

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

ГРИБ О. М., БЄЛОВ В. В., ОТЧЕНАШ Н. Д.

ОЦІНКА, ПРОГНОЗУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОДНИХ
РЕСУРСІВ

Конспект лекцій

Одеса
Одеський державний екологічний університет
2020

УДК 556.18

Г82

Рекомендовано методичною радою Одеського державного екологічного університету
Міністерства освіти і науки України як конспект лекцій (протокол № 2 від 27.10.2016 р.)

Гриб О.М., Белов В.В., Отченаш Н.Д.

Оцінка, прогнозування та управління якістю водних ресурсів: конспект лекцій. Одеса, ОДЕКУ, 2016. 119 с.

У конспекті лекцій викладені методичні підходи до сучасних прийомів оцінки та прогнозування якості води природних і штучних водойм, передові теорії та практичні напрацювання щодо управління водними екосистемами при експлуатації водних ресурсів, а також наведені пояснення до вирішення практичних завдань, які передбачені робочим планом цієї дисципліни.

Конспект лекцій призначено для забезпечення самостійного поглибленого вивчення лекційних тем, самостійної роботи при підготовці відповідей на питання для самоперевірки та контролю засвоєних знань, які наведені наприкінці кожного розділу цього видання.

Конспект лекцій рекомендується для студентів, які навчаються за такими спеціальностями: «Прикладна екологія та збалансоване природокористування», «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування», «Гідрологія», «Водні біоресурси та аквакультура», а також для всіх тих, хто вивчає, використовує та охороняє водні ресурси.

ISBN 978-966-186-012-3

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА.....	6
1 ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	9
1.1 Запаси прісної води на Землі та можливість їх використання людством.....	9
1.2 Водні ресурси України.....	11
1.3 Види оцінок якості водних ресурсів	13
1.4 Критерії оцінки якості води та екологічного стану водойм.....	14
1.5 Комплексний показник екологічного стану водойм.....	17
1.6 Індекс забрудненості води.....	19
1.7 Комбінаторний індекс забрудненості.....	21
1.8 Оцінка якості води за ступенем її забруднення.....	30
1.9 Оцінка якості води за коефіцієнтом забрудненості.....	31
1.10 Сумарний показник якості води водних об'єктів	31
1.11 Комплексний показник забрудненості води.....	33
1.12 Інтегральна та графічна оцінки якості води малих річок.....	33
1.13 Оцінка трофності та якості води за індексом <i>E-TRIX</i>	34
1.14 Оцінка якості води за гідробіологічними показниками.....	35
1.14.1 Методи біологічної індикації.....	36
1.14.2 Методи біологічного тестування.....	37
1.14.3 Оцінка якості води та рівня трофності за макрофітами.....	38
1.14.4 Визначення гідроекологічного стану водних об'єктів за таксоценозом водяних жорсткокрилих (Coleoptera).....	45
1.15 Екологічна оцінка якості води за відповідними категоріями.....	49
1.16 Порядок виконання екологічної оцінки якості води та способи подання результатів.....	52
1.17 Аналіз вихідних даних для оцінки якості води.....	56
1.18 Рекреаційна оцінка природних вод.....	60
1.19 Експертна оцінка якості водних об'єктів.....	62
2 ТЕОРІЯ ВИМІРЮВАНЬ.....	66
2.1 Інформація в екосистемах.....	66
2.2 Елементи теорії вимірювань.....	66
2.3 Типи вимірювальних шкал.....	67
2.4 Порівняльна інформативність шкал.....	68
2.5 Визначення кількості інформації.....	70
3 ПРОБЛЕМИ ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ.....	74
3.1 Критерії якості питної води в Україні та світі.....	75
3.2 Проблеми якості води в Україні.....	76
4 ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	85
4.1 Поняття прогнозу та прогнозування.....	85

4.2 Основна класифікація прогнозів.....	85
4.3 Класифікація методів прогнозування.....	86
5 УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	87
5.1 Основні правила управління.....	87
5.2 Управління жорстке та м'яке.....	87
5.3 Управління охороною навколишнього середовища.....	88
5.4 Нормативно-правова база з управління охороною водних ресурсів.....	89
6 ТЕОРІЯ РИЗИКУ ТА ЇЇ ЗАСТОСУВАННЯ ПРИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	91
6.1 Види ризиків.....	91
6.2 Оцінка ризиків.....	91
6.3 Суб'єктивне сприйняття ризиків.....	93
6.4 Регулювання екологічних ризиків в країнах з ринковою економікою.....	94
БІБЛІОГРАФІЧНИЙ ОПИС.....	95
СЛОВНИК ТЕРМІНІВ ТА ПОЯСНЕНЬ.....	104
ІМЕННИЙ ПОКАЖЧИК (вчені гідроекологи, гідрологи, гідрохіміки, біологи).....	106
ДОДАТКИ.....	109
Додаток А Результати оцінки якості води за різними Метами для різних районів Чорного моря.....	109
Додаток Б Методика моніторингу річки на основі колеоптероїдного комплексу.....	115

ПЕРЕДМОВА

Конспект лекцій «Оцінка, прогнозування та управління якістю водних ресурсів» складено відповідно до навчальної програми з цієї дисципліни. Перший розділ конспекту лекцій відноситься до теми «Оцінка якості водних ресурсів», другий розділ – до теми «Проблеми якості водних ресурсів України», третій розділ – до теми «Прогнозування стану водних ресурсів», четвертий розділ – до теми «Управління якістю водних ресурсів». В конспекті також є словник термінів і понять.

Освоєння тем дисципліни дасть можливість випускникам Одеського державного екологічного університету (ОДЕКУ) успішно виконувати важливі функціональні та управлінські роботи для прийняття відповідних адміністративних і науково-технічних рішень у боротьбі за підвищення якості природних вод та біологічної продуктивності водних екосистем.

В основу конспекту покладені базові наукові видання з гідрології, гідрохімії, гідробіології та гідроекології, авторами яких є відомі науковці України, такі як: Романенко В.Д., Тимченко В.М., Іваненко О.Г., Яцик А.В., Сніжко С.І., Горєв Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К., Лобода Н.С., Гопченко Є.Д., Тучковенко Ю.С., Осадчий В.І. та інші.

Методи оцінки, прогнозування якості води та екологічного стану водних ресурсів, практичні рекомендації щодо інтегрованого управління й раціонального використання природних ресурсів водних екосистем (гідроекологічного менеджменту) викладені в даному виданні з урахуванням особистого виробничого, експедиційного та наукового досвіду гідроекологічних досліджень водних екосистем в ОДЕКУ.

Господарська діяльність неминуче позначається на екологічному стані водних об'єктів. Практика використання водних ресурсів різних країн показала, що недооцінка екологічних питань супроводжується не тільки негативним впливом на природні екосистеми, але створює незворотне погіршення умов життя суспільства.

Проте досвід розвинутих країн світу свідчить, що використання сучасних методів управління водними ресурсами забезпечує їхнє відновлення та необхідну екологічну якість води.

З урахуванням цього, основними завданнями конспекту лекцій з дисципліни «Оцінка, прогнозування та управління водними ресурсами» є представлення необхідного матеріалу для вивчення теорії, методів та заходів оцінки й прогнозування якості води природних і штучних водойм, способів управління та поліпшення екологічного стану водних екосистем.

Після вивчення дисципліни студенти повинні знати:

- поняття про управління й управляючі системи та структуру управління водними екосистемами;
- схеми ієрархічної організації в природних системах;

- поняття про еволюцію, адаптацію, пристосування, виживання, стрес в природних системах та їх оцінку для різних ієрархічних рівнів;
- позитивні та негативні зв'язки в природних системах і методи їх оцінки;
- енергетичний баланс в ієрархічно організованих природних системах;
- динамічні особливості протікання екологічних процесів, ентропія систем та сукцесії;
- теорії ризику та надійності для технічних і екологічних систем, соціальний, економічний, технічний і екологічний ризику та методи їх розрахунку;
- вимірювання та види інформації, її значення на різних рівнях організації екосистем;
- застосування детермінованих та імовірнісних оцінок характеристик екосистем;
- схеми вирішення задач управління та оптимізації водних екосистем (методами лінійної алгебри);
- застосування експертних оцінок в управлінні екосистемами;
- методи регулювання екологічних ризиків.

Після вивчення дисципліни студенти повинні вміти:

- застосовувати в практичній діяльності нормативну документацію щодо оцінки стану екосистем;
- обирати методи оцінки характеристик водних екосистем;
- організувати експертні оцінки характеристик водних екосистем, які не можуть бути розраховані з застосуванням математичних моделей;
- створювати схеми управління водними ресурсами;
- оцінювати екологічний стан водного об'єкта відповідно до стадії його природного розвитку;
- приймати рішення про необхідність економічних затрат на екологічну безпеку (на основі співвідношення технічного та соціально-економічного ризиків);
- обрати методи регулювання екологічними ризиками.

Оцінка та прогнозування якості водних ресурсів залежить від цілей досліджень, наявної інформації, характеристик водних екосистем, мети та задач використання водних ресурсів.

Перед виконанням оцінки, прогнозуванням стану та розробкою заходів щодо управління якістю водних ресурсів необхідно визначити основні показники, що характеризують їхній екологічний стан. Для цього необхідно виділити географічні, гідрологічні, гідрохімічні, біологічні умови та чинники розвитку водних екосистем і встановити сучасний напрям цього розвитку – деградація або самовідтворення. Також необхідно врахувати вплив цих чинників на енергетичні процеси живих організмів, круговорот біогенних речовин і структуру співтовариств водних

організмів, визначити тривалість цього впливу в часі (короткочасний або розподілений у часі), визначити вплив природних та антропогенних змін на еволюцію водних екосистем.

Для розробки заходів щодо ефективного управління якістю водних ресурсів необхідно знати та вміти визначати:

- реакцію водних екосистем на стресові впливи різних чинників;
- умови, при яких відбуватимуться зміни водних екосистем;
- тенденції розвитку водних екосистем при змінах навколишнього середовища;
- скласти структурну схему реакції водних екосистем на зовнішні впливи.

Таким чином, спеціалісти гідроекологи зобов'язані вміти провести оцінку екологічного стану водних об'єктів, прогнозувати цей стан залежно від соціально-економічних умов, розробляти схеми управління та поліпшення якості водних ресурсів.

1 ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

1.1 Запаси прісної води на Землі та можливість їх використання людством

Вода – найважливіший з природних ресурсів, що залучається до людського господарства, за об'ємом використання набагато перевершує масу всіх разом узятих інших ресурсів.

В процесі споживання ресурсів людство щорічно переміщає порядку 300 млрд. т ґрунту і порід, тоді як з різноманітних водних джерел в кінці минулого століття щороку відбиралося більше 4000 км ($4 \cdot 10^{12}$ т) води, по масі – на порядок більше всіх природних ресурсів.

Можливість використання води обмежена природними умовами, зокрема екологічними. Загострення дефіциту прісної води стало одним з головних сюжетів в сценаріях майбутнього [47]. За оцінками Всесвітнього Банку, на істотну зміну ситуації в найближчі 50 років розраховувати не доводиться: до середини ХХІ століття вже 40% населення Землі відчуватиме дефіцит води, 20% –серйозно страждати від дефіциту (рис. 1.1).

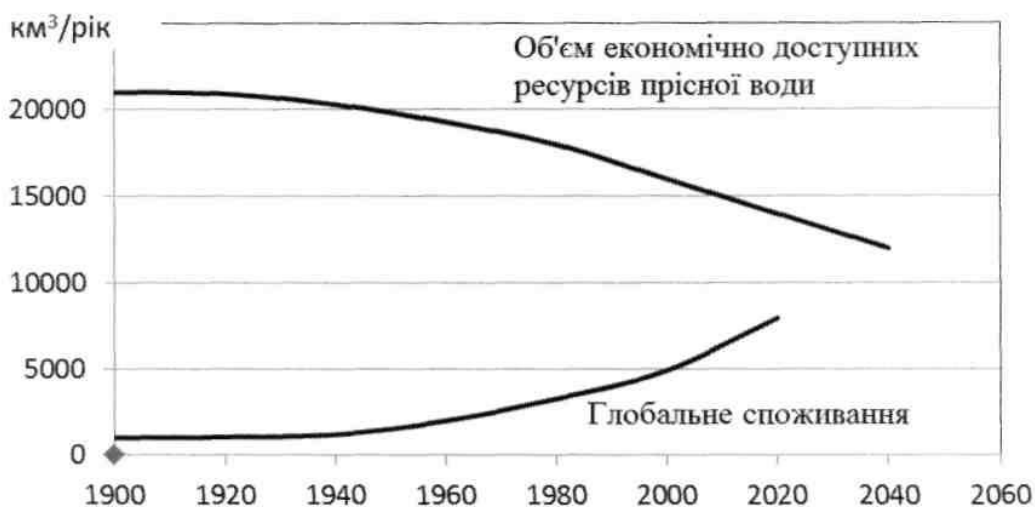


Рис. 1.1 – Споживання води і скорочення її ресурсів унаслідок антропогенних причин

Приблизно між 2035 і 2045 рр. економічно доступна, але ще не залучена в господарство прісна вода залишиться тільки в Канаді, Росії та Бразилії.

Низька якість питної води зумовлена не тільки забрудненням її джерел, але і, нерідко, відсутністю водозахисних зон навколо них, відсутністю або

низькою якістю устаткування на станціях водопідготовки, незадовільним станом водопровідних мереж.

Використання води веде до її забруднення: виробництво будь-якого виду продукції включає транзит води через технічні системи і включення в неї різноманітних речовин. Фекальні забруднення водних об'єктів з'явилися разом з виникненням і розвитком міст, не пізніше 6 тис. років тому. Активне забруднення органічними речовинами пов'язане з розвитком і розповсюдженням сільського господарства і відноситься до часу 500-1000 років тому назад. Особливо багато нових забруднюючих речовин з'явилося в XX столітті: у 1900-і роки почалося антропогенне засолення (мінералізація) водних об'єктів. У період між 1910 і 1920 рр. з'являються метали. Після 1930 р. зростає скидання органічних речовин, після 1940 р. починається евтрофування водних об'єктів, в 1950-і роки відмічено надходження радіонуклідів, а після 1960 р. - закислення вод. Саме забруднення водних об'єктів служить основною причиною браку води.

Екологічні наслідки споживання водних ресурсів пов'язані не тільки з величиною водозабору, але і зі структурою використання води. Основна маса споживаної води – 70% використовується в сільському господарстві, в основному для зрошування. Значну частину води – 20% витрачає індустрія, а решта води - 10% прямує в комунальне господарство.

Індустріальне споживання води переважає у відносно невеликій кількості розвинених країн Європи, в Росії, Канаді і Австралії. У США витрати води в промисловості та в сільському господарстві приблизно рівні. У решті країн у водоспоживанні домінує сільське господарство. Споживання води для сільськогосподарських потреб веде не тільки до забруднення і евтрофування водних об'єктів, але і до інших серйозних екологічних наслідків через вилучення з них великих об'ємів води.

Дамби і водосховища, водовідвідні системи на річках приводять до зміни режиму водних об'єктів. Водосховища зменшують паводки, в результаті зменшуються площі затоплення заплави нижче за течією, знижується кількість наносів, що веде до розмиву русла, через підтоплення в зоні водосховища відбувається заболочування земель. Нижче за водосховищем зникають заливні луки і висихають нерестовища, відбувається зміна складу рибних та інших ресурсів, порушення водних екосистем. Змінюється якість води, її фізичні властивості, сольовий склад, вміст біогенів. Площа території, на якій відбуваються ті чи інші зміни при створенні водосховищ, не поступається площі самих водосховищ. На початок XXI сторіччя в світі налічується 3026 водосховищ з повним об'ємом від $0,1 \text{ км}^3$ та вище. Об'єм води в них становить $6329,5 \text{ км}^3$.

Індустріальне забруднення забезпечує різноманітність поллютантів в природних водах – від найнебезпечніших, наприклад, діоксан або

радіонукліди, до практично нейтральних. Чим більше водних ресурсів використовується в індустрії країни, тим більше утворюється стічних вод.

Розробка і впровадження систем управління водними ресурсами та водогосподарськими системами на басейновому рівні на основі інформаційно-обчислювальних комплексів, що використовують гідрологічні, еколого-економічні та економіко-математичні моделі. Цей напрям вимагає істотних витрат на: а) устаткування; б) наукові дослідження; в) розробку моделей і програмних засобів; г) підготовку кадрів. Недооцінка важливості останнього – причина недостатнього фінансування витрат по трьох перших з вказаних статей. Об'єктивні тенденції (кліматичні зміни, посилення дефіциту води в найбільш розвинених країнах, зростання антропогенного навантаження на екосистеми і т.д.) вказують на те, що складність завдань управління водними ресурсами і водним господарством наростають.

1.2 Водні ресурси України

Основні джерела прісної води на території України – стоки річок Дніпра, Дністра, Південного Буга, Сіверського Дінця, Дунаю з притоками, а також малих річок північного узбережжя Чорного та Азовського морів [80, 82, 126, 133]. Сумарна величина стоків річок України без Дунаю в середній за водністю рік складає $87,1 \text{ км}^3$, знижуючись в маловодний рік до $55,9 \text{ км}^3$. Безпосередньо на території держави формується відповідно $52,4$ та $29,7 \text{ км}^3$ води, останні надходять із суміжних територій. Водні ресурси Дунаю складають в середньому 123 км^3 води на рік (табл. 1.1, 1.2) [19, 20, 130, 131].

Прогнозні ресурси підземних вод питних якостей розподілені на території України нерівномірно та складають $22,5$ млрд. м^3 на рік ($61,7$ млн. м^3), з яких $8,9$ млрд. м^3 ($24,4$ млн. м^3) гідравлічно не пов'язані з поверхневим стоком і складають додаткову складову до поверхневого стоку. Водозабір підземних вод у складі прогнозних ресурсів складає 21% [122].

З метою забезпечення населення і господарства необхідною кількістю води в Україні побудовано 1087 водосховищ загальним об'ємом понад 55 млрд. м^3 , 7 великих каналів завдовжки близько 2000 км з подачею на них понад $1000 \text{ м}^3/\text{с}$ води, 10 великих водоводів великого діаметра, по яких вода надходить в маловодні регіони України [7, 31, 43, 65, 100].

Витрати води в Україні на одиницю виробленої продукції значно перевищують такі показники в розвинених країнах Європи: Франції – в 2,5 рази, Великобританії та Швеції – в 4,2 рази.

Таблиця 1.1 – Водні ресурси України

Вид ресурсів	Водні ресурси в роки різної водності, км ³	
	Середній	Дуже маловодний
Приток транзитного річкового стоку	157,4	121,7
Місцевий річковий стік	52,4	29,7
Загальні ресурси річкового стоку	209,8	151,4
Прогнозні ресурси підземних вод	21,0	21,0
У тому числі гідравлічно не пов'язані з поверхневим стоком	7,0	7,0
Загальні ресурси прісних вод	216,8	158,4

Таблиця 1.2 – Водні ресурси річок України (басейновий розріз)

Річка-пункт	Площа водозбору, км ²	Водні ресурси км ³ , забезпеченість Р %				
		норма	50	75	90	95
Дніпро – гирло	504000	53,9	51,7	43,5	-	35,0
Сіверський Донець – м. Лисичанськ	52400	3,53	3,28	2,41	1,79	1,48
Сіверський Донець – с. Кружилівка	73200	5,08	4,67	3,41	2,51	2,08
Річки Приазов'я	28000	1,13	1,00	0,61	0,43	0,30
Річки Криму	27000	0,91	0,86	0,65	0,50	0,43
Південний Буг – с. Олександрівка	46200	2,89	2,74	2,07	1,56	1,33
Річки (протоки) в гирлі Південного Бугу (Інгул, Мертвовод, Чичикля, Гнилий Єланець)	13000	0,34	0,28	0,18	0,13	0,10
Дністер – с. Бендери	66100	10,7	10,4	8,64	7,17	6,56
Річки межиріччя Дунай – Дністер – Південний Буг	30000	0,28 1	0,24	0,18	0,10	0,05
Прут – с. Леоно	23400	2,68	2,58	2,06	1,67	1,45
Західний Буг – м. Сокаль	6250	0,90	0,86	0,65	0,52	0,43
Тиса – смт Вилок	9180	6,72	6,56	5,36	4,50	3,94
Уж – м. Ужгород	1970	0,96	0,93	0,75	0,60	0,53
Латориця – м. Чоп	2870	1,17	1,12	0,90	0,74	0,65
Всі річки		87,7	85,1	71,7	61,4	55,9

1.3 Види оцінок якості водних ресурсів

Залежно від соціальних, технічних і економічних потреб можуть бути використані різні оцінки якості водних ресурсів: екологічна, рекреаційна, позаекономічна, економічна, економіко-екологічна, соціально-економіко-екологічна, а також: оцінка збитків від забруднення та порушення природного балансу (наприклад, водного, сольового, балансу речовин, енергії тощо) [132, 140].

Екологічна оцінка водних ресурсів – це визначення стану водного об'єкта за показниками якості води, які лімітують видову різноманітність, біомасу живих організмів і ступеня дії на якість води зовнішніх умов.

Рекреаційна оцінка водних ресурсів – це визначення загальної переваги водних об'єктів для цілей відпочинку, виходячи з естетичної привабливості, оптимальності водного середовища для здоров'я людей, природної комфортності, ступеня доступності та соціально-психологічної прихильності різних груп населення до водного об'єкта, яка може включати економічну оцінку водних ресурсів.

Економічна оцінка водних ресурсів – це визначення грошової або товарної цінності водного об'єкта в абсолютних (грошових) або відносних (бальних) показниках.

Позаекономічна оцінка водних ресурсів – це визначення екологічної, гігієнічної, соціальної, соціально-психологічної (моральної та культурної), релігійно-культової та інших цінностей водних об'єктів, що зазвичай не виражається в економічних показниках, але може бути умовно обчислена в абсолютних (грошових) показниках як сума, яку готове та може пожертвувати суспільство для збереження природних об'єктів.

Економіко-екологічна оцінка водних ресурсів – це одна з складових гідроекологічної експертизи виражена в абсолютних (грошових) або відносних (бальних) показниках оцінки впливу майбутньої або існуючої господарської діяльності на якість водних ресурсів, їхню господарську цінність (наприклад, рибні ресурси) та здоров'я людини, яка виконується з використанням спеціальних, затверджених відповідними органами методик, що дозволяють визначати глибинні зміни водного середовища, а саме: розмірів (площі або об'єму) забруднення (наприклад, кількість шкідливих викидів), можливі ланцюгові реакції в природі та їхню дію на місцеве населення тощо.

Оцінка збитків від забруднення водних ресурсів – це визначення економічних і позаекономічних втрат, пов'язаних з: швидким зносом гідротехнічних споруд, спотворенням технологічних процесів доколишніх виробництв (наприклад, порушення технологічних процесів на водозаборах, рибальства, рекреації), збільшенням захворюваності та зниженням працездатності людей, зменшенням біологічної продуктивності або погіршенням якості водних ресурсів тощо, викликаних явищами,

причиною яких є фізичне, хімічне або біологічне забруднення середовища, яке виражається в абсолютних (грошових) показниках, при цьому гроші в даному випадку виступають не тільки як економічний показник, але й як умовна міра соціальних та екологічних збитків.

Оцінка збитків від порушення природного балансу водних ресурсів – це визначення економічних і позаекономічних втрат, пов'язаних з прямими та непрямими (опосередкованими) наслідками корінної зміни середовища й суспільного виробництва в результаті порушення екологічної рівноваги, яка включається в екологічну ціну (вартість) вилучених водних ресурсів.

Соціально-економіко-екологічна оцінка водних ресурсів – це «трихмірна» оцінка подій, явищ, об'єктів і ресурсів, заснована на визнанні рівної важливості соціальної, економічної та екологічної оцінок, тому складається з визначення соціального значення подій, явищ, об'єктів, ресурсів, їхньої економічної та екологічної оцінки, що інтегруються в системну спільність певної, визначеної в натуральних, абсолютних (грошових) або відносних (бальних) показниках, важливості для життя та розвитку суспільства, при цьому одна з складових може домінувати та навіть абсолютно переважати (наприклад, в оцінках заповідних угідь, які мають переважно екологічну цінність) та на відміну від економічної оцінки не замикається на економіці регіону або країни, а базується на загальносвітовому погляді на екологію, про що свідчить відсутність нульових значень при використанні такої оцінки [46].

1.4 Критерії оцінки якості води та екологічного стану водойм

Якість води – це інтегральний показник, який відображає стан водних екосистем (ВЕС) і встановлюється за сукупністю гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних показників [15, 50].

Існує ціла низка критеріїв, за якими її оцінюють – гідрохімічних, гідробіологічних, мікробіологічних, однак жоден з них не може дати однозначної оцінки якості води, тому іноді один і той же водний об'єкт (ВО) за різними показниками належить до різних класів забруднення [55, 56].

Забруднення водних об'єктів поділяють на біологічне та антропогенне. *Біологічне забруднення* водних екосистем відбувається внаслідок природних процесів росту біомаси гідробіонтів, переважно гідрофітів, з таким її відмиранням та розкладанням, а також надходження органічних речовин, що утворились в басейні. Тому розрізняють органічні речовини автохтонного походження, що утворились в самій водоймі, та алохтонного, що надійшли з водозбору.

Антропогенне забруднення пов'язане з діяльністю людини – це надходження у водойму органічних та мінеральних речовин внаслідок хімізації сільського господарства (добрива, пестициди, отрутохімікати,

нафтопродукти, побутові, промислові стічні води, а також стоки з тваринницьких комплексів). Частина компонентів антропогенних забруднень являють собою шкідливі хімічні речовини, що забруднюють довкілля і отруюють гідро біоти [63, 128].

Гідрохімічні критерії якості поверхневих вод, за якими судять про рівень забруднення водних об'єктів, розподіляються на фізичні (запах, смак, колір, температура, забарвленість, завислі речовини, прозорість, каламутність, нафтові плівки тощо) та хімічні (мінеральні й органічні речовини, розчинені гази та забруднюючі речовини, не характерні для даного водного об'єкта або такі, що перевищують регламентовані норми) [11-13].

Визначення якості води за гідробіологічними та мікробіологічними критеріями виконується за фітопланктоном, зоопланктоном, зообентосом, перифітоном, вищими водними рослинами, індексом сапробності, інтенсивністю дихання та фотосинтезом. На практиці оцінка якості води часто базуються на виборі репрезентативних показників, вміст або значення яких відповідає цілям використання поверхневих вод.

Усі хімічні речовини, які справляють шкідливий вплив на здоров'я людини, санітарний стан і рибну продуктивність водних об'єктів, розподіляють на групи за лімітуючою ознакою шкідливості (ЛОШ).

За гігієнічним нормуванням якості води виділяють три основні групи забруднювальних речовин:

- санітарно-токсикологічні, які справляють прямий вплив на здоров'я населення (токсикологічні речовини, збудники захворювань, пестициди);
- загально-санітарні, які впливають на загальний санітарний режим водних об'єктів (легкоокислюючі органічні речовини, активний хлор);
- органолептичні, які сприймаються безпосередньо органами чуття людини та додають воді смак, запах і колір (залізо, марганець, нафта, фенол).

При рибогосподарському нормуванні додатково виділяють ще дві групи речовин:

- токсикологічної дії
- рибогосподарської дії.

На сучасному рівні людство продукує (з викидом в довкілля) близько 20 тис. шкідливих речовин, але тільки близько 2 тис. з них вироблені з дотриманням гранично допустимих концентрацій (ГДК), з яких:

- приблизно 700 ГДК шкідливих речовин для атмосфери;
- 250 ГДК шкідливих речовин для ґрунтів;
- близько 1000 ГДК шкідливих речовин для водойм господарсько-питного та культурно-побутового призначення;
- майже 250 ГДК шкідливих речовин для вод рибогосподарського призначення.

Кожна з ГДК відноситься до однієї з вище названих ЛОШ.

Наявність великої кількості нормованих показників забруднюючих речовин складає на практиці значні труднощі. Тому усі забруднюючі речовини (ЗР) з урахуванням їх токсичності, кумулятивності, здатності викликати певний ефект розподіляють на чотири класи небезпеки:

- 1 – надзвичайно небезпечні ЗР;
- 2 – дуже небезпечні ЗР;
- 3 – небезпечні ЗР;
- 4 – помірно небезпечні ЗР.

Найпоширенішим методом оцінки якості води є зіставлення отриманих результатів спостереження за окремими показниками з відповідними нормативними значеннями цих показників – граничнодопустимими концентраціями (ГДК). Оскільки якість води передбачає її придатність для певного виду водокористування, то залежно від цього застосовують ГДК для питних вод, рибогосподарські, окремих галузей промисловості, іригації, тваринництва, рекреації та інші, що також призводить до різнопланових оцінок. Підсумовування відношень концентрацій ЗР до їх ГДК виконується тільки для ЗР 1 та 2 класів небезпеки (санітарно-токсикологічних показників шкідливості).

Узагальнена оцінка якості природних вод (екологічна класифікація), тобто така, що ґрунтується на концепції збереження екологічного благополуччя, ще й досі не розроблена. Найбільш наближеними до такої оцінки є вимоги до вод рибогосподарського використання.

Серед нормативних критеріїв для різних типів водокористування вони найбільш повно відповідають екологічним вимогам.

Пов'язано це з тим, що при виконанні оцінки якості вод рибогосподарського використання дослідження проводяться не тільки на рибах, але й на водоростях, мікроорганізмах, зоопланктоні, бентосних організмах, тобто на групах різного таксономічного рангу, які відіграють істотну роль в круговороті речовин у ВЕС. Таким чином, застосування ГДК не дає змоги комплексно оцінити якість води з урахуванням дії показників різної природи. Водночас використання комплексних оцінок є надзвичайно складною задачею (з погляду їхнього теоретичного обґрунтування), адже потребує одночасного врахування всього різноманіття властивостей води.

Безсумнівною перевагою комплексних оцінок є те, що вони дають змогу однозначно встановлювати рівень забруднення ВО та здійснювати просторово-часовий аналіз забруднення.

Проблема комплексного оцінювання якості води на сучасному етапі має важливе і першочергове значення. Ця проблема займає центральне місце у водоохоронній діяльності. На сьогодні в Україні та в інших країнах світу розроблена досить велика кількість критеріїв комплексної оцінки якості поверхневих вод. Одні класифікації відносяться до бактеріальних та

фізико-хімічних, в основу інших покладена гідробіологічна оцінка забрудненості вод.

Оцінка якості води за хімічними показниками вважається досить трудомістким завданням, оскільки воно базується на порівнянні середніх концентрацій, які спостерігаються в пунктах контролю якості вод, з встановленими нормами (ГДК) для кожного інгредієнта. Більшість із запропонованих на даний час комплексних показників отримано шляхом об'єднання та узагальнення численних часткових показників у один інтегруючий, якій дозволяє характеризувати різний стан водних об'єктів.

1.5 Комплексний показник екологічного стану водойм

Комплексний показник екологічного стану (*КПЕС*) характеризує екологічну стійкість вод ВО, а показник екологічної надійності (*ПЕН*) – екологічну надійність вод ВО [125].

КПЕС враховує:

- концентрації ЗР у воді;
- ГДК ЗР;
- ЛОШ ЗР.

Для водойм рибогосподарського призначення встановлені обмеження для ЗР, що відносяться до однієї ЛОШ у вигляді:

$$\sum_{i=1}^n (P_i/H_i) < 1, \quad (1.1)$$

де P_i , H_i – відповідно концентрація і норма (ГДК) i -ї речовини, n – кількість речовин, які використовуються для оцінки якості води.

Тому для шкідливих речовин, що відносяться до однієї ЛОШ j : токсикологічної (т), санітарно-токсикологічної (с-т), органолептичної (о), рибогосподарської (р) і загально-санітарної (з-с), $КПЕС_j$ обчислюється за виразом:

$$КПЕС_j = 1 - \sum_{i=1}^n (P_i/H_i)_j. \quad (1.2)$$

Для параметрів загальних вимог (з-в), наприклад, розчинений кисень (O_2), pH та інші показники, $КПЕС_{з-в}$ визначається за виразом

$$КПЕС_{з-в} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n ПЕС_i, \quad (1.3)$$

де n – кількість параметрів загальних вимог;

$ПЕС_i$ – показник екологічного стану за i -им параметром.

Якщо норма є ГДК параметра, то $ПЕС_i$ обчислюється за формулою:

$$ПЕС_i = (H_i - P_i) / H_i. \quad (1.4)$$

Якщо ж норма є мінімально допустимим значенням (наприклад, O_2), то використовується співвідношення:

$$ПЕС_i = (P_i - H_i) / H_i. \quad (1.5)$$

Середнє значення $\overline{КПЕС}$ обчислюється як середнє арифметичне всіх обчислених значень $КПЕС$.

Чим менше значення концентрації ЗР у воді, тим вище значення $КПЕС$ і тим вище екологічна стійкість вод до забруднення.

Оцінка екологічного стану ВО виконується з використанням наступних оціночних параметрів $\overline{КПЕС}$ та $КПЕС_{min}$:

– якщо $\overline{КПЕС}$ та $КПЕС_{min} > 0$, то екологічний стан ВО оцінюється як «стійкий»;

– якщо $\overline{КПЕС} > 0$, а $КПЕС_{min} < 0$, то екологічний стан ВО оцінюється як «в середньому стійкий з осередками нестійкості» (осередки нестійкості можуть бути, наприклад, речовини, концентрація яких близька або дорівнює ГДК);

– якщо $\overline{КПЕС}$ та $КПЕС_{min} < 0$, то екологічний стан ВО оцінюється як «нестійкий».

Екологічна надійність ВО визначається як вірогідність перевищення $\overline{КПЕС}$ нульового значення, що відповідає межі стійкості:

$$ПЕН = 1 - \frac{\chi^2}{2 \cdot N - M + 0,5 \cdot \chi^2}, \quad (1.6)$$

де $ПЕН$ – показник екологічної надійності;

χ^2 – значення функції «хі-квадрат» при довірчій вірогідності, яка приймається 0,9;

N – загальне число значень $\overline{КПЕС}$;

M – число значень $\overline{КПЕС}$, менших від критичного нульового значення.

Рівень надійності визначається з використанням таких оціночних параметрів $ПЕН$:

– якщо $ПЕН \geq 0,9$, то рівень «високий»;

– якщо $0,9 > ПЕН \geq 0,8$, то рівень «прийнятний»;

– якщо $ПЕН < 0,8$, то рівень «низький».

В тих випадках, коли результатом розрахунку за формулою (1.6) є від’ємне значення, то $ПЕН = 0$, тобто при нестійкому екологічному стані екологічна надійність дорівнює нулю.

1.6 Індекс забрудненості води

Оцінка якості води за допомогою індексу забрудненості води (*ІЗВ*) одна з найпростіших методик комплексної оцінки якості води, який відноситься до категорії показників, що найчастіше використовуються для оцінки якості водних об'єктів [1-3].

Цей індекс є типовим адитивним коефіцієнтом і є середньою часткою перевищення ГДК у відповідності до суворо лімітованої кількості індивідуальних інгредієнтів.

Розрахунок *ІЗВ* зазвичай проводиться з використанням обмеженого числа інгредієнтів за такою послідовністю:

1) визначають середньоарифметичні значення азоту амонійного (NH_4^+), азоту нітритного (NO_2^-), нафтопродуктів (*НП*), фенолів (Φ), розчиненого кисню (O_2), біохімічного споживання кисню (*БСК*);

2) знайдені середньоарифметичні значення кожного з показників порівнюють з відповідними ГДК, тобто ділять їх середньоарифметичні значення на ГДК (для O_2 – ділять ГДК на його середньоарифметичне значення).

У загальному вигляді *ІЗВ* розраховується за формулою:

$$ІЗВ_n = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (1.7)$$

де C_i – середня концентрація i -го показника якості води;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація i -го показника якості води;

n – загальна кількість показників якості води.

Розрахунок *ІЗВ* за шістьма згаданими вище показниками виконується за такою адаптованою формулою:

$$ІЗВ_6 = \frac{1}{6} \cdot \left(\frac{C_{NH_4^+}}{ГДК_{NH_4^+}} + \frac{C_{NO_2^-}}{ГДК_{NO_2^-}} + \frac{C_{НП}}{ГДК_{НП}} + \frac{C_{\Phi}}{ГДК_{\Phi}} + \frac{C_{O_2}}{ГДК_{O_2}} + \frac{БСК}{БСК_{норм}} \right) \quad (1.8)$$

Для розрахунку використовуються такі ГДК: $C_{NH_4^+} = 0,39$ мг/дм³; $C_{NO_2^-} = 0,02$ мг/дм³; $C_{НП} = 0,05$ мг/дм³; $C_{\Phi} = 0,001$ мг/дм³; $БСК_{норм}$ – табл. 1.1; C_{O_2} – табл. 1.2.

Таблиця 1.1 – Нормативна величина $BCK_{\text{норм}}$

BCK , мг/дм ³	Нормативна величина $BCK_{\text{норм}}$, мг/дм ³
≤ 3	3
3,0-15	2
≥ 15	1

Таблиця 1.2 – Нормативний вміст O_2

C_{O_2} , мг/дм ³	$ГДК_{O_2}$, мг/дм ³
≥ 6	6
5-6	12
4-5	20
3-4	30
2-3	40
1-2	50
0-1	60

За розрахованим $IЗВ$ виконується визначення якості води. При цьому виділяють такі класи якості води:

- I – «дуже чиста» ($IЗВ \leq 0,3$);
- II – «чиста» ($IЗВ = 0,3-1,0$);
- III – «помірно забруднена» ($IЗВ = 1-2,5$);
- IV – «забруднена» ($IЗВ = 2,5-4,0$);
- V – «брудна» ($IЗВ = 4,0-6,0$);
- VI – «дуже брудна» ($IЗВ = 6,0-10$);
- VII – «надзвичайно брудна» ($IЗВ > 10$).

Перший клас (I) – води, на які найменше впливає антропогенне навантаження. Величини їх гідрохімічних та гідробіологічних показників близькі до природних значень для даного регіону.

Другий клас (II) – води з певними змінами щодо природного стану, однак зміни поки що не порушили екологічної рівноваги.

Третій клас (III) – води зі значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем.

Води вищих класів (VI-VII) – це води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як «*екологічний регрес*».

Порівняння результатів оцінки якості води з використанням $IЗВ$ можливе тільки для ВО однієї біогеохімічної провінції та схожого типу або для одного водотоку (за течією, в часі тощо) з урахуванням фактичної

водності поточного року.

Головна небезпека *ІЗВ* полягає у прояві синергізму, коли присутність однієї речовини посилює токсичність другої або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої значно вища ніж початкові (наприклад, сполуки іонів важких металів і деяких органічних кислот).

1.7 Комбінаторний індекс забрудненості

Оцінки якості води за комбінаторним індексом забрудненості (*KІЗ*) виконується з використанням методу Гідрохімічного інституту (ГХІ), розробленого відповідно до умов і результатів моніторингу якості води [51].

Головна мета методу полягає в одержанні однозначної оцінки якості води і проведенні на її основі класифікації води по ступеню придатності для двох основних видів водокористування – господарсько-питного та рибогосподарського.

Принципову основу метода складає поєднання диференційованого і комплексного підходів до оцінки якості з використанням набору відносних критеріїв, що дозволяють з різних боків вирішити поставлене завдання.

Послідовність обробки аналітичного матеріалу:

- 1) визначення характеру забрудненості за величиною умовного коефіцієнта комплексності;
- 2) встановлення рівня і класу якості води за величиною *KІЗ*;
- 3) виділення пріоритетних забруднювальних компонентів за числом і складом лімітуючих показників забрудненості (ЛПЗ);
- 4) диференційована оцінка ЛПЗ.

З метою виявлення доцільності застосування для оцінки якості води диференційованого або комплексного підходів на першій стадії обробки вихідних даних оцінюється комплексність забрудненості води в пробі, створі, пункті, ВО, басейні за допомогою умовного коефіцієнта комплексності (*K*, %) – відношення числа забруднювальних речовин (*n'*), вміст яких перевищує відповідні ГДК, що функціонують в країні, до загального числа інгредієнтів (*n*), які визначені програмою моніторингу якості води:

$$K = \frac{n'}{n} \cdot 100. \quad (1.9)$$

Коефіцієнт комплексності *K* характеризує в основному участь антропогенної складової у формуванні хімічного складу води ВО і значно варіює для річок, що знаходяться в різних економічних районах з різноманітними характеристиками природних чинників формування.

Чим більше *n'*, тим гіршою є якість води і тим більше впливає на формування якості антропогенний чинник.

При використанні коефіцієнта комплексності K для порівняльної характеристики ступеня забрудненості води водних об'єктів необхідно дотримуватись умови рівності числа інгредієнтів, що враховуються в розрахунку коефіцієнта, і показників якості. Оптимальна їх кількість становить 16-25.

Якщо при цьому виявляється незначна комплексність забрудненості води водного об'єкта ($K < 10 \%$), яка може бути зумовлена забрудненням одиничними забруднювальними компонентами, то проводиться їх детальне диференційоване вивчення.

При виявленні найвищої комплексності забрудненості ($K \geq 10 \%$) для подальшої обробки слід застосовувати метод комплексної оцінки якості води ВО.

З метою встановлення рівня якості води ВО проводиться трьохступенева класифікація за ознаками повторюваності випадків забруднення, кратності перевищення нормативів, а також з урахуванням характеру забрудненості.

Перший ступінь класифікації заснований на встановленні міри стійкості забрудненості. Як міру стійкості забрудненості використовують, поширену в гідрохімії, повторюваність випадків перевищення ГДК:

$$H_i = \frac{N_{ГДК_i}}{N_i} \cdot 100, \quad (1.10)$$

де H_i – повторюваність випадків перевищення ГДК i -го інгредієнта, %;

$N_{ГДК_i}$ – число аналізів, коли вміст i -го інгредієнта перевищив його ГДК;

N_i – загальне число аналізів, в яких визначався вміст i -го інгредієнта.

При аналізі забрудненості води за ознаками H_i виділяються такі якісно помітні характеристики:

- забрудненість води може спостерігатися в окремих пробах, тобто бути одиничною;
- забрудненість води може бути нестійкою;
- забрудненість води може не бути домінуючою, але в той же час явно мати стійкий характер;
- забрудненість може бути домінуючою чи характерною (табл. 1.3).

В табл. 1.3 умовним значенням забрудненості води (а, б, с, д) відповідають кількісні (абсолютні) значення від 1 до 4 балів.

Використовуючи цю класифікацію при узагальненні аналітичного матеріалу за окремими забруднювальними речовинами, одержують, наприклад, такі характеристики: «*випадкова забрудненість води фенолами*» або «*характерна забрудненість води нафтопродуктами*» тощо.

Таблиця 1.3 – Класифікація ВО за ознакою повторюваності випадків забрудненості води

Діапазон повторюваності випадків забрудненості води, H_i , %	Характеристика ВО за забрудненістю води	Значення оціночних балів	
		Умовні	Абсолютні
0-10	<i>Одинична</i>	a	1
10-30	<i>Нестійка</i>	b	2
30-50	<i>Стійка</i>	c	3
50-100	<i>Характерна</i>	d	4

Другий ступінь класифікації заснований на встановленні рівня забрудненості, в якості якого використовується поширений в гідрохімічній практиці показник кратності перевищення ГДК:

$$K_i = \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (1.11)$$

де K_i – кратність перевищення ГДК i -го інгредієнта;

C_i – концентрація i -го інгредієнта у воді ВО, мг/дм³;

$ГДК_i$ – ГДК i -го інгредієнта, мг/дм³.

При аналізі забрудненості води ВО за допомогою K_i також виділяються чотири якісно помітні рівня забрудненості: низький, середній, високий та дуже високий рівень забрудненості води (табл. 1.4).

Таблиця 1.4 – Класифікація ВО за рівнем забрудненості води

Діапазон кратності перевищення ГДК, K_i	Характеристика ВО за рівнем забрудненості води	Значення оціночних балів	
		Умовні	Абсолютні
0-2	<i>Низький</i>	a ₁	1
2-10	<i>Середній</i>	b ₁	2
10-50	<i>Високий</i>	c ₁	3
50-100	<i>Дуже високий</i>	d ₁	4

В табл. 1.4 умовним значенням забрудненості води (a₁, b₁, c₁, d₁) відповідають кількісні (абсолютні) значення від 1 до 4 балів.

Використовуючи цю класифікацію при узагальненні аналітичного матеріалу за окремими забруднювальними речовинами, одержують, наприклад, такі характеристики: «забрудненість фенолами низького рівня» або «забрудненість нафтопродуктами високого рівня» тощо.

При поєднанні першого і другого ступенів класифікації води для ВО

по кожному з використаних інгредієнтів, одержують узагальнені характеристики забрудненості, які умовно відповідають мірі їхнього впливу на якість води за певний часовий період (табл. 1.5).

Якісним узагальненим характеристикам відповідають узагальнені оціночні бали S_i , одержані як добуток оцінок за окремими характеристиками. Значення узагальненого оцінного балу по одному інгредієнту може коливатися в різних водах від 1 до 16 балів.

Найбільшому його значенню відповідає найгірша якість води за окремою забруднювальною речовиною, тобто для одного з інгредієнтів.

Використовуючи узагальнені якісні показники, будь-який ВО можна охарактеризувати за забрудненістю води окремими забруднювальними речовинами, наприклад: *«одинична забрудненість фенолами низького рівня»* або *«характерна забрудненість нафтопродуктами високого рівня»* тощо.

Якість води водних об'єктів є функцією не тільки окремих її елементів і тривалості їх дії, але й числа цих елементів і комбінаторних відносин їх концентрацій. Врахування сумісного впливу цих чинників здійснюється в завершальному, третьому ступені класифікації.

При одночасній дії токсичних речовин їхній ефект може залишатися таким же, як і дія кожної з них окремо, а може бути меншим або посилюватися. У останньому випадку може мати місце просте підсумовування (адитивна дія).

На основі цього якість води водного об'єкта може визначатись через комплексний показник, що одержується складанням узагальнених оцінних балів всіх забруднювальних речовин, які досліджуються.

Оскільки при цьому враховуються різні комбінації концентрацій забруднювальних речовин в умовах їх одночасної присутності, цей комплексний показник отримав назву комбінаторного індексу забрудненості ($KIЗ$) та розраховується за виразом:

$$KIЗ = \sum_{i=1}^n S_i. \quad (1.12)$$

Завершальний етап класифікації здійснюється на підставі величини $KIЗ$. Оскільки величина $KIЗ$ в значній мірі залежить від числа інгредієнтів, що використовуються при розрахунках, встановлення градацій якості води щодо придатності $KIЗ$ для використання в тих або інших цілях здійснюється залежно від їх числа використаних інгредієнтів (табл. 1.6).

При величині $KIЗ$ більш $11 \cdot n$ (n – кількість показників якості води, які взяті для його розрахунку), вода характеризується як *«неприпустимо брудна»* і розглядається поза даною класифікацією.

Використовуючи вказані градації, за величиною $KIЗ$ і числом врахованих в оцінці інгредієнтів якості води, воду відносять до того або іншого класу якості.

Виділяють чотири класи якості води: I – «слабко забруднена»; II – «забруднена»; III – «брудна»; IV – «дуже брудна».

Таблиця 1.5 – Імовірні варіації якісного стану ВО за окремими інгредієнтами та показниками забрудненості води

Характеристика ВО за забрудненістю води	Оціночні бали, S_i		Характеристика якості води ВО
	Умовні	Абсолютні	
Одинична забрудненість низького рівня	$a \times a_1$	1	Слабо забруднена
Одинична забрудненість середнього рівня	$a \times b_1$	2	Забруднена
Одинична забрудненість високого рівня	$a \times c_1$	3	Брудна
Одинична забрудненість дуже високого рівня	$a \times d_1$	4	Брудна
Нестійка забрудненість низького рівня	$b \times a_1$	2	Забруднена
Нестійка забрудненість середнього рівня	$b \times b_1$	4	Брудна
Нестійка забрудненість високого рівня	$b \times c_1$	6	Дуже брудна
Нестійка забрудненість дуже високого рівня	$b \times d_1$	8	Дуже брудна
Стійка забрудненість низького рівня	$c \times a_1$	3	Брудна
Стійка забрудненість середнього рівня	$c \times b_1$	6	Дуже брудна
Стійка забрудненість високого рівня	$c \times c_1$	9	Дуже брудна
Стійка забрудненість дуже високого рівня	$c \times d_1$	12	Неприпустимо брудна
Характерна забрудненість низького рівня	$d \times a_1$	4	Брудна
Характерна забрудненість середнього рівня	$d \times b_1$	8	Дуже брудна
Характерна забрудненість високого рівня	$d \times c_1$	12	Неприпустимо брудна
Характерна забрудненість дуже високого рівня	$d \times d_1$	16	Неприпустимо брудна

Таблиця 1.6 – Класифікація якості води за величиною $KIЗ$

Якість води			Величина $KIЗ$					
Клас	Розряд класу	Характеристика забрудненості води	Без урахування ЛПЗ	З урахуванням ЛПЗ				
				1 ЛПЗ ($k_1 = 0,9$)	2 ЛПЗ ($k_2 = 0,8$)	3 ЛПЗ ($k_3 = 0,7$)	4 ЛПЗ ($k_4 = 0,6$)	5 ЛПЗ ($k_5 = 0,5$)
I	–	Слабко забруднена	0-1n	0-0,9n	0-0,8n	0-0,7n	0-0,6n	0-0,5n
II	–	Забруднена	1n-2n	0,9n-1,8n	0,8n-1,6n	0,7n-1,4n	0,6n-1,2n	0,5n-1,0n
III	–	Брудна	2n-4n	1,8n-3,6n	1,6n-3,2n	1,4n-2,8n	1,2n-2,4n	1,0n-2,0n
III	а	Брудна	2n-3n	1,8n-2,7n	1,6n-2,4n	1,4n-2,1n	1,2n-1,8n	1,0n-1,5n
III	б	Брудна	3n-4n	2,7n-3,6n	2,4n-3,2n	2,1n-2,8n	1,8n-2,4n	1,5n-2,0n
IV	–	Дуже брудна	4n-11n	3,6n-9,9n	3,2n-8,8n	2,8n-7,7n	2,4n-6,6n	2,0n-5,5n
IV	а	Дуже брудна	4n-6n	3,6n-5,4n	3,2n-4,8n	2,8n-4,2n	2,4n-3,6n	2,0n-3,0n
IV	б	Дуже брудна	6n-8n	5,4n-7,2n	4,8n-6,4n	4,2n-5,6n	3,6n-4,8n	3,0n-4,0n
IV	в	Дуже брудна	8n-10n	7,2n-9,0n	6,4n-8,0n	5,6n-7,0n	4,8n-6,0n	4,0n-5,0n
IV	г	Дуже брудна	10n-11n	9,0n-9,9n	8,0n-8,8n	7,0n-7,7n	6,0n-6,6n	5,0n-5,5n

Таблиця 1.7 – Вплив забруднення на варіанти водокористування

Якість води ВО	Види водокористування					
	Госпо- дарсько- питне	Рекреація	Побутове	Рибне госпо- дарство	Промис- ловість	Зрошення
<i>Слабко забруд- нена</i>	Придатна з очисткою	Використо- вується	Придатна	Придатна для деяких видів риб	Придатна для всіх видів	Придатна
<i>Забруд- нена</i>	Не- придатна	Не- придатна	Не- придатна	Не- придатна	Утруднено	Придатна обмежено
<i>Брудна</i>	Не- придатна	Взагалі не- придатна	Не- придатна	Не- придатна	Для спеціаль- них цілей після очистки	Ускладнено
<i>Дуже брудна</i>	Не- придатна	Не- використо- вується	Взагалі не- можливо	Не- можливо	Можливо в окремих випадках	Можливо в окремих випадках

У зв'язку з тим, що третій і четвертий класи якості води характеризуються ширшим, ніж перший і другий, діапазоном коливань

величини $KIЗ$, то і забрудненість води оцінюється однаково, потрапляючи в один і той же клас. Тому в ці класи ведені розряди якості води.

Для забезпечення більшої точності визначення якості води, встановлення оціночних балів за величиною кратності перевищення ГДК (до $50 \cdot \text{ГДК}$), величини повторюваності випадків забруднення (до 50 %), всі подальші обчислення доцільно проводити, використовуючи інтерполяцію балів усередині інтервалів. При цьому, всі стани забрудненості, при яких кратність перевищення нормативів буде більше $50 \cdot \text{ГДК}$ чи повторюваність випадків забрудненості води більше 50 %, оцінюються 4 балами.

Можливість використання води споживачами залежно від класу якості наведена в табл. 1.7. Приведена система визначення класів забрудненості може бути використана тільки за умови рівномірного розподілу забруднювального навантаження між всіма інгредієнтами.

Інгредієнти (забруднювальні речовини) за якими якість води набагато гірша від якості води, визначеної за основною масою інгредієнтів, визначаються як лімітуючі показники забрудненості (ЛПЗ) для даного пункту контролю якості води (або всього ВО), оскільки вони за величиною $KIЗ$ (сумарного оцінного балу) $S_i \geq 11$, вода належить до найгіршого класу – *«неприпустимо брудна»*.

У деяких комбінаціях забруднювальних речовин може скластися ситуація, коли вода дуже сильно забруднена одним або декількома забруднювальними речовинами, але за всіма іншими показниками має задовільні характеристики. Це відбувається через те, що при визначенні $KIЗ$ відбувається згладжування високих величин одних показників за рахунок низьких величин інших показників. Тому за наявності ярко вираженої сильної забрудненості води одним або двома інгредієнтами вода може визначатися як *«слабко забруднена»*.

Для усунення згладжуючого впливу низьких величин концентрацій в градації якості вводиться коефіцієнт запасу k_i , який навмисно занижує кількісні вирази градацій якості в залежності від числа ЛПЗ, зменшуючись із зростанням числа останніх ($k_0 = 1$ – за відсутності ЛПЗ, $k_1 = 0,9$ – при одному ЛПЗ, $k_2 = 0,8$ – при двох ЛПЗ і т. д. до $k_4 = 0,5$ – при п'яти ЛПЗ).

Таким чином, за наявності у воді водного об'єкта ЛПЗ клас якості води визначається з урахуванням коефіцієнта запасу k_i . У разі присутності у воді більше п'яти ЛПЗ, або при величині $KIЗ$ більш 11n вода характеризується як *«неприпустимо брудна»* і подальша оцінка якості води виконується за іншими класифікаціями.

При порівняльному аналізі якості поверхневих вод можна використовувати також питомий показник – питомий комбінаторний індекс забрудненості ($PKIЗ$), що є часткою $KIЗ$, яка доводиться на один інгредієнт, що враховується при визначенні $KIЗ$:

$$PKI3 = \frac{\sum_{i=1}^n S_i}{n}. \quad (1.13)$$

Із загального числа інгредієнтів і показників якості води ВО виділяються такі ЛПЗ, які значно погіршують якість води до класу *«неприпустимо брудна»* з характеристикою та рівнем забрудненості води *«стійка забрудненість дуже високого рівня»* або *«характерна забрудненість високого і дуже високого рівнів»*. Величина сумарного оцінного балу за таким інгредієнтом становить більше 11. ЛПЗ оцінюються поінгредієнтно.

Для одержання якісної оцінки ЛПЗ використовується класифікація води водних об'єктів за стійкістю та рівнем забрудненості води ВО.

В даному випадку для якісної оцінки забрудненості води та її просторової й часової мінливості проводиться статистична обробка аналітичних даних.

Для цього розраховуються й узагальнюються такі статистичні та допоміжні показники:

- екстремальні значення концентрацій;
- середні величини;
- величини 5 %-ої та 95 %-ої забезпеченості;
- середньоквадратичне відхилення;
- дисперсія;
- коефіцієнт варіації;
- кратність перевищення 1·ГДК, 10·ГДК, 100·ГДК та повторюваність таких випадків.

Середні величини є показниками центральної тенденції ознаки, яка вивчається, оцінюють деякий середній рівень забрудненості води певним інгредієнтом за розрахунковий період часу.

При статистичній обробці гідрохімічної інформації прийнято використовувати середнє арифметичне значення та медіану. Екстремальні значення концентрацій характеризують найкращу та найгіршу якість води протягом розрахункового періоду часу.

Оскільки екстремальні величини є окремими членами ряду спостережень, а тому величинами випадковими, за мінімальні та максимальні величини беруться концентрації 5–відсоткової та 95–відсоткової забезпеченості.

Для оцінки мінливості ознаки використовують характеристики варіювання – середнє квадратичне відхилення, дисперсію, коефіцієнт варіації.

Кратність перевищення 1·ГДК, 10·ГДК, 100·ГДК та повторюваність таких випадків розраховують з метою встановлення дат розрахункового періоду (або ділянок ВО) з найбільшою забрудненістю води.

Оцінка якості води за *PKI3* та *KI3* може мати різне застосування,

насамперед при вирішенні питань, пов'язаних з оцінюванням сучасного стану води ВО, встановленням просторово-часових змін якості води ВО за минулий та її прогнозуванням на майбутній періоди.

Диференційована оцінка якості води здійснюється за допомогою статистичних показників і відноситься до ЛПЗ.

Комплексна оцінка якості води базується на встановленні рівня і класу якості води ВО за величиною $KIЗ$, на виділенні пріоритетних забруднювальних речовин, які є найбільш небезпечними при використанні води різними споживачами.

1.8 Оцінка якості води за ступенем її забруднення

Оцінка якості води за ступенем її забруднення виконується за методом Науково-дослідного інституту (НДІ) гігієни ім. Ф.Ф. Ерісмана [66, 114].

Для визначення якості води (ступеня забруднення води) за цим методом використовуються чотири критерії шкідливості, які формуються за певними групами речовин і специфічних показників якості води, при цьому одні і ті ж показники одночасно можуть входити в декілька груп, як наприклад, хімічне споживання кисню (XCK):

1) критерій санітарного режиму (W_c), де враховуються O_2 , $БСК_5$, XCK і специфічні ЗР, що нормуються за впливом на санітарний режим;

2) критерій органолептичних властивостей (W_ϕ), де враховуються запах, завислі речовини, XCK і специфічні забруднення, що нормуються за органолептичною ознакою шкідливості;

3) критерій, що враховує небезпеку санітарно-токсикологічного забруднення (W_{CT}), де враховуються XCK і специфічні забруднення, що нормуються за санітарно-токсикологічною ознакою;

4) епідеміологічний критерій (W_e), який враховує небезпеку мікробного забруднення.

Величина комплексної оцінки забруднення води ВО обчислюється окремо для кожної з ЛОШ – W_c , W_ϕ , W_{CT} та W_e , за таким виразом (формула адитивності):

$$W_j = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (K_i - 1)}{n}, \quad (1.14)$$

де W_j – величина комплексної оцінки рівня забруднення води ВО за кожною з ЛОШ (W_c , W_ϕ , W_{CT} та W_e);

n – кількість показників, що використовуються в розрахунку;

K_i – кратність перевищення ГДК i -го показника, яка розраховується за

рівнянням (1.11), при цьому, якщо $K_i < 1$, тобто фактичне значення показника менше за $\Gamma ДК$ (норматив), то вважається, що $K_i = 1$.

Ступінь забруднення води ВО в залежності від величин комплексних оцінок W_j , розрахованих за даними про ЛОШ, визначається за класифікаційною таблицею діапазонів значень W_j (табл. 1.8).

1.9 Оцінка якості води за коефіцієнтом забрудненості

Для оцінки рівня забруднення водних об'єктів можна використовувати так званий коефіцієнт забрудненості ($KЗ$), який визначається за таким рівнянням:

$$KЗ = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{g=1}^G \sum_{m=1}^M \Pi_{i,j,g,m}, \quad (1.15)$$

де i – номери показників якості води (або їх груп з однаковими ЛПШ);

j – число створів (пунктів контролю);

g – число вимірювань i -го показника в j -му створі;

m – загальна кількість цих вимірювань за досліджуваний період (місяць, рік);

N – загальне число вимірювань усіх i -х показників у всіх j -х створах за цей період;

$\Pi_{i,j,g,m}$ – величини, що характеризують відносну величину порушення нормативу i -го показника (або групи показників з однаковими ЛПШ).

1.10 Сумарний показник якості води водних об'єктів

Комплексна оцінка якості води може здійснюватися на основі сумарного показника якості води водних об'єктів за такою формулою:

$$I_{\text{сум}} = I_{\text{орг}} + I_{\text{заг}} + I_{\text{ток}} + I_{\text{бак}}, \quad (1.16)$$

де $I_{\text{орг}}$, $I_{\text{заг}}$, $I_{\text{ток}}$, $I_{\text{бак}}$ – сумарні показники відносного забруднення води відповідно за органолептичними, загально-санітарними, токсикологічними ознаками шкідливості та показник бактеріального забруднення води;

$I_{\text{сум}}$ – сумарний показник якості води водного об'єкта, який змінюється від 0 (допустимий ступінь забруднення) до 4 і більше (надзвичайно високий ступінь забруднення).

Таблиця 1.8 – Ступінь забруднення води ВО в залежності від величин комплексної оцінки W_i , розрахованих за даними про ЛОШ

Рівень забруднення	Критерій забруднення води ВО в залежності від величин комплексної оцінки W_i			
	Органо-лептичний, W_ϕ	Санітарний режим, W_c	Санітарно-токсикологічний, W_{CT}	Епідеміологічний, W_e
<i>Допустимий</i>	1,0	1,0	1,0	1,0
<i>Помірний</i>	1,0-1,5	1,0-3,0	1,0-3,0	1,0-10
<i>Високий</i>	1,5-2,0	3,0-6,0	3,0-10	10-100
<i>Надзвичайно високий</i>	> 2,0	> 6,0	> 10	> 100

1.11 Комплексний показник забрудненості води

Комплексний показник забрудненості води (*КПЗВ*) запропаний В.В. Мороковим, визначається як середня геометрична величина окремих показників хімічного (K_x) та бактеріологічного (K_b) – за колі індексом забруднення та обчислюється за рівнянням:

$$КПЗВ = \sqrt{K_x} \cdot \sqrt{K_b}, \quad (1.17)$$

де *КПЗВ* – комплексний показник забрудненості води;

K_x – середня геометрична величина *i*-х показників хімічного забруднення;

K_b – середня геометрична величина *i*-х показників бактеріологічного забруднення (за колі індексом).

1.12 Інтегральна та графічна оцінки якості води малих річок

Інтегральна оцінка якості води малих річок запропонована А.С. Шейном і основана на використанні комплексного індексу якості води (I_p), який визначається за формулою:

$$I_p = \frac{1}{L} \cdot \sum_{i=1}^N I_{k,i} \cdot l_{k,i}, \quad (1.18)$$

де I_p – інтегральна оцінка якості води річки (або окремої ділянки);

$l_{k,i}$ – довжина розрахункової *i*-ї ділянки річки;

$I_{k,i}$ – інтегральна оцінка якості води *i*-ї ділянки (створу), що обчислюється як сума часткових індексів: загально-санітарного ($I_{з-с}$), домішок (I_d), металів (I_m) та токсичності (I_m);

L – довжина річки;

N – кількість ділянок (створів).

Оцінка якості води малих річок графічним методом основана на складанні модель-карт якості поверхневих вод – кругових діаграм з шкалами-радіусами, ціна поділки яких відповідає максимальному значенню лімітуючого показника якості води (ЛПЯВ).

Кількість радіусів дорівнює кількості характеристик якості води, що визначаються. За лімітуючі беруться характеристики, що найбільше відповідають даним умовам використання: санітарно-гігієнічним, токсикологічним, санітарно-екологічним, рибогосподарським, меліоративно-зрошувальним тощо.

Для детальної характеристики умов формування стоку малої річки та якості її води за цією методикою складають окремі діаграми: сольового

фону, бактеріальної забрудненості, токсикологічної ситуації та інші.

З використанням цих діаграм визначають факторні коефіцієнти (K_i), а далі обчислюють середнє арифметичне значення цих коефіцієнтів – екологічний коефіцієнт якості води ($K_{ек}$):

$$K_{ек} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n K_i, \quad (1.19)$$

де $K_{ек}$ – екологічний індекс якості води;

K_i – коефіцієнти, які визначають з окремих i -х діаграм;

n – кількість використаних (побудованих) діаграм (характеристик) або кількість факторних коефіцієнтів.

З використанням отриманих екологічних індексів якості води $I_{ек}$ встановлюють ступінь забрудненості річки та екологічний стан її басейну [105, 123].

1.13 Оцінка трофності та якості води за індексом *E-TRIX*

Даний метод оцінки якості води та рівня трофності ВЕС заснований на використанні індексу евтрофікації (*E-TRIX*) [17, 125].

При розрахунку вказаного індексу використовуються стандартні гідрохімічні та гідробіологічні характеристики екологічного стану поверхневих вод, що визначають первинну продукцію органічної речовини або пов'язані з нею показники [102]. Це дозволяє коректно проводити порівняльний аналіз екологічного стану вод різних акваторій одного ВО за рівнем їх трофності (дивись **Додаток А**).

Індекс *E-TRIX* є функцією концентрацій загального фосфору (P), мінеральних форм азоту (N), розчиненого кисню (O_2) та хлорофілу «а».

Останній показник характеризує наявну біомасу фітопланктону.

Індекс евтрофікації *E-TRIX* визначається за формулою [125]:

$$E - TRIX = \lg(1,5 \cdot C_h \cdot D_{\%O} \cdot C_N \cdot C_P) / 1,2, \quad (1.20)$$

де C_h – концентрація хлорофілу «а», мкг/дм³;

$D_{\%O}$ – відхилення в абсолютних значеннях вмісту розчиненого у воді кисню від 100-відсоткового насичення;

C_N – концентрація розчиненої форми азоту мінерального, мкг/дм³;

C_P – концентрація загального фосфору, мкг/дм³.

Значення індексу *E-TRIX* змінюються від 0 до 10, відповідно до трофічних умов. Рівні трофності та характеристика якості вод, залежно від величини *E-TRIX*, наведені в табл. 1.9.

Таблиця 1.9 – Рівні трофності та якість води за індексом *E-TRIX*

Значення <i>E-TRIX</i>	Рівень трофності	Якість води
<4	<i>Низький</i>	<i>Висока</i>
4-5	<i>Середній</i>	<i>Добра</i>
5-6	<i>Високий</i>	<i>Задовільна</i>
6-10	<i>Дуже високий</i>	<i>Погана</i>

В тих випадках, коли значення *E-TRIX* перевищують 6, вода ВЕС характеризуються високим вмістом біогенних речовин, низькою прозорістю та можливістю виникнення гіпоксії в придонних шарах води.

Однак, при значеннях *E-TRIX* менше 4 – концентрація головних біогенних елементів незначна, відбувається інтенсивна аерація води по всій водній товщі, у водоймі висока прозорість води [110].

1.14 Оцінка якості води за гідробіологічними показниками

На сьогодні особливу увагу в екологічних класифікаціях та при оцінках якості води відводять гідробіологічним показникам. Вважається, що гідробіологічна оцінка дає найвірніше, порівняно з іншими (хімічними, фізичними, бактеріологічними) оцінками, уявлення про стан водного об'єкта, як цілісної екологічної системи [121].

Різноманітні біологічні процеси та реакції організмів на зовнішній вплив створює різноманітні варіанти біологічних оцінок. В Україні та за її межами використовують різні системи оцінок, які ґрунтуються на визначенні бактеріологічних показників якості води, індикаторних організмів, використанні комплексу структурних та функціональних оцінок стану гідробіотів.

У країнах Європейського союзу (ЄС) використовують, головним чином, підходи біологічної оцінки (індикації) якості води, які базуються на системі сапробності та біотичних індексах.

В останні роки розроблено багато варіантів зображення результатів визначення середньої сапробності біоценозів: графічний, векторний, кількісний (індекс Пантле і Букка) тощо.

Крім того, запропоновано безліч різних індексів (видової різноманітності, схожості, біоіндикації, послідовного порівняння, біотестування, забруднення, якості води тощо).

Існують два основні напрямки оцінки якості води і стану водних екосистем: біологічна індикація та біотестування.

1.14.1 Методи біологічної індикації

Метод біологічної індикації (біоіндикації) – це метод оцінки якості води за видовим складом гідробіонтів, які проживають в ній. Це можливо завдяки рівновазі екосистем, що створюється і підтримується за допомогою багатосторонніх зв'язків організмів між собою та біокосним середовищем [116].

Класична система оцінки сапробності (забрудненості) вод за сукупністю індикаторних організмів розроблена ще на початку XX ст. вченими Р. Колквітцем і М. Марссоном. Забрудненість води вони умовно поділили на три характерні зони сапробності: полісапробну (дуже забруднену), мезосапробну (α -мезосапробну – значно забруднену, β -мезосапробну – помірно забруднену) та олігосапробну (слабо забруднену).

У середині XX ст. Р. Пантле і Т. Букк запропонували індекс сапробності (S).

Для визначення індексу Пантле-Букка беруть так звану індикаторну значущість (S_i): 1) для олігосапробних організмів – $S_i = 1$; 2) для β -мезосапробних – $S_i = 2$, 3) для α -мезосапробних – $S_i = 3$, 4) для полісапробних – $S_i = 4$.

Кількість представників кожного виду (h_i) оцінюють також відносними величинами: випадкові представники – $h_i = 1$, які часто зустрічаються – $h_i = 3$, масова кількість – $h_i = 5$.

Таким чином індекс сапробності S визначається за формулою:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \cdot h_i}{\sum_{i=1}^n h_i}, \quad (1.21)$$

де S_i – індикаторна значущість i -го виду;

h_i – відносна чисельність виду i -го виду;

n – число видів-індикаторів.

Для різних вод індекс сапробності S становить:

– в полісапробних зонах $S = 4,0-3,5$;

– в α -мезосапробних $S = 3,5-2,5$;

– в β -мезосапробних $S = 2,5-1,5$;

– в олігосапробних $S = 1,5-1,0$;

– в катаробних $S < 1,0$.

На жаль застосування індексу сапробності Пантле-Букка не завжди дає об'єктивне пояснення біологічних явищ у ВЕС і не може вважатись вичерпним. Наприклад, коли з водних джерел надходить вже сформований комплекс організмів зоопланктону, оцінка якості води за індикаторними організмами не бажана. Для цього більш доцільне використання індексів

видової різноманітності.

В останній час при гідробіологічному аналізі природних вод велику увагу приділяють використанню індексів видової різноманітності, використання яких обумовлюється існуванням в сучасній екології положення про обов'язкове високе видове різноманіття як умови благополуччя екосистеми.

Індекси видової різноманітності застосовують для оцінки стійкості водних екосистем. В екології найчастіше використовують індекси Глісона, Маргалефа, Симпсона, Фішера, Корбета, Вільямса, Шеннона та інші. Найбільш популярними є індекси, що укладені за інформаційною формулою Шеннона (H):

$$H = - \sum_{i=1}^m \frac{n_i}{N} \cdot \lg \frac{n_i}{N}, \quad (1.22)$$

де N – загальна кількість (біомаса) організмів в одиниці об'єму води або на одиниці поверхні дна;

n_i – кількість організмів (біомаса) даного виду;

m – кількість видів.

Велика перевага способів оцінки за видовою різноманітністю полягає в тому, що їх можна застосовувати до будь-яких забруднюючих речовин. Але треба пам'ятати, що видове різноманіття змінюється при зміні умов мінерального живлення, а також в результаті будь-яких змін у навколишньому середовищі, які формують умови пристосування гідробіонтів до цих змін.

1.14.2 Методи біологічного тестування

Метод біологічного тестування (біотестування) – це метод оцінки уражувального впливу певного токсиканта або компонентів водного середовища шляхом реєстрації змін біологічних показників піддослідних організмів (тест-об'єктів).

Тест-об'єкти – це піддослідні організми, які піддаються впливу токсиканта або досліджуваного в токсикологічному відношенні водного середовища. Тест-об'єктами можуть бути водорості, вищі водні рослини, безхребетні зоогідробіонти, риби тощо. Можуть використовуватись окремі ферментні системи, органи, тканини, клітини або навіть модельні екосистеми, так звані мікрокосми. Це ізольовані частини природного біоценозу, відділеного від природного середовища за допомогою пластмасових, поліетиленових чи сітчастих садків.

Тест-функції – це вищеназвані біологічні показники (фотосинтез, дихання, поведінка, електрофізіологічні інгредієнти, темп розмноження, флюоресценція тощо). Принцип біотестування полягає в тому, що в

експериментальних умовах вивчають реакцію організмів на певний токсикант, забруднену або природну воду і порівнюють її з контролем, який не підлягає дії токсиканта.

Біотести розподіляються на гострі та хронічні. Гострі біотести дають оперативну експрес-інформацію про токсичність водного середовища протягом короткого часу (до 4-5 годин). В сучасних екологічних класифікаціях якості води рівень токсичності водного середовища пропонується визначати за реакцією тест-об'єктів протягом 24 та 48 годин.

Хронічні біотести дають змогу, по-перше, дати вичерпну інформацію про характер дії досліджуваного водного середовища на тест-об'єкт, по-друге, виявити віддалені наслідки дії токсиканта, а при бажанні – навіть на відтворення нащадків та їх життєздатність. Крім того, хронічні біотести можуть виявити негативний вплив водного середовища навіть у тому разі, коли гострі не дають відповідних результатів. Розроблена велика кількість методів біотестування (за допомогою дафній, за реакцією закривання стулок молюсків, за виходом риби з токсичного середовища тощо).

Методи біотестування не підміняють хімічні методи визначення якості води, а в певній формі показують наявність у воді біологічно небезпечної речовини за реакціями тест-об'єктів. Ці методи дозволяють відносно швидко провести обстеження водного середовища і виявити райони значного забруднення. Після того як біотести покажуть наявність небезпечних речовин у водоймі, проводяться досконалі хімічні аналізи.

1.14.3 Оцінка якості води та рівня трофності за макрофітами

Макрофіти – це крупні водорості, мохи й судинні рослини, що нормально розвиваються в умовах водного середовища та надмірного зволоження, мешкають як у воді, так і в прибережній зоні.

Ця група гідробіонтів є початковою ланкою в круговороті речовин і енергії як первинні продуценти органічної речовини. Тому макрофіти визначаються як один з найважливіших компонентів водних екосистем.

Макрофітам властива консервативність по відношенню до короточасних змін середовища, проте зміни рослинності протягом місяця, сезону, року або декількох років можуть свідчити про певну трансформацію екосистем. Саме тому макрофіти є хорошим об'єктом для багаторічних спостережень.

Характеристики співтовариств макрофітів використовуються для оцінки трофічного статусу ВО і різних видів дії природного та антропогенного характеру.

Крім того, вищі водяні рослини (ВВР) беруть безпосередню участь у формуванні якості води та відіграють в екосистемах водойм едифікаторну роль, утворюючи біогеоценотичне середовище для пов'язаних з ними

гідробіонтів. У складі флори водоростей і фауни зарослих та незарослих акваторій існують значні відмінності.

Перераховані властивості макрофітів визначають актуальність їх вивчення в цілому і мають неабияке екологічне значення для підтримки біорізноманіття та сталості ВЕС.

Механізм впливу макрофітів на якість води є різнобічним. З одного боку прибережні та хащі макрофітів відіграють роль механічних фільтрів, наприклад, перехоплюючи та затримуючи завислі частинки (найбільш значна їх частина накопичується на слизистих поверхнях рослин, а інша – переробляється перифітонними співтовариствами), з другого боку – в процесі живлення ВВР поглинають з води та донних відкладень, накопичують, утилізують і трансформують біогенні речовини, мікроелементи, а разом з ними – різні токсичні речовини, солі важких металів, феноли, високомолекулярні органічні речовини тощо.

Цей процес є вибірконим і залежить від виду рослин, їх фізіологічних особливостей, стадії онтогенезу, екологічних особливостей водойми. Один і той же вид рослин залежно від рівня забезпеченості біогенними елементами містить різну їх кількість. При цьому коефіцієнт накопичення в оліготрофних водах вище ніж в евтрофних.

Однією з найважливіших функцій макрофітів є кисневе забезпечення дихання гідробіонтів й окислення різних хімічних речовин. Найбільш важлива роль у цьому процесі належить зануреним рослинам, оскільки більшість з них є тіньовитривалими видами.

Крім безпосередньої участі ВВР у формуванні якості води, рослинні співтовариства відіграють в екологічних системах ВО едіфікаторну роль, утворюючи біогеоценотичне середовище для пов'язаних з ними гідробіонтів.

У складі флори водоростей і фауни зарослих і незарослих акваторій існують значні відмінності у видовому складі спільноти гідробіонтів, які складають епіфітон.

Епіфітон є важливим компонентом біоценозів ВВР до складу якого входять мікроорганізми, водорості та безхребетні тварини – зоофітос.

В залежності від умов екотопу, екологічної групи, стану рослин і стадії їх онтогенезу, проектного покриття в чагарниках склад, біомаса і функціональна активність співтовариств епіфітона значно відрізняються. Найактивніше обростають занурені види макрофітів, біомаса епіфітних співтовариств на них може дорівнювати фітомасі самих рослин.

В процесах самоочищення води роль епіфітона дуже велика, особливо при очищенні води від органічних забруднювальних речовин природного і антропогенного характеру, а також при формуванні кисневого режиму. Епіфітні співтовариства водоростей є важливими продуцентами кисню в чагарниках, оскільки в будь-який сезон його

виділення перевищує споживання на дихання, а бактеріоепіфітону належить основна роль в деструкції забруднень органічної природи.

Близько 70 % загальної деструкції органічної речовини здійснюється безпосередньо бактеріоепіфітоном (основна частина мінералізується приблизно в однакових пропорціях планктоном і бентосом чагарників).

При низьких концентраціях епіфітона до 89-87 % кисню використовується на бактерійну деструкцію органічної речовини, при вищих – частка бактерій в споживанні кисню знижується до 45-63 %, а решта – використовується на дихання епіфітних водоростей і безхребетних тварин. Внесок бактеріоепіфітона в загальну деструкцію органічної речовини біотичними співтовариствами (планктон, періфітон, бентос) в чагарниках становить близько 60-74 %, а в екосистемі водотока – 11-19 %.

Прісноводі водойми (річки, струмки, канали, озера, водосховища, ставки, копані тощо) – є місцем існування для рослин, що пристосувалися до водного образу життя, які відносяться до екологічної групи *гідрофітів*.

Гідратофіти у вузькому сенсі – тільки напівзанурені у воду рослини, які мають надводну і підводну частини, тобто ті, що живуть у водному і повітряному середовищах. До цієї групи відносяться, перш за все, прибережні рослини. У ґрунті водойм вони утворюють кореневища з численним додатковим корінням, а над поверхнею води підіймають або листя або облистяні пагони.

Гідратофіти – повністю занурені у воду рослини. Одні з них укорінюються в ґрунті водойм, інші вільно завислі в товщі води і лише під час цвітіння суцвіття висувуються над водою. Специфічні умови життя визначають будову гідратофітів.

Перехідну групу між гідрофітами у вузькому сенсі цього слова і гідратофітами утворюють *аерогідратофіти* – рослини з плаваючим на поверхні води листям й іншими органами (глючик жовтий тощо).

Найактивніше прибережно-водні рослини розвиваються поблизу пологих берегів, у ВО з відсутністю течії або з повільним рухом води, багатих мінеральними речовинами. У таких водоймах виділяють ряд рослинних поясів (зон), що закономірно змінюються від берега до центру в залежності від збільшення глибини водойм. У зовнішньому, мілководному поясі розташовуються чагарники крупних осок і прибережно-водного різнотрав'я. Тут звичайні частуха подорожникова, стрілолист, сусак зонтичний, осоки вздутоноса, пузирчаста, носата, гостра. Далі до глибин 2-3 м знаходиться пояс високих рослин з чагарників очерету, очерету озерного, рогузу, хвоща надрічкового. Ще глибше – до глибин 4-5 м, тягнеться пояс рослин з плаваючим листям – аерогідрофітів, таких як латаття біле, рдест плаваючий, горець земноводний, ряски мала та тридольна, тілоріз. Поблизу центру водойми зазвичай поверхня вільна. Тут зустрічаються занурені у воду гідратофіти (наприклад, рдести, роголист).

Декілька глибше розташовується пояс харових водоростей (хара, нітелла) і деяких мохів (варнсторфія). Такий опис є умовно-схематичним.

У природі залежно від глибини водойми, рельєфу його дна, характеру ґрунту, фізико-хімічних властивостей (особливостей) води й інших чинників спостерігаються відхилення від даної схеми розподілу співтовариств. Деякі пояси можуть повністю випадати або змішуватися.

В гідроекології при оцінках якості води та екологічного стану ВЄС використовується екобіоморфологічна класифікація макрофітів, яка заснована на морфологічних і біологічних особливостях рослин з урахуванням різної пристосованості до водного середовища.

Тип 1 – гідрофіти, або справжні водяні рослини (утворюють фітоценози в межах глибин від 0,5 до 2,5 м):

група 1 – гідрофіти, вільно плаваючі в товщі води (роголист темно-зелений, ряска тридольна, тілоріз алоеvidний, пухирчатка звичайна);

група 2 – занурені гідрофіти, що укоріняються (рдест блискучий, рдест гребінчастий, елодея канадська та інші);

група 3 – гідрофіти, вільно плаваючі на поверхні води (ряска мала, сальвінія плаваюча та інші);

група 4 – гідрофіти, що укоріняються, з плаваючим листям (гличик жовтий, латаття біле, рдест плаваючий, гречка земноводна).

Тип 2 – гелофіти, або легководні рослини (розташовуються переважно у берегів, при цьому, глибини до 0,1 м – прибережні мілководдя, займають приземні гелофіти, глибини до 0,5 м – низькотравні легководні рослини, а глибини від 1,0 до 1,2 м – високотравні гелофіти):

група 5 – високотравні гелофіти, середня висота 180-250 см (очерет звичайний, рогіз вузьколистий, очерет озерний та інші);

група 6 – низькотравні гелофіти, середня висота 60-100 см (частуха подорожникова, стрілолист, сусак зонтичний, водяна сосонка та інші);

група 7 – приземні гелофіти, висота менше 10 см (ситняг голковий, лужниця водна, монція та інші).

Тип 3 – коловодні рослини (займають високі рівні берегової зони затоплення, у воді зустрічаються рідко):

група 8 – гірогелофіти (калужниця болотна, осока гостра, поручейниця водяна, шабельник болотний, віх отруйний, манник, ірис псевдоаїровидний, жерушник земноводний, жовтець язиковий та інші);

група 9 – трав'янисті гірофіти (очерет лісовий, ситник жаб'ячий, деякі осоки та інші);

група 10 – деревні гірофіти (верба тритичинкова), представлені вербами, які часто облямовують береги водойм і водотоків, нерідко виростають у воді;

група 11 – гігромезофіти (гусяча лапка, вероніка та інші).

Частоту зустрічаємості видів враховували за шкалою частот з такими позначеннями: константні, зустрічаються у 80-100 %; постійні,

зустрічаються більш ніж у 50 %; часті, зустрічаються у 25-50 %; рідкісні, зустрічаються у 5-24 %; дуже рідкісні, зустрічаються до 5 %.

Неодмінною умовою оцінки екологічного стану та якості води за макрофітами є визначення їхніх взаємозв'язків умовами середовища. Це зумовлено тим, що ВВР, з одного боку, є «каркасом» ВЕС, виконуючи середоутворюючу функцію, а з іншого – мають ряд переваг, які дозволяють використовувати їх як індикатор певних умов середовища, включаючи оцінку наслідків антропогенної дії. Найбільш істотними перевагами ВВР перед іншими компонентами біоти є їх фізіономічність і виняткова чутливість реакцій (рослинності взагалі та окремих видів рослин) на щонайменші зміни в умовах середовища.

За вимогливістю до ґрунтової родючості рослини утворюють такі екологічні групи: 1) мегатрофи (виростають на найбагатших мінеральними речовинами ґрунтах); 2) мезотрофи (рослини досить забезпечених мінеральним живленням ґрунтів); 3) оліготрофи (рослини бідних мінеральним живленням ґрунтів).

По відношенню до вологості ґрунтів виділяються:

- ксерофіти (рослини сухих місцепроживань);
- мезофіти (рослини забезпеченого зволоження);
- гігрофіти (рослини рясного зволоження, проточних, застійних ВО).

Дослідження характеру розподілу макрофітів (просторова ценотична організація) виконується за вертикальною та горизонтальною зональністю.

Під зонуванням водойми розуміють її гідротопічну диференціацію за критерієм відмінностей у гідрохімічному складі вод, яку відображає фоновий вид як індикатор сапробності [39]. Вихідними даними до визначення гідрохімічного фону вод є значення сапробності окремих видів макрофітів, наведені в табл. 1.10.

Використовуючи дані щодо розподілу макрофітів у водоймах і значення індексів сапробності (S), можна визначити якість води як всієї водойми, так і її окремих зон з певними значеннями сапробності.

Індекс сапробності S за макрофітами, сапробність водойми та якість води (ступінь забрудненості водойми): гіперсапробність $S > 5,0$ – дуже брудні води; α -полісапробність $S = 4,0-5,0$ – брудні води; β -полісапробність $S = 3,6-4,0$ – брудні води; α -мезосапробність $S = 2,6-3,5$ – забруднені води; β -мезосапробність $S = 1,6-2,5$ – забруднені води; α -олігосапробність $S = 1,1-1,5$ – чисті води; β -олігосапробність $S = 0,5-1,0$ – чисті води; ксеносапробність $S < 0,5$ – дуже чисті води.

З використанням встановленого типу трофності (за макрофітами) можна визначити окремі індикаторні гідрохімічні та гідробіологічні параметри евтрофікації водойм (табл. 1.11).

Таблиця 1.10 – Індикаційні показники макрофітів [3]

Індикаторні макрофіти	Індикаційні показники	
	S	Сапробність
Роголист – <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2,90	α-мезосапробність
Уруть – <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	1,70	олігосапробність
Стрілолист – <i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	1,40	олігосапробність
Тілоріз – <i>Stratiotes aloides</i> L.	-	олігосапробність
Рдест гребінчастий – <i>Potamogeton pectinatus</i> L.	1,40	олігосапробність
Рдест курчавий – <i>Potamogeton crispus</i>	1,80	олігосапробність
Глечик жовтий – <i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith	1,70	олігосапробність
Латаття біле – <i>Nymphaea candida</i> J. Presl	1,40	олігосапробність
Чилим (або водяний горіх) – <i>Trapa natans</i> L.	1,90	олігосапробність
Водокрас – <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	1,80	олігосапробність
Ряска тридольна – <i>Lemna trisulca</i> L.	1,80	α-мезосапробність
Сальвінія плаваюча – <i>Salvinia natans</i> Hoffm.	1,10	олігосапробність
Ряска маленька – <i>Lemna minor</i> L.	2,25	α-мезосапробність
Горець земноводий – <i>Persicaria amphibium</i>	1,20	олігосапробність
Сусак зонтичний – <i>Butomus umbellatus</i> L.	-	олігосапробність
Рогоз широколистий – <i>Typha latifolia</i> L.	1,20	олігосапробність
Очерет озерний – <i>Scirpus lacustris</i> L.	1,70	олігосапробність

Таблця 1.11 – Індикаторні параметри евтрофікації водойм [42]

Індикаторні параметри евтрофікації водойм	Тип трофності (за макрофітами)			
	Оліготрофний	Мезотрофний	Евтрофтрофний	Гіпертрофний
Середня біомаса фітопланктону, мг/дм ³	<1	1-3	3-10	>10
Середня біомаса бентоса, г/м ²	<1,25-2,5	2,5-10	10-40	>40
Відношення прозорості (за білим диском) до глибини водойми	1,00-2,00	0,50-1,00	0,25-0,50	-
Концентрація загального фосфору, мкг/дм ³	5-20	20-50	50-100	-
Концентрація мінерального фосфору, мг/дм ³	0,01-0,03	0,03-0,25	>0,25	-
Концентрація карбонатів, мг/дм ³	2,0-7,0	7,0-15,0	15,0-20,0	-
Концентрація загального азоту, мкг/дм ³	5-80	80-500	500-1500	-
Концентрація мінеральних форм азоту, мг/дм ³	0,05-0,35	0,35-0,95	>0,95	-
Концентрація азоту аммонійного, мг/дм ³	0,015-0,025	0,025-0,060	>0,060	-
Концентрація азоту нітратного, мг/дм ³	0,01-0,02	0,02-0,03	>0,03	-
БСК ₅ , мгО/дм ³	2,3-3,3	3,3-5,5	>5,5	-
Концентрація розчиненого кисню, % насичення O ₂	105-95	95-50	<50	-
Концентрація кремнію, мг/дм ³	0,05-0,30	0,30-0,65	>0,65	-
рН донних відкладів	6,9-7,2	7,2-8,0	8,0-9,5	-

1.14.4 Визначення гідроекологічного стану водних об'єктів за таксоценозом водяних жорсткокрилих (Coleoptera)

Ця методика заснована на принципах біоіндикації субценотичного рівня, що забезпечує достатню надійність і об'єктивність даних [116].

Водні жорсткокрилі (*Coleoptera*) відповідають необхідним вимогам до підбору біоіндикаторів: мають майже повсюдне поширення, численні, мобільні (імаго миттєво перелітають в інші водойми при аномальних для виду змінах середовища), можливий пасивний облік (автоматизований моніторинг) та проведення моніторингу протягом усього року, трофічно різноманітні (фітофаги, сапрофаги, хижаки) [21, 22, 23].

Ключовим критерієм оцінок розглядаються життєві стратегії обраного таксоценозу згідно концепції річкового континууму [24].

Еколого-фауністична складова будь-якого водного об'єкта є основою багатьох теоретичних і практичних визначень гідроекологічного і природоохоронного напрямків.

До еколого-фауністичних узагальнень входить визначення видового складу с точки зору біорізноманіття, характер гідротопічного розподілу, трофологія, відношення до якості вод й ін. На основі цих даних створюються каталог гідробіонтів загальний та індикаційний, визначаються особливості сукупних умов існування оцінюваного таксоценозу як показник стану гідроекосистемних виділів. Під гідротопічною спеціалізацією розуміється приуроченість видів таксоценозу до структур водних системи (заплави, струмки, прибережні джерела тощо) за певним типом вод, текучістю, солоністю, ґрунтів тощо.

За цим гідроекологічним параметром визначається загальна гідроекологічна структура спільноти таксоценозу, яка віддзеркалює якісний бік гідрологічних умов водного об'єкта за тривалий час (водність, глибини, наявність і характер проточності й ін.), тобто – структуру і характер гідрологічних утворювачів водного середовища.

Трактування класифікацій приуроченості гідробіонтів до певного типу гідротопів мають дуже широкий спектр [30, 31]. Однією з них є схема, що дозволяє співвідносити різні дані, наприклад:

а) реофіли – мешканці водотоків:

1) річкові реофіли – мешканці руслових біотопів річок;

2) струмкові реофіли – мешканці струмків;

б) інундантіофіли – мешканці розливів річок і новостворених заплавлених водойм, що мають безпосередній зв'язок з річкою;

в) кренофіли (кренобіонти) – мешканці джерел, джерельних боліт і водойм;

г) лімнофіли – мешканці стоячих водойм або стоячих ділянок водотоків:

1) політопні лімнофіли – населяють стоячі водойми;

2) оліготопні лімнофіли – види, що віддають перевагу стоячим водоймам певного типу (певного розміру або тельматофіли (*A. lineatus*) – мешканці тимчасових водойм).

Структура водних *Coleoptera* гирлової частини малих річок, як, наприклад, річка Великий Куяльник, за галобністю визначається по системі індикаторів галобності, що побудована на основі індикаційної класифікації Кольбе-Хустедта [30, 31]. Вона має широке застосування в індикації стану водних об'єктів, оскільки охоплює великий діапазон концентрацій, властивий природним водам [32].

Розрізняють такі індикаторні групи водних жуків: а) *мезогалоби* (mh) – солонуваті води (5-20‰); б) *олігогалоби* (oh) – прісноводні, або злегка солонуваті (0-5 ‰); в) *олігогалоби-галофіли* (oh-hl) – переважно прісноводі, але поширені також у водах з невисоким рівнем концентрації NaCl; г) *олігогалоби-галофоби* (oh-hb) – типowo прісноводі, такі, що уникають навіть невеликих підвищень солоності.

Наприклад, для р. В. Куяльник визначено, що серед імаго є досить велика кількість олігогалобів – галофобів (типowo прісноводних), домінуючою групою є олігогалоби. Таке співвідношення можна вважати типовим для водойм аридної зони, тому воно лише частково показове для гідроекологічних оцінок, де критерієм сезонного зниження водності слугує підвищення рівня солоності вод. Дійсно, при підвищенні солоності питома вага галофобів імаго знижується, але імаго відносно толерантні до короточасного підвищення солоності. Тому більш показовим стає порівняння галотолерантності на передімагіальних стадіях як більш вразливої фази розвитку. Більше того, не у всіх випадках імаго і личинки одного виду можуть бути однаково галотолерантними. Наприклад, у *Hydaticus seminger* (De Ger), *Graphoderus austriacus* (Slurm.), *Gyrinus suffriani* Seriba імаго відноситься до галофілів, а личинка – до галофобів.

Крім того, якщо за критерієм галобності личинкової стадії водних плотоїдних жорсткокрилих, співвідношення галотолерантних видів і галофобних майже однакове, це означає у роки, які передують зневодненню, існувала тенденція до засолення. Така структура таксоценозу водних жорсткокрилих на момент, передуючий зневодненню гирлової ділянки малої річки, свідчить, з одного боку, про екологічну сталість з гідроекологічними особливостями осередку, зумовленими відсутністю проточності (течії), початком засолення через інсоляцію при підвищеній мінералізації і можливих вітрових нагонах збоку лиману.

Трофологічна структура водних жуків у гідроекологічній оцінці гирлової області річок, характеризує розподіл потоку енергії в екосистемі, що визначається трофікою гідробіонтів та характеризується співвідношенням водних організмів з різними стратегіями харчування (фільтраторів, збирачів, детритофагів, хижаків й ін.).

Так, перевага фільтраторів за чисельністю показує, що екосистема добре справляється з самоочищенням, а перевага детритофагів, навпаки, є ознакою органічного забруднення [33, 34, 35]. Також встановлено, що при негативних впливах на гідроекосистеми, роль хижаків закономірно зменшується [36]. Таким чином, трофічна структура таксоценозу водних жуків обов'язково має бути присутньою у системі гідроекологічних оцінок.

Наприклад, для таксоценозу водних жуків гирлової області річки Великий Куяльник встановлено такі трофічні типи: а) фітофаги – *Peltodetes caesus* (Duft.), *Brychius elevatus eristatus* (Sachberg, 1873) й ін.; б) сапрофаги – види родів *Laccophilus*, *Ilybius*, *Hydroglyphus*, *Agabus*, *Liaphlus*; зоофаги – *Acilius canaliculatus* Nicol., *Hydrobius fuscipes* L., види родів *Anacena*, *Rhantus*, *Haliphus*, *Gyrinus*, *Dytiscus*, *Cecyon*, *Cybister*, *Graphodes*, *Scarodytes halensis* (F.); в) детритофаги – *Spercheus*, *H. griscus* F., 1775, *Hydrobia*, *Hatiphus lineatocolis* (Mareh.), *Noterus clavicornis* (De Geer); г) поліфаги – види родів *Coelostoma*, *Hydrochara*, *Bidessus*, *Hygrotus*, *C. striatus* (L., 1758). Це означає, що у трофологічній структурі водяних жуків у проглядається відносно невелика питома вага детрито- і сапрофагів – споживачів рослинного і тваринного опадів. З цього витікає, що для пониззя р. В. Куяльник не є характерною підвищена евтрофікація з відповідним насиченням органікою. Натомість спостерігається превалювання хижаків з досить значною питоною вагою поліфагів зі змішаним рослинно-плотоїдним харчуванням. Таким чином, у попередні періоди існувала структурована трофічна мережа, характерна для сталих мезотрофних умов, тобто була відносно стабільна проточність з тенденцією сезонного зменшення.

Структура водних *Coleoptera* гирлової частини р. В. Куяльник за сапробністю. У практиці визначення якості вод відомі приклади використання для біоіндикації гідробіонтів: на суборганізменому рівні, на рівні організму, популяційному і спільнотному. Можливості та ефективність застосування цих характеристик істотно відрізняються. На даний період пропонується у якості індикаторного таксоценозу лише водяних жорстокрилих, який достатньо репрезентативний і відповідає вимогам реабілітаційного моніторингу, але при цьому методика моніторингу водойм на основі колеоптероїдного комплексу є достатньо простою та зручною у застосуванні (дивись **Додаток Б**).

З десятків можливих критеріїв моніторингових оцінок ключовими є ті, що дозволяють визначати динаміку гідрологічного стану протягом сезону та у багаторічному перебігу:

- динаміка структури таксоценозу за видовим різноманіттям і екологічним стандартом, як загальний гідроекологічний показник у тенденціях становлення екосистеми;

- динаміка структури таксоценозу за гідротопічним розподілом і складом таксоценозу за галобністю, як інтегральний показник динаміки

гідрологічних умов (різноманіття гідротопів за геоморфологією, водністю і галобністю);

– для визначення характеру і напрямків гідроекологічних сукцесій головними критеріями є якість води за сапробністю і стан водного об'єкта за трофічністю, які також відображають характер водообміну.

Саме умови середовища є об'єктами біоіндикації. У нашому випадку об'єктом індикації є водність річки, як умова гідротопічного структурування, якою, у свою чергу, обумовлюється гідротопічна структура і, як наслідок, – різноманіття біоти водного об'єкта.

З двох рівнів (видового і біоценотичного) приймається варіант таксоценотичного як варіант біоценотичного, де також враховуються показники різноманітності видів, різноманіття життєвих форм, трофічна структура співтовариства тощо.

Основний спосіб – реєструюча біоіндикація, що припускає визначення таких екосистемних показників як склад видових популяцій, просторове гідротопічне розміщення окремих компонентів біологічних спільнот. Аргументом до цього вибору слугують визнані методологічні переваги за показниками структури спільнот перед аутоекологічними оцінками. Ці переваги пов'язані, перш за все, з можливостями отримання швидкої і досить точної інтегральної оцінки стану середовища, а також можливість діагностувати причини змін, що відбуваються в екосистемі.

Структурними показниками в нашому випадку є спектр угруповань за ознакою гідротопічного розподілу зі ставленням видових угруповань до галобності. При необхідності коло структурних показників може бути розширене включенням показників трофічної структури, популяційних параметрів (частоти, щільності, домінування та ін.). У якості аналітичних показників для визначення видової подібності в межах групи місцеіснувань рекомендується індекс біотопічної дисперсії (*IBD*):

$$IBD = 100 \cdot (T - S) / ([n - 1] \cdot S), \quad (1.23)$$

де T – сума видів, зазначених у кожному з порівнювальних описів;

S – число видів у всій серії описів;

n – число описів.

Корисним буде визначення коефіцієнтів таксономічної подібності (відмінності). При дуже низьких величинах подібності корисний коефіцієнт Чекановського-Серенсена (*CS*):

$$CS = 2 \cdot j / (a \cdot b), \quad (1.24)$$

де j – число загальних видів на обох майданчиках (пробах);

a і b – кількість видів на кожній з проб.

При високому ступені подібності порівнювальних місцеперебувань – коефіцієнт Жаккара (*C*):

$$C = j / ([a \cdot b] - j). \quad (1.25)$$

Також придатні загальноприйняті біотичні індекси видового різноманіття такі як: індекси Шеннона, домінування Сімпсона, Маргалефа, ранговий розподіл видів та інші. При цьому слід враховувати неоднозначність індексів.

Наприклад, індекс Сімпсона вважається більш чутливим до змін умов середовища в порівнянні з індексом Шеннона [52].

Методи біологічної індикації сапробності в даний час також визнані досить ефективними, тому що дають безпосередню оцінку стану екосистем та їх окремих компонентів [53].

Таким чином, гідроекологічний моніторинг водних екосистем (включаючи малі річки) на основі колеоптероїдного комплексу в процесі полягає у відстеженні сезонної динаміки структури індикаторного таксоценозу водяних жорсткокрилих, яка відображає зміни у якості води за сапробністю, трофністю і водністю.

Отримані данні призначені доповнювати результати гідрологічних та гідрохімічних обстежень, що у сукупності дозволить приймати науково-обґрунтовані рішення відносно раціонального природокористування або управління водними об'єктами.

1.15 Екологічна оцінка якості води за відповідними категоріями

Останнім часом розроблено багато методик комплексної оцінки якості води, проте більшість з них надзвичайно громіздкі, потребують даних вмісту у воді таких компонентів, які нечасто визначаються контролюючими органами або ж неодноразово використовують складний математичний апарат [6].

Найповнішу і надійну оцінку якості води річок і водойм з екологічних позицій дають класифікації, які будуються на комплексі фізичних, хімічних, бактеріологічних та гідробіологічних показників.

На сьогодні найбільшого поширення набули екологічні оцінки якості вод, тобто такі, що встановлюються на основі екосистемного підходу і виходять із концепції забезпечення стійкості екосистеми та її нормального функціонування [58].

Необхідна повнота оцінки досягається широким переліком показників, які характеризують функціонування абіотичної й біотичної складових екосистеми. В Україні основою для екологічних оцінок якості води є міжвідомчий керівний нормативний документ – «Методика екологічної оцінки поверхневих вод за відповідними категоріями», що набрала чинності з 1999 р. [103].

У методиці екологічної оцінки виконується класифікація якості

поверхневих вод суші і естуаріїв за екосистемним принципом, який виражається широким набором показників якості води за абіотичними та біотичним складовими.

Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші і естуаріїв України побудована за екосистемним принципом.

Необхідна повнота і об'єктивність характеристики якості поверхневих вод досягається достатньо широким набором показників, які відображають особливості абіотичної та біотичної складових водних екосистем.

Комплекс показників екологічної класифікації якості поверхневих вод включає загальні та специфічні показники [134].

Загальні показники, до яких належать показники сольового складу та трофо-сапробності вод (еколого-санітарні), характеризують властивість інгредієнтів, концентрація яких може змінюватись під впливом господарської діяльності.

Специфічні показники характеризують вміст забруднюючих речовин токсичної та радіаційної дії.

Система екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України включає три групи спеціалізованих класифікацій, а саме:

- група класифікацій за критеріями сольового складу;
- класифікація за трофо-сапробіологічними критеріями;
- група класифікацій за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, а також за рівнем токсичності.

Група класифікацій за критеріями сольового складу включає чотири спеціалізовані класифікації, кожна з яких має суттєве екологічне значення:

- класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критерієм мінералізації;
- класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями іонного складу;
- класифікація якості прісних гіпо- та олігогалинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу;
- класифікація якості солонуватих β -мезогалинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу.

Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями:

- 1) гідрофізичні – завислі речовини, прозорість;
- 2) гідрохімічні – концентрація іонів водню, азоту амонійного, азоту нітритного, азоту нітратного, фосфору фосфатів, розчиненого кисню; перманганатна та біхроматна окислюваність, біохімічне споживання кисню;
- 3) гідробіологічні – біомаса фітопланктону, індекс самоочищення – самозабруднення;
- 4) бактеріологічні – чисельність бактеріопланктону та сапрофітних бактерій;

5) біоіндикація сапробності – індекси сапробності за системами Пантле-Букка і Гуднайта-Уітлея.

Група класифікацій якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями вмісту і біологічної дії специфічних речовин :

- екологічну класифікацію якості вод суші та естуаріїв за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії;

- екологічну класифікацію якості поверхневих гіпо- та олігогалинних і солонуватих β -мезогалинних вод за рівнем токсичності;

- екологічну класифікацію поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями специфічних показників радіаційної дії.

Із зазначених класифікацій якості води за своєю будовою перші дві відрізняються одна від одної та від решти.

Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критерієм мінералізації має три класи і підпорядковані їм сім категорій якості води:

- клас прісних вод (I) з двома категоріями – гіпогалинних вод (1) і олігогалинних вод (2);

- клас солонуватих вод (II) з трьома категоріями – β -мезогалинних (3), α -мезогалинних (4) і полігалинних (5) вод;

- клас солоних вод (III) з двома категоріями - еугалинних (6) і ультрагалинних (7) вод.

Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями іонного складу поділяє їх на три класи (гідрокарбонатні, сульфатні та хлоридні), кожен з яких, в свою чергу, диференціюється на три групи (кальцію, магнію і натрію), тобто існує дев'ять категорій за іонним складом. Крім того, певні категорії вод за іонним складом поділяються також на чотири типи за кількісним співвідношенням іонів.

Інші класифікації системи екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України побудовані за однаковим принципом і поділяють води на п'ять класів та сім підпорядкованих їм категорій. Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та специфічні кількісні показники є елементарними ознаками якості вод. Комплексні кількісні ознаки, що побудовані на інтегруванні елементарних ознак якості вод, є узагальнюючими ознаками якості вод. На основі елементарних і узагальнюючих ознак визначаються класи, категорії та індекси якості вод, зони сапробності, ступені трофності. Визначені класи і категорії якості вод відображають природний стан, а також ступінь антропогенного забруднення поверхневих вод суші та естуаріїв.

Класи і категорії якості вод за їх станом:

I клас – з однією категорією (1) – відмінні;

II клас – добрі, з двома категоріями: дуже добрі (2) і добрі (3);

III клас – задовільні, з категоріями: задовільні (4) і посередні (5);

IV клас – з однією категорією (6) – погані;

V клас – з однією категорією (7) – дуже погані.

Класи і категорії якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості):

I клас – з однією категорією (1) – дуже чисті;

II клас – чисті, з двома категоріями, чисті (2) і досить чисті (3);

III клас – забруднені, з двома категоріями, слабо забруднені (4) і помірно забруднені (5);

IV клас – з однією категорією (6) – брудні;

V клас – з однією категорією (7) – дуже брудні.

Класи і категорії якості поверхневих вод за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями:

I клас, категорія 1 – оліготрофні, олігосапробні води;

II клас, мезотрофні води: категорія 2 – мезотрофні, α -олігосапробні, категорія 3 – мезо-ефтрофні (β -мезосапробні води);

III клас, ефтрофні води: категорія 4 – ефтрофні, β -мезосапробні, категорія 5 – ефполітрофні, α -мезосапробні води;

IV клас, категорія 6 – політрофні, α -мезосапробні води;

V клас, категорія 7 – гіпертрофні, полісапробні води.

1.16 Порядок виконання екологічної оцінки якості вод і способи подання результатів наведений нижче.

1. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України повинна обов'язково включати всі три блоки показників: блок содового складу, блок трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників, блок показників вмісту і біологічної дії специфічних речовин. Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, котра ґрунтується на заключних висновках по трьох блоках.

2. Екологічна оцінка якості води в певному водному об'єкті може бути орієнтовною і ґрунтовною.

Орієнтовна екологічна оцінка є необхідною з розвідувальною (рекогносцирувальною) метою для вироблення попередніх, орієнтовних висновків і рішень. Ґрунтова узагальнююча оцінка необхідна для переконливих, відповідальних висновків і рішень.

3. Орієнтовна екологічна оцінка виконується на основі разових вимірів окремих показників якості води, котрі найточніше характеризують екологічний стан водного об'єкта (чи його ділянки) і відповідну цьому станові якість води (наприклад, мінералізація, вміст розчиненого кисню, БСК₅, концентрація біогенних елементів, важких металів, органічних забруднюючих речовин тощо [72-76]. Ці разові значення окремих показників якості води зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи екологічної класифікації. На підставі такого зіставлення визначаються категорії і класи якості води за окремими показниками, взятими для разового виміру. Об'єднання результатів разових вимірів для узагальненої оцінки якості води не

допускається.

4. Процедура виконання ґрунтовної екологічної оцінки якості поверхневих вод складається з чотирьох послідовних етапів, а саме:

- групування і обробки вихідних даних;
- визначення класів і категорій якості води за окремими показниками;
- узагальнення оцінок якості води за окремими показниками (вираженими в класах і категоріях) по окремих блоках з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води;
- визначення об'єднаної оцінки якості води (з визначенням класів і категорій) для певного водного об'єкта в цілому чи його окремих ділянок за певний період спостережень.

5. Етап групування і обробки вихідних даних якості води полягає у виконанні певних дій і дотриманні певних умов.

Вихідними даними для екологічної оцінки якості води є, насамперед, зведені і розрізнені результати систематичного контролю за якістю води у водних об'єктах України, котрі зібрані і оброблені мережею пунктів спостережень і лабораторій систем Мінекобезпеки, Держкомгідромету та Держводгоспу України. До уваги беруться також матеріали спостережень якості води, одержані науковими установами екологічного профілю [5, 28, 38, 77, 78, 141].

Вихідні дані з якості води за окремими її показниками групуються у просторі і часі в певному, чіткому порядку – окремо для різних пунктів спостережень, або ж вкупі (з різних пунктів спостережень) для певних ділянок водного об'єкта або ж для водного об'єкта в цілому за певний відрізок часу (місяць, сезон, рік, кілька років підряд тощо).

Вихідні дані з якості води за окремими показниками групуються в межах трьох блоків. Згруповані по блоках щодо кожного наявного показника якості води, вихідні дані (вибірки) піддаються певній обробці – обчислюються середньоарифметичні значення, визначаються мінімальні та максимальні (найгірші) значення, котрі всі разом характеризують мінливість величин кожного з показників якості води в реальних умовах виконання і аналізу результатів спостережень.

Серед вихідних даних трапляються поодинокі дані, котрі за своїми екстремальними значеннями виходять за межі окресленого діапазону мінливості величин цієї вибірки, досить далеко від максимальних (найгірших) значень. Екстремальні значення окремих показників якості води підлягають спеціальному аналізу: з'ясуванню природних чи антропогенних причин, котрі могли викликати їх появу. Після такого аналізу приймається рішення про використання чи вилучення екстремальних значень показників якості води.

При групуванні, обробці та використанні даних рекомендується використовувати методи математичної статистики для малих вибірок.

6. Етап визначення класів і категорій якості води для окремих показників полягає у виконанні таких дій:

- середньо арифметичні (середні) значення для кожного показника окремо зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи її екологічної класифікації;

- найгірші значення якості води (максимальні чи мінімальні) серед цих показників кожного блоку також зіставляються з відповідними критеріями якості води;

- на основі зіставлення середньоарифметичних та найгірших значень для кожного показника визначаються категорії якості води за середнім і найгіршим значеннями (найбільшим за номером) для кожного показника окремо;

- зіставлення середніх і найгірших значень з критеріями спеціалізованих класифікацій та визначення класів і категорій якості води за окремими показниками (як на першому етапі) виконується в межах відповідних блоків.

7. Етап узагальнення оцінок якості води за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконується лише на основі аналізу показників в межах відповідних блоків. Це узагальнення полягає у визначенні середніх і найгірших значень для трьох блокових індексів якості води, а саме: для індексу забруднення компонентами сольового складу (I_1), для трофо-сапробіологічного (еколого-санітарного) індексу (I_2), для індексу специфічних показників токсичної і радіаційної дії (I_3).

8. Середні значення для трьох блокових індексів якості води визначаються шляхом обчислення середнього номера категорії за всіма показниками даного блоку: при цьому категорія 1 має номер 1, категорія 2 – номер 2 і т.д. Середні значення блокових індексів можуть бути дробовими числами. Найгірші значення для трьох блокових індексів якості води визначаються за відносно найгіршим показником (з найбільшим номером категорії) серед всіх показників даного блоку.

9. Етап визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта в цілому або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального, або екологічного індексу (I_E). Використання екологічного індексу якості води доцільно в тих випадках, коли зручніше користуватися однозначною оцінкою: для планування водоохоронної діяльності, опрацювання водоохоронних заходів, здійснення екологічного і еколого-економічного районування, екологічного картографування тощо. Значення екологічного індексу якості води визначається за формулою

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (1.26)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу; I_2 – трофо-сапробіологічний (еколого-санітарний) індекс; I_3 – індекс забруднення специфічними показниками токсичної і радіаційної дії.

Екологічний індекс якості води обчислюється для середніх ($I_{E-сер}$) і для найгірших ($I_{E-макс}$) значень категорій окремо та може бути дробовим числом.

10. Сольовий склад поверхневих вод суші та естуаріїв України оцінюється за сумою іонів та окремими інгредієнтами. При групуванні даних у просторі та часі оцінка дається за середніми і максимальними (найгіршими) значеннями показників. Клас води визначається за переважаючими аніонами групи або – за переважаючими катіонами. Типи вод визначаються за співвідношенням між іонами (в еквівалентах):

I клас – $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$;

II клас – $\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$;

III клас – $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$; IV клас – $\text{HCO}_3^- = 3$.

Для позначення видів природних вод вживаються символи, наприклад, гідрокарбонатний клас, група кальцію, тип другий – $\text{C}_{II}^{\text{Ca}}$, або сульфатно-хлоридно-кальцієві води другого типу – $\text{SCl}_{II}^{\text{Ca}}$. Прісні гіпо- і олігогалинні та солонуваті β -мезогалинні води оцінюються також за компонентами сольового складу (за значеннями суми іонів, хлоридів і сульфатів).

11. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями виконується на підставі середніх та найгірших значень кожного з гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних показників, а також індексу сапробності. В кінцевому підсумку вони відповідають певному ступеню трофності та зоні сапробності вод. Загальна кількість показників цього блоку для забезпечення обґрунтованих висновків не повинна бути меншою, ніж 10.

12. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв за специфічними показниками токсичної і радіаційної дії виконується за кожним показником окремо. Для даних, згрупованих у часі й просторі, оцінка дається за середнім та найгіршим значеннями кожного з показників.

13. Назви класів і категорій якості вод, дані за їх станом та ступенем їх чистоти (забрудненості), а також ступінь трофності та зона сапробності оцінюваних поверхневих вод представлені вище.

14. Екологічна оцінка є неодмінною умовою екологічного нормування якості поверхневих вод, його попереднім етапом. Тому при виконанні екологічної оцінки треба передбачати зіставлення одержаних результатів із значеннями екологічних нормативів, встановленими для даного водного об'єкта. Це необхідно для аналізу відповідності (чи невідповідності) якості вод значенням показників, які встановлені в

результаті екологічного нормування якості вод для водного об'єкта.

15. Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв подаються у вигляді таблиць, графіків і карт. В таблицях послідовно розміщують значення показників та відповідні їм класи і категорії якості води.

16. Найбільш наочним та інформативним способом подання результатів екологічної оцінки якості води є картографічний. В залежності від потреб розробляють карти, що відображають:

- узагальнену екологічну оцінку якості поверхневих вод;
- екологічну оцінку якості поверхневих вод за середніми значеннями блокових (I_1, I_2, I_3) індексів;
- екологічну оцінку якості вод за окремими показниками.

17. Екологічна оцінка якості поверхневих вод України та картографування їх екологічного стану за якістю води виконуються організаціями та установами, які мають дозвіл Мінекобезпеки України.

18. Для автоматизації розрахунку екологічної оцінки якості поверхневих вод та естуаріїв за допомогою ЕОМ з відповідним програмним забезпеченням необхідно формалізувати методику оцінки, яка виконується окремо для кожного з трьох блоків показників: сольового складу, трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних), специфічних речовин токсичної та радіаційної дії.

Безпосередньо сам розрахунок можна виконати з використанням програмних можливостей MS Excel, що дуже пришвидшує та полегшує обчислення [54].

1.17 Аналіз вихідних даних для оцінки якості води

Основними характеристиками аналізу вихідних даних для оцінки якості води є його правильність і точність (відтворюваність) результатів.

Правильність аналізу – це ступінь відповідності між знайденою кількістю (концентрацією) визначуваного компонента та його справжнім вмістом у воді, що аналізується.

Критерієм правильності аналізу є ступінь збігу результатів визначення певного компонента різними незалежними близькими за чутливістю методами. Якщо середній результат окремих визначень є статистично вірогідним, то аналіз вважають правильним.

Більшість методів гідрохімічного аналізу багаторазово перевірено при дослідженні природних вод різного хімічного складу, тому можна вважати, що вони дають правильні результати [9, 71].

Точність аналізу встановлюють статистичною обробкою результатів кількох вимірювань, виконаних певним методом.

Спочатку обчислюють середнє арифметичне значення результатів [48, 59, 127]:

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + x_3 + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad (1.27)$$

де $\bar{x}$ – середнє арифметичне значення результатів;

$x_1, x_2, x_3, \dots, x_i, \dots, x_n$ – значення результатів;

n – загальна кількість результатів.

Потім знаходять середню квадратичну похибку (S) та відносне стандартне відхилення (S_r):

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}; \quad S_r = \frac{S}{\bar{x}}. \quad (1.28)$$

Гідрохімічні аналізи вважають точними за відносного стандартного відхилення $S_r < 0,2$ (20 %)/

Статистичну вірогідність середнього значення $\bar{x}$, тобто відсутність випадкової грубої помилки при аналізах, оцінюють з урахуванням розмаху варіювання. Для цього обчислюють так званий Q -критерій:

$$Q = \frac{|x_1 - x_2|}{x_{\max} - x_{\min}} = \frac{|x_1 - x_2|}{R}, \quad (1.29)$$

де x_1 та x_2 – відповідно сумнівне значення та його сусіднє значення;

$x_{\max}$ та $x_{\min}$ – відповідно максимальне та мінімальне значення;

R – розмах варіювання.

Розраховане значення Q порівнюють із такими значеннями $Q(P, n)$ за 95–відсоткової ймовірності ($P = 0,95$):

n	3	4	5	6	7	8
$Q(P, n)$	0,94	0,77	0,64	0,56	0,51	0,48

Якщо $Q < Q(P, n)$, то це вказує на грубу помилку результату x_1 . Тому цей результат відкидають і знову розраховують S та S_r . Порівнюють Q та $Q(P, n)$ зазвичай за 95–відсоткової ймовірності ($P = 0,95$).

Наприклад, під час визначення середньої концентрації іонів амонію в

воді ВО отримано такі результати 0,55, 0,83, 0,85 та 0,90 мг/дм³. Результат 0,55 мг/дм³ – сумнівний, тому за рівнянням (1.29) визначимо

$$Q = \frac{|0,55 - 0,83|}{0,90 - 0,55} = 0,80 > 0,77 (n = 4).$$

Отже, результат 0,55 мг/дм³ є грубою помилковим і його не використовують при розрахунках S та S_r за рівняннями (1.27) та (1.28)

$$\bar{x} = \frac{0,83 + 0,85 + 0,90}{3} = 0,86 \text{ (мг/дм}^3\text{)};$$

$$S = \sqrt{\frac{(0,83 - 0,86)^2 + (0,85 - 0,86)^2 + (0,90 - 0,86)^2}{3 - 1}} = 3,61 \cdot 10^{-2};$$

$$S_r = \frac{3,61 \cdot 10^{-2}}{0,86} = 0,042 \text{ або } 4,2 \text{ \%}.$$

У наступному прикладі, при визначенні концентрації гідрокарбонат іонів у пробі води отримано такі результати 125, 140, 143 та 145 мг/дм³. Результат 125 мг/дм³ є сумнівним, тому за рівнянням (1.29) визначимо

$$Q = \frac{|125 - 140|}{145 - 125} = 0,75 < 0,77 (n = 4).$$

Отже, результат 125 мг/дм³ не є помилковим, тому його також використовують при розрахунках S та S_r за рівняннями (1.27) та (1.28)

$$\bar{x} = \frac{125 + 140 + 143 + 145}{4} = 138 \text{ (мг/дм}^3\text{)};$$

$$S = \sqrt{\frac{(125 - 138)^2 + (140 - 138)^2 + (143 - 138)^2 + (145 - 138)^2}{4 - 1}} = 9,07;$$

$$S_r = \frac{9,07}{138} = 0,066 \text{ або } 6,6 \text{ \%}.$$

Довірчий інтервал середнього значення за певної ймовірності P

обчислюють за рівнянням

$$\pm \Delta x = \frac{t(P) \cdot S}{\sqrt{n}}, \quad (1.30)$$

де $t(P)$ – так званий t -розподіл (коефіцієнт Стьюдента).

Значення $t(P)$ для різних n за ймовірності $P = 0,95$ наведено нижче:

n	2	3	4	5	6	7	8	10
$t(0,95)$	12,7	4,30	3,18	2,78	2,57	2,45	2,36	2,26

Результати вимірювання будь-якого фізичного чи хімічного параметра подають у такому вигляді:

$$\bar{x} \pm \Delta x.$$

Наприклад, при визначенні концентрації іонів HCO_3^- у пробі води отримано такі результати: 125, 140, 143 та 145 мг/дм³. За рівняннями (1.27), (1.28) та (1.30) дістанемо:

$$\bar{x} = 138 \text{ мг/дм}^3; S = 9,07; \Delta x = \frac{3,18 \cdot 9,07}{\sqrt{4}} = 14.$$

Отже, вміст іонів HCO_3^- дорівнює 138 ± 14 мг/дм³.

Для характеристики середнього хімічного складу води певного водного об'єкта (водосховища, озера, річки тощо) статистично обробляють середні результати одноразових аналізів. При цьому обчислюють не тільки середній результат $\bar{x} \pm \Delta x$, а й за потреби статистично вірогідні екстремальні значення певного інгредієнта $x_{\min}$ та $x_{\max}$.

Для таких розрахунків можна застосувати спосіб, рекомендований у разі потреби обробки великої кількості результатів одноразових аналізів ($10 < n < 1000$).

Суть цього способу полягає в тому, що крайні значення x_i відкидають і обчислюють $\bar{x}$ та S за рівняннями (1.27) і (1.28). Статистично невірогідними крайніми значеннями є результати, які відхиляються від $\bar{x}$ на величину, більшу ніж на $4S$. Після виключення невірогідних крайніх результатів обчислюють нові значення $\bar{x} \pm \Delta x$, а крайні значення $x_{\min}$ та $x_{\max}$, які залишилися, беруть за вірогідні експериментальні величини, що характерні для даного природного об'єкта.

Графічно ці умови можна подати так:



Наприклад, протягом декади у різних точках акваторії водосховища визначали концентрацію іонів кальцію. За результатами аналізу кожної відібраної проби отримано такі середні значення: 12,0; 10,1; 8,9; 8,6; 8,3; 8,0; 7,9; 7,8; 7,6 та 6,5 мг/дм³. Обчислення за рівняннями (1.27), (1.28) та (1.30) без урахування крайніх значень дали такі результати: $\bar{x} = 8,2$ мг/дм³; $S = 0,9$; $\Delta x = 0,69 \approx 0,7$. Оскільки $x_{\min} = 6,5 > \bar{x} - 4S = 4,6$, то цей крайній результат є статистично вірогідним. Результат $x_{\max} = 12,0 > \bar{x} + 4S = 11,8$, отже, крайній результат є статистично невірогідним. Статистично вірогідним є сусіднє значення $x_{\max} = 10,1$.

Отже, середня концентрація іонів кальцію (Ca^{2+}) та її екстремальні значення за досліджуваній період були такими

$$\bar{C}(Ca^{2+}) = 8,2 \pm 0,7 \text{ мг/дм}^3;$$

$$C_{\min}(Ca^{2+}) = 6,5 \text{ мг/дм}^3;$$

$$C_{\max}(Ca^{2+}) = 10,1 \text{ мг/дм}^3.$$

Подібні результати записують у вигляді дробу, зазначаючи в чисельнику – середню концентрацію, а в знаменнику – статистично вірогідні експериментальні концентрації визначуваного компонента:

$$C(Ca^{2+}) = \frac{8,2 \pm 0,7}{6,5 \div 10,1} \text{ мг/дм}^3.$$

1.18 Рекреаційна оцінка природних вод

Якість природних вод є головним лімітуючим фактором у розвитку рекреаційних територій [101]. В процесі рекреаційного водокористування виникає низка проблем, пов'язаних, насамперед, з доступністю водного об'єкта для оздоровлення та відпочинку за його якісним станом.

Безсистемне використання водних об'єктів, на жаль, призвело до втрат їх рекреаційного значення, а на деяких з них навіть становить небезпеку для здоров'я людей. На сьогодні виникла необхідність комплексного підходу щодо вирішення проблем рекреаційного водокористування, які повинні включати інституціональні, економічні та нормативно-правові механізми. Це дасть змогу створити сприятливі та безпечні умови для відпочинку й оздоровлення населення.

До чинників, що визначають придатність водних об'єктів для потреб рекреації можна віднести географічне положення (розміщення в тій чи іншій кліматичній зоні визначає набір рекреаційних занять і разом з тим обмежує у часі інші види відпочинку та оздоровлення), доступність водойми, освоєння. санітарно-гігієнічні характеристики, наявність інфраструктури [14, 113]. Ці фактори можуть відігравати основну, а іноді й вирішальну роль при визначенні рекреаційної цінності акваторіально-територіальних комплексів. Загалом всі водні об'єкти можна поділити на важливі для рекреаційної діяльності, мало значущі та втрачені. Крім цього, можна відзначити їх міжнародне, регіональне та місцеве значення.

Якісний стан водного середовища жорстко нормується. Обмеження деяких видів рекреаційного водокористування може спричинятись як природними факторами, наприклад підвищеною мутністю води, так і внаслідок забруднення водних об'єктів через господарську діяльність.

Гігієнічні вимоги до зон рекреації водних об'єктів визначаються ГОСТ 17.1.5.02-80 [29], що включають вимоги до вибору та благоустрою зон рекреації, до якості води водних об'єктів, яку використовують для рекреації, санітарної охорони зон рекреації, контролю санітарного стану зон рекреації [14].

Згідно ГОСТ 17.1.5.02-80 [29] до зон рекреації водних об'єктів необхідно ставити такі вимоги:

- відповідність якості води водного об'єкта і санітарного стану території вимогам даного стандарту;
- наявність або можливість облаштування зручних і безпечних підходів до води;
- наявність під'їзних шляхів в зону рекреації;
- безпечний рельєф дна;
- сприятливий гідравлічний режим;
- відсутність можливості небезпечних та несприятливих процесів (зсуви, обвали тощо).

Гігієнічні нормативи регламентують якість води в зонах рекреації з органолептичних, хімічних і бактеріологічних показників. Різноманітність

природно-господарських умов і характеристик річок та водойм як рекреаційних об'єктів, а також різноманітність самих видів та форм відпочинку, пов'язаних з водними ресурсами, визначає цілий комплекс взаємопов'язаних проблем, що виникають в процесі рекреаційного природокористування. Основними причинами незадовільного стану води біля узбережжя водойм в Україні у місцях оздоровчого водокористування є недостатній розвиток інженерної інфраструктури і, як наслідок, скиди недостатньо очищених господарсько-побутових та промислових стічних вод потрапляють у водойми [14].

При цьому необхідно констатувати, що майже ніде у водоохоронних зонах не витримується режим господарювання [139].

Землі цих зон розорюються до урізу води. Там розміщуються тваринницькі ферми, літні табори худоби, пункти для приготування розчинів мінеральних добрив та отрутохімікатів, не виконуються належні агролісомеліоративні заходи.

Це призводить до того, що водоохоронні зони майже ніде не виконують відведену їм роль буфера на шляху забруднень, а часто самі перетворюються на джерело забруднень.

Особливо негативно це впливає на стан якості води великих річок, які слугують водними артеріями міст та селищ.

В пік курортного сезону в багатьох курортних містах поблизу водойм, під час напливу значної кількості відпочиваючих, наявна водогосподарська інфраструктура найчастіше не в змозі задовольнити всі водогосподарські потреби. Крім того, необхідно враховувати ризик забруднення водних об'єктів внаслідок скидання в них стічних вод без очищення. Це призводить до зростання бактеріального забруднення прибережних вод, погіршення їх якості та зміни прибережних екосистем. У результаті евтрофування прибережних акваторій її екосистеми деградують в сторону угруповань примітивного типу, тим самим знижуючи атрактивність території для рекреаційних потреб.

1.19 Експертна оцінка якості водних об'єктів

Якість не можна виміряти, але можна оцінити. Існують дві форми оцінки якості: лінгвістична і кількісна. У першому випадку якість визначають словами: наприклад, «якість висока», «середня», «низька» і так далі. В другому випадку якість оцінюють за деякою умовною шкалою числом K ($0 \leq K \leq M$, де M – вищий бал в числовій оцінці якості). Наприклад, «п'ять», або 100.

Для оцінки якості залучаються експерти. Експертній оцінці якості можуть бути піддані товари і послуги, проекти і закони, знання і кваліфікація. Такі ж оцінки застосовуються в екології: запах і колір води, оцінка числа популяцій в екосистемах, якість води і багато що інше.

У повсякденному житті при ухваленні рішення можна виходити з лінгвістичної оцінки якості: ми купуємо хороший чай або інструмент високої якості. Проте є такі завдання, в рішенні яких краще керуватися кількісною оцінкою якості. Крім того, зазвичай лінгвістичні оцінки будуються на основі експертних кількісних оцінок.

Незалежно від об'єкта, якість якого підлягає експертній оцінці, методика її визначення в основі своїй однакова. Розглянемо завдання оцінки якостей водойми з позицій його придатності для господарських потреб. Для оцінки знадобиться модель якості, представлена у вигляді набору найважливіших параметрів, що характеризують її.

Припустимо, що цей набір включає такі якості:

- 1) розміри,
- 2) якість води,
- 3) температура,
- 4) зручності берегової лінії,
- 5) наявність пляжів,
- 6) наявність підприємств, що впливають на гідроекологічні умови,
- 7) наявність транспортних шляхів до водойми,
- 8) наявність водної рослинності,
- 9) рибна продуктивність,
- 10) видова різноманітність та біопродуктивність.

Експерти мають в розпорядженні дані (анкети, опитні листи, результати тестів і інше), що дозволяють оцінити за п'ятибальною системою ступінь приналежності якості кандидатів. П'ятибальна система звична і забезпечує можливість представницької оцінки ступеня приналежності якості кандидатів, наприклад, за таким алгоритмом:

Приналежність якості кандидатів	Оцінка в балах
Відсутня	1
Проявляється в слабкій мірі	2
Проявляється	3
Проявляється чітко	4
Проявляється в повній мірі	5

Результатом роботи експертів стане таблиця оцінок кожного з десяти якостей моделі кожним експертом (кількість експертів визначається важливістю рішення і засобами, виділеними на експертизу).

Оцінки експертів введені в матрицю M , що містить дев'ять рядків (число експертів n , $j=1\dots9$) і десять стовпців (число якостей m , $i=1\dots10$).

П'ятибальна середньозважена оцінка ділових якостей менеджера визначається з формули:

$$K_m = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^m a_i M_{j,i}, \quad (1.31)$$

де m – кількість оцінюваних якостей, $i = 1, 2 \dots m$, n – число експертів, $j = 1, 2 \dots n$, M_{ji} – оцінка j -м експертом i -ї якості у балах, a_i – ваговий коефіцієнт для i -ї якості.

Вагові коефіцієнти визначають відносну значущість якостей: якщо i -а якість є не значущою, то ваговий коефіцієнт a_i дорівнює нулю. Надання коефіцієнту a_i значення, рівного одиниці, робить незначущими усі інші якості. Вагові коефіцієнти повинні задовольняти таку умову:

$$\sum_{i=1}^m a_i = 1$$

Значення вагових коефіцієнтів можуть встановлюватися різними способами:

- особою, що приймає рішення (ЛПР);
- експертом з дотриманням умови (2);
- за результатами експертних оцінок якості, що побічно відбивають думки експертів про значущість оцінюваних характеристик.

У останньому випадку вагові коефіцієнти розраховуються за формулою:

$$a_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{M_{j,i}}{\sum_{i=1}^m M_{j,i}} \quad (1.32)$$

Розраховані значення вагових коефіцієнтів можуть представлятись в табличній і графічній формах.

Середньозважена оцінка якості менеджера у балах; $K_M = 4,162$. Алгоритм визначення вагових коефіцієнтів a_i впливає на оцінку якості, яка може бути виконана по вибору ЛПР на основі гіпотези рівної значущості вагових коефіцієнтів:

$$K_{lm} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^m a_i M_{j,i} \quad (1.33)$$

де $a_i = 1/n$.

В цьому випадку оцінка якості зростає порівняно з

середньозваженою оцінкою - $K_{lm} = 4,593$.

Значення вагових коефіцієнтів можуть бути встановлені з урахуванням специфіки конкретного замовлення з умови пріоритету якостей (потрібно «високого» професіонала, особа приємна в усіх відношеннях, але без особливої схильності до керівництва). В цьому випадку пріоритети можуть встановлюватись, наприклад, на таких значеннях: для професійних якостей $kp1=1,15$; особових – $kp2=1,05$; ділових $kp3=0,8$. Значення вагових коефіцієнтів для груп якостей g визначаються формулою: $(a_r)_i = kpr/n$, де $n = 9$, $r=1,2,3$, i рівні - $(a_1)_i = 1,15/9=0,128$; $(a_2)_i = 1,05/9=0,117$; $(a_3)_i = 0,8/9=0,089$.

Вектор-рядок вагових коефіцієнтів має вигляд:

i	1	2	3	4	5	6	7	8	9
$(a_r)_i$	$(a_1)_i$	$(a_1)_i$	$(a_1)_i$	$(a_2)_i$	$(a_2)_i$	$(a_2)_i$	$(a_3)_i$	$(a_3)_i$	$(a_3)_i$

Середньозважена оцінка якості менеджера у балах $K_m=4,496$.

Отже, в розглянутому прикладі залежно від способу визначення вагових коефіцієнтів одержані три оцінки якості:

$K_m = 4.162$ – при експертній оцінці a ;

$K_{1m} = 4.593$ – випадок рівнозначних вагових коефіцієнтів;

$K_{2m} = 4,496$ - при пріоритеті ($kp1=1.15$) професійних якостей.

Вибір рішення – прерогатива особи, що приймає рішення, або конкурсної комісії.

2 ТЕОРІЯ ВИМІРЮВАНЬ

2.1 Інформація в екосистемах

У випадках складання математичних моделей відносно простих систем зазвичай використовуються два закони: балансу мас (інше назва – рівняння нерозривності) і збереження енергії (рівняння руху). Для високоорганізованих систем ці два закони доповнюються закономірностями процесів інформаційних взаємодій [136]. У таких системах інформація - перехід від випадкових подій (хаосу) до детермінованих подій. При дослідженнях живих організмів за ознакою способу накопичення і передачі зазвичай доповнюють закономірностями генетичної і фенотипічної інформації.

Слово «інформація» походить від латинського слова *informatio* – ознайомлення, роз'яснення, представлення, поняття і може означати:

- 1) повідомлення, інформування про стан справ, відомості про щонебудь, що передається людьми;
- 2) знімає невизначеність у результаті отримання повідомлень;
- 3) повідомлення, нерозривно пов'язане з управлінням, сигнали в єдності синтаксичних, семантичних і прагматичних характеристик;
- 4) передачу, відображення різноманітності у будь-яких об'єктах і процесах (живої і неживої природи).

Визначення інформації як заходу «впорядкованості» є одним з варіантів «різноманітності» її розуміння. Впорядкованість завжди пов'язана з обмеженням різноманітності як наслідком управління [34]. Управління неможливе без отримання інформації. Управління і, отже, інформаційні процеси мають місце в кібернетичних, біологічних і соціальних системах і є предметом вивчення в екології.

2.2 Елементи теорії вимірів

Початкова інформація про об'єкти аналізу (дані) найчастіше представляється у вигляді числових таблиць (матриць $V = ||b_{ij}||$), рядки яких відповідають об'єктам, а стовпці відбивають властивості (ознаки, характеристики) цих об'єктів. Тобто елемент b_{ij} є значення j -ї ознаки i -го об'єкта. Повністю об'єкт описується усією безліччю елементів i -го рядка. Інформація про усі об'єкти, записані в такій таблиці «об'єкт-властивість», називається таблицею даних.

Якщо ви ведете протокол вимірів «об'єкт-властивість» для власного користування, то ви вільні у виборі мови ведення протоколу. Тільки самі пам'ятаєте, що вимірювали і як кодували результати вимірів. Якщо ж протокол використовуватиметься іншими людьми, а тим більше, якщо він

призначений для використання комп'ютерними програмами, необхідно забезпечити однозначне розуміння сенсу будь-яким користувачем.

З безлічі можливих способів відображення явищ і властивостей екосистем набули поширення всього декілька, що стали загальноприйнятими.

2.3 Типів вимірювальних шкал

В процесі вимірювання беруть участь два об'єкти: вимірювальний прилад і вимірюваний об'єкт. Теорія вимірювань оперує поняттями *емпірична система із стосунками та символна система із стосунками*.

$E=(A, R)$ - емпірична система, де A – безліч вимірюваних об'єктів, R – стосунки між ними.

$N=(M, P)$ – символна система, де M – безліч символів, P – кінцевий набір стосунків на цих символах.

Домовленість використати фіксоване відображення системи E на N означає вибір деякого певного правила відображення g . Трійка (E, N, g) називається *шкалою*. Ми можемо домовитися про деякий інший спосіб відображення w , і тоді матимемо справу з іншою шкалою (E, N, w) .

Наприклад, в g записуємо вагу в кілограмах, а в w – в тоннах. Цифровий запис буде різним при однаковому емпіричному змісті. Це означає, що вибрані не будь-які способи відображення, а тільки такі, які пов'язані взаємно однозначними перетвореннями. Тобто є таке перетворення f , що

$$g=f(w), \quad w=f'(g)$$

Перетворення f об'єднує шкали в групу, яка називається типом шкали.

У практиці наукових досліджень набули поширення шкали всього декількох типів [64].

1. *Абсолютна шкала*. Допустиме перетворення для шкал цього типу представляє з себе тотожність. Приклад: $9=IX$.

2. *Шкала відношень*. Між різними протоколами, що фіксують один і той же емпіричний факт на різних мовах, повинно виконуватися відношення $y=ax$.

Один і той же сенс мають протоколи: 16 кг, 16 000 г, 0.016 т, 1 пуд.

Цей тип шкали зручний для запису величин, що мають одиницю вимірювання – довжин, вагів, швидкостей і тому подібне.

3. *Шкала інтервалів*. Тут між протоколами y, x допустимі лінійні перетворення $y=ax+b$. Це означає, що в різних протоколах може використовуватися різний масштаб одиниць (a) і різні початки відліку (b).

Приклад: шкали для вимірювання температури (Цельсія, Кельвіна, Фаренгейта).

4. *Шкала порядку*. Допустимими в цих шкалах є усі монотонні перетворення, тобто такі, які не порушують порядок отримання значень вимірюваних величин. Такі протоколи з'являються, наприклад, при порівнянні тіл за твердістю. Записи «1, 2, 3» і «5.3, 12.5, 109.2» містять однакову інформацію про те, що перше тіло є найтвердішим, друге – менше, а третє – ще менш твердим.

Різновидом шкал порядку є шкали рангів, що йдуть від 1 вгору за збільшенням (наприклад, ранги слів в тексті із співпадаючими частотами). Різновидом шкал порядку є шкали балів. При цьому використовуються цілі числа в обмеженому діапазоні значень : від 1 до 5 або від 1 до 12 (оцінки успішності в школі), від 0 до 6 або 10 (у спорті).

Протоколи шкал порядків містять інформацію тільки про три емпіричні стосунки "більше", "менше" і "рівні".

5. *Шкала найменувань*. У цих шкалах фіксуються тільки два стосунки «рівно» і «не рівно». Отже, допустимі будь-які перетворення, аби різні об'єкти мали різні позначення (імена).

Приклади: національність, назви населених пунктів і тому подібне (якщо два різні населені пункти мають однакові назви, то додаються доповнення, які вже разом з назвою є унікальним найменуванням).

2.4 Порівняльна інформативність шкал

Представляє інтерес питання про відносну інформативність шкал. З позицій порядкової шкали відповідь ясна: інформативність шкал убуває в порядку їх перерахування в цьому тексті.

Приклад.

Нехай в протоколі, записаному в абсолютній шкалі, міститься інформація про те, що множина A містить 30 елементів, а множина B – 10.

На мові шкали стосунків буде зафіксовано, що множина A містить в три рази більше елементів, ніж множина B .

Шкала порядку зафіксує, що множина A містить більше елементів, ніж множина B .

Шкала найменувань може зафіксувати лише той факт, що множини A і B містять різне число елементів.

Таким чином, інформації, що міститься в абсолютній шкалі, досить для її однозначного відображення на слабкішу шкалу. Зворотне не вірно. З факту $A \neq B$ не можна сказати, яка з множин більше, в скільки разів одна множина більше іншої, і, тим більше, по скільки елементів міститься в A і B .

Інформацію, записану в шкалах перших трьох типів, можна піддавати математичним перетворенням. Тому їх часто називають *сильними, кількісними або математичними шкалами*.

Шкали порядку і найменувань називають *слабкими і якісними*.

Не можна рекомендувати користуватися шкалами тільки перших трьох типів. Річ у тому, що прилади для вимірювання сильних властивостей дорожчі, а знання у багатьох областях мають якісний характер. Або, іншими словами, нам бракує знань для вимірювання властивостей об'єктів в цих областях в сильних шкалах.

Уявлення про те, як багато інформації ми втрачаємо, переходячи від сильних шкал до слабкіших, можна отримати, оцінивши кількість неізоморфних (різних) протоколів в різних шкалах.

Вважатимемо, що вимірювальний прилад може набувати одного з m станів. Нехай цим приладом вимірюється фіксована властивість у $n > 1$ об'єктів. Тоді протоколи «2, 6», «3, 9» в абсолютній шкалі неізоморфні, а в шкалі стосунків, порядку і найменувань – ізоморфні.

За цією методикою було проведено порівняння шкал трьох типів: абсолютною, порядковою і найменувань. Порівняння проводилося в шкалі стосунків: кількості неізоморфних протоколів для шкали порядку (S_0) і шкали найменувань (S_n) співвідносилося з кількістю неізоморфних протоколів в абсолютній шкалі (S_a).

З'ясувалося, що для фіксованого значення числа градацій m із зростанням кількості вимірюваних об'єктів n відмінності в інформативності шкал зменшуються. Проте, відношення S_n/S_a залишається малим і змінюється слабо. Відношення ж S_0/S_a росте швидко і при $n > 5$ досягає величини 0.9. Тобто інформативність шкали порядку при експериментах з великим числом об'єктів наближається до інформативності абсолютної шкали.

Так що у ряді випадків при використанні простіших приладів і процедур можна отримати майже стільки ж інформації, скільки за допомогою складних і дорогих.

Приклад:

28 експертів повинні були оцінити деяку неформалізовану властивість 10 об'єктів в шкалі порядку. Кожен експерт упорядковував об'єкти на власний розсуд і приписував їм цілочисельні порядкові значення в діапазоні від 1 до 10. Потім їм було запропоновано оцінити властивість тих же об'єктів в шкалі стосунків (у відсотках до самого кращого). Усіма експертами це завдання оцінювалося як істотно важча. Після завершення роботи були визначені для кожного об'єкта середні значення їх порядкових місць і середні значення процентних оцінок. Виявилось, що коефіцієнт лінійної кореляції між цими середніми оцінками складає 0.93.

Звідси можна зробити корисний висновок для практики групового експертного оцінювання: не треба примушувати експертів давати відповіді

в сильних шкалах. При кількості експертів близько 30 досить обмежитися оцінками в шкалі порядку. І лише для двох об'єктів, що отримали найвищий і найнижчий порядковий бал, зробити оцінку в сильній шкалі. Ці калібрувальні величини буде досить для переходу від середніх значень в шкалі порядку до середніх значень в шкалі стосунків.

2.5 Визначення кількості інформації

Формула Хартлі

Поняття невизначеності і вірогідності взаємно оборотні. Вибір одного або декількох варіантів з множини зменшує невизначеність. Нехай деяка подія має m рівно імовірних результатів. Такою подією може бути, наприклад, поява будь-якого символу з алфавіту, що містить m таких символів. Кількість інформації, яка може бути передана за допомогою такого алфавіту можна виміряти, визначивши число N можливих повідомлень, які можуть бути передані за допомогою цього алфавіту. Якщо повідомлення містить n символів (n – довжина повідомлення), то $N = m^n$. Для того, щоб задовольнити природні вимоги рівності інформації нулю при $m = 1$ і щоб кількість інформації, що одержують від двох незалежних джерел, дорівнювала сумі «інформації», Хартлі запропонував рахувати кількість інформації, що припадає на одне повідомлення, рівним логарифму загального числа можливих повідомлень:

$$I(N) = \log(N) \quad (2.1)$$

Якщо можливість появи будь-якого символу алфавіту рівноімовірна, то ця вірогідність $p = 1/m$. Вважаючи, що $N = m$, отримаємо:

$$I = \log(N) = \log(m) = \log(1/p) = -\log(p) \quad (2.2)$$

Кількість інформації на кожен рівноімовірний сигнал дорівнює мінус логарифму вірогідності окремого сигналу. Чим менша вірогідність одержання повідомлення, тим більш воно інформативне.

За одиницю кількості інформації взяли ту її кількість, яку одержують при виборі одного з двох взаємовиключальних варіантів. Для цього в останній формулі слід узяти логарифм по основі 2.

Тоді

$$I = -\log_2 p = -\log_2(1/2) = \log_2 2 = 1 \text{ BIT} \quad (2.3)$$

Визначення інформації Шенноном

На практиці при визначенні кількості інформації необхідно враховувати як кількість різних повідомлень від джерела, так і різну вірогідність їх отримання.

$$H = - \sum_{i=1}^k \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N} \quad (2.4)$$

n_i – кількість i -х букв k - буквеного алфавіту, N – загальна кількість букв.

Кількість інформації дорівнює нулю, якщо увесь текст містить одну і ту ж k , букву, що повторюється N разів. H виявиться максимальним, коли усі букви представлені з рівною частотою $n_1 = n_2 = \dots n_k$.

У разі рівної імовірності сигналів, формула Шеннона переходить у формулу Хартлі.

Оскільки не завжди можливо встановити перелік станів системи і вчислити їх вірогідність, а також в силу обмеженості шенноновської теорії тільки синтаксичною стороною повідомлення, були висунені інші концепції і тлумачення поняття «інформація».

Формула Шеннона використовується у біології для визначення видової різноманітності.

Концепція різноманітності Ешбі

Р.Ешбі вважав, що інформація є там, де є неоднорідність (різноманітність) і одиницею виміру може бути відмінність між об'єктами в одній певній властивості. Чим більше відмінностей, тим більше інформації. Під різноманітністю слід мати на увазі характеристику міри неспівпадань елементів деякої великої кількості. Якщо одиницею позначити факт подібності елементів, то логарифм одиниці — нуль. Це відповідатиме одиничній вірогідності вибору елемента великої кількості, оскільки елементи невиразні. За Ешбі, теорія інформації вивчає «процеси передачі різноманітності» по каналах зв'язку.

Алгоритмічний вимір кількості інформації – Колмогоров

Близька до «різноманітної» ідея алгоритмічного виміру кількості інформації, яку висунув в 1965 р. А.М. Колмогоров. Кількість інформації визначається як мінімальна довжина програми, що дозволяє перетворити один об'єкт (множина) на інший (множина). Чим більше розрізняються два об'єкти між собою, тим складніша (довша) програма переходу від одного об'єкта до іншого. Довжина програми при цьому вимірюється кількістю команд. Цей підхід, на відміну від підходу Шеннона, не базується на понятті вірогідності, дозволяє, наприклад, визначити приріст кількості інформації, що міститься в результатах розрахунку, в порівнянні з

початковими даними. Імовірнісна теорія інформації на це питання не може дати задовільної відповіді.

Інформація як міра неоднорідності за Глушковым

Якщо поняття інформації пов'язувати з різноманітністю, то причиною існуючої в природі різноманітності, на думку академіка В.М. Глушкова, можна вважати неоднорідність в розподілі енергії (чи речовини, оскільки $E = mC^2$) в просторі і в часі. Інформація ж є міра цієї неоднорідності. Інформація існує остільки, оскільки існують самі матеріальні тіла. З поняттям інформації в кібернетиці не пов'язана властивість її свідомості. Зірки існують незалежно від того, мають люди інформацію про них або ні. Об'єктивне існування об'єкта створює неоднорідність в розподілі речовини і тому є джерелом інформації для когнітивної системи. Таким чином, за В.М. Глушковым, інформація незалежна від нашої свідомості.

Семантичні і ціннісні аспекти інформації

Розглянуті вище визначення і тлумачення поняття «інформації» в принципі не можуть врахувати її змістовного і ціннісного аспектів.

Спроби оцінити не лише кількісну, але і змістовну сторону інформації дали поштовх до розвитку семантичної (смысловий) теорії інформації. Дослідження в цій області найтісніше пов'язані з семіотикою – теорією знакових систем.

Однією з найважливіших властивостей інформації, яку ми можемо спостерігати, є її невід'ємність від носія: в усіх випадках, коли ми стикаємося з будь-якими повідомленнями, ці повідомлення виражені деякими знаками, словами, мовами. Семіотика досліджує знаки як особливий вид носіїв інформації. Міркуючи про кількість, зміст і цінність інформації, що міститься в повідомленні, можна виходити з можливостей відповідного аналізу знакових систем, таких як природні і штучні мови, системи сигналізації, логічні, математичні і хімічні символи.

Знакові системи розглядаються з позицій синтактики, семантики і прагматики.

Синтактика вивчає синтаксис знакових структур – способи поєднань знаків, правила утворення поєднань і перетворень безвідносно до їх значень.

Семантика вивчає знакові системи як засоби вираження сенсу, певного змісту.

Прагматика концентрується на вивченні практичної корисності повідомлень для споживача.

Основна ідея семантичної концепції інформації полягає в можливості виміру змісту (предметного значення) міркувань. Але зміст завжди пов'язаний з формою, хоча і не взаємно однозначно. Тому і дослідження семантики базувалися на понятті інформації як зменшенні або усуненні невизначеності.

Першу спробу побудови теорії семантичної інформації зробили Р. Карнап та І. Бар-Хіллел. Вони запропонували визначати величину семантичної інформації за допомогою так званої логічної вірогідності, що є мірою підтвердження тієї або іншої гіпотези. При цьому кількість семантичної інформації, що міститься в повідомленні, зростає по мірі зменшення ступеня підтвердження апріорної гіпотези. Якщо уся гіпотеза побудована на емпіричних даних, що повністю підтверджуються повідомленням, то таке повідомлення не приносить одержувачу ніяких нових відомостей. Логічна вірогідність гіпотези при цьому дорівнює одиниці, а семантична інформація виявляється рівною нулю. Навпаки, у міру зменшення ступеня підтвердження гіпотези, кількість семантичної інформації, що доставляється повідомленням, зростає.

Концепція Карнапа - Бар-Хіллела є тільки початком досліджень в області вимірювання змісту інформації, що передається. Вона дозволяє, наприклад, виявити зв'язок гіпотези з початковим достовірним значенням, зокрема, зробити висновок про міру підтвердження гіпотези.

Інформація і Ентропія

Інформація в термодинаміці з'явилася як величина, зворотна за знаком ентропії. Тіла можуть «самонагріватися» і «самоостигати», проте, з переважною вірогідністю вони все ж остигатимуть. Ентропія – це міра безповоротного розсіяння енергії, міра деградація системи на шляху від порядку до хаосу. Отже, інформація відбиває зворотний рух, і їх сума строго дорівнює нулю.

Але усі спостережувані процеси розвитку від простого до складного супроводжуються зростанням інформації і зростанням ентропії як заходу розсіюваної енергії.

Цей парадокс знайшов своє розв'язання у рамках нелінійної термодинаміки, створеною І. Пригожиным. При надлишку енергії, що підводиться до системи ззовні (вільної енергії), система виходить з рівноваги, зберігаючи вірогідність до нього повернутися, але в іншій якості – підвищив складність (рівень організації), і, отже, кількість інформації. Ентропія також збільшується, але в зовнішньому середовищі, до якого тільки і застосовне це поняття.

3 ПРОБЛЕМИ ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ

Не дивлячись на значний прогрес в різних сферах діяльності суспільства, в ХХІ ст. небезпечна питна вода і погані санітарно-гігієнічні умови залишаються одними з провідних чинників ризику порушень здоров'я і виникнення хвороб.

В світі 2 млрд. людей відчувають брак води, а 1,1 млрд. – не мають доступу до якісної води. Згідно з прогнозами, до 2025 р. 2,4 млрд. населення планети проживатимуть в країнах з гострим браком води [69].

Від хвороб, пов'язаних з низькою якістю питної води, щорічно страждають 250 млн. людей, вмирають 3,5 млн., з яких майже 1,7 млн. – від інфекційної діареї. Неякісна питна вода є джерелом передачі збудників дизентерії, холери, черевного тифу, вірусного гепатиту А, поліомієліту, гельмінтозів, гострих і хронічних отруєнь тощо. Більше половини пацієнтів в лікарнях країн, що розвиваються, з хворобами, які спричинені поганою водою та неналежною санітарією.

ЄС не належить до регіонів, що не забезпечені водою, але також відчуває проблеми, пов'язані з її якістю та доступністю. Майже 140 млн. жителів ЄС живуть в будинках, де відсутнє водопостачання, 8,5 млн. – не мають санітарних зручностей поліпшеної якості, а більше 41 млн. – не мають доступу до безпечної питної води. Вказана ситуація щорічно викликає понад 31 тис. випадків захворювань гепатитом А, 13,5 тис. випадків смерті дітей у віці до 14 років. Велика частина таких випадків реєструється в країнах, з найбільшою кількістю населення без водопостачання та санітарно-гігієнічних зручностей [69].

Ця проблема також актуальна для України, де централізованим водопостачанням охоплене 75 % населення, а близько 5 % водопроводів не відповідають санітарним нормам.

Санітарно-епідеміологічною службою виявляється невідповідність стандартам близько 12 % проб питної води за санітарно-хімічними і 5 % – за бактеріологічними показниками.

За рівнем захворюваності вірусним гепатитом А наша країна посідає 6 місце серед країн, які віднесені ВООЗ до Європейського регіону. У 2005 р. в Україні було зареєстровано 11 спалахів гострих кишкових інфекцій. Через надлишку фтору в питній воді 2,0-15,0 % населення південних і південно-східних областей країни уражено флюорозом [69].

Відомо, що значні економічні та медико-соціальні збитки внаслідок неякісної питної води можна попередити при інвестиціях у водопостачання і санітарію.

Проведений ВООЗ аналіз витрат і вигод показав, що кожен долар США, вкладений в проект поліпшення послуг у сфері водопостачання та санітарії, дає економічну вигоду в розмірі від 4 до 34 доларів США, залежно від регіону, що підкреслює соціально-економічну значущість

необхідності боротьби з неякісною питною водою та поганими санітарно-гігієнічними умовами.

3.1 Критерії якості питної води в Україні та світі

Згідно ст. 27 Закону України «Про питну воду та питне водопостачання» [94] до системи стандартів у сфері питної води та питного водопостачання входять державні стандарти України та міжнародні стандарти, що визначають:

- державний стандарт на питну воду;
- державний стандарт на фасовану питну воду;
- методи, методики і засоби контролю та оцінки якості питної води.

Державні стандарти на питну воду визначають перелік органолептичних, хімічних, мікробіологічних та радіологічних показників якості питної води, що підлягають обов'язковому контролю, їх граничнодопустимі величини, додержання яких є безпечним для життя і здоров'я людини.

Державні стандарти у сфері питної води і питного водопостачання не поширюються на мінеральні води та води з місцевих джерел, які використовуються не централізовано. У процесі розроблення та перегляду стандартів на питну воду враховуються показники державних санітарних правил і норм, а також нормативні вимоги щодо якості питної води, прийняті в Європейському Союзі (ЄС).

Аналізуючи досвід зарубіжних країн, необхідно гармонізувати державні стандарти на питну воду та наблизити технології її виробництва і обсягів споживання населенням до нормативів ЄС.

Цей принцип впливає із законодавства про питну воду [94], що декларує гарантоване забезпечення населення якісною і безпечною для здоров'я людини питною водою та вирішується через:

- пріоритетність питного водопостачання перед іншими видами спеціального водокористування і науково обґрунтоване нормування якості питної води та нормативів її споживання;
- обов'язковість державної екологічної і санітарно-епідеміологічної експертизи проектів господарської, інвестиційної й іншої діяльності, яка може негативно вплинути на стан джерел і систем питного водопостачання;
- запобіжний характер заходів щодо охорони джерел і систем водопостачання та економічне стимулювання раціонального використання питної води.

Обов'язковою передумовою забезпечення належної якості питного водопостачання є суворе дотримання відповідних стандартів якості питної води [45]. До 16 липня 2010 р. в Україні діяв ДСанПіН «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» № 136/1940 від 15 квітня 1997 р., який передбачав

перевірку якості води за 56 показниками, тоді як у ЄС їх понад 100.

На сьогодні в Україні набув чинності новий ДСанПіН 2.2.4-171-10. «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», затверджені наказом МОЗ України № 400 від 12 травня 2010 р. Перевіряти воду мають ще ретельніше, от тільки невідомо, як будуть справлятися з цими задачами водоканали, враховуючи брак коштів, через що покращення якості питної води для них виявляється нереальним [40-42, 120, 124, 125].

Крім цього, країни ЄС перш, ніж почати обробляти воду хімічними речовинами, здійснюють її попереднє очищення. Далі йде обов'язкове оброблення води реагентами та її фільтрація [104, 115].

3.2 Проблеми якості води в Україні

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) більш ніж 80 % всіх проблем зі здоров'ям у людей пов'язано з неналежною якістю питної води. Високий рівень техногенного навантаження на водойми та використання застарілих технологій підготовки питної води, які розраховані на доведення природної води до якості питної лише у випадку, коли вихідна вода відповідає I класу поверхневих джерел водопостачання, не дозволяють забезпечити населення якісною та безпечною для здоров'я людини питною водою. Значна частина населення України використовує для своїх життєвих потреб недоброякісну воду, що загрожує здоров'ю нації. Застосування в технології підготовки питної води хлору, неефективних коагулянтів, відсутність сорбційних фільтрів з активованим вугіллям тощо призводить до надходження у питну воду значної кількості неорганічних та органічних забруднювачів, спільний вплив яких на організм людини, особливо в умовах радіаційного навантаження, становить реальну загрозу здоров'ю нації.

Крім цього, питна вода з поверхневих водойм потенційно небезпечна у вірусному відношенні, оскільки технологія її підготовки не гарантує видалення вірусів [129].

Особливо небезпечним для здоров'я людини є забруднення природних вод побутовими стоками. Така забруднена вода містить збудники різноманітних інфекційних захворювань (паратиф, дизентерія, інфекційний вірусний гепатит, туляремія та ін.). Підраховано, що на нашій планеті майже 500 млн. людей щорічно хворіє через користування забрудненою водою. До важких наслідків призводить забруднення вод важкими металами. Забруднення водних об'єктів – джерел питного водопостачання, зумовлює високий рівень захворюваності кишковими інфекціями, гепатитом, збільшує ризик впливу на організм людини канцерогенних і мутагенних факторів. Відставання України від розвинутих країн за середньою тривалістю життя та висока смертність певною мірою

пов'язано із споживанням недоброякісної питної води.

Сучасний незадовільний стан водних об'єктів показує, що проблеми у сфері охорони вод від забруднення та виснаження не тільки не знайшли вирішення, а й значно загострилися, особливо в останні роки. При цьому більшість (понад 60 %) зовнішніх мереж і всі внутрішні мережі водопостачання побудовані в 60-70-ті роки ХХ ст. за застарілими будівельними нормами з терміном експлуатації близько 30 років, що свідчить про фізичне й технологічне зношення та ненадійність мереж водопостачання в країні [14].

Гігієнічним нормам не відповідають близько 10 % водогонів. Найбільша кількість централізованих водогонів у незадовільному стані – на території Луганської, Житомирської, Полтавської, Херсонської, Кіровоградської, Донецької, Миколаївської та Одеської областей. Майже половина централізованих систем водопостачання у сільській місцевості через недосконалу експлуатацію та тривалий термін служби працює з перебоями і не може забезпечити постачання населення водою нормативної якості.

На якість питної води систем централізованого водопостачання негативно впливає незадовільний технічний стан водопровідних споруд і мереж, значна їх зношеність, що становить у різних регіонах від 30 % до 70 %, несвоєчасне проведення капітальних і поточних планово-профілактичних ремонтів, ліквідації аварій. В окремих регіонах гостро стоїть питання забезпечення населення питною водою не тільки в якісному, але і в кількісному відношенні.

Четверта частина очисних споруд водопровідної мережі, кожна п'ята насосна станція та половина насосних агрегатів відпрацювали нормативний строк експлуатації, що призводить до підвищених витрат електричної енергії (до 25 %) та збільшення собівартості перекачування стоків. В аварійному стані перебуває 37,2 тис. км водопровідних та 13,85 тис. км каналізаційних мереж, або більше 30 % їх загальної довжини, витoki з яких крім вторинного забруднення питної води зумовлюють підтоплення території населених пунктів в окремих регіонах. Питомі норми водоспоживання перевищують аналогічні показники розвинутих країн у 1,5-3,0 рази і становлять понад 300 літрів на одну особу за добу, втрати води на шляху від водозабору до споживача сягають 30-40 %, а в деяких регіонах перевищують 50 % [14].

З огляду на зазначене вище, можна констатувати, що проблеми водопостачання населення та якості питної води мають загальнодержавне стратегічне значення і потребують комплексного вирішення.

Майже всі джерела питного водопостачання в Україні за рівнем забруднення наблизилися до ІІІ класу, а склад очисних споруд і технології очищення води залишаються незмінними. Через це значна частина населення України одержує питну воду з істотним відхиленням від

нормативів.

У річки, озера, водосховища та ставки надходять стоки більш як з 2350 об'єктів, з них 40 % без очищення або з очищенням, що не відповідає санітарно-гігієнічним вимогам.

Близько 88 % проб води, відібраних у 2008 р., хоча б за одним показником не відповідали вимогам СанПиН 4630-88 «Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения» [111] для водних об'єктів, що використовуються як джерела централізованого або нецентралізованого господарсько-питного водопостачання.

Водночас більшість басейнів річок згідно з гігієнічною класифікацією водних об'єктів за ступенем забруднення можна віднести до забруднених та дуже забруднених.

За даними ВООЗ, щороку приблизно 25 % населення світу потрапляє під ризик захворювань, а майже кожний третій мешканець планети потерпає від вживання недоброякісної питної води [14].

У воді можуть міститися речовини, які Міжнародне агентство з вивчення раку (МАВР) класифікує як канцерогени чи потенційні канцерогени для людини, зокрема й ті, що утворюються у процесі знезаражування води, які небезпечні для здоров'я людини (табл. 3.1).

Невідповідність якості питної води нормативним вимогам поряд з забрудненнями є однією з причин поширення таких захворювань, як жовчнокам'яна та виразкова хвороби шлунку тощо.

Таблиця 3.1 – Деякі з канцерогенів та токсикантів в питній воді, які небезпечні для здоров'я людини (за класифікацією МАВР) [14]

Речовина	Шлях надходження до питної води	Характеристика ВООЗ
1	2	3
Азбест	Забруднення джерел водопостачання промисловими стоками; від розчинення азбестовмісних мінералів і руд; міграція з азбестоцементних труб водогонів.	Канцероген. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 0 мг/дм ³ .
Алюміній	Використання сполук алюмінію як коагулянту для очистки води; металургійна промисловість.	Нейротоксична дія, пов'язана з ураженнями мозку, характерними для хвороби Альцгеймера. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 0,2 мг/дм ³ .
Бензол	Забруднення джерел водопостачання стоками	Канцероген. Концентрація в питній воді

Продовження табл. 3.1

	хімічної, харчової, фармацевтичної промисловості та атмосферними опадами.	зазвичай менша за 5 мкг/дм ³ . Рекомендована ВООЗ величина ГДК 10 мкг/дм ³ .
Бромади	Озонування води, що містить бром.	Канцероген. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 3 мкг/дм ³ .
Бромдихлорметан	Хлорування води.	Канцероген. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 60 мкг/дм ³ .
Вінілхлорид	Забруднення джерел водопостачання за рахунок міграції з матеріалів конструкцій водопроводу.	Канцероген. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 5 мкг/дм ³ .
Гексахлорбензол	Забруднення джерел водопостачання під час виробництва пестицидів.	Канцероген. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 1 мкг/дм ³ .
ДДТ (дихлор-дифеніл-трихлоретил)	Забруднення джерел водопостачання стічними водами сільгоспугідь.	Канцероген. Інсектицид, що заборонений для використання. Надзвичайно стабільний в умовах довкілля. Накопичується в харчових ланцюгах. Рекомендована ВООЗ величина ГДК для ДДТ і його метаболітів 2 мкг/дм ³ .
Кадмій	Забруднення джерел водопостачання стоками металургійної та хімічної промисловості; міграція з матеріалів конструкцій водопроводу.	Підвищує частоту серцево-судинної захворюваності та спричиняє хвороби нирок і кісткової тканини. Добове споживання (здебільшого з продуктів) 10-35 мкг. Додаткове джерело навантаження – куріння. Рекомендована ВООЗ ГДК 3 мкг/дм ³ .

Продовження табл. 3.1

Нікель	Міграція з матеріалів конструкцій водопроводу.	Середнє добове споживання становить близько 0,1-0,3 мг. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 20 мкг/дм ³ .
Ртуть	Природні шляхом; забруднення джерел водопостачання стоками гальванічного виробництва.	Орган-мішень ртуті – нирки, а метил-ртуті – нервова система. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 1 мкг/дм ³ .
Нафта та нафтопродукти (бензол, толуол, ксилол)	Забруднення джерел водопостачання під час аварій у нафтовидобувній та нафтопереробній промисловості.	Рекомендована ВООЗ величина ГДК для толуолу становить 700 мкг/дм ³ , для ксилолу – 500 мкг/дм ³ .
Нітрити, нітрати	Забруднення джерел водопостачання речовинами, що використовують у сільськогосподарській діяльності.	Рекомендована ВООЗ величина ГДК для нітритів становить 3 мг/дм ³ , для нітратів – 10 мг/дм ³ .
Свинець	Забруднення джерел водопостачання атмосферними опадами, промисловими стоками, особливо в населених пунктах поблизу плавильних виробництв.	Елемент, що має загальну токсичну дію, накопичується в скелеті, впливає на нервову систему. Значна частина надходить в організм із питною водою. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 10 мкг/дм ³ .
Формальдегід	Забруднення джерела водопостачання промисловими стоками, атмосферними опадами, озонування та хлорування води, полімерна (на основі поліацеталей) арматура водогонів.	Канцероген. Наявність у воді зумовлена здебільшого окиснюванням природних органічних речовин під час озонування та хлорування води. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 900 мкг/дм ³ .
Хлороформ	Хлорування води.	В організмі з нього можуть утворюватися високореактивні метаболіти. Концентрації у питній воді можуть досягати кількох сотень мкг/дм ³ . На його частку припадає до 80 % хлорвмісних вуглеводнів, що утворюються у воді. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 200 мкг/дм ³ .

Продовження табл. 3.1

1	2	3
Хром	Міграція з водопровідних конструкцій, забруднення джерел водопостачання промисловими відходами.	Шестивалентний хром – канцероген. Рекомендована ВООЗ величина ГДК для хрому всіх валентностей становить 50 мкг/дм ³ .
Ціаніди	Промислове забруднення джерел водопостачання.	Мають високу токсичність. Рекомендована ВООЗ величина ГДК 70 мкг/дм ³ .

Крім цього, відзначено зростання нітратного забруднення ґрунтових вод внаслідок ненормованого використання в колективних господарствах та у приватному секторі мінеральних особливо органічних добрив.

Слід зауважити, що ефективних методів видалення нітратів з води в умовах децентралізованого водопостачання практично не існує.

Забруднення води наднормативними концентраціями нітратів призводить до виникнення захворювання на водно-нітратну метгемоглобінемію у дітей, зниження загальної резистентності організму, що сприяє збільшенню рівня загальної захворюваності, в тому числі інфекційними та онкологічними хворобами (табл. 3.2).

Існує тісний зв'язок між низкою захворювань (флюороз та карієс зубів, серцево-судинні захворювання, жовчнокам'яна та сечокам'яна хвороби, виразкова хвороба шлунку, холецистит тощо) з літеральним складом питної води. Епідемічні ситуації, пов'язані з якістю питної води. Невідповідність якості питної води нормативним вимогам є однією з причин поширення в державі багатьох інфекційних хвороб (вірусний гепатит А, черевний тиф, ротавірусна інфекція тощо) та неінфекційних (системи травлення, серцево-судинної, ендокринної системи тощо).

Стосовно якості питної води, яка подається в системах централізованого водопостачання, то, наприклад, в 2000-2007 рр. з водопроводів, що не відповідали нормативам, зросла з 11 до 13 % частка водопроводів, вода яких перевищувала ГДК за санітарно-хімічними показниками та знизилась з 5 до 4 % частка тих водопроводів, вода яких перевищувала ГДК за бактеріологічними показниками. Ці дані співвідносяться з показниками якості води поверхневих джерел, які є основними у забезпеченні населення питною водою [14].

Отже, існуючі технології підготовки води до вимог питної не забезпечують її надійної очистки при сучасному стані водойм.

Однією із головних умов сталого розвитку держави, поліпшення добробуту та здоров'я її мешканців є забезпечення населення та інших споживачів питною водою належної якості і в достатній кількості.

Таблиця 3.2 – Наслідки споживання людиною забрудненої води [14]

Характер споживання води	Забруднювач	Захворювання
<i>Біологічний</i>		
Пиття та їжа	Патогенні бактерії	Холера, дизентерія, черевний тиф, гастроентерит, лептоспіроз, туляремія
	Віруси	Інфекційний гепатит
	Паразити	Амебна дизентерія, дракункульоз, гельмінтоз, ехінокок
Вмивання водою та прання у воді	Паразити	Шестосоміазис, дерматит, стронгілоїдоз
Проживання або знаходження біля води	Через комах-переносників	Малярія, жовта лихоманка, сонна хвороба, філярітоз
<i>Хімічний</i>		
Пиття та їжа	Нітрати	Метагемоглобінемія
	Сполуки фтору	Ендемічний флюороз
	Миш'як	Інтоксикація
	Селен	Селеноз, інтоксикація
	Свинець	Інтоксикація
	Поліциклічні ароматичні вуглеводи	Рак
	Надто м'яка вода	Атеросклероз, гіпертонія
	Хром	Уровська хвороба
	Нікель	Алергія шкіри, руйнування роговиці ока
	Мідь	Ураження нервової системи
	Фенол	Отруєння

Між тим за останні роки суттєво погіршилась якість води основних джерел централізованого водопостачання, що зумовлено незадовільною водогосподарською діяльністю, забрудненням річкового стоку і підземних водоносних горизонтів органічними сполуками, фенолами, нітратами, нафтопродуктами, патогенними мікроорганізмами та тощо.

На сьогодні в 260 населених пунктах України питна вода за окремими фізико-хімічних показниками (загальний вміст солей, жорсткість, залізо та ін.) не відповідає вимогам стандарту. Водночас, з огляду на відсутність місцевих джерел біля 1200 населених пунктів в АР Крим і південних областях України частково чи повністю забезпечуються привізною питною водою.

Особливе занепокоєння викликає стан водопостачання сільського населення: з 7691 сільських водопроводів 660 (8,6 %) не відповідають санітарним нормам.

Невирішеними проблемними питаннями централізованого водозабезпечення сільського населення є незавершеність процесу передачі сільських водопроводів на баланс органів місцевого самоврядування, відсутність спеціалізованих організацій з їх технічного обслуговування та виробничого лабораторного контролю якості води тощо.

Централізованим водопостачанням забезпечено лише одну четверту частину сіл України. Решта сільського населення споживає воду з колодязів та індивідуальних свердловин, які здебільшого мають незадовільний технічний стан.

При визначенні відповідності хімічного складу поверхневих вод України рибогосподарським критеріям до якості води, в 2004 р. було встановлено, що найбільше випадків невідповідності даних спостережень критеріям до вод рибогосподарського використання спостерігали у річкових басейнах Приазов'я (60,8 %), Сіверського Дінця (59,8 %) та Західного Бугу (49,7 %), а в інших річкових басейнах цей показник знаходився на рівні 30-40 % (табл. 3.3) [71].

У річках з водами солонуватого типу (Сіверський Донець, річки Приазов'я) виявлено чимало випадків перевищення ГДК за головними іонами (SO_4^{2-} , Cl^- , Mg^{2+} , Na^+).

Серед мінеральних форм азоту значна кількість перевищень ГДК для нітритів, особливо в річках Приазов'я, басейнах Сіверського Дінця та Західного Бугу. Повсюдно відзначається перевищення ГДК для сполук важких металів (47,9-97,6 %).

Перевищення ГДК фенолами найхарактерніше для вод басейну Дунаю, нафтопродуктами – для річок Приазов'я, Криму та басейну Сіверського Дінця.

Таблиця 3.3 – Число випадків перевищення вимог до вод рибогосподарського призначення у межах основних річкових басейнів України у 2004 р. (% від загального числа спостережень) [71]

Інгредієнт	Річковий басейн							
	Дніпра	Дунаю	Дністра	Південного Бугу	Західного Бугу	Сіверського Дінця	Річок Приазов'я	Річок Криму
Сульфати	8,4	–	8,2	28,0	–	93,4	97,7	41,7
Хлориди	3,4	–	2,2	0,6	–	24,5	39,1	–
Кальцій	2,5	–	–	–	–	25,1	57,1	–
Магній	6,2	–	1,7	22,3	2,7	59,3	92,5	17,4
Натрій	6,9	0,2	6,0	14,9	–	64,4	93,2	3,8
Калій	–	–	100,0	1,7	–	–	–	2,7
Нітрити	25,8	45,2	23,7	52,1	79,4	76,0	82,5	27,4
Нітрати	–	–	–	–	–	–	0,7	–
Мідь	71,8	73,5	56,5	91,5	85,4	61,5	43,6	82,4
Манган	73,0	62,5	81,8	88,1	51,5	87,5	92,1	50,0
Цинк	74,0	77,6	57,2	50,0	47,9	77,9	58,1	2,9
Хром (VI)	94,0	45,2	68,4	82,1	96,1	97,6	86,7	48,5
Нафтопродукти	2,3	20,7	37,2	6,1	–	24,7	35,0	14,1
Феноли	33,9	75,8	41,9	29,8	25,8	23,5	11,9	0,5
СПАР	3,4	1,9	6,2	3,2	8,4	61,7	–	–
Середнє значення	31,2	44,7	37,8	36,2	49,7	59,8	60,8	26,5

4 ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

Для здійснення гідроекологічного прогнозу необхідно знати:

- основи прогнозування складових гідроекосистем;
- довгострокове та оперативне прогнозування якості води;
- економічні, соціальні, технічні і екологічні обмеження при прогнозуванні стану екосистем.

Для виконання прогнозу необхідно вміти:

- визначити об'єм водних ресурсів, які можуть використовуватись в господарської діяльності;
- використати нормативні характеристики при оперативному та довгостроковому прогнозуванню;
- прогнозувати якість води в умовах господарської діяльності.

4.1 Поняття прогнозу та прогнозування

Прогнозування – це передбачення перспектив розвитку тієї чи іншої водної екосистеми, тобто сам процес його отримання [4, 25].

Відповідно до мети та завдань прогнозування вирізняють такі узагальнені види (класифікація) прогнозів та методів прогнозування:

- прогноз дії на середовище – передбачення видів, шляхів і чинників антропогенного впливу на довкілля, що здійснюється внаслідок будівництва та введення в експлуатацію нових будівель, виробничих потужностей і технологій;

- прогноз реакції середовища – передбачення стійких змін у природному середовищі, спричинених прямою або опосередкованою дією зазначених вище чинників (до таких змін слід включати і ті з них, які внаслідок значного їх запізнення або віддаленого зв'язку з антропогенним впливом помилково відносять на рахунок дії природних чинників);

3) прогноз зміни середовища – передбачення інтегрованих змін у середовищі під дією всієї сукупності природно-антропогенних чинників.

4.2 Основна класифікація прогнозів

При класифікації прогнозів розрізняють [27]:

- короткочасні або оперативні прогнози (на 1-2 роки);
- прогнози середньої тривалості (на 5-10 років);
- довгострокові прогнози (на 15-25 років);
- наддовгострокові прогнози (на 50-100 років).

За масштабами передбачуваних явищ прогнози поділяють на:

- глобальні (фізико-географічні);
- регіональні (у межах кількох країн, одного материка, океану);
- національні (у межах країни);
- локальні (для невеликих територій).

4.3 Класифікація методів прогнозування

При класифікації методів прогнозування стану природного середовища їх можна об'єднати у три основні групи [99]:

- методи експертної оцінки;
- методи екстраполявання;
- методи математичного моделювання.

Метод експертної оцінки полягає у вилученні прихованих у людини знань шляхом штучних навідних запитань. Сутність методу в спеціалізованій експертній оцінці та математичній обробці анкет [118].

Метод слід використовувати тоді, коли об'єкти прогнозування не підлягають повній або частковій формалізації. У основі методу лежить система одержання та обробки інформації шляхом цілеспрямованого індивідуального опитування експертів у вузькій галузі науки, техніки та виробництва.

Метод екстраполявання полягає у перенесенні даних, одержаних у певній галузі діяльності (у певному діапазоні), на більш або менш широкі аналогічні галузі (діапазони).

Іноді до екстраполяції відносять також пошук проміжних значень деякої властивості між відомими її значеннями – інтерполяцію прямолінійну, експоненціальну або за іншими заздалегідь відомими кривими змін. Метод екстраполявання застосовують вибірково для короткострокових (оперативних) прогнозів, у тому разі, коли розвиток процесів протягом значного проміжку години відбувається рівномірно, без значних стрибків.

Метод математичного моделювання процесів полягає в детальному аналізі причин можливих змін у стані довкілля, побудові теорії часткових процесів і подальшому створенні спрощеної версії будови загального процесу – об'єднаної моделі реальної системи [44, 49]. Моделі відображають найсуттєвіші, найважливіші властивості та функції деякого доладного процесу чи об'єкта [52].

5 УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

Управління – організація взаємозв'язків між складовими екосистем, що приводить до намічених результатів.

Управління ґрунтується на необхідній інформації і направлене на підтримку або поліпшення функціонування керованої сукупності.

Управління проводиться на базі природної виробленої або штучно створеної програми [16].

Управління може здійснюватися зовнішніми по відношенню до екосистеми діями і структурами, а також механізмами самої системи, що управляють, через спеціальні органи, що управляють (регулюючі) [62].

5.1 Основні правила управління

Управління здійснюється за такими правилами [26]:

- управління направлене на досягнення якоїсь мети, ступінь наближення до якої потрібно фіксувати в кожен момент (це здійснюється за допомогою отримання інформації на основі зворотного зв'язку);
- необхідно знати позитивні і негативні реакції керованої екосистеми на вже проведені акції управління;
- важливий облік об'єктивних обмежень природно-ресурсного і еколого-економічного потенціалів;
- доцільно спрямовувати всі процеси на виникнення бажаних матеріально-енергетичних зворотних зв'язків з посиленням досягнутого позитивного ефекту;
- управління повинне бути ієрархично організоване, згідно природної організації водних екосистем;
- управління завжди враховує прогноз еколого-соціально-економічних наслідків на велику глибину за часом і засновано на багатоваріантному аналізі можливих ситуацій;
- система управління повинна бути адаптивною, тобто змінювати свою структуру і способи функціонування відповідно до досвіду роботи, що накопичується, і зовнішніх умов, що змінюються, і цілей управління.

5.2 Управління жорстке та м'яке

Управління жорстке – безпосереднє, «командне» управління.

Управління жорстке природними системами – це, як правило, технічна і техногенна дія і втручання в природні процеси, їх «виправлення» шляхом корінного перетворення самих механізмів і систем природи (наприклад, відчуження і відкриття заплавних земель, будівництво дамб на річках).

Жорстке управління дає господарський найбільший ефект, але лише у відносно короткому тимчасовому інтервалі і при локальному або регіональному масштабі, коли його застосування не веде до підриву природно-ресурсного потенціалу. Засновано на штучному перенапруженні або граничному омолодженні природних систем. У зв'язку з цим воно потребує вживання заходів щодо підтримки екологічної рівноваги, здійснюваних зазвичай шляхом м'якого управління.

Управління м'яке – опосередкована, непряма дія, як правило, за допомогою використання природних механізмів саморегуляції або шляхом технічного конструювання цих механізмів. Прикладом може служити зарибнення водних об'єктів [85].

5.3 Управління охороною навколишнього середовища

Управління охороною навколишнього середовища – забезпечення виконання норм і вимог, що обмежують шкідливу дію процесів виробництва і продукції, яка випускається, на навколишнє середовище, і раціональне використання природних ресурсів, їх відновлення і відтворення [18, 67].

Управління заповідним режимом допустимо лише в заповідниках направленої режиму. Включає вживання заходів щодо зміни кількості або якості якогось компонента водних екосистем (наприклад, шляхом вилову популяцій організмів, що надмірно розмножилися, поліпшення гідрологічного режиму і т. п.) з єдиною метою досягти природної рівноваги з максимальним збереженням заповідного режиму (без прагнення до прямої економічної вигоди як самоціль).

Діяльність з управління охороною природи направлена на:

- формування і дотримання гігієнічно і екологічно обґрунтованих вимог до якості води;
- раціональне використання або витрату природних ресурсів, зокрема на запобігання їх руйнуванню або загибелі;
- функціонування системи контролю елементів середовища і на її взаємодію із службами виробничих об'єднань (промислових підприємств);
- зниження норм витрати води; зменшення до або нижче регламентованого рівня або повну ліквідацію забруднення водних об'єктів скидами.

Управління популяціями – штучна регуляція їх чисельності, статевовікового складу і у ряді випадків видалення з них особин, небажаних за морфологічними або поведінковими ознаками (штучний відбір).

5.4 Нормативно-правова база з управління охороною водних ресурсів

У ст. 88 та 89 ВКУ зазначено, що з метою охорони поверхневих водних об'єктів від забруднення і засмічення та збереження їх водності вздовж річок, морів і навколо озер, водосховищ та інших водойм в межах водоохоронних зон виділено земельні ділянки під прибережні захисні смуги. Ці смуги є природоохоронною територією з режимом обмеженої господарської діяльності [8].

Законом України «Про курорти» [92] заборонено будь-яке будівництво у 100-метровій охоронній зоні водойм. Винятком є об'єкти, пов'язані з обслуговуванням курортно-рекреаційної зони. Лімітуючим фактором при цьому є якісний стан питного водопостачання.

Для вирішення існуючих проблем потрібно глибоке і всебічне обґрунтування заходів, що забезпечують планомірне і цілеспрямоване управління системою водокористування на територіях рекреаційного та природоохоронного статусу [29, 30, 84, 86-98]. В умовах зростання антропогенного навантаження рекреаційні території без вживання спеціальних заходів в цьому напрямі швидко деградують

Завданням держави є забезпечення конституційних прав громадян на охорону здоров'я і сприятливе навколишнє середовище [57, 60, 61, 106-109]. Ці права тісно пов'язані між собою, оскільки здоров'я залежить напряму від екологічних факторів. Тому території, що мають лікувальні та оздоровчі властивості, повинні визнаватися національним надбанням всіх людей.

До основних напрямів, спрямованих на запобігання і зменшення несприятливого впливу водогосподарської діяльності на рекреаційні ресурси [84, 11, 112], а також підвищення соціально-економічної ефективності їх освоєння, можна віднести:

- удосконалення системи управління водними об'єктами;
- проведення інвентаризації та паспортизації водних об'єктів;
- удосконалення нормативно-правового регулювання рекреаційного водокористування;
- залучення економічних механізмів забезпечення якісного питного водопостачання;
- належна розбудова водогосподарської інфраструктури на територіях рекреаційного та природоохоронного статусу;
- розроблення регіональних програм відтворення якості поверхневих водойм;
- створення інформаційної бази даних щодо водних об'єктів рекреаційних та природоохоронних територій.

Вода має соціальну, економічну та екологічну цінність, тому управління водними ресурсами необхідно здійснювати таким чином, щоб

забезпечити найбільш прийнятне та збалансоване поєднання цих цінностей [35-37]. Раціональне управління водними ресурсами потрібно здійснювати насамперед на рівні водозаборів, річних басейнів, озер і водоносних горизонтів. Таке управління повинно захистити екосистеми, а також зберегти або відновити екологічну цілісність ґрунтових вод, річок, озер, болотних угідь і пов'язаних з ними прибережних районів.

Необхідним також є удосконалення нормативно-правової бази, яка б регламентувала використання водних ресурсів на територіях рекреаційного та природоохоронного статусу. Потрібно здійснити трансформацію економічних, адміністративних важелів управління, забезпечити дотримання екологічних вимог, підвищити стимулюючу роль бюджетної та податкової систем, структурної й інвестиційної політики.

У комплексі заходів, спрямованих на раціональне використання природних ресурсів, важливе місце повинні зайняти економічні інструменти збереження довкілля. Саме завдяки запровадженню надійних економіко-правових механізмів оздоровлення навколишнього середовища можна створити такі умови виробничої діяльності, за яких господарюючим суб'єктам було б не вигідно порушувати природоохоронні вимоги, забруднювати навколишнє середовище та нераціонально використовувати природні ресурси [137, 138].

Вивчення проблем економічного регулювання використання водних ресурсів дасть змогу сформулювати практичні висновки відносно цілей і можливостей економічних методів оцінки їх якості, визначити ефективність їх використання в окремих районах, стимулювати раціональне використання, освоєння додаткових рекреаційних територій за рахунок водного фактору тощо.

Необхідним є також розроблення і реалізація інженерно-технічних, організаційних заходів з охорони навколишнього природного середовища для підтримання стійкості прибережних екосистем.

Потрібно визначити санітарно-гігієнічні і екологічні вимоги до будівництва, господарчого і рекреаційного використання природного потенціалу відповідно до допустимих антропогенних навантажень. Здійснити реконструкцію, ремонт і модернізацію устаткування водопровідної, каналізаційної мережі, створити замкнуті цикли водокористування за умови мінімального забруднення води [142].

6 ТЕОРІЯ РИЗИКУ ТА ЇЇ ЗАСТОСУВАННЯ ПРИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

6.1 Види ризику

Ризик може бути індивідуальним, соціальним і ризик для екосистем. Перший задає вірогідність загибелі окремої людини. Другий – співвідношенням між кількістю людей, які можуть загинути при аварії, і вірогідністю такої аварії. Третій – відсотком біологічних видів екосистеми, на яких позначиться шкідлива дія.

Теорія ризику відрізняється від її попередниці – теорії надійності. Теорія надійності передбачає, як довго пропрацює технічний вузол, але нічого не говорить про те, що зробити у разі його відмови, щоб максимально зменшити наслідки цієї відмови.

В ході розвитку промисловості зі зменшенням загального ризику росте масштаб окремих аварій. Загальні причини аварій: помилки в проектах, неправильне рішення про місце спорудження об'єктів і режим їх експлуатації, недооцінка підготовки персоналу, неувага до старіння устаткування, халатність, безпечність. До людських помилок: недолік інформації про роботу об'єкта або навпаки – надмірна інформація, яку оператор не може переробити. В цьому випадку він несвідомо відкидає її частину, але саме вона може виявитися найважливішою.

Раніше вважали так: якщо створюється нова установка, її треба зробити абсолютно безпечною, щоб ніколи не сталася аварія. І якщо аварія відбувалася, то персонал не був готовий до її наслідків. Але абсолютно безпечних установок не можна створити. Нульова вірогідність аварії досягається лише в системах, позбавлених запасеної енергії, хімічно і біологічно активних компонентів. Можна говорити про зниження ризику, але треба враховувати, скільки за це потрібно заплатити і якщо вкладати багато засобів в системи відвертання аварії, то це призводить до урізування соціальних і інших програм. У багатьох випадках можна понизити ризик для населення, якщо більше вкладати коштів у ліквідацію наслідків аварії, чим в технічні системи її відвертання.

6.2 Оцінка ризику

На рис.6.1 показана залежність ризику від витрат на технічні системи безпеки. При збільшенні витрат технічний ризик зменшується, але росте соціально-економічний. Крива ж сумарного ризику має мінімум при певному співвідношенні між інвестиціями в технічну і соціальну сфери. Затрати на зниження ризику аварій можна вкладати в технічні системи безпеки, в підготовку персоналу або у вдосконалення управління при надзвичайних ситуаціях. В перших двох випадках засоби витрачаються на

зниження вірогідності аварії, в третьому – на зменшення масштабів, якщо вона станеться.

Залежність ризику від економічної стратегії носить статистичний характер. З її допомогою приймаються рішення для декількох користувачів, але такі рішення не обов'язково співпадають з їх цілями. Тому зазвичай виходять не з мінімального ризику (нижньої точки сумарної кривої), а з деякого максимально допустимого рівня, розташованого трохи вище. У проміжках між цими двома значеннями і лежить область, в якій залишається свобода вибору.

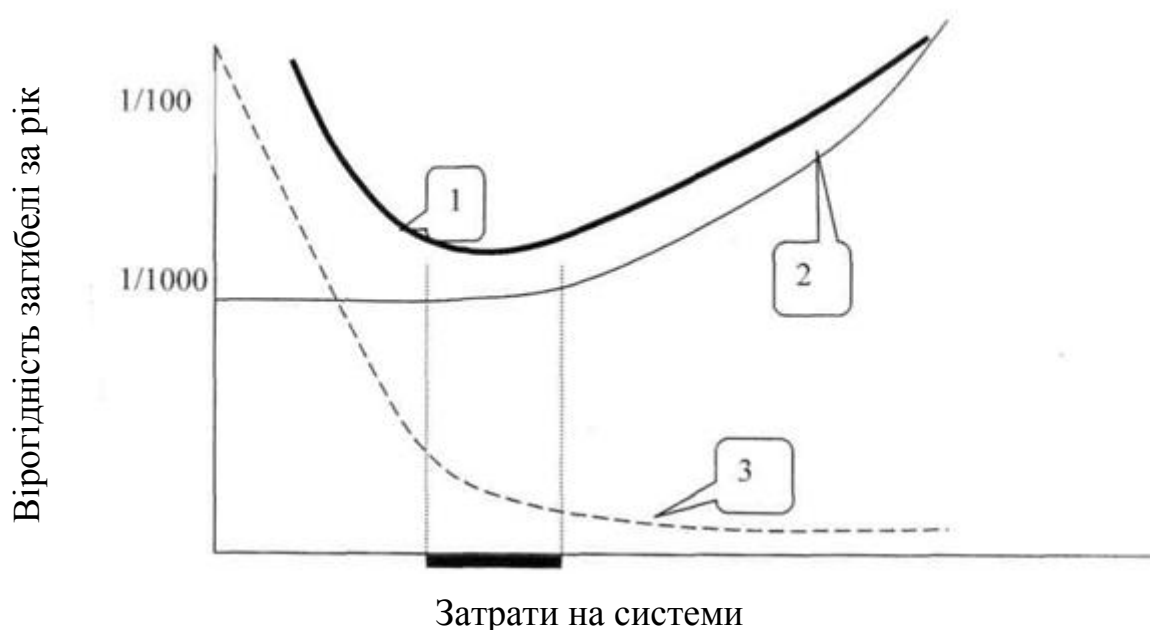


Рис. 6.1 – Залежність технічного, соціально-економічного та загального ризику від затрат на системи безпеки.

1 – загальний ризик; 2 – соціально-економічний ризик; 3 – технічний ризик

Для оцінки ризику використовуються чотири підходи. Перший – інженерний. Він спирається на статистику поломок і аварій, на імовірнісний аналіз безпеки: побудова і розрахунок дерев відмов і дерев подій. За допомогою перших передбачають, в що може розвинутиися та або інша відмова, а дерева подій, навпаки, допомагають простежити усі причини, які здатні викликати небажані явища. Коли дерева побудовані, розраховується вірогідність реалізації кожного з сценаріїв, а потім – загальна вірогідність аварії на об'єкті.

Другий підхід модельний – побудова моделі дії шкідливих чинників на людину і довкілля. Ці моделі описують наслідки звичайної роботи підприємств і збиток від аварій на них.

Коли бракує надійних даних для побудови моделі, використовується третій підхід – експертний. Цей підхід припускає визначення вірогідності

різних подій і зв'язків між ними за допомогою опитування досвідчених експертів.

Четвертий підхід – соціологічний, припускає дослідження відношення населення до різних видів ризику.

У зв'язку з використанням різних підходів до оцінки, під ризиком розуміють вірогідність аварії, масштаб можливого збитку від неї, збиток від нормальної роботи підприємства і вигоду, яку отримує суспільство, коли йде на ризик. Іншими словами, величина ризику – це вектор, що складається з декількох компонент. Отже, розрахунок ризику ґрунтується на багатокритерійному виборі, процедура якого описується теорією ухвалення рішень.

6.3 Суб'єктивне сприйняття ризику

При ухваленні рішень використовуються думки різних груп населення, багато хто з яких не є фахівцями. Їх думка є суб'єктивним сприйняттям ризику. Наприклад, в Швеції в референдумі про долю атомної енергетики включили безліч інших питань, таких як ставлення до сексуальної революції, різних технічних, соціальних і політичних нововведень. Виявилось, що ті, хто не приймає атомної енергетики, негативно відносяться і до інших нововведень. Інші спокійно вибирають різного виду ризику.

На суб'єктивне сприйняття ризику впливають декілька умов, найбільш важливі з них:

1. Значущість наслідків. При оцінці ризику важливе те, які потреби будуть задоволені у разі сприятливого результату і чим загрожує неблагополучний результат.

2. Розподіл загрози в часі. Люди ставляться більш терпляче до частих дрібних аварій, чим до поодиноких катастроф, навіть якщо сумарні втрати в першому випадку набагато більші, ніж в другому.

3. Контрольованість. Людина готова йти на більший ризик в ситуації, коли він може вжити заходів для відвертання негативних наслідків, коли багато що залежить від його особистих дій, а не тільки від збігу зовнішніх обставин.

4. Добровільність. Люди йдуть на прийняття ризику, якщо він прийнятий добровільно, а не нав'язаний ззовні.

5. Новизна. Суспільство проявляє велику терпимість до старих, відомих технологій, чим до нових, про яких він мало знає.

6.4 Регулювання екологічного ризику в країнах з ринковою економікою

Регулювання робиться централізовано – адміністративно-командними методами і ринковими методами. Для зниження вірогідності аварії використовуються штрафи. Страхування і виплата страхових внесків розподіляє очікувані втрати між клієнтами страхової компанії і розносить ці втрати назад в часі відносно аварії. Інший механізм – грошова компенсація збитку, вона розподіляє втрати після аварії. У деяких країнах введені квоти на шкідливі викиди. В цьому випадку населення або екологічні організації можуть викупити у підприємства ці квоти і заборонити йому викиди. Підприємства також можуть перекупити один у одного дозвіл на викиди.

БІБЛІОГРАФІЧНИЙ ОПИС

1. *Алёкин О.А.* Общая гидрохимия (химия природных вод). – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 208 с.
2. *Алёкин О.А.* Основы гидрохимии: Учебное пособие. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 444 с.
3. *Алёкин О.А., Семёнов А.Д., Скопинцев Б.А.* Руководство по химическому анализу вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 272 с.
4. *Андерсон М.Г., Берт Т.П., Р. Дж. Ханкс и др.* Гидрогеологическое прогнозирование: Монография. / Под ред. М.Г. Андерсона и Т.П. Берта. – М.: Мир, 1988. – 736 с.
5. *Беккер А.А., Агаев Т.Б.* Охрана и контроль загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 288 с.
6. *Білявський Г.О., Фурдуй Р.С., Костіков І.Ю.* Основи екології: Підручник. – К.: Либідь, 2006. – 408 с.
7. *Вишневський В.І.* Річки і водойми України. Стан і використання. – К.: Віпол, 2000. – 376 с.
8. *Водний кодекс України:* (Відомості Верховної Ради України, 1995, № 24, ст. 189). Введений в дію Постановою Верховної Ради України № 214/95-ВР від 6 червня 1995 року (Відомості Верховної Ради України, 1995, № 24, ст. 190). Із змінами.
9. *Водогрецкий В.Е.* Антропогенное изменение стока малых рек: Монография. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 176 с.
10. *Впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами на території Одеської області.* – Одеса: Одеське обласне виробниче управління по водному господарству, 2009. – 4 с.
11. *Временные методические рекомендации по расчёту выноса органических, биогенных веществ, пестицидов и микроэлементов речным стоком.* – М.: Гидрометеиздат, 1983. – 31 с.
12. *Временные методические указания гидрометеорологическим станциям и постам по отбору, подготовке проб воды и грунта на химический и гидробиологический анализ и проведению анализа первого дня.* – М.: Гидрометеиздат, 1983. – 27 с.
13. *Временные методические указания по проведению расчётов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков.* – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 51 с.
14. *Галушкіна Т.П., Буркинський Б.В., Бондар О.І. та ін.* Екологічний аудит водогосподарських систем: Монографія. / За ред. Т.П. Галушкіної. – Саки: Фенікс, 2010. – 402 с.
15. *Гайнріх Д., Гергт М.* Екологія: dtv-Atlas: Пер. з 4-го нім. вид. / Наук. ред. пер. В.В. Серебряков. – К.: Знання-Прес, 2001. – 287 с.

16. *Геополитика* и экогеодинамика регионов: Научный журнал. / Под ред. Н.В. Багрова. – Симферополь: КНЦ НАН и МОН Украины, 2003. – Т. 1. – В. 1. – 204 с.
17. *Гидрохимический* словарь. / Под ред. А.М. Никанорова. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 240 с.
18. *Гольдберг В.М.* Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды: Монография. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 248 с.
19. *Гопченко Е.Д., Гушля А.В.* Гидрология с основами мелиорации. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 304 с.
20. *Гопченко Е.Д., Лобода Н.С.* Водные ресурсы северо-западного Причерноморья (в естественных и нарушенных хозяйственной деятельностью условиях): Монография. – К.: КНТ, 2005. – 188 с.
21. *Горев Л.Н., Пелешенко В.И.* Методика гидрохимических исследований: Учебное пособие. – К.: Вища шк., 1985. – 215 с.
22. *Горев Л.Н., Закревский Д.В., Косовец А.А. и др.* Гидрохимическое картирование с применением вероятностно-статистических методов: Монография. / Под ред. В.И. Пелешенко. – К.: Вища школа, 1979. – 100 с.
23. *Горев Л.Н., Никаноров А.М., Пелешенко В.И.* Региональная гидрохимия: Учебное пособие. – К.: Вища шк., 1989. – 280 с.
24. *Горев Л.Н., Пелешенко В.И.* Основы мелиоративной гидрохимии: Учебник. – К.: Вища школа, 1991. – 535 с.
25. *Горев Л.Н., Пелешенко В.И.* Расчёт гидрохимического баланса и прогнозирование солевого состава вод рек. – К.: Вища школа, 1978. – 74 с.
26. *Горев Л.Н., Пелешенко В.И., Кирничный В.В.* Методика оптимизации природной среды обитания: Монография. – К.: Либідь, 1992. – 528 с.
27. *Горєв Л.М.* Основи моделювання в гідроекології: Підручник. – К.: Либідь, 1996. – 336 с.
28. *Горєв Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К.* Гідрохімія України: Підручник. – К.: Вища школа, 1995. – 307 с.
29. *ГОСТ 17.1.2.04-77.* Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. – 12 с.
30. *ГОСТ 2761-84.* Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора.
31. *Грезе В.Н., Поликарпов Г.Г., Романенко В.Д. и др.* Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды: Монография. / Под ре. В.Д.Романенко. – К.: Наук. думка, 1987. – 224 с.
32. *Двинских С.А., Китаев А.Б.* Гидрология камских водохранилищ: Монография. – Пермь: ПГУ, 2008. – 266 с.

33. *Директива* Совета Европейского Союза 98/83/ЕС от 3 ноября 1998 г. по качеству воды, предназначенной для потребления человеком // Official Journal of the European Communities. – 1998. – 54 с.
34. *Довгаль И.В.* Эти непростые простейшие: Научно-популярное издание. – Харьков: Основа, 2009. – 96 с.
35. *ДСанПіН* «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» № 136/1940 від 15 квітня 1997 року.
36. *ДСанПіН* 2.2.4-171-10. «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». (Затверджені наказом МОЗ України № 400 від 12 травня 2010 року).
37. *ДСТУ* 4808:2007. «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання».
38. *Ежегодные данные* о качестве поверхностных вод суши. – 1985-2010. – Вып. 3. – Ч. 1 и 2.
39. *Екологічне законодавство України* (станом на 1 вересня 2011 року). – К.: Істина, 2011. – 406 с.
40. *Екологічний атлас басейну річки Південний Буг.* / За ред. В.Б. Мокіна та Є.М. Крижановського. – Вінниця: Гуренко А.В., 2009. – 20 с.
41. *Екологічні проблеми Чорного моря: Зб. док. та ст.* / За ред. В.М. Небрата. – Одеса: ІНВАЦ, 2011. – 376 с.
42. *Заволодько Н.Н., Тимченко З.В., Новик В.А., Хромова Р.Н.* Водное хозяйство Крыма: история развития, современное состояние: Монография. – Симферополь: Доля, 2003. – 80 с.
43. *Зайцев Ю.П.* Твой друг море: Очерк. – Одесса: Маяк, 1980. 152 с.
44. *Иванов В.А., Тучковенко Ю.С.* Прикладное математическое моделирование качества вод шельфовых морских экосистем: Монография. – Севастополь: МГИ НАН Украины, 2006. – 368 с.
45. *Игошин Н.И.* Проблемы восстановления и охраны малых рек и водоёмов. Гидроэкологические аспекты: Учебное пособие. – Харьков: Бурун Книга, 2009. – 240 с.
46. *Инженерная экология: Научно-аналитический журнал.* / Под ред. Н.П. Лаверова. – М.: Наука, 2009. – № 1. – 81 с.
47. *Использование водных ресурсов: Монография.* / Под ред. Г.В. Васильченко и др. – Минск: Наука и техника, 1969. – 228 с.
48. *Іваненко О.Г.* Автоматизовані методи обчислення добового стоку в гідростворах річок: Навчальний посібник. – Одеса: ТЕС, 1998. – 60 с.
49. *Іваненко О.Г.* Математичне моделювання гідроекологічних систем: Навчальний посібник. – Одеса: Екологія, 2007. – 144 с.
50. *Іваненко О.Г., Белов В.В., Гриб О.М.* Практична гідроекологія: Навчальний посібник. – Одеса: ТЕС, 2009. – 75 с.

51. *Іваненко О.Г., Захарова М.В.* Методичні вказівки до проведення навчальної практики за спеціальністю «Екологія та охорона навколишнього середовища», спеціалізація «Гідроекологія». – Одеса: ОДЕКУ, 2009. – 41 с.
52. *Ігошин М.І.* Математичні методи і моделювання у фізичній географії: Підручник. Практикум. – Одеса : Астропринт, 2005. – 464 с.
53. *Карасёв И.Ф., Васильев А.В., Субботина Е.С.* Гидрометрия: Учебник. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 376 с.
54. *Килимник А.Н.* Методическое руководство для учебных практик и лабораторных работ по гидробиологии и гидроэкологии. – Одесса: ОГЭКУ, 2006. – 246 с.
55. *Килимник О.М.* Методичне керівництво з польової екогідрохімії. – Одеса: ОДЕКУ, 2008. – 210 с.
56. *Ковальчук І.П., Курганевич Л.П.* Гідроекологічний моніторинг: Навчальний посібник. – Львів: ЛНУ ім. Івана Франка, 2010. – 292 с.
57. *Кодекс України про надра; Лісовий кодекс України; Водний кодекс України:* чинне законодавство зі змінами та допов. станом на 27 верес. 2011 р.: (офіц. текст). – К.: Паливода А.В., 2011. – 148 с.
58. *Колодеєв Є.І.* Гідроекологічна експертиза водогосподарських комплексів: Конспект лекцій. – Одеса: ТЕС, 2009. – 95 с.
59. *Колодеєв Є.І., Гриб О.М., Яров Я.С.* Гідрометрія та гідрохімія: Збірник методичних вказівок. – Одеса, ОДЕКУ, 2009. – 184 с.
60. *Конституція України:* Закон України від 28 червня 1996 року (Відомості Верховної Ради України, 1996, № 30, ст. 141).
61. *Конституція України:* чинне законодавство зі змінами та допов. станом на 23 верес. 2011 р.: (офіц. текст). – К.: Паливода А.В., 2011. – 56 с. – (Закони України).
62. *Левківський С.С., Падун М.М.* Раціональне використання і охорона водних ресурсів: Підручник. – К.: Либідь, 2006. – 280 с.
63. *Лобода Н.С.* Расчёты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния: Монография. – Одесса, Экология, 2005. – 208 с.
64. *Лучшева А.А.* Практическая гидрометрия: Учебное пособие. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 424 с.
65. *Малі річки України:* Довідник. / Под ред. А.В. Яцика. – К.: Урожай, 1991. – 296 с.
66. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод:* Монографія. / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Ін-т гідробіології НАН України, 2006. – 436 с.
67. *Методические рекомендации по учёту влияния хозяйственной деятельности на сток малых рек при гидрологических расчётах для водохозяйственного проектирования:* Нормативно-производственное издание. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 168.

68. *Молдаванов А.И.* Заиление прудов и водохранилищ в степных районах: Монография. / Под ред. И.Ф. Карасёва. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 128 с.
69. *Москаленко В.Ф.* Концептуальные подходы к формированию современной профилактической стратегии в здравоохранении: от профилактики медицинской к профилактике социальной: Монография. – М.: ГЭОТАР-Медиа, 2011. – 240 с.
70. *Мусієнко М.М.* Екологія рослин: Підручник. – К.: Либідь, 2006. – 432 с.
71. *Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.* Аналітична хімія поверхневих вод: Монографія. – К.: Наук. думка, 2007. – 456 с.
72. *Наставления гидрометеорологическим станциям и постам.* Гидрологические наблюдения на постах. – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – Вып. 2. – Ч. 2. – 264 с.
73. *Наставления гидрометеорологическим станциям и постам.* Гидрологические наблюдения и работы на больших и средних реках. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – Вып. 6. – Ч. 1. – 384 с.
74. *Наставления гидрометеорологическим станциям и постам.* Гидрологические наблюдения и работы на малых реках. – Л.: Гидрометеиздат, 1972. – Вып. 6. – Ч. 2. – 268 с.
75. *Наставления гидрометеорологическим станциям и постам.* Гидрологические наблюдения на озёрах и водохранилищах. – Л.: Гидрометеиздат, 1957. – Вып. 7. – Ч. 1. – 240 с.
76. *Наставления гидрометеорологическим станциям и постам.* Составление и подготовка к печати гидрологического ежегодника. – Л.: Гидрометеиздат, 1958. – Вып. 6. – Ч. 3. – 292 с.
77. *Никаноров А.М.* Гидрохимия: Учебник. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 352 с.
78. *Никаноров А.М.* Гидрохимия: Учебник. – С.-П./б.: Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
79. *Новиков Ю.В.* Охрана окружающей среды: Учебное пособие. – М.: Вища шк., 1987. – 287 с.
80. *Олиферов А.Н., Тимченко З.В.* Реки и озёра Крыма: Монография. – Симферополь: Доля, 2005. – 216 с.
81. *Осадчий В.І.* Методологічні основи дослідження чинників та процесів формування хімічного складу поверхневих вод України: Автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 11.00.07. – К.: Ніка-Центр, 2008. – 32 с.
82. *Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б.* Водний фонд України: Довідниковий посібник. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 320 с.
83. *Пелешенко В.І., Хільчевський В.К.* Загальна гідрохімія: Підручник. – К.: Либідь, 1997. – 382 с.

84. *Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимые концентрации и ориентировочно безопасные уровни воздействия вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение.* – М.: ГК РФ по рыболовству, 1999. (Приказ № 96 «О рыбохозяйственных нормативах» от 28.04.1999 г.).
85. *Поляков М.М.* Проблемы управления водопользованием: Монография. / Под ред. М.Ф. Сычёва. – Вологда: ВНКЦ ЦЭМИ РАН, 2002. – 236 с.
86. *Про гідрометеорологічну діяльність:* Закон України № 443-XIV від 18 лютого 1999 року (Відомості Верховної Ради України, 1999, № 16, ст. 95). Із змінами, внесеними згідно із Законом України № 3370-IV (3370-15) від 19 січня 2006 року (Відомості Верховної Ради України, 2006, № 22, ст. 184).
87. *Про екологічну експертизу:* Закон України від 9 лютого 1995 року (Відомості Верховної Ради України, 1995, № 8, ст. 54).
88. *Про екологічну мережу України:* Закон України від 24 червня 2004 року (Відомості Верховної Ради України, 2004, № 45, ст. 502).
89. *Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки:* Закон України № 1989-III від 21 вересня 2000 року.
90. *Про захист населення і територій від надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру:* Закон України від 8 червня 2000 року (Відомості Верховної Ради України, 2000, № 40, ст. 337).
91. *Про зону надзвичайної екологічної ситуації:* Закон України від 13 липня 2000 року (Відомості Верховної Ради України, 2000, № 42, ст. 348).
92. *Про курорти:* Закон України від 5 жовтня 2000 року (Відомості Верховної Ради України, 2000, № 50, ст. 435).
93. *Про об'єкти підвищеної небезпеки:* Закон України від 18 січня 2001 року (Відомості Верховної Ради України, 2001, № 15, ст. 73).
94. *Про питну воду та питне водопостачання:* Закон України від 2002 року (Відомості Верховної Ради України, 2002, № 16, ст. 112).
95. *Про природно-заповідний фонд України:* Закон України від 16 червня 1992 року (ВВР України, 1992, № 34, ст. 502).
96. *Про рослинний світ:* Закон України від 9 квітня 1999 року (Відомості Верховної Ради України, 1999, № 22-23, ст. 198).
97. *Про тваринний світ:* Закон України від 13 грудня 2001 року (Відомості Верховної Ради України, 2001, № 14, ст. 97).
98. *Про Червону книгу України:* Закон України від 7 лютого 2002 року (Відомості Верховної Ради України, 2002, № 30, ст. 201).
99. *Розенберг Г.С., Шитиков В.К., Брусиловский П.М.* Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов): Монография. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. – 182 с.

100. *Розенгурт М.Ш.* Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов Одесских лиманов: Монография. – К.: Наук. думка, 1974. – 224 с.
101. *Романенко В.Д.* Основи гідроекології: Підручник. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.
102. *Романенко В.Д.* Основы гидроэкологии: Учебник. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
103. *Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін.* Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.
104. *Романенко В.Д., Оксіюк В.Н., Жукинський В.Н. и др.* Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты: Монография. / Под ред. Ю.П. Зайцева – К.: Наук. думка, 1990. – 256 с.
105. *Ромась М.І.* Гідрохімія водних об'єктів атомної та теплової енергетики: Монографія. – К.: Київський університет, 2002. – 532 с.
106. *Руководство по контролю качества питьевой воды.* – Женева, 1994. – 255 с.
107. *Руководство по контролю качества питьевой воды. Уровни рекомендуемых величин.* – Женева, 1994. – С. 148-153.
108. *Руководство по методам химического анализа морских вод: Методическое пособие.* / Под ред. С.Г. Орадовского. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 208 с.
109. *Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши.* / Под ред. А.Д. Семёнова. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 540 с.
110. *Садчиков А.П., Кудряшов М.А.* Гидробиотаника: Прибрежно-водная растительность: Учебное пособие. – М.: Академия, 2005. – 240 с.
111. *СанПиН 4630-88.* Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения.
112. *СанПиН 4631-88.* Санитарные нормы и правила охраны природных вод от загрязнений в местах водопользования населения.
113. *Сафранов Т.А.* Екологічні основи природокористування: Навчальний посібник. – Львів: Новий світ – 2000, 2003. – 248 с.
114. *Сафранов Т.А., Нагаєва С.П., Чугай А.В.* Основы экологии: Конспект лекцій для студентів спеціальності «Інформаційні управляючі системи та технології». – Одеса: ОДЕКУ, 2003. – 160 с.
115. *Сафранов Т.А., Польовий А.М., Конніков Є.Г. та ін.* Антропогенне забруднення геологічного середовища та ґрунтово-рослинного покриву: Навчальний посібник. – Одеса: ТЕС, 2003. – 260 с.
116. *Семенченко В.П.* Принципы и системы биоиндикации текущих вод: Монография. – Минск: Орех, 2004. – 125 с.
117. *Сиренко Л.А., Евтушенко Н.Ю., Комаровский Ф.Я. и др.*

- Гидробиологический режим Днестра и его водоёмов: Монография. / Под ред. Л.П. Багринского. – К.: Наук. думка, 1992. – 356 с.
118. *Сніжко С.І.* Оцінка та прогнозування якості природних вод: Підручник. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 264 с.
 119. *Сніжко С.І.* Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем: Монографія. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 284 с.
 120. *Сніжко С.І., Орлов О.О., Закревський Д.В. та ін.* Гідрохімія та радіогеохімія річок і боліт Житомирської області: Монографія. / За ред. С.І. Сніжка та О.О. Орлова. – Житомир: Волинь, 2002. – 264 с.
 121. *Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений – 2: Сб. ст. по матер. докл. / Под ред. С.В. Овечко.* – Херсон: ХНТУ, 2008. – 548 с.
 122. *Справочник по водным ресурсам: Справочное издание. / Под ред. Б.И. Стрельца.* – К.: Урожай, 1987. – 304 с.
 123. *Тимченко В.М.* Екологічна гідрологія водоёмов України: Монографія. – К.: Наук. думка, 2006. – 384 с.
 124. *Тимченко В.М.* Еколого-гідрологічні дослідження водоёмов Северо-Западного Причорномор'я. – К.: Наук. думка, 1990. – 240 с.
 125. *Тучковенко Ю.С., Иванов В.А., Сапко О.Ю.* Оценка влияния береговых антропогенных источников на качество вод Одесского района северо-западной части Чёрного моря: Монография. – Севастополь: МГИ НАН Украины, ОГЭКУ, 2011. – 169 с.
 126. *Устойчивый Крым. Водные ресурсы: Монография. / Под ред. В.С. Тарасенко.* – Симферополь: Таврия, 2003. – 413 с.
 127. *Федорова Г.В.* Гідрохімія і методи гідрохімічних досліджень: Конспект лекцій. – Дніпропетровськ: Економіка, 2006. – 80 с.
 128. *Хільчевський В.К.* Агрогідрохімія. – К.: Київський університет, 1995. – 162 с.
 129. *Хільчевський В.К.* Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти: Підручник. – К.: Київський університет, 1999. – 319 с.
 130. *Хільчевський В.К., Ромась І.М., Ромась М.І. та ін.* Гідролого-гідрохімічна характеристика мінімального стоку річок басейну Дніпра: Монографія. / За ред. В.К. Хільчевського. – К.: Ніка-Центр, 2007. – 184 с.
 131. *Хільчевський В.К., Чунарьов О.В., Ромась М.І. та ін.* Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу: Монографія. / За ред. В.К. Хільчевського. – К.: Ніка-Центр, 2009. – 184 р.
 132. *Чернов М.І.* Гідроекологічні основи водного господарства: Конспект лекцій. – Дніпропетровськ: Економіка, 2005. – 75 с.
 133. *Швебс Г.І., Игошин М.І.* Каталог річок і водойм України: Навчально-довідковий посібник / За ред. Є.Д. Гопченка. – Одеса: Астропринт, 2003. – 392 с.
 134. *Шевченко И.Н., Проданчук Н.Г., Даниленко А.И.* Природная

- радиоактивность растений, животных и человека: Монография. – К.: Наук. думка, 2007. – 239 с.
135. *Шекк П.В.* Екологічне обґрунтування рибогосподарських об'єктів: Методичні вказівки до практичних занять з дисципліни «Екологічне обґрунтування рибогосподарських об'єктів». – Одеса: ОДЕКУ, 2005. – 16 с.
 136. *Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации: Монография. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
 137. *Шурда К.Э.* Погодно-Климатический ресурс: экономико-экологические проблемы использования и контроля: Монография. – Одесса: ФЕНИКС, 2007. – 343 с.
 138. *Шурда К.Э.* Погодно-Климатический фактор в развитии экономики причерноморского региона (проблемы оценки и прогнозирования): Монография. – Одесса: ФЕНИКС, 2003. – 122 с.
 139. *Юрасов С.М.* Збірник методичних вказівок з дисципліни «Методи оцінки якості природних вод». – Одеса: ОДЕКУ, 2005. – 86 с.
 140. *Яцык А.В., Шмаков В.М.* Гидроэкология: Производственно-практическое издание. – К.: Урожай, 1992. – 193 с.
 141. *ISO 5667-14:2005.* Якість води. Відбирання проб. Частина 14. Настанови щодо забезпечення відбирання та обробляння проб природних вод (ISO 5667-14:1998, IDT).
 142. *ISO 3041-95.* Система стандартів у галузі охорони навколишнього середовища та раціонального використання ресурсів. Гідросфера. Використання і охорона води. Терміни та визначення.

СЛОВНИК ТЕРМІНІВ ТА ПОНЯТЬ

Біологічна індикація сапробності вод – визначення якості води за наявністю та характеристиками водяних організмів – індикаторів сапробності.

Біологічне тестування вод – визначення якості води за реакціями водяних організмів (тест-об'єктів) на вміст у воді отруйних для них речовин.

Води поверхневі – води різних водних об'єктів, що знаходяться на земній поверхні.

Водна екосистема – екологічна система водного об'єкта, в якій нерозривно поєднуються неживе середовище – абіотичні компоненти та біота – біотичні компоненти (складний комплекс угруповань і популяцій рослин, тварин, мікроорганізмів).

Водний об'єкт – сформований природою або створений штучно об'єкт ландшафту чи геологічна структура, де зосереджуються води (річка, озеро, море, водосховище, канал, водоносний горизонт).

Галинність вод – ступінь мінералізації (солоності) вод суші, естуаріїв та морів.

Евтрофування вод – підвищення біологічної продуктивності і водних об'єктів внаслідок збільшення вмісту у воді біогенних елементів.

Екологічне благополуччя водних об'єктів – стан рівноваги екосистем водних об'єктів з нормальними структурою, сталим функціонуванням та відтворенням основних компонентів, незважаючи на вплив антропогенних і природних чинників.

Екологічні нормативи якості вод – науково обґрунтовані кількісні значення показників якості води (гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних, специфічних речовин), котрі відображають природний стан водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності по покращенню або збереженню його екологічного благополуччя.

Екологічна оцінка якості вод – віднесення вод до певного класу і категорії згідно з екологічною класифікацією на підставі аналізу значень показників (критеріїв) її складу і властивостей з таким їх обчисленням та інтегруванням (ручним чи автоматизованим способом).

Автоматизована екологічна оцінка якості вод – створення з програмного забезпечення для кількісної оцінки якості вод за значеннями окремих показників чи комплексу показників, а також віднесення якості вод до певного класу (категорії) здійснюється на ЕОМ.

Формалізація екологічної оцінки якості вод – переведення словесного (вербального) опису системи показників, критеріїв, способів і процедури екологічної оцінки якості вод на математичну мову, яка використовує арифметичні операції, кількісні значення, спеціальні символи, рівності, нерівності і елементи математичної логіки.

Естуарії – ділянки гідросфери, які є перехідними зонами між поверхневими водами суші та морями. В екологічному відношенні естуарії є екотонами, тобто перехідними зонами життя прісноводних і морських угруповань гідробіонтів.

Індекси якості води – узагальнена числова оцінка якості води за сукупністю основних показників, котра визначається відповідно до класів і категорій якості вод. Існують індекси блокові та комплексний – екологічний.

Класифікація – упорядкування множини будь-яких об'єктів Б групи (категорії, класи, розряди), які є підмножинами. Кожна група може, в свою чергу, бути поділена аналогічним чином на дрібніші субмножини. Класифікація здійснюється за певними якісними ознаками об'єктів чи за їх кількісними значеннями – критеріями.

Класи і категорії якості вод – рівні якості вод, установлені за інтервалами числових значень показників їх складу і властивостей.

Критерій – мірило для визначення, оцінки об'єкта чи явища: якісна чи кількісна ознака, взята за основу класифікації.

Критерій якості вод – показник складу та властивостей води в його кількісному виразі у вигляді значення, котрому відповідають певні клас і категорія якості води. Кількісна ознака чи комплекс таких ознак, за якими здійснюється класифікація та оцінка якості вод.

Критерії якості вод екологічні – критерії якості вод, за якими вода класифікується та оцінюється як компоненті екосистеми з урахуванням умов її нормального функціонування. Кількісні значення елементарних гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних та специфічних показників, а також комплексні кількісні показники, що побудовані на інтегруванні елементарних ознак якості вод. На основі елементарних та узагальнюючих критеріїв визначаються класи, категорії та індекси якості вод, сапробність та трофічність – стан водних екосистем.

Радіаційна дія – шкідливий чи (за певних умов) корисний вплив іонізуючого випромінювання на живі організми.

Самозабруднення вод – погіршення якості вод внаслідок функціонування водних екосистем, зокрема, наслідок надмірного продукування органічної речовини водними рослинами (насамперед, планктонними водоростями).

ІМЕННИЙ ПОКАЖЧИК (вчені гідроекологи, гідрологи, гідрохіміки, біологи)

А

Альокин, Олег Олександрович

Андерсон, Малькольм

Б

Багров, Микола Васильович

Берт, Тім

Бєлов, Володимир Вікторович

Білявський, Георгій Олексійович

Бондар, Олександр Іванович

Брусиловський, Павло Михайлович

Буркинський, Борис Володимирович

В

Васильєв, Андрій Васильович

Вишневський, Володимир Іванович

Водогрецький, Валентин Євтихіїв

Г

Гайнріх, Дітер

Галушкіна, Тетяна Павлівна

Гергт, Манфред

Гольдберг, Валентин Михайлович

Гопченко, Євген Дмитрович

Горєв, Леонід Миколайович

Грезе, Володимир Миколайович

Гриб, Олег Миколайович

Гушля, Олександр Васильович

Д

Даниленко, Арсеній Іванович

Двінських, Світлана Олександрівна

Довгаль, Ігор Васильович

Є

Євтушенко, Микола Юрійович

Ж

Жукинський, Валерій Миколайович

З

Заволодько, Микола Никифорович

Зайцев, Ювеналій Петрович

Закорчевна, Наталія Борисівна

Закревський, Дмитро Васильович

Захарова, Марина Володимирівна

I*Іваненко, Олександр Григорович**Іванов, Віталій Олександрович**Ігошин, Микола Іванович***К***Карасьов, Йосиф Пилипович**Килимник, Олександр Миколайович**Кирничний, Володимир Васильович**Кітаєв, Олександр Борисович**Колодеєв, Євген Іванович**Комаровський, Федір Яковлевич**Конніков, Євген Миколайович**Косовець, Олександр Олександрович**Костіков, Ігор Юрійович**Кудряшов, Михайло Олександрович***Л***Линник, Петро Микитович**Лобода, Наталія Степанівна**Лучшева, Олександра Анатоліївна***М***Молдаванов, Олександр Іванович**Москаленко, Віталій Федорович**Мусієнко, Микола Миколайович***Н***Набиванець, Богдан Йосипович**Набиванець, Юрій Богданович**Нагаєва, Світлана Павлівна**Ніканоров, Анатолій Максимович**Новік, Валентина Володимирівна**Новіков, Юрій Володимирович***О***Оксіюк, Ольга Петрівна**Олиферов, Август Миколайович**Осадча, Наталія Миколаївна**Осадчий, Володимир Іванович***П***Паламарчук, Михайло Миколайович**Пелешенко, Василь Іларіонович**Поликарпов, Геннадій Григорович**Поляков, Михайло Михайлович**Польовий, Анатолій Миколайович**Проданчук, Микола Георгійович*

Р*Розенберг, Геннадій Самуїлович**Розенгурт, Мойсей Шаєвич**Романенко, Віктор Дмитрович**Ромась, Ігор Миколайович**Ромась, Микола Іванович***С***Садчиков, Анатолій Павлович**Сафранов, Тамерлан (Тимур) Абісалович**Семенов, Анатолій Дмитрович**Сіренко, Лідія Акимівна**Скопинцев, Борис Олександрович**Сніжко, Сергій Іванович**Стрелець, Борис Іванович**Субботіна, Олена Сергіївна***Т***Тимченко, Зінаїда Володимирівна**Тімченко, Володимир Михайлович**Тучковенко, Юрій Степанович***Ф***Федорова, Галина Володимирівна**Фурдуй, Ростислав Сергійович***Х***Хільчевський, Валентин Кирилович**Хромова, Рима Миколаївна***Ч***Чернов, Микола Іванович**Чугай, Ангеліна Володимирівна**Чунарьов, Олексій Васильович***Ш***Швебс, Генріх Іванович**Шевченко, Ірина Миколаївна**Шекк, Павло Володимирович**Шитіков, Володимир Кирилович**Шмаков, Валентин Михайлович**Шурда, Ксенія Едуардівна**Щербак, Володимир Іванович***Ю***Юрасов, Сергій Миколайович***Я***Яцик, Анатолій Васильович*

ДОДАТКИ

Додаток А Результати оцінки якості води за різними методами для різних районів Чорного моря

Оцінка якості морських вод Одеської затоки Чорного моря проводилася за такими показниками [125]:

- 1) біохімічне споживання кисню (BCK_5);
- 2) розчинений у воді кисень (O_2);
- 3) азоту амонійного (NH_4^+);
- 4) нітратів (NO_3^-);
- 5) нітритів (NO_2^-);
- 6) фосфатів (PO_4^{3-});
- 7) нафтопродуктів (НП);
- 8) синтетично-поверхнево активних речовин (СПАР);
- 9) важких металів – міді (Cu), цинку (Zn), нікелю (Ni) та кадмію (Cd).

Таблиця А.1 – Деякі з вимог до вод рибогосподарського призначення

Параметр	O_2	BCK_5	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	НП	СПАР	Cu	Zn	Ni	Cd
ЛОШ	Загальні вимоги (з-в)		Санітарно-токсикологічні (с-т)	Токсикологічні (т)								
ГДК, мг/дм ³	>4	2	40	0,08	2,26	11,5	0,05	0,1	0,005	0,05	0,01	0,005

Результати розрахунків *КІПЕС* вод Одеської затоки, з використанням нормативних параметрів морських вод рибогосподарського призначення, для різних сезонів року наведені в табл. 1.4 [125].

Нижче наведені осереднені за багаторічний період (1988-1999 рр.) результати оцінки екологічного стану морських вод Одеської затоки Чорного моря за *КПЕС* (табл. А.2) [125].

Таблиця А.2 – Екологічний стан морських вод Одеської затоки Чорного моря за різними ЛОШ [125]

Горизонт	<i>КПЕС</i>	Весна	Літо	Осінь
Прибережна зона				
Поверхня	$KПЕС_T$	-5,910	-9,630	-6,350
	$KПЕС_{C-T}$	0,999	0,992	0,996
	$KПЕС_{3-T}$	0,090	-0,610	0,130
	$\overline{KПЕС}$	-1,610	-3,080	-1,740
	$KПЕС_{min}$	-5,910	-9,630	-6,560
Дно	$KПЕС_T$	-6,560	-8,910	-7,750
	$KПЕС_{C-T}$	0,998	0,996	0,990
	$KПЕС_{3-T}$	0,130	-0,850	0,300
	$\overline{KПЕС}$	-1,810	-2,920	-2,150
	$KПЕС_{min}$	-6,560	-8,910	-7,750
Морські станції				
Поверхня	$KПЕС_T$	-6,040	-8,170	-5,660
	$KПЕС_{C-T}$	0,997	0,996	0,998
	$KПЕС_{3-T}$	0,100	-0,150	0,070
	$\overline{KПЕС}$	-1,650	-2,440	-1,530
	$KПЕС_{min}$	-6,040	-8,170	-5,660
Дно	$KПЕС_T$	-6,410	-8,890	-7,420
	$KПЕС_{C-T}$	0,998	0,996	0,998
	$KПЕС_{3-T}$	0,050	-0,810	-0,420
	$\overline{KПЕС}$	-1,790	-2,900	-2,280
	$KПЕС_{min}$	-6,410	-8,890	-7,420

Як видно з табл. А.2, для всіх сезонів року значення $\overline{KПЕС}$ і $KПЕС_{min}$ є негативними. Тобто екологічний стан водного середовища досліджуваної акваторії у вказаний період можна оцінити як нестійкий.

Найбільший внесок в забруднення морських вод дають такі речовини, як нафтопродукти, мідь, цинк. Крім того, високі значення

показника БСК₅ свідчать про високий ступінь розвитку процесу евтрофікації вод морської екосистеми.

Оскільки всі значення $\overline{КПЕС}$ негативні, то екологічна надійність в даному випадку рівна нулю. Оцінюючи сезонну мінливість показників екологічного стану, слід зазначити, що в літній період ступінь нестійкості вод був вищий, ніж навесні і осінню.

Для порівняння екологічної нестійкості вод прибережної зони і відкритої частини моря виконувалося усереднювання сезонних середніх і мінімальних значень $КПЕС_{min}$ (табл. А.3).

Таблиця А.3 – Усереднені за річний цикл значення $КПЕС$

Горизонт	Прибережна смуга		Морські станції	
	$\overline{КПЕС}$	$КПЕС_{min}$	$\overline{КПЕС}$	$КПЕС_{min}$
Поверхня	-2,14	-7,30	-1,87	-6,62
Дно	-2,29	-7,74	-2,32	-7,57

З табл. А.3 видно, що ступінь екологічної нестійкості морських вод в прибережній зоні вищий, ніж з видаленням від берега, що цілком закономірно, оскільки в прибережній зоні зосереджена велика кількість джерел забруднення. Також, екологічна нестійкість придонних вод більш значительна, ніж поверхневих, що може свідчити про накопичення деяких забруднюючих речовин в придонному шарі води і донних відкладах, які у свою чергу можуть бути джерелом вторинного забруднення води.

Окрім оцінки якості морських вод за рибогосподарськими показниками, представляється цікавим подібна оцінка з використанням екологічних нормативів. Як характеристики розвитку процесу евтрофікування вод розглядатимемо концентрацію у фотическом шарі PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- , БСК₅ і вміст O_2 в придонному шарі акваторії. При розрахунку $КПЕС$ віднесемо ці характеристики до групи параметрів загальних вимог. Як екологічні критерії нормування якості морської води відносно змісту мінеральних форм азоту і фосфору були взяті такі, що не впливають на швидкість фотосинтезу їх концентрації. Аналіз літературних джерел показав, що для більшості прибережних морських екосистем, схильних до евтрофування, верхня межа лімітуючих продукцію фітопланктону концентрацій мінерального азоту і фосфору відповідає 0,1 мгN/дм³ і 0,015 мгР/дм³, відповідно.

Перевищення цих концентрацій у фотическом шарі в період вегетації свідчить про те, що унаслідок евтрофікування продукція фітопланктону не регулюється вмістом у воді біогенних елементів.

Для БСК₅ і вмісту кисню екологічні нормативні значення взяті відповідно до даних табл. А.1.

У другу групу екологічних параметрів для оцінки якості морського середовища виділимо забруднювальні речовини токсичної дії: нафтопродукти, СПАВ, мідь, цинк, нікель і кадмій, для яких використовуємо нормативні показники, відповідні даним табл. А.1.

Результати розрахунків *КПЕС* для цих двох груп параметрів приведені в табл. А.4.

Таблиця А.4 – Оцінка екологічного стану морських вод за екологічними показниками

Група речовин		Літо	Середнє за рік
Прибережна зона			
Параметри загальних вимог		-3,37	-1,67
Забруднювальні речовини	Поверхня	-9,23	-7,03
	Дно	-8,43	-7,49
Морські станції			
Параметри загальних вимог		-0,92	-0,7
Забруднювальні речовини	Поверхня	-7,96	-6,45
	Дно	-8,53	-7,3

З табл. А.4 видно, що при використанні запропонованих екологічних нормативів екологічний стан вод досліджуваної акваторії незадовільний, як за ступенем забрудненості морських вод, так і за ступенем розвитку процесу їх евтрофування.

У табл. А.5 представлена оцінка екологічного стану різних районів північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧЧМ) за даними [51], а також розрахована оцінка екологічного стану для Одеського району.

З табл. А.5 видно, що Одеський район ПЗЧЧМ має найнижчий показник екологічного стану вод зі всіх даних ділянок Чорного моря.

Значення хіміко-біологічних характеристик якості води, використані при розрахунках індексу евтрофікації (*E-TRIX*), показані в табл. А.6.

Таблиця А.5 – Оцінка екологічного стану різних районів ПЗЧЧМ

Район досліджень	$\overline{КПЕС}$	$КПЕС_{min}$	Оцінка стійкості	
			стійкість	надійність
Узмор'я Дністровського лиману	0,56	- 0,28	в середньому стійке, з спалахами нестійкості	низька
Узмор'я Дунаю	- 0,31	- 16,85	нестійке	0
Дніпровсько-Бузький лиман	- 0,54	- 1,24	нестійке	0
Одеський район ПЗЧЧМ	- 2,16	- 7,31	нестійке	0

Таблиця А.6 – Значення хіміко-біологічних характеристик поверхневого шару вод Одеського району ПЗЧЧМ за період 1988-1999 рр.

Показники	Одиниці	Прибережні станції			Мористі станції		
		весна	літо	осінь	весна	літо	осінь
Температура	°С	14,6	20,7	10,7	15,9	21,8	12,4
Солоність	‰	12,20	15,26	15,30	12,97	15,42	15,50
Розчинений кисень	мг/дм ³	10,42	8,34	10,56	10,33	8,85	10,95
Насичення киснем	%	118,3	112,4	112,9	122,0	119,7	119,3
Хлорофіл «а»	мг/м ³	4,781	4,924	6,892	5,145	4,241	6,430
Азот мінеральний	мкг/дм ³	105,9	218,0	190,5	98,7	144,9	140,2
Фосфор загальний	мкг/дм ³	30,8	58,7	48,8	26,3	35,5	41,7

Індекси евтрофікації *E-TRIX* розраховувалися для кожного сезону (весна, літо, осінь), окремо для прибережних і мористих станцій. Результати розрахунку представлені в табл. А.7, з якої видно, що значення індексу евтрофікації змінюється в незначних межах. Максимальні значення індексу в літньо-осінній період року в прибережній зоні Одеського району, що пов'язане із значним внеском берегових антропогенних джерел забруднення в евтрофування вод акваторії.

Таблиця А.7 – Розраховані індекси евтрофікації *E-TRIX* для вод Одеського району ПЗЧЧМ

Сезон спостережень	Прибережні станції	Мористі станції
Весна	5,80	5,81
Літо	6,16	5,94
Осінь	6,18	6,13

Навесні індекс евтрофікації для прибережних і морських станцій відрізняється трохи, що пояснюється домінуючим впливом річкового стоку на весь регіон.

У табл. А.8 представлені значення індексу евтрофікації *E-TRIX* для різних районів Чорного моря [55, 57], а також розраховані для Одеського району ПЗЧЧМ.

Таблиця А.8 – Значення індексу евтрофікації *E-TRIX* для різних районів Чорного моря

Район дослідження	Значення індексу евтрофікації <i>E-TRIX</i>
Варненський заливши	7,35
Галату	5,18
Мис Каліакра	5,07
Шкорпіловзі	4,96
Болгарське узмор'я	6.19
Севастопольське узмор'я	2,46
Севастопольська бухта	3,62
Одеський район	6,00

З таблиці виходить, що по ступеню евтрофирования води Одеського району ПЗЧЧМ поступають лише водам Варненського затоки і близькі до вод Болгарського узмор'я Чорного моря. Характерне для району значення індексу *E-TRIX* складає 6.0. Індекс евтрофікації *E-TRIX* вод Севастопольського узмор'я і навіть Севастопольської бухти, на берегах якої знаходиться значна кількість антропогенних джерел вод, істотно менший, ніж в Одеському районі, що свідчить на користь значного впливу річкового стоку на вод цієї акваторії.

Додаток Б

Методика моніторингу річки на основі колеоптероїдного комплексу

Методика повністю розроблена в ОДЕКУ к. б. н. Килимником О.М., та орієнтована для практичного застосування. При цьому її особливістю є те, що робота з нею не потребує спеціальної ентомологічної підготовки.

Технологічними параметрами колеоптерологічні моніторингу є: а) оцінка динаміки водності об'єкта; б) відстеження динаміки трофності водойми; в) відстеження динаміки сапробності вод; г) непряме визначення та відстеження концентрації розчинених катіонів та аніонів (I – K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} та Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^{2-} , II – Ba^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} та Br^- , I^- , PO_4^{3-} , III – NO_2^- , NO_3^- , S^{2-} , PO_4^{3-}); д) відстеження динаміки біорізноманіття, як показника екосистемної сталості.

Етапи роботи такі: а) отримання вихідних даних за складом індикаторного таксоценозу; б) обробка отриманих даних; в) формування технологічних висновків.

Вихідними даними є такі параметри: а) видовий склад імаго жуків; б) співвідношення видів за ознаками гідротопічного розподілу, за ознакою галобності, трофічної та сапробіологний структури і т.п.

Методика визначення видового складу індикаторного таксоценозу наведена нижче.

Визначення видів (діагностика) є найістотнішим моментом, що визначає достовірність гідроекологічних оцінок. Діагностика може виконуватися у двох рівнях: перший – детальний, який вимагає спеціальних навичок і досвіду роботи та виконується за допомогою відповідних визначальних таблиць, а другий – за найпростішою іконографічною таблицею, яка пропонується нами для широкого користування (рис. Б.1).

Отримуючи й підраховуючи в пробі види жорсткокрилих, показані в матриці, одержимо достатні дані для узагальнень про стан водойми, якість води та ін. Такі вибірки треба здійснювати щорічно в осінньо-зимовий, ранньовесняний, літній, пізньо-літній періоди.

Для обліку та вилову жуків нами пропонуються два способи – активний облік та вилов трофічними пастками.

Активний облік виконується сачком стандартного діаметра (35 см), при цьому, проба формується десятима проводками сачка, який ставлять нижче за течією того місця, що збираються обловлювати.

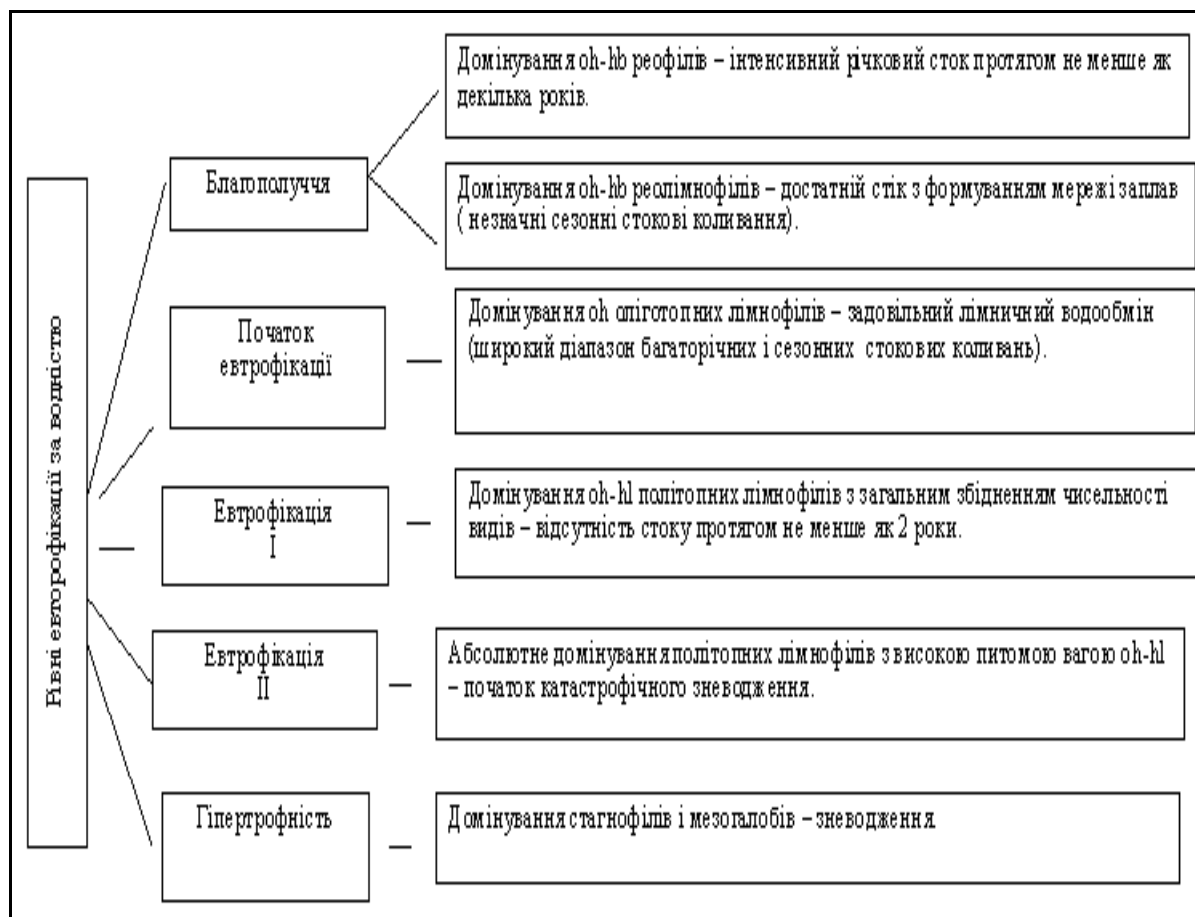


Рисунок Б.1 – Матриця до визначення стану гирлової області
р. В. Куяльник за трофністю

На ділянці яка обстежується, зловити мул необхідно так, щоб організми піднімалися з дна і течією заганялися в сачок. У місцях зі слабкою течією (затоках і т.п.) сачком проводять вздовж водної рослинності по обраній трансекті (створу). Вилов трофічними пастками є більш технологічним способом виявлення та обліку індикаторних жорсткокрилих. Пастки виставляються вздовж потрібної трансекти, заряджаються приманкою (залишки тварин або рослин). Такі пастки перевіряються 1 раз на тиждень. Пристрій трофічної пастки для жуків малої і середньої розмірності, що показано на рис. Б.2, призначений для дослідження жуків, які живуть у товщі води або на її поверхні.

Пастка складається з пластикової пляшки (1) ємністю 1,5 л, двох поплавців (2) з пінопласту, грузила (3) і 8 пластикових трубок (4). У пляшці (1) потрібно виконати 8 отворів діаметром 15 мм так, щоб лежачи на боці було по 2 отвори з кожного боку вздовж серединної лінії, а по 2 інших були спрямовані вниз під кутом до горизонтальної площини.

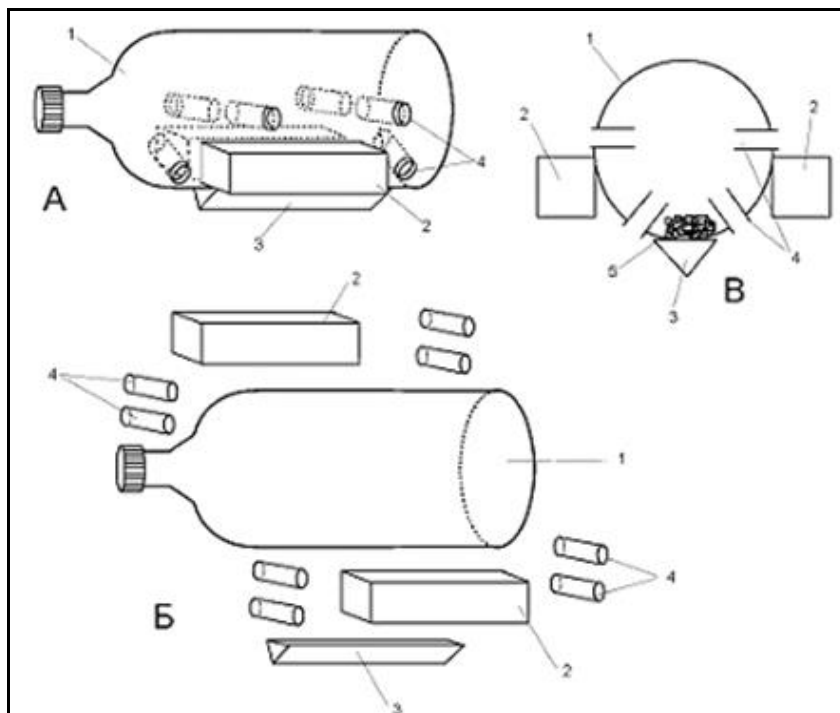


Рисунок Б.2 – Плаваюча пастка з приманкою (за М.Н. Цуриковим):
пояснення в тексті

У отвори слід занурити пластикові трубки (4) діаметром 15 мм і довжиною 30-40 мм так, щоб назовні виходило не більше 3-5 мм довжини трубки. З боків пляшки (1) потрібно прикріпити поплавці (2) (50×50×50 мм), а до нижньої поверхні – грузило (3) (100 г) для підвищення стійкості конструкції. Всередину пляшки (1) потрібно помістити приманку (5), після чого пастку можна встановлювати на поверхні водойми.

Половина пляшки (1) заповнюється водою, що посилює поширення запаху по воді і спонукає тварин проникати всередину пастки, вибратися з якої вони не можуть, тому що не знаходять отворів, які розташовані на відстані від прозорих стінок пляшки. Для вилову бентосних жуків пастка занурюється глибше будь-яким способом. Для вилову великих жуків використовується сконструйована нами пастка типу верші (рис. Б.3).

За отриманими даними в залежності від кваліфікації фахівця формується більш-менш широкий спектр екосистемних висновків.

Отримані дані формуються у вигляді таблиці (табл. Б.1) та оброблюються в такому порядку: 1) визначення видів; 2) підрахунок особин кожного виду-індикатора; 3) перерахунок щільності, частоти популяції видів-індикаторів; 4) аналіз гідротопічного розподілу по щільності і частоті; 5) аналіз за водністю й ін.

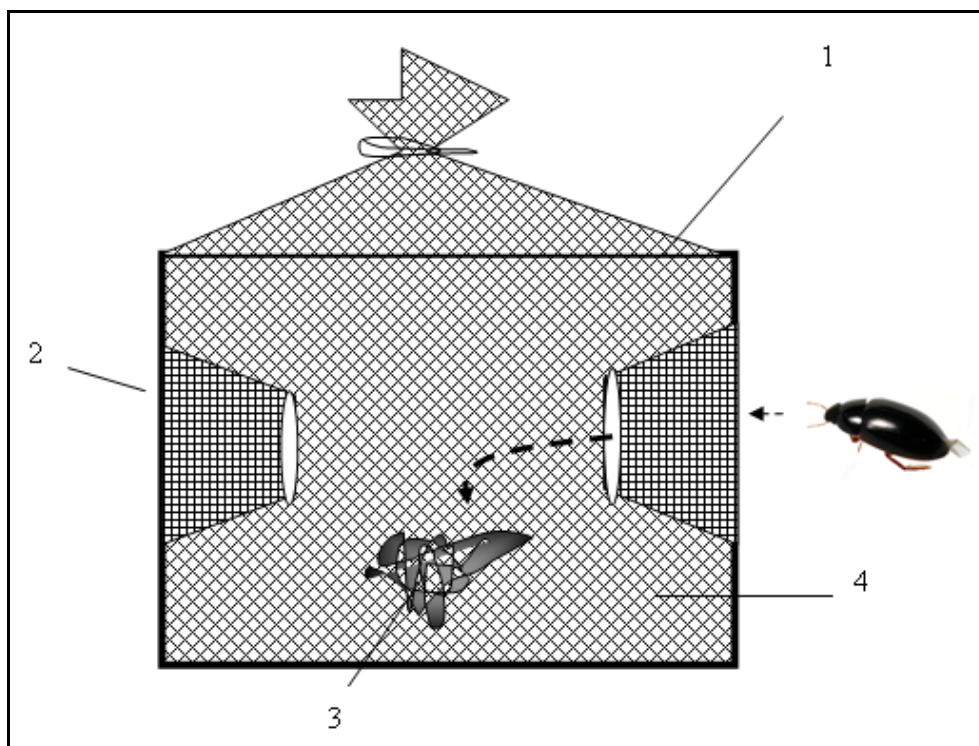


Рисунок Б.3 – Схема трофічної пастки для водяних жуків великих розмірів:
1 – дюротяний каркас, 2 – конусний отвір, 3 – приманка, 4 – ситко (діаметром
не більше 1,5 мм)

Таблиця Б.1 – Форма таблиці обліку та вилову водяних жуків

Номер пастки	Вид жука	Кількість особин, F	Щільність, V	Частота, P

Під щільністю розуміється середня кількість особин цього виду в перерахунку на одиницю обліку, якою може бути площа, об'єм або вага якого-небудь субстрату, час, число операцій і т.д. Щільність (V) визначається за виразом:

$$V = k/n, \quad (\text{Б.1})$$

де k – сума всіх особин виду в усіх пробах;
n – кількість проб.

Частота (коефіцієнт попадання) – це показник відносного числа проб, де є даний вид, до загального числа проб, у відсотках (Р, %):

$$P = 100 \cdot n / N, \quad (\text{Б.2})$$

де n – кількість проб, в яких вид виявлений;

N – кількість обстежених проб.

Головними визначеннями, що отримуються за вихідними даними є загальний гідроекологічний стан за водністю, трофічністю, сапробністю.

Визначення рівня евтрофування водойми здійснюється за результатами аналізу гідротопічної структури таксоценозу (на основі виявлення складу і дефіренціації видів за щільністю і частотою, належністю до певного типу гідротопічного розподілу).

Визначивши гідротопічну структуру за складом таксоценозу і за питомою вагою кожного з типів гідротопічної приуроченості через схему, показану на рис. Б.1, виконується оцінка стану водойми за трофічністю.

Після типізації водойми за трофічністю і сапробністю за кореляційними таблицями оцінюються множинні гідрофізичні, гідрохімічні параметри водного об'єкта.

Визначивши тип трофічності річки за таксоценотичною структурою можна отримати орієнтовні данні з продуктивності за планктоном, вмісту біогенів й ін. За визначеною сапробіологічною типізацією отримані параметри стану водойми можуть бути доповнені даними про насиченість киснем, вміст нітратів, нітритів й ін.

Обстеження рекомендується виконувати у II декаді квітня (весняний облік), III декаді травня або I декаді червня (раньолітній період), II декаді липня (літній період), III декаді серпня (пізньолітній період), III декаді жовтня (осінній період).

Місце і кількість ділянок (станцій) конкретизуються в залежності від плану робіт, дожини водотоку й ін.

Принцип вибору станцій – фаціальний (однорідні за типом ґрунтів, рослинністю ділянки водотоку). Найменша площа обстежень – 10 м². Повторювальність для однотипного виділу – 3-5 разів.

Кількість ділянок для обстежень визначається за реальними гідроекологічними умовами.

Навчальне електронне видання

ГРИБ ОЛЕГ МИКОЛАЙОВИЧ,
БЄЛОВ ВОЛОДИМИР ВІКТОРОВИЧ,
ОТЧЕНАШ НАТАЛІЯ ДМИТРІВНА

ОЦІНКА, ПРОГНОЗУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОДНИХ
РЕСУРСІВ

Конспект лекцій

Видавець і виготовлювач

Одеський державний екологічний університет

вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016

тел./факс: (0482) 32-67-35

Е-mail: info@odeku.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

ДК № 5242 від 08.11.2016