати динаміку поточного стану щодо фіксованого моменту. Схожий підхід був використаний /127/ для ранжирування проблемних ситуацій у окремих регіонах і промислових центрах.

В оцінюванні впливу різних забруднюючих речовин на реципієнти ознака єдності вбачається в принципі регламентування критерію оцінки їх небезпечності. Цей якісний показник може бути використаний в ролі міри при порівнянні забруднюючих речовин. Помножуючи рівень ( $D$ ) забруднення на відповідний регламент ( $P$ ), ми можемо звести їх до тієї самої єдності й одержати співрозмірні показники, які можна підсумовувати як однойменні. Зіставлення значень сум добутоків  $\sum D \cdot P_i$  та  $\sum D_0 \cdot P_0$  може характеризувати зміну стану забруднення середовища в порівнянні з його регламентованим (базовим) рівнем.

Індекс забруднення середовища за своєю суттю повинен характеризувати не просто зміну рівнів вмісту шкідливих речовин безвідносно до їхнього складу, а зміну рівня забруднення для суміші з урахуванням її визначеного складу. Це досягається шляхом зважування і фіксування ваги на одному і тому самому рівні в чисельнику та знаменнику індексу.

Під зважуванням тут мають на увазі процедуру множення рівнів індексованого показника на значення зв'язаного з ним об'ємного показника - ваги. При цьому зіставлення сум таких добутків дає агрегатний індекс. Відзначимо, що фіксування ваги не звільняє індекс від впливу ваги, а лише усуває вплив її зміни.

Щоб виміряти не тільки відносну зміну рівня, але і величину того ефекту, що можливий у результаті перевищення регламенту, доцільно побудувати індекс зміни показників з урахуванням ваги кожної з домішок досліджуваної суміші. Лінійний (абсолютний) ефект у результаті зміни рівня забруднення виражається різницею показників

$$\Delta = \sum b_i D_i - \sum b_i P_i \quad ; \quad \sum b_i = 1; \quad i = \overline{1, N}, \quad (3.6)$$

де  $b_i$  – вага  $i$ -ї домішки ( $b_i = P_i / \sum P_i$ ).

Агрегатний індекс небезпеки забруднення середовища (у якому вага регламенту для кожної домішки зафіксована на рівні нормативу) обчислюється за формулою

$$I_p = (\sum b_i \cdot D_{ij}) / (\sum b_i \cdot P_{ij}), \quad i = \overline{1, N}. \quad (3.7)$$

Чисельник визначає фактичне забруднення, а знаменник - умовно загальне забруднення середовища домішками суміші того самого складу при їх нормативних рівнях. Тобто знаменник - це умовна величина, що показує, який рівень забруднення мав би місце, якби маса кожної домішки зберігалася на рівні її регламенту.

Основна ідея побудови зваженого агрегатного індексу небезпеки забруднення окремого компонента природного середовища полягає в тому, щоб виявити поточне відхилення рівня забруднення щодо значень регламенту і таким чином одержати адекватну міру його зміни.

Виходячи з даного методичного підходу, сигніфікатор стану окремого досліджуваного компонента навколишнього природного середовища можна подати у вигляді виразу зваженого агрегатного індексу

$$R_j^m = F_j^m (\sum V_{ij} \cdot D_{ij}) / (\sum V_{ij} \cdot P_{ij}), \quad i=\overline{1, N}, \quad (3.8)$$

де  $D_i$  – фактичний рівень  $i$ -ї речовини;

$P_i$  – базисний рівень  $i$ -ї речовини;

$V_i$  – вага  $i$ -ї речовини для базисного стану;

$F_j^m$  – функція ефектів дії шкідливих речовин в  $j$ -го типу для реципієнтів  $m$ -го виду.

Так, зокрема, для оцінювання небезпеки забруднення атмосфери для лісових біоценозів і рослинності агрегатний індекс можна подати у вигляді

$$R_p^a = \sum b_i C_i / \sum b_i ПДК_i^p; \quad i=\overline{1, N}, \quad (3.9)$$

де ГДК $_i$  - рівень гранично допустимої концентрації  $i$ -ї речовини в атмосфері для рослинності  $j$ -го виду.

Критеріальний сигніфікатор міри гігієнічної небезпеки забруднення атмосферного повітря визначається за формулою зваженого агрегатного індексу

$$R_r^a = (N/K_g) \sum b_i C_i^n / \sum b_i ГДК, \quad (3.10)$$

де  $N$  – кількість забруднюючих речовин, що одночасно спільно наявні у повітрі;

$K_g$  - коефіцієнт, що враховує ефект спільної дії речовин суміші даного складу;

$b_i$  - вага  $i$ -ї речовини при регламентованому рівні забруднення сумішшю даного складу;

$C_i^n$  - зведена до 3-го класу небезпеки концентрація  $i$ -ї речовини;

ГДК $_i$  - рівень гранично допустимої концентрації  $i$ -ї речовини в атмосферному повітрі населених пунктів.

Нормативна вага і-ї речовини в сумарній масі домішок регламентується величиною

$$b_i = \text{ГДК}_i / \sum \text{ГДК}_i \quad (3.11)$$

При цьому має місце умова  $\sum b_i = 1$ .

Зведена до 3-го класу небезпеки фактична (розрахункова) концентрація і-ї речовини j-го класу небезпеки визначається за формулою

$$C_i^- = K_{Kij} C_i^\phi, \quad (3.12)$$

де  $C_i^\phi$  – фактична концентрація речовини, мг/м<sup>3</sup>;

$K_{Kij}$  – коефіцієнт, що враховує j-й клас небезпеки і-ї речовини.

Якщо ефект дії окремої домішки не залежить від її класу небезпечності, тоді  $K_{Ki} = 1$ .

В усіх інших випадках коефіцієнт ( $K_K$ ) зведення концентрації і-ї речовини j-го класу небезпеки до такого, що характерний для 3-го класу і визначається виразом /52/

$$K_{Kij} = (3/j)^{m_j \lg K_i}, \quad (3.13)$$

де  $K_i$  – кратність перевищення вмісту і-ї речовини значення ГДК<sub>i</sub>.

Для речовини j-го класу небезпеки (згідно з /52/) величина ( $m_j$ ) має такі значення.

Якщо  $j = 1$ , то  $m_1 = 2,89$ .

Якщо  $j = 2$ , то  $m_2 = 1,55$ .

Якщо  $j = 4$ , то  $m_4 = 1,05$ .

Орієнтовні значення коефіцієнтів зведення концентрації ( $C_i$ ) речовин 1, 2 і 4 класів небезпеки до таких, що характерні для 3-го класу, для обмеженого інтервалу кратностей ( $K_i$ ) перевищення ГДК подані в таблиці 11.

Виходячи з гігієнічного змісту індексу небезпеки забруднення атмосфери населених пунктів можна запропонувати таку класифікацію повітряного басейну (табл. 8) за рівнем ( $R_{гг}^a$ ).

Таблиця 8 - Класифікація якості атмосфери населених пунктів за рівнем гігієнічної небезпеки

Низький	Незначний	Допустимий	Помірний	Високий	Надмірний
< 0,35	0,35 – 0,75	0,75 – 1,0	1,0–1,75	1,75– 3,5	> 3,5

Значення коефіцієнта (Kg), що враховує ефект спільної дії речовин суміші (стосовно ефектів при ізольованій дії речовин, що складають дану суміш), можна визначити (за даними /56/) згідно з таблицею 9.

Таблиця 9 - Значення коефіцієнта ефекту спільної дії суміші речовин-забруднювачів одночасно сумісно наявних в атмосферному повітрі населених пунктів

Код	Ефект дії	Kg
1	Незалежна дія домішок простої суміші з N речовин	N
2	Дія простої суміші з N речовин за типом сумачії їх ефектів при ізольованій дії	1
3	Посилення ефектів дії речовин простої суміші стосовно суми їх ефектів при ізольованій дії	0,5
4	Ослаблення ефектів дії речовин простої суміші	$\sqrt{N}$
5	Дія складної суміші з N речовин з невідомим характером їх дії	$\sqrt{N}$
6	Комбінована дія складної суміші, що складається з N <sub>1</sub> простих сумішей (речовин), характер дії (Kg) яких відомий, і з N <sub>2</sub> речовин з невідомим характером дії із зазначеними сумішами	$\sqrt{\sum_{i=1}^{N_1} K_{gi}^2 + N_2}$

Нижче наведені розрахункові значення величини зваженого агрегатного індексу для окремих міст (1991 р.) .

Таблиця 10 - Індекс небезпеки забруднення атмосферного повітря в окремих містах

Ранг	Місто	Індекс	Ранг	Місто	Індекс
1	Кривий Ріг	3.03	13	Сіверськодонецьк	1.53
2	Алчевськ	2.83	14	Дніпродзержинськ	1.46
3	Харків	2.68	15	Суми	1.40
4	Одеса	2.57	16	Черкаси	1.34
5	Донецьк	2.26	17	Рівне	1.21
6	Севастополь	2.18	18	Полтава	1.06
7	Маріуполь	2.13	19	Рубіжне	1.04
8	Лисичанськ	1.90	20	Запоріжжя	1.01
9	Макіївка	1.85	21	Дніпропетровськ	1
10	Сімферополь	1.85	22	Херсон	0.99
11	Київ	1.60	23	Луганськ	0.94
12	Кременчук	1.56	24		

Таблиця 11 - Коефіцієнти зведення (  $K_k$  ) концентрації і-ї речовини до 3-го класу небезпеки ( $K_i = C_i / ГДК_i$ )

$K_i$	1-й клас	2-й клас	4-й клас
1.0	1,000	1,000	1.000
1.1	1,140	1.026	0,988
1.2	1,286	1.051	0,976
1.3	1.436	1,074	0,966
1.4	1,590	1.096	0,957
1.5	1.749	1,117	0,948
1.6	1.912	1,137	0,940
1.7	2,079	1.156	0.933
1.8	2,249	1,174	0.926
1.9	2.423	1,191	0.919
2,0	2.601	1,208	0,913
2,25	3.059	1,248	0.899
2.5	3,538	1.284	0,887
2.75	4.034	1.318	0.876
3.0	4,549	1.350	0.866
3.25	5.060	1,379	0.857
3,5	5.626	1,408	0,846
3.75	6,188	1,434	0.841
4.0	6.763	1.460	0.834



4,25	7,353	1,484	0,827
4.5	7,956	1,508	0.821
4,75	8,572	1.530	0.815
5.0	9.200	1.562	0,810
5.5	10.492	1.592	0.800
6,0	11.830	1,631	0,791
6.5	13,210	1.667	0.782
7.0	14.632	1.701	0,775
7.5	16,092	1.733	0,768
8,0	17.589	1.764	0,761
9,0	20.691	1.822	0.750
10,0	23,927	1.875	0,738

### 3.3. Комплексна оцінка якості навколишнього середовища

З огляду на те, що агрегатний індекс ( $R$ ) оцінки стану компоненти  $i$ -го типу для реципієнтів  $m$ -го виду є безрозмірною відносною величиною, та виходячи з методичного принципу оцінювання якості середовища, комплексний критерій оцінки якості еколого-економічного простору можна виразити показником, інформаційний і значеннєвий зміст якого можна подати у вигляді функції

$$P = f(P_0, P_1, P_2). \quad (3.14)$$

Беручи стандарт якості навколишнього середовища таким, що дорівнює одиниці ( $P_0=1$ , відповідно для її окремих компонентів  $P_{0i}=1$ ), розглянемо можливі випадки. Так, якщо для всіх ( $N$ ) компонентів середовища їх індекси ( $R_i$ ) якості відповідно дорівнюють їх стандартам ( $P_{0i}$ ), то беремо  $P=P_0$ . Якщо всі індекси якості всіх компонентів не перевищують їх стандарти (тобто  $R_i < P_{0i}$ ), то беремо  $P=P_2$ . Якщо всі індекси якості всіх компонентів перевищують їх стандарти ( $R_i > P_{0i}$ ), то беремо  $P=P_0+P_1$ . Якщо для одних компонентів ( $i=1, N_1$ ) має місце погіршення якості ( $R_i > P_{0i}$ ), а для інших ( $i=N_1, N$ ) якість у межах норми ( $R_i < P_{0i}$ ), тоді значення комплексної оцінки обчислюється відповідно виразом

$P = P_0 + P_1 + P_2$ . Нормативний базисний рівень якості навколишнього середовища (соціальний стандарт) показаний першою його складовою ( $P_0$ ).

Значення другої складової ( $P_1 > 0$ ) відображає величину перевищення нормативного рівня (тобто погіршення якості). Тому досягнення нормативного регламенту (стандарту) повинно бути забезпечене системою природоохоронних заходів (при прагненні значення  $P_1 \geq 0$  зверху).

Величина різниці ( $\Delta P = 1 - P_2$ ) показує запас неперевищення стандарту якості. Його можна розглядати як додатковий природний ресурс, що підвищує соціальну ефективність економічної системи (при прагненні значення  $P_2 \geq 1$  знизу). Відношення ( $P_0 / P_1$ ) показника ( $P_0$ ) розрахункового (фактичного) значення до його нормативного рівня ( $P_1$ ) можна розглядати як характеристику ефективності природоохоронних заходів. Отже, чим ближче це відношення до одиниці, тим якість середовища менше відрізняється від стандарту, і тим ефективніші результати природоохоронної діяльності.

Сигніфікатор міри погіршення якості навколишнього середовища для реципієнтів  $m$ -го виду стосовно базисного рівня (стандарту) визначається значенням /134/

$$P_1 = (\sum v_i (R_i^m - 1)^2)^{1/2}, \quad (3.15)$$

де  $R_i^m$  – індекс погіршення стану  $i$ -го компонента середовища для реципієнтів  $m$ -го виду (за умови  $R_i > 1$ );

$v_i$  – ваговий коефіцієнт компонента  $i$ -го типу.

Мінімально допустимий рівень якості навколишнього середовища для реципієнтів  $m$ -го виду визначається значенням

$$P_2 = (\sum v_i (R_i^m)^2)^{1/2}, \quad (3.16)$$

де  $R_i^m$  – індекс погіршення стану  $i$ -го компонента середовища для реципієнтів  $m$ -го виду (за умови  $R_i < 1$ ).

Звідси, комплексну оцінку якості навколишнього середовища можна подати у вигляді показника /134/

$$P^m = 1 + \sqrt{\sum_{i=1}^{N1} b_i (R_i^m - 1)^2} - \sqrt{\sum_{i=N1}^N b_i (R_i^m - 1)^2}, \quad (3.17)$$

$$i = \overline{1, N1} \text{ при } R_i \geq 1 \text{ та } i = \overline{N1, N} \text{ при } R_i < 1,$$

де  $b_i$  - ваговий коефіцієнт  $i$ -го компонента природного середовища.

У загальному випадку вагові коефіцієнти окремих компонентів навколишнього середовища визначаються цілими дослідження і лімітуються відповідними регламентами ( $P_{oi}$ ) для кожної з них виходячи з принципу

$$b_i = P_i / \sum P_{oi}.$$

За один із способів визначення ваги окремих компонентів навколишнього середовища можна використовувати метод, що базується на використанні величини економічного збитку ( $Y_i$ ), заподіяваного досліджуваному реципієнту антропогенним забрудненням даного компонента.

Розрахунок ваги кожного компонента виконується згідно з виразом

$$b_i = Y_i / \sum Y_{oi}.$$

За відсутності розрахункових значень вагових коефіцієнтів та для грубо орієнтовних оцінок можна скористатися даними по-компонентного розподілу економічного збитку для окремих реципієнтів (табл. 12).

Таблиця 12 - Орієнтовний розподіл ваги ( $b_i$ ) окремих природних компонентів для різних реципієнтів

Компонент Реципієнт	Атмосфер- не повітря	Водне се- редовище	Земельна територія
Населення	0,5	0,35	0,15
Тварини	0,5	0,25	0,25

Рослинність	0,7	0,1	0,2
Комунальне господарство	0,45	0,45	0,1
Промисловість	0,8	0,15	0,05
Сільське господарство	0,3	0,35	0,35
Рибне господарство	0,1	0,45	0,45
Лісове господарство	0,45	0,35	0,2

Таким чином, застосування розглянутого методичного підходу на даному етапі дозволяє визначати оцінку якості навколишнього середовища і надає методичну можливість для здійснення процедури ранжування та класифікації як за рівнем, так і за ступенем екологічної небезпеки його стану.

Даний методичний підхід дає можливість на базі моделі послідовного еколого-економічного аналізу підвищити оптимізацію рішень довготермінового планування, розміщення продуктивних сил, удосконалення системи платежів, податкових пільг, інвестування в галузі природокористування.

У даний час інформаційно-методична база еколого-економічної оцінки якості середовища вимагає удосконалення у відповідності до ринково орієнтованих умов господарювання з метою підвищення зацікавленості в участі комплексних природоохоронних розробок і в решті решт в економічній ефективності природоохоронної діяльності.

## ***ВИСНОВКИ***

Отже, на підставі вищевикладеного можна відзначити таке.

У даний час інформаційно-методична база еколого-економічної оцінки якості навколишнього середовища вимагає удосконалення (у відповідності до вимог ринково орієнтованих умов господарювання) з метою підвищення зацікавленості участі в комплексних природоохоронних розробках і в остаточному підсумку в економічній ефективності природоохоронної діяльності.

Тісний зв'язок екологічних проблем навколишнього середовища з джерелами його збурювання (економічною і соціальною сферами) веде до їх функціональної єдності. Вона виявляється в змінах показників їхнього стану та обумовлених ними властивостях еколого-економічних об'єктів.

Еколого-економічний аналіз проблемних ситуацій сприяє виявленню найбільш економічно несприятливих і екологічно небезпечних зон на рівні діяльності підприємств, регіонів, галузей, а також екологічно збиткованих стадій виробничого процесу. Система критеріїв і методів оцінювання зміни стану навколишнього середовища має ключове положення в економічному аналізі природоохоронних рішень.

Слід відзначити, що за багатьма напрямками природоохоронної діяльності величина економічного збитку, заподіяваного об'єктам-реципіентам забрудненням навколишнього середовища, на сьогодні ще не є затвердженим нормативним показником. Крім того, методики розрахунку економічного збитку навіть у межах СНД мають відмінності з обліку економічної складової (витрати, вигоди тощо). Ще важче зіставляти оцінки збитків, що розраховані в різних країнах.

Отже, сьогодні є нагальна потреба у розробці адекватних натуральних показників якості навколишнього середовища, що на відміну від існуючих економічних, екологічних, гігієнічних і інших критеріїв, які мають незіставленість результатів, були б позбавлені цього недоліку.

За допомогою адекватної системи еколого-економічних показників стану навколишнього середовища (критерії інтегральної

оцінки екологічної ситуації для локальної території, комплексної оцінки якості навколишнього середовища, диференційної оцінки ступеня небезпеки забруднення конкретних природних сфер для різних об'єктів-реципієнтів) стає можливим послідовний системний еколого-економічний аналіз ретроспективи і обґрунтування прогнозу стану навколишнього середовища в просторі та часі, результати якого є інформаційною базою для економічної оцінки варіантів природоохоронних рішень. Ці критерії, які є безрозмірними величинами, багато в чому сприяють усуненню незіставленості результатів оцінок, одержаних різними методами.

Таким чином, розглянута система екологічних показників сприяє усуненню зазначених протиріч і дозволяє застосовувати в економічному аналізі результати розрахунку економічного збитку за кожним з наявних методів незалежно від того, прив'язані вони до базових цін чи до валюти.

Ці методичні рекомендації і практичні результати з оцінки якості навколишнього середовища областей і міст надають можливість на базі моделі послідовного еколого-економічного аналізу підвищити ступінь оптимізації поточних управлінських рішень у сфері природокористування при довгостроковому плануванні, розміщенні продуктивних сил, удосконалюванні системи платежів, системи податкових пільг, природоохоронного інвестування.

## ***СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ***

1. Порфирьев Б. Н. Общесистемная среднесрочная программа по окружающей среде на период 1990-1995 гг. // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. – М.: ВИНТИ, 1989. - №3. – С. 1-25.
2. Лемешев М. Я. Экологические проблемы Европы и пути их решения // Экономические науки. – 1992. № 2. – С. 62-71.

3. Гофман К. Г., Федоренко Н. П. Экологический "стресс" и социальная справедливость // Экономическая газета. – 1989. – №24. – С. 7.
4. Мельник Л. Г. Экономические проблемы воспроизводства природной среды. – Харьков, 1988. – 160 с.
5. Базилева Н. В. Экономические аспекты социалистического природопользования. – М.: Знание, 1985. – 64 с.
6. Гофман К. Г. Хозяйственный механизм природопользования: пути перестройки // Экономика и математические методы. – 1988. Т. XXIV. – С. 389-399.
7. Лемешев М. Я. Экономика и экология // Литературная газета. – 1988. - №41. – С. 10.
8. Environmental Quality. The Fourth Annual Report of the CEQ. – 1976. – 126 p.
9. Largest costs saving environment lie ahead. – Eng/News – Rec. - 1978. – V. 200. - №26. – P. 17-22
10. Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов в СССР: Статистический сборник. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 174 с.
11. Охорона навколишнього середовища та використання природних ресурсів України. – Київ: Мін. стат. України, 1992. – 152 с.
12. Блехцин И. Я. Эколого-экономические аспекты предплановых решений. – Л.: Наука, 1984. – 112 с.
13. Глобальная экологическая проблема/Под ред. Г. И. Морозова. – М.: Мысль, 1988. – 208 с.
14. Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов в СССР: Статистический сборник. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 174 с.
15. Будыко М. И. Глобальная экология. – М.: Мысль, 1977. – 188 с.
16. Сватов Н. И. Основы планетарного географического прогноза. – М.: Мысль, 1974. - 172 с.
17. Макфелъен Э. Экология животных. Цели и методы. – М.: Мир, 1965. – 212 с.
18. Олдак П. Г. Формирование современного экономического мышления. – Новосибирск: Наука, 1989. – 160 с.

19. Одум Г., Одум Э. Энергетический баланс человека и природы. – М.: Мир, 1979. – 379 с.
20. Балацкий О. Ф. и др. Экономика и качество окружающей природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 190 с.
21. Рыбалов А. А. Экономическая оценка информационного обеспечения охраны окружающей среды // Атмосферный воздух промышленных городов и здоровье населения: Тез. докл. респ. науч.-теор. конф. – Пермь, 1982. – С. 103 – 106.
22. Рыбалов А. А. Социально-экономическая эффективность информационного обеспечения охраны окружающей среды // Вестн. ХПИ. -1983. -№196,.Вып.10. –С.54-57.
23. Рыбалов А. А. Вопросы оценки социально-экономической эффективности информационной базы ГСКП // Технические средства для ГСКП: Тез. докл. Всес. конф. – Обнинск, 1983. –С.61-64.
24. Рыбалов А. А. Социально-экономическая эффективность информационного обеспечения проблем социальной экологии // Проблемы социальной экологии: Тез. докл. 1-й Всесоюзн. конф.– Львов, 1986. –С.168-169.
25. Берлянд М. Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. - Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 272 с.
26. Воробьев А.В., Коровкин В.И., Падалкин В.П. Общие подходы к определению экологической опасности антропогенных факторов окружающей среды//Гиг. и сан.–1991.- № 9.-С.9-13.
27. Реймерс Н.Ф., Яблоков А. В. Словарь терминов и понятий, связанных с охраной живой природы.– М.: Наука, 1982.–96 с.
28. Реймерс Н. Ф. Природопользование: Словарь-справочник. – М.: Мысль, 1990. – 64 с.
29. Тархов П. В., Рыбалов А. А. Оценка влияния промышленных выбросов на заболеваемость населения // Комплексные работы по охране атмосферного воздуха промышленных городов Урала и их эффективность: Тез. докл. науч.-практ. конф. – Пермь, 1984. – С. 26-28.
30. Попов А. В., Рыбалов А. А. Экономические аспекты экологической безопасности // Механизм управления природопользованием: Тез. докл. Респ. науч.-техн. конф. – Сумы, 1993. – С. 223-225



31. Фонарев Л. С., Гелин С. С. О совершенствовании правового регулирования в области охраны здоровья населения в части обеспечения его санитарно-эпидемиологического благополучия // Гиг. и сан. – 1990. – № 2. – С. 4-8.
32. Лысый А. Е., Лысая А. А. О правовом положении санэпидемслужбы и ее роли в охране здоровья населения // Гиг. и сан. – 1991. - № 6. -С. 94-96.
33. Никитин В. С., Пирусов А. И. О методике расчета рассеивания в атмосфере выбросов предприятий // Водоснабжение и сантехника. – 1983. - № 2. – С. 19-21.
34. Рыбалов А. А. Влияние погрешности определения зоны атмосферного загрязнения на гигиеническую оценку ущерба //Защита воздушного бассейна от выбросов промпредприятий и транспорта: Тез.докл.Всесоюзн.конф.–Пермь, 1986.–С.45-46.
35. Теверовский Е. Н. Допустимые выбросы радиоактивных и химических веществ в атмосферу. –М.: Энергоиздат,1985.–246 с.
36. Рыбалов А.А., Тархов П.В. Экономические аспекты совершенствования информационной базы системы контроля природной среды // Технические средства для ГСКП: Тез. докл. 2-й Всесоюзн. конф. – Обнинск, 1983. – С. 58-61.
37. Статистический словарь / Под ред. М. А. Королева. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 624 с.
38. Раманд Ф. Основы прикладной экологии. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – 140 с.
39. Рузова А. И., Чепурникова Э. А. К методике расчета обобщенного параметра оптимизации оценки качества морской воды //Биолог. Науки. – 1981. - № 2. – С. 102-106.
40. Уорк К., Уоркер С. Загрязнение воздуха, очистка и контроль. – М.: Мир, 1980.
41. Лемешев М. Я. Экономика и экология // Литературная газета. – 1988. - № 41. – С. 10.
42. Рыбалов А. А. Экономические основы информационной базы ресурсосберегающего природопользования // Экономические проблемы внедрения ресурсосберегающих и безотходных производств и использование вторичных ресурсов: Тез. докл. Всесоюз. научно-техн. конф. – Донецк, 1987. – С. 164-165.

43. Hogarth I. Glossary of care terminology. –World Health Organization, Regional Office for Europe.–Copenhagen, 1975.–11p.
44. Венедиктов В. В. Об определении понятия и динамического моделирования общественного здоровья. – М.: 1982. – 53 с. – Деп. в ВНИИМИ МС СССР, № 5241-82.
45. Санитарная охрана атмосферного воздуха городов /Р.С.Гиндельскиольд, М.К. Недогибченко, М.А. Пинигин и др. – М.: Медицина, 1976. - 168 с.
46. Инструктивно-методические рекомендации по гигиенической оценке степени загрязнения атмосферного воздуха. – М.: НИИОКГ им. А. Н. Сысина, 1987. – 19 с.
47. ГОСТ 0.0.04-90. Система стандартов в области охраны природы и улучшения использования природных ресурсов. Экологический паспорт промышленных предприятий. Основные положения. – М.: Изд-во стандартов, 1990. – 23с.
48. Жаворонков Ю. М. О законе распределения концентраций примесей в атмосферном воздухе и некоторых его приложений // Гиг. и сан. – 1980. – № 2. – С. 77-81.
49. Жаворонков Ю. М., Буштуева К. А. К построению комплексного показателя загрязненности атмосферного воздуха // Гиг. и сан. – 1983. - № 6. – С. 7-9.
50. Юсунов Т.М., Глебова Л.Ф., Черносвитов Т.В. и др. Модель предельно допустимых параметров теоретического распределения уровня загрязнения атмосферы // Гиг. и сан.–1984.-№ 2. – С. 61-62.
51. Jordanov D. L. Multilayer model of daily temperature and wind course in planetary boundary bayer // WPCF, –1980, v.–33. -№ 11. p.1475-1476.
52. Временные инструктивно-методические указания по оценке состояния загрязнения атмосферного воздуха / НИИ ОКГ им. А. И. Сысина. – М., 1977. – 28 с.
53. Токсикометрия химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М., 1986. – 116 с.
54. Методические рекомендации по изучению здоровья населения в связи с сочетанным действием факторов окружающей среды в населенных местах. – Киев, 1976. – 31 с.

55. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986.
56. Пинигин М.А. Оценка комбинированного действия атмосферных загрязнений при планировании и осуществлении воздухоохраных мероприятий // Гиг. и сан.–1985.- №7. –С.48-50.
57. Вайсман Я.Н., Зайцев Н.В., Михайлов А.В. и др. Методические подходы к количественной оценке комбинированного действия веществ в условиях реального загрязнения окружающей среды // Гиг. и сан. – 1986. - №11. – С. 16-19.
58. Примаков А.В., Щербань А.И. Методы и средства контроля загрязнений атмосферы . – Киев: Наукова думка, 1980. – 296 с.
59. Пинигин М.А. Гигиенические основы оценки суммарного загрязнения воздуха загрязненных мест // Гиг. и сан. – 1985. - №1. – С. 66-69.
60. Сидоренко Г.И., Пинигин М.А. Обоснование принципов управления максимально допустимых нагрузок воздействия на человека // Гиг. и сан. – 1981. - №2. – С. 57-62.
61. Аверьянов А.Г. К вопросу об оценке воздушной среды в производственных помещениях при наличии в воздухе нескольких вредных компонентов // Гиг. и сан.–1957.- №8. –С. 64-67.
62. Пенчева П.К. Критерии комплексной оценки загрязнения атмосферы // Гиг. и сан. – 1982. - №9. – С. 74-76.
63. Рекомендации по составлению сводного тома "Охрана атмосферы и предельно допустимые выбросы города (населенного пункта) и его макет" / Зап.-Сиб. НИИ и др. – Новосибирск : Изд. Зап.-Сиб.РВЦ, 1986. – С. 43.
64. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий / ОНД–86. Госкомгидромет. –Л.: Гидрометеиздат, 1987. – С.92.
65. Рекомендации по оформлению и содержанию проекта нормативов предельно допустимых выбросов в атмосферу (ПДВ) для предприятий. / Зап.-Сиб.НИИ и др. – Новосибирск: Изд. Зап.-Сиб.РВЦ, 1987. – С. 42.
66. Временная методика. Расчет комплексного индекса загрязнения (ИЗА) на основе данных наблюдений / ГГО им. А.И. Воейкова. – Л., 1988. – С. 22.

67. Методика оценки социально-экономического эффекта использования информации о загрязнении природной среды в народном хозяйстве / ГГО им.А.И. Воейкова. – Л., 1991. – С. 69.
68. Шапочка Н.К. Экономическая эффективность использования в народном хозяйстве информации о загрязнении атмосферы: Дис.канд.экон.наук – Сумы, 1991. – С. 168.
69. Яичкин Л.П. и др. О применении индекса загрязнения атмосферы // Гиг. и сан. – 1991. - №11. - С. 93-95.
70. Пинигин М.А. Об ошибках сравнительной оценки комплексных показателей загрязнения атмосферного воздуха // Гиг. и сан. – 1985. - №8. – С. 69-71.
71. Пинигин М.А., Скворода Н.Н. Мониторинг состояния природной среды. – Л.: Гидрометиздат, 1977. – С.216-221.
72. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. – М.: Экономика, 1986. – С. 96.
73. Временная типовая методика оценки экономического ущерба, причиняемая народному хозяйству загрязнением окружающей среды, и определения эффективности природоохранных мероприятий. – М.: ЦЭМИ АН СССР, 1987. – С. 97.
74. Временная отраслевая методика оценки экономического ущерба от загрязнения атмосферы выбросами предприятий черной металлургии (проект) // Сумский ф-л ХПИ. – Сумы, 1987. – С. 47.
75. Типовая методика определения экономической эффективности и экономического стимулирования осуществления природоохранных мероприятий и экономической оценки ущерба от загрязнения окружающей среды (проект). – М., 1987. – С. 47.
76. Долишний М., Кравцов В. Экономические вопросы регионального природопользования // Плановое хозяйство. –1988. -№8. – С.101-105.
77. Защита атмосферы от промышленных загрязнений / Под ред. С.Калверта, Т. Инглунда. – М.: Металлургия, 1988.
78. Шандала М.Г. Научные основы гигиенической основы и регламентации физических факторов окружающей среды // Гиг. и сан. – 1989. - №10. – С. 4-8.

79. Правила охраны поверхностных вод. – М.: Госкомприрода, 1991. – С. 26.
80. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. САНП и Н 4630-88. – М.: Минздрав СССР, 1988.
81. ГОСТ 17.1.1.01.-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения. – М.: Издательство стандартов, 1988.
82. Руководство по прогнозированию медико-биологических последствий гидрологического строительства // Научный совет по проблемам биосферы ГКНТ СССР. –М., 1990. – С.172.
83. Методические указания по эпидемиологической оценке санитарно-гигиенических условий в целях профилактики кишечных инфекций, распространяющихся водным путем / Минздрав СССР. – М., 1986. – С. 21.
84. Драчев С.М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. – Л.: Наука, 1964. –С.274.
85. Horton R.K. An Index – Number System for Rating Water Quality. // WPCF, 1965, - v. 37 – №3. – P. 300-306.
86. Bronw R.M., Mc. Clelland №1, Deininger R.A., Tozer R.G. Water Quality Index – Do We Dare? // Water Sewage Works, 1970. - №10. – P. 339-343.
87. Dinius S.H. Social Accounting System for Evaluating Water Resources. // Water Res., 1972, - v.8. - №5. – P. 1159-1177.
88. Ott W.R. Environmental Indices: Theory and Practice. Ann. Arbor: Sci Publ. Inc., 1972. – P. 371.
89. Рекомендации по применению обобщенного показателя для оценки уровня загрязнения природных вод – коэффициента загрязнения / ВНИИВО. –Харьков, 1982. –С.3.
90. Новиков Ю.В., Плитман С.И., Ласточкин К.О. и др. Исследование комплексных показателей при разработке гигиенической классификации водоемов по степени их загрязнения // Гиг. и сан. – 1984. - №6. – С. 11-13.
91. Шайн А.С. Интегральные оценки и их использование при долгосрочном прогнозировании качества воды рек. – Л.: Гидрометиздат , 1984. – С. 24-33.

92. Марголина С.М., Рохлин Г.М. О количественной оценке степени загрязнения водоемов токсическими веществами // Управление природной среды. –М.: Наука, 1979. – С.152-162.
93. Мороков В.В. Комплексные показатели в предплановых обоснованиях охраны вод в регионах. – Свердловск: Уральский научный центр АН СССР, 1987. – С. 36.
94. Оценка гигиенической эффективности водоохраных мероприятий. Методические рекомендации / МЗ РСФСР. – М., 1989. - С. 14.
95. Кочуров Б.И. Оценка устойчивости почв к загрязнению // География и природные ресурсы. –1983. -№4. – С. 55-60.
96. Солнцева Н.П. Геохимическая совместимость природных и техногенных потоков / Вопросы географии. –М.: Мысль, 1983. – С. 28-41.
97. Гончарук Е.И. и др. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве как средство для предотвращения загрязнения ландшафтов // Химия в сельск. хоз. – 1981. - №10. –С.19 –21.
98. Шелюк М.Я. и др. ПДК марганца и ванадия в почвах Юго-Восточной Украины // Химия в сельск. хоз. – 1982. - №3. –С. 25-26.
99. ГОСТ 17.4.1.02.-83. Почва. Охрана природы. Классификация веществ для контроля загрязнения. –М., Госкомстандарт, 1983.
100. Зырин Н.Г., Каплунова Е.В., Сердюкова А.В. Нормирование содержания тяжелых металлов в системе почва - растение. // Химия в сельск. хоз. – 1985. - №2. – С. 17-21.
101. Ильин В.В. Определение допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах // Химия в сельск. хоз. –1982. -№3. –С.5-7.
102. Лунев М.И., Спыну Е.И., Моложанова Е.Г. Нормативы допустимого содержания токсикантов в почве // Химия в сельск. хоз. – 1985. - №2.
103. Временные гигиенические нормативы содержания некоторых химических веществ в пищевых продуктах.–М.,1982.–С.6.
104. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. –М., 1987. –С. 25.
105. Оценка степени загрязнения почв химическими веществами (тяжелые металлы и пестициды). - М., 1992. – С. 25.

106. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве (ПДК). – М., 1985. – С. 17.
107. Перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в почве. – М.: Минздрав СССР, 1991. –С.17.
108. Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве. –М.: Минздрав СССР, 1982. - С.19.
109. Мудрецов А.Ф. Проблемы экономической оценки землересурсного потенциала // Совершенствование методов управления / ЦЭМИ. – М., 1986. – С. 256-257.
110. Глазовская М.А. Почвенно-геохимическое районирование нечерноземной зоны для целей охраны почв от загрязнения // Вопросы географии – М.: Мысль, 1978. №108. –С. 127-129.
111. Воробьева Л.А. О химической характеристике почвы // Научн. докл. высш. школы. Биологические науки. – М., 1983. - №3. – С. 11-20.
112. Гапонюк Э.И. О мониторинге состояния почв при загрязнении // Химия в сельск. хоз. – 1987. - №4. – С. 17-18.
113. Соколов М.С., Стрекозов Б.П. Последовательность и некоторые принципы нормирования пестицидов в почве // Химия в сельск. хоз. – 1975. - №5. – С. 63-66.
114. Отчет ВНИИМЗ. Государств. номер рег.: 0184.007.4.357. – Калинин, 1984. – С. 129.
115. Балацкий О.Ф., Мельник Л.Г., Рыбалов А.А. и др. Оценка отрицательного воздействия промышленных загрязнений на сельскохозяйственное производство // Вестник сельскохозяйственных наук. – 1986. - №11. – С. 26-33.
116. Балацкий О.Ф., Дегтяренко А.Г., Рыбалов А.А. и др. Актуальные вопросы экономики природопользования: теоретические и практические аспекты. – Сумы, 1990. – С. 171.
117. Рыбалов А.А. Экологические аспекты землересурсного потенциала страны и методические принципы оценки экономического ущерба от техногенных нагрузок на почву // НТИ ДОР. – Харьков, 1989.

118. Балацкий О.Ф. и др. Эколого-экономические проблемы сельскохозяйственного производства. – К.: Урожай, 1992.
119. Рыбалов А.А., Тархов П.В., Устименко В.А. Практические вопросы оценки негативных последствий загрязнения атмосферы статистическими методами // Актуальные вопросы экономики природопользования: теоретические и практические аспекты / Под ред. О.Ф. Балацкого. – Сумы, 1990. – С.120-132.
120. Отчет НИИ ОКГ АМН. Государственный номер рег.: 0182.306.5821. – М., 1985. – С. 267.
121. Методические указания по прогнозу загрязнения воздуха в городах / Под ред. М.Е. Берлянда. – Л.: Гидрометеоиздат., 1979. – С.80.
122. Методические рекомендации по комплексной эффективности мероприятий, направленных на ускорение научно-технического прогресса. – М., 1988. – С. 86.
123. Пак Л.А. Уровень загрязнения и затраты на охрану окружающей среды // Экономико-географические проблемы размещения производительных сил и комплекс развития экономических районов Казахской ССР. -Алма-Ата: Наука, 1976. Т.1. - С.182-188.
124. Безкопыльный И.Н. Методические подходы к установлению реальной нагрузки воздействия на человека группы сходных по химической структуре соединений // Гиг. и сан. –1986. - №11. – С. 11-13.
125. Губернский Ю.Д. и др. Научное обоснование гигиенических мероприятий по оздоровлению объектов окружающей среды. – М.: Медицина, 1983. – С. 36-39.
126. Статистика окружающей среды. – М.: Финансы и Статистика, 1981. – С. 222.
127. Рыбалов А.А., Черепов Е.М. Математическое обоснование комплексного показателя оценки качества окружающей среды // Гигиена жилой сферы. – М., 1987. – С. 135-140.
128. Черепов Е.М., Ионкина С.Ф., Рыбалов А.А. Гигиенические аспекты развития производительных сил в крупных экономических районах страны // Гиг. и сан. – 1986. - № 8. – С. 57-59.
129. Рыбалов А.А. К вопросу о критериях комплексной оценки качества атмосферного воздуха // Город и окружающая среда: Тез.



- докл. Всесоюзн. научно-практич. конф. – Челябинск, 1985. – С. 15-16.
130. Гусев А.А. Проблемы совершенствования макроэкономических показателей с учетом охраны окружающей среды // Известия АН СССР Серия экономика. - №3. – 1987. – с.27-29.
131. Гусев А.А. Макроэкономический анализ эффективности противо-загрязняющей деятельности // Экономические проблемы оптимизации природопользования. – М.: Наука, 1983. – С. 183.
132. Гусев А.А. Проблемы построения индекса общественного благо-состояния с учетом экономического фактора // Совершенствование методологии управления социалистическим природопользованием. – М., 1983. – С.33-35.
133. Гловацкая Н., Лазуренко С., Федоровская Е. Невещественные формы национального богатства: содержание и проблемы экономи-ческой оценки // Вопросы экономики. – 1993. - № 5. – С. 75-87.
134. Рыбалов А.А. Разработка методов экономического анализа эф-фективности природоохранных решений на базе эколого-экономических критериев. – Сумы, 1993. – С. 262.
135. Гольберг А.М., Козлов В.С. Общая теория статистики. – М.: Фи-нансы и статистика, 1985. – С. 368.