

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

ГРИБ О. М.

АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

Конспект лекцій

Одеса
Одеський державний екологічний університет
2020

УДК 504.4:556.5

Г82

Рекомендовано методичною радою Одеського державного екологічного університету Міністерства освіти і науки України як конспект лекцій (протокол № 9 від 26.06.2018 р.)

Гриб О.М.

Антропогенний вплив на водні екосистеми: конспект лекцій. Одеса, ОДЕКУ, 2018. 194 с.

В конспекті лекцій наведені основні відомості про водні екосистеми, негативні та позитивні аспекти антропогенного впливу на них (у тому числі в умовах змін клімату); джерела забруднення; шляхи самоочищення; проблеми рибогосподарського використання; вплив водопостачання і водовідведення (каналізації), водного транспорту, сільського господарства, промислових підприємств на стан водних екосистем Дніпра, Дністра, Південного Бугу, Дунаю та ін.; інтегроване управління природними ресурсами водних екосистем за басейновим принципом; сучасні методи очищення стічних вод; методи критеріальної оцінки якості води і стану водних екосистем; принципи забезпечення ефективності та надійності експлуатації водоочисного обладнання; можливі зміни гідроекологічного стану водних екосистем у майбутньому (за сценаріями змін клімату). Конспект лекцій призначений для професійної та практичної підготовки студентів рівня вищої освіти магістр за спеціальністю 101 «Екологія».

ISBN 978-966-186-020-8

© Гриб О.М., 2018

© Одеський державний екологічний університет, 2020

ЗМІСТ

	Стор.
ВСТУП.....	6
1 НЕГАТИВНІ І ПОЗИТИВНІ АСПЕКТИ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ ТА ЗА УМОВ ЗМІН КЛІМАТУ.....	7
1.1 Класифікація (види) водних екосистем.....	7
1.2 Негативні і позитивні аспекти антропогенного впливу на водні екосистеми.....	8
1.3 Позитивні аспекти антропогенного впливу на водні екосистеми згідно Водної Рамкової Директиви (2000/60/ЕС).....	11
2 ОСНОВНІ ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	18
2.1 Органічне забруднення.....	18
2.1.1 Органічні речовини і їх кругообіг у водних екосистемах	18
2.1.2 Сапробність водних екосистем.....	22
2.1.3 Самозабруднення водних екосистем.....	24
2.2 Евтрофікація, її причини і наслідки для водних екосистем	24
2.2.1 Природна і антропогенна евтрофікація	24
2.2.2 «Цвітіння» води як процес, зумовлений евтрофікацією	26
2.3 Токсичне забруднення і його наслідки для водних екосистем	29
2.3.1 Джерела токсичного забруднення	30
2.3.2 Реакція гідробіонтів на токсичні впливи	31
2.3.3 Гідротоксикометрія	35
2.3.4 Фактори, які впливають на токсичність хімічних речовин для гідробіонтів.....	37
2.3.5 Фізіолого-біохімічні механізми дії токсикантів на водяні організми	38
2.3.6 Реакція гідробіонтів на токсичну дію хімічних речовин	39
2.3.7 Біологічна індикація та моніторинг токсичних забруднень водних екосистем	41
2.4 Радіонуклідне забруднення та його вплив на гідробіонтів водних екосистем	42
2.4.1 Природна радіоактивність водних об'єктів.....	42
2.4.2 Радіаційне опромінення гідробіонтів природними джерелами іонізуючої радіації	44
2.4.3 Забруднення водних екосистем штучними радіонуклідами	44
2.4.4 Забруднення водних об'єктів у Чорнобильській радіонуклідній аномалії.....	45
2.4.5 Форми радіонуклідів у природних водах	47
2.4.6 Розподіл та міграція радіонуклідів у водних екосистемах.....	49
2.4.7 Накопичення радіонуклідів в організмах гідробіонтів	51
2.4.8 Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонтів	52

3	САМООЧИЩЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	56
3.1	Природні механізми самоочищення водних екосистем	56
3.2	Біологічна детоксикація та буферність водних екосистем.....	59
4	ПРОБЛЕМИ РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ	62
4.1	Основи комплексного використання річок, озер і водосховищ	62
4.2	Сучасний стан рибного господарства.....	64
4.3	Вимоги до рибницьких господарств.....	67
4.4	Антропогенний вплив на рибопродуктивність водної екосистеми Дніпра та найбільших річок України.....	69
4.5	Антропогенний вплив на рибопродуктивність та якість води ставків і малих водосховищ.....	74
5	ВПЛИВ ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ, ВОДНОГО ТРАНСПОРТУ, СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА, ПРОМИСЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ НА СУЧАСНИЙ СТАН ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ДНІПРА, ДУНАЮ, ДНІСТРА ТА ІНШИХ ВЕЛИКИХ РІЧОК УКРАЇНИ	76
5.1	Екологія Дніпра та дніпровських водосховищ	76
5.2	Екологія Південного Бугу	79
5.3	Екологія Дністра	82
5.4	Екологія української частини басейну Дунаю.....	84
5.5	Екологія Сіверського Дінця.....	88
5.6	Екологія Західного Бугу.....	90
6	ІНТЕГРОВАНЕ УПРАВЛІННЯ ПРИРОДНИМИ РЕСУРСАМИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА БАСЕЙНОВИМ ПРИНЦИПОМ.....	92
6.1	Басейнова рада та принципи інтегрованого управління водними ресурсами.....	92
6.2	Інтегроване управління ВЕС згідно Водного кодексу України.....	95
7	СУЧАСНІ МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД І ОБЛАДНАННЯ В СФЕРІ ОХОРОНИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	105
8	МЕТОДИ КРИТЕРІАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ	114
8.1	Критерії якості питної води в Україні та світі	115
8.2	Критерії оцінки якості води та екологічного стану водойм.....	117
8.3	Комплексний показник екологічного стану водойм	119
8.4	Індекс забрудненості води	121
8.5	Комбінаторний індекс забрудненості	123
8.6	Оцінка якості води за ступенем її забруднення.....	131
8.7	Оцінка якості води за коефіцієнтом забрудненості	132
8.8	Сумарний показник якості води водних об'єктів.....	133
8.9	Комплексний показник забрудненості води	133

8.10	Інтегральна і графічна оцінки якості води малих річок	133
8.11	Оцінка трофності та якості води за індексом <i>E-TRIX</i>	134
8.12	Оцінка якості води за гідробіологічними показниками.....	135
8.12.1	<i>Методи біологічної індикації</i>	136
8.12.2	<i>Методи біологічного тестування для оцінки якості води</i>	138
8.12.3	<i>Оцінка якості води і рівня трофності за макрофітами</i>	139
8.13	Екологічна оцінка якості води за відповідними категоріями	143
9	ПРИНЦИПИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ І НАДІЙНОСТІ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ВОДООЧИСНОГО ОБЛАДНАННЯ.....	151
9.1	Принципи забезпечення технологічної ефективності очисних споруд.....	151
9.2	Врахування екологічних аспектів при проектуванні та експлуатації водоохоронних технологій	155
9.2.1	<i>Екологічні аспекти оцінки впливу на водне середовище очисних споруд на стадії їх проектування</i>	155
9.2.2	<i>Методи підвищення ефективності роботи водоохоронних технологій</i>	162
10	УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ В УМОВАХ ЗМІН КЛІМАТУ	165
10.1	Пом'якшувальні та адаптаційні заходи щодо зменшення негативного впливу кліматичних трансформацій на водні екосистеми	165
10.2	Оцінка змін кліматичних чинників формування стоку в останні десятиріччя	167
10.2.1	<i>Основні тенденції змін у в межах України</i>	168
10.2.2	<i>Тенденції змін клімату в межах Північно-Західного Причорномор'я</i>	169
10.2.3	<i>Зміна посушливості клімату</i>	169
10.3	Регіональні кліматичні моделі для аналізу сучасного стану і прогнозу кліматичних змін	174
10.3.1	<i>Оцінка кліматичних сценаріїв</i>	178
10.3.2	<i>Зміни режиму опадів і температури за сценарієм змін клімату М10</i>	183
10.3.3	<i>Можливі зміни водних ресурсів річок Північно-Західного Причорномор'я у сценарних кліматичних умовах</i>	186
	РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА	191

ВСТУП

Дисципліна «Антропогенний вплив на водні екосистеми» належить до обов'язкової частини циклу професійної та практичної підготовки рівня вищої освіти магістр за спеціальністю 101 «Екологія» (усі спеціалізації). Загальна кількість годин на вивчення дисципліни становить 120 годин (або 4 кредити). З них: 30 год – лекції, 15 год – практичні заняття, 75 год – самостійна робота (у тому числі, 4 год – на індивідуальне завдання). Курс включає два змістовних модуля – 1 лекційний та 1 практичний. Формою підсумкового контролю є іспит.

З метою підготовки висококваліфікованого фахівця-еколога в дисципліні розглядаються питання негативних і позитивних аспектів антропогенного впливу на водні екосистеми (ВЕС), у тому числі, в умовах змін клімату, основні джерела забруднення і самоочищення ВЕС, проблеми їх рибогосподарського використання, вплив водопостачання і водовідведення (каналізації), водного транспорту, сільського господарства, промислових підприємств на стан ВЕС Дніпра, Дунаю, Дністра та ін., інтегроване управління природними ресурсами ВЕС за басейновим принципом тощо.

Практичні заняття і індивідуальне завдання пов'язані з розрахунком та розробкою рекомендацій щодо заходів з регулювання водообміну озер для поліпшення якості води та підвищення їх біопродуктивності (на прикладі заплавлених водойм Дніпра і Дністра), із застосуванням сучасних методів, приладів і контрольно-вимірювальної апаратури для визначення складу й властивостей стічних вод, для оцінювання і прогнозування промислового впливу на стан та якість водних об'єктів, а також з оцінкою можливих змін гідроекологічного стану ВЕС у майбутньому (за сценаріями змін клімату).

В кінці кожного розділу цього конспекту лекцій є запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) тем.

При підготовці цього конспекту лекцій використано наукові та навчально-методичні здобутки відомих в Україні та за її межами вчених у галузі екології, збалансованого природокористування й управління водними екосистемами [1-37].

1 НЕГАТИВНІ І ПОЗИТИВНІ АСПЕКТИ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ ТА ЗА УМОВ ЗМІН КЛІМАТУ

Антропогенні фактори (чинники або вплив) принципово відрізняються від факторів природних. Антропогенний вплив на ВЕС є наслідком господарської (виробничої) діяльності суспільства. Іноді він має спеціальну мету змінити елементи природи в бажаному напрямі (створення водосховищ, насадження лісів, знищення шкідливих організмів і т. д.). Ті чи інші зміни ВЕС, спричинені антропогенним впливом, розвиваються за принципом ланцюгової реакції, зумовлюючи зміну основних елементів ВЕС і викликаючи зворотні негативні реакції.

За однією зі спрощених класифікацій до антропогенних впливів відносять усі види, які пригнічують природу і створюються технікою або безпосередньо людиною.

Антропогенні впливи поділяють на:

- технічні перетворення і руйнації екологічних систем і ландшафтів (у процесі добування природних ресурсів, при сільськогосподарських роботах, будівництві та ін.);
- виснаження природних ресурсів ВЕС (корисні копалини, вода, біологічні компоненти екосистем);
- глобальні кліматичні впливи (зміни клімату у зв'язку з господарською діяльністю людини);
- естетичні порушення (зміна природних форм, руйнування історико-культурних цінностей і т. д.);
- забруднення екосистем.

1.1 Класифікація (види) водних екосистем

Екосистема – це єдиний природний комплекс, створений живою природою і оточуючим неживим середовищем, де всі компоненти пов'язані обміном речовин, енергії та інформації.

Екосистеми природних і штучних водних об'єктів (водних тіл) називаються гідроекосистемами або водними екосистемами (ВЕС).

В гідроекології всі ВЕС поділяють на прісноводні (річки, струмки, озера), морські або солоноводні (моря, лагуни, лимани, океани), екосистеми так званих екстремальних водойм (гіперсолоні водойми, термальні джерела, у т. ч. гейзери) і екосистеми штучних водних об'єктів (водосховища, ставки, канали).

1.2 Негативні і позитивні аспекти антропогенного впливу на водні екосистеми

Всі діючі в природі антропогенні фактори (у тому числі, які впливають на ВЕС) можна об'єднати в чотири групи:

1 – фактори-тіла (рельєф, водойми, канали, оброблювані ґрунти, споруди і будівлі, інтродуковані організми та ін.) мають просторову визначеність і довгочасність дії;

2 – фактори-речовини (звичайні та радіоактивні хімічні речовини, штучні хімічні сполуки й елементи (ксенобіотики), аерозолі, стічні води та ін.) при потрапленні в ВЕС не мають просторової визначеності, постійно змінюють концентрацію і мігрують в середовищі, змінюють ступінь впливу на елементи природи через динаміку концентрації в середовищі. Одні з них нестійкі і швидко руйнуються, інші можуть зберігатися в незміненому вигляді тривалий час, акумулюватися у ВЕС;

3 – фактори-процеси (різноманітна діяльність людини, вплив на тварин і рослин, знищення шкідливих і відтворення корисних організмів, збирання рослин, мисливство, видобуток корисних ресурсів, антропогенна ерозія ґрунтів, антропогенний кругообіг речовин та ін.) часто пов'язані з обмеженими територіями, але можуть охоплювати й великі простори. Процеси мають високу динамічність і іноді бувають односпрямованими;

4 – фактори-явища (тепло, світло, радіохвилі, електрострум, електромагнітні поля, шум, звукові хвилі, іонізуюче випромінювання, тиск та ін.) мають точні параметри і від джерела утворення змінюються за суворим градієнтом.

На сьогодні антропогенний вплив на екосистеми є надзвичайно різноманітним. У ряді районів він за своєю дією може переважати над природними факторами, визначаючи характер розвитку всієї географічної оболонки планети. Нижче представлена класифікація антропогенних впливів на ВЕС за різними ознаками.

1. За природою впливів:

– механічні (тиск, завислі речовини, течії, відловлювання тварин, збирання рослин, перешкоди для міграцій тварин і т.д.);

– фізичні (тепло, світло, електромагнітне поле, радіохвилі, інфра- і ультразвук, шум, іонізуюче випромінювання, колір, переведення речовини з одного стану в інший, зміна водності);

– хімічні (хімічні елементи та їх сполуки);

– біологічні (вплив інтродукованих організмів, антропогенний природний добір, штучний добір у популяціях диких організмів, насадження лісів);

– ландшафтні (штучні водойми, рельєф, рекультивовані ділянки, канали, штучні ліси і луки).

2. За загальними особливостями впливів:
 - первинні (ті, що безпосередньо вироблені людиною);
 - вторинні (ті, що з'явилися під впливом первинних і за їх взаємодії з природними факторами – продукти розкладання пестицидів, річки, що обміліли після вирубування лісів та ін.);
3. За часом походження та дії впливів:
 - здійснені в минулому (1 – ті, що припинили свою дію, але їх наслідки відчуваються і зараз, наприклад, випасання, випалювання; 2 – ті, що продовжують діяти нині, наприклад, штучний рельєф, канал, водосховище, посаджений ліс, інтродукований вид та ін.);
 - здійснювані в даний час (1 – такі, що діють у момент виробництва, наприклад, звукові коливання, електромагнітні хвилі, 2 – такі, які діють певний час після закінчення виробництва, наприклад, стійкі хімічні забруднювальні речовини, вирубаний ліс, змінений рельєф та ін.).
4. За тривалістю дії при припиненні виробництва:
 - такі, що діють лише в момент їх виробництва (електромагнітне поле, звукові хвилі, світлові промені та ін.);
 - короткочасної дії (забруднення речовинами, які швидко випаровуються, та ін.);
 - тривалої дії (радіоактивне забруднення, штучний рельєф, інтродуковані види та ін.).
5. За здатністю до акумуляції у ВЕС:
 - не здатні до акумулювання, параметри яких залежать від об'єму та інтенсивності їх породження (звукові подразники, електромагнітні поля, вібрація та ін.).
 - здатні до короткочасного акумулювання з подальшим посиленням свого впливу (пестициди в ґрунтових водах, нестійкі хімічні сполуки у воді та ін.).
 - здатні до безперервної і невизначено тривалої акумуляції (радіоактивні речовини з тривалим періодом напіврозпаду, стійкі хімічні сполуки, вилучення корисних копалин, істотні зміни рельєфу, водосховища та ін.).
6. За здатністю до міграцій:
 - мігруючі, які діють у місці виробництва і на деякій відстані від нього (рельєф, електромагнітне поле, звукові коливання, світло та ін.).
 - мігруючі з потоками води (пил, тепло, хімічні речовини, гази та ін.).
 - мігруючі із засобами їх виробництва (судна та інші транспортні засоби);
 - мігруючі самостійно (інтродуковані види тварин, здичавілі домашні тварини).
7. За обсягом охопленого простору:
 - діють тільки в місці виробництва (загибель тварин тощо);

– діють у місці їх виробництва та на певній відстані від нього (органічні речовини у воді, завислі речовини та ін.);

– дія поширюється на величезні відстані, а іноді й на всю планету за досить високих обсягів виробництва (стійкі хімічні речовини у воді, радіоактивні речовини з тривалим терміном напіврозпаду та ін.).

8. За стійкістю спричинених ними змін у ВЕС:

– викликають тимчасові зворотні зміни (будь-який тимчасовий вплив на ВЕС, що не призводить до повного знищення видів, забруднення води нестійкими речовинами та ін.);

– викликають відносні незворотні зміни (окремі випадки інтродукції видів, створення водосховищ, знищення водойм та ін.);

– викликають абсолютно незворотні зміни в навколишньому середовищі (повне знищення видів, осушення та ін.).

9. За видами господарської діяльності людини:

– індивідуальний вплив (браконьєрство, туризм тощо);

– колективний вплив у процесі організованої виробничої діяльності (добування корисних ресурсів; енергетична промисловість – теплоенергетика, гідроенергетика, ядерна енергетика й ін.; обробна промисловість – металургійна, хімічна, металообробна, текстильна, харчова й ін.; транспорт; будівельна промисловість; лісова промисловість; сільське господарство – рослинництво та тваринництво).

В цілому можна виділити п'ять основних втручань людини у природні процеси, які відбувались у ВЕС:

1 – спрощення екосистем і розривання біологічних циклів;

2 – поява генетичних змін в організмах водяних рослин і тварин;

3 – введення в екосистеми нових видів;

4 – концентрація розсіяної енергії у вигляді теплового забруднення;

5 – збільшення отруйних відходів від виробництв.

Перелічені класифікації необхідні для більш детального вивчення антропогенних факторів, більш точної оцінки наслідків впливу людини на ВЕС та їх окремі елементи. Цей вплив здійснюється не тільки в процесі господарської діяльності, але й після її припинення, внаслідок тривалої дії антропогенних факторів (стійкі хімічні речовини та ін.).

Пізнання умов і масштабів антропогенного впливу необхідно для того, щоб шляхом розробки технічних і організаційних заходів скоротити виробництво негативно діючих факторів та підсилити дію тих, що діють позитивно.

Важливою умовою організації природоохоронних заходів є виявлення джерела або місця виробництва. Особливі труднощі виникають щодо стійких хімічних речовин, здатних до міграцій. Також важко це зробити щодо антропогенних факторів, які виникають спорадично.

Найбільше поширення антропогенні впливи на ВЕС мають в зоні інтенсивного розвитку промисловості та сільського господарства.

Існує група факторів спорадичного поширення, які можуть бути виявлені лише в різних місцях на обмежених ділянках. Вивчення поширення антропогенних впливів є ступінь насичення ними простору, який називають їх концентрацією. Концентрація факторів на конкретній ділянці зумовлена рядом обставин: інтенсивністю і характером їх виробництва, ступенем міграційної здатності, властивістю акумуляції в навколишньому середовищі. Тому кількісні параметри антропогенних впливів зазнають істотних змін у часі і просторі.

Антропогенні впливи на ВЕС відбуваються з різною періодичністю. Вони змінюються впродовж року, що зумовлено сезонністю ряду виробничих процесів. Існує добова динаміка їх кількості й набору, яка пов'язана з нерівномірністю виробничої діяльності в різні години доби. Вивчення динаміки антропогенних впливів має велике значення для порівняння їх із динамічними природними факторами і для визначення ступеня впливу. Всі антропогенні впливи діють на фоні природних факторів, посилюючи, послаблюючи або повністю усуваючи їх вплив на функціонування ВЕС. Опосередкована дія антропогенних факторів на деякі ВЕС є іноді більш істотною, ніж пряма.

За наслідками впливу на ВЕС антропогенні фактори можна розділити на декілька груп: руйнування або знищення елементів ВЕС, зміна цих елементів, збільшення існуючих елементів або створення нових елементів ВЕС, переміщення в просторі.

Серед антропогенних впливів виділяють такі, що вже стали антропогенними елементами природи і одночасно є довгоіснуючими вторинними антропогенними факторами (штучні ліси, водосховища, штучний рельєф та ін.). Проте переважну більшість антропогенних впливів не можна назвати елементами довкілля, тому що вони є елементами діяльності людського суспільства.

1.3 Позитивні аспекти антропогенного впливу на водні екосистеми згідно Водної Рамкової Директиви (2000/60/ЕС)

Центральною концепцією Водної Рамкової Директиви є концепція інтеграції, що розглядається як ключова у водоохоронному менеджменті в межах річкового басейну:

1. Інтеграція екологічних цілей, яка поєднує якісні, екологічні та кількісні цілі для охорони найбільш цінних водних екосистем і забезпечення загального доброго стану всіх інших вод.

2. Інтеграція всіх водних ресурсів, яка поєднує прісні поверхневі і підземні водні тіла, водно-болотяні угіддя, прибережні водні ресурси в масштабі річкового басейну.

3. Інтеграція всіх видів використання, функцій та цінності води в спільні політичні рамки, тобто дослідження води як середовища існування, води для здоров'я та споживання людьми, води для економічного сектора, транспорту, відпочинку, води як суспільного надбання.

4. Інтеграція дисциплін, аналізів та експертиз, яка поєднує гідрологію, гідравліку, екологію, хімію, ґрунтознавство, інженерно-технічні та економічні науки для оцінки сучасних тисків і впливів на водні ресурси та визначення заходів для досягнення природоохоронних цілей Директиви є найбільш економічно виправданим шляхом.

5. Інтеграція законодавств по воді в спільну узгоджену систему. Вимоги деяких попередніх законодавчих актів по воді (наприклад Директиви по воді для риб) у Водній Рамковій Директиві сформульовані заново для відповідності з новим екологічним мисленням. Після перехідного періоду, ці старі Директиви будуть відмінені. Інші законодавчі акти (наприклад, Нітратна Директива, Директива про очищення міських стічних вод) будуть враховані в планах управління річковими басейнами, де стануть основою для програми заходів.

6. Інтеграція всіх значних управлінських та екологічних аспектів, що відносяться до сталого планування річкових басейнів, включно також з тими, що лежать поза полем зору Водної Рамкової Директиви, такі як попередження паводків і захист від них.

7. Інтеграція широкого спектра заходів, включаючи ціноутворення, господарські та фінансові механізми, в загальний управлінський підхід для досягнення природоохоронних цілей Директиви. Програма заходів визначається в Плані Управління Річковим Басейном, який розроблюється для кожного району річкового басейну.

8. Інтеграція зацікавлених сторін і цивільного суспільства в процес прийняття рішень шляхом пропаганди прозорості та інформування громадськості, надання унікальної можливості залучення зацікавлених сторін до розробки Планів Управління Річковим Басейном.

9. Інтеграція різних рівнів управлінців, які мають вплив на водні ресурси і стан вод, місцевих, регіональних або національних, для ефективного менеджменту всіх вод.

10. Інтеграцію водного менеджменту для річкових басейнів, які охоплюють територію декількох країн.

Директива націлена на попередження деградації стану поверхневих водних тіл і досягнення доброго стану для всіх вод. Добрий стан поверхневих вод включає в себе «добрий екологічний стан» і «добрий хімічний стан». Екологічний стан визначається за біологічними складовими якості, допоміжними гідроморфологічними і фізико-хімічними складовими якості. Референційні умови (РУ) (точка відліку) представлені «непорушеними» умовами, за відсутності або лише при «дуже незначному» впливі людини.

Що треба зробити для визначення РУ:

- 1 – аналіз тисків і впливів;
- 2 – визначити істотно змінені водні тіла;
- 3 – визначити референційні умови і межі екологічних класів для внутрішніх поверхневих вод;
- 4 – здійснити типологію, класифікацію перехідних та прибережних вод;
- 5 – виконати інтеркалібрацію;
- 6 – провести економічний аналіз;
- 7 – здійснити моніторинг;
- 8 – методи оцінки та класифікації підземних вод;
- 9 – вивчити кращий досвід в плануванні річкових басейнів.

Висновки та рекомендації щодо референційних умов:

1. Референційні умови (РУ) необов'язково прирівнюються до повністю непорушених вихідних умов. Вони включають дуже незначні зміни, тобто людська діяльність дозволена тією мірою, яка не спричиняє екологічного впливу або спричиняє дуже незначно.

2. РУ прирівнюються до відмінного екологічного стану, тобто за відсутності або дуже незначних очевидних відхиленнях кожного біологічного, фізико-хімічного і гідроморфологічного елементу.

3. РУ повинні представляти величинами відповідних біологічних елементів якості в класифікації екологічного стану.

4. РУ повинні встановлюватись в теперішньому або в минулому.

5. РУ повинні встановлюватись для кожного типу водних тіл.

6. РУ передбачають, що концентрації специфічних синтетичних забруднювальних речовин близькі до нуля, або, принаймні, нижчі від порогів чутливості найбільш досконалих аналітичних методів широкого використання.

7. РУ передбачають, що концентрації специфічних несинтетичних забруднювальних речовин залишаються в межах, характерних для непорушених умов (на фонових рівнях).

Будь-яке поверхнєве водне тіло у доброму екологічному стані повинно відповідати таким критеріям:

– величини біологічних елементів якості незначно відхиляються від референційних умов (низький рівень порушень в результаті людської діяльності);

– значення загальних фізико-хімічних елементів якості не виходять за межі встановлених діапазонів, для забезпечення функціонування екосистеми та досягнення величин, властивих біологічним елементам якості в доброму стані;

– концентрації специфічних синтетичних і несинтетичних забруднювальних речовин не перевищують стандартів екологічної якості (СЕЯ);

– величини біологічних елементів якості помірно відхиляються від референційних умов (ознаки помірного порушення в результаті людської діяльності).

«Поверхнєве водне тіло» – це окремий та значний елемент поверхневих вод, таких як озеро, водосховище, струмок, річка або канал, частина струмка, річки або каналу, перехідна (проміжна) вода або частина прибережних вод».

Це означає, що річки і озера можуть поділятися на частини, які знаходяться під впливом діяльності людини, і ті, що не відчувають такого впливу (або відчувають меншою мірою), тобто озеро може поділятися на більш ніж одне «водне тіло». Однак слід уникати поділу поверхневих вод на все дрібніші водні тіла, якщо це не сприяє чіткому, узгодженому та ефективному досягненню цілей.

Висновки та рекомендації:

1. «Поверхнєві водні тіла» не повинні накладатись один на одного.
2. Поверхнєве водне тіло не повинно перекривати межі між типами поверхневих водних тіл.

3. Фізичні характеристики (географічні або гідроморфологічні), які можуть бути вагомими в аспекті цілей Директиви, повинні використовуватись для ідентифікації окремих елементів поверхневих вод.

4. Озеро або водосховище зазвичай визначається як єдине водне тіло. Тим не менш, якщо через морфологічну складність (наприклад, суббасейни), в озері передбачаються різні референційні умови, воно повинно бути поділене на окремі водні тіла (рис. 1.1). Більш того, якщо існують значні відмінності в стані окремих частин озера, воно повинно поділятися на окремі водні тіла для досягнення бажаного екологічного результату найбільш економічно виправданим шляхом.

5. Вся річка, водотік або канал можуть бути єдиним «водним тілом». Однак, якщо в межах річки, водотоку або каналу повинні застосовуватись різні референційні умови, то річка, водотік або канал повинні бути поділені на окремі водні тіла. Більш того, якщо існують значні відмінності в стані окремих частин річки, водотоку або каналу, вони повинні поділятися на окремі водні тіла для досягнення бажаного екологічного результату найбільш економічно виправданим шляхом.

6. В деяких випадках мінімальний розмірний ценз поверхневих водних тіл може бути встановлений нижче, ніж передбачено. Це має особливу екологічну важливість для озер.

Ролі загальних фізико-хімічних елементів якості і специфічних забруднювальних речовин в класифікації екологічного стану чітко розрізняються (рис. 1.2-1.3).

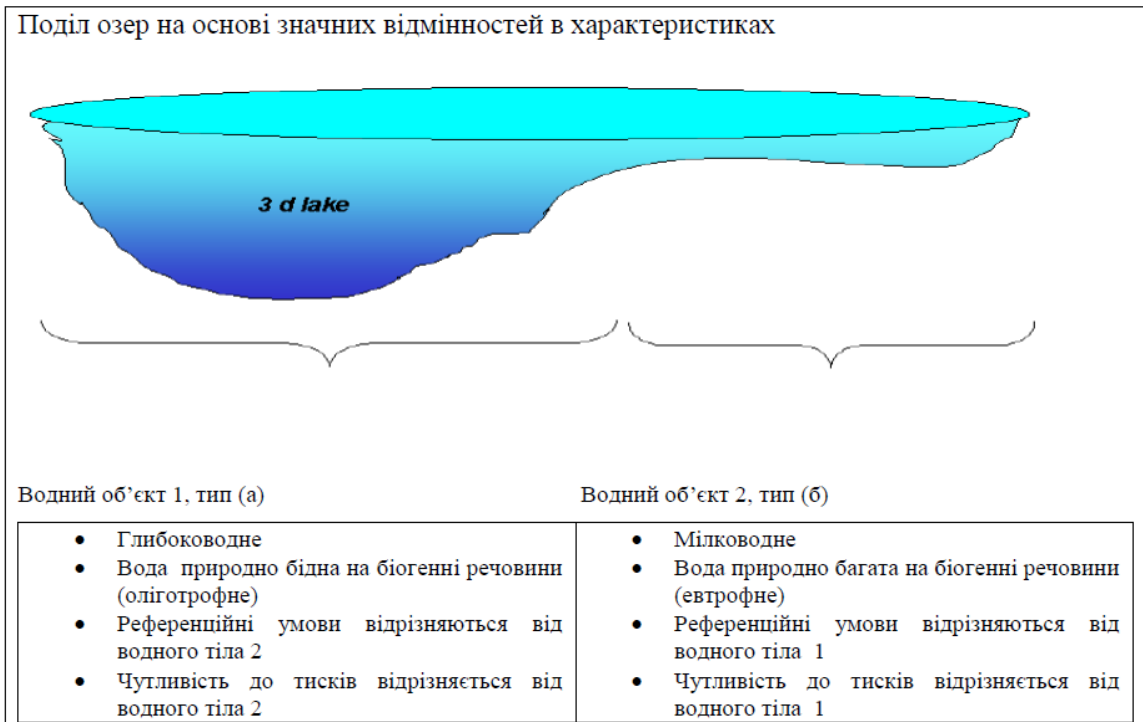


Рис. 1.1 – Поділ озер на основі значних відмінностей в характеристиках

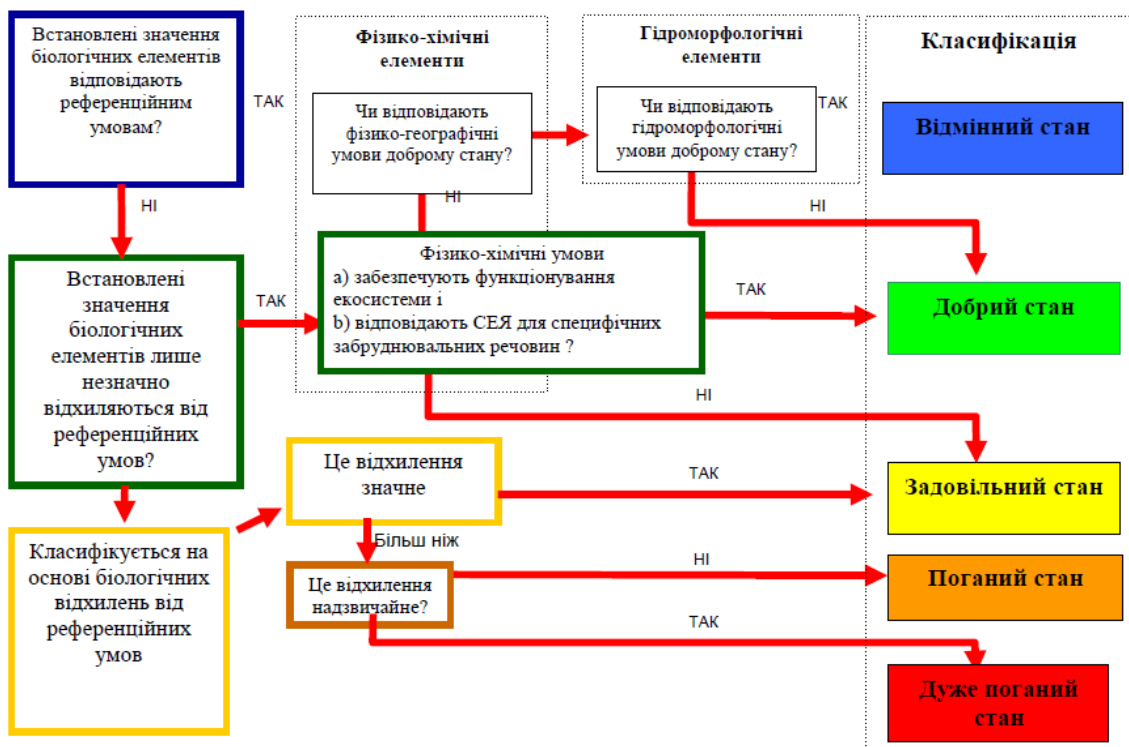


Рис. 1.2 – Відносна роль біологічних, гідроморфологічних та фізико-хімічних елементів якості в класифікації екологічного стану згідно нормативних визначень ВРД

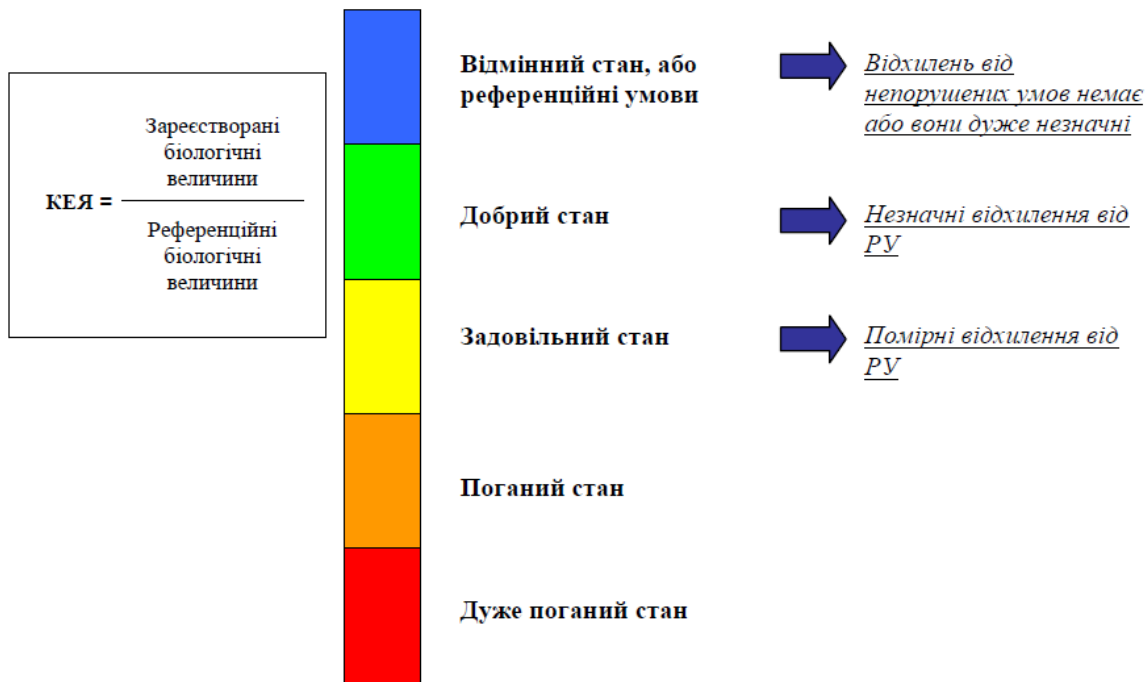


Рис. 1.3 – Основні принципи для класифікації екологічного стану на основі коефіцієнтів екологічної якості (КЕЯ)

При доброму екологічному стані загальні фізико-хімічні елементи якості не повинні виходити за межі, встановлені для забезпечення функціонування екосистеми і досягнення біологічними елементами певних величин (*a* – в середньому стовпчику на рис. 1.2), а специфічні забруднювальні речовини повинні відповідати екологічним стандартам якості (ЕСЯ), встановленим згідно ВРД (*b* – в середньому стовпчику на рис. 1.2).

Класифікація екологічного стану повинна ґрунтуватись на коефіцієнтах екологічної якості (КЕЯ), які виводяться із значень біологічних елементів як показано на рис. 1.3.

Висновки і рекомендації:

1. При оцінці екологічного стану повинні застосовуватись як біологічні, так і допоміжні гідроморфологічні і фізико-хімічні елементи якості (їх відносна роль показана на рис. 1.2).

2. Класифікація екологічного стану повинна здійснюватись на основі значущих біологічних і фізико-хімічних результатів, її слід проводити з використанням елементів якості, а не параметрів.

3. Екологічний стан визначається за найгіршим із значень результатів біологічного і фізико-хімічного моніторингу значущих елементів.

4. Класифікація екологічного стану повинна ґрунтуватись на КЕЯ, які виводяться із значень біологічної якості як показано на рис. 1.3, і на оцінці екологічної якості за фізико-хімічними елементами.

5. У ВРД не розглядаються схеми КЕЯ для класифікації екологічного стану за фізико-хімічними елементами якості. Необхідно застосовувати існуючі методи/методики для оцінки екологічного стану за цими елементами.

6. ВРД не дає визначень для фізико-хімічних і гідроморфологічних елементів при поганому і дуже поганому стані.

Відмінний стан або референційні умови означають стан в теперішньому або минулому, який відповідає дуже малим тискам, без впливу індустріалізації, урбанізації та інтенсифікації сільського господарства і за відсутності або при дуже незначних фізико-хімічних, гідроморфологічних і біологічних змінах.

Якщо в минулому водне тіло було фізично змінено, даються такі рекомендації:

– якщо у водного тіла змінена категорія (наприклад, річка зарегульована греблею для створення озера) і, таким чином, воно визначається як істотно змінене водне тіло, воно не може використовуватись як частина мережі ділянок для визначення просторово зумовлених типоспецифічних референційних умов (наприклад, як референційні умови для озер);

– якщо водне тіло не змінило ні категорію, ні тип, і якщо немає змін в біології (або вони дуже незначні), водне тіло може бути визнане референційною ділянкою (наприклад, котловинні озера в Північній Європі, штучно збільшені в розмірах).

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 1

1. Наслідком яких процесів є антропогенний вплив на водні екосистеми?

2. На які види поділяють водні екосистеми?

3. Що таке «поверхнєве водне тіло» згідно Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС?

4. Що означає «відмінний стан» водної екосистеми або референційні умови згідно Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС?

5. Як визначається об'єм регулювання стоку річок штучними водоймами згідно Водного Кодексу України?

6. Що таке екосистема (водна екосистема)?

7. Як класифікують антропогенні впливи за різними ознаками?

8. Що таке поверхнєве водне тіло згідно з ВРД 2000/60/ЄС?

9. Як класифікують впливи на ВЕС за природою впливів?

10. Яким критеріям повинно відповідати поверхнєве водне тіло у доброму екологічному стані з ВРД 2000/60/ЄС?

2 ОСНОВНІ ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Дослідження впливу основних джерел забруднення ВЕС виконується за такою класифікацією:

- органічне забруднення, сапробність і самозабруднення ВЕС;
- евтрофікація, її причини і наслідки для ВЕС;
- токсичне забруднення і його наслідки для ВЕС;
- радіонуклідне забруднення і його вплив на гідробіонтів ВЕС.

2.1 Органічне забруднення

Одним з найважливіших компонентів водного середовища, який визначає його екологічну якість, є наявність у воді органічних забруднень.

2.1.1 Органічні речовини і їх кругообіг у водних екосистемах

У процесі життєдіяльності гідробіонти виділяють у воду білки, амінокислоти, вуглеводи, сечовину, пурини, фосфати, амонійні сполуки тощо. Фактично у водному середовищі знаходяться всі ті органічні речовини, з яких побудовано тіло рослин і тварин. Крім того органічні речовини надходять у водні об'єкти з атмосферними опадами, з поверхневим стоком, який формується на великих площах суходолу, з боліт, торф'яників, зрошувальних земель, промислових і комунально-побутових підприємств. Усі ці стоки привносять значну кількість різноманітних за своєю структурою і хімічним складом органічних речовин.

За походженням органічні речовини поділяються на алохтонні, які надходять з площі водозбору, та автохтонні, що утворюються в самій водній екосистемі. Найбільшу масу органічної речовини створюють фітопланктон і макрофіти в процесі фотосинтезу.

Значну частину автохтонної органічної речовини становить детрит, або мертва органічна речовина, яка утворюється внаслідок розкладу залишків організмів рослинного і тваринного походження і містить також 4-5 % бактерій. До розчиненої автохтонної органічної речовини належать також продукти життєдіяльності водяних організмів, зокрема, амінокислоти, органічні кислоти, сечовина тощо.

З водозборів можуть надходити речовини, які вимиваються з лісового перегною, торф'яників, заболочених місць, чорноземних ґрунтів тощо – гумінові і фульвокислоти, складні вуглеводи, вільні амінокислоти, аміни, білковоподібні речовини.

Органічні речовини (ОР) природних вод – це складні високомолекулярні сполуки типу білків, полісахаридів, ненасичених жирних кислот, амінів та інших, які знаходяться в розчиненому, завислому і диспергованому станах. Більшість з них є субстратом для масового розвитку бактеріального населення водних екосистем.

Гумінові і фульвокислоти надають воді специфічного забарвлення. Фульвокислоти є високомолекулярними сполуками ароматичного ряду, вони розчинні у воді і легко вимиваються ґрунтовими водами. Гумінові кислоти важкорозчинні у воді, характеризуються більш високим у порівнянні з фульвокислотами вмістом Карбону (С) і Нітрогену (N). Води з великим вмістом таких кислот мають бурий або чорний колір.

Найбільш поширені в природних водах вуглеводневі сполуки, які входять до складу всіх живих організмів. У водах морів і океанів основну масу органічних речовин становлять розчинені і колоїдні форми, які можуть проникати крізь фільтри з діаметром пор 0,45-1 мкм. Органічні речовини континентальних вод, які знаходяться в розчиненому стані, мають розмір частинок до 0,001 мкм, у колоїдному – 0,001-0,1 мкм, а частинки величиною до 150-200 мкм належать завислим речовинам.

Для Світового океану кількість усієї органічної речовини (живих і мертвих складових) оцінюється в $2-4 \cdot 10^{12}$ т С; 75 % припадає на легкозасвоювані форми і 25 % – на важкорозчинні сполуки (в основному водний гумус).

У морських екосистемах найбільша кількість органічної речовини (30-40 %) синтезується фітопланктоном. З річковим стоком виноситься у Світовий океан близько $6 \cdot 10^8$ т розчиненої органічної речовини. Осідаючи на дно морів і океанів, відмерлі організми та інші органічні речовини утворюють величезні поклади органічної маси, які оцінюються у $3 \cdot 10^9$ т Карбону (С).

Найважливішим внутрішньоводоймним процесом утворення органічної речовини, з яким пов'язане і самозабруднення водойм, є фотосинтез фітопланктону, фітобентосу та вищої водної рослинності. Вважається, що в межах всього Світового океану внесок водоростей в утворення органічної речовини у 10 разів більший, ніж усіх інших груп організмів, не рахуючи бактерій. Останнім належить виключно важлива роль не тільки в розкладанні, а і в утворенні органічної речовини. У процесі функціонування водних екосистем значна частина розчиненої і завислої органічної речовини алохтонного і автохтонного походження виноситься із стоком води та розкладається в процесі деструкції (мініралізації) (рис. 2.1).

Продукція і деструкція органічної речовини характеризують функціональний стан водних екосистем. Рівень і спрямованість продукційно-деструкційних процесів залежать перш за все від ступеня розвитку фітопланктону та умов його вегетації.



Рис. 2.1 – Схема кругообігу органічної речовини у водних об'єктах

У морських і континентальних водоймах утворення первинної органічної речовини пов'язане з життєдіяльністю планктонних і донних водоростей, макрофітів і епіфітів, які формують автотрофну ланку водних екосистем.

Синтезована органічна речовина є основою трофічної піраміди, за якою розподіляються потоки енергії у водних екосистемах. Саме органічна речовина автотрофних організмів забезпечує функціонування вищих (наступних) трофічних рівнів, біотичний кругообіг речовин і потік енергії в екосистемах. У кінцевому підсумку формується біологічна продуктивність водних екосистем.

В залежності від рівня утворення первинної продукції їх поділяють на оліготрофні (малопродуктивні), мезотрофні (середньопродуктивні), евтрофні (високопродуктивні) і гіперевтрофні (надмірно продуктивні).

Первинна продукція ОР може бути виражена в різних одиницях: у грамах кисню або вуглецю на одиницю площі (1 м^2 або 1 га) або на одиницю об'єму води (1 м^3); у джоулях чи кілоджоулях за одиницю часу (добу, сезон, рік).

При переході від одних одиниць до інших береться до уваги, що енергетичний еквівалент кисню при окисненні органічних речовин мішаного складу дорівнює $14,2 \text{ Дж/мгO}_2$, а також те, що в ОР міститься 41 % вуглецю від її маси: $2,44 \text{ мг ОР}$ відповідає 1 мг вуглецю (C) . При дихальному коефіцієнті $\text{CO}_2/\text{O}_2 = 0,85$ і асиміляційному коефіцієнті $\text{O}_2/\text{CO}_2 = 1,18$ перехідні коефіцієнти мають такі значення: $3,15 \text{ мгO}_2/\text{мгC}$; $44,77 \text{ Дж/мгC}$; $0,69 \text{ мг ОР/мгO}_2$.

Органічна речовина у водному середовищі постійно розкладається на прості органічні низькомолекулярні сполуки, які в свою чергу внаслідок життєдіяльності мікроорганізмів та в процесі хімічного окиснення розкладаються до кінцевих елементів (вуглецю, фосфору, нітрогену, води). Синтезована автотрофами органічна речовина майже повністю руйнується гетеротрофами в реакціях біохімічного окиснення. Лише незначна частина її переходить з одного стану в інший внаслідок хімічних реакцій.

Активація позаорганізмених процесів розкладу може відбуватись внаслідок автолізу і руйнування відмерлих гідробіонтів, що призводить до надходження у воду високоактивних сполук – ферментів, вітамінів і навіть цілих блоків біологічних структур, які містять у своєму складі ферментні системи. При високому рівні насичення води киснем руйнування органічних речовин завершується утворенням вуглекислоти і води, а в анаеробних умовах – ще й утворенням водню і метану. У донних ґрунтах вміст кисню буває недостатнім, тому деструкція органічних речовин протікає з утворенням метану (CH_4), водню (H_2), сірководню (сульфідної кислоти H_2S) та амоніаку (NH_3).

Основна роль у руйнуванні органічної речовини у водних екосистемах належить гетеротрофним мікроорганізмам.

У загальній деструкції органічної речовини, утворюваної фітопланктоном, на них припадає до 45-50 % в евтрофних водоймах і до 85 % – в оліготрофних. Вони асимілюють до 50-70 % енергії органічної речовини, з якої більше 25 % використовується для біосинтезу мікробних клітин. В евтрофних озерах бактерії засвоюють від 30 до 50 % загального вмісту органічних речовин. Особливо інтенсивно вони утилізують органічну речовину, яка утворюється в процесі фотосинтезу. Макрофітами використовується до 26 % органічних речовин.

Для функціонування водних екосистем важливе значення має співвідношення первинної продукції ОР (A – assimilation), при якому енергія накопичується, до деструкції (R – reduction) або сумарного дихання гідробіонтів (respiration), в процесі якого відбувається деструкція органічної речовини і розсіяння енергії. Відношення A/R може бути більшим або меншим від одиниці. При $A=R$ і $A/R=1$ екосистема знаходиться у збалансованому стані. При $A>R$ і $A/R>1$ екосистема характеризується високим біопродукційним потенціалом (евтрофна або гіперевтрофна). У тих випадках, коли $A<R$ і $A/R<1$, у системі переважають деструкційні процеси. Підвищення біопродукційного потенціалу водних екосистем відбувається при евтрофікації.

2.1.2 Сапробність водних екосистем

Ступінь забруднення водних об'єктів органічними речовинами визначає їх сапробність (*sapros* – гниючий), а розділ гідроекології, що вивчає такі забруднення, називається сапробіологія.

Водяні організми різних систематичних груп виявляють неоднакову чутливість до вмісту у воді органічних речовин і продуктів їх розкладу.

Можливість пристосування гідробіонтів до існування у середовищі з різним рівнем органічного забруднення зумовлюється комплексом фізіолого-біохімічних процесів, які постійно протікають в їх організмі.

Гідробіонти, які живуть у забруднених органічними речовинами водах і беруть участь у процесах їх розкладу, називаються сапробіонтами, або сапротрофами. Вони є важливим ланцюгом у біологічному кругообігу речовини і енергії. До цієї групи належать бактерії, актиноміцети, гриби, окремі види водоростей, здатні засвоювати органічні речовини. Серед водних тварин є такі, які живляться розчиненими органічними речовинами, гниючими залишками, екскрементами і можуть жити в воді з невисоким вмістом кисню (наприклад, олігохета трубочник звичайний).

Видова структура угруповань гідробіонтів в залежності від їх чутливості до органічного забруднення водою чітко виявлена на біоценотичному рівні. Виходячи з цього, допустимим є оцінювати інтенсивність забруднення водою органічними речовинами за наявністю у водоймах представників окремих систематичних груп гідробіонтів з різним ступенем гетеротрофності та оксифільності – показових організмів, або біоіндикаторів сапробності.

За ступенем забруднення вод органічними речовинами їх поділяють на полі-, мезо- і олігосапробні, а гідробіонти, які в них мешкають, називаються полі-, мезо- і олігосапробами. Мешканців особливо чистих вод називають катаробами, або катаробіонтами, а особливо брудних – гіперсапробами. Ці організми є показовими щодо відповідних умов сапробності або біоіндикаторами.

Одним з основних показників при оцінці сапробності водних об'єктів або їх окремих зон є кількісна характеристика наявності або відсутності у воді вільного кисню. Чим більший ступінь забруднення органічними речовинами, тим більша кількість кисню використовується на окиснення і тим менша його концентрація залишається у воді.

Ступінь сапробності визначається перш за все за видовим складом бактеріо-, фіто- і зоопланктону, бентосу та перифітону.

Полісапробні води характеризуються наявністю значної кількості білків, поліпептидів, вуглеводів, а також лише слідовими концентраціями кисню та накопиченням у воді карбон(IV) оксиду (діоксиду вуглецю CO_2), сульфідної кислоти (сірководню H_2S) і метану (CH_4). Для таких вод типовим є відновний характер біохімічних процесів. Показник

біохімічного споживання кисню (БСК₅ у такій воді становить 40 мгО₂/дм³). У них живуть переважно гідробіонти-полісапроби, які витримують високий рівень забруднення (сульфобактерії, інфузорії, личинки мух). Полісапробні води формуються в річках і замкнених водоймах, в які спускаються господарчо-побутові і стічні води виробництв харчових та інших підприємств, які переробляють органічні речовини. Чисельність видів гідробіонтів, які можуть жити у таких водах, дуже обмежена. Ті ж організми, які пристосовуються до умов полісапробності, розвиваються масово, оскільки вони мають обмежене коло конкурентів. Полісапроби часто утворюють слизові лопаті обростань на твердих предметах. У полісапробних водах може зустрічатись кишкова паличка у досить значній кількості.

У мезосапробних водних об'єктах ступінь забруднення менш виражений, відсутні білки, більше кисню, значно менше карбон(IV) оксиду (діоксиду вуглецю СО₂) та сульфідної кислоти (сірководню Н₂С). В той же час у воді є слабкоокиснені азотисті сполуки, зокрема, амоніак, аміно- та амідокислоти. У мезосапробних водах живуть організми, які витримують помірно забруднене органічними речовинами середовище. На відміну від полісапробів, мезосапроби більш вимогливі до наявності вільного кисню у воді і продуктів розкладу білків, а саме амонію і нітритів.

Води малозабруднених річок, озер, водосховищ, в яких відбувається інтенсивна мінералізація органічних речовин, характеризуються як олігосапробні. У таких водних об'єктах внаслідок високої концентрації розчиненого кисню переважають окисні процеси. Із сполук азоту містяться нітрати, мало карбонової (вугільної) кислоти і відсутній сірководень. БСК не перевищує 1,6 мгО₂/дм³, що свідчить про дуже низький вміст органічних речовин у воді. Серед олігосапробних організмів, які мешкають у чистих або слабозабруднених органічними речовинами водах, багато водоростей різних систематичних груп (зокрема, діатомових і золотистих), безхребетних (коловерток, ракоподібних, моллюсків, личинок комах), а з риб представлені форель, судак, окунь, стерлядь, голянь. Серед бактерій олігосапробної зони мало сапрофітів (не більше 3 тис. екз./см³) та організмів, які живляться бактеріями.

Особливо чисті води за системою сапробності називаються катаробними. Такі води перенасичені киснем, у них відсутні карбон(IV) оксид (діоксид вуглецю СО₂) та сульфідна кислота (сірководень Н₂С). Показник БСК₅ дуже низький, що свідчить про мінімальний вміст органічних речовин. Серед мешканців таких вод (а це, як правило, найбільш холодні гірські річкові води) добре почуває себе форель та інші гідробіонти-оксифіли.

2.1.3 Самозабруднення водних екосистем

Під самозабрудненням розуміють надмірний рівень продукції органічної речовини, яка викликає погіршення якості води у водному об'єкті. Воно найчастіше пов'язане з масовим розвитком фітопланктону до рівня «цвітіння» води. Самозабруднення спричиняється самою біомасою водоростей та продуктами її деструкції. Розкладання біомаси у таких випадках призводить до виходу у воду великої кількості органічних, мінеральних, в тому числі і токсичних речовин, які істотно погіршують якість води за значною кількістю показників. Серед токсичних речовин виявляють поліпептиди, феноли, індол, скатол, сірководень та інші. На відміну від алохтонного надходження забруднень, таке явище отримало назву біологічного (вторинного) забруднення або самозабруднення. Воно може відбуватись і внаслідок десорбції органічних і мінеральних речовин, накопичених у донних відкладах. Такі процеси більш інтенсивно протікають при дефіциті кисню і підкисленні водного середовища в анаеробних умовах.

У нормально функціонуючих водних екосистемах перебіг процесів продукування, засвоєння і деструкції автохтонних речовин за участю гідробіонтів збалансований. Завдяки цьому підтримується певний рівень якості води.

2.2 Евтрофікація, її причини і наслідки для водних екосистем

Евтрофікація полягає в збагаченні води біогенними елементами, особливо азотом і фосфором, внаслідок чого зростає первинна продукція органічної речовини завдяки фотосинтезу водоростей і вищих водяних рослин.

2.2.1 Природна і антропогенна евтрофікація

Вміст біогенних речовин у водних екосистемах може збільшуватись внаслідок автохтонних процесів (природна евтрофікація) – розкладу органічних речовин, азотфіксації та переходу у воду біогенних елементів, захоронених у донних відкладах – і внаслідок надходження біогенних речовин ззовні, з алохтонних джерел (антропогенна евтрофікація) – вимивання з полів, надходження стічних вод тваринницьких комплексів, комунально-побутових і промислових стічних вод, які несуть з собою значну кількість азоту і фосфору.

Причиною прискореної евтрофікації може стати зарегулювання річкового стоку, коли велика кількість біогенних елементів вимивається з затоплених ґрунтів.

За джерелами надходження біогенів можна виділити три типи антропогенної евтрофікації: урбогенну, виникає внаслідок скидання неочищених від сполук фосфору та азоту міських стічних вод; агрогенну, причина – вимивання ґрунтовими водами та дощовими змивами мінеральних добрив з сільськогосподарських угідь; зоогенну, до неї призводить забруднення водойм стоками тваринницьких ферм або при багаторазовому водопої та купанні великих черід худоби.

У ставкових рибних господарствах за великої густоти посадки риб евтрофікація може бути наслідком накопичення фосфорних та азотних сполук, екскретованих рибами. Крім того у ставкових господарствах евтрофікацію створюють цілеспрямовано шляхом внесення мінеральних добрив для підвищення кількості планктону – основної кормової бази риб.

Основними ознаками евтрофікації водойм є збільшення біомаси фітопланктону або інших автотрофних організмів (фітомікробентос, нитчасті водорості), масовий розвиток водоростей до рівня «цвітіння» води, зменшення концентрації розчиненого кисню на заключному етапі вегетації – при масовому відмиранні водоростей та інших організмів. У залежності від кількості біогенів, що надходять у водну екосистему, може прискорюватись перехід оліготрофних водойм у мезотрофні і евтрофні.

Водорості і вищі водяні рослини при їх надходженні у водне середовище здатні накопичувати азот і фосфор у значній кількості. У цьому полягає одна з важливих особливостей біології водоростей, яка є основою механізму розвитку евтрофікації.

У лентичних екосистемах евтрофікація призводить до масового розвитку водоростей. Між здатністю водоростей до накопичення біогенних елементів і їх потенційними можливостями як до масового розвитку існує прямий корелятивний зв'язок, тому із зростанням вмісту цих елементів в екосистемі створюються сприятливі умови для масового розвитку фітопланктону, утворення первинної продукції органічної речовини і збагачення водного середовища киснем.

Нарощування біомаси фітопланктону деякою мірою позитивно впливає на функціонування водних екосистем: зростає кормова база для гідробіонтів наступних трофічних рівнів, збільшується чисельність і біомаса гетеротрофів. Але з часом між нарощуванням біомаси фітопланктону, утворенням органічної речовини і кількістю кисню, який витрачається на біологічну деструкцію і хімічне окиснення органічної речовини, починає виявлятися невідповідність. Органічної речовини утворюється більше, ніж її можуть розкласти мікроорганізми; накопичується органічна речовина, яка забруднює водні маси; одночасно

стимулюється подальше зростання біомаси фітопланктону, і це ще більше поглиблює і прискорює процес евтрофікації.

В евтрофованих водоймах суттєво змінюються фізико-хімічні властивості середовища: підвищується вміст біогенних і органічних речовин, знижується рівень насиченості води киснем, у придонних шарах води з'являються анаеробні зони, зростає каламутність і падає прозорість води. Накопичення надмірної кількості органічних речовин у донних мулових відкладах супроводжується утворенням метану, водню, сірководню, амоніаку, а при розчиненні у воді вони надають їй неприємного запаху і виявляють токсичну дію на рибу і безхребетних, особливо взимку в підлідний період, що призводить до придух і масової загибелі риби.

У високоевтрофних водоймах для більшості водяних тварин створюються несприятливі умови існування. Зменшується видове різноманіття промислово цінних видів риби. У місцях концентрування і розкладання синьо-зелених водоростей масово гине риба внаслідок отруєння продуктами розкладання цих водоростей та кисневого дефіциту, пов'язаного з їх гниттям.

Однак слід зазначити, що масштаби і швидкість розвитку евтрофікації не завжди визначаються тільки надходженням біогенних елементів. Цей процес залежить ще й від інтенсивності водообміну, глибини водойми, об'єму води та ступеню кисневого насичення водних мас. У глибоких водоймах з достатнім водообміном евтрофікація відбувається дуже повільно, тоді як у слабопроточних і неглибоких водоймах вона протікає прискорено.

Антропогенна евтрофікація охоплює все більшу кількість водних об'єктів, розташованих на різних континентах Землі, її наслідком є посилення «цвітіння» води або масовий розвиток нитчастих (бентосних) водоростей в озерах і водосховищах.

Для попередження евтрофікації найважливішими заходами є обмеження забруднення водойм біогенними елементами шляхом очищення міських стічних вод, створення водоохоронних зон по берегах річок, озер і водосховищ. Перспективним напрямком зниження евтрофікації вод і захисту їх від забруднення має бути фітомеліорація, тобто культивування вищої водної рослинності в прибережних зонах з метою перехоплення біогенних елементів, які надходять з полів, з тваринницьких ферм та населених пунктів.

2.2.2 «Цвітіння» води як процес, зумовлений евтрофікацією

Однією з найважливіших біологічних особливостей водоростей є здатність до накопичення азоту і фосфору при їх надходженні у водне середовище в значній кількості. Наявність цих елементів у воді стимулює

розмноження водоростевих клітин, потенційні можливості яких до поділу надзвичайно високі. Саме тому збагачення води біогенними речовинами, особливо азотом і фосфором, зумовлює масовий розвиток водоростей. У високоевтрофних водоймах видове різноманіття флори збідніле. Переважають, в основному, кілька видів водоростей, які утворюють велику біомасу.

У морях внаслідок масового розвитку водоростей спостерігаються так звані «червоні припливи». Причиною їх появи є водорості родів золотисті і динофітові, які виділяють дуже небезпечні токсичні речовини для риб та багатьох безхребетних. У континентальних водоймах, особливо малопроточних водосховищах, найбільше значення у розвитку фітопланктону до рівня «цвітіння» води мають синьо-зелені водорості. «Цвітінням» воно називається тому, що внаслідок масового розвитку планктонних водоростей вода набуває забарвлення (синьо-зеленого, зеленого, червоного, буро-жовтого) в залежності від переважання пігментації видів-збудників. Розвиток синьо-зелених водоростей до рівня «цвітіння» лімітується вмістом фосфатів, швидкістю течії та її каламутністю. Саме цим пояснюється те, що у швидко текучих і каламутних річках «цвітіння» води практично не буває.

Екологічний механізм цього явища дуже складний і зумовлений взаємодією природних і антропогенних факторів. До останніх належить зарегулювання річкового стоку, наприклад таких рівнинних річок, як Дніпро, Дністер, Волга, Дон. Після залиття великих площ землі та переходу у воду біогенних речовин, утворення мілководних застійних зон, де вода інтенсивно прогривається і слабо обмінюється, створюються найбільш сприятливі екологічні умови для масового розвитку синьо-зелених водоростей (з біомасою до 40 кг/м³). У процесі розвитку мікроцистис проходить декілька стадій – донну, планктонну, нейстонну, стадію сухих кірок і спор. Наявність спор у циклі розвитку робить цей вид водоростей досить стійким до змін умов середовища.

Розрізняють різні ступені «цвітіння» води в залежності від кількості утвореної біомаси. В межах 0,5-0,9 мг/дм³ – слабка, 1,0-9,9 мг/дм³ – помірна, 10-99,9 мг/дм³ – інтенсивна і «гіперцвітіння», коли утворюється біомаса більше 100 мг/дм³.

Під час масового розвитку фітопланктону на поверхні водойм утворюється слизоподібні плівки, при зближенні яких формуються «плями цвітіння». У них може виділятися планктонна, неистонна та гіпонеистонна зони, які займають різні горизонти водної поверхні, а за забарвленням в межах «плям» вимальовуються зони зеленої, блакитної, бурої та білої плівок, де водорості перебувають на різних етапах деструкції. Поряд з основною колонією мікроцистиса в таких плівках зустрічаються значно менші скупчення інших видів водоростей (наприклад, афанізомена), а також бактерії різних фізіологічних груп та віруси. Ці мікроорганізми

утилізують органічні речовини відмерлих і відмираючих водоростей. Отже, «плями цвітіння» являють собою досить складні утворення (альгобактеріальні), в яких протікають переважно деструкційні процеси розкладу органічної біомаси.

У період максимального нагромадження «плям цвітіння» (липень-серпень) акваторія водосховища в штильову погоду має вигляд мозаїки з «плям» і чистоводь. При штормовій погоді «плями» розбиваються, але при відновленні штилю швидко формуються знов. Вітри і течії переносять їх по всій акваторії. Залежно від напрямів вітру великі маси водоростей можуть зганятися до берегів водосховища. Так, в Кременчуцькому і Каховському водосховищах згони ідуть переважно до південно-західних берегів, а біомаса таких згонів може досягати 500 кг/м³.

Тут виникають зони заморів, бо в нагінних масах заплутується велика кількість риби, яка гине внаслідок забивання зябер, кисневого дефіциту та отруєння токсинами водоростей. Найбільше водоростей наганяється в затоки і бухти, де вони настільки щільні, що не дають рухатися човнам.

Рибу, винесену хвилями на піщані береги, швидко скльовують птахи (чаплі, лелеки, баклани та інші), які налітають масами до місць скупчення загиблої риби. Водорості, які залишаються після нагонів на піщаних узбережжях, висихають, перемішуються з піском і утворюють сухі кірки.

Більша частина «плям цвітіння» розкладається в місцях нагону з утворенням великої кількості продуктів розкладу (фенол, індол, скатол, поліпептиди та альготоксини), здебільшого токсичних. При розкладанні виділяються також пігменти – фікобіліни, фікоціанини, тому вода набуває густо-синього кольору. Такі водні ділянки стають непридатними для життя багатьох гідробіонтів.

Певна частина водоростевих плівок піддається лізису під дією вірусів і бактерій-супутників, а також власних токсинів. Такі явища виникають досить часто, і на місці «плями», що розпалася, залишається тільки тонка поверхнева плівка. При цьому також виділяються токсини.

Деяка частина біомаси залишається в товщі води у вигляді бурих скупчень, що нагадують фекальні маси, з відповідним запахом, і нарешті, тільки невелика частина спродукованої біомаси осідає на дно, де у «муловому розчині» на стику двох біотопів – водної маси і донного мулу – утворює зимуючі колонії водоростей, вкриті шаром слизу. Цикл замикається протягом вересня-жовтня, і тоді місце синьо-зелених водоростей як домінанти в біоценозах займають інші, більш холодолюбні водорості, зокрема діатомові.

Відмирання водоростевої біомаси зумовлює різке погіршення якості води, що наближається за своїми показниками до рівня води осмесозапробної, полісапробної і навіть гіперсапробної зони. Забруднення

водойм внаслідок розкладу великих мас водоростей характеризується як біологічне самозабруднення.

Період домінування синьо-зелених водоростей пов'язаний з пригніченням усіх інших компонентів фітопланктону внаслідок затемнення води, перехоплення біогенних елементів і впливу токсичних виділень на інші планктонні види.

Зоопланктон при «цвітінні» води пригнічений і дуже збіднений, бо живитися колоніями мікроцистиса зоопланктонти не можуть через їх великий розмір, крім того їх відлякують екзометаболіти. Риби уникають скупчень синьо-зелених водоростей з тих же причин. З представників аборигенної іхтіофауни ВЕС їх практично не споживає ні один вид, що дає змогу синьо-зеленим водоростям розмножуватись відповідно до їх величезного біотичного потенціалу.

2.3 Токсичне забруднення і його наслідки для водних екосистем

Одним з найбільш шкідливих проявів антропогенного впливу на водні екосистеми та гідросферу в цілому є хімічне забруднення, яке може призводити до отруєння водного середовища та його живого населення. Серед хімічних речовин, які надходять у водойми зі стічними водами (токсикогенним стоком) та атмосферними опадами, більша частина отруйна для гідробіонтів. Речовини, які проявляють таку дію, називають токсикантами, а сам процес надходження отруйних речовин у водні об'єкти – токсифікацією.

Токсичні речовини бувають природного походження і такі, що синтезовані людиною. Останні мають назву ксенобіотики.

Отруєна токсикантами вода із середовища життєзабезпечення перетворюється у середовище токсичне, тобто агресивне, вороже для нормального існування гідробіонтів. У такому середовищі перебіг біологічних процесів відбувається за новими закономірностями життя, розмноження і розвитку гідробіонтів. Істотно змінюються процеси формування і динаміка популяцій та структура гідробіоценозів.

Перелік ксенобіотиків, які надходять у наземні і водні екосистеми, з кожним роком зростає. За даними міжнародних природоохоронних організацій кількість синтезованих і виділених з природних джерел токсичних речовин вже перевищила 6 млн і продовжує зростати щорічно приблизно на 5 %. Деякі з них не тільки токсичні, але й впливають на спадковість водяних тварин, спричиняють виникнення пухлин (у риб) та народження вродливих особин.

2.3.1 Джерела токсичного забруднення

Стічні води промислових підприємств, як правило, містять цілий комплекс токсикантів різної хімічної природи. Основні джерела (виробництва) і токсичні компоненти стічних вод різних виробництв наведено нижче:

- чорна металургія (важкі метали, сполуки заліза, ціаніди, роданіди);
- кольорова металургія (мідь, цинк, свинець, олово, хром, молібден, ванадій та інші важкі метали);
- вугільна промисловість (високомінералізовані шахтні води);
- гірничорудна промисловість (важкі та кольорові метали);
- газова і коксохімічна промисловість (феноли);
- нафтова і нафтохімічна промисловість (нафта і нафтопродукти – газ, бензин, мазут, вуглеводні);
- атомна енергетика (важкі метали, радіонукліди);
- хімічна промисловість (луги, кислоти, солі, пестициди, детергенти, важкі метали, поверхнево-активні речовини, продукти органічного синтезу);
- військово-промисловий комплекс (важкі метали, радіонукліди, компоненти ракетного палива, нафтопродукти);
- водний транспорт (нафта і нафтопродукти);
- целюлозо-паперова промисловість (феноли, крезолі, ортокрезолі, меркаптани, лігнін);
- текстильна промисловість (барвники, детергенти);
- цукрова промисловість (сапоніни, хлорорганічні пестициди);
- сільське господарство (інсектициди, гербіциди, дефоліанти, фосфати, нітрати, сечовина, гній);
- міське комунальне господарство (фосфати, детергенти, органічні сполуки, солі, луги, кислоти);
- медична промисловість (антибіотики, фармацевтичні препарати, бактеріальне забруднення).

Вплив токсикантів на водні екосистеми має комплексний характер, а роль окремих компонентів не завжди можна виділити і оцінити.

Сільськогосподарський стік з полів містить, в основному, залишки пестицидів в поєднанні з мінеральними і органічними добривами. Протягом останніх десятиліть забруднення водних екосистем залишками пестицидів було однією з найгостріших проблем. Токсиканти надходили у водойми з сільськогосподарськими стоком після масових авіаобпилень полів, зі стічними водами підприємств, які переробляють цукрові буряки та підприємств, на яких вироблялись інсектициди.

Хімічні підприємства різних країн продовжують випускати багато нових хімічних засобів захисту рослин, які надходять в Україну. Проте їх застосування обмежене. Ці речовини підлягають попередньому вивченню з

точки зору токсичності для людини і довкілля. Створена спеціальна державна комісія, яка дає дозвіл на їх застосування після ретельної екологічної і токсикологічної оцінки.

У 50-80-ті рр. ХХ ст. у різних країнах світу широко застосовувались біоциди для боротьби з так званими шкідливими, або «смітними» гідробіонтами – личинками кровососних комах (інсектициди), кліщів (акарициди), водяних макрофітів (гербіциди), водоростями-збудниками «цвітіння» води (альгіциди), молюсками (молюскоциди), «смітними» рибами (іхтіоциди). Проте дослідження впливу біоцидів на гідробіонтів і водні екосистеми в цілому засвідчило, що вони мають багато небажаних побічних наслідків та істотно порушують екологічну рівновагу у водоймах, в зв'язку з чим їх застосування останнім часом обмежується або зовсім забороняється.

Крім забруднення антропогенного походження токсичність водного середовища може бути зумовлена метаболізмом самих гідробіонтів (природна токсичність). Так, під час масового розвитку синьо-зелених водоростей («цвітіння» води) у водне середовище надходить значна кількість токсичних метаболітів, що може призводити до загибелі зоопланктону та риб. Серед них найбільш небезпечні алкалоїди, які викликають тяжкі отруєння нервової системи у людей і тварин.

Деякі водорості виділяють у воду цілий комплекс токсичних речовин переважно пептидної природи, а також речовини, близькі за своєю дією до сакситоксинів динофітових водоростей. Серед морських представників токсичного фітопланктону найбільш відомі золотисті водорості, які спричиняють так звані «червоні припливи», а на Атлантичному узбережжі США стали звичайними «бурі припливи», пов'язані з масовим розвитком різних видів динофітових водоростей, здебільшого токсичних.

Тетрадотоксин, яким смертельно отруїлося чимало людей, утворюється в організмі багатьох видів риб, які належать до родини голкочеревних, або скалозубових. Цей токсин виробляється і у багатьох морських безхребетних.

Вивченням впливу токсичного забруднення на гідробіонтів, їх угруповання та екосистему в цілому займається водна токсикологія або екотоксикологія, яка є одним з напрямків антропогенної гідроекології.

2.3.2 Реакція гідробіонтів на токсичні впливи

На токсикантів гідробіонти реагують по-різному, в залежності від систематичного положення, філогенетичного рівня, віку, статі, функціонального стану, біомаси, чисельності популяції, спадкової схильності, вмісту кисню у воді та багатьох інших факторів. Реакція (відгук) гідробіонтів на вплив токсичних агентів – інтоксикація, або

токсичний ефект, виявляється по-різному на генному, хромосомному, клітинному, тканинному, організменому та надорганізменому рівнях.

Під токсичним ефектом розуміють патологічні зміни у функціонуванні організму під впливом токсикантів. Він залежить від хімічної природи отруйної речовини, її вмісту в навколишньому середовищі, особливостей метаболізму гідробіонтів конкретного виду, абіотичних факторів водного середовища (температури, вмісту у воді кисню, рН, жорсткості води тощо), а також від тривалості дії отрути.

Екотоксикологія концентрує увагу на ефектах надорганізмного (популяційного та біоценотичного) рівнів. Ефекти на субклітинному рівні є предметом спеціальних цитофізіологічних досліджень, а вивченням впливу токсикантів на глибинні процеси в хромосомах та генах займаються токсикогенетика та молекулярна біологія.

Токсичні ефекти на нижчих рівнях зазвичай нівелюються на більш високих рівнях організації живих систем і тому не завжди виявляються у видимих реакціях гідробіонтів, хоча вони можуть відігравати дуже суттєву роль у спадкових і відтворювальних процесах у більш віддалений період дії токсичних речовин.

У водяних рослин (мікро-, макроводоростей і макрофітів) найбільш показовою реакцією на токсичні впливи є зниження інтенсивності або повне припинення фотосинтезу. Речовини, які впливають таким чином, називаються інгібіторами фотосинтезу. До них, зокрема, належать важкі метали (особливо мідь і цинк), пестициди та інші хлорорганічні сполуки.

Під впливом інгібіторів фотосинтезу у водяних рослин можливі два типи реакцій:

а) пригнічення фотосинтезу і зростання інтенсивності дихання як прояв деструкційних процесів;

б) повне пригнічення як дихання, так і фотосинтезу, внаслідок чого рослина гине.

При цьому у водоймах виникають кисневі дефіцити і гинуть тварини.

Вищі водяні рослини проходять певні стадії відмирання: спочатку змінюється забарвлення листя, із зеленого на жовте, буре або коричневе, потім листя в'яне, втрачається тургор, а його маса поступово розкладається. Одноклітинні водорості зазнають лізису, а продукти їх розкладу розчиняються у воді.

Розрізнити живі клітини водоростей від мертвих і таких, що розкладаються, можна за допомогою спеціальних барвників або люмінесцентної мікроскопії: живі клітини світяться яскраво-червоним кольором, пошкоджені – малиновим, мертві – зеленим.

У тварин (безхребетних, риб, вищих водяних хребетних) гостре отруєння найчастіше закінчується смертю організмів, тоді як при хронічному отруєнні виникають різного роду порушення життєдіяльності. Токсикози (або «хімічна хвороба») вивчені досить повно лише у

теплокровних тварин, меншою мірою – у риб і майже зовсім не досліджені у безхребетних, тому у них вірогідними показниками отруєння можуть бути або аномалії поведінки, або навіть смерть. Важливим показником хронічного отруєння безхребетних є зниження плодючості ряду поколінь, що визначається при проведенні спеціальних довготривалих (хронічних) експериментів із застосуванням досить складних методів.

Важливе вирішальне значення в процесі інтоксикації гідробіонтів має концентрація токсикантів. Великі концентрації спричиняють гостру токсичність, яка призводить до загибелі гідробіонтів у короткий проміжок часу: години, хвилини і навіть секунди. Загибелі тварин, як правило, передують судороги (корчі), гальмування або короткочасне прискорення пересування у воді, зміна положення тіла (у риб – пересування «на боці», положення черевом догори), асфіксія, «хапання» повітря, вискакування з води. Іноді у тварин змінюється забарвлення тіла. У гіллястовусих ракоподібних, для яких характерним є партеногенетичне розмноження, можуть спостерігатись абортівання (викид) яєць та ембріонів, обертові рухи тіла навколо своєї осі.

Малі концентрації токсикантів на перших етапах дії можуть виявляти стимулюючий вплив на гідробіонтів: у водоростей і вищих водяних рослин посилюється фотосинтез, у безхребетних прискорюється рухливість, може навіть зростати плодючість, риби виявляють ознаки збудження. Але такі явища тимчасові і вони швидко змінюються патологічними ознаками. Інтоксикація, як правило, проходить через три стадії: стимуляція, депресія і загибель.

Концентрація токсиканту і час його впливу на організм пов'язані між собою простою залежністю (рівняння Хабера):

$$T = C \cdot t, \quad (2.1)$$

де T – токсичність,

C – концентрація,

t – час впливу токсиканта.

Як впливає з цього рівняння, малі концентрації за тривалий час зрештою впливають так само, як і великі за короткий час.

Риби і безхребетні тварини можуть тривалий час накопичувати отруту в своїх органах і тканинах. У риб токсичні речовини найбільше акумулюються в печінці, селезінці, жировій тканині, взагалі в ліпідах, в яких добре розчинні, зокрема, хлорорганічні пестициди (ДДТ, гексахлоран). У молюсків токсиканти накопичуються мантийною порожниною, в нозі (у двостулкових молюсків) та гепатопанкреасі. Деякі токсиканти акумулюються в м'язах.

Внаслідок накопичення токсикантів у риб виникає кумулятивний токсикоз. При різких перепадах температури води, дефіциті кисню, в перед

нерестовий період та під час нересту акумульована отрута може переходити в кров і спричиняти гостре отруєння. Наприклад, осетрові риби, які здійснюють далекі нерестові міграції і проходять крізь забруднені токсичними речовинами акваторії, гинуть майже відразу після початку виметування ікри. Хижі риби (судак, щука, жерех, окунь) можуть тривалий час накопичувати хлорорганічні пестициди, але гинуть вони у статевозрілому віці під час нересту, коли накопичена отрута потрапляє у кров і в головний мозок.

Риби та великі безхребетні, ослаблені внаслідок кумулятивного токсикозу, частіше стають жертвами хижаків, вражаються патогенними мікроорганізмами, а також меншою мірою здатні протидіяти екто- і ендопаразитам. У риб виникають токсикопаразитози, тобто мішані захворювання, в яких токсиканти і паразити ослаблюють хазяїна і призводять до його загибелі. При масових токсикопаразитозах рибному господарству завдаються значні збитки.

Кумулятивний токсикоз може виникати не тільки внаслідок прямого поглинання токсикантів з води. Однією з специфічних особливостей водних екосистем є те, що токсиканти передаються за трофічними ланцюгами: від водоростей і найпростіших, які засвоюють хімічні речовини з навколишнього середовища осмотичним шляхом, до гідробіонтів-альгофагів, від них – до мирних риб, які живляться планктоном, і далі до хижаків, які поїдають мирних риб. Саме хижаки (щука, окунь, судак, жерех), які завершують трофічні ланцюги водних екосистем, найбільш вразливі, оскільки вони виступають як кінцеві концентратори токсикантів у трофічних ланцюгах.

У проміжних трофічних ланках також відбувається накопичення токсикантів. Наприклад, дафнії та інші гіллястовусі рачки-фільтратори акумулюють хлорорганічні пестициди до концентрацій, які перевищують їх вміст у воді у тисячі і навіть мільйони разів. Як носії отрут вони небезпечні для організмів, які їх поїдають. В той же час, вилучаючи токсиканти з води, фільтратори виступають як агенти самоочищення водних мас. Отже, екологічна роль цього процесу подвійна: з одного боку, очищаються води, а з другого, – гинуть або вироджуються цінні промислові види риб.

Найнебезпечнішим в екологічному відношенні наслідком накопичення токсикантів у трофічних ланцюгах є підрип плодючості як безхребетних, так і риб, оскільки це веде до поступової деградації гідрофауни, падіння видового різноманіття та зменшення біологічної продуктивності водойм. Такі зміни характерні не тільки для планктонних безхребетних, а й для мешканців донних відкладів, де токсиканти накопичуються разом з осідаючими завислими частинками та відмерлими зоопланктонами. З мулу токсиканти потрапляють в організми донних безхребетних, а через них – до бентосоїдних риб. Кумуляція токсичних

речовин в бентосних організмах може бути значно вищою, ніж у планктонних, внаслідок чого такі бентосоїдні риби, як лящ, сазан, сом, лин, хворіють самі і стають небезпечними для споживання людиною.

Після вселення в водойми України рослиноїдних риб далекосхідного фауністичного комплексу (білий амур, білий і строкатий товстолоби) виникли нові трофічні ланцюги, через які токсиканти надходять в організм цих риб. Так, планктофаг білий товстолоб отримує їх через фітопланктон, а строкатий товстолоб – через зоопланктон. Через вищі водяні рослини токсиканти надходять в організм білого амура. В організм чорного амура токсиканти можуть надходити в значних кількостях через моллюсків-фільтраторів, які є їх основним кормом.

2.3.3 Гідротоксикометрія

При кількісній оцінці дії отрут на гідробіонтів основним є питання критерію токсичності, тобто, що приймати за одиницю вимірювання токсичності.

Вважається, що таким первинним критерієм є смертність (летальність). У токсикології йдеться про її використання як кількісного показника можливого зменшення природної популяції або лабораторної культури під впливом певних концентрацій хімічної речовини за визначений проміжок часу перебування у токсичному середовищі. Оскільки гідробіонти одного виду мають різну чутливість і стійкість до однієї і тієї ж речовини, їх загибель настає протягом різних проміжків часу. Статистично отримана концентрація, яка відповідає 50 % смертності піддослідних тварин, називається медіанною летальною концентрацією. Користуються також оберненим показником – виживаністю.

При спостереженнях за рослинними організмами критерієм токсичності найчастіше служить пригнічення або повне призупинення фотосинтезу.

Під чутливістю розуміють видову властивість реагувати на мінімальні концентрації токсиканта в навколишньому середовищі, під стійкістю (резистентністю) – здатність витримувати максимальні концентрації токсичних речовин, а під витривалістю (толерантністю) – діапазону коливань концентрації токсичних речовин, яку може витримувати гідробіонт. Для визначення цього діапазону (зони токсичної дії) вводяться такі поняття, як мінімальна смертельна (летальна) концентрація токсиканта і максимальна смертельна концентрація. Істотне значення має також поняття «летальний час».

При кількісній оцінці дії токсикантів на живі організми враховуються концентрація токсиканта та його доза. Під концентрацією токсиканта розуміють масу речовини, розчинену в певному об'ємі води, її зазвичай виражають у міліграмах на дециметр кубічний, а при дуже малих

значеннях – у мікрограмах (мкг) на дециметр кубічний. Доза – це маса токсиканта, яка припадає на одиницю маси (в міліграмах або мікрограмах на грам або у грамах на кілограм) тваринного або рослинного організму. Тому токсичність будь-якої речовини нероздільно пов'язана з індивідуальною біомасою організму, на який вона діє. Концентрація, нетоксична для великого організму, може бути смертельною для маленького.

Біомаса популяцій великих за розмірами водяних тварин може бути набагато більшою біомаси дрібних. Відповідно одна і та ж концентрація токсиканта має різне значення, скажімо, для певної популяції риб і планктонних рачків, якими вони живляться.

Саме концентрації токсикантів враховуються при розробці екологічних і водоохоронних нормативів, які регламентують скидання стічних вод і інших забруднювальних речовин у водні об'єкти.

Для токсикологічних досліджень використовують деякі види акваріумних риб з коротким життєвим циклом, зокрема гупі і золоту рибку.

При оцінці хімічного забруднення водного середовища широко застосовують різні хіміко-аналітичні методики (спектрофотометрію, паперову та газову хроматографію, мас-спектрометрію та багато інших). Всі ці методи хоч і дають змогу встановлювати фактичне значення концентрацій самих різноманітних речовин, але не дають відповіді на питання про токсичність забрудненої води та ступінь її небезпеки для гідробіонтів. Хімічні методи аналізу токсикантів досить складні і коштують дорого. У зв'язку з цим для регулярного контролю токсичності вод річок, озер, водосховищ, морів та інших водних об'єктів, забруднених різними токсикантами, вони рідко коли застосовуються.

Починаючи з 50-х рр. ХХ ст., у США і багатьох європейських країнах почали впроваджувати для контролю забруднень біологічні методи, в основу яких покладена реакція гідробіонтів на забруднення води. Такі методи отримали назву біотестування.

Біотестування – це процедура встановлення токсичності окремих хімічних речовин, поверхневих прісних, морських і солонуватих, підземних і стічних вод для гідробіонтів, яка ґрунтується на кількісних оцінках зміни життєво важливих функцій або виявленні смертельної (летальної) дії на гідробіонтів (тест-об'єкти або тест-культури). За технологією – це експеримент, який проводиться з дотриманням певних методичних вимог. Досліди, в яких проводиться визначення токсичності називають біотестами.

Експеримент включає серію повторень з різними розведеннями (концентраціями) досліджуваної речовини, а контроль – ті ж самі тест-організми в чистій (лабораторній) воді або в середовищі для культивування гідробіонтів.

Для визначення реакцій тваринних тест-об'єктів створена спеціальна апаратура, яка дає змогу реєструвати зміни в поведінці безхребетних і риб. З цією метою застосовуються телекамери, насадки до мікроскопів, які автоматично реєструють зміни у поведінці тест-об'єктів. За допомогою мікроелектродів знімаються показники біоелектричної активності серця дафній та риб.

Біотестування покладено в основу розробки систем аварійної сигналізації надходження токсичних речовин у водойми.

Для виявлення суто екологічних наслідків токсифікації водного середовища застосовується тестування безпосередньо у водоймах – екотестування. Значного поширення у світовій практиці набули так звані мікрокосми – штучні ємності, які вміщують у природні водойми, обмежуючи певні об'єми води, а також експериментальні ємності більшого об'єму – мезо- та макрокосми, які встановлюють навіть в океанічних водах.

Макрокосми – це досить складні інженерні споруди, які утримуються на плаву і витримують навіть великі хвилі. У таких ізольованих об'ємах води досліджують вплив антропогенних чинників на гідрохімічний режим та динаміку чисельності і біомаси гідробіонтів, застосовуючи звичайні гідробіологічні методи відбору та аналізу проб, зокрема кількісний облік фіто-, зоо- та бактеріопланктону. Це дає змогу виявити більш або менш чутливі до токсикантів види, простежити за перебудовою структури планктонних ценозів, первинною продукцією та іншими параметрами водної екосистеми.

2.3.4 Фактори, які впливають на токсичність хімічних речовин для гідробіонтів

Крім концентрації токсикантів і тривалості їх впливу на гідробіонтів кінцевий результат інтоксикації (загибель, порушення життєво важливих функцій), який досягається за певний період часу (або зовсім не виявляється), залежить від поєднаної дії токсичних речовин і природних фізико-хімічних факторів водного середовища, серед яких найбільше значення мають вміст кисню, рН, лужність, вміст карбон(IV) оксиду (діоксиду вуглецю), загальний вміст органічних речовин у воді, її жорсткість, солоність, температура та освітленість. Остання має особливе значення для водоростей і вищих водяних рослин.

На фоні кисневого дефіциту інтоксикація розвивається особливо гостро. Найбільш яскраво це виявляється щодо аеробних гідробіонтів. Тим часом донні тварини, добре пристосовані до умов анаеробіозу, більш токсикорезистентні. За несприятливих умов, у тому числі і токсичного середовища, такі організми переходять з тканинного дихання на гліколіз, це зменшує їх залежність від навколишнього середовища.

Температура води активує, а при її значному зростанні (понад 25 °С), навпаки, пригнічує ферментативну активність, пов'язану з забезпеченням біоенергетичних процесів в організмі риб і безхребетних. При температурі нижчій від 10 °С прояви токсичності значно менш виражені, ніж, наприклад, при 20 °С. У зимовий період, коли гідробіонти знаходяться в стані анабіозу, токсична дія хімічних речовин значно менш помітна. Навпаки, з підвищенням температури води за межі оптимальної спостерігається різкий стрибок прояву токсичності хімічних речовин. Цим пояснюється те, що при скиданні у водойми підігрітих вод теплових та атомних електростанцій навіть невеликі концентрації токсичних речовин стають гостротоксичними для багатьох гідробіонтів.

При кумулятивному токсикозі риб летальні випадки виникають за умов різкого перепаду температури води. Взагалі, різкі зміни екологічних факторів середовища сприяють посиленню інтоксикації.

Солоність води також істотно впливає на рівень токсичності, внаслідок чого параметри токсичності для морських і прісноводних гідробіонтів істотно відрізняються. Токсичність важких металів для водяних рослин (ряска, елодея) істотно залежить від рівня освітленості.

2.3.5 Фізіолого-біохімічні механізми дії токсикантів на водяні організми

Функціональні зміни, які виникають під впливом токсикантів, найбільш повно вивчені на рибах, оскільки їх фізіологія і біохімія розроблені значно краще, ніж у безхребетних. У дослідях на рибах можна застосовувати всі методичні підходи, якими користуються сучасні фізіологія, біохімія і токсикологія. Цей напрям токсикологічних досліджень названо іхтіотоксикологією.

У токсичному середовищі порушується обмін білків, жирів, вуглеводів, вітамінів, тобто практично всі метаболічні цикли.

Дія токсикантів позначається на функціонуванні практично всіх органів і систем організму. Але токсиканти можуть мати і специфічну спрямованість. Тому розрізняють отрути загальної дії і отрути специфічної спрямованості, які негативно впливають на окремі органи і системи організму.

Класифікацію токсичних речовин за характером дії на водяних тварин наведено нижче:

– локальна (неорганічні: хлор, калія манганат(VI) (перманганат калію K_2MnO_4), гідроген пероксид (перекис водню H_2O_2), кислоти, луги, солі важких металів, борна кислота; органічні: формальдегід, органічні кислоти, барвники, дубильні речовини, детергенти);

– нервово-паралітична (неорганічні: амоніак, солі амонію, карбон(IV) оксид (діоксид вуглецю), лужні і лужноземельні метали, фтор, фосфор;

органічні: нафта і нафтопродукти, феноли, смоли, алкалоїди, сапоніни, терпени, продукти переробки деревини, хлорорганічні і фосфорорганічні пестициди, інші гербіциди і альгіциди);

– гемолітична (неорганічні: амоніак і солі амонію, свинець, ціаніди; органічні: сапоніни, пестициди (діурон, пропанід), токсини синьо-зелених водоростей);

– протоплазматична (неорганічні: фтор, ціаніди; органічні: меркаптани, сечовина);

– ферментна (неорганічні: фосфор, фториди, ціаніди; органічні: органічні сполуки фосфору, інсектициди (хлорофос, метафос, карбофос та інші), меркаптани, деякі детергенти);

– наркотична (органічні: вуглеводневі сполуки, хлороформ, дихлороетан, алкоголь, ефіри, кетони, альдегіди, нітросполуки);

– комбінована (неорганічні: амоніак і солі амонію, ціаніди, фтор; органічні: органічні сполуки фосфору, формальдегід, сапоніни).

Вплив токсикантів на рибу найбільш повно проявляється при підвищеній температурі води. З пониженням температури риби і безхребетні переходять в стан, близький до анабіозу, і практично не проявляють ознак інтоксикації. Навпаки, якщо температура перевищує 25 °С, всі життєві процеси прискорюються, посилюється обмін речовин, а відповідно зростає і токсичність хімічних речовин, які надходять в організм.

При температурі вищій за 30 °С, що буває у водоймах-охладжувачах енергетичних об'єктів, токсичність забруднювальних речовин зростає багаторазово, наприклад, міді і кадмію – на три порядки. Значною мірою це пов'язане з активністю ферментів, оскільки більшість токсикантів виступають як ферментні отрути.

2.3.6 Реакція гідробіонтів на токсичну дію хімічних речовин

Після надходження у водні екосистеми токсичні речовини в першу чергу взаємодіють з планктонними організмами. В організмі ракоподібних-фільтраторів вони накопичуються в особливо великій кількості. Тому фільтратори виступають як перший буфер, який приймає основний токсичний прес на себе, зменшуючи тим самим негативний вплив на організми інших популяцій. Внаслідок цього вони першими випадають із складу планктону, що веде до зміни домінантних видів у ньому. Зниження інтенсивності споживання планктонних водоростей зоопланктоном призводить до їх більш інтенсивного розвитку, аж до виникнення «цвітіння» води. Організми зоопланктону взагалі більш чутливі до дії багатьох токсикантів, ніж водорості, тому первинна продукція в умовах невисокого токсичного забруднення може навіть зростати через зниження

пресу зоопланктону на фітопланктон. Одночасно з цим зростає і розклад (деструкція) фітопланктону, що прискорює самозабруднення водойм.

Токсиканти у водних екосистемах розподіляються між компонентами планктону нерівномірно, і це призводить до корінної перебудови структури планктонних співгруповань. Як правило, такі перебудови здійснюються в три етапи. На першому – істотно коливаються показники чисельності і біомаси планктонних популяцій, що характеризується як етап «розкачування» системи. На другому – відбувається зміна домінантних форм, яка проявляється в тому, що види-домінанти і субдомінанти переходять на другий план або зовсім зникають, а домінантами стають види, які раніше були другорядними. Такі зміни найчастіше мають стрибкоподібний характер і виявляються при досягненні певних критичних значень концентрації токсиканта. Третій етап характеризується повною зміною структури гідробіоценозів: зникає домінування окремих планктонних видів, чисельність і біомаса яких весь час змінюється при загальній тенденції до падіння.

У випадках тривалого впливу токсикантів може повністю зникати фітопланктон, внаслідок чого призупиняється фотосинтез, порушуються трофічні ланцюги, і екосистема відмирає. При перевантаженні водної екосистеми токсичними речовинами, які пригнічують її енергетичний потенціал та порушують екологічні зв'язки, на певному етапі починаються «коливальні» процеси, слідом за якими настає корінна перебудова екосистеми, це призводить до дезорганізації її структури, а в подальшому – до її повної загибелі.

У донних відкладах такі процеси виражені менш чітко, незважаючи на те, що токсиканти до них надходять у складі завислих частинок та відмерлого планктону. Донний мул інтенсивно адсорбує токсиканти, тут вони зв'язуються у складні нетоксичні сполуки (наприклад, комплексні сполуки важких металів). У зв'язку з цим прямий вплив токсикантів на бентонт можна і не виявити. Нестійкі органічні токсиканти руйнуються мікроорганізмами донних відкладів і частково засвоюються мікро- і мезобентосними організмами, які живляться мулом (нематоди, олігохети, личинки хірономід). Акумуляція токсикантів з донних відкладів здійснюється за трофічними ланцюгами: мулдонні мікроорганізми – бентосні безхребетні – риби-бентофаги (лящ, сазан, лин, сом та інші). Такі риби хворіють, а споживання їх м'яса небезпечно для людини. При тривалому накопиченні токсикантів мул стає токсичним, але виявити це можна лише при біотестуванні водних витяжок мулу.

Описаний хід токсикогенних сукцесій характерний для водойм відносно невеликих розмірів, які отруєні токсикантами невеликих концентрацій, що не викликають відразу масової загибелі гідробіонтів. У річках спостерігається розведення токсикантів і знесення їх у пониззя або у водосховища, де вони осідають у складі завислих частинок.

Катастрофічні скиди стічних вод, аварії на очисних спорудах, залпові викиди забруднювальних речовин та інші надзвичайні ситуації, які призводять до надходження у водойми значної маси токсикантів (серед яких багато особливо отруйних), супроводжуються масовою загибеллю (замором) риб та безхребетних. Такі явища часто пов'язані з поєднанням дії токсикантів та кисневого дефіциту.

2.3.7 Біологічна індикація та моніторинг токсичних забруднень водних екосистем

Зміни, які відбуваються під впливом токсичних речовин, відбиваються на видовому різноманітті та структурі гідробіоценозів. Лише в умовах критичних ситуацій життя водойм призупиняється повністю, і тільки на короткий період. Виживають і процвітають види, найбільш пристосовані до нових умов середовища. Така пристосованість виникає внаслідок більш-менш швидких адаптацій, до яких найбільше здатні види з коротким життєвим циклом і швидкою зміною поколінь. У нових умовах протікають процеси природного добору, виникають мутантні раси. Найлегше адаптуються водорості та бактерії, у яких відсутній диференційований обмін речовин. Здатність до адаптації в умовах токсичного середовища тим нижча, чим вища організація виду. Тому від токсичних забруднень найбільше потерпають популяції вищих ракоподібних і риб, які займають вершину трофічної піраміди.

Серед токсикантів переважають ксенобіотики – речовини, створені людиною, які ніколи в природі не існували. За короткий час, що минув з початку застосування таких речовин, популяції, які пристосувалися до життя в отруєному середовищі, не сформувалися. Серед гідробіонтів є лише поодинокі види з підвищеною стійкістю до токсичних речовин, але типових індикаторів токсичного забруднення немає. З цієї причини у водній токсикології не створена система, яка б давала змогу оцінювати рівень токсичного забруднення вод подібно до оцінки рівня сапробності за видовим складом флори і фауни.

Великого значення у контролі токсичності забруднених вод набуває комбінований спосіб, який базується на аналітичному визначенні вмісту окремих токсикантів в органах і тканинах видів-концентраторів.

Здатність до накопичення токсичних речовин характерна для багатьох гідробіонтів. Зокрема, вона притаманна макро- і мікрководоростям, форамініферам, губкам, кишковопорожнинним, ракоподібним, молюскам. Останні найбільше показові, бо накопичують важкі метали і мікроелементи в рідині мантийної порожнини та черепашці (двостулкові молюски). Виходячи з цих властивостей молюсків, для контролю токсичного забруднення морських вод застосовується метод, який базується на систематичному визначенні вмісту важких металів,

мікроелементів і рідкоземельних елементів в органах і тканинах мідій («мідієвий дозір»). Вищі водяні рослини (очерет, рогіз) накопичують органічні токсиканти, зокрема пестициди, в кореневищах. Токсичні речовини можуть накопичуватися і у рибах, в основному в гепатопанкреасі, селезінці, кістках, лусці.

Організми-концентратори, які використовуються як індикатори токсичного забруднення водних екосистем, отримали назву моніторів, а їх накопичувальна здатність кількісно характеризується коефіцієнтом накопичення КН – відношенням аналітично визначених речовин в досліджуваних гідробіонтах до їх вмісту у воді.

Ступінь накопичення токсикантів у донних організмах визначається за його відношенням до вмісту токсикантів у донних відкладах (коефіцієнт донної біологічної акумуляції – КДБА). Для оцінки співвідношення концентрацій в донних відкладах і у воді використовується коефіцієнт донної акумуляції (КДА). Три вказаних коефіцієнти – КН, КДА і КДБА – в достатній мірі характеризують рівень токсичного забруднення водної екосистеми в цілому. Причому ці коефіцієнти відображають не випадкову (одноразову) картину, а характеризують тривалу хронічну токсифікацію водного об'єкта.

2.4 Радіонуклідне забруднення та його вплив на гідробіонтів водних екосистем

У Міжнародній системі одиниць (СІ) одиницею радіоактивності є Бекерель (Бк): 1 Бк = 1 розпад/с. Для вимірювання радіоактивності інколи використовують позасистемну одиницю Кюрі (Ки).

Кількість енергії, поглинутої одиницею маси опроміненої речовини, прийнято називати поглинутою дозою. Одиницею поглинутої дози є Грей (Гр): 1 Гр = 1 Дж/кг.

Час, протягом якого радіоактивність елемента зменшується вдвічі, називається періодом напіврозпаду T . Період $T^{1/2}$ може тривати від мікросекунди до багатьох мільярдів років.

2.4.1 Природна радіоактивність водних об'єктів

Протягом еволюції біосфери на життєві процеси постійно діють іонізуючі випромінювання. Гідробіонти також зазнають дії іонізуючих випромінювань. Основну частину опромінення вони отримують від природних джерел радіації, до яких належать космічне випромінювання і природні радіоактивні ізотопи, або радіонукліди, які містяться в земній корі, атмосфері, гідросфері та біоті.

Внаслідок природних процесів вилуговування, вивітрювання і ерозії гірських порід, а також діяльності людини у біосфері відбувається безперервна міграція природних радіонуклідів. Видобуток і переробка десятків мільярдів тонн різних гірських порід призводить до викиду у біосферу практично всіх відомих природних радіонуклідів. Найвищі рівні радіоактивності у компонентах біосфери відзначаються в районах розташування уранових підприємств і родовищ радіоактивних руд, так званих уранових і торієвих провінцій. Істотним джерелом надходження у біосферу природних радіонуклідів є природне органічне паливо, що використовується транспортом, енергетичними установками і тепловими електростанціями. Застосування мінеральних добрив у сільському господарстві супроводжується накопиченням природних радіонуклідів в орних ґрунтах, рослинах і водоймах.

Природний радіаційний фон зумовлюється природними радіонуклідами, які поділяються на дві групи. Перша група – радіонукліди, які безперервно утворюються при взаємодії космічного випромінювання з ядрами атомів атмосфери і земної кори. Друга – радіонукліди і продукти їх розпаду, які містяться в земній корі та гідросфері. Серед останніх основний внесок у дозове навантаження формується радіонуклідами калія, рубідія, урана та торія.

Високим вмістом радону відзначається вода артезіанських колодязів, питома радіоактивність якої може досягати 105 Бк/дм³. За оцінками Наукового комітету з вивчення дії атомної радіації ООН серед населення Землі незначна кількість (менше 1 %) мешканців споживають воду з питомою радіоактивністю понад 103 Бк/дм³ і значно більше – до 10 % п'ють воду з концентрацією радону, що перевищує 102 Бк/дм³. Значною мірою радон випаровується при кип'ятінні води. Отже, в організм людини радон надходить переважно з некип'яченою водою, але і в цьому випадку швидко виводиться з організму. У мікрокількостях радій міститься у природних водах повсюдно.

Радіоактивні води, які відзначаються високим вмістом природних радіоактивних елементів радію та радону (радієві, радонові тощо), знайшли широке застосування в лікувальній практиці.

Концентрація радіонуклідів у річковій воді залежить від кліматичних умов, гідрохімічного складу води, типу гірських порід, крізь які протікають річки. Найвищою є радіоактивність вод уранових і торієвих родовищ, а також мінеральних джерел.

Високі концентрації природних радіонуклідів характерні також для ґрунтових вод. Води гірських річок збагачуються мінеральними речовинами та радіонуклідами.

Отже, природна радіоактивність вод перебуває у прямій залежності від мінералізації та радіоактивності порід, які вони омивають.

Концентрація природних радіонуклідів урана, торія, радія, свинця та полонія у морській біоті у багато разів більша, ніж у воді. В окремих гідробіонтах коефіцієнти накопичення (КН) природних радіонуклідів перевищують 1000.

2.4.2 Радіаційне опромінення гідробіонтів природними джерелами іонізуючої радіації

Протягом усього життя гідробіонти зазнають зовнішнього і внутрішнього природного опромінення. Доза зовнішнього опромінення організму від природних джерел іонізуючої радіації визначається інтенсивністю космічного випромінювання, а також випромінювання природних радіонуклідів, які містяться у воді, ґрунті та в інших організмах. Тому потужність дози зовнішнього опромінення значною мірою залежить від особливостей біотопу, в якому перебуває гідробіонт. Так, доза опромінення нейстону, який тримається біля поверхні води, переважно формується за рахунок космічного випромінювання. Представники бентосу опромінюються радіонуклідами, які розчинені у воді і містяться в донних відкладах. Біля дна риби отримують значно більшу дозу зовнішнього опромінення, ніж у товщі води.

Нерівномірність внутрішнього опромінення організмів зумовлена особливостями накопичення радіонуклідів у різних тканинах і органах. Доза внутрішнього опромінення риб, в основному, визначається енергією розпаду калія та полонія, які містяться у тканинах. Особливо високим рівнем накопичення калія відзначаються м'язи і кістки.

2.4.3 Забруднення водних екосистем штучними радіонуклідами

Починаючи з 40-х р. ХХ ст., внаслідок випробування і застосування у військових цілях ядерної зброї, розвитку атомної енергетики, широкого використання джерел іонізуючого випромінювання у медицині, техніці та інших сферах діяльності людини почало прогресувати забруднення довкілля, в тому числі гідросфери, штучними радіонуклідами.

В Україні експлуатувалися п'ять атомних електростанцій. Атомні електростанції використовують в якості джерел водопостачання: Запорізька – Каховське водосховище, Рівненська – р. Стир (притока Прип'яті), Хмельницька – р. Горинь (притока Прип'яті), Чорнобильська (зупинена в 2000 р.) – р. Прип'ять, Південноукраїнська – р. Південний Буг.

Розвинута атомна енергетика і в країнах басейну р. Дунай: у Болгарії, Угорщині, ФРН. Це загострює радіоекологічні проблеми нижньої ділянки цієї ріки в межах України.

За нормальних умов експлуатації на атомних електростанціях здійснюються заходи, які забезпечують досить ефективне утримування

радіонуклідів у технологічних системах. Надходження радіонуклідів у природне середовище зводиться до припустимого рівня досить жорсткими діючими нормативами. Незважаючи на те, що радіоактивні викиди і скиди АЕС порівняно мало змінюють природний радіаційний фон, проблема накопичення штучних радіонуклідів у біосфері є дуже важливою. У складі викидів та скидів АЕС містяться продукти поділу ядерного палива.

Особливу небезпеку для біосфери становлять трансуранові елементи, які утворюються з ядерного палива, зокрема радіонукліди нептунію, плутонію та америцію. Трансуранові елементи відзначаються високою токсичністю і тривалим періодом напіврозпаду – до тисяч і десятків тисяч років. Надходження трансуранових елементів становить тривало діючу небезпеку. При цьому дози опромінення діють не тільки протягом життя одного покоління, а й розтягуються на десятки тисяч років і стають фактором впливу на подальші численні покоління. Багаторазово поступаючись за абсолютною масою всім до цього відомим ксенобіотикам та за силою дії на біосистеми штучні радіонукліди увійшли до числа найбільш небезпечних речовин.

Отже, природні та штучні радіонукліди в певній концентрації є у всіх компонентах водних екосистем. Всі рослинні і тваринні організми, які населяють водойми, накопичують природні і штучні радіонукліди.

2.4.4 Забруднення водних об'єктів у Чорнобильській радіонуклідній аномалії

У різних країнах світу з самого початку оволодіння ядерними технологіями відбувались ядерні аварії, які призводили до забруднення радіонуклідами природного середовища. Одна з таких аварій сталася у 1957 р. на виробничому об'єднанні «Маяк» поблизу селища Киштим на Уралі внаслідок вибуху ємності, яка містила радіоактивні відходи.

Велика екологічна катастрофа сталася у 1967 р. на озері Карачай на Уралі, яке використовувалось як відкрите сховище радіоактивних відходів. Цей рік відзначався надзвичайно посушливим літом, внаслідок чого озеро дуже обміліло. Дрібний пісок і мул, забруднені радіонуклідами, піднімалися вітром з його берегів і переносились на значні відстані, формуючи плямисті забруднення території. Вітровий перенос радіонуклідів з берегів озера Карачай досяг $72 \cdot 10^{12}$ Бк.

Супроводжувались викидами радіонуклідів у зовнішнє природне середовище аварії в Англії, США та інших країнах світу. Але найбільша за всю історію людства ядерна аварія сталася 26 квітня 1986 р. на Чорнобильській АЕС. Внаслідок аварії зруйнувалась активна зона реактора і в навколишнє середовище було викинуто $1,95 \cdot 10^{18}$ Бк радіоактивних речовин, у тому числі довгоіснуючих. Землі українського і білоруського Полісся з буйними лісами і родючими угіддями перетворились на

техногенну радіонуклідну аномалію. 30-кілометрова зона навколо Чорнобильської АЕС була оголошена територією з обов'язковим відселенням населення. Нижня ділянка р. Прип'яті і верхня частина Київського водосховища були включені в зону відчуження. Дніпро, його притоки та водосховища стали основними шляхами переносу радіонуклідів із забруднених територій у Чорне море.

Особливо інтенсивним було забруднення наземних і водних екосистем 30-кілометрової зони ЧАЕС, куди увійшли також нижня течія Прип'яті і верхня частина Київського водосховища.

Аварія на ЧАЕС призвела до різкого погіршення радіоекологічної ситуації в басейні Дніпра. Характер радіоактивних викидів із зруйнованого реактора визначав як загальну радіоактивність, так і радіонуклідний склад води на різних етапах після чорнобильського вибуху. Рівень загальної радіоактивності води спочатку визначався в основному вмістом йоду. Протягом першого місяця після аварії його внесок у загальну радіоактивність становив 80-90 %. Потім рівень загальної радіоактивності визначався такими радіонуклідами, як стронцій-89, барій-140, рутеній-103, цезій-141 та 144, цирконій-98 та у меншій мірі – цезій-134 і 137.

Поступово короткоіснуючі радіонукліди перестали відігравати домінуючу роль у загальній радіоактивності води, і вже з другої половини червня 1986 р. найбільшу небезпеку становили такі довгоіснуючі радіонукліди, як стронцій-90, цезій-137, плутоній-238, -239, -240 та америцій-241. Плутоній, який знаходився у великодисперсній погано розчинній фракції паливної матриці, випав, в основному, у 30-кілометровій зоні.

Надходження радіонуклідів у річки, озера та водосховища Дніпра у післяаварійний період відбувалось внаслідок танення снігів та випадання осадів, які змивали радіонукліди із водозбірних площ верхнього Дніпра, рік Прип'яті, Брагинки, Десни та інших приток. Надходячи у водойми, радіонукліди розподілялися між абіотичними (вода, донні відкладення, завислі частинки) та біотичними компонентами, до яких належать гідробіоти різних трофічних рівнів. У післяаварійний період найбільш швидко звільнилися від радіонуклідного забруднення притоки Дніпра з досить високою швидкістю течії. У непроточних озерах радіонукліди більш інтенсивно накопичувались у донних відкладах, а їх кругообіг відбувався тільки в межах внутрішньоводоймних процесів: вода-донні відклади-біота.

У дніпровських водосховищах відбуваються більш складні процеси, пов'язані як з внутрішньоводоймною міграцією радіонуклідів (між донними відкладами, водою та гідробіонтами), так і з виносом течією води. Особливо інтенсивно ці процеси протікають під час великих весняних повеней, коли змулюються донні відклади, а з ними підіймаються у воду і

радіонукліди. Водосховища дніпровського каскаду є своєрідними буферними накопичувачами радіонуклідів.

В умовах безаварійної роботи Чорнобильська АЕС істотно не впливала на вміст радіонуклідів у водоймі-охолоджувачі, р. Прип'яті та Київському водосховищі.

З часом почала проявлятися тенденція до зниження радіонуклідного забруднення води. Зниження відбувалось внаслідок розпаду короткоіснуючих радіонуклідів, а також поглинання довгоіснуючих радіонуклідів донними відкладами. Проте, в окремі періоди внаслідок змиву радіонуклідів з прилеглих територій, процесів скаламучування та десорбції з донних відкладів вміст радіонуклідів у воді підвищувався.

У післяаварійні роки найбільш суттєвим шляхом виносу радіонуклідів із зони відчуження ЧАЕС у віддалені райони став перенос з поверхневими водами. Радіонукліди, які виносились і продовжують виноситись з великих водозбірних територій Прип'яті та басейну верхнього Дніпра, надходять у каскад дніпровських водосховищ. У 90-ті рр. вклад територій зони відчуження у формування річного поверхневого стоку радіонуклідів і забруднення Київського водосховища становив близько 15 % для цезію-137 і близько 50 % – для стронцію-90. Кількість радіонуклідів, які надходять із забруднених територій змінюється і залежить від водності року, формування дощових повеней і особливостей сніготанення на площах водозбору.

2.4.5 Форми радіонуклідів у природних водах

Спрямованість та інтенсивність розподілу і міграції природних і штучних радіонуклідів у водоймах визначаються, з одного боку, їх фізико-хімічним станом, а з другого – фізико-хімічними властивостями води, донних відкладів і речовин, що в них містяться. У природних водах концентрація радіонуклідів досить низька, вони перебувають у різних станах: іонно-дисперсному, молекулярному, справжньому колоїдному і псевдоколоїдному (адсорбція на колоїдних домішках).

У природних водах у розчиненому стані завжди існують найрізноманітніші органічні речовини біогенного та абіогенного характеру, з якими радіонукліди утворюють розчинні комплекси. За ступенем рухливості в екосистемах сполуки радіонуклідів поділяють на водорозчинні, обмінні, кислото-розчинні та фіксовані. Найбільш рухливі у процесах розподілу і міграції водорозчинні і обмінні, менш рухливі – кислото-розчинні форми радіонуклідів. До групи фіксованих форм належать ті сполуки радіонуклідів, які залишаються в нерозчинному стані після обробки шестинормальним розчином соляної кислоти. Різні фізико-хімічні форми радіонуклідів у водних екосистемах постійно перебувають у стані рухливої рівноваги, внаслідок чого іони з малорухливого стану здатні

переходити у рухливий і навпаки. Малорозчинні гумінові кислоти, гумати і гідроксиди збільшують міцність зв'язку радіонуклідів із завислими формами та донними відкладами. Наявність фульвокислот, низькомолекулярних кислот і метаболітів гідробіонтів підвищує рухливість радіонуклідів і утворення розчинних комплексних сполук.

Одним з показників, що відрізняють Чорнобильську аварію від інших аварій та ядерних вибухів, був викид з реактора високорадіоактивних подрібнених «гарячих» частинок. Основна маса чорнобильських радіонуклідів належить до однієї з двох форм: до дрібнодисперсних продуктів поділу опроміненого палива і продуктів конденсації легколетких радіонуклідів. Забруднення 30-кілометрової зони навколо АЕС формувалось переважно високорадіоактивними частинками опроміненого палива, так званими «гарячими» частинками, в той час як у північно-східному і північно-західному напрямках забруднення значною мірою представлені продуктами конденсації.

Плутоній, який випав у ближній 10-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС, перебуває у великодисперсній погано розчинній фракції частинок ядерного палива, а в дальній зоні – в основному, входить до складу дрібнодисперсних фракцій, які відрізняються більш високою розчинністю.

На трансформацію фізико-хімічних форм радіонуклідів та їх міграцію у водних екосистемах значний вплив справляють гідробіонти. Так, риучі форми безхребетних, ковтаючи мул і продукуючи фекалії на розділі фаз донні відклади – водна товща, змінюють просторову мікроструктуру, хімічний і гранулометричний склад донних відкладів, сприяють більш інтенсивному і глибшому проникненню радіонуклідів у донні відклади. Біотичний транспорт відкладів з глибини 5-15 см на поверхню ґрунту, як і скаламучування, переводить частинки донних відкладів у завислий стан, що сприяє виносу задепонованих у мулах радіонуклідів і переводу їх у розчинний стан у водній товщі. Пропускаючи частинки детриту крізь кішківник, безхребетні і риби переводять важко розчинні і задепоновані сполуки радіонуклідів у розчинні і легкодоступні форми і підвищують їх вміст у воді.

Отже, фізико-хімічний стан радіонуклідів визначає їх міграційні властивості і біологічну доступність. Радіонукліди, які перебувають у розчиненому стані, легко проникають у клітини і тканини як рослинних, так і тваринних водяних організмів. Зв'язані форми радіонуклідів, як, наприклад, у «гарячих» частинках, для рослин є джерелом тільки зовнішнього опромінення. Потрапивши в організм безхребетних або риб, «гарячі» частинки призводять до потужного внутрішнього опромінення. В умовах травної системи тварин відбувається деструкція «гарячих» частинок, радіонукліди переходять у розчинний стан і включаються у клітини і тканини організмів.

2.4.6 Розподіл та міграція радіонуклідів у водних екосистемах

Потрапивши у водойми, радіонукліди відразу ж включаються у процеси розподілу та міграції за абіотичними (вода, донні відклади, зависі) і біотичними (гідробіонти різних трофічних рівнів) компонентами. Під міграцією радіонуклідів розуміють їх переміщення під впливом гідрологічних, фізико-хімічних і біологічних процесів. Розподіл радіонуклідів за компонентами водних екосистем є наслідком цієї міграції.

В умовах природних водних екосистем радіонукліди постійно перебувають у стані динамічної фізико-хімічної рівноваги. Шляхи, форми і межі міграції радіонуклідів у ВЕС визначаються фізико-хімічними властивостями радіонуклідів і їх сполук, загальною масою, проточністю і властивостями води, донних відкладів і гідробіонтів, а також залежать від кліматичних умов і пори року. Кількісна і просторова міграція радіонуклідів визначається, в основному, здатністю розчинятись у воді, утворювати колоїди і псевдоколоїди, адсорбуватись на частинках теригенного та біогенного характеру. Радій у воді знаходиться в іонній формі і у вигляді псевдоколоїдів. Солі радію – нітрат і хлорид – добре розчинні у воді. Уран і торій утворюють важкорозчинні гідроксида, а радій у воді не гідролізується.

Річки є основним шляхом транспортування радіонуклідів. Із збільшенням водності річки зростає і винос радіонуклідів (рис. 2.2).

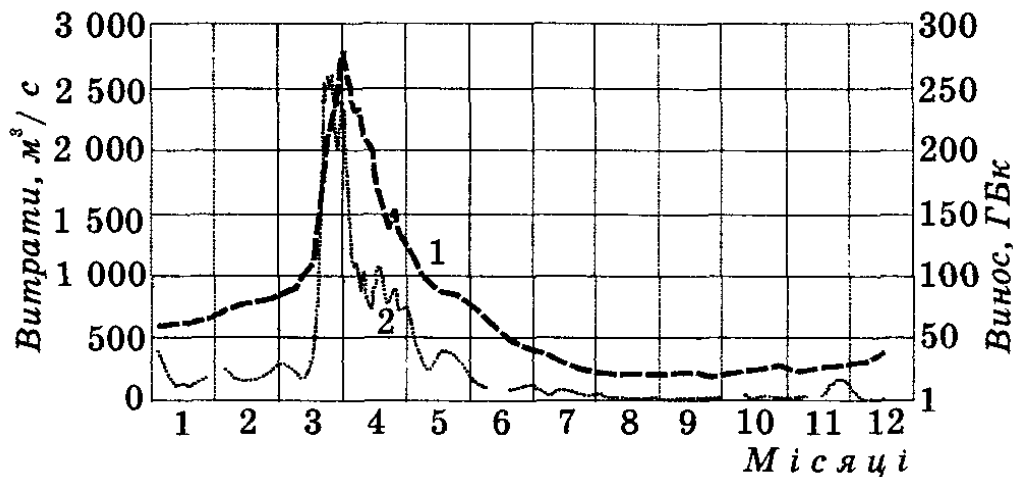


Рис. 2.2 – Динаміка витрат води і добового виносу ^{90}Sr , р. Прип'ять – м. Чорнобиль, 1999 р.:
1 – витрата води, 2 – винос ^{90}Sr

У розподілі та накопиченні радіонуклідів значну роль відіграють донні відклади. Їх накопичувальна здатність залежить від фізико-хімічних властивостей відкладів, ступеня замуленості, окисно-відновних умов, рН і

заселення бентосними організмами. Особливо високою здатністю накопичувати радіонукліди відзначаються глина та мул.

Донні відклади є основним «депо» для радіонуклідів цезію і малорозчинних форм інших радіонуклідів. На ділянках впадіння рік у водосховище, при збільшенні глибини, відбувається інтенсивне осадження завислих частинок, з якими на дно і потрапляють радіонукліди. Із загальної кількості радіонуклідів, які містяться у певній водній екосистемі, на гідробіонтів припадає незначна частина. Проте гідробіонти виконують важливу роль у трансформації форм радіонуклідів, їх міграції за трофічними ланцюгами, що ведуть до людини. Молюски у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС за добу профільтровують більше 6 % об'єму води, яка міститься у водоймі. За рік крізь фільтраційний апарат молюсків проходить понад 20 об'ємів водної маси водойми-охолоджувача. У процесі фільтрації води молюски трансформують сполуки радіонуклідів, змінюють їх розчинність і, осаджуючи радіонукліди у складі псевдофекалій на дно, виводять їх з інтенсивного кругообігу.

Деякі гідробіонти у процесі розвитку накопичують у твердих тканинах кальцій і його радіоактивні аналоги. Так, переважне накопичення кальцію у черепашках молюсків супроводжується підвищенням концентрації стронцію-90. Існує і зворотна залежність між вмістом у воді біологічно доступних хімічних елементів і накопиченням радіонуклідів-аналогів у організмах рослин і тварин. Перехід з нижчих трофічних рівнів у вищі визначає біогенну міграцію радіонуклідів.

Розподіл радіонуклідів у водних екосистемах значною мірою визначається особливостями їх абіотичних і біотичних компонентів. Навіть порівняно близько розташовані водойми можуть істотно відрізнитися за морфометрією, гідрологічними особливостями, типом донних відкладів, інтенсивністю водообміну і хімічним складом води. До того ж видовий і кількісний склад, а також фізіологічний стан гідробіонтів та їх угруповань змінюється протягом вегетаційного періоду і з роками.

Для оцінки вмісту і розподілу радіонуклідів у ВЕС А. Л. Агре та В. І. Корогодіним введено поняття фактора радіоємності водойми:

$$F = K \cdot h (H + K \cdot h)^{-1}, \quad (2.2)$$

де F – частка радіонуклідів, акумульованих донними відкладами;

K – коефіцієнт накопичення радіонуклідів ґрунтом;

h – товщина сорбуючого шару ґрунту, м;

H – середня глибина водойми, м.

Цей фактор широко застосовується для оцінки вмісту і розподілу радіонуклідів у водних екосистемах.

Стосовно радіонуклідних і хімічних забруднювачів водного середовища Г.Г. Полікарпов і В.М. Єгоров запропонували поняття

радіоекологічної ємності як суми потоків самоочищення внаслідок біологічних процесів, які протікають в екосистемі на біоценотичному рівні. Д.М. Гродзинський під радіонуклідною ємністю екосистеми розуміє рівень навантаження радіонуклідами, при якому вона втрачає свою стійкість внаслідок радіаційного ураження. Встановлення запасів радіонуклідів у водній екосистемі в цілому або в її окремих компонентах не може дати прямої відповіді на питання, в якій мірі вичерпана її радіоекологічна ємність. Підставою для відповіді може бути лише реакція гідробіонтів на дозові навантаження, ступінь порушень у біосистемах на різних рівнях організації, які свідчать про втрату стійкості у функціонуванні водних екосистем.

2.4.7 Накопичення радіонуклідів в організмах гідробіонтів

Накопичення і виведення радіонуклідів з організму гідробіонтів регулюється процесами їх життєдіяльності. Основний шлях включення радіонуклідів у тваринні організми – трофічний. Істотне значення у накопиченні радіонуклідів має також сорбція з водного середовища, що найбільш характерне для покривних тканин. При зниженні вмісту радіонуклідів у воді і продуцентах зменшуються рівні їх накопичення і в консументах. Відмирання старих особин з високим вмістом радіонуклідів і поява молодих особин у водному середовищі з більш низькими їх концентраціями зумовлюють зниження кількості радіонуклідів у організмах наступних поколінь.

Вміст радіонуклідів в організмах гідробіонтів, особливо риб, є одним з найважливіших показників радіоекологічної ситуації в водній екосистемі. На прикладі екосистеми водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС можна скласти уявлення про накопичення радіонуклідів в організмах гідробіонтів різних трофічних рівнів.

Гідробіонти здатні накопичувати практично всі розчинені у воді радіонукліди. Досить інтенсивно накопичують радіонукліди бентосні організми, зокрема молюски. Причому у м'язах хижих риб (судак, щука) вміст цезію-137 у 3-6 разів перевищує його вміст у рослиноїдних товстолобів білого і строкатого.

Накопичення і нерівномірність розподілу радіонуклідів в організмах має важливе радіобіологічне значення. Так, мікроскупчення урану спричиняють локальні і тривалі іонізуючі опромінення і токсичну дію на гідробіонтів.

Потужність дози опромінення у місцях локалізації мікроскупчень урану у тисячі-десятки тисяч разів перевищує потужність дози при його рівномірному розподілі.

Особливості живлення мирних та хижих видів риб визначають відмінності накопичення радіонуклідів у їх організмах. У 1986 р. серед риб

водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС найвищим вмістом радіонуклідів відзначались планктофаги (товстолоб), бентофаги (плоскирка і карась), а також риби зі мішаним типом живлення (сом). Майже через рік у хижих видів риб – жереха, окуня, судака і шуки підвищився вміст радіонуклідів цезію, в той час як у мирних риб вміст цього радіонукліду знизився.

Якщо прийняти вміст цезію-137 у м'язах верховодки за одиницю, то за відносним вмістом цього радіонукліду у 1988 р. різні види риб можна розташувати у такий ряд: плітка (1,2) → бичок (2,0) → лящ (2,0) → короп (2,0) → плоскирка (2,7) → товстолоб (2,8) → карась (3,3) → синець (3,7) → сом (6,8) → щука (7,1) → жерех (8,7) → судак (9,7) → окунь (10,5).

Отже, вміст цезію-137 у хижих видів риб у 3-10 разів перевищував вміст цього радіонукліду у мирних видів.

Риби є продуктом харчування людей і разом з водою складають основні шляхи транспорту радіонуклідів від водної екосистеми до організму людини. Тому накопичення радіонуклідів у організмі риб має особливе значення і має бути під постійним радіаційногігієнічним контролем.

Протягом року вміст радіонуклідів в організмах риб змінюється. Максимальний рівень припадає на весняний період, це пов'язано зі зливом радіонуклідів весняними повеневими водами з водозбірної площі та більш інтенсивним обміном речовин у риб у зв'язку з підвищенням температури води.

2.4.8 Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонтів

Наслідками дії іонізуючого випромінювання на гідробіонтів є радіаційна стимуляція, порушення різних фізіологічних і біохімічних реакцій, найрізноманітніші аномалії росту та розвитку, морфологічні зміни окремих органів і організму в цілому, спадкові зміни, скорочення тривалості життя і, нарешті, загибель. Зміни в біосистемах під впливом іонізуючого випромінювання отримали назву радіобіологічних ефектів.

Гідробіонти мають дуже обмежені можливості компенсаторних пристосувань до іонізуючого випромінювання. Відсутність рецепторів, які б сигналізували про дію іонізуючого випромінювання, не дає змоги навіть рухливим організмам мігрувати у більш безпечні біотопи. Реакція біологічних багаторівневих структур на дію опромінення відбувається з різним часом запізнення. На ценотичному рівні наслідки променевого ураження проявляються лише через роки, десятиліття, а можливо і через століття. Час проявлення і глибина порушень у гідробіонтів залежать від дози опромінення і радіочутливості окремих тканин, органів і організму в цілому, а також від комплексу модифікуючих факторів, які завжди діють у

природних умовах. При поєднаній дії радіонуклідного та хімічного забруднення можливе як посилення, так і ослаблення ефектів пошкодження, що визначається активністю і тривалістю дії чинників. Проблема радіочутливості гідробіонтів різних трофічних рівнів та еволюційного розвитку, а також різної радіочутливості тканин одного і того ж організму на різних стадіях розвитку належить до найактуальніших проблем радіоекології природних вод.

Радіочутливість характеризує швидкість і ступінь реагування організму на дію іонізуючого випромінювання. Радіочутливість визначається в одиницях поглинутої енергії, здатної викликати проявлення реакції у певного відсотка досліджуваної популяції гідробіонтів. Для визначення радіочутливості гідробіонтів використовуються такі реакції, як пригнічення синтезу ДНК, затримка поділу клітин, утворення хромосомних аберацій (зміна лінійної будови хромосом), пригнічення росту і розвитку, рефлекторна діяльність організму, пригнічення репродукції клітин, продуктивності, розмноження організмів та відмирання клітин і організмів.

Визначення порівняльної радіочутливості найбільш зручно здійснювати на основі використання дози радіації, яка викликає певний відсоток загибелі досліджуваної популяції. Радіочутливі організми швидше реагують на менші дози іонізуючого випромінювання у порівнянні з малочутливими. Гідробіонти відзначаються великою варіабельністю радіочутливості. Так, у деяких видів синьо-зелених водоростей LD50 становить близько 17 000 Гр, в той час як для риб цей показник знаходиться в межах 6-55 Гр.

Радіочутливість організмів одного і того ж виду на різних етапах індивідуального розвитку також дуже змінюється. У гідробіонтів радіочутливість до іонізуючого випромінювання збільшується від нижчих форм до більш високоорганізованих і зменшується від ранніх стадій їх розвитку до більш пізніх. За радіочутливістю гідробіонтів можна розташувати в такий ряд: риби > ракоподібні > моллюски > водорості > бактерії.

Для радіочутливих організмів характерні активна життєдіяльність і високий рівень енергетичного обміну. Гідробіонти, яким притаманна більш висока частота поколінь, більш лабільні і на підвищення дії іонізуючого випромінювання швидше відповідають мутаціями і змінами своєї чисельності. Радіостійкі особини відзначаються станом фізіологічного спокою, низьким рівнем метаболізму, наявністю стадій, пристосованих до несприятливих умов (спор, цист, діапауз).

Забруднення природних вод природними та штучними радіонуклідами супроводжується зростанням у гідробіонтів потужності поглинутої дози в досить широких діапазонах. Дослідження свідчать про високу радіорезистентність бактеріального населення водних об'єктів.

На радіобіологічні ефекти можуть впливати такі абіотичні фактори, як фотоокиснення, температура, рН, солоність і окисно-відновні умови водного середовища. Вплив вказаних фізико-хімічних факторів далеко не однозначний: можуть посилюватись або пригнічуватись радіобіологічні ефекти, це значною мірою залежить, з одного боку, від дози опромінення, а з другого – від біологічних особливостей організмів. Непередбачуваних модифікацій радіобіологічних ефектів слід очікувати при поєднаному радіонуклідному і хімічному забрудненні водного середовища. При цьому посилюється ймовірність порушень у біосистемах, скорочення життя організмів і їх загибель.

У комплексі реакцій на радіаційне ураження виділяються не тільки первинні прояви, пов'язані з безпосередньою дією іонізуючого випромінювання на окремі організми, але і вторинні реакції, які виявляються у різних перебудовах гідробіоценозів через роки і навіть століття. Г.Г. Полікарпов на основі аналізу вірогідних і уже сформованих радіонуклідних забруднень екосистем внаслідок ядерних аварій, які сталися у різних країнах світу, запропонував концептуальну модель реакцій організмів, популяцій і угруповань на всі можливі величини потужності доз іонізуючої радіації при хронічному опроміненні (рис. 2.3).

Посилення дії іонізуючого випромінювання здатне спричинити незворотні порушення у всій біосфері і зрештою призвести її до загибелі.

Таким чином, радіонуклідне забруднення водойм супроводжується як прямим ураженням біосистем внаслідок дії іонізуючого випромінювання, так і опосередковано – через порушення збалансованих структурно-метаболических зв'язків у гідробіоценозах.

Якщо ураження гідробіонтів на атомно-молекулярному рівні проявляються протягом часток секунди, то на рівні популяцій – через роки, століття. Можливість прояву віддалених у часі наслідків зобов'язує сучасне суспільство відноситись з великою відповідальністю до проблем охорони гідросфери Землі від радіонуклідного забруднення.

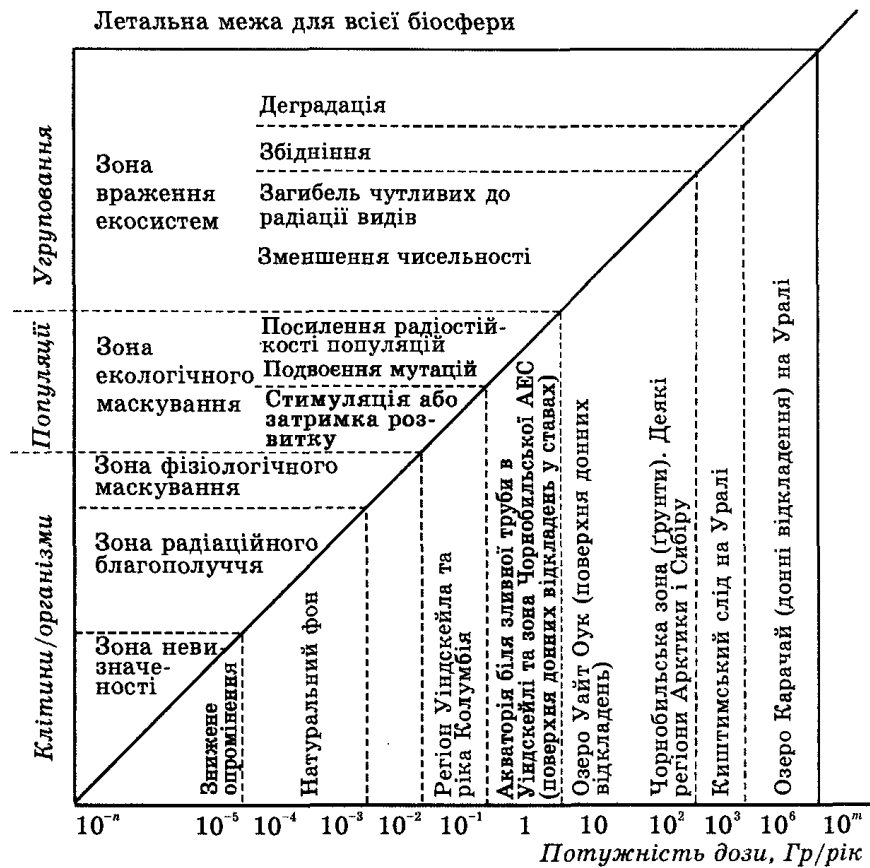


Рис. 2.3 – Зони потужності доз іонізуючих випромінювань та їхня дія

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 2

1. Яким чином класифікують водні екосистеми за рівнем утвореної в них первинної біологічної продукції?
2. Яка інформація необхідна для визначення ступеня сапробності водної екосистеми?
3. Що таке самозабруднення водної екосистеми?
4. В чому полягає евтрофікація водної екосистеми?
5. Поясніть, що таке токсифікація водної екосистеми?
6. Як поділяють органічні речовини у ВЕС за походженням?
7. Як пояснюється «цвітіння» води і чим воно зумовлене?
8. Що таке природна токсичність (метаболізм) гідробіонтів?
9. З чим пов'язаний токсичний ефект у гідробіонтів і що це таке?
10. Як у загальному вигляді відбуваються процеси розподілу та міграції радіонуклідів при їх надходженні у ВЕС?

3 САМООЧИЩЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Процес розкладу і виведення забруднювальних речовин з кругообігу водного середовища внаслідок взаємодії механічних, фізичних, хімічних, фізико-хімічних і біологічних факторів називається самоочищення ВЕС.

3.1 Природні механізми самоочищення водних екосистем

Механічне самоочищення – це процеси перетирання, механічного подрібнення окремих частинок, фільтрації забруднених вод крізь піщані ґрунти. Фізичні процеси самоочищення включають осадження (седиментацію) забруднювальних речовин під дією сил тяжіння.

Хімічне і фізико-хімічне самоочищення пов'язане з утворенням комплексних сполук, реакціями між окремими речовинами, сорбцією завислих частинок мулом, глиною, піском та іншими донними відкладами, окисненням нестійких речовин розчиненим киснем (небіотичного походження).

Біологічне самоочищення вод включає такі складові: біофільтрацію, мінералізацію органічних речовин, фотосинтетичну аерацію – реаерацію, біоаккумуляцію та біодетоксикацію.

Біофільтрацію здійснюють організми-фільтратори, головним чином, двостулкові молюски та планктонні ракоподібні. Пропускаючи крізь своє тіло велику кількість води і очищаючи її від завислих частинок, вони використовують органічні та деякі мінеральні речовини як корм, а решту виводять у воду у вигляді слизових грудок, які осідають на дно. Завдяки цьому відбувається освітлення води та зменшується концентрація забруднювальних речовин у ній.

Гідробіонти здатні накопичувати в організмі забруднювальні речовини, які знаходяться у воді. При цьому коефіцієнт накопичення забрудників в їхніх тілах може зростати у порівнянні з водою у тисячі та у десятки тисяч разів і навіть більше. Таке явище отримало назву біоаккумуляція, або біоконцентрування. Накопичення забруднювальних речовин у тілі гідробіонтів зростає при проходженні за трофічними ланцюгами (рис. 3.1).

Завдяки біоаккумуляції у водному середовищі поступово зменшується концентрація як органічних, так і неорганічних забруднювальних речовин. Деякі з них можуть повертатись у воду після відмирання гідробіонтів, але значна їх частина підлягає руйнуванню під дією ферментативних систем або переходить у неактивну форму. Руйнування та біоконцентрування

токсичних речовин у водному середовищі під дією водяних організмів характеризується як біологічна детоксикація.

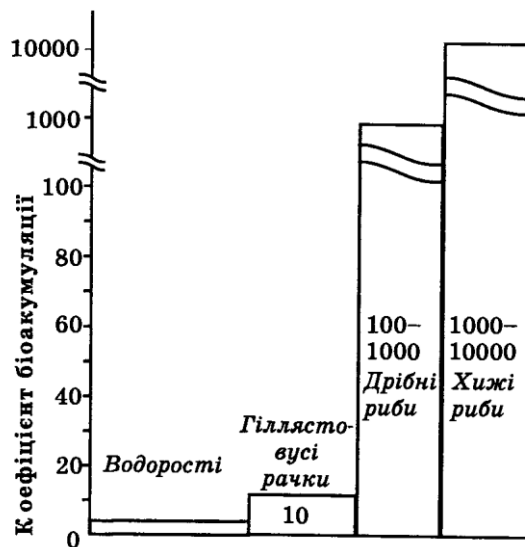


Рис. 3.1 – Збільшення накопичення токсичних речовин у тілі гідробіонтів зі зростанням рівня трофічних ланцюгів

Мінералізація органічних речовин пов'язана із життєдіяльністю гідробіонтів, в першу чергу, бактерій різних фізіологічних груп. У зв'язку з цим якість води можна характеризувати за бактеріологічними показниками, зокрема, за загальною чисельністю бактеріопланктону, кількістю бактерій групи кишкової палички (колі-титр та коли-індекс) та сапрофітів. При органічних забрудненнях чисельність бактерій у воді зростає. Зокрема, наявність кишкової палички у воді свідчить не тільки про антропогенне фекальне забруднення, а й про підвищений вміст органічних речовин, що виникає внаслідок відмирання гідробіонтів, переважно фітопланктону і вищих водяних рослин.

Фотосинтетична аерація – це насичення води киснем, який утворюється рослинами в процесі фотосинтезу (на відміну від розчиненого кисню, який надходить у воду шляхом евації з атмосфери). Утворений кисень окиснює розчинні органічні речовини і підтримує кисневий режим забруднених вод (фотосинтетична реаерація). Цей процес знаходить широке використання в системах очищення стічних вод у так званих біологічних ставках, де масово розвиваються хлорококові водорості – фотосинтетики.

Реаерація пов'язана з відновленням газового режиму забруднених вод при надходженні в них кисню біогенного походження.

Розвиток бактерій у водоймах, забруднених органічними речовинами, залежить від вмісту органічних сполук автохтонного та алохтонного походження. Він відображає надходження забруднень з прилеглих територій та джерел водопостачання, кількісний і якісний склад

завислих речовин, ступінь розвитку та фізіологічний стан фітопланктону, фітобентосу, вищих водяних рослин.

На їх вміст у воді впливають мулові відклади та їх змулювання під час вітрового перемішування води.

При значному надходженні легкодоступних органічних речовин різко підвищується чисельність сапрофітних бактерій. Зростає чисельність бактеріопланктону і у водоймах, каламутність яких пов'язана із завислими частинками.

У теплі літні дні, коли масового розвитку набувають синьо-зелені водорості, спостерігається і спалах чисельності бактеріопланктону. В той же час при весняному масовому розвитку деяких інших водоростей чисельність бактерій може навіть зменшуватись через пригнічення екзаметаболітами водоростей.

Послідовний хід процесів самоочищення у річкових ВЕС супроводжується відповідно зміною зон сапробності – від полісапробної до α -мезосапробної, а далі до β -мезосапробної і олігосапробної.

Зони сапробності найбільш чітко виділяються в малих річках з уповільненою течією (при наявності одного джерела забруднення). За течією формуються послідовно полі-, α - і β -мезосапробні зони. За відсутності додаткових джерел забруднення остання поступово переходить в олігосапробну. Якщо на річці є ще інші джерела забруднення, то відновлюється знову зона високого забруднення (полі- чи α -мезосапробна). Знесені течією планктони – показники високої якості води – можуть змішуватись у такому разі з індикаторами нижчих рівнів забруднення. Тому більш показовими як індикатори забруднення в таких випадках можуть бути прикріплені форми (перифітон), обростання підводних споруд, нитчасті водорості та макрофіти, а також зообентос, оскільки ці біоценози відображають не мінливий рівень забруднення, як фіто-, зоо- і бактеріопланктон, а середні умови забруднення за тривалий час. Тому сучасні методи дослідження ВЕС передбачають обов'язковий аналіз складу перифітону, інших обростань та бентосу, а не лише планктону.

В озерах і водосховищах потік забруднювальних речовин від стічних труб та інших точкових джерел поширюється концентрично, за радіусами, тому зони сапробності тут формуються за кільцевою схемою, а при штормовому і турбулентному перемішуванні вод межі між зонами сапробності стираються. Забруднення можуть розноситися локальними течіями, тому зони високої і низької сапробності чергуються мозаїчно і безсистемно. Отже для правильного встановлення зон сапробності необхідно розмішувати місця відбору проб відповідно до гідрологічних особливостей водного об'єкта.

У зарегульованих великих річках і гігантських водосховищах типу Каховського чи Кременчуцького й інших процеси органічного забруднення-самоочищення вивчені ще недостатньо.

3.2 Біологічна детоксикація та буферність водних екосистем

Гідробіонти мають певні захисні механізми протидіяння згубному впливові отрут. Так, червоногі молюски в токсичному середовищі закривають стулки і випускають велику кількість слизу, який захищає їх організм від доступу токсикантів. Дафнії та інші гіллястовусі рачки виділяють метаболіти, які можуть зв'язувати важкі метали у комплексні сполуки. Для активно рухливих безхребетних характерною є реакція уникнення: вони намагаються вийти із забрудненої токсичними речовинами зони. Більшість донних тварин фізіологічно захищені від отруєння, у них тканинне дихання замінюється гліколізом (перехід з аеробного на анаеробний тип дихання). Молюски до того ж здатні до детоксикації багатьох органічних токсикантів. У популяціях гіллястовусих рачків і коловерток у несприятливих умовах партеногенетичний тип розмноження змінюється на статевий. У процесі запліднення самиць утворюються стійкі до проникнення токсикантів яйця (ефіпіуми), які функціонально неактивні і тому не підпадають інтоксикації. Анабіотичні стадії (цисти, спори) розмноження – це один із шляхів збереження популяції гідробіонтів у несприятливих умовах.

У водних екосистемах відбуваються різні процеси, які протидіють токсифікації і спрямовані на відновлення порушеної екологічної рівноваги. У цьому відношенні водні екосистеми слід розглядати як рухливо-рівноважні динамічні системи, в яких при забрудненні токсикантами порушується рівновага: одні види замінюються іншими, з'являються нові доміанти, посилюється або пригнічується фотосинтез та бактеріальна деструкція, коливаються величини чисельності та біомаси гідробіонтів. Весь цей складний механізм біологічних процесів спрямований на те, щоб зменшити або знешкодити наслідки впливу забруднювальних речовин, які порушують нормальне функціонування водних екосистем.

У ході фізико-хімічних та біологічних процесів забруднювальні речовини тим або іншим шляхом видаляються з водного середовища: розкладаються, седиментують у донні відклади, зв'язуються в неактивні комплексні сполуки (важкі метали), трансформуються в інші нетоксичні сполуки або накопичуються в різних ланцюгах трофічного циклу. Весь комплекс цих процесів називається детоксикацією (самоочищення від токсикантів), а властивість водних екосистем зберігати і підтримувати свою стабільність в умовах токсифікації називається буферністю.

Звільнення водних екосистем від токсичних речовин пов'язане з фізико-хімічними процесами, до яких належать розбавлення, перенесення течією, механічне руйнування (перетирання) мінеральними частинками, сорбція завислими частинками, осадження в донних відкладах з подальшим їх замуленням тощо.

Біологічне самоочищення (біологічна детоксикація) здійснюється на основі чотирьох біологічних функцій: фільтраційної (притаманної головним чином ракоподібним-фільтраторам в планктоні та молюскам в бентосі); окисної (фотосинтетична аерація, в ході якої вода збагачується киснем і відбувається окиснення нестійких органічних речовин); мінералізуючої (розкладання органічних сполук бактеріями, грибами, актиноміцетами та іншими мікроорганізмами) та накопичувальної (концентрування токсикантів в органах і тканинах гідробіонтів). Внаслідок цих процесів концентрація токсикантів у водних масах істотно зменшується, але може зростати в донних відкладах і гідробіонтах. Результатом такого перерозподілу токсичних речовин може стати хронічна токсифікація екосистеми, яка супроводжується різким зменшенням продуктивності популяції або масовою загибеллю організмів, які до них входять. Тобто – це не справжня детоксикація, а вдавана.

У річках водні маси, забруднені токсикантами, переносяться в пониззя, де вони осідають при зменшенні швидкості течії або виносяться в море. Наслідком цього є забруднення і токсифікація морських вод. Так, у Чорному морі внаслідок постійного притоку залишків токсичних гербіцидів з сільськогосподарських угідь північного Причорномор'я, де вирощують рис, різко скоротились площі філофорного поля Зернова, а під впливом забруднювальних стоків Дунаю, Дніпра і Дністра періодично спостерігаються масові придухи бентосних організмів на значних площах.

Аналогічна ситуація виникає у водосховищах, де внаслідок зниження швидкості течії осаджуються завислі частинки, які приносяться притоками. Саме тому водосховища часто відіграють роль відстійників, які, з одного боку, очищають воду, а з другого – накопичують токсиканти в своїй екосистемі. Наслідки такого накопичення виявляються в екстремальних ситуаціях, наприклад, при скаламучуванні донних відкладів під час штормів або внаслідок спрацювання великих мас води через греблю водосховищ (наприклад, як у дніпровських водосховищах взимку). Відбувається перехід токсикантів з донних відкладів в товщу води при одночасному підвищенні її каламутності. Поряд з цим спостерігається гострий дефіцит кисню, що веде до заморів риб і безхребетних.

Проте навіть після самих тяжких екологічних катастроф водні екосистеми можуть відновлюватись протягом певного часу, це пов'язане з рядом чинників. Так, вміст токсикантів рано чи пізно знижується, а залишкові їх концентрації можуть діяти як активатори розвитку водоростей. Крім того, завжди залишається біофонд у донних відкладах у вигляді спор, цист та інших життєздатних форм рослин і тварин. Деякі з них можуть заноситись у водойми ззовні: з водою приток, внаслідок міграції комах, водоплавних птахів, тощо. Вільні ніші, які утворюються у ВЕС після їх забруднення, швидко заповнюються новими поколіннями гідробіонтів, які інтенсивно розмножуються, при поліпшенні якості води.

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 3

1. Що називається самоочищенням водної екосистеми?
2. З чим пов'язане механічне самоочищення вод?
3. З якими процесами пов'язане хімічне та фізико-хімічне самоочищення водних екосистем?
4. Які складові включає біологічне самоочищення вод?
5. Що таке не справжня (вдавана) детоксикація водних екосистем і чим вона супроводжується?
6. З чим пов'язана біологічна детоксикація водних екосистем?
7. Що таке фотосинтетична аерація та як вона впливає на процеси самоочищення водних екосистем?
8. Завдяки яким фізико-хімічним процесам відбувається звільнення водних екосистем від токсичних речовин?
9. Як змінюється чисельність бактерій у воді при органічних забрудненнях?
10. Яке явище отримало назву біоаккумуляція або біоконцентрування та як це впливає на самоочищення водних екосистем?

4 ПРОБЛЕМИ РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Україна багата водними об'єктами, які можна віднести до рибогосподарських. За даними Держводагентства близько 50 тисяч водойм можуть бути використанні для вирощування рибопосадкового матеріалу та товарної риби. З них 800 тис. га займають великі водосховища: Київське – 92 тис. га, Канівське – 63,5 тис. га, Кременчуцьке – 225 тис. га, Запорізьке – 56 тис. га, Дніпровське – 41 тис. га, Каховське – 215 тис. га, Печенізьке – 10 тис. га, Краснооскольське – 15 тис. га, Дністровське – 7 тис. га.

4.1 Основи комплексного використання річок, озер і водосховищ

Основним фактором формування і відбору гідробіонтів в річках та їхнього розповсюдження за місцеперебуванням у річковому руслі є течія води. Течія начебто намагається «вигнати з місця перебування», витіснити істот, які поселяються у руслі річки. І якщо ці істоти мають властивість вистояти проти механічного впливу течії, то течія забезпечує їм добрі кормові умови, якісну воду, багату на кисень. Треба відмітити, що в умовах течії і температура води змінюється без стрибків, поступово, на відміну від течії у стоячій воді.

Біоценози річкового дна складаються із організмів рослинного та тваринного світу, пристосованих до ґрунтів, які формуються під впливом течії. Так, існують *літореофільні біоценози*, які складаються із гідробіонтів, які своєю будовою та функціями пристосовані до життя на твердому субстраті в умовах течії. Ці організми пристосувались і до умов високого вмісту O_2 у воді, тому підтримання цих умов, як і занесення твердого субстрату муловими відкладами, можуть спричиняють загибель літореофільного біоценозу або окремих його організмів. Літореофільні біоценози можуть мати значну біомасу – до 50-250 г/м².

Псамореофільні біоценози поселяються на річковому піску з різною розмірною структурою (від дрібного піску до гравію) при наявності вираженої течії води.

Аргілодеофільні біоценози формуються на ділянках річок, де на поверхню дна виходять глини (вздовж крутих берегів). В глині поселяються тварини 3-х категорій: одні риють в глини ходи, нори, інші заселяють нори, вириті першими, треті – прикріплюються до поверхні глини як до субстрату.

Пелореофільні біоценози – комплекс гідробіонтів, які заселяють мул, який відкладається тонким шаром у затишних місцях на течії і періодично переноситься течією з місць на місцю характерні для рівнинних річок.

Фітореофільні біоценози – мають подібність до літофільних як за складом мешканців, так і за умовами існування. Найбільш стабільний із фітореофільних біоценозів – *бріофільний*, тобто біоценоз мохів, які ростуть на камінні швидких річок.

Фітореофільні біоценози формують такі рослини, як очерет, водні квіткові рослини (латаття біле, рдести, сусак тощо). Вони мають велике значення для річкових риб, які нерестяться поміж рослин (окунь, лящ, плітка). Тут вигулюється молодь риб та дорослі риби, чатують на здобич щука і окунь. Дно між рослинами покривається мулом, який формує біоценоз змішаного складу.

Серед названих біоценозів чисто річковим є літореофільний. Інші групи біоценозів можуть зустрічатись і в деяких озерах, водосховищах, де наявні ділянки з течією води.

У водоймах із переважно стоячою водою (озерах, водосховища) на дні формуються нові групи біоценозів, які не зустрічаються на руслі річок.

Пелофільні біоценози – переважно з малоцетинкових черв'яків, личинок комах. Дрібних молюсків, пристосованих до деякого дефіциту O_2 . Особливо велика біомаса молюсків.

Фітофільні біоценози – на основі різних видів осок, хвощу стрілолисту, латаття біле, рогалиснику, грачихи земноводної тощо. Серед тварин багато молюсків: прудовик, катушки, фіза, озерна чашечка (легеневі молюски). Мшанки, губки, личинки бабок, двокрилих, жуків, п'явки, кліщі тощо.

Стоячі водойми заселяють тварини, здатні до життя у воді без течії або за слабкої проточності – *стагнофіли* (на відміну від реофілів). Тут збільшується чисельність тварин, вторинноводних за походженням видів, пристосованих до дихання атмосферним повітрям. Загалом, ці гідробіонти більш теплолюбіві та менше вимогливі до вмісту O_2 у воді, ніж реофіли.

В стоячій воді переважна більшість реофільних видів риб жити не можуть. Тому при зарегулюванні річок іхтіофауна зазнає суттєвих змін.

Якщо в річках основним фактором, який визначає умови життя гідробіонтів є течія води і характер дна, то в озерах і водосховищах велике значення має розподілення гідробіонтів за глибинами. Розрізняють біоценози літоралі, профундалі та водної товщі (пелагіалі). Слід окремо зупинитись на гідробіологічному режимі водосховищ, як водойм штучного походження, які мають свої особливі риси як у морфологічній картині та гідрологічному режимі, і в процесах розвитку життя та інтенсивності біологічного продуціювання. Коливання рівня води у водосховищах може бути дуже значним (чого немає в озерах) і спостерігається у різний час, в залежності від господарських потреб людини, а не від погодних умов

(приклад: попуски води під час нересту або зимівлі риби). У зв'язку з цим в багатьох водосховищах з'являються великі площі дна, які залишаються без води на різні терміни часу (т. з. «осушена зона»). У зв'язку із невизначеністю коливання рівня води у водосховищах не формується субліторальна зона.

4.2 Сучасний стан рибного господарства

Сучасний стан рибного господарства на внутрішніх водоймах свідчить про те, що існуючі сировинні ресурси іхтіофауни цих водойм використовуються промислом доволі інтенсивно. Практично не існує водойм, які мають значні рибні запаси, щоб вони не були засвоєні промислом. Як наслідок інтенсифікації промислу, яка, на додачу, ускладнюється антропогенним тиском на екосистеми водойм (забруднення, зміна природних факторів, впливу тощо), обсяги промислу не зростають, якісний склад виловів падає. Таким чином, виникає питання, чим займатись на водоймах – промислом чи, все ж таки, рибним господарством.

Історично склалось так, що провідним напрямком експлуатації сировинних ресурсів водойм був і ще продовжує залишатись саме промисел. Справа в тому, що промисел має низку безспірних переваг. По-перше, це швидка віддача від кожного додаткового промислового зусилля (човна, сітки, тощо). Це зрозуміло, бо промисел бере вже готовий продукт, не втрачаючи часу і зусиль на формування рибних запасів, яке відбувається виключно зусиллями матінки природи.

Інша справа – рибне господарство, де кожен центнер продукції треба спочатку створити, виконавши різноманітні рибоводні та меліоративні заходи, і лише потім ловити рибу. Але, перш ніж почати формувати рибні запаси, необхідно побудувати відтворювальну базу та інші рибогосподарські об'єкти для проведення комплексу заходів, на що потрібні кошти, відповідні технології. Тому, у порівнянні з промислом, потреба у штучному формуванні сировинних ресурсів створює значні додаткові труднощі.

Величина виловів риби залежить від двох складових:

1 – від рівня сировинних запасів; 2 – від рівня розвитку промислової бази. На практиці доведено, що з промисловою базою особливих проблем не виникає. А от з рибними запасами інша справа. Як вже відомо, промислові запаси більшості цінних промислових видів риби у нас знаходиться у напруженому стані, а за деякими видами – взагалі вичерпані (осетрові) – заборона на промисел.

Подальша інтенсифікація промислу не здатна збільшити обсягів вилову понад досягнений вилов. За наявності негативного впливу на екосистеми водойм інших видів господарської діяльності людини «чистий» промисел лише прискорює зниження запасів цінних риб та падіння їхніх виловів. Тим більше, що саме цінні види найбільш чутливі до забруднення середовища, втрати нерестовищ та інших негативних факторів впливу у порівнянні малоцінними та смітними рибами, які, переважно, невибагливі до умов оточуючого середовища.

Для відновлення та значного зростання рибних запасів у природних водах слід переходити від промислу до інтенсивного рибного господарства, тобто до такої форми господарювання, коли сировинні ресурси риб частково або повністю відтворюються штучним шляхом при значному підвищенні потенціалу водойм за рахунок інтенсифікаційних заходів.

Рибогосподарські заходи складаються з двох основних груп – рибоводних заходів (тобто, спрямований на об'єкт рибництва – конкретний вид риби) та меліоративних (поліпшення умов середовища).

У свою чергу, рибоводні заходи включають в себе роботи зі штучного відтворення риб, покращення видового складу промислової іхтіофауни водойм і, навіть, певні елементи селекційної роботи, спрямованої на покращення генофонду промислових популяцій риб.

Меліоративні заходи покращують природні умови відтворення риб, що дозволяє уникати значних коливань чисельності поколінь в урожайні та не урожайні роки. Вони також спрямовані на покращення гідрохімічного режиму водойм, поліпшення стану природної кормової бази водойм для цілих промислових видів риб.

Основним рибоводним заходом, спрямованим на збільшення сировинних ресурсів риб, є штучне відтворення об'єктів промислу. До цього заходу вдаються, коли вид нездатний у природних умовах забезпечити ефективне відтворення з ряду причин (в основному зовнішніх: погіршення нерестових ситуацій та зменшення кількості плідників – осетрові).

Знання біології розмноження, успіхи в штучному відтворенні дали змогу розширити асортимент об'єктів промислу та підвищити ефективність використання кормових гідробіонтів і рибопродуктивність водойм, поліпшити якість продукції. Впровадження нових об'єктів промислу забезпечує значне збільшення обсягів вилову риби і робить промисел рентабельним.

Відповідний підбір об'єктів промислу з урахуванням характеру живлення повинен забезпечити максимальне використання кормових ресурсів водойми (сукупність тварин, рослинних організмів, продуктів їх розкладання) і перетворити їх на кормову базу водойми (кормові організми, які використовує різний видовий склад риби). Це завдання

вирішують оптимальним набором об'єктів промислової іхтіофауни. Найбільший інтерес для більшості внутрішніх водойм України становлять коропові риби: сазан (короп), рослиноїдної риби (товстолобики і білий амур), лящ. Сазан (короп) і лящ – в основному бентофаги, інші види риб використовують природні рослиноїдні корми.

Стосовно ряду водойм необхідно проводити рибогосподарську меліорацію, одним з компонентів якої є спрямоване формування іхтіофауни, яке не виключає інтродукцію цінних хижаків – щуки, судака, сома. Кваліфіковане використання хижої риби дає можливість зменшити кількість смітної риби, поліпшити умови нагулу культивованих видів та трансформувати м'ясо малоцінної риби у харчову рибну продукцію, яка користується значним попитом завдяки добрим смаковим якостям (сом) і незначному вмісту жиру (щука, судак). Вибір оптимальних компонентів полікультури для одержання максимальної товарної рибної продукції у ставках і водоймах різного типу потребує знання біології риби, яка характеризується високими продуктивними якостями та вже широко культивується чи може викликати інтерес у перспективі.

В цілях збереження генофонду гідробіонтів забороняється випуск в природні водойми і водосховища міжвидових і міжродових гібридів риб.

У водоймах з ендемічною реліктовою фауною проведення акліматизаційних робіт забороняється.

Жорсткі екологічні вимоги, спрямовані на зменшення забруднення від рибоводних заводів і господарств аквакультури в державах Північної Європи стимулювали розвиток рециркуляційних аквакультурних систем (РАС) або як їх ще називають установки замкнутого водозабезпечення (УЗВ). Рециркуляційна аквакультурна система – це комплекс пристроїв з повністю контрольованими людиною параметрами середовища для існування гідробіонтів, можливістю штучного формування характеристик середовища (температури, проточності тощо), який спрямований на зменшення ризиків захворювання риби та інших гідробіонтів. Це один з перспективних напрямків індустріальної аквакультури, що передбачає розвиток екологічно сталої аквакультури із високотехнологічними прийомами вирощування риби. Ручне регулювання параметрів системи визначає розширену можливість культивування більш широкого асортименту рибної продукції, ніж, наприклад, в ставкових або садкових (сажалкових) рибницьких господарствах, дає можливість вирощувати рибпродукцію як в невеликих об'ємах (наприклад, для власного споживання риби), так і в промислових масштабах. Крім того, цей спосіб забезпечує вирощування екзотичних, цінних, рідкісних видів гідробіонтів з особливими умовами існування. На практиці РАС – це ємності для вирощування риби та система водопідготовки, яка містить механічну та біологічне очищення, стерилізацію, температурну стабілізацію, насичення киснем, закільцьованих в єдину систему.

Садкове рибництво зародилося на базі ставкової аквакультури і має цілу низку переваг. Зокрема, садкові господарства можна розміщувати безпосередньо у водоймах, у тому числі комплексного призначення, що дозволяє використовувати одні й ті ж водні ресурси як для рибництва, так і для інших галузей народного господарства. І при цьому не потрібно вилучення з обігу значних площ сільськогосподарських угідь для будівництва ставків, бо в садкових господарствах витрачається значно менше коштів, ніж у ставкових. На відміну від басейнових господарств під час вирощування риби в садках не потрібно примусового водообміну і витрати енергії на перекачування води. Садкові господарства розміщують у великих за площею (не менше 30-50 га і не більше 500-600 га) та глибоких (5-6 м) водоймах з наявністю великих резервів місцевих кормів у вигляді малоцінної риби, моллюсків, зоопланктону. Садки встановлюють в захищених від вітру затоках площею 50-200 м² і глибиною 5-6 м. В добре проникних садках з капронової діли (сітки) навіть при щільних посадках риби створюється такий же фізико-хімічний режим, як і у водоймах, в яких вони встановлені. Це дає можливість підбирати для різних видів риб водойми із сприятливим для них температурним і гідрохімічним режимом.

Отримує широке поширення в практиці рибного господарства поєднання садкових методів вирощування риби зі ставковим. Товарну форель вирощують у цінних водоймах протягом теплого часу і у водоймах-охолоджувачах – взимку.

Сьогодні найдинамічніше розвивається одне з напрямків аквакультури – рекреаційне рибальство. Однією з причин цього явища є надзвичайно потужний пресинг на природні екосистеми, що призвело до значного зменшення водних біоресурсів у природних водоймах. Особливо жителі міст та передмістя готові витратити значні кошти на відпочинок на природі та рекреаційне рибальство. Розвиток цього напрямку є надзвичайно перспективним але вимагає певного наукового підходу.

4.3 Вимоги до рибницьких господарств

Аквакультура – це культивування гідробіонтів в контрольованих людиною умовах. Звідси, вся діяльність з аквакультур тісно пов'язана з використанням водних ресурсів. Якість води в рибницьких господарствах відіграє чи не найважливішу роль. Вода, яка постачається у водойми, має бути чистою незабрудненою отруйними речовинами, або такими, які здатні до гниття. Вода має містити в своєму складі мінеральні речовини у певному співвідношенні. Недостатня кількість окремих біогенів, як і надмірний їх вміст, негативно впливають на екосистему водойм і значно підвищує ймовірність захворювання риб. Вода джерела водопостачання

для господарства повинна відповідати нормативам і біологічним особливостям культивованих об'єктів аквакультури, забезпечити необхідний розвиток природної кормової бази та не містити збудників захворювання гідробіонтів. Якість води має сприяти культивуванню об'єктів аквакультури і виключити виникнення передзаморних та заморних ситуацій.

Під рибоводною меліорацією розуміють систему гідротехнічних, агро меліоративних та біологічних заходів, спрямованих на створення сприятливих умов для росту і розвитку риби у різних типах водойм. Рибоводна меліорація поділяється на:

- рибоводну-технічну, яка включає заходи щодо боротьби із заростанням водойм вищою рослинністю та їх замулюванням, покращення умов водопостачання і аерації води;
- агрорибоводну, пов'язану із проведенням таких заходів: вапнування, літування ставів та рибосівозміна.

Рослинність є однією зі складових біоценозу, яка впливає на біологічний режим ставів та інших водойм. Водні рослини – це харчовий ресурс, субстрат для нересту фітофільних видів риби, середовище для розвитку природної кормової бази та життя молоді. Нижчі рослини (водорості) збагачують воду киснем, а вищі (очерет) – оберігають греблі і дамби від розмивання. Проте, вища водяна рослинність за певних умов має тенденцію до розширення заростання на акваторії ставу, погіршуючи гідрохімічний режим і зменшуючи площу для нагулу риби.

Сильне заростання ставів плаваючою, водяною і надводною рослинністю знижує проникнення сонячної енергії в товщу води, погіршує її термічний режим, ускладнює вилов риби, знижує ефективність застосування інтенсифікаційних заходів (удобрення ставів, годівля риби).

Антропогенний тиск, який зумовив раптовий перехід лотичної екосистеми в лентичну, одразу ж позначився на складі гідробіоценозів. Почали відмирати реофільні види, пристосовані до умов життя в проточній воді, а на їх місце як доміанти вийшли види-лімнофіли, здатні виживати і розмножуватися в стоячих водах. Первинними джерелами експансії цих видів були заплавні водойми та гирлові ділянки притоків річок.

Найяскравіше ці зміни виявилися в «цвітінні» води синьо-зеленими водоростями, яке протягом майже чверті століття (1956-1980 рр.) приймало щороку надзвичайні масштаби і створювало складні проблеми для водокористування і рибного господарства.

Зарості вищих водяних рослин відіграють важливу роль як нерестилища фітофільних риби. У них переховуються від шкідників мальки та молодь риби. Але при надмірній щільності зарості перешкоджають заходу риби на нерест, що негативно впливає на рибопродуктивність водосховищ.

Тому необхідно постійно підтримувати оптимальну щільність вищих водяних рослин на мілководдях, постійно проводячи на них рибогосподарську меліорацію (викошувати івилучати зайву рослинність). З цією метою можна використовувати також білого амура, який поїдає макрофіти.

4.4 Антропогенний вплив на рибопродуктивність водної екосистеми Дніпра та найбільших річок України

Антропогенний вплив на іхтіофауну Дніпра. Із 67 видів і підвидів риб, які зустрічались у Дніпрі до його зарегулювання, 28 мали промислове значення і виявлялись в уловах майже на всіх ділянках ріки від м. Каховки до гирла р. Прип'ять. Серед них такі цінні риби, як білуга, осетер, оселедець, щука, плітка, ялець, головань, в'язь, краснопір, жерех, лин, підуст, плоскирка, лящ, синець, рибець (напівпрохідна), чехоня, карась, сазан, сом, судак, миньок, окунь та деякі інші риби.

За винятком білуги, осетра, чорноморського оселедця та рибця, які мали промислове значення лише на нижньому Дніпрі, інші риби були об'єктами промислу на всьому Дніпрі.

Після побудування Дніпрогесу в 1934 р., а пізніше – після зарегулювання середнього і нижнього Дніпра в новоутворених водосховищах сформувались популяції риб, які об'єднуються у 9 генетично однорідних фауністичних комплексів. Серед них найбільше промислове значення мають п'ять: це риби третинного рівнинного прісноводного комплексу (сазан, сом), бореального рівнинного (щука, плітка, в'язь, карась золотистий, карась сріблястий, окунь, йорж), понто-каспійського прісноводного (краснопір, жерех, лин, підуст, укля, плоскирка, лящ, синець, чехоня, судак), понто-каспійського морського (тюлька) та китайського рівнинного комплексів. До останнього комплексу належать амур білий, товстолоби білий та строкатий, які були вселені вже після побудови водосховищ.

Усі ці риби відрізняються біологічними і екологічними особливостями, характером живлення і розмноження. Наприклад, риби китайського рівнинного комплексу не можуть розмножуватись в умовах водосховищ, і поповнення їх чисельності здійснюється лише завдяки заводському відтворенню молоді.

Після зарегулювання Дніпра основними промисловими об'єктами у водосховищах стали риби понто-каспійського прісноводного комплексу: краснопір, жерех, лин, підуст, укля, плоскирка, лящ, синець, чехоня і судак. Ці риби дають від 32,4 до 68,1 % загального улову. До риб

бореального рівнинного комплексу, на яких припадає 13,8-33,1 % уловів, належать щука, в'язь, карасі золотий і сріблястий, окунь.

Дуже численною в останні роки ХХ ст. стала тюлька з родини оселедцевих. Це зграйна пелагічна риба, зоопланктофаг. У дніпровських водосховищах утворились її прісноводні популяції. В окремі роки тюлька становить в уловах більше 40 % загального вилову риб. Серед різних причин її масового розвитку є пелагічний спосіб розвитку ікри, яку тюлька порційно (від 5 до 60 тис.) відкладає безпосередньо в товщу води. Завдяки наявності в ікринках великих жирових крапель, вони вільно переносяться у поверхневих шарах води, збагачених киснем, це і забезпечує її високу стійкість.

У перші роки після утворення дніпровських водосховищ у видовому різноманітті іхтіофауни спостерігались досить відчутні зміни. Знизилась кількість видів і підвидів риб на 7-11 таксонів. Із складу іхтіофауни практично випали такі прохідні риби як білуга, осетер азово-чорноморський, севрюга, вугор звичайний, або річковий, та деякі інші. Перестали заходити у водосховища такі напівпрохідні риби, як вирізуб, який мешкає у пониззі річок та солоних лиманів Чорного та Азовського морів, а на нагул заходить у річки, та азово-чорноморська піемая, яка пізньої осені піднімалась у Дніпро, де зимувала та нерестилась навесні за температури 18 °С.

До умов водосховищ з їх великими площами мілководь та заростями вищих водяних рослин добре пристосувались такі лімnofільні риби, як плітка, плоскирка, лящ, карась сріблястий, сазан, судак, окунь. Їх чисельність значно зростає. Як уже відзначалось, у дніпровські водосховища було інтродуковано білого амура, білого та строкатого товстолобів. Разом з ними випадково був завезений ще амурський чебачок, який промислового значення не має.

Формування іхтіофауни дніпровських водосховищ, в основному, завершилось протягом 80-х рр. ХХ ст. Зараз в них налічується 61 вид і підвид риб. Серед них найбільше коропових (31 вид), бичкових (9) та окуневих (6). Зустрічаються 3 види оселедцевих, 3 – в'юнових, 2 – колюшкових та по 1 виду щукових, миногових, сомових, осетрових, тріскових. Серед цих риб 16 видів і підвидів – малоцінні риби, тобто такі, які не мають промислового значення. До них належать гольян озерний, гольян звичайний, чебачок амурський, голец, щипавка, перкаріна чорноморська.

Найбільше промислове значення має 21 вид риб. Серед них основними об'єктами промислу є лящ, сазан, судак, щука, плітка, плоскирка, синець, укля, окунь, тюлька, а також інтродуковані товстолоби. Білий амур використовується як біологічний «меліоратор» і разом з тим як цінна промислова риба.

Збереження іхтіофауни найбільш цінних промислових видів риб тісно пов'язане з режимом експлуатації дніпровських водосховищ, тому правила їх експлуатації повинні узгоджуватись між рибогосподарськими органами та гідроенергетиками, які спускають значні об'єми води під час роботи гідроелектростанцій.

Надмірне спрацювання водосховищ під час роботи дніпровських ГЕС призводять до того, що зграї товстолоба, які мають позитивний реотаксис, плывуть за прискореною течією, потрапляють у турбіни електростанцій і там гинуть, а їх трупки скидаються в нижній б'єф, забруднюючи нижче розташовані водосховища.

Забруднення позначається перш за все на рибах. Отрутохімікати, які надходили у дніпровські водосховища, накопичувалися в донних відкладах, передавалися за трофічними ланцюгами і нарешті акумулювалися в рибах-бентофагах (лящ, лин, сом) та хижих рибах (судак, щука, окунь) – переважно в їх жировій і мозковій тканинах. Це зрештою позначалось на стані рибних запасів дніпровських водосховищ протягом тривалого часу. Розвиваються хвороби риби, риби більше підпадають впливу паразитів, а ті, що накопичили в своєму тілі токсичні речовини, можуть бути причиною отруєння людей. Кормова база риби збіднюється. Тому найбільші втрати від забруднень несе рибне господарство.

Ще мало вивчені, але безумовно становлять загрозу здоров'ю риби, сільськогосподарських тварин і людини так звані канцерогенні речовини, які спричиняють ракові захворювання. Вони містяться в складі стічних вод та утворюються внаслідок взаємодії різних хімічних речовин у водних розчинах.

Малі концентрації токсикантів, поступово акумулюючись в органах і тканинах риби, особливо в статевих клітинах, виступають як тривалий в часі фактор підризу плодючості, виникнення виродливих форм та зниження чисельності популяцій риби і кормових безхребетних.

Надмірне спрацювання водних запасів водосховищ призводить до осушення мілководь, а з цим пов'язане відмирання великих масивів водної рослинності і втрата нерестових площ фітофільних риби, що теж є серйозним фактором підризу рибних запасів Дніпра.

Антропогенний вплив на іхтіофауну Дунаю. У дельті Дунаю зустрічається більше 90 видів риби. Серед них багато цінних промислових, таких як дунайський оселедець, російський осетер, сазан, судак, лящ та інші.

З усіх річок Північно-Західного Причорномор'я тільки в Дунаї відбувається розмноження осетрових риби. На акваторії біосферного заповідника «Дунайські плавні» виявлено 15 видів риби, які занесені до Червоної книги України, а 7 видів риби занесені до Європейського червоного списку. Це дунайський лосось, чорноморський лосось, умбра, чопи малий і звичайний та інші.

Гідротехнічне будівництво на Дунаї негативно впливає на прохідні види риб (серед них є занесені до Червоної книги). У Дунаї живуть такі ендемічні види риб, як дунайський лосось, малий чоп, смугастий йорж, дунайський довговусий пічкур. Ці риби зустрічаються тільки в Дунаї і ніде більше.

У цілому іхтіофауна гирлової області Дунаю характеризується значним переважанням прісноводних риб над морськими та солонуватоводними. В останні десятиріччя у водоймах дельти Дунаю поширились інтродуковані риби далекосхідного фауністичного комплексу – білий амур, білий і строкатий товстолоби, амурський чебачок.

Антропогенний вплив на іхтіофауну Дністра. На середній ділянці ріки зустрічається 41 вид риб, у тому числі лящ, щука, карась, плітка, плоскирка. У нижній течії Дністра зареєстровано 107 реліктових видів рослин і тварин, серед яких риби умбра, бичок, чоп.

З риб, занесених до Червоної книги, зустрічаються білуга, чорноморська стерлядь, умбра, вирізуб, вусач.

За рибопродуктивністю гирло Дністра займає одне з провідних місць в Україні. Виллови риби в ньому становлять близько 110 т. Серед промислових видів риб переважають лящ, сазан, сом, судак, карась, окунь, краснопірка та деякі менш цінні види риб.

Зарегулювання та створення в середній течії Дністра Дністровського, буферного і Дубосарського водосховищ обумовило суттєві зміни водної екосистеми всієї річки. Перш за все зазнав докорінних змін гідрологічний режим, це істотно вплинуло на розвиток населення ріки. Зменшення течії води, яке супроводжувалось осадженням завислих частинок твердого стоку, а відповідно і зростанням її прозорості та накопиченням в донних відкладах біогенних елементів та забрудників, призвело до антропогенної евтрофікації водосховищ, інтенсивного розвитку фітопланктону і навіть появи «цвітіння» води. У водосховищах сформувались біоценози з характерним складом водоростей, планктонних і бентосних безхребетних, більш багатою іхтіофауною. Із 40 видів риб, які зустрічаються у водосховищах, 12 мають рибпромислове значення, а їх щорічні улови в Дністровському водосховищі становлять 45-46 т. Численні популяції таких цінних видів риб, як лящ, сазан, сом, окунь, карась, плітка. Інтенсивний розвиток фітопланктону дав змогу вселити планктофагів – білого і строкатого товстолобів.

Поряд з цим зарегулювання ріки негативно вплинуло на умови існування гідробіонтів у нижче розташованій річковій частині Дністра. Оскільки при роботі Дністровського гідровузла відбувається спрацювання глибинних шарів води (35 м) з низькою температурою (6-10 °С), то її надходження у нижче розташовані зони ріки гальмує розвиток гідробіонтів. У таких водах нерест стерляді, вусача, рибця, голованя, жереха починається на 1-1,5 місяця пізніше.

Створення водосховищ і перегородження Дністра греблями призвело до зміни міграційних шляхів осетрових риб (білуга чорноморська, стерлядь), які раніше піднімались на нерест до його верхньої частини.

Екологічний стан Дністра нижче від греблі Дубосарського водосховища і до гирла перебуває в прямій залежності від попусків води з Дністровського та буферного водосховищ. До зарегулювання ріки плавні затоплювались протягом весняно-літніх повеней не менше 3-5 разів. Завдяки цьому вони включались в процеси самоочищення, ставали зонами нересту промислово цінних видів риб та місцями масового розвитку фітофільних безхребетних.

З метою поліпшення екологічної ситуації в пониззі Дністра та збереження унікальних плавневих ландшафтів, з якими пов'язане підтримання біологічного різноманіття та формування якості води, науково обґрунтовані величина та режим екологічних попусків води з Дністровського водосховища. Запропоновано здійснювати як санітарно-екологічні, так і репродукційні, або нерестові попуски води.

Санітарно-екологічні попуски мають забезпечувати нормальне функціонування плавнів, запобігати надмірній їх евтрофікації шляхом періодичного промивання. Для забезпечення нормальних умов нересту риб слід додатково здійснювати репродукційні (рибогосподарські) попуски.

Антропогенний вплив на іхтіофауну Південного Бугу. На якість води та живе населення Південного Бугу істотно впливає зарегулювання стоку та утворення водосховищ. Робота гідроелектростанцій змінює динаміку водних мас, що спричиняє формування зовсім інших екосистем, ніж це мало місце до зарегулювання річкового стоку. Прикладом у цьому відношенні є Ладижинське водосховище. Воно має комплексне призначення і, крім того, може здійснювати деяке регулювання сезонного стоку води. Вперше водосховище наповнене у квітні-травні 1964 р. Щорічне поповнення повеневими водами здійснюється протягом березня-травня. На екосистему Ладижинського водосховища помітно впливає теплова електростанція, яка забезпечує не тільки підігрівання водних мас, але й більш інтенсивне їх перемішування. При цьому значна довжина (45 км) водосховища з більш уповільненою течією води сприяє осадженню завислих частинок, а разом з тим і адсорбованих на них забруднюючих речовин. Це зумовлює не тільки покращання якості води, але й зростання її прозорості, що створює сприятливі умови для збільшення біопродуктивності водосховища у порівнянні з річковою екосистемою.

Рибне населення Ладижинського водосховища представлене найбільш поширеними видами.

Однак, у зв'язку з режимом роботи Ладижинського гідровузла велика кількість риби гине у нижньому б'єфі греблі ГЕС. Одним з імовірних пояснень такого явища є наявність чітко вираженої вертикальної температурної стратифікації у пригреблевій зоні у верхньому б'єфі ГЕС,

що може зумовлювати розвиток температурного стресу при попаданні риб з більш теплого поверхневого шару води у глибинні. Оскільки при роботі гідроелектростанції здійснюється глибинний спуск води, то її потоки втягують рибу, яка знаходиться у пригреблевій зоні.

4.5 Антропогенний вплив на рибопродуктивність та якість води ставків і малих водосховищ

Управління якістю води у ставах може здійснюватись шляхом спрямованої зміни таких гідрологічних факторів, як інтенсивність водообміну, насиченість води киснем методом аерації, внесення хімічних речовин для зміни активної реакції води тощо. Для нейтралізації кислих заболочених вод використовують гашене вапно – Ca(OH)_2 .

Серед заходів агротехнічної меліорації застосовується літування (сезонне спускання ставів, їх осушення), проморожування у зимовий період та залиття після цього новою водою. Це сприяє оздоровленню водойм, запобіганню розвитку бактеріальних та паразитарних захворювань риб. Для боротьби з надмірним заростанням водойм вищою водяною рослинністю використовують білого амура як біологічного «меліоратора». Стави, які заростають переважно «м'якою» водяною рослинністю, зариблюють цьогорічною молоддю білого амура з розрахунку 150-500 екз./га, а для пригнічення «жорсткої» повітряно-водяної рослинності формується стадо із двох- та трьохрічних вікових груп амура чисельністю 100-400 екз./га. Для боротьби з малоцінними рибами вселяють у стави хижих риб, запускаючи у стави цьогорічну молодь судака та мальків щуки з розрахунку 100-250 екз./га. Судак не завдає шкоди цьогорічкам коропа, бо вони тримаються біля дна, а судак полює за рибами у товщі води – ближче до поверхні водойм.

Поліпшення природної кормової бази риб у ставкових рибних господарствах реалізується кількома способами, серед них найважливіші:

- поступове залиття окремих ділянок з утворенням добре прогрітих мілководних зон, збагачених на органічні речовини;
- засів ложа віко-вівсяною сумішшю, яка після залиття ставу водою відмирає, збагачуючи воду продуктами органічного розкладу (це створює найбільш сприятливі умови для розвитку зоопланктону і зообентосу);
- внесення різних органічних добрив (гній, перепріле листя, рослинні «віники» тощо) переважно в прибережній зоні ставів, де концентрується зоопланктон, розвиваються олігохети, відкладають яйця комахи (а з яєць виходять личинки, якими також живиться риба);
- розведення кормових організмів (переважно дафній) в окремих ємностях (невеликих ізольованих ставках або дафнієвих «ямах»,

удобрених гноєм, де чисельність дафній може досягати кількох тисяч екземплярів у дециметрі кубічному). Звідси їх вичерпують або через прориті канали випускають у виросні стави.

Ефективним способом удобрення нагульних ставів є вигулювання качок, що збагачують воду і донні відкладення органічною речовиною, на базі якої формуються трофічні ланцюги «бактерії-зоопланктон» та «бактерії-зообентос».

Більш складною є технологія застосування мінеральних добрив, які стимулюють, в першу чергу, розвиток фітопланктону. Використовують переважно азотні і фосфорні добрива – окремо і в суміші, а також в залежності від особливостей хімічного складу води і донного ґрунту ще калійні і кальцієві та невеликі домішки мікроелементів. Найбільший ефект стимулювання розвитку фітопланктону досягається при застосуванні мінеральних добрив у ставах з нейтральним або слабколужним рН.

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 4

1. Які зміни гідробіоценозів відбуваються у річках після створення в їх руслах ставків і водосховищ?
2. Як змінюється населення ділянок річок, на яких створюються штучні водойми?
3. Що входить до складу рибогосподарських заходів?
4. Які заборони спрямовані на збереження генофонду гідробіонтів та ендемічної реліктової фауни водних екосистем?
5. Яким чином може здійснюватися управління якістю води у ставках рибогосподарського призначення?
6. Чим пояснюється загибель риби у нижньому б'єфі Ладижинського гідровузла на річці Південний Буг?
7. До яких змін в іхтіофауні річки Дністер призвело спорудження гребель водосховищ?
8. Яким чином гідротехнічне будівництво вплинуло на іхтіофауну річки Дунай?
9. З чим пов'язана невисока рибопродуктивність і дуже обмежена відтворювальна здатність іхтіофауни річки Сіверський Донець?
10. Які з найважливіших способів реалізуються для поліпшення природної кормової бази риб у ставкових рибних господарствах?

Дніпровські водосховища мають комплексне призначення: водозабезпечення населення і народного господарства, гідроенергетика, водний транспорт, рекреація, рибне господарство, зрошуване землеробство.

Антропогенний тиск, який обумовив раптовий перехід лотичної екосистеми в лентичну, одразу ж позначився на стані ВЕС Дніпра. Найяскравіше це виявилось в «цвітінні» води синьо-зеленими водоростями, що протягом майже чверті століття (1956-1980 рр.) приймало щороку надзвичайні масштаби і створювало складні проблеми для водокористування, рибного господарства, рекреації тощо.

У різних водосховищах каскаду «цвітіння» мало певні особливості. Першими і найбільш інтенсивно «зацвіли» Каховське і Кременчуцьке водосховища. При їх створенні підготовчі роботи із санітарної підготовки ложа були проведені вкрай недбало: залишились невикорчувані (а тільки частково вирубані) прибережні ліси, залиті території сіл, кладовищ, могильників худоби, що призвело до забруднення води органічними і біогенними речовинами; їх джерелами були також затоплені сільськогосподарські угіддя, території тваринницьких ферм, місця масового випасу худоби та численні заплавні водойми, зарослі водяною рослинністю, в яких постійно «цвіла» вода внаслідок масового розвитку синьо-зелених водоростей. Канівське водосховище з моменту утворення перебувало під постійним евтрофуючим впливом Києва. В ньому «цвітіння» розпочалось відразу після заповнення. Цьому сприяло також систематичне скидання «цвітучої» води з Київського водосховища.

На сьогодні, через 40 років після будівництва останнього на Дніпрі водосховища з'явилися ознаки стабілізації екологічної ситуації на зарегульованій українській частині Дніпра.

Протягом усього періоду існування дніпровських водосховищ на них істотно впливав і впливає антропогенний прес. Окрім безпосереднього впливу зарегулювання стоку на розвиток фітопланктону, виникнення «цвітіння» води, перебудову планктонних і донних біоценозів, формування заростей вищих водяних рослин на мілководдях та інших екологічних наслідків, у дніпровські водосховища потрапляли і потрапляють численні забруднювальні речовини. Великі міста (Київ, Черкаси, Кременчук, Дніпродзержинськ, Дніпропетровськ, Запоріжжя, Нікополь) забруднюють водосховища неочищеними або недоочищеними стічними водами, які містять як комунально-побутові відходи, так і стоки різних підприємств. Тому ці стічні води одночасно зумовлюють сапробізацію, евтрофікацію і токсифікацію водосховищ. Наприклад, річний стік фосфору (в перерахунку на P_2O_5) одного лише Києва становить близько 800 т на рік, а це призводить до підвищення вмісту фосфору в нижче розташованому Канівському водосховищі до неприйнятних меж (30-50 $мкг/дм^3$) і стимулює «цвітіння» води.

Особливо негативну роль в екології водосховищ в 50-60-ті рр. ХХ ст. відіграло забруднення інсектицидами ДДТ і гексахлораном (ГХЦГ). У Канівське водосховище ДДТ надходив з стічними водами одного з підприємств, яке виробляло цей препарат. Додатковим джерелом забруднення водосховищ ДДТ і гексахлораном було широке застосування цих інсектицидів у сільському господарстві Придніпров'я. Отрутохімікати надходили у водосховища також при пилових бурях, які піднімали забруднені маси ґрунту з поверхні землі південних областей України, де протягом десятків років постійно застосовувались стійкі і дуже токсичні отрутохімікати (особливо ДДТ і гексахлоран).

Впровадження синтетичних миючих засобів (детергентів) у побуті та на виробництві призвело до забруднення водосховищ цими токсикантами, що ввійшли до складу стічних вод.

Судноплавство та масовий розвиток моторного човнярства стало причиною значного нафтового забруднення водосховищ та їх приток. Наприклад, у 1999 р. у водосховища Дніпра та його приток надійшло 5881 млн м³ стічних шахтних і колекторно-дренажних вод, у тому числі без очищення 280,9 млн м³ і недостатньо очищених 1540 млн м³. З цими водами у водойми потрапило 356,9 тис. т сульфатів, 333,6 тис. т хлоридів, 5,4 тис. т азоту амонійного, 30 тис. т нітратів, 592,7 т заліза, 379,3 т нафтопродуктів, 12,1 т міді, 32,6 т цинку, 16,4 т нікелю, 7,2 т хрому тощо.

Значна кількість забруднюючих речовин надходить у водосховища із сільськогосподарських орних земель, тваринницьких комплексів, приватних садиб, територій населених пунктів. У загальному балансі надходження азоту і фосфору у водні об'єкти басейну Дніпра на сільськогосподарські угіддя припадає відповідно близько 28 % і 7,4 %. Із стоками тваринницьких комплексів і ферм надходить 9,7 % азоту, 4,9 % фосфору і 10,9 % калію.

Найбільш забруднені нижні водосховища дніпровського каскаду – Дніпродзержинське, Запорізьке та Каховське. В них протягом десятків років надходять стічні води всього комплексу підприємств південної металургії, коксохімічної, гірничо-видобувної, хімічної та інших галузей промисловості.

В складі цих стічних вод – елементи практично всієї таблиці Д.І. Менделєєва, тисячі різних органічних сполук, серед них такі небезпечні речовини, як ціаніди, роданіди, сполуки миш'яку та багато інших. Вся ця маса хімічних забруднювачів акумулюється перш за все в донних відкладах і зумовлює їх токсичність.

В той же час висока самоочисна здатність водних мас пелагіалі водосховищ з їх живим населенням забезпечує збереження якості води за показниками органічного забруднення в межах α -мезосапробності на більшій частині акваторії, а вищий рівень сапробності виявляється лише в межах окремих зон – поблизу великих міст (нижче за течією), на притоках

(малих річках) та водотоках, що служать для відведення стічних вод від промислових комплексів. У другій половині 90-х рр. ХХ ст. важливого значення як фактор антропогенного впливу набуло надмірне спрацювання водосховищ внаслідок перенапруженої роботи дніпровських ГЕС. При цьому скаламучуються донні відклади, насичені забруднювальними речовинами, інтенсивно поглинається кисень з води і виникають великомасштабні замори – масова загибель риб усіх видів (переважно взимку).

На формування якості води впливає стан прилеглих територій, зокрема, підтоплення земель, ерозійні процеси та руйнування берегів. Площі прибережної смуги дніпровських водосховищ, які знаходяться у зоні підняття ґрунтових вод, становлять близько 700 тис. га. Для захисту цих земель створюються водозахисні споруди (водообмежувальні і захисні дамби, дренажні канали, насосні станції тощо), що запобігають поширенню підтоплення земель. Із загальної довжини берегової лінії дніпровських водосховищ 3079 км на площі 760 км² побудовано такі захисні споруди.

Важливою умовою запобігання ерозії ґрунтів прилеглих територій, з якою пов'язане змивання гумусного шару, органічних і мінеральних речовин у водойми, є дотримання оптимальних, екологічно обґрунтованих нормативів розорювання земель. У басейні Дніпра цей показник перевищує 65 % при допустимому 40 %. Лісистість знизилась до 14 % при оптимальному залісенні навколо водосховищ та їх приток на площі приблизно 30 % території. Усе це призводить до зростання площ еродованих земель, інтенсивного змивання поверхневого шару ґрунту під час дощів, танення снігу та надходження його у водойми, що негативно впливає на якість води.

Забруднення і погіршення якості води вимагає додаткових витрат на її обеззараження та очищення на водогонах централізованого міського водопостачання та системах зрошувального землеробства. Вода, що використовується для зрошування і яка забруднена стійкими токсичними речовинами, може переносити їх на сільськогосподарські угіддя, де вони можуть накопичуватись в ґрунтах, а далі надходити до культивованих рослин, надаючи токсичних властивостей сільськогосподарській продукції.

5.2 Екологія Південного Бугу

Південний Буг – одна з великих річок України. Його водозбірна площа повністю розташована в межах країни. Довжина становить 806 км, площа басейну – 63700 км² (рис. 5.2).

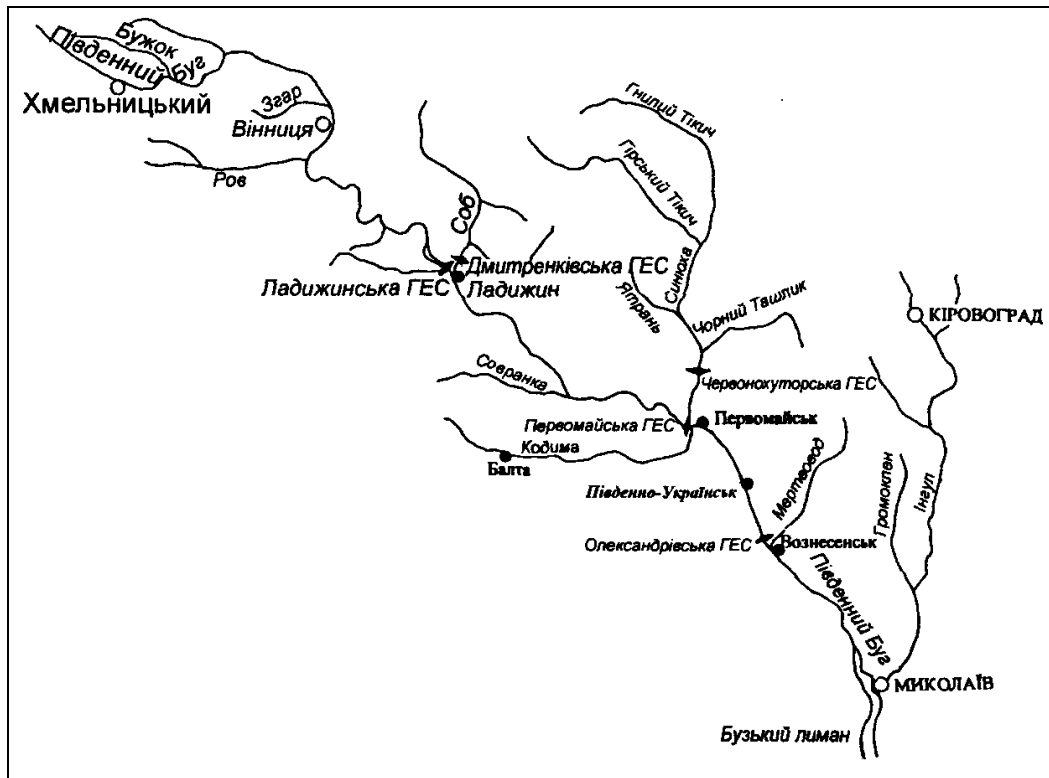


Рис. 5.2 – Схема водозбірного басейну річки Південний Буг

Середньорічна витрата води річки Південний Буг становить $88,9 \text{ м}^3/\text{с}$, а річний стік – $2,81 \text{ км}^3$. Водність річки формується з правобережних (Вовк, Згар, Ров, Савранка, Кодима та інші) та лівобережних (Бужок, Іква, Соб, Синюха, Мертвовода, Інгул та інші) приток.

Південний Буг – одна з найбільш зарегульованих річок України. В його басейні побудовано 197 водосховищ і 6,9 тис. ставів, з сумарним об'ємом близько $1,5 \text{ км}^3$ води. Серед них найбільші водосховища з ГЕС: Мар'янівське (773 км від гирла), Хмельницьке (755 км від гирла), Меджибозьке (711 км від гирла), Щедрівське (681 км від гирла), Новокосянтинівське (678 км від гирла), Сандракське (640 км від гирла), Сабарівське (571 км від гирла), Глибочицьке (372 км від гирла), Гайворонське (366 км від гирла), Пervомайське (196 км від гирла), Олександрівське (132 км від гирла). Деякі з ГЕС уже припинили своє існування. Діючими ГЕС залишаються Новокосянтинівська, Сабарівська, Сутиська, Ладизинська, Пervомайська, Олександрівська та ще кілька ГЕС з відповідними водосховищами.

Найбільшим водокористувачем річки є Південноукраїнський енергокомплекс, який складається з Південноукраїнської АЕС та Олександрівської ГЕС. До водогосподарських об'єктів комплексного призначення належить Ладизинське водосховище і ГЕС. Це водосховище використовується як водойма-охолоджувач Ладизинської ГЕС.

Водосховище займає площу 20,8 км², його довжина становить 45 км, повний об'єм – 150,8 млн м³.

Південний Буг протікає в різних у геологічному відношенні ландшафтних зонах, що обумовлює формування якості його води. Загальна закономірність полягає в зростанні мінералізації води від верхів'я до гирла. Середня мінералізація води на ділянці річки поблизу м. Вінниці становить в середньому 475 мг/дм³, а поблизу м. Первомайська нижче впадіння р. Синюхи вона зростає до 716 мг/дм³. У р. Інгул біля впадіння у Бузький лиман мінералізація перевищує 1000 мг/дм³.

У залежності від сольового складу ґрунтів, крізь які протікає річка, змінюється концентрація головних іонів і навіть клас води. Якщо у верхній частині річки у воді переважають іони гідрокарбонату та кальцію (гідрокарбонатно-кальцієвий клас води), то у напрямку до гирла зростає вміст сульфатів, натрію і калію.

На газовий режим Південного Бугу істотно впливає зарегулювання його стоку та протікання по заболочених (верхів'я) та порожистих (район Первомайська) ділянках. В цілому для Південного Бугу характерна досить висока насиченість води киснем. На порожистих ділянках ріки та нижче їх вміст кисню не падає менше 100 % насиченості. Невисокий рівень вмісту у воді органічних речовин (біхроматна окиснюваність близько 20 мгО₂/дм³) також є важливим чинником підтримання високого рівня насиченості води киснем. Вода Південного Бугу поблизу Первомайська і нижче за течією має підвищену жорсткість (6,1-6,2 ммоль/дм³), що обумовлюється відшаруванням вапнякових порід, які розташовані на цих ділянках ріки.

На зарегульованих ділянках, де утворились водосховища, кисневий режим води залежить не тільки від її перемішування, а й від інтенсивності перебігу фотосинтезу.

Негативно впливає на екосистему Південного Бугу Південноукраїнський енергокомплекс. Як водойма-охладжувач Південноукраїнської АЕС функціонує Ташлицьке водосховище. Його площа 186 км², а об'єм – 85 км³. При досить низькій температурі нижніх шарів верхні шари водосховища прогриваються (до 40 °С). Так, в найглибшій пригреблевій частині водосховища в літні місяці спостерігається чітко виражена температурна стратифікація, яка супроводжується зниженим вертикальним перемішуванням води. Внаслідок цього температура придонних шарів води рідко коли піднімається вище 11-13 °С, в той час як у поверхневих шарах вона досягає 35-40 °С. Це зумовлює підвищене випаровування води та зростання її мінералізації. Так, протягом кількох років роботи АЕС мінералізація води зросла до 1,9 г/дм³. Перегрівання верхніх шарів води завдає шкоди розвитку планктонних організмів. Не сприяє нормальному розвитку бентосу і низька температура придонних шарів води. Вплив Південноукраїнської АЕС на екосистему Південного Бугу цим не

обмежується. Потрібно періодично промивати водойму-охолоджувач з метою зниження мінералізації води та очищення від накопичених забруднюючих речовин. Такі промивання проводяться, як правило, під час весняного водопілля.

Негативно впливають на водність та якість води Південного Бугу беззворотні втрати води на експлуатацію різних об'єктів. Наприклад, тільки за період 1981-1998 рр. з річки вилучено у 8 разів більше води, ніж її акумулювали при заповненні всіх водосховищ. На потреби Південноукраїнського енергетичного комплексу щороку безповоротно забирається понад 40 млн. м³ води. Всього ж з басейну Південного Бугу в 1998 р. забрано 1,08 км³ води, з яких використано 1,04 км³, скинуто після технологічного використання – 0,88 км³ і беззворотно втрачено 0,20 км³ води.

Таким чином, вплив енергокомплексів на екосистему Південного Бугу виявляється у зміні гідрологічного, гідрохімічного і гідробіологічного режимів як водойм-охолоджувачів, так і самої річки. Все це необхідно враховувати при екологічній оцінці якості води річки. Збереження високої якості води Південного Бугу є життєвою необхідністю для населення багатьох міст і населених пунктів півдня України. Його води є основним джерелом питного водопостачання населених пунктів Миколаївської області. Поряд з дніпровською водою стік річки істотно впливає на стан Дніпровсько-Бузької естуарної екосистеми та шельфової зони Чорного моря.

5.3 Екологія Дністра

Дністер бере початок на північно-східних схилах Карпатських гір на висоті близько 900 м. Його довжина – 1362 км, з них на території України – 925 км. Загальна площа водозбору – 72100 км² (рис. 5.3).

Середньорічна витрата води в гирлі становить 330 м³/с, а сумарний річний стік – близько 10 км³. На відстані 140 км від гирла Дністер поділяється на два рукави: лівий – Швидкий Турунчук (несе до 60% загального об'єму водного стоку) та правий, що має однойменну назву – Дністер. На відстані 22 км від гирла (біля озера Білого) вони знову зливаються в одне русло. Перед впадінням у Дністровський лиман від Дністра відходить штучно створений канал глибиною 9-10 м і шириною близько 100 м, який теж впадає в лиман та має назву Глибокий Турунчук.

У 1954 р. на ділянці ріки, що розташована на території Молдови, створене Дубосарське водосховище довжиною близько 128 км. Його середня ширина становить 0,53 км (максимальна до 2 км), а проектна глибина – 7,5 м (максимальна – до 19,5 м).

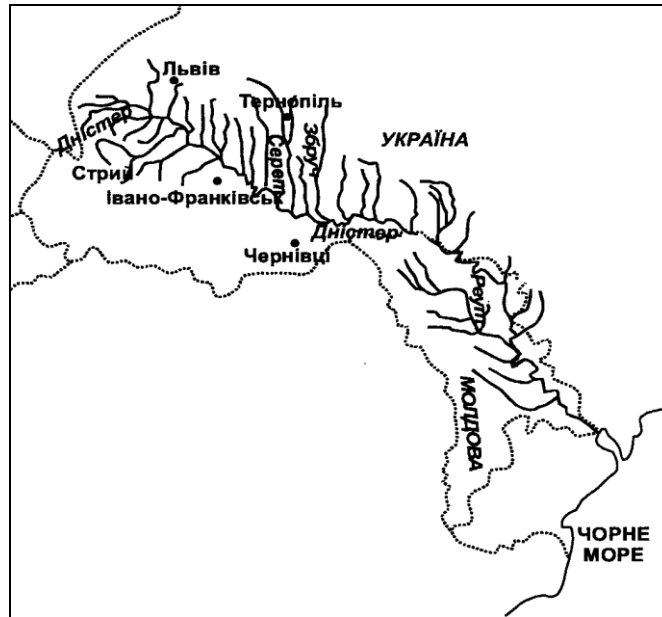


Рис. 5.3 – Схема басейну річки Дністер

За роки існування водосховища в ньому акумульовані величезні маси твердих речовин стоку (замулено до 40 % об'єму), внаслідок чого зменшилися його глибини і воно може утримувати до 290 млн м³ води.

У 1986 р. на відстані 677,7 км від гирла у верхній частині середнього Дністра на території України введено в експлуатацію Дністровське водосховище. Воно має довжину 194 км, а об'єм води, який в ньому акумулюється, становить 3 км³. Площа водного дзеркала досягає 142 км², глибина на різних ділянках – від 21 до 54 м, а ширина в середньому – 0,72 км. Дністровське водосховище – одне найглибших в Україні серед інших водосховищ річкового типу. У зв'язку із значною каламутністю води, зумовленою твердими складовими стоку, водосховище досить швидко замулюється. Основне його призначення – регулювання водного стоку річки, боротьба з повенями та паводками, водопостачання, отримання електроенергії, зрошувальне землеробство та риборозведення.

З метою регулювання добових попусків води з Дністровського водосховища нижче його греблі на відстані 657,9 км від гирла створено буферне водосховище завдовжки 20 км, завширшки 0,3-0,5 км, завглибшки 5-9 м. Проектні об'єм води в буферному водосховищі – 31 млн м³, площа водного дзеркала – 6 км².

За вмістом головних іонів вода верхньої течії належить до гідрокарбонатно-кальцієвого класу II типу. Природна мінералізація вод, які стікають з гір, невисока (240-260 мг/дм³), але нижче від населених пунктів та великих промислових підприємств вона зростає і часто перевищує 450 мг/дм³. Скидання стічних вод у притоки Дністра буває настільки великим, що гідрокарбонатно-кальцієвий клас води змінюється на сульфатно-кальцієвий.

Серед факторів, що визначають якість води водотоків гірської частини водозбірної площі Дністра, певна роль належить транскордонному перенесенню забруднюючих речовин з повітрям. Із Західної Європи на територію України часто надходять дощові хмари, забрудненні хлоридами, сульфатами, нітратами та відповідними кислотами.

Екологічний стан середнього Дністра визначається антропогенним навантаженням, пов'язаним з регулюванням ріки та надходженням стічних вод від великих міст, промислових підприємств, оброблюваних хімічними засобами сільськогосподарських полів, садів та виноградників.

У Дністровське водосховище вода надходить з підвищеною концентрацією солей, що і визначає її більш високу мінералізацію, ніж у верхній частині ріки.

На деяких ділянках середньої течії вона сягає 420-461 мг/дм³. У середній течії ріки вміст хімічно стійких органічних речовин залежить від скидання побутових і промислових стоків. Цей показник протягом не тільки доби, а навіть годин може суттєво мінятись. Наприклад, коливання біхроматної окиснюваності води нижче від буферного водосховища реєструвалось протягом доби від 7,7 до 21,6 мгО₂/дм³.

У нижній течії Дністра вода менш забруднена органічними і мінеральними речовинами, це пов'язане з їх осадженням у водосховищах, розташованих вище. Про це свідчить більш низький показник біхроматної (5,0-9,0 мгО₂/дм³) та перманганатної (4,1-6,6 мгО₂/дм³) окиснюваності води. БСК₅ коливається у межах 1,2-1,5 мгО₂/дм³, а при промислово-побутовому забрудненні зростає до 3,3-4,8 мгО₂/дм³.

Найбільш забрудненими органічними речовинами є ділянки середнього Дністра, більш чистими – води Дністровського і Дубосарського водосховищ та нижнього Дністра.

5.4 Екологія української частини басейну Дунаю

Дунай – одна з найбільших річок Європейського континенту. Площа басейну становить 817000 км². Водність Дунаю формується, в основному, в гірських районах Альп, Карпат і Балкан. Подолавши відстань 2960 км, води Дунаю надходять до Чорного моря. Від міста Рені до гирла 174 км Дунай тече по території України (рис. 5.4).

Середньорічний стік становить 204 км³, він може досягати 313 км³ у багатоводні роки або знижуватись до 123 км³ у маловодні. Середня багаторічна витрата води в гирлі 6500 м³/с. З території Одеської області в українську частину Дунаю надходить дуже незначна кількість води, яка практично не впливає на водність ріки.

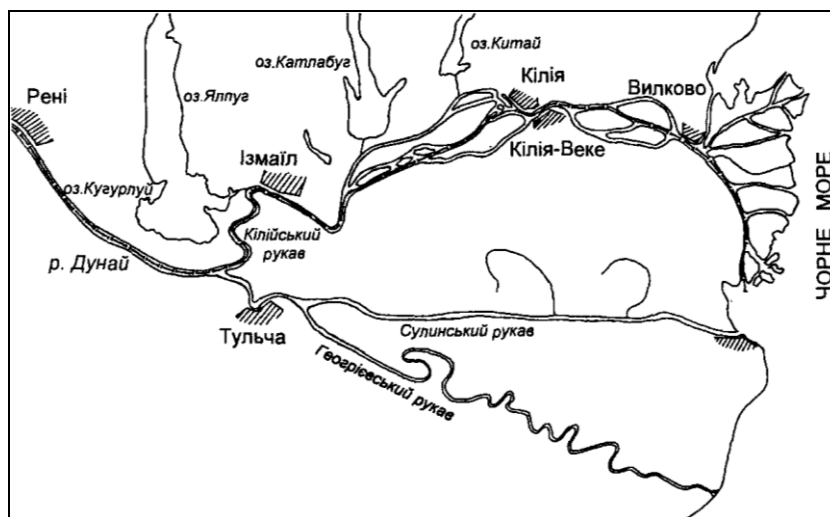


Рис. 5.4 – Нижня ділянка річки Дунай на території України

На українській ділянці нижньої течії Дунаю, нижче від м. Рені, розташовано 21 озеро-лиман, які здебільшого утворились у гирлових частинах річок – приток Дунаю. Найбільше серед них Ялпуг (довжина 25 км, ширина 2-7 км, середня глибина – 2,6 м, максимальна – 6 м, площа водного дзеркала – 149 км²). Піщаний пересип відокремлює від нього оз. Кугурлуй (площа 82 км²), яке протоками з'єднується з Дунаєм і живиться його водами. Між Ізмаїлом та Кілією розташовані досить великих розмірів озера Катлабуг (67 км²) та Китай (60 км²). Вище м. Вилкове дунайська вода по штучно створеному каналу (довжина 14 км) надходить в оз. Сасик. У минулому це був солоний морський лиман, який відгороджено від Чорного моря греблею та розпріснено.

Нижче румунського м. Тульча Дунай розділяється на Кілійський, Сулинський та Георгієвський рукави. Ці три рукави є головними в дельті Дунаю. Серед трьох рукавів Кілійський – найбільш багатоводний. Його довжина становить 112 км, ширина 500-1200 м. Середня глибина коливається від 10 до 20 м, а швидкість течії в ньому досягає майже 1 м/с. Середньорічний розподіл стоку за рукавами характеризується такими цифрами: Кілійський рукав – 65,6 %, Георгієвський – 20,3 % і Сулинський – 14,1 %. До території України належить частина Кілійської дельти, яка починається поблизу м. Ізмаїл, та придунайські озера-лимани Ялпуг, Кугурлуй, Катлабуг, Китай, Кагул та інші.

Особливістю дунайської води є підвищена мутність, яка зумовлена значним вмістом у ній завислих частинок та наносів.

Середня багаторічна мутність води становить 170 г/м³ при коливаннях від 107 до 242 г/м³ і максимальних величинах до 2300 г/м³.

Вода української частини дельти Дунаю характеризується невеликою амплітудою коливань мінералізації – 374-475 мг/дм³, при середній її величині – 375 мг/дм³.

Вода забруднена органічними речовинами, має підвищений вміст біогенних елементів, нафтопродуктів, фенолів, деяких важких металів (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 – Вміст деяких важких металів у воді Кілійської дельти Дунаю, мкг/дм³

Метал	Сезони року	Зима	Весна	Літо	Осінь
Mn	Межі коливань	76,0-110,0	40,0-720,0	32,8-520,0	14,3-230,0
	Середнє значення	88,5	165,0	145,5	70,0
Cu	Межі коливань	7,6-94,0	25,0-160,0	4,0-190,0	16,7-89,5
	Середнє значення	39,0	76,0	34,7	42,0
Zn	Межі коливань	27,7-113,0	27,3-134,0	10,2-173,0	16,4-110,0
	Середнє значення	78,2	65,8	53,5	42,0
Pb	Межі коливань	6,0-38,8	7,3-46,0	7,6-37,5	11,9-57,0
	Середнє значення	22,5	18,6	20,8	27,2
Cr	Межі коливань	46,5-163,7	68,5-168,0	14,0-155,0	50,0-88,7
	Середнє значення	98,0	114,0	68,0	64,0
Mo	Межі коливань	10,5-39,4	18,5-41,6	13,8-60,2	26,0-34,2
	Середнє значення	21,0	32,4	36,6	28,5

БСК₅ систематично перевищує граничнодопустимі величини для джерел централізованого господарсько-питного водопостачання. Переважно БСК₅ становить 2-4 мгО₂/дм³, максимальні значення досягають 7 мгО₂/дм³, а біля міст випуску стічних вод зростають до 10-12 мгО₂/дм³.

Завислі частинки зумовлюють високу мутність води, в той же час вони є активними адсорбентами, на яких концентруються важкі метали, пестициди, інші токсиканти та бактерії.

Із зменшенням швидкості течії вони осаджуються на дно, внаслідок чого в донних відкладах Кілійського рукава Дунаю багаторазово підвищується вміст ртуті, хлорорганічних пестицидів та інших токсикантів.

Джерелами надходження пестицидів є сільськогосподарські угіддя, з яких пестициди змиваються під час паводків і дощів. Розчинність пестицидів у дунайській воді підвищена через високий вміст у ній нафти та поверхнево-активних речовин.

Необхідність посилення водоохоронної та природоохоронної діяльності в українській частині дельти Дунаю пов'язана з тим, що продовжується її господарське використання. Значну шкоду водним екосистемам завдає видобування піску та не завжди екологічно обґрунтовані днопоглиблювальні роботи в судноплавних рукавах. Будівництво на окремих ділянках гирлової частини Дунаю гребель, каналів, шлюзів вже призвело до скорочення, а в деяких випадках – і до

повного зникнення унікальних водних біоценозів. Прийняття невідкладних заходів щодо охорони природи дельти Дунаю сьогодні стало складовою частиною екологічної політики України.

До басейну Дунаю належать його лівобережні притоки Тиса та Прут, які беруть свій початок на схилах Українських Карпат. Тиса є найбільшою притокою Дунаю. На притоках Тиси побудована Теремле-Руцька ГЕС потужністю 29,5 тис. кВт, Уж-Оноківська та Ужгородська дериваційні гідроелектростанції. У басейні Тиси створені системи протиповеневого захисту території.

Якість води в українській частині басейну Тиси залежить від стану водозбірної площі. У верхній частині, розташованій у гірських долинах, де відсутня розвинута промисловість, вода за екологічною оцінкою характеризується як чиста і дуже чиста.

При виході на Закарпатську низину, де розташовані великі промислові центри (Мукачеве, Берегове, Чоп, Ужгород) та ведеться інтенсивне сільськогосподарське виробництво, якість погіршується і вода оцінюється як помірно забруднена і брудна. Особливо забруднюються ділянки Тиси нижче впадіння приток, вздовж берегів яких розміщені промислові та сільськогосподарські виробництва.

Негативно впливає на екологічний стан річки Тиси та її приток гідротехнічне будівництво. З початком експлуатацію Теремле-Руцької ГЕС вище греблі різко підвищилась концентрація органічних речовин за рахунок зростання маси донних мулових відкладів, знизився рівень насиченості води киснем, зросла сапробність у порівнянні з верхньою незарегульованою ділянкою ріки. Загальний екологічний стан річки за більшістю показників екологічної оцінки відповідає 2-4-й категоріям якості води (добра-задовільна).

Для річок Латориця і Уж характерні ті ж закономірності формування живого населення, що і для інших річок басейну Тиси.

Вода р. Латориці, в основному, забруднюється стічними водами Свалявського лісохімкомбінату та підприємствами Мукачевого. В районі Мукачевого і Чопа спостерігається висока концентрація нафтопродуктів, амонійного азоту, органічних речовин, міді.

Основний забруднювач Ужа – стічні води м. Ужгорода, які спричиняють підвищення мінералізації, вмісту амонійного азоту, органічних речовин, нафтопродуктів, фенолів та міді. Крім того є значна кількість так званих дифузних джерел: сільськогосподарські угіддя, стоки з ферм і тваринницьких комплексів, літніх таборів худоби, забруднювальні речовини надходять також з фільтраційними водами накопичувачів, з територій населених пунктів тощо.

Притокою Дунаю є третя за величиною річка Західного регіону України – Прут. Довжина річки – 967 км, 299 км на території України, площа басейну 27,5 тис. км², з яких 17,4 тис. км² охоплює територію

України. Основна частина річки проходить по прикордонній території між Румунією і Молдовою. Впадає Прут в Дунай вище за м. Рені.

5.5 Екологія Сіверського Дінця

Характерною особливістю басейну Сіверського Дінця є надзвичайно високий вплив урбанізованих територій, великі об'єми водокористування (близькі до величини річкового стоку) та значна кількість водозабірних споруд уздовж усієї ріки і багатьох її приток. Так, на території Росії розташований ряд водосховищ, які утворились після зарегулювання верхньої частини ріки. Після переходу на територію України Сіверський Донець зарегульований Печенізьким водосховищем (довжина 65 км, об'єм води 383 млн м³). Від цього водосховища прокладено два водоводи для забезпечення питною водою м. Харкова. Значна кількість води подається до Зміївської ТЕС.

На одній з найбільших лівобережних приток Сіверського Дінця річці Оскол створено Червонооскольське водосховище для поповнення у посушливі сезони водного стоку Сіверського Дінця та забезпечення водними ресурсами каналу Сіверський Донець-Донбас. На Сіверському Дінці неподалік від м. Слов'янська створено гідротехнічний комплекс. Він включає Райгородську греблю, що забезпечує підйом води у річці, водозабір каналу Сіверський Донець-Донбас та два правобережні водозабори Західної фільтрувальної станції, від яких вода подається для водозабезпечення Лисичанська, Первомайська і Кіровська. Нижче місця впадіння р. Казенний Торець у Сіверський Донець розташовані водозабори Слов'янської ТЕС, Другого Донецького водоводу, Південно-Донбаського водоводу та кількох інших водопровідних об'єктів. У нижній течії річки вода забирається для багатьох промислових підприємств Луганської області, в тому числі Луганської ТЕС.

Сіверський Донець займає четверте місце за довжиною серед основних річок України. Його загальна довжина від витоків до впадіння в р. Дон становить 1053 км, з них на території України – 700 км. Загальна площа водозбору досягає 98900 км² (55 % припадає на українську частину).

У 1996 р. внаслідок дуже сильних літніх дощів і різкого підйому рівня води у річках басейну Сіверського Дінця були переповнені ємкості стічних вод м. Харкова, що призвело до екологічної аварії з надходженням промислових і побутово-каналізаційних стоків у річки Харківської області. В цілому, рівень підйому води під час весняного водопілля у нижній течії Сіверського Дінця може досягати 8-9 м.

Водоресурсний баланс річок басейну Сіверського Дінця має надзвичайно важливе народногосподарське значення. Це пов'язане з водозабезпеченням таких промислових регіонів країни, як Харків і Харківська область, Донбас, деякі райони Луганської області. Водозабезпечення цих регіонів здійснюється з 40 водосховищ і ставків, у тому числі розташованих на притоках Сіверського Дінця.

Для поповнення водних ресурсів Сіверського Дінця споруджено канал Дніпро-Донбас.

На формування гідрохімічного режиму Сіверського Дінця впливають природні, кліматичні і антропогенні фактори. Він протікає через дві природно-географічні зони – лісостепову і степову.

Вздовж річки змінюється геологічна будова водозбірної площі, внаслідок чого вода за основними показниками мінералізації і іонного складу за ходом течії змінюється від гідрокарбонатно-кальцієвого до сульфатного і сульфатно-хлоридного класу.

У середній і нижній течії зростає загальна мінералізація води, це пов'язано з інтенсивним випаровуванням, невеликою кількістю опадів, підвищеною температурою повітря і дуже сильними східними вітрами.

Важливим природним фактором, який впливає на якість води як у Сіверському Дінці, так і його притоках є вплив підземних вод, найбільше виражений у середній течії. Протікаючи крізь соленосні і кам'яновугільні породи, підземні води збагачуються мінеральними солями, внаслідок чого при надходженні у поверхневі води зумовлюють підвищення загальної мінералізації на окремих ділянках річок у 2-4 рази.

Велика насиченість Харківської області промисловими підприємствами істотно впливає на гідрохімічний режим і якість води в річках басейну. Так, очисні споруди каналізаційної системи м. Харкова скидають недостатньо очищені стічні води до річок Уди та Лопань. Кількість цих вод перевищує об'єм стоку названих річок. Внаслідок цього еколого-санітарний стан цих річок у межах міста та нижче за течією вкрай незадовільний. Стічні води промислових підприємств м. Шебекино, розташованих на території Російської Федерації, по р. Нежиголь виносяться у Печенізьке водосховище, де розташовані водозабори питного водопостачання Харкова.

На хімічний склад води Сіверського Дінця істотно впливає надходження забруднювальних речовин з таких промислових центрів, як Харків, Чугуїв, Зміїв, Балаклія, Ізюм та інших.

Так, якщо вище за м. Ізюм мінералізація води у Сіверському Дінці становить 457 мг/дм^3 , то нижче від міста вона зростає до 737 мг/дм^3 . Після Харкова мінералізація води р. Уди зростає в 1,5 рази – від $406\text{-}410 \text{ мг/дм}^3$ до $710\text{-}715 \text{ мг/дм}^3$. Різко падає рівень розчиненого кисню (до $2,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, або 23% насиченості). Мінералізація води в р. Лопань зростає в межах Харкова до $569\text{-}725 \text{ мг/дм}^3$. Внаслідок антропогенного забруднення річок

басейну Сіверського Дінця в межах великих міст підвищується вміст у воді азоту амонійного до 8,79 мг/дм³, азоту нітритного – до 0,61 мг/дм³, нафтопродуктів – до 0,94 мг/дм³, фенолів – до 0,012 мг/дм³.

Небезпечні забруднювальні речовини надходять у річки басейну Сіверського Дінця не тільки зі стічними водами промислових підприємств, а і внаслідок змиву з сільськогосподарських угідь і тваринницьких ферм. У річки змиваються еродовані ґрунти, хімічні добрива та отрутохімікати з полів, що істотно впливає на замулення русел.

Райони, що знаходяться у зоні впливу таких підприємств, характеризуються значним вмістом у ґрунті і воді важких металів. Зокрема, у ґрунті вміст кадмію, свинцю та хрому на деяких ділянках водозбірної площі перевищує фонові концентрації в 1,6-3,5 рази.

На значних ділянках річки, до яких надходять недостатньо очищені стічні води промислових підприємств або високомінералізовані шахтні води, вища водяна рослинність майже повністю відсутня. Поширення макрофітів чітко відображає ступінь забруднення води: чим більше надходить стічних вод, тим менш густі їх зарості в прибережних ділянках річки. На видовий склад і чисельність зоопланктону впливає не тільки забруднення води, а й тверді складові стоку, що визначає її мутність. У Сіверському Дінці вміст твердих частинок змінюється від 70 г/м³ у верхній частині до 240 г/м³ і більше у середній і нижній ділянках. У воді окремих приток концентрація завислих частинок досягає 1000 г/м³.

За наявності певних видів бентосних організмів можна судити про ступінь і характер забруднення річки.

Рибопродуктивність річки невисока, а її відтворювальна здатність щодо поповнення іхтіофауни дуже обмежена.

5.6 Екологія Західного Бугу

Західний Буг бере початок на північних схилах Волино-Подільської височини. Довжина річки – 772 км, з яких у межах України – 401 км. На значній території Західний Буг протікає вздовж державного кордону з Польщею. Західний Буг є правою притокою Вісли, який впадає на території Польщі у Зегжинське водосховище. У басейні ріки розташовані Шацькі озера. На річці побудовані Золочівське, Добротвірське і Сокальське водосховища, води яких використовуються для потреб гідроенергетики, технічного та питного водопостачання.

Якість води в Західному Бугу формується під впливом природних і антропогенних чинників, до яких належить надходження стічних вод м. Львів і промислових підприємств, розташованих на притоках української ділянки річки.

Так, якість води верхньої частини ріки характеризується як «добра» і «задовільна», а з наближенням до м. Кам'янка Бузька – «погана» і «дуже погана». Це пов'язано із надходженням забруднювальних речовин з такими притоками як р. Золочівка і особливо р. Полтва, яка протікає через Львів.

Негативний вплив забруднень, які надходять із стоком р. Полтва в Західний Буг, простежується до Добротворського водосховища. В ньому якість води покращується внаслідок більш сприятливих умов для протікання процесів біологічного самоочищення води. Цьому сприяють як більш високий рівень розвитку угруповань рослинних і тваринних організмів, які забезпечують самоочисну здатність екосистеми водосховища, так і фактор розведення забруднювальних речовин у значному об'ємі водних мас водосховища. Нижче від водосховища якість води характеризується як «задовільна».

Після впадання у Західний Буг р. Студянка, до якої надходять шахтні та стічні води хімічних і нафтохімічних підприємств, розташованих у Нововолинському промисловому регіоні, вода погіршується і характеризується як «задовільна» і «погана».

З наближенням до кордону з Республікою Білорусь якість води поступово покращується і оцінюється як «задовільна».

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 5

1. Що зумовило надзвичайні масштаби «цвітіння» води річки Дніпро синьо-зеленими водоростями у ХХ ст.?
2. Яким чином недбала санітарна підготовка лож водосховищ дніпровського каскаду призвела до інтенсивного «цвітіння» води в них?
3. Як пов'язано надходження отрутохімікатів у водосховища дніпровського каскаду з пиловими бурями в південних областях України?
4. У чому полягає негативний вплив на водну екосистему Південного Бугу Південноукраїнського енергокомплексу?
5. Як теплові електростанції в басейні Південного Бугу впливають на екосистему річки (на прикладі Ладжинського водосховища)?
6. З якою метою здійснюються екологічні попуски води з Дністровського водосховища?
7. Яким антропогенним навантаженням визначається екологічний стан середнього Дністра?
8. Які основні джерела надходження пестицидів до річки Дунай та з чим пов'язана висока розчинність пестицидів у дунайській воді?
9. З яких основних джерел відбувається надходження небезпечних забруднюючих речовин до річки Сіверський Донець?
10. Які антропогенні чинники впливають на стан Західного Бугу?

6 ІНТЕГРОВАНЕ УПРАВЛІННЯ ПРИРОДНИМИ РЕСУРСАМИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА БАСЕЙНОВИМ ПРИНЦИПОМ

Підписання Угоди про асоціацію між Україною та ЄС (27.06.2014 р.) відкрило нові можливості та створило нові стандарти у різних сферах суспільного життя, включаючи водний сектор.

У Національній доповіді за 2017 рік «Цілі Сталого Розвитку: Україна», розглянутої на Саміті ООН, вказано, що з урахуванням необхідності гармонізації із законодавством ЄС, до 2030 р. в Україні необхідно забезпечити на всіх рівнях впровадження комплексне інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом.

Басейновий принцип управління водними ресурсами – це сучасний підхід до управління ВЕС, де основним суб'єктом управління виступає її басейн. Такий підхід визначає передумови та напрями створення в Україні сучасного механізму використання, охорони і відтворення ВЕС, який відповідатиме найбільш ефективній міжнародній практиці і надасть змогу реалізувати стратегію державної політики, спрямованої на запобігання виснаження водних ресурсів та досягнення і підтримання їх доброї якості.

Басейновий принцип управління – комплексне (інтегроване) управління водними ресурсами в межах району річкового басейну.

6.1 Басейнова рада та принципи інтегрованого управління водними ресурсами

У річкових басейнах вирішення всіх питань, пов'язаних з використанням, охороною і відтворенням водних ресурсів передбачається покласти на Басейнову Раду річкового басейну, виконавчим органом якої має бути Басейнове управління водних ресурсів.

Значення такого формування як Басейнова рада полягає перш за все у впровадженні принципів басейнового принципу управління водними ресурсами, що є метою Водної Рамкової Директиви ЄС.

Діяльність Басейнової ради спрямована на практичну реалізацію інтегрованого управління водними ресурсами (з урахуванням інтересів різновиду структур, сфер діяльності по басейну) шляхом налагодження взаємодії державних органів влади, зацікавлених сторін та громадськості. Басейнові Ради є дорадчими органами та головними басейновими координаторами і діють на громадських засадах.

Основоположним принципом діяльності Басейнової Ради є узгодження інтересів та координація дій суб'єктів управління і користування водними ресурсами.

Басейнова Рада є законодавцем з усіх водних проблем басейну річки. У своїй діяльності керується Законами України, рішеннями Кабінету Міністрів України та іншими чинними нормативними документами.

Басейнова Рада – це своєрідний «парламент води», який складається з представників водокористувачів, місцевих органів влади у сфері використання і охорони водних ресурсів, громадських організацій та представників науки та інших зацікавлених учасників водогосподарського комплексу відповідного річкового басейну.

Басейнова рада – це консультативно-дорадчий орган у межах території річкового басейну, утворений при центральному органі виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері розвитку водного господарства, з метою забезпечення раціонального використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів, інтегрованого управління ними.

Басейнова рада утворюється центральним органом виконавчої влади, який реалізує державну політику у сфері розвитку водного господарства, для вироблення пропозицій та забезпечення узгодження інтересів підприємств, установ та організацій у галузі використання і охорони вод і відтворення водних ресурсів у межах басейну.

Рішення басейнових рад враховуються під час розроблення планів управління басейном та реалізації заходів щодо раціонального використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

До складу басейнових рад входять представники центральних та місцевих органів виконавчої влади, органів місцевого самоврядування, інших зацікавлених організацій, установ, підприємств та представники громадськості.

Головною метою Ради є сприяння впровадження принципів комплексного управління водними ресурсами у басейнах річок, шляхом прийняття узгоджених рішень з питань водогосподарської політики на території басейну із залученням до процесу управління представників місцевих органів влади у сфері використання і охорони водних ресурсів, громадських та екологічних організацій, наукових установ (згідно профілю).

До основних функцій Басейнової Ради належить:

- прийняття рішень в галузі управління водними ресурсами в межах басейну;
- вироблення політичних принципів по використанню водних ресурсів в межах басейну;
- реалізація і адаптація Плану управління басейном;
- визначення плану заходів для реалізації схеми розвитку басейну;
- вирішення конфліктів водокористувачів.

Виконавчим органом Басейнових Рад мають бути Басейнові управління водних ресурсів і на підставі басейнових планів та програм здійснювати державне управління водними ресурсами в басейні.

Ці плани та програми повинні складатися з:

- загальної характеристики басейну;
- короткого опису негативних факторів, які впливають на стан вод;
- переліку екологічних завдань;
- водогосподарського балансу в басейні річки;
- економічного аналізу використання води;
- програм для районів річкових басейнів, окремих підбасейнів, тощо;
- інформаційного забезпечення громадськості щодо планів управління річковим басейном;
- переліку компетентних органів виконавчої влади, причетних до виконання завдань, передбачених планами та програмами;
- конкретних заходів, які намічені для виконання в басейні на найближчий час та на перспективу.

Основою діяльності Басейнового управління водних ресурсів є рішення Басейнової Ради.

До основних функцій Басейнових управлінь водних ресурсів слід віднести управління використанням, охороною та відтворенням водних ресурсів, включаючи:

- здійснення заходів щодо екологічного оздоровлення ВЕС;
- забезпечення потреб населення та галузей економіки у водних ресурсах;
- забезпечення функціонування систем державного моніторингу вод;
- забезпечення експлуатації водогосподарських систем, об'єктів, споруд;
- контроль за додержанням водного законодавства.

Управління водними ресурсами річкового басейну має здійснюватися на основі басейнової угоди, яка є основним правовим документом і закріплює відносини договірних сторін, про взаємодію з питань забезпечення збалансованості використання, охорони і відтворення водних ресурсів з басейновими управліннями.

Основними принципами взаємодії відповідно до цих Угод є:

- чітка координація дій з питань управління в галузі використання, охорони та відтворення водних ресурсів;
- пріоритетність екологічної безпеки природокористування, узгодженість і збалансованість екологічної політики суб'єктів водокористування і водогосподарської діяльності;
- комплексне планування та здійснення природоохоронних заходів, регламентування господарської діяльності в зонах шкідливої дії води, особливо у межах водоохоронних зон та прибережних захисних смуг;
- оперативне та комплексне використання сил і засобів при виникненні надзвичайних ситуацій.

6.2 Інтегроване управління ВЕС згідно Водного кодексу України

У 2015 році було розроблено Національну стратегію наближення (апроксимації) законодавства України до права ЄС у сфері охорони довкілля. Її мета – приведення законодавства у повну відповідність до вимог права ЄС як на «папері», так і у практиці застосування.

Процес апроксимації включає три стадії: **1) транспозицію** – процес нормативно-правового приведення законодавства до вимог права ЄС (має пройти за 2-3 роки з моменту підписання Угоди); **2) імплементацію** – практичне впровадження вимог і стандартів ЄС (передбачає наявність інституційної, фінансової та інвестиційної складових); **3) забезпечення дотримання** – повне впровадження або технічну імплементацію.

Новий етап переходу до оновленого управління водними ресурсами за басейновим принципом пов'язаний із прийняттям Закону України від 4 жовтня 2016 року №1641-VIII *«Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом»*, який вступив в силу у лютому 2017 року. Цей Закон враховує головні положення Водної Рамкової та Паводкової Директив Європейського Союзу і впровадження ряду механізмів управління на зразок європейських. Тому можна вважати, що 2016 рік став проривним у старті змін у водному законодавстві, враховуючи зобов'язання України, взяті в результаті підписання Угоди про асоціацію з ЄС у листопаді 2014 року.

Законом внесено зміни до Водного кодексу України, а саме суттєво доповнено водогосподарську термінологію, зокрема визначено формулювання басейнового принципу управління, гідрографічного і водогосподарського районування, масивів поверхневих і підземних вод і їх показників, планів управління річковим басейном і ризиками затоплення, водогосподарських балансів, категорій (район річкового басейну – річковий басейн – суббасейн – водогосподарська ділянка – масив вод).

Зазначено, що гідрографічною одиницею є район річкового басейну, яких в Україні встановлюються 9: Дніпро, Дністер, Дунай, Південний Буг, Дон, Вісла (входять суббасейни Західний Буг і Сан), річок Криму, Причорномор'я, Приазов'я. Вказано, що Плани управління річковими басейнами розробляються та виконуються з метою досягнення екологічних цілей, визначених для кожного району річкового басейну і затверджуються Урядом кожні шість років. Плани управління ризиками затоплення розробляються та виконуються з метою зменшення потенційного негативного впливу затоплень на життєдіяльність людини, навколишнє природне середовище, культурну спадщину та господарську діяльність і теж затверджуються Урядом. Сутністю моніторингу є моніторинг біологічних, гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників.

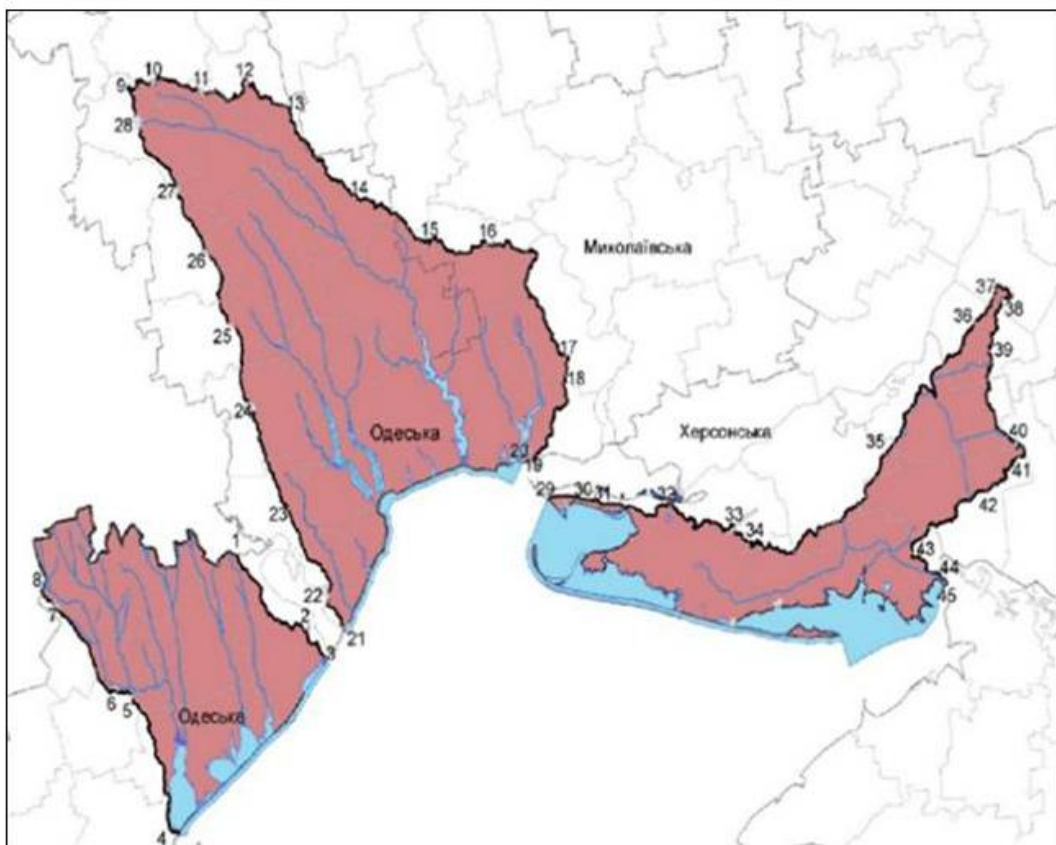


Рис. 6.1 – Картосхема району басейна річок Причорномор'я (код М5.8)

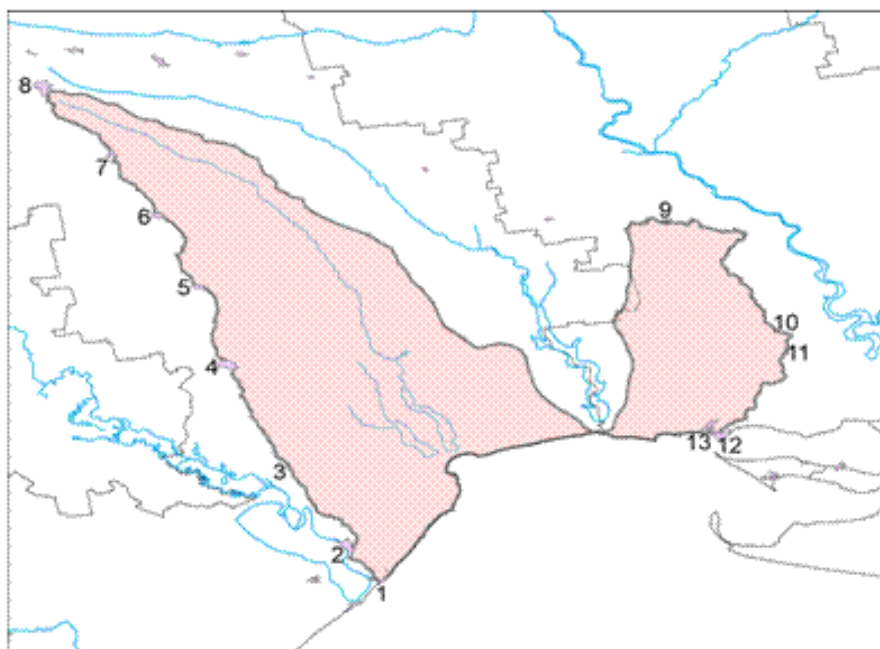


Рис. 6.2 – Картосхема водогосподарської ділянки – узбережжя Чорного моря між Дністровським лиманом та Дніпровським лиманом (виключаючи р. Тилігул з лиманом) (код М5.8.0.02)

Щодо поверхневих вод встановлюється:

1) екологічний стан масиву поверхневих вод визначається за біологічними показниками з використанням гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників і на основі екологічного нормативу якості води класифікується як «відмінний», «добрий», «задовільний», «поганий» або «дуже поганий»;

2) хімічний стан масиву поверхневих вод визначається за окремими групами забруднювальних речовин і на основі екологічного нормативу якості води класифікується як «добрий» або «недосягнення доброго»;

3) екологічний потенціал штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод визначається за біологічними показниками з використанням гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників і на основі екологічного нормативу якості води класифікується як «добрий», «задовільний», «поганий» або «дуже поганий».

Щодо підземних вод встановлюється:

1) кількісний стан масиву підземних вод визначається за співвідношенням забору підземних вод до її загального об'єму і класифікується як «добрий» або «поганий»;

2) хімічний стан масиву підземних вод визначається за окремими групами забруднювальних речовин і класифікується як «добрий» або «поганий».

Для оцінки екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод та хімічного стану масиву підземних вод та визначення комплексу водоохоронних заходів встановлюється екологічний норматив якості води масивів поверхневих та підземних вод, який містить науково обґрунтовані значення концентрацій забруднювальних речовин та показники якості води (загально фізичні, біологічні, хімічні, радіаційні).

Зазначено, що для визначення масивів поверхневих та підземних вод річки України поділяються за типами згідно з методикою визначення масивів поверхневих та підземних вод, тобто фактично вводиться механізм типології.

Для забезпечення виконання міжнародних зобов'язань України у галузі водного господарства на прикордонних водах прийнято постанову Кабінету Міністрів України від 10 березня 2017 р. №126 *«Про призначення Уповноважених Кабінету Міністрів України з питань співробітництва на прикордонних водах та їх заступників»*. Постанова передбачає покладання обов'язків Уповноважених і їх заступників на конкретних посадових осіб водогосподарської галузі, які працюють на даний час.

Для змін у підходах планування прийнято постанову Кабінету Міністрів України від 18 травня 2017 р. №336 *«Про затвердження порядку розроблення плану управління річковим басейном»* визначено механізм та встановлює єдині підходи до розроблення планів управління річковими басейнами, а також їх погодження та подання для затвердження, а також

взаємодію між суб'єктами, які беруть участь у його розробленні. Крім того, Порядком визначена структура, за якою мають розроблятися плани управління усіма річковими басейнами, що відповідає вимогам Водної Рамкової Директиви ЄС. Виконання планів управління річковими басейнами сприятиме стратегічній екологічній цілі для всіх районів річкових басейнів – досягнення/підтримання «доброго» екологічного стану масивів поверхневих та підземних вод, а також «доброго» екологічного потенціалу штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод. Рішення прийняте на виконання Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом».

Для проведення сучасної і реальної оцінки наявності та можливості використання водних ресурсів видано наказ Міністерства екології та природних ресурсів від 26.01.2017 р. №26 «Про затвердження Порядку розроблення водогосподарських балансів».

На конкретних водогосподарських ділянках будуть співставлятися кількість та ступінь освоєння водних ресурсів. На основі водогосподарських балансів буде визначено дефіцитні водогосподарські ділянки, а також резерв водних ресурсів. Це дозволить для дефіцитних водогосподарських ділянок розробляти конкретні заходи з раціонального водокористування, такі як створення додаткових регулювальних ємностей, будівництво або реконструкція систем територіального перерозподілу стоку. Крім цього, Порядок розроблення водогосподарських балансів сприятиме впровадженню єдиних підходів у реалізації державної водної політики щодо спеціального водокористування, встановлення оптимальних режимів роботи водогосподарських систем, а також розробки правил їх експлуатації. Отже, при плануванні управління кожним річковим басейном, навіть невеликим за площею, водогосподарський баланс буде відігравати одну з головних ролей. А це ще один крок на шляху до раціонального використання водних ресурсів України.

Структура водогосподарського балансу включає прибуткову (П) та витратну (В) частини, а також результат водогосподарського балансу. Результат водогосподарського балансу характеризується наявністю резервів ($P \geq B$) або дефіцитів ($P < B$) стоку.

Розрахунок водогосподарського балансу водогосподарської ділянки (далі – ВГД) здійснюється за такою формулою (в одиницях об'єму води за розрахунковий період):

$$ВГБ = W_{вх} + W_{біч} + W_{пзв} + W_{зв} + W_{дот} \pm \Delta V - W_{вип} - W_{ф} - W_{з} - W_{пер} - W_{вкр} - W_{е},$$

де ВГБ – водогосподарський баланс;

$W_{вх}$ – об'єм стоку, що надходить за розрахунковий період з розташованих вище ВГД, м³;

$W_{\text{біч}}$ – об'єм стоку, що формується на розрахунковій ВГД (бічний приплив), м^3 ;

$W_{\text{пзв}}$ – об'єм водозабору із підземних водних об'єктів, м^3 ;

$W_{\text{зв}}$ – об'єм зворотних вод на розрахунковій ВГД, м^3 ;

$W_{\text{дот}}$ – дотаційний об'єм води на ВГД (зовнішні та внутрішньобасейнові перекидання), м^3 ;

$\pm \Delta V$ – спрацювання (+), наповнення (-) ставків та водосховищ;

$W_{\text{вип}}$ – втрати на додаткове випаровування та льодоутворення з водосховищ (з урахуванням повернення води від розтавання льоду), м^3 ;

$W_{\text{ф}}$ – фільтраційні втрати з водосховищ, м^3 ;

W_3 – зменшення стоку річки, викликане забором гідравлічно зв'язаних з нею підземних вод, м^3 ;

$W_{\text{пер}}$ – перекидання частини стоку за межі розрахункової ВГД, м^3 ;

$W_{\text{вкр}}$ – забір поверхневих вод, м^3 ;

W_e – мінімальний екологічний стік у замикаючому створі ВГД, м^3 .

До прибуткової частини балансу відносяться складові водогосподарського балансу зі знаком «+», а до витратної – зі знаком «-».

Європейські стандарти з управління водними ресурсами визначають, що стан водних ресурсів має бути «добрим». Для досягнення таких високих цілей в Україні необхідно вжити значну кількість як організаційних, так і технічних заходів. Тому прийнято наказ Міністерства екології та природних ресурсів від 26.01.2017 р. №23 *«Про затвердження Типового положення про басейнові ради»*.

Типове положення розроблено відповідно до статей 11, 13-2, 13-3, 15 та 16 Водного кодексу України на основі принципів Конвенції ЄЕК ООН про охорону та використання транскордонних водотоків та міжнародних озер 1992 року та Директиви 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 р. про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики, та з урахуванням вимог Порядку розроблення плану управління річковим басейном, Положення про Міністерство екології та природних ресурсів України та Положення про Державне агентство водних ресурсів України.

В рамках виконання Плану з впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом та європейських підходів у цій сфері, в Україні необхідно виділити суббасейни та водогосподарські ділянки у межах районів річкових басейнів. У зв'язку з цим, видано наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 26.01.2017 р. №25 *«Про виділення суббасейнів та водогосподарських ділянок у межах встановлених районів річкових басейнів»*.

Розробка зазначеного наказу викликана необхідністю безпосереднього впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом. Зокрема для підготовки планів управління річковими басейнами, у тому числі розробки

водогосподарських балансів, складання державного водного кадастру за розділом «Водокористування». Суббасейни та водогосподарські ділянки в річкових басейнах виокремлені за окремими кодами, які включають код моря, порядкові номери річкового басейну, суббасейну, водогосподарської ділянки. Зазначене кодування є необхідним для складання державного водного кадастру.

Для отримання сучасної та об'єктивної оцінки хімічного стану поверхневих та підземних вод видано наказ Міністерства екології та природних ресурсів від 06.02.2017 р. №45 «Про перелік забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод».

ПЕРЕЛІК
забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів
поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або
істотно зміненого масиву поверхневих вод

№ з/п	Назва речовини / показника	Реєстраційний номер хімічної речовини, CAS ¹
1	2	3
Для поверхневих вод		
1	Алахлор	15972-60-8
2	Антрацен	120-12-7
3	Атразин	1912-24-9
4	Бензол	71-43-2
5	Бромовані дифенілові ефіри ²	32534-81-9
6	Кадмій і його сполуки	7440-43-9
6а	Тетрахлорметан (чотирихлористий вуглець)	56-23-5
7	Хлоралкани, C ₁₀₋₁₃	85535-84-8
8	Хлорфенвінфос суміш цис- і транс-ізомерів	470-90-6
9	Хлорпірифос (хлорпірифос-етил)	2921-88-2
9а	Циклодієнові пестициди:	
	Алдрин	309-00-2
	Діелдрин	60-57-1
	Ендрин	72-20-8
	Ізодрин	465-73-6
9б	ДДТ ³	Не застосовується
	Пара-пара-ДДТ	50-29-3
10	1,2-Дихлоретан	107-06-2
11	Дихлорметан (хлористий метилен)	75-09-2
12	Ди(2-етилгексил)-фталат	117-81-7
13	Діурон	330-54-1
14	Ендосульфан	115-29-7
15	Флуорантен	206-44-0
16	Гексахлорбензол	118-74-1
17	Гексахлорбутадиєн	87-68-3

1	2	3
18	Гексахлорциклогексан (ліндан)	608-73-1
19	Ізопротурон	34123-59-6
20	Свинець та його сполуки	7439-92-1
21	Ртуть та її сполуки	7439-97-6
22	Нафталін	91-20-3
23	Нікель та його сполуки	7440-02-0
24	Нонилфеноли (4-нонилфенол)	84852-15-3
25	Октилфеноли (4-(1,1, 3,3-тетраметил-бутил)-фенол)	140-66-9
26	Пентахлорбензол	608-93-5
27	Пентахлорфенол	87-86-5
28	Поліароматичні вуглеводні	Не застосовується
	Бензо(а)пірен	50-32-8
	Бензо(б)флуорантен	205-99-2
	Бензо(к)флуорантен	207-08-9
	Бензо(г,н,і)перілен	191-24-2
	Індено(1,2,3-сд)пірен	193-39-5
29	Симазин	122-34-9
29а	Тетрахлоретилен	127-18-4
29б	Трихлоретилен	79-01-6
30	Сполуки трибутилолова (трибутилолова катіон)	36643-28-4
31	Трихлорбензоли	12002-48-1
32	Трихлорметан (хлороформ)	67-66-3
33	Трифлуоралін	1582-09-8
34	Дикофол	115-32-2
35	Перфтороктановий сульфонат і його похідні (ПФОС)	1763-23-1
36	Квіноксифен	124495-18-7
37	Діоксини і діоксиноподібні сполуки ⁴	Не застосовується
38	Аклоніфен	74070-46-5
39	Біфенокс	42576-02-3
40	Цибутрин	28159-98-0
41	Циперметрин ⁵	52315-07-8
42	Дихлофос	62-73-7
43	Гексабромциклододекан (ГБЦД) ⁶	Не застосовується
44	Гептахлор і гептахлорепоксид	76-44-8/ 1024-57-3
45	Тербутрин	886-50-0
Для підземних вод⁷		
1	Розчинений у воді кисень	
2	Водневий показник рН	
3	Нітрати	
4	Арсен	
5	Кадмій	
6	Свинець	
7	Ртуть	
8	Амоній	
9	Хлориди	
10	Сульфати	

1	2	3
11	Нітрити	
12	Фосфор (загальний) / ортофосфати	
13	Трихлоретилен	
14	Тетрахлоретилен	
15	Питома провідність (електропровідність)	
Для екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод⁷		
1	Температура води	
2	Питома провідність (електропровідність)	
3	Водневий показник (рН)	
4	Лужність	
5	Розчинений у воді кисень	
6	Біохімічне споживання кисню (БСК5)	
7	Хімічне споживання кисню (ХСК)	
8	Амоній	
9	Нітрати	
10	Азот загальний	
11	Ортофосфати	
12	Фосфор загальний	
13	Специфічні синтетичні забруднювальні речовини (пестициди, фармацевтичні препарати та інші) ⁸	
14	Специфічні не синтетичні забруднювальні речовини (арсен, мідь, цинк, хром та інші) ⁸	

¹ CAS: хімічна реферетивна служба.

² Тільки тетра-, пента-, гекса- і гепта- бромовані дифенілові ефіри.

³ Сума ізомерів:

1,1,1-трихлор-2,2-біс(п-хлорфенол)етан;

1,1,1-трихлор-2(о-хлорфеніл)-2-(п-хлорфеніл)етан;

1,1-дихлор-2,2-біс(п-хлорфенол)етилену;

1,1-дихлор-2,2-біс(п-хлорфенол)етан;

⁴ ПХДД: поліхлоровані дибензо-п-діоксини; ПХДФ: поліхлоровані дібензофурани; ПХБ-ДП: диоксиноподібні поліхлоровані біфеніли; ТЕ: токсичні еквіваленти відповідно до токсичних факторів еквівалентності Всесвітньої організації охорони здоров'я 2005.

⁵ Сума ізомерів циперметрину, альфа-циперметрин, бета-циперметрин, тета-циперметрин і дзета-циперметрин.

⁶ 1, 3, 5, 7, 9, 11-гексабромциклододекан, 1, 2, 5, 6, 9, 10-гексабромциклододекан, α -, β -, γ -гексабромциклододекан

⁷ Переліки забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод доповнюються із врахуванням специфіки річкового басейну

⁸ Забруднювальні речовини, що скидаються у водний масив у великій кількості, стійкі до розкладання, токсичні, проявляють акумулятивну дію.

Статтями 15, 211 та 212 Водного кодексу України до компетенції Міністерства екології віднесено затвердження переліку забруднювальних речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод, відповідно до підходів, визначених Директивою 2000/60/ЄС та іншими відповідними джерелами права ЄС. Додатком X до Директиви 2000/60/ЄС до переліку пріоритетних речовин, за якими визначається хімічний стан масивів поверхневих вод та екологічний потенціал штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод, віднесено 45 речовин. До переліку речовин/показників для визначення хімічного стану масиву підземних вод, встановленого Директивою 2006/118/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 12 грудня 2006 року щодо захисту підземних вод від забруднення і погіршення, віднесено 15 речовин/показників.

Продовженням виділення басейнів є наказ Міністерства екології та природних ресурсів від 03.03.2017 р. №103 *«Про затвердження меж районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок»*, у якому відповідно до статей 131 та 15 Водного кодексу України, з метою впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом, затверджено Межі районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок.

Для встановлення єдиних правил ведення державного обліку водокористування, які є обов'язковими для фізичних та юридичних осіб, діяльність яких підлягає державному обліку водокористування, а також з метою забезпечення складання державного водного кадастру за розділом «Водокористування», систематизації даних про забір та використання вод, скидання зворотних вод та забруднювальних речовин, наявність систем оборотного водопостачання та їх потужність, про діючі системи очищення стічних вод та їх ефективність наказом Міністерства екології та природних ресурсів від 16.03.2015 р. №78 затверджено *«Порядок ведення державного обліку водокористування»*.

Систематизація даних державного обліку водокористування здійснюється для:

- поточного і перспективного планування використання водних ресурсів та здійснення водоохоронних заходів;
- розміщення виробничих сил на території країни;
- складання схем комплексного використання та охорони водних ресурсів і водогосподарських балансів;
- проектування об'єктів, пов'язаних з використанням водних ресурсів;
- прогнозування змін гідрологічних умов, водності річок та якості вод;

- розроблення заходів щодо підвищення ефективності роботи водогосподарських систем;
- нормування водоспоживання і водовідведення, а також показників якості вод;
- здійснення державного нагляду (контролю) у сфері охорони і раціонального використання вод та відтворення водних ресурсів;
- регулювання взаємовідносин між водокористувачами, а також між водокористувачами та іншими підприємствами, установами і організаціями;
- вирішення питань, пов'язаних з обліком та використанням вод;
- інших цілей, визначених чинним законодавством.

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 6

1. В чому полягає басейновий принцип управління водними екосистемами?
2. Що таке басейнова рада?
3. Які гідрографічні одиниці є в межах України?
4. З якою метою розробляються та виконуються Плани управління річковими басейнами в Україні?
5. З використанням яких показників та яким чином класифікується екологічний стан масиву поверхневих вод згідно Водного Кодексу України?
6. Які стадії включає процес апроксимації в Україні Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС?
7. За якими показниками визначається екологічний стан масиву поверхневих вод з урахуванням вимог оновленого Водного кодексу України та Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС?
8. Яким чином визначається хімічний стан масиву поверхневих вод?
9. Як визначається екологічний потенціал штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод?
10. Які складові входять до формули розрахунку водогосподарського балансу водогосподарської ділянки?

7 СУЧАСНІ МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД І ОБЛАДНАННЯ В СФЕРІ ОХОРОНИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Одним із завдань України до 2030 року, визначених у Національній доповіді за 2017 рік «Цілі Сталого Розвитку: Україна» (рис. 7.1), є скорочення вдвічі частки неочищених стічних вод і значного збільшення масштабів рециркуляції та безпечного повторного використання очищених стічних вод, у першу чергу шляхом впровадження інноваційних технологій водоочищення на державному та індивідуальному рівнях.



Рис. 7.1 – Фрагменти Національної доповіді за 2017 р. (ціль 6, завдання 6.3)

Стічні води – це води, забруднені в процесі їх використання у виробничих або побутових потребах. До стічних вод також належать дощові та талі води, зібрані з поверхні ґрунту (рис. 7.2).



Рис. 7.2 – Приклад скидання та стікання забруднених стічних вод

Існує багато сучасних методів, пристроїв, здатних очищати стічні води. Використання певного з них залежить від складу забруднень у воді, подальшого її використання та виділених речовин. Очищену воду можна і треба знову направляти в технологічні процеси, створюючи замкнені технологічні цикли.

Всі існуючі методи очищення стічних вод об'єднані в шість основних груп: механічні, фізичні, фізико-механічні, хімічні, фізико-хімічні, біологічні. Схема очистки (послідовність застосування різних методів) залежить від стану забруднення, від складу та якості забруднювачів.

Механічні методи – відстоювання в спеціальних резервуарах, проціджування або відокремлення освітленої води від нерозчинних домішок з можливою їх утилізацією, фільтрування за допомогою піщаних фільтрів або спеціальних фільтрів (рис. 7.3 та 7.4).



Рис. 7.3 – Станція механічного очищення стічних вод

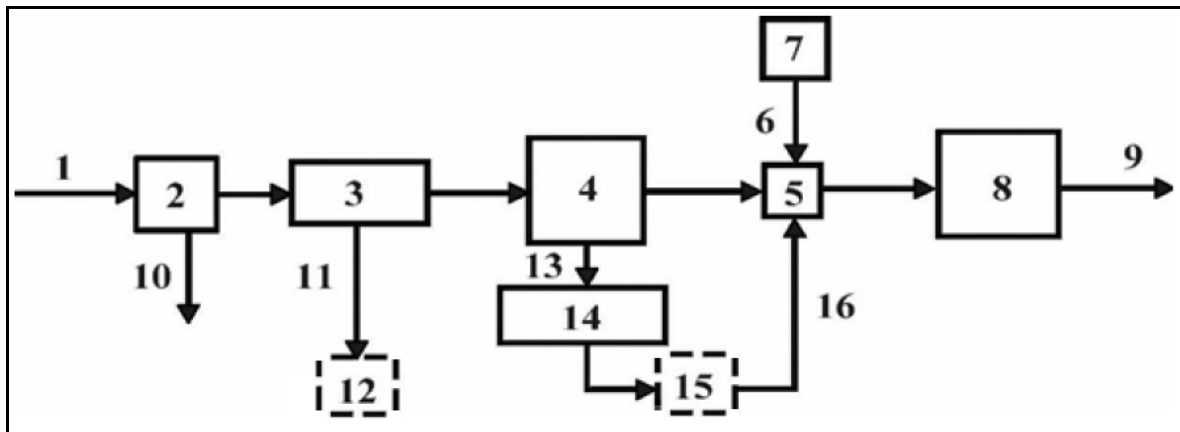


Рис. 7.4 – Технологічна схема механічного очищення стічних вод:
 1 – подача стічної води на очищення; 2 – ґрати; 3 – піскоуловлювач;
 4 – відстійник; 5 – змішувач; 6 – хлорна вода; 7 – хлораторна;
 8 – контактний резервуар; 9 – спуск очищеної води у водний об'єкт;
 10 – крупні відходи; 11 – піщана пульпа; 12 – піскові майданчики;
 13 – осад відстійника (сирий осад); 14 – метантенк;
 15 – мулові майданчики; 16 – дренажна вода

У цьому процесі отриману воду змішують з первинно забрудненою для її усереднення, тобто доведення концентрацій домішок до певних стандартів, які дозволяють скид у водойми або каналізацію.

Механічне очищення стічних вод, в більшості випадків, застосовується на початковому етапі очисних заходів. Основна мета такого очищення – відділення великодисперсних включень. Це можна зробити шляхом встановлення фільтрів грубого очищення і використовуючи гравітаційний відстоювання.

Використовуючи механічні методи, можна досягти очищення побутових стоків приблизно на 60-70 %. Відстоювання широко застосовується і при переробці промислових стоків. Саме за допомогою механічних методів вдається видалити більшу частину нафтопродуктів із стічних вод, тому даний спосіб широко використовується на нафтопереробних підприємствах і автомийках. Крім того, механічні способи очищення є найбільш простими і дешевими.

Механічним методом проводиться очищення зливових стічних вод, оскільки в них міститься здебільш велике сміття – частинки ґрунту, листя, гілки та ін. Як правило, в системах зливової каналізації встановлюються, так звані уловлювачі піску – своєрідні фільтри, які не допускають попадання сміття в систему водовідведення та подальшого очищення.

Фізичні методи полягають у випаровуванні з метою отримання розчинених у воді речовин в кристалічному стані з їх подальшим використанням; обробка магнітним полем, яке зменшує утворення нерозчинних осадів, сприяє їх розрихленню.

Фізико-механічні методи базуються на застосуванні механічних пристроїв, що діють на законах фізики: флотація, ультрафільтрація, гіперфільтрація або зворотний осмос, електродіаліз.

Флотація (англ. – плавучість) – метод, який ґрунтується на різній здатності прилипання частинок до поверхні розподілу двох фаз – вода та повітря і вода та тверда речовина (наприклад нерозчинні частинки). Крізь воду пропускають повітря у вигляді дрібних бульбашок, до поверхні яких прилипають тверді частинки, нафтопродукти і спливають на поверхню, де їх збирають спеціальними пристроями.

Ультрафільтрація – заснована на продавлюванні розчину з допомогою порівняно невеликого тиску крізь мембрани з порами, крізь які можуть рухатися молекули з невеликими розмірами – вода, іони солей і не можуть проникнути молекули великих розмірів – полімерів, колоїдів, отже вони відокремлюються.

Мембрани виготовляють різної форми (листи, циліндри) з ефірів целюлози, поліамадів (рис. 7.5).

Гіперфільтрація – метод, в якому використовують напівпроникні фільтри, але з дуже дрібними (молекулярних розмірів) порами, крізь які під дією великого тиску (від одного до десяти мільйонів Паскалей) продавлюються молекули води, а молекули солей лишаються з іншої сторони, де їх концентрація зростає.



Рис. 7.5 – Система ультрафільтрації стічних вод

Електродіаліз (гр. діаліз – розклад, відокремлення) – метод, в якому за допомогою спеціальних мембран, підключених в якості електродів до електричного постійного струму, відбувається переміщення солей. Вони накопичуються з одного боку мембрани, а демінералізована вода з іншого. Мембрани виготовляють з іонообмінних полімерів – аніонітів, катіонітів, здатних вибірково поглинати іони металів (катіони) і аніони (кислотні залишки). Електричний струм інтенсифікує переміщення крізь мембрани.

Хімічні методи базуються на зміні хімічного складу речовин, зокрема на перетворенні водорозчинних сполук на газоподібні, нерозчинні, наприклад осади, які потім відокремлюють і утилізують або захоронюють. Ці методи потребують великої кількості хімічних реактивів та є затратними.

Найбільш ефективні сучасні хімічні методи: коагуляція, флокуляція, екстракція, іонний обмін, сорбція, абсорбція, адсорбція, хемосорбція.

Коагуляція (лат. – згущення, згортання) – процес злипання дрібних частинок забруднювачів у більш крупні під дією коагулянтів – речовин, які зумовлюють цей процес (солі алюмінію, заліза, кальцію, магнію, цинку, вуглекислого газу). Процес залежить від знаку і величини заряду на частинках забруднювача. Різновидом є електрокоагуляція, яку проводять в спеціальних ємностях з електродами, через які з розрахованою швидкістю протікає вода. Коагуляція відбувається під дією гідроксиду заліза, утвореного з електродів під дією електричного струму. Це дуже економічний, ефективний метод для відділення нафтопродуктів.

Флокуляція – процес, подібний до коагуляції, але під дією молекул з відносно великими розмірами – кремнієва кислота, крохмаль, целюлоза, ефіри, синтетичні полімери (поліакриламід, поліоксиетилен, поліетиленамін).

Екстракція (лат. – витягувати, вилучати) – процес вилучення із стічних вод, як правило, органічних шкідливих речовин, наприклад фенолу, з допомогою екстрагентів – речовин, які вилучають (розчиняють в собі) шкідливу домішку. Реагенти не повинні розчинятися у воді, бути нетоксичними, пожежонебезпечними та вибухонебезпечними, їх густина повинна відрізнятися від густини води, повинні легко регенеруватися, вивільнюючи поглинуту речовину, наприклад при нагріванні.

Іонний обмін базується на здатності іонообмінних смол-полімерів поглинати катіони або аніони з розчину. Широко застосовується на теплових електростанціях, котельнях для зменшення жорсткості води, яка зумовлена концентрацією іонів металів – кальцію, магнію, заліза, цинку та інших важких металів. Використовують у гальванічних виробництвах для поглинання іонів заліза, цинку, кадмію, срібла, золота та інших важких металів із стічних вод.

Сорбція (лат. – поглинати) – метод, заснований на здатності деяких речовин (деревне вугілля, активоване вугілля, кокс, торф, глина) поглинати інші речовини – газоподібні, рідинні за рахунок власних пор. Від кількості та розмірів пор залежить ефективність процесу.

Абсорбція – поглинання шкідливої речовини всією масою речовини адсорбенту без хімічної зміни поглинутої речовини.

Адсорбція – поглинання шкідливої речовини тільки поверхнею адсорбенту за рахунок молекулярних сил поверхонь речовин, які взаємодіють без хімічного перетворення обох речовин.

Хемосорбція – процес поглинання забруднювача із його хімічною зміною.

Всі типи сорбції проводять у спеціальних пристроях колонного типу, заповнених поглиначем.

Біологічні методи застосовують з використанням спеціальних штамів, рас мікроорганізмів, які строго специфічно здатні поглинати певні речовини – неорганічні (важкі метали ін.), органічні (нафтопродукти ін.). Процес ведуть в присутності повітря – аеробні мікроорганізми, або без повітря – анаероби, в спеціальних пристроях – аеротенках, біотенках, на спеціальних територіях – полях фільтрації. Даний спосіб очищення ґрунтується на природній здатності середовища самоочищатися.

Біологічне очищення – один із методів очищення стічних вод від багатьох органічних і деяких неорганічних домішок на підприємствах целюлозно-паперової, деревообробної, харчової та інших виробництв, господарсько-побутових стічних вод.

За характером цей метод аналогічний природним процесам, наприклад, біологічному очищенню організмів (біоценозу), до складу яких входить багато різних бактерій (простих і високоорганізованих), пов'язаних між собою в єдиний комплекс складними взаємовідносинами (метабіозу, симбіозу та антагонізму). Основну роль у цьому комплексі відіграють бактерії. Число родів бактерій може досягати 5-10, а число видів – кілька десятків і навіть сотень.

Така різноманітність видів бактерій зумовлена наявністю в стічній воді органічних речовин різних класів. Якщо у складі стічних вод є лише одна або декілька близьких за складом органічних сполук, то можливий розвиток монокультури бактерій. Скорочення видів бактерій можливе, якщо очищення проводять за відсутності розчиненого у воді кисню (в анаеробних умовах) або при надто великому співвідношенні кількості поданих на очищення забруднень і біомас мікроорганізмів.

У процесі очищення стічних вод беруть участь дві групи бактерій: гетеротрофи та автотрофи. Ці групи бактерій відрізняються за способом використання джерела вуглецевого живлення. Гетеротрофи використовують вуглець з готових органічних речовин, що переробляються ними для отримання енергії, необхідної для біосинтезу клітин. Автотрофи для синтезу клітин застосовують неорганічний вуглець, а енергію утримують у результаті фотосинтезу або хемосинтезу (окислення деяких органічних сполук: амоніаку, нітритів, солей двовалентного заліза, сульфідної кислоти (сірководню) та ін.).

Під дією мікроорганізмів протікає окислювальний (аеробний) або відновлювальний (анаеробний) процеси.

На сьогодні використовується три основних типи установок для біологічної очистки стоків.

Біофільтр – пристрій, в якому просочування стоків відбувається крізь шар грубозернистого матеріалу (наприклад, піску або щебеню), покритого тонкою плівкою з бактерій. За цим принципом працюють такі установки, як фільтраційний колодязь або поле аерації. Біологічна плівка є діючим початком в цих фільтрах, при проходженні крізь неї в стоках відбуваються інтенсивні реакції біоокиснення.

Біоставок (біологічний ставок) – природна чи штучно створена водойма, в якій здійснюється очищення стічних вод під дією природних біологічних процесів. Біоставки, як правило, застосовуються для доочищення стоків, які пройшли первинне відстоювання і біологічне очищення. Фактично біологічні ставки – це неглибокі (до 1 м глибиною) водойми, які добре прогріваються сонцем. Ставки заселені різними мікроорганізмами, для забезпечення життєдіяльності яких необхідна органіка. Як правило, в таких ставках відбуваються об'єднані анаеробно-аеробні процеси. Причому аеробні процеси можуть підтримуватися, як за рахунок природного надходження повітря з атмосфери, так і за рахунок примусової подачі кисню – штучної аерації.

Аеротенки – це закриті резервуари для біологічного очищення стічних вод, до яких примусово подається кисень. У таких установках використовується так званий активний мул – субстанція, що складається з бактерій і найпростіших організмів (амеб, інфузорій та ін). Всі ці організми активно розвиваються в аеротенках (рис. 7.6), інтенсивно очищаючи стоки від органічних включень.

Як правило, на стадію біологічного очищення стоки потрапляють, попередньо пройшовши механічну очистку (рис. 7.7).

Вибір очисного споруди – відповідальний момент при спорудженні каналізації. При цьому слід керуватися такими критеріями:

- надійність і довговічність (наприклад, в ідеалі, ресурс очисної споруди повинен бути порівнянний з терміном служби будівлі);
- простота експлуатації (очисна установка повинна вимагати мінімуму обслуговування);
- якість очищення (вибрана очисна споруда повинна забезпечувати досить високий ступінь очищення стоків);
- відповідна продуктивність (обрана установка повинна бути здатна якісно переробити всю необхідну кількість стоків, які утворюються).

Отже, збір та очищення стічних вод – це обов'язковий захід при влаштуванні будь-якої системи каналізації. Для переробки стоків можуть використовуватись різні методи, їх вибір здійснюється залежно від характеру забруднення стічних вод.

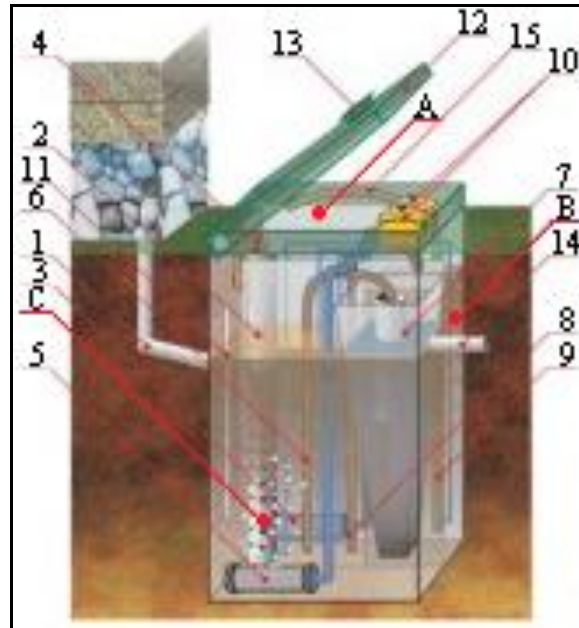


Рис. 7.6 – Принципова схема біологічної станції аераційного очищення стічних вод: А – приймальна камера; В – аеротенк; С – стабілізатор мула; 1 – введення стоків; 2 – фільтр крупних фракцій; 3 – аератор приймальної камери; 4 – ерліфт; 5 – аератор аеротенка; 6 – ерліфт рециркуляції; 7 – вторинний відстійник (піраміда); 8 – ерліфт рециркуляції; 9 – ерліфт стабілізованого мулу; 10 – компресор; 11 – пристрій для збирання часток, що не перероблюються; 12 – кришка аераційної станції; 13 – забірник повітря; 14 – вихід очищеної води; 15 – шланг для відкачування мулу

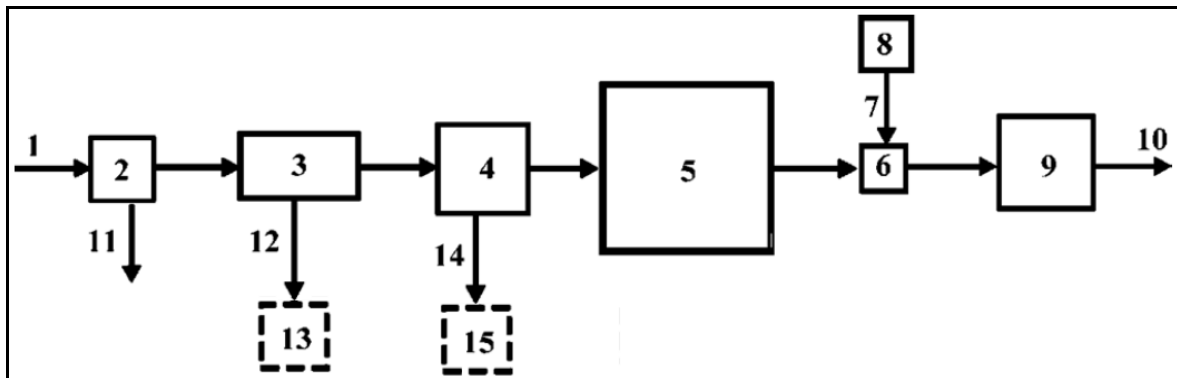


Рис. 7.7 – Технологічна схема комплексного механічного та біологічного очищення стічних вод:

1 – подача стічної води на очищення; 2 – ґрати; 3 – піскоуловлювач; 4 – двоярусний відстійник (або освітлювачах-перегнивачах); 5 – біоставок або поля фільтрації; 6 – змішувач; 7 – хлорна вода; 8 – хлораторна; 9 – контактний резервуар; 10 – спуск очищеної води у водний об'єкт; 11 – крупні відходи; 12 – піщина пульпа; 13 – піскові майданчики; 14 – осад, затриманий та оброблений (стабілізований) у двоярусних відстійниках; 15 – мулові майданчики

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 7

1. До яких основних груп об'єднані всі існуючі методи очищення стічних вод?
2. Що входить до складу механічних методів очищення стічних вод?
3. На чому базуються фізико-механічні методи очищення стічних вод?
4. Яку функцію виконує біологічний ставок (біоставок)?
5. Що таке аеротенки та навіщо вони використовуються?
6. Які основні завдання щодо стічних вод заплановано виконати в Україні до 2030 р.?
7. Які складові входять до технологічної схеми механічного очищення стічних вод?
8. Що входить до фізичних методів очищення стічних вод?
9. На чому ґрунтується метод флотації, який використовують при очищенні стічних вод?
10. Яка різниця між ультрафільтрацією та гіперфільтрацією?

8 МЕТОДИ КРИТЕРІАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

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

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.

Оцінка якості води залежить від цілей досліджень, наявної інформації, характеристик ВЕС, мети та задач використання водних та інших природних ресурсів.

Перед виконанням оцінки, прогнозуванням стану та розробкою заходів щодо управління якістю води ВЕС необхідно визначити основні показники, які характеризують їхній екологічний стан.

Критерії якості довкілля запропоновані Міністерством охорони здоров'я України після дослідів на тваринах і добровольцях-людях за визначенням безпечних рівнів впливу токсичних речовин на живі організми. Граничнодопустимі концентрації (ГДК) токсичних речовин в Україні та інших країнах закріплені законодавчо. В нашій країні це СанПіН 4630-88 «Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення» та ін.

Відповідність якості довкілля цим стандартам контролюється відповідними органами нагляду.

В теперішній час, у зв'язку з розвитком промисловості, зростанням процесів урбанізації створюються умови надходження у довкілля і організм людини одночасно декількох шкідливих хімічних речовин.

У зв'язку з цим з'явилося таке поняття, як **комбінована дія хімічних речовин**.

Існують три основні типи комбінованої дії хімічних речовин:

- синергізм, коли одна речовина посилює дію іншої;
- антагонізм, коли одна речовина послаблює дію іншої;
- сумація або адитивна дія, коли дія речовин в комбінації сумується.

Водні об'єкти вважають придатними для *комунально-побутового* та *господарсько-питного водокористування*, якщо не порушуються загальні вимоги до складу та властивостей води для відповідної категорії водокористування. При цьому для речовин, які належать до третього та четвертого класу шкідливості, виконується умова: $C \leq ГДК$ (C – концентрація речовини у водному об'єкті г/м³). Для речовин, які належать до 1-го та 2-го класу шкідливості, виконується умова: $\sum \frac{C_i}{ГДК_i} \leq 1$ (C_i та $ГДК_i$ – концентрація і ГДК i -ї речовини 1-го чи 2-го класу шкідливості).

Водні об'єкти вважають придатними для *рибогосподарського водокористування*, якщо не порушуються загальні вимоги до складу і властивостей води для відповідної рибогосподарської категорії, а для речовин, які належать до однакових лімітованих ознак шкідливості (ЛОШ), виконується вказана вище умова, де C_i та $ГДК_i$ відповідно, концентрація і ГДК i -ї речовини, яка належить до даної ЛОШ.

Норми якості води повинні виконуватись:

– для водотоків комунально-побутового та господарсько-питного водокористування – на ділянках від пункту водокористування до контрольного створу, який розташований на відстані не менше одного кілометра вище за течією від цього пункту;

– для водойм комунально-побутового та господарсько-питного водокористування – на акваторії в радіусі не менше одного кілометра від пункту водокористування;

– для водотоків рибогосподарського водокористування – в межах всієї рибогосподарської ділянки водотоку, починаючи з контрольного створу, розташованого не далі 500 метрів нижче за течією від місця надходження домішок;

– для водойм рибогосподарського призначення – на всій рибогосподарській ділянці, починаючи з контрольного пункту, розташованого в радіусі не більше 500 метрів від місця надходження домішки.

8.1 Критерії якості питної води в Україні та світі

Згідно ст. 27 Закону України «Про питну воду та питне водопостачання» до системи стандартів у сфері питної води та питного водопостачання входять державні стандарти України та міжнародні стандарти, які 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, які 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, 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.

Завданнями державного моніторингу у сфері *питної води та питного водопостачання* є збирання і систематизація даних про:

- джерела питного водопостачання;

- кількість і якість питної води;

- об'єми використання питної води і скидання стічних вод;

- споживачів питної води та підприємства питного водопостачання.

В результаті систематизації таких даних складається державна звітність за затвердженими формами.

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.

Якість питної води достатньо повно характеризується комплексом хімічних, фізичних та мікробіологічних показників. ДСанПіН 2.2.4-171-10 визначають показники якості питної води, певною мірою узгоджені з даними Всесвітньої організації охорони здоров'я.

Директива ЄС щодо питної води № 80/778/ЄС (Drinking Water Directive) покладена в основу водного законодавства європейських країн і регламентує 66 нормативних показників якості питної води. Ця Директива щодо питної води передбачає рівень I граничнодопустимих концентрацій, який є обов'язковим для виконання, і рівень G як довгострокова мета.

Рівень I закріплений у вигляді максимально допустимої концентрації для кожного показника, тому норми якості води в країнах-членах ЄС не можуть бути гіршими за них.

8.2 Критерії оцінки якості води та екологічного стану водойм

Оцінка якості базуються на виборі репрезентативних показників, вміст або значення яких відповідає цілям використання поверхневих вод.

Усі 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 забруднювальних речовин складає на практиці значні труднощі. Тому усі забруднювальні 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, яка 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 визначено шляхом об'єднання та узагальнення численних часткових показників у один інтегруючий, якій дозволяє характеризувати різний стан водних об'єктів.

8.3 Комплексний показник екологічного стану водойм

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

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:

$$\sum_{i=1}^n \left(\frac{P_i}{H_i} \right) < 1, \quad (8.1)$$

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:

$$КПЕС_j = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{P_i}{H_i} \right)_j. \quad (8.2)$$

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

$$КПЕС_{з-в} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n ПЕС_i, \quad (8.3)$$

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:

$$ПЕС_i = \frac{H_i - P_i}{H_i}. \quad (8.4)$$

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

$$ПЕС_i = \frac{П_i - Н_i}{Н_i}. \quad (8.5)$$

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 вища екологічна стійкість вод до забруднення.

Оцінка екологічного стану ВО виконується з використанням таких оцінних 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:

$$ПЕН = 1 - \frac{\chi^2}{2 \cdot N - M + 0,5 \cdot \chi^2}, \quad (8.6)$$

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 оцінних 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 (8.6) є від’ємне значення, то $ПЕН = 0$, тобто при нестійкому екологічному стані екологічна надійність дорівнює нулю.

8.4 Індекс забрудненості води

Оцінка якості води за допомогою індексу забрудненості води (*ІЗВ*) одна з найпростіших методик комплексної оцінки якості води, яка відноситься до категорії показників, які найчастіше використовуються.

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:

$$ІЗВ_n = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (8.7)$$

де C_i – середня концентрація *i*-го показника якості води, мг/дм³;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація *i*-го показника якості води, мг/дм³;

n – загальна кількість показників якості води.

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

$$ІЗВ_n = \frac{1}{6} \cdot \left(\frac{C_{NH_4^+}}{ГДК_{NH_4^+}} + \frac{C_{NO_2^-}}{ГДК_{NO_2^-}} + \frac{C_{НП}}{ГДК_{НП}} + \frac{C_{\Phi}}{ГДК_{\Phi}} + \frac{C_{O_2}}{ГДК_{O_2}} + \frac{БСК}{БСК_{норм}} \right) \quad (8.8)$$

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. 8.1; C_{O_2} – табл. 8.2.

Таблиця 8.1 – Нормативна величина $BCK_{норм}$

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

Таблиця 8.2 – Нормативній 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 $IЗВ$ 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).

8.5 Комбінаторний індекс забрудненості

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

Головна мета методу полягає в одержанні однозначної оцінки якості води і проведенні на її основі класифікації води за ступенем 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, які 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 *KIЗ*;
- 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, які функціонують в країні, до загального числа інгредієнтів (*n*), які визначені програмою моніторингу якості води:

$$K = \frac{n'}{n} \cdot 100. \quad (8.9)$$

Коефіцієнт комплексності *K* характеризує в основному участь антропогенної складової у формуванні хімічного складу води ВО і значно варіює для річок, які 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, які 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 базується на встановленні міри стійкості забрудненості. Як міру стійкості забрудненості використовують, поширену в гідрохімії, повторюваність випадків перевищення ГДК:

$$H_i = \frac{N_{ГДК_i}}{N_i} \cdot 100, \quad (8.10)$$

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. 8.3).

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.

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

$$K_i = \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (8.11)$$

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.

Таблиця 8.3 – 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

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. 8.4).

Таблиця 8.4 – 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. 8.4 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 за кожним з використаних інгредієнтів, отримують узагальнені характеристики забрудненості, які умовно відповідають мірі їхнього впливу на якість води за певний часовий період (табл. 8.5).

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.

Таблиця 8.5 – 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	
<i>Одинична забрудненість низького рівня</i>	$a \times a_1$	1	<i>Слабо забруднена</i>
<i>Одинична забрудненість середнього рівня</i>	$a \times b_1$	2	<i>Забруднена</i>
<i>Одинична забрудненість високого рівня</i>	$a \times c_1$	3	<i>Брудна</i>
<i>Одинична забрудненість дуже високого рівня</i>	$a \times d_1$	4	<i>Брудна</i>
<i>Нестійка забрудненість низького рівня</i>	$b \times a_1$	2	<i>Забруднена</i>
<i>Нестійка забрудненість середнього рівня</i>	$b \times b_1$	4	<i>Брудна</i>
<i>Нестійка забрудненість високого рівня</i>	$b \times c_1$	6	<i>Дуже брудна</i>
<i>Нестійка забрудненість дуже високого рівня</i>	$b \times d_1$	8	<i>Дуже брудна</i>
<i>Стійка забрудненість низького рівня</i>	$c \times a_1$	3	<i>Брудна</i>
<i>Стійка забрудненість середнього рівня</i>	$c \times b_1$	6	<i>Дуже брудна</i>
<i>Стійка забрудненість високого рівня</i>	$c \times c_1$	9	<i>Дуже брудна</i>
<i>Стійка забрудненість дуже високого рівня</i>	$c \times d_1$	12	<i>Неприпустимо брудна</i>
<i>Характерна забрудненість низького рівня</i>	$d \times a_1$	4	<i>Брудна</i>
<i>Характерна забрудненість середнього рівня</i>	$d \times b_1$	8	<i>Дуже брудна</i>
<i>Характерна забрудненість високого рівня</i>	$d \times c_1$	12	<i>Неприпустимо брудна</i>
<i>Характерна забрудненість дуже високого рівня</i>	$d \times d_1$	16	<i>Неприпустимо брудна</i>

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*».

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:

$$KIЗ = \sum_{i=1}^n S_i . \quad (8.12)$$

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. 8.6).

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».

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 більша за $50 \cdot \text{ГДК}$ чи повторюваність випадків забрудненості води більша за 50 %, оцінюються 4 балами.

Таблиця 8.6 – 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

Можливість використання води споживачами залежно від класу якості наведена в табл. 8.7. Наведена 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.

Таблиця 8.7 – Вплив забруднення на варіанти водокористування

Якість води ВО	Види водокористування					
	Господарсько-питне	Рекреація	Побутове	Рибне господарство	Промисловість	Зрошення
<i>Слабко забруднена</i>	Придатна з очисткою	Використовується	Придатна	Придатна для деяких видів риби	Придатна для всіх видів	Придатна
<i>Забруднена</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 спеціальних цілей після очистки	Ускладнено
<i>Дуже брудна</i>	Не-придатна	Не-використовується	Взагалі не-можливо	Не-можливо	Можливо в окремих випадках	Можливо в окремих випадках

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 (*ПКІЗ*), що є часткою *КІЗ*, яка доводиться на один інгредієнт, що враховується при визначенні *КІЗ*:

$$ПКІЗ = \frac{\sum_{i=1}^n S_i}{n}. \quad (8.13)$$

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-відсоткової та 95-відсоткової 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 *ПКІЗ* та *КІЗ* 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.

8.6 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.

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 , BCK_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, який враховує небезпеку санітарно-токсикологічного забруднення (W_{CT}), де враховуються XCK і специфічні забруднення, які 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):

$$W_j = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (K_i - 1)}{n}, \quad (8.14)$$

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 (8.11), при цьому, якщо $K_i < 1$, тобто фактичне значення показника менше за ГДК (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. 8.8).

Таблиця 8.8 – 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- токсико- логічний, W_{CT}	Епідеміо- логічний, 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

8.7 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:

$$KЗ = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{g=1}^G \sum_{m=1}^M P_{i,j,g,m}, \quad (8.15)$$

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;

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

8.8 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:

$$I_{\text{сум}} = I_{\text{орг}} + I_{\text{заг}} + I_{\text{ток}} + I_{\text{бак}}, \quad (8.16)$$

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).

8.9 Комплексний показник забрудненості води

Комплексний показник забрудненості води ($KПЗВ$) запропанований 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:

$$KПЗВ = \sqrt{K_x} \cdot \sqrt{K_b}, \quad (8.17)$$

де $KПЗВ$ – 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).

8.10 Інтегральна і графічна оцінки якості води малих річок

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

$$I_p = \frac{1}{L} \cdot \sum_{i=1}^N I_{\kappa,i} \cdot l_{\kappa,i}, \quad (8.18)$$

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), яка обчислюється як сума часткових індексів: загально-санітарного (I_{z-c}), 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, які визначаються. За лімітуючі беруться характеристики, які 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 ($K_{ек}$):

$$K_{ек} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n K_i, \quad (8.19)$$

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.

8.11 Оцінка трюфності та якості води за індексом *E-TRIX*

Цей метод оцінки якості води та рівня трюфності ВЕС заснований на використанні індексу евтрофікації (*E-TRIX*).

При розрахунку вказаного індексу використовуються стандартні гідрохімічні та гідробіологічні характеристики екологічного стану поверхневих вод, які визначають первинну продукцію органічної речовини або пов'язані з нею показники. Це дозволяє коректно проводити

порівняльний аналіз екологічного стану вод різних акваторій одного ВО за рівнем їх трофності.

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:

$$E - TRIX = \lg(1,5 \cdot C_h \cdot D_{\%O} \cdot C_N \cdot C_P) / 1,2, \quad (8.20)$$

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. 8.9.

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.

Таблиця 8.9 – 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>

8.12 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.

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 гідробіонтів.

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.

8.12.1 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, яка створюється і підтримується за допомогою багатосторонніх зв'язків організмів між собою та біокосним середовищем.

Класична система оцінки сапробності (забрудненості) вод за сукупністю індикаторних організмів розроблена ще на початку ХХ 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 ХХ 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:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n S_i}{\sum_{i=1}^n h_i}, \quad (8.21)$$

де S_i – індикаторна значущість i -го виду;
 h_i – відносна чисельність i -го виду;
 n – число видів-індикаторів.

Для різних вод індекс 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, укладені за інформаційною формулою Шеннона (H):

$$H = -\sum_{i=1}^m \frac{n_i}{N} \cdot \lg \frac{n_i}{N}, \quad (8.22)$$

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 застосувати до будь-яких забруднюючих речовин. Однак, видове різноманіття змінюється при зміні умов мінерального живлення та в результаті будь-яких змін у навколишньому середовищі, які формують умови пристосування гідробіонтів до цих змін.

8.12.2 Методи біологічного тестування для оцінки якості води

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 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 моллюсків, 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.

8.12.3 Оцінка якості води і рівня трофності за макрофітами

Макрофіти – це крупні водорості, мохи й судинні рослини, які 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 кругообігу речовин і енергії як первинні продуценти органічної речовини. Тому макрофіти визначаються як один з найважливіших компонентів водних екосистем.

Макрофітам властива консервативність за відношенням 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 відкладів, 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 вибірковим 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 вищий 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 укоріняються в ґрунті водойм, інші вільно завислі в товщі води і лише під час цвітіння суцвіття висуваються над водою. Специфічні умови життя визначають будову гідратофітів.

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

Найактивніше прибережно-водні рослини розвиваються поблизу пологих берегів, у ВО з відсутністю течії або з повільним рухом води, багатих на мінеральні речовини. У таких водоймах виділяють ряд рослинних поясів (зон), які 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, рогозу, 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 гідатофіти (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 її 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, які укоріняються (рдест блискучий, рдест гребінчастий, елодея канадська); група 3 – гідрофіти, вільно плаваючі на поверхні води (ряска мала, сальвінія плаваюча); група 4 – гідрофіти, що укоріняються, з плаваючим листям (глечик 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).

Тип 3 – коловодні рослини (займають високі рівні берегової зони затоплення, у воді зустрічаються рідко): група 8 – гідрогелофіти (калужниця болотна, осока гостра, поручейниця водяна, шабельник болотний, віх отруйний, манник, ірис псевдоаїровидний, жерушник земноводний, жовтець язиковий та інші); група 9 – трав'янисті гідрофіти (очерет лісовий, ситник жаб'ячий, деякі осоки та інші); група 10 – деревні гідрофіти (верба тритичинкова), представлені вербами, які часто облямовують береги водойм і водотоків, нерідко виростають у воді; група 11 – гідромезофіти (гусяча лапка, вероніка та інші).

Частоту зустрічальності 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 (всіх рослин та їх окремих видів) на найменші зміни в середовищі.

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).

За відношенням до вологості ґрунтів виділяються: ксерофіти (рослини сухих місцепроживань); мезофіти (рослини забезпеченого зволоження); гідрофіти (рослини проточних і застійних водойм).

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.

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. 8.10).

Таблиця 8.10 – Індикаторні параметри евтрофікації водойм

Індикаторні параметри евтрофікації водойм	Тип трофності (за макрофітами)			
	Оліго	Мезо	Ев	Гіпер
Біомаса фітопланктону, мг/дм ³	<1	1-3	3-10	>10
Біомаса бентосу, г/м ²	<1,25-2,5	2,5-10	10-40	>40
Відношення прозорості (за білим дисксом) до глибини водойми	1,00-2,00	0,50-1,00	0,25-0,50	-
Вміст загального фосфору, мкг/дм ³	5-20	20-50	50-100	-
Вміст мінерального фосфору, мг/дм ³	0,01-0,03	0,03-0,25	>0,25	-
Вміст карбонатів, мг/дм ³	2,0-7,0	7,0-15,0	15,0-20,0	-
Вміст загального азоту, мкг/дм ³	5-80	80-500	500-1500	-
Вміст мінеральних форм азоту, мг/дм ³	0,05-0,35	0,35-0,95	>0,95	-
Вміст азоту амонійного, мг/дм ³	0,015-0,025	0,025-0,060	>0,060	-
Вміст азоту нітратного, мг/дм ³	0,01-0,02	0,02-0,03	>0,03	-
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	2,3-3,3	3,3-5,5	>5,5	-
Вміст кисню, % насичення О ₂	105-95	95-50	<50	-
Вміст 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	-

8.13 Екологічна оцінка якості води за відповідними категоріями

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. 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.

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.

Комплекс показників екологічної класифікації якості поверхневих вод включає загальні та специфічні показники. 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 забруднювальних 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 та 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 окиснюваність, 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 сім підпорядкованих їм 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.

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 сольового складу, блок трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників, блок показників вмісту і біологічної дії специфічних речовин. Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, яка ґрунтується на заключних висновках за трьома блоками.

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. Ґрунтовна 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 забруднювальних речовин тощо). 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 України. До уваги беруться також матеріали, одержані науковими установами екологічного профілю.

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 за блоками 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, які могли спричинити їх появу. Після такого аналізу приймається рішення про використання чи вилучення екстремальних значень показників якості.

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 (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 визначають за формулою

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (8.23)$$

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 обчислюється для середніх ($I_{E-сер}$) і для найгірших ($I_{E-макс}$) значень категорій окремо і 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 – $\text{C}_{\text{II}}^{\text{Ca}}$, або сульфатно-хлоридно-кальцієві води другого типу – $\text{SCl}_{\text{II}}^{\text{Ca}}$.

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 і 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 естуарій 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.

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 9

1. Що таке «якість води»?
2. На які класи небезпеки розподіляють забруднювальні речовини, розчинені у воді, згідно СанПиН 4630-88?
3. Як змінюється значення комплексного показника екологічного стану (КПЕС) водної екосистеми та екологічна стійкість вод до забруднення при зменшенні концентрації забруднювальної речовини?
4. Функцією яких показників є індекс евтрофікації водних екосистем (E-TRIX)?
5. Які групи спеціалізованих класифікації включені до «Методики екологічної класифікації поверхневих вод за відповідними категоріями» (діє в Україні з 01.01.1999 р.)?
6. В чому полягає суть поняття «комбінована дія хімічних речовин»?
7. Які три основні групи забруднювальних речовин виділяють за гігієнічним нормуванням якості води?
8. З використанням яких показників (інгредієнтів) визначається індекс забрудненості води?
9. Як виконується оцінка якості води за ступенем її забруднення?
10. В чому полягає метод біологічної індикації (біоіндикації) при оцінці стану ВЕС?

9 ПРИНЦИПИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ І НАДІЙНОСТІ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ВОДООЧИСНОГО ОБЛАДНАННЯ

Підвищення якості очищення стічних вод і зниження затрат на очищення значною мірою залежить від рівня експлуатації очисних споруд. Всебічна грамотна оцінка технологічної ефективності роботи очисних споруд каналізації необхідна під час пуску і налагодження після будівництва, ремонту або реконструкції; при зміні витрати і складу стоків; після розробці заходів щодо інтенсифікації та реконструкції споруд; при розробці технологічних регламентів очищення стічних вод; для одержання дозволу на спецводокористування і регламентування окремих стадій очищення, а також для встановлення нормативних показників очищення.

Оцінка технологічної ефективності роботи споруд потрібна також для організації раціональної експлуатації споруд і для виявлення причин незадовільних показників очищення.

9.1 Принципи забезпечення технологічної ефективності очисних споруд

Технологічна ефективність очисних споруд визначається зіставленням проектних показників ступеня очищення стічних вод з фактичними. За відсутності проектних даних, а також при відхиленні витрат і складу стічних вод, які надходять на очищення, від проектних параметрів розробляються нормативні показники роботи очисних споруд, які включаються у клопотання для одержання дозволу на спеціальне водокористування. Новозбудовані очисні споруди працюють ефективно, якщо показники якості очищених стічних вод відповідають проектним показникам. Ці показники слід встановлювати розрахунковим шляхом, виходячи із складу споруд, умов очищення, витрати і якісних характеристик стоків.

Встановлені нормативні показники можуть не відповідати вимогам *«Правил охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами»* (1999). В такому випадку розробляються заходи з інтенсифікації роботи споруд або їх реконструкції для доведення нормативних показників до вимог, встановлених органами з регулювання використання і охорони вод.

Фактичні показники ефективності очищення визначаються на основі хімічних аналізів середньодобових проб стоків, відібраних в контрольних точках. За необхідності оцінки ефективності роботи кожної окремої споруди (пісковловлювача, відстійника, аеротенка), які входять до складу очисних споруд, відбір проб проводиться на вході та на виході кожної споруди і розраховується стосовно кожного окремого етапу очищення.

При перевищенні чисельних значень показників фактичної якості очищення стічних вод над проектними або нормативними величинами контрольованих показників, а також у випадках, скидання очищених стічних вод, які внаслідок перевантаження очисних споруд не забезпечують додержання вимог «Правил охорони поверхневих вод» (1991), власники очисних споруд повинні розробити план заходів щодо забезпечення ефективного очищення стічних вод, реалізація якого повинна забезпечити додержання цих вимог.

В план заходів, у відповідності з місцевими умовами, включається перелік водоохоронних заходів, в тому числі проектування споруд, їх будівництво, реконструкція діючих споруд, терміни їх реалізації (вводу в експлуатацію), об'єми фінансування і нормативні показники якості очищення стічних вод в даний період до здійснення заходів і які будуть досягнуті за рахунок вводу в дію водоохоронних заходів, передбачених планом. Вказаний план заходів погоджується з органами державного нагляду, затверджується і включається в план економічного і соціального розвитку галузі.

При виявленні надходження на очисні споруди токсичних промислових стоків, внаслідок чого може виникнути порушення режиму роботи очисних споруд або при проведенні аварійно-відновних робіт, які призвели до скидання неочищених або недостатньо очищених стічних вод у водні об'єкти, власники очисних споруд повинні негайно інформувати органи з регулювання використання та охорони вод.

Стічні води підприємств хіміко-фармацевтичної промисловості, які забруднені мікроорганізмами, необхідно постійно знезаражувати. На підприємстві (згідно МВ 64У-1-97 «Виробництво лікарських засобів. Належні правила і контроль якості») повинна бути розроблена стандартна робоча методика, яка встановлює порядок відбору проб стічних вод. Підприємство повинно регулярно виконувати відбір проб стічних вод і їх контрольні дослідження. Характеристика скиду повинна бути запротокольована. Крім цього, необхідно контролювати і реєструвати кількість стічних вод, додержання питомих норм водоспоживання і водовідведення та скидання стічних вод в каналізацію і поверхневі водойми або їх передавання на очисні споруди.

При виборі очисних споруд необхідно керуватись характеристикою і складом стічних вод, які залежать від специфіки виробничих процесів і повинні бути наведені в технологічних регламентах виробництва.

Взаємозв'язок між санітарними вимогами до стічних вод, які надходять у водотоки та водойми, та необхідним ступенем їх попереднього очищення в загальному вигляді можна описати такою формулою

$$C_{cm} \cdot q + C_p \cdot a \cdot Q \leq (a \cdot Q + q) \cdot C_{n.d.}, \quad (9.1)$$

де C_{cm} – концентрація забруднювальної (шкідливої) речовини в стічних водах, за якої не будуть перевищені допустимі межі (вони відповідають санітарним вимогам), г/м³;

C_p – концентрація цього ж виду забруднювальної (шкідливої) речовини у водотоці або водоймі вище від місця скидання, г/м³;

$C_{n.d.}$ – граничнодопустимий вміст забруднювальної (шкідливої) речовини у водотоці або водоймі, г/м³;

a – коефіцієнт перемішування, що показує, яка частина витрат води у водоймі змішується зі стічними водами в розрахунковому створі;

Q – витрата води у водотоці або водоймі, м³/год;

q – витрата стічних вод, що надходять у водотік або водойму, м³/год.

Величина Q визначається за даними гідрологічних вимірювань, показник q – за результатами технологічних розрахунків, а параметр C_p – на основі лабораторних аналізів. Значення коефіцієнта змішування a залежить від наступних факторів: конструкції випускного обладнання, відстані до розрахункового створу, а також гідравлічних і гідрологічних параметрів водотоку або водойми. Коефіцієнт a розраховується за методом Фролова-Родзіллера.

Перетворюючи формулу (9.1), можна одержати значення C_{cm} , тобто величину концентрації забруднювальної речовини в стічних водах, якої потрібно досягти внаслідок їх очищення й знешкодження, а саме

$$C_{cm} \leq \frac{a \cdot Q}{q} (C_{n.d.} - C_p) + C_{n.d.} \quad (9.2)$$

Необхідний ступінь очищення стічних вод перед скиданням їх у водойму визначається:

а) за допустимою кількістю завислих частинок забруднювальних речовин $S_{зав.ч.}$ у стічних водах:

$$S_{зав.ч.} = \frac{N - N_{дон}}{N} \cdot 100, \quad (9.3)$$

де N – кількість завислих частинок у стічних водах до очищення;

$N_{дон}$ – допустима кількість завислих частинок забруднювальних речовин у стічних водах після очищення;

б) за допустимим вмістом забруднювальних речовин $S_{вм.}$ у стічних водах:

$$S_{вм.} = \frac{C - C_{дон}}{C} \cdot 100, \quad (9.4)$$

де C – фактична концентрація забруднювальних речовин у стічних водах до очищення;

$C_{\text{дон}}$ – допустима концентрація забруднювальних речовин у стічних водах після очищення;

в) за допустимим біологічним показником споживання кисню $S_{\text{БСК}}$ у стічних водах

$$S_{\text{БСК}} = \frac{B - B_{\text{дон}}}{B} \cdot 100, \quad (9.5)$$

де B – фактичний біологічний показник споживання кисню у стічних водах до очищення;

$B_{\text{дон}}$ – допустимий біологічний показник споживання кисню у стічних водах після очищення;

г) за допустимою температурою S_t стічних вод, ступенем їх охолодження перед спуском у водотік або водойму визначається

$$S_t = \frac{t - t_{\text{дон}}}{t} \cdot 100, \quad (9.6)$$

де t – температура води у водоймі перед спуском стічних вод, °С;

$t_{\text{дон}}$ – температура стічних вод після їх охолодження, яка дорівнює:

$$t_{\text{дон}} = (t + 3); \quad (9.7)$$

г) за зміною активної реакції води S_{pH} та за концентрацією кислот і лугів кратність розведення стічних вод перед їх спуском у водотік або водойму визначається

$$S_{\text{pH}} = \frac{\text{pH} - \text{pH}_{\text{дон}}}{\text{pH}} \cdot 100, \quad (9.8)$$

де pH – водневий показник (кислотність) стічних вод перед розведенням;

$\text{pH}_{\text{дон}}$ – допустимий водневий показник стічних вод після їх очищення.

Перевірка стану виробничих стічних вод перед їх спуском у водотік або водойму повинна здійснюватися систематично за всіма вищенаведеними формулами і підтверджуватися експериментальними методами.

9.2 Врахування екологічних аспектів при проектуванні та експлуатації водоохоронних технологій

9.2.1 Екологічні аспекти оцінки впливу на водне середовище очисних споруд на стадії їх проектування

При проектуванні очисних споруд одним з перших постає питання визначення площі, необхідної для будівництва очисної станції. Площа, яка відводиться під споруди очисної станції, складається з корисної та резервної. **Корисною** називається площа, яку займають власне очисні споруди, а також допоміжні споруди (насосні та компресорні станції, майстерні, адміністративні споруди). **Резервна** площа – це частина земельної ділянки, яка призначена під будівництво додаткових споруд у разі збільшення продуктивності очисної станції. Резервна площа становить у середньому 20-30 % корисної.

Санітарно-захисні зони (СЗЗ) очисних станцій оцінюються з погляду достатності розривів (відстані) між ними і житловою забудовою, а також між ними і водозабірними спорудами підземних вод.

Майданчик для будівництва очисних споруд, як правило, повинен розміщуватися з підвітряного боку переважаючих вітрів теплого періоду року і нижче населеного пункту за течією річки.

Скидання стічних вод у межах населеного пункту забороняється.

Визначити умови випуску стічних вод означає розрахувати допустимий ступінь їх забруднення, за якого вони можуть бути спущені у водойму. При цьому обов'язково має зберігатися якість води у створі, розташованому на 1 км вище від найближчого пункту водокористування, у межах вимог, встановлених СанПіН 4630-88 «*Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення*».

Методика санітарної експертизи умов випуску стічних вод у водойми базується на основних положеннях СанПіН 4630-88, які обмежують випуск стічних вод у водні об'єкти.

З цією метою рекомендується максимально використовувати стічні води у оборотній системі водопостачання (для вилучення цінних відходів), влаштовувати їх повністю або частково за рахунок раціоналізації технології виробництва і застосування безстічних виробництв, а також використовувати їх для зрошення у сільському господарстві.

Забороняється випускати стічні води, які містять:

а) виробничу сировину, реагенти, напівпродукт і кінцеві продукти виробництва у кількостях, які перевищують встановлені нормативи технологічних втрат;

б) речовини, для яких не встановлено ГДК;

в) радіоактивні речовини;

г) технологічні відходи.

Якщо неможливо відмовитися від випуску стічних вод у водойму, необхідно шляхом розрахунку у кожному конкретному випадку визначити умови випуску, які б гарантували охорону водного об'єкта від забруднення.

Розроблено санітарно-гігієнічну класифікацію водних об'єктів за ступенем забруднення, в основу якої покладено провідний принцип нормативних документів водно-санітарного законодавства – забезпечення оптимальних умов господарсько-питного і культурно-побутового водокористування. Головна мета гігієнічної класифікації – це попередження несприятливого впливу на населення хімічних і мікробних факторів води. Тому до неї включено оцінні показники, які належать до чотирьох критеріїв шкідливості водних об'єктів: органолептичного, токсикологічного, загальносанітарного і бактеріологічного. Такими показниками є запах і присмак води, ступінь перевищення ГДК речовин, які нормовані за органолептичною і токсикологічною ознаками шкідливості, розчинений кисень, БСК₂₀, кількість кишкових паличок.

Чотири градації оцінних показників відповідають допустимому, помірному, високому і надзвичайно високому ступеню забруднення водойм першої (господарсько-питної) та другої (культурно-побутової) категорії водокористування.

У результаті санітарний стан водойми характеризується узагальненим індексом забруднення, який встановлюється за оцінним показником, зміненим найбільшою мірою (лімітуючий показник).

Забруднення водойми стічними водами – це зміна якості води вище пункту водокористування на 1 км, яке не відповідає СанПіН 4630-88 до якості води водотоків. Оскільки ступінь обмеження водокористування визначається якістю води у водоймі, то у СанПіН 4630-88 нормуються показники не складу стічних вод, які скидаються, а якості води водних об'єктів у створі, розташованому на 1 км вище від пункту водокористування, а для непроточних водойм – на 1 км в обидва боки від пункту водокористування.

Вимоги СанПіН 4630-88 поширюються на:

а) існуючі скиди всіх видів виробничих і господарсько-побутових стічних вод населених пунктів, окремих житлових будинків і громадських споруд, комунальних, лікувально-профілактичних, транспортних, сільськогосподарських об'єктів, промислових підприємств, в тому числі шахтних вод, скидних вод від водяного охолодження, нафтовидобування, скидання вод із сільгоспугідь та ін.;

б) усі заплановані скиди стічних вод підприємств, які будуються, реконструюються, або ж на яких змінюється технологія виробництва; всі заплановані скиди стічних вод каналізації населених пунктів і окремих об'єктів;

в) скиди зливової каналізації.

Санітарна експертиза проектів очищення стічних вод. Для її здійснення передбачено проведення таких видів робіт:

1. Ознайомлення з офіційними нормативними документами. На їх основі та відповідно до них здійснюється експертиза проектів санітарної охорони водних об'єктів.

2. Перевірка повноти наданих матеріалів. Згідно з СНиП 1.02.01-85 «*Инструкция о составе, порядке разработки, согласования и утверждения проектно-сметной документации на строительство предприятий, зданий и сооружений*» проекти будівництва, відновлення й реконструкції споруд очищення стічних вод повинні містити загальну пояснювальну записку, графічний матеріал, додатки і документи про затвердження схем планування території.

Обов'язковою складовою частиною проекту повинен бути розділ «Заходи з охорони навколишнього середовища».

3. Ознайомлення з паспортними даними проекту (назва, стадія проектування, організація-розробник, рік розробки).

4. Експертиза матеріалів проекту. На основі аналізу матеріалів пояснювальної записки, в яких наведено обґрунтування необхідності будівництва, охарактеризовано місцеві умови і стандартна ситуація в населеному пункті та водному об'єкті, в який скидаються стічні води, заходи з охорони навколишнього середовища, представники санітарної служби оцінюють запропоновані проектантами схеми й системи каналізації.

5. Оцінка принципів схем очищення стічних вод є найбільш важливим етапом експертизи, оскільки від цього буде залежати ефективність роботи, надійність експлуатації очисних споруд і охорона навколишнього середовища.

Основним критерієм є об'єм стічних вод (табл. 9.1). За ним виділяють три групи очисних споруд.

Перша – споруди, використання яких доцільне за продуктивності очисних станцій понад 10000 м³/д (використовується у селищах міського типу і містах), друга – від 25 до 10000 м³/д (малі очисні споруди), третя – до 25 м³/д (місцеві очисні споруди).

Кожна споруда розраховується на певне гідравлічне навантаження або концентрацію речовин у стічних водах, що знаходяться, за яких досягається максимальний ефект очищення (СНиП 2.04.03-85 «*Канализация. Наружные сети и сооружения*»).

Показником ступеня очищення може слугувати концентрація речовин у стічних водах, які виходять з очисних споруд.

Необхідно уважно підходити до вирішення питання про можливість використання ґрунтових методів очищення.

Таблиця 9.1 – Показання до вибору очисних споруд за різної продуктивності переробки стічних вод, м³/д

Понад 10000	25-10000 (малі)	До 25 (місцеві)
Споруди механічного очищення		
Піскоуловлювачі	Піскоуловлювачі	Септики
Горизонтальні, вертикальні та радіальні відстійники		
Споруди біологічного очищення		
Поля фільтрації	Малі поля фільтрації	Поля підземної фільтрації
Поля зрошення	Малі поля зрошенні	Поля підґрунтового зрошення
Різні типи аеротенків	Біологічні ставки	Фільтруючі колодязі
Різні типи біологічних фільтрів	Різні типи біологічних фільтрів	Піщано-гравійні фільтри Фільтруючі траншеї
	Циркуляційно-окислювальні канали	Біофільтри малої продуктивності
	Аероокислювачі радіальні	БІО-25
	Аероакселатори	КУ-12; 25
	Компактні установки	УКО-25

За наявності земельних ділянок і сприятливих кліматичних умов цьому методу слід надавати перевагу, тому що він дозволяє вирішувати низку важливих господарських задач:

- 1) зменшити забір природних вод на зрошення сільгоспугідь;
- 2) раціональніше використовувати водні ресурси у народному господарстві;
- 3) виключати безпосереднє скидання очищених і неочищених стічних вод у водний об'єкт;
- 4) сприяти отриманню високих урожаїв сільгоспкультур;
- 5) підвищувати родючість ґрунту;
- 6) поліпшувати кормову і поживну цінність вирощуваної продукції за рахунок збільшення вмісту вуглеводів, протеїну, азоту, фосфору, калію.

Слід відзначити, що використання стічних вод для зрошення дає досить великий додатковий прибуток, за рахунок якого за короткий час окупаються всі витрати, у той час як будівництво споруд штучного біологічного очищення вимагає значних безповоротних капітальних вкладень і експлуатаційних витрат.

На очисних спорудах повинні надійно знезаражуватися й утилізуватися осади стічних вод з відстійників. Надійне знезараження осадів досягається при застосуванні не одного, а декількох методів.

Наприклад, анаеробна стабілізація забезпечує стійкий ефект дегельмінтизації, якщо зброджування відбувається у термофільних умовах. Після аеробної стабілізації осад необхідно прогріти до 60 °С або застосувати метод компостування.

Якщо відведення стічних вод підприємства з території населеного пункту буде здійснюватися за допомогою насосних станцій перекачування, необхідно з'ясувати:

1) їх розміщення на плані населеного пункту з урахуванням рози вітрів;

2) наявність і розмір санітарного розриву;

3) улаштування й використання СЗЗ;

4) розмір і благоустрій ділянки;

5) об'єм резервуара для накопичення стічних вод, його відповідність погодинним витратам стічних вод, а також відповідність продуктивності насосів надходженню стічних вод (за графіками припливу і відкачування стічних вод);

6) наявність резервних насосів (на два робочих насоси необхідно мати один резервний);

7) метод знезараження або ліквідації відходів, затриманих на ґратах (подрібнення й подальше надходження в стічні води, вивезення на звалища, компостування на місці);

8) санітарно-технічне обладнання приміщень (інтенсивність вентиляції, наявність допоміжних приміщень тощо);

9) наявність аварійних випусків;

10) наявність аварійного енергоживлення насосів.

Санітарна експертиза проектів основних очисних споруд очисної станції. Початковим елементом технологічної схеми очищення стічних вод є ґрати. У складі очисних споруд передбачаються ґрати з поздовжніми отворами не більше 16 мм або ґрати-дробильні. За такої величини отворів кількість відходів, які будуть затримуватися на ґратах, становитиме на рік 8 дм³ на 1 людину. Якщо добова кількість затримуваних відходів не перевищує 0,1 м³, то допускається ручне очищення і вивіз відходів у герметичних контейнерах у місця знезараження твердих побутових і промислових відходів. В інших випадках повинна передбачатися механізоване очищення і подрібнення відходів.

Піскоуловлювачі влаштовуються за продуктивності очисних споруд понад 100 м³/д. Піскоуловлювачів повинно бути не менше двох. Тип піскоуловлювача залежить від продуктивності станції. За продуктивності до 5000 м³/д доцільно застосовувати тангенціальні піскоуловлювачі, понад 10000 – горизонтальні, понад 20000 м³/д – аеровані. Розрахунок їхніх основних параметрів виконується на основі гідравлічної крупності піску.

Тип відстійників зумовлюється продуктивністю очисної станції. За продуктивності до 25 м³/д для механічного очищення стічних вод, які

потім надходять на поля підземної фільтрації, у піщано-гравійні фільтри, фільтруючі траншеї та фільтруючі колодязі, необхідно застосовувати септики: до 10000 м³/д – двохярусні відстійники, 10000-20000 м³/д – вертикальні, понад 20000 м³/д – радіальні. Повний розрахунковий об'єм септика береться: за витрати стічних вод до 5 м³/д – не менше трикратного добового припливу, за витрати понад 5 м³/д – не менше 2,5-кратного. Розрахунок продуктивності відстійників, окрім вторинних, виконується за кінетикою випадання завислих речовин, яке залежить від гідравлічної крупності частинок (СНиП 2.04.03-85).

Оцінюючи основні параметри відстійників, необхідно перевірити об'єм мулової частини, який залежить від норми накопичення осаду і періодичності його усунення.

У відстійниках необхідно також перевірити пристрої, які регулюють рівномірність розподілу стічних вод по всьому дзеркалу споруди (розподільчі лотки), збирання і усунення плаваючих домішок (жирозбиральні лотки, жирові колодязі), захист від них проясненої води, надходження осаду до приймального бункера станції перекачування.

Виконуючи експертизу споруд біологічного очищення з активним мулом, необхідно перевірити основні технологічні параметри, які характеризують процес біохімічного очищення стічних вод і зумовлюють ефективність роботи споруд: навантаження органічних забруднювальних речовин, швидкість окислення, окисна потужність, відносний і питомий приріст мулу, муловий індекс, необхідний час аерації, місткість аераційної секції.

Вагове або мулове навантаження – це загальна кількість органічних забруднювальних речовин за БСК, які надходять у споруду, що віднесена до загальної маси активного мулу за сухою речовиною в аераційній секції споруди.

Період аерації, або тривалість аерації – це час, необхідний для окислення органічних забруднювальних речовин стічних вод у пристрої.

Глибина процесу біохімічного очищення і величина приросту активного мулу залежать від валового навантаження. Чим меншою є величина навантаження (не більше 1 г БСК на 1 г мулу на добу), тим вищими є ефект очищення стічних вод і ступінь мінералізації активного мулу, меншою величина його приросту і вищою концентрація розчиненого кисню в муловодяній суміші аеротенку.

Застосовується ще така характеристика, як питома швидкість окиснення (вилучення) забруднювальних речовин активним мулом. Це коли навантаження на мул розраховується не за всією кількістю забруднювальних речовин, що надходять, а лише за тією частиною, що вилучається. Це частина, яка здатна сорбуватися і окислюватися активним мулом і яка може убувати з різною швидкістю залежно від стану (якості) активного мулу.

Всі розраховані дані звіряються з відповідними нормативними документами.

Для роботи біофільтрів основним технологічним параметром є також окисна потужність. Під окисною потужністю біофільтрів розуміється кількість органічних забруднювальних речовин за БСК, яка може вилучатись із стічної рідини 1 м³ завантаженого матеріалу.

Знаючи окисну потужність біофільтра, можна розрахувати необхідний об'єм фільтруючого матеріалу. Для цього сумарну БСК усієї кількості стічних вод, яка надходить на біофільтр впродовж доби, ділиться на окисну потужність 1 м³ матеріалу. Розділивши потім об'єм фільтруючого матеріалу на допустиму висоту його шару (біофільтр – 2 м, аерофільтр – 4 м), одержується площа, яка необхідна під біофільтр.

Прийом до експлуатації збудованих очисних споруд. Необхідно відзначити, що санітарний нагляд має виконуватися під час будівництва очисних споруд. Обстеження очисних станцій в процесі будівництва рекомендується робити не менше двох разів: перший раз – коли ведуться приховані та недоступні для огляду в остаточному вигляді роботи (закладання фундаменту, траншей та каналів, підготовка ложа біологічних ставків та ін.), другий – коли встановлюються санітарно-технічні прилади і монтується очисне обладнання. Основна задача нагляду – перевірка дотримання будівельниками умов проекту.

Згідно з відповідними нормативними документами, прийом до експлуатації очисних споруд здійснюється у дві стадії: перша – попередня (технічна) і друга – державний прийом. До складу технічної комісії входять представники замовника, генпідрядника і субпідрядника, відділу комунального господарства міста. Завдання технічної комісії полягає в тому, щоб перевірити якість будівельних робіт, їх відповідність проекту і підготувати матеріали для державного прийому об'єкта.

Після огляду споруд технічна комісія складає акт попереднього прийому, в якому має бути відзначено всі виявлені санітарні дефекти і надано рекомендації щодо їх усунення. За позитивного висновку технічної комісії про можливість пред'явлення закінченого будівництвом (реконструкцією) об'єкта до державного прийому, позитивних висновків експертних організацій про відповідність виконаних робіт проектній документації видається висновок головного санітарного лікаря про можливість пуску об'єкта в експлуатацію.

Відбувається пробна експлуатація очисної станції. Задачі пробної експлуатації – перевірка і регулювання роботи окремих споруд і всієї станції в цілому. Пусковий період складається з двох етапів: пуск споруд на чистій воді та пуск споруд на стічних водах. Він повинен охоплювати теплу і холодну пори року, тому триває не менше шести місяців.

Результати пробної експлуатації подаються в державну приймальну комісію.

Державна комісія встановлює завершеність усіх видів робіт на об'єкті, якість їх виконання й ефективність роботи очисних споруд. Робота комісії оформляється актом, який закінчується висновками про можливість прийому об'єкта до експлуатації та загальною оцінкою якості будівництва.

9.2.2 Методи підвищення ефективності роботи водоохоронних технологій

Залежно від призначення води у виробництві її поділяють на кілька категорій. Вода, яку використовують для охолодження в теплообмінних апаратах, нагрівається, але не забруднюється сторонніми домішками. Воду, яку використовують як транспортувальний засіб, наприклад, при збагаченні руд, не нагрівається, але забруднюється механічними й розчиненими домішками. Іноді у виробництві використовують підігріту воду, наприклад, для миття харчової сировини, тари тощо. Дуже часто у виробництвах використовують воду як розчинник і реагент.

Воду, яку застосовують для охолодження та транспортування, можна використовувати у водооборотних циклах. Для цього води для охолодження треба охолодити, води для транспортування – очистити, а підігріті води для миття сировини, тари тощо – охолодити й очистити. Потім до охолоджених та очищених вод додають додаткову кількість свіжої води для компенсації втрат (підживлення системи) і знову повертають їх у виробництво.

Для запобігання забруднення навколишнього природного середовища продукти очищення вод потрібно переробляти на цьому самому або суміжному підприємстві з метою добування з них корисних продуктів чи напівпродуктів. Якщо після очищення утворюються токсичні відходи, які неможливо переробити, їх захоронюють. Оборотно водопостачання в 20-50 разів зменшує споживання чистої природної води та забруднення водойм, тобто зменшує надходження розсіяваних відходів у природне середовище. При нинішньому положенні справ з постійним збільшенням забруднень гідросфери очевидним стають два напрямки в боротьбі за охорону водних ресурсів. Перше, це посилення економічної відповідальності водоспоживачів за неякісне очищення стічних вод, друге, розробка та впровадження нових технологій, докорінно змінюють підхід до проблем охорони навколишнього середовища.

Потужним каталізатором виконання зазначених тенденцій, мабуть, має стати розвиток нових законодавчих актів з використання і охорони водних ресурсів від забруднень промисловими і побутовими стоками, в яких враховані сучасні проблеми захисту гідросфери. Відмова від старих і впровадження нових технологій, перш за все, обумовлені створенням промислових підприємств без викидів і відходів. Такі підприємства мають застосовувати новітні системи технологічних процесів, в яких

використання сировинних та енергетичних ресурсів буде ув'язуватися з вимогами захисту природи і здоров'я людини. У нашій країні основні тенденції створення таких виробництв пов'язані з системою переробки сировини, яка містить комплекси виділення і обробки всіх відходів у вигляді готової продукції.

В останні роки намітилися різні технологічні напрямки, які забезпечують істотне зниження водоспоживання та забруднення. До найбільш перспективних з них належать:

- розробка та впровадження водооборотних циклів;
- повторне використання очищених вод в оборотних системах охолоджуючої води;
- розробка принципово нових безводних технологічних процесів з впровадженням їх у першу чергу на виробництвах з отруйними відходами, застосування систем повітряного охолодження.

Розглядаючи оборотне водопостачання як ефективний засіб споживання свіжої води, слід мати на увазі, що в ньому використовуються методи очищення стічних вод, які повинні забезпечувати необхідну кількість технологічної води.

Одним з найважливіших напрямів є впровадження безвідходної технології, де всі види відходів (рідкі, тверді) повністю утилізуються. Знешкодження та утилізація твердих промислових відходів становлять досить складну і важко вирішувану завдання. Справа в тому, що складний цикл безвідходної технології може бути реалізований в умовах комплексу взаємопов'язаних підприємств, в яких відходи одного виробництва стають вихідною сировиною для іншого. Але багато відходів (в тому числі великотоннажні) поки не знаходять широкого застосування. Частина неутілізованих відходів збирають спеціальні підприємства, проте велику частину цих відходів піддають захороненню або вивозять на спеціально організовані для цієї мети полігони.

Не менш важливим напрямком істотного зниження водоспоживання та забруднення стічних вод стає впровадження «безводних» або «сухих» технологій. Використання таких технологій в нафтопереробній промисловості дозволило зменшити витрату води на переробку однієї тони нафти в 100 разів, у целюлозної промисловості на базі нових технологій скорочено споживання води в 6 разів, а концентрація забруднень, які не піддаються очищенню, в стічних вод зменшилася в 7 разів.

При проектуванні промислових підприємств без викидів відходів у довкілля передбачають:

- створення комплексів безстічних і замкнутих систем водоспоживання;
- комплексну переробку сировини;
- рекуперацію промислових відходів;
- розробку промислових об'єднань із замкнутою системою потоків переробки сировини і відходів та заготовлень для нової продукції.

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 9

1. За яких умов вважається, що новозбудовані очисні споруди працюють ефективно?
2. Як розподіляється площа, відведена під споруди очисної станції?
3. В яких випадках забороняється випускати стічні води до водних екосистем?
4. Які види робіт передбачає санітарна експертиза проекту очищення стічних вод?
5. Що передбачається при проектуванні сучасних промислових підприємств без викидів відходів у довкілля та скидання стічних вод до водних екосистем?
6. На яких етапах експлуатації виконується оцінка ефективності роботи очисних споруд стічних вод?
7. Як визначається допустимий вміст забруднюючих речовин у стічних водах?
8. З урахуванням чого оцінюються розміри санітарно-захисних зон очисних станцій?
9. Чи дозволено скидання стічних вод в межах населених пунктів?
10. На які три групи поділяються очисні споруди в залежності від об'ємів стічних вод?

10 УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ В УМОВАХ ЗМІН КЛІМАТУ

Протягом останніх двадцяти-тридцяти років зміни клімату трансформувались в одну з найбільш гострих проблем розвитку людства, що загрожує глобальній економіці та міжнародній безпеці.

Визнанням цього є виокремлення в ухваленому Організацією Об'єднаних Націй (ООН) у 2015 році Порядку денному сталого розвитку на період до 2030 р. спеціальної цілі № 13 щодо зменшення негативного впливу змін клімату.

10.1 Пом'якшувальні та адаптаційні заходи щодо зменшення негативного впливу кліматичних трансформацій на водні екосистеми

На глобальному рівні вирішення завдань, пов'язаних зі зміною клімату, регулює Рамкова конвенція ООН про зміну клімату (1992 р.) та Кіотський протокол до неї (1997 р.) і Паризька угода (2015 р.). В Україні прийнято Концепцію реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2030 року, яка схвалена розпорядженням Кабінету Міністрів України від 07.12.2016 р. № 932-р.

Згідно Четвертого оціночного звіту Міжурядової групи експертів із зміни клімату (2007 р.), до числа найбільш уразливих до змін клімату віднесено і сектор водних ресурсів. У зв'язку з цим, адаптація до впливу змін клімату на воду (водні об'єкти, водні ресурси, водні екосистеми тощо) є новим викликом для всього людства, зокрема, в контексті водної безпеки, а управління ВЕС має бути ключовим елементом національних стратегій адаптації до змін клімату.

В Україні вже нині спостерігаються окремі прояви впливу глобальних змін клімату на сферу водних ресурсів: зазнає змін водність річок і потужність горизонтів підземних вод, зростає частота та інтенсивність стихійних гідрометеорологічних явищ (паводків, посух), ускладнюється водозабезпеченість господарського комплексу країни у маловодні періоди та роки тощо.

В останні роки за умов поступового потепління клімату спостерігається стійка тенденція до збільшення числа років з посухами. За посушливої погоди та збільшення швидкості вітру до значень, при яких відбувається перенесення часток пилу і піску, виникають пилові бурі, які наносять значні збитки сільському господарству. Тому дослідження змін агрокліматичних показників і адаптація до нових умов земле- та водокористування є актуальним питанням.

З метою зменшення негативного впливу кліматичних трансформацій на водну безпеку держави у майбутньому вже нині потрібно запровадити пом'якшувальні та адаптаційні заходи, основними з яких мають бути наступні:

- визначення вразливості водних ресурсів, територій і галузей економіки до змін клімату;
- нормування національної стратегії та плану адаптації до змін клімату, скоординованих з відповідними стратегіями розвитку секторів економіки та регіональними стратегіями розвитку;
- реалізація заходів Національного плану дій щодо боротьби з деградацією земель та опустелюванням;
- розроблення стратегії економії водних ресурсів України (повторне використання очищених стічних і дощових вод, збільшення обсягів рециркуляції, опріснення морських вод, магазинування поверхневого стоку);
- розроблення та реалізація заходів зі зниження ризику посух і паводків у складі кліматостійких Планів управління річковими басейнами;
- збільшення частки підземних вод у загальному водокористуванні, насамперед, для питних потреб;
- запровадження заходів з природного збереження води, зокрема, відновлення заплав і водно-болотних угідь, лісонасаджень тощо;
- наукові та моніторингові дослідження з вивчення впливу змін клімату на водні ресурси, визначення прийнятних рівнів водних ризиків.

Крім того, у зв'язку кліматичними викликами зростає потреба у розробленні та прийнятті Водної стратегії України, як головного документа щодо формування цілісної та послідовної державної політики у сфері водної безпеки. Дієвим інструментом вирішення стратегічних завдань водної політики та розв'язання нагальних водно-екологічних проблем в умовах нинішніх та очікуваних кліматичних трансформацій має бути інтегроване управління водними ресурсами (ІУВР).

Враховуючи особливу актуальність питань адаптації управління водними ресурсами до змін клімату в Україні, доцільним є використання практичного досвіду і методичних напрацювань зарубіжних фахівців. У даному контексті необхідно відзначити публікації, підготовлені Глобальним водним партнерством, Європейською економічною комісією ООН, Міжнародною мережею басейнових організацій та ін.:

- Керівництво по водних ресурсах та адаптації до змін клімату (2009 р.);
- Керівництво з інтегрованого управління водними ресурсами в транскордонних басейнах річок, озер і водоносних горизонтів (2012 р.);
- Керівний документ до Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС № 24 «Управління басейном річки в умовах змін клімату»;
- Управління водними ресурсами, водогосподарська безпека та адаптація до змін клімату (2009 р.).

Засновані на концепції ІУВР рекомендації є своєрідною «дорожньою картою» по адаптації управління водними ресурсами в умовах змін клімату, яку необхідно пристосувати до специфічних місцевих умов. Для цього пропонуються підходи до оцінювання впливу змін клімату на якість і кількість водних ресурсів, оцінювання ризиків та вразливості, управління пов'язаними з водою ризиками (паводки, посухи, забруднення довкілля) у контексті змін клімату та транскордонного аспекту, рекомендації з врахування кліматичних змін у Планах управління річковими басейнами, адаптування існуючих систем моніторингу, а також покрокові дії з розробки та запровадження стратегії адаптації, насамперед, в транскордонному контексті, з відображенням вигод від адаптаційних заходів тощо. Внаслідок глобальної зміни клімату на фоні погіршення природного вологозабезпечення та зниження водності річок відбувається погіршення екологічного стану річкових басейнів за одночасного зростання частоти та амплітуди коливань річкового стоку, посилюються ризики проявів руйнівних повеней та паводків. Цілий ряд водно-екологічних проблем та загроз в Україні породжені масштабними заходами з зарегулювання річкового стоку, що спричиняє деградацію річкових екосистем, погіршення якості води, якісного та кількісного стану біоресурсів на фоні змін клімату. В умовах України проблема нестачі води, насамперед, належної якості, є гострою ще й тому, що вітчизняний господарський комплекс характеризується високою водомісткістю.

Враховуючи досвід Європейського союзу з адаптації до змін клімату, це означає пристосування у природних чи соціальних системах, як відповідь на фактичні або очікувані кліматичні впливи або їхні наслідки, що дозволяє, по-перше, знизити шкоду, та, по-друге, скористатися сприятливими можливостями.

10.2 Оцінка змін кліматичних чинників формування стоку в останні десятиріччя

Зв'язок стоку з кліматичними чинниками витікає з рівняння водного балансу водозбору ВЕС за багаторічний період

$$\bar{X} = \bar{E} + \bar{Y} , \quad (10.1)$$

де \bar{X} , \bar{E} , \bar{Y} – річні норми опадів, випаровування з поверхні суші та стоку, відповідно.

Оцінка норми річного стоку на основі водного балансу виконується за таким рівнянням

$$\bar{Y} = \bar{X} - \bar{E} . \quad (10.2)$$

Норма річних опадів та випаровування з поверхні суші є кліматичними чинниками формування річного стоку, які підкорюються законам широтної або вертикальної зональності. Оскільки норма річного стоку залежить від кліматичних чинників, то її просторовий розподіл також визначається широтою місцевості або висотою, якщо мова йде про гірські райони.

Величина випаровування з поверхні суші залежить від теплоенергетичних ресурсів клімату та зволоження підстильної поверхні. У свою чергу теплоенергетичні ресурси клімату визначаються припливом сонячної радіації, яка зумовлює термічний режим приземного шару повітря. Температури повітря використовуються як чинник при розрахунках теплоенергетичних ресурсів та випаровування.

10.2.1 Основні тенденції змін у в межах України

Зміни глобального клімату, які спостерігаються на протязі останніх десятиріч, впливають на умови формування стоку річок України, а, отже, обумовлюють зміни її поверхневих водних ресурсів та стан ВЕС.

Дослідження змін кліматичних чинників формування стоку та водних ресурсів протягом декількох десятиріч проводиться у Одеському державному екологічному університеті (ОДЕКУ). Виявлено тенденції до переходу середніх температур холодного періоду у область додатних значень, що спричиняє зменшення глибини промерзання ґрунту, збільшення частоти появи та тривалості відлиг. Останнє призводить до зменшення запасів снігу на водозборі та викликає зниження значень максимального стоку весняного водопілля. Якщо на водозборах із стійким підземним живленням талі води поповнюють запаси підземних вод і сприяють зростанню стоку літньої та осінньої межени, то на малих і середніх водозборах води, які фільтруються у підстильну поверхню, не потрапляють до русла річки і переважно витрачаються на випаровування. Зростання температур повітря теплого періоду викликає посилення випаровування з поверхні суші і водної поверхні природних і штучних водойм. У зоні недостатнього зволоження втрати на додаткове випаровування з водної поверхні ставків та водойм спричинюють суттєве зменшення водних ресурсів досліджуваних водозборів. Установлено, на території Північно-Західного Причорномор'я зменшення річного стоку через вплив штучних водойм досягає 30-50 %. При збільшенні ступеня аридності (посушливості) клімату наслідки водогосподарських заходів будуть посилюватися. Виявлено зростання тривалості та інтенсивності бездощових періодів, поширення термінів пересихання річок та скорочення тривалості стійкого льодового покриву. Зсунулися на більш пізні строки дати настання осінніх льодових явищ, а скресання річок проходить раніше, зростає ймовірність відсутності льодових явищ взимку.

10.2.2 Тенденції змін клімату в межах Північно-Західного Причорномор'я

Північно-Західне Причорномор'я, у межах якого знаходиться місто Одеса, розташоване у степовій природній зоні України та поділяється на підзони північного і південного степу. Характерною особливістю українського степу є нестача вологи та значна випаровуваність (випарна здатність). За даними метеостанції Одеса встановлена тенденція до зростання температур повітря за рік. На фоні загальної тенденції, починаючи з 1989 р. формується новий тренд, який вказує на збільшення інтенсивності зростання температур повітря. При цьому відбувається збільшення кількості випадків перевищення значеннями температур повітря їхнього середнього квадратичного відхилення. Так само зростають температури холодного (з листопада по березень) та теплого (з квітня по жовтень) періодів. Зростання температур повітря більш інтенсивно проходить у теплий період року. Установлені тенденції є характерними для усіх метеорологічних станцій розглядуваної території.

Зростання температур повітря теплого періоду року обумовлює, насамперед, зростання втрат на випаровування з поверхні суші та води.

У холодний період зростання температур повітря призводить до збільшення кількості та тривалості відлиг, незначної глибини промерзання ґрунту, що зменшує максимальні витрати весняного водопілля та збільшує втрати поверхневого талого стоку на інфільтрацію. Зростання опадів холодного періоду несуттєво впливає на стік внаслідок інтенсивного зростання випаровування з поверхні суші.

10.2.3 Зміна посушливості клімату

Глобальне потепління в зоні степу супроводжується таким природним явищем як посухи.

Посуха є явищем, на протязі якого спостерігається тривала (багатоденна, багатомісячна, багаторічна) суха погода, часто при підвищеній температурі повітря, з відсутністю чи вкрай незначною кількістю опадів, яка призводить до виснаження запасів води (вологи) у ґрунті та різкого зниження відносної вологості повітря.

У результаті посухи створюються несприятливі умови для розвитку рослин, формування стоку у річках, внаслідок чого виникає дефіцит водоспоживання.

З екологічної точки зору наслідками посухи є неврожаї сільськогосподарських культур, деградація луків, зниження приросту деревини, загибель худоби та різкі коливання чисельності мікроорганізмів. Посуха супроводжується посушливими явищами – тривале бездощів'я, висока температура повітря, суховії, атмосферна та ґрунтова посухи.

Бездошовий період (бездощів'я) є інтервалом часу, в який протягом десяти та більше днів не спостерігаються опади або їх добова кількість не перевищує 1 мм. Тривале бездощів'я є передвісником посухи. Часто у ці періоди відзначаються суховії. Бездошовий період тривалістю понад 10 днів вважається посушливим.

Суховій розглядається як стан атмосфери, за якого простежується повільне, зі швидкістю 3-5 м/с, перенесення сухого, надмірно теплого повітря (відносна вологість 30 % та нижче, а температура 25 °С та вища). Поєднання суховію з бездошовим періодом протягом декількох діб зумовлює атмосферну посуху.

Атмосферною посухою у місцевості з помірним кліматом є стан атмосфери з тривалим бездощів'ям, істотним зменшенням опадів, це супроводжується підвищеною інсоляцією та високою температурою повітря. Атмосферна посуха певної тривалості зумовлює ґрунтову посуху.

Ґрунтова посуха може спостерігатись на полях, які неадаптовані до посушливого клімату як без рослин, так і з рослинним покриттям. Внаслідок недостатньої вологості ґрунту, надлишкових інсоляції та притоку тепла відбувається істотне зниження транспірації і продуктивності порівняно із сприятливими умовами. Поєднання атмосферної та ґрунтової посухи в окремих випадках визначають як загальну посуху.

Бездошові періоди пов'язані, головним чином, зі сталими антициклонами та їх відрогами, які поширюються на центральну та південну частини України. Тривалі бездошові періоди зумовлені антициклонами та ядрами високого тиску у масах арктичного повітря, що переміщуються з півночі. Менш тривалі бездошові періоди пов'язані з антициклонами, що рухаються із заходу й формуються у повітрі помірних широт, охоплюючи всю країну.

Атмосферна посуха (близько 30 %) виникає під час зональної циркуляції атмосфери. У цих випадках над південною частиною північно-східної Європи розташована зона високого атмосферного тиску, яка зумовлена відрогами Азовського й Середньозіатського максимумів або декількома малорухливими антициклонами. Найчастіше (до 70 %) розвиток атмосферної посухи відбувається внаслідок порушення зонального переносу, що блокується високими малорухливими антициклонами та гребенями. Західне перенесення повітряних мас набуває меридіональної складової у результаті впливу інтенсивного східного струменя по південній периферії смуги високого тиску, що витягнута у широтному напрямі. Із південного сходу та із півдня континентальне полярне повітря, інколи тропічне, просувається до півночі. Переміщення гребенів відбувається у західному напрямі та перешкоджає зворотному руху повітряних мас й баричних утворень.

Прикладом формування блокуючої синоптичної ситуації є посуха 2010 р.

Аналіз просторово-часового розподілу посух різних категорій (помірні, інтенсивні, екстремальні) для території України, виконаний в ОДЕКУ, показав, що в період 1951-1980 рр. посухи в основному формувались в північно-східних областях України (Харківській, Чернігівській, Сумській), а протягом 1981-2010 рр. осередки максимальних значень знаходились в південних і південно-західних районах, а саме Чернівецькій та Миколаївській областях. У 2011 р. через довготривалу антициклонічну циркуляцію над Східною Європою сильна та середня посухи спостерігалася як у центральних, так і західних областях України, проте міста Одеса та Сімферополь знаходилися в умовах «м'якої» посухи, що свідчить про регіональний характер формування посух.

Для оцінки наявності та інтенсивності посухи використовуються різні кількісні індекси: гідротермічний коефіцієнт *ГТК*, розрахований за формулою Г.Т. Селянинова; стандартизований індекс посушливості Д.А. Педя, стандартизований індекс опадів (SPI); новий стандартизований індекс посухи або індекс опадів та сумарного випаровування (SPEI).

Властивості атмосферної посухи у період активної вегетації описуються гідротермічним коефіцієнтом Г.Т. Селянинова *ГТК*:

$$ГТК = \frac{10 \sum X}{\sum T}, \quad (10.3)$$

де $\sum X$ – кількість опадів за період активної вегетації, мм;

$\sum T$ – сума додатних температур повітря за період активної вегетації між датами переходу її через 10 °С навесні та восени.

При значеннях $ГТК = 0,7 \div 1,0$ розрахунковий період відносять до категорії помірної посухи, $ГТК = 0,5 \div 0,7$ – до суворої посухи, $ГТК = 0,3 \div 0,5$ – до дуже суворої посухи.

За коефіцієнтом *ГТК* в районі м. Одеса найбільш часто спостерігаються помірні посухи (табл. 10.1).

Таблиця 10.1 – Частота появи (%) посух різної суворості згідно *ГТК*

Метеостанція	Категорія посухи		
	помірна	сувора	дуже сувора
Одеса	45	30	12

Процедура визначення SPEI базується на обчисленні середньомісячних різниць між опадами та потенціальним сумарним випаровуванням і впроваджена у міжнародну практику з 2009 р.

Наявність та інтенсивність посухи визначаються згідно значень SPEI, представлених у табл. 10.2.

Таблиця 2.2 – Класифікація значень SPEI

Значення SPEI	Категорія періоду	Категорія посухи
$SPEI \geq 2.00$	Вкрай вологий	–
$1.50 \leq SPEI \leq 1.99$	Дуже вологий	–
$1.00 \leq SPEI \leq 1.49$	Помірно вологий	–
$0 \leq SPEI \leq 0.99$	Близький до нормального	–
$0 \geq SPEI \geq -0.99$	Близький до нормального	Слабка посуха
$-1.00 \geq SPEI \geq -1.49$	Помірно сухий	Помірна посуха
$-1.50 \geq SPEI \geq -1.99$	Дуже сухий	Інтенсивна посуха
$SPEI \leq -2.00$	Вкрай сухий	Екстремальна посуха

Установлено, що після 1989 р. на півдні України відбувається зростання частоти появи інтенсивних посух (табл. 10.3).

Таблиця 10.3 – Частота появи (%) посух різної категорії згідно значень індексу SPEI, м. Одеса

Період (роки)	Категорія посухи			
	Слабка	Помірна	Інтенсивна	Екстремальна
1962-2011 рр.	41	29	18	12
до 1989 р.	38	38	12	12
після 1989 р.	44	22	22	11

Для аналізу тривалості посух різних категорій визначена загальна кількість місяців, коли спостерігалась посуха ($SPEI \leq 0,00$), та кількість місяців, яка припадала на кожну категорію (табл. 10.4). При розгляді усього періоду спостережень виявлено, що слабкі посухи тривають найдовше, проте після 1989 р. зростає тривалість екстремальних посух.

Таблиця 10.4– Тривалість посух різних категорій, м. Одеса

Період (роки)	Кількість місяців з посухою	Категорія посухи			
		Слабка	Помірна	Інтенсивна	Екстремальна
1962-2011 рр.	294	188	74	25	7
до 1989 р.	149	95	40	11	3
після 1989 р.	145	93	34	14	4

Оцінка внеску тривалості посух кожної категорії у загальну їх тривалість (табл. 10.5) також показала зростання частки інтенсивних посух в районі м. Одеса.

Таблиця 10.5 – Внесок посухи кожної категорії (%) у загальну тривалість посух, м. Одеса

Період (роки)	Категорія посухи			
	Слабка	Помірна	Інтенсивна	Екстремальна
1962-2011 рр.	64	25	9	2
до 1989 р.	64	26	7	2
після 1989 р.	64	23	10	3

З хронологічного ходу індексу SPEI (рис. 10.1) видно, що довготривалий посушливий період за даними м. Одеса спостерігався з липня 1989 р. до червня 1995 р., причому з квітня по липень 1994 р. посуха перейшла з категорії інтенсивної до екстремальної. У 1994 р. екстремальна посуха тривала 85 діб – з 11 березня по 3 червня.

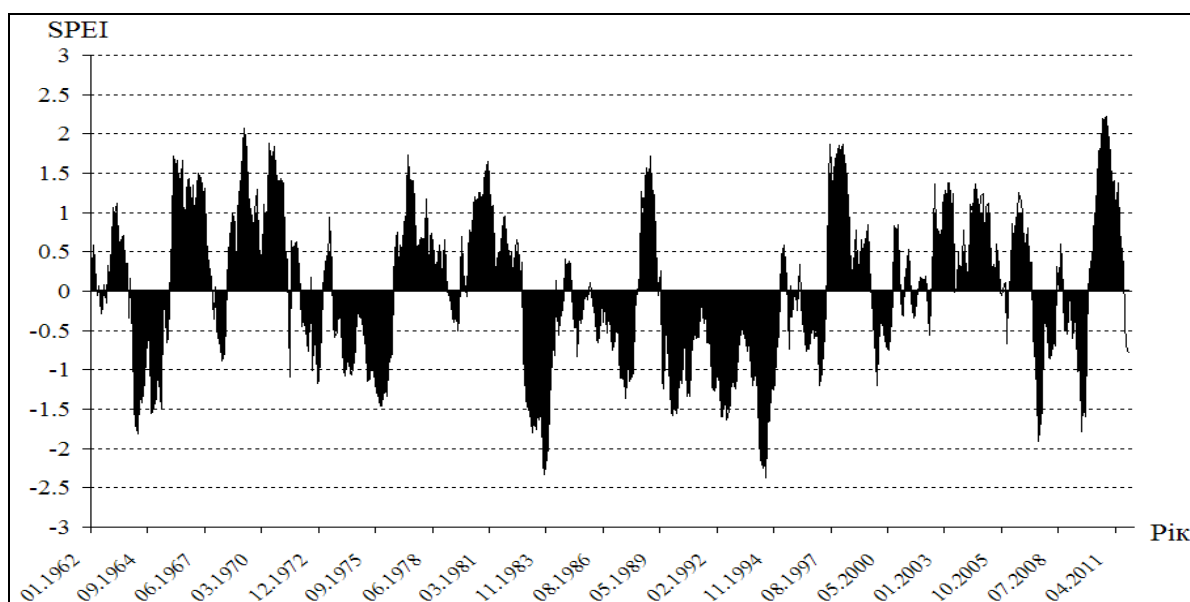


Рис. 10.1 – Мінливість індексів посушливості SPEI за даними м. Одеса, за період 1962-2011 рр.

Наслідками формування метеорологічних посух є гідрологічні посухи, які розглядаються як тривалий період сухої погоди, що спричиняє нестачу споживання води через зменшення стоку та призводить до зменшення вмісту вологи в ґрунті й зростання глибини залягання дзеркала підземних вод, погіршення якості води та екологічного стану ВЕС.

Гідрологічна посуха може тривати більше одного року і охоплювати більше одного водозбору. Вона зазвичай настає з запізненням по відношенню до метеорологічної та сільськогосподарської посух. Наслідками формування гідрологічних посух можуть бути зміни в складових водного балансу, які виникають через зменшення опадів та

зростання випаровування з поверхні водозбору й водного дзеркала штучних водойм, а також через зменшення припливу поверхневих вод.

Як правило, роки з наявністю екстремальних посух характеризуються малою водністю навіть за умови формування поверхневого талого стоку у весняні місяці. Забезпеченість річного стоку річок і балок Північно-Західного Причорномор'я у ці роки перевищує 80 %.

10.3 Регіональні кліматичні моделі для аналізу сучасного стану і прогнозу кліматичних змін

Зміни у глобальній кліматичній системі можуть розглядатися на сьогодні як незаперечний факт, що доводиться метеорологічними даними за останні 150 років. Є дуже ймовірним, що підвищення глобальних середніх температур, яке спостерігається з середини ХХ століття, здебільшого зумовлено підвищенням концентрацій антропогенних парникових газів.

Щоб визначити причини змін клімату, що мають місце, а також оцінити майбутні зміни, було реалізовано безпрецедентний за своїми масштабами та кількістю учасників модельний проект – дослідниками з 11 країн було виконано чисельні інтегрування з 23 складними фізико-математичними моделями загальної циркуляції атмосфери і океану.

Під час експерименту розраховувався клімат ХХ століття при заданих, відповідних до спостережень, концентраціях парникових газів, а також клімат для різних сценаріїв, які наведені у Спеціальній доповіді зі сценаріїв викидів (СДСВ).

Все це дозволило просунути в уточненні та підвищенні достовірності оцінок майбутніх змін клімату, а також оцінити імовірнісні розподіли характеристик клімату для кожного зі сценаріїв.

Міжнародною групою експертів зі змін клімату були розроблені та описані чотири основних сюжетних лінії (рис. 10.2) для послідовного викладення зв'язків між головними факторами викидів та їх розвитком, а також додатковий контекст для кількісного визначення сценарію.

Кожна сюжетна лінія зображує різні демографічні, соціальні, економічні, технологічні та екологічні події, які одними особами можуть розглядатися позитивно, а іншими – негативно.

Сценарії містять широкий перелік основних демографічних, економічних та технологічних визначальних факторів парникових газів (ПГ) та викидів сірки. Кожний сценарій є конкретним кількісним тлумаченням однієї з чотирьох сюжетних ліній. Усі сценарії, що ґрунтуються на одній сюжетній лінії, є сценарною «родиною».

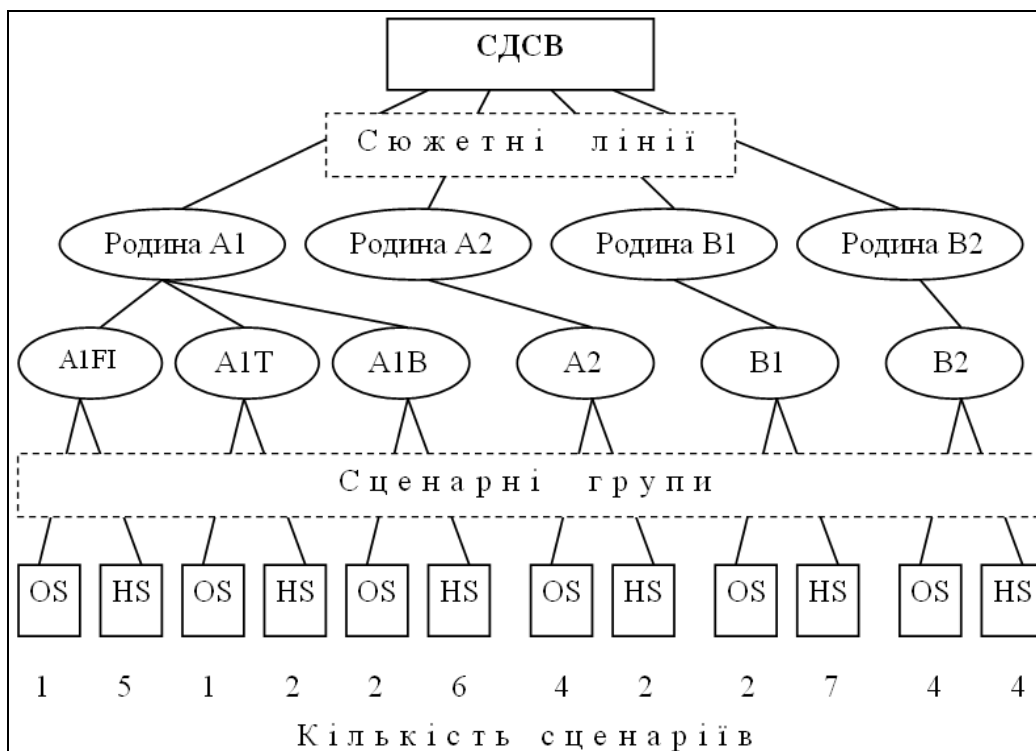


Рис. 10.2 – Схематична ілюстрація сценаріїв СДСВ

Треба відзначити, що сценарії не містять додаткові ініціативи у галузі клімату, тобто не має сценарію, який би припускав здійснення Рамочної конвенції Організації об'єднаних націй (ООН) про зміни клімату або Кіотського протоколу тощо. В той же час, на викиди ПГ безпосередньо впливає політика у галузі некліматичних змін, спрямована на досягнення інших цілей. До того ж, урядова політика може у різній мірі впливати на фактори викиду ПГ, а саме: на демографічні зміни, соціально-економічний розвиток, технологічні зміни, використання ресурсів та регулювання забрудненням. Саме цей вплив відображується у сюжетних лініях та підсумкових сценаріях.

Для кожної сюжетної лінії розроблено декілька різних сценаріїв з використанням різних концепцій моделювання з метою розглядання низки результатів, пов'язаних з моделями, що використовують аналогічні припущення стосовно визначальних факторів.

Однією з переваг багатомодельного підходу є те, що підсумкові 40 сценаріїв СДСВ у своїй сукупності охоплюють існуючий діапазон невизначеностей стосовно майбутніх викидів ПГ, які виникають внаслідок різних характеристик цих моделей, окрім існуючих невизначеностей, що мають місце через визначальні (головні) фактори сценарію, зокрема демографічні, соціально-економічні та технологічні події, які визначають ці моделі, про що йде мова у сюжетних лініях. Тринадцять з цих сорока сценаріїв розглядають зміни, пов'язані з припущеннями стосовно енергетичних технологій.

У межах кожної групи і родини позначення «HS» показує сценарії з узгодженими припущеннями щодо розвитку загального населення та сукупного національного продукту, а «OS» – сценарії, в яких розглядаються невизначеності стосовно визначальних факторів.

У межах кожної сценарної родини були розроблені два основних види сценаріїв – сценарії з узгодженими припущеннями стосовно глобального населення, економічного росту і кінцевого використання енергії та сценарії з альтернативним кількісним визначенням сюжетної лінії. У своїй сукупності 26 сценаріїв були узгоджені через прийняття припущень стосовно розвитку загального населення та сукупного національного продукту. Таким чином, узгоджені сценарії у кожній родині не є незалежними один від іншого. Решта 14 сценаріїв прийняли альтернативні тлумачення чотирьох сюжетних ліній для вивчення додаткових сценарних невизначеностей. Вони також пов'язані між собою у межах кожної родини, навіть не зважаючи на те, що не містять загальних припущень стосовно деяких визначальних факторів.

Отже, є шість сценарних груп, які слід вважати у рівній мірі обґрунтованими і які охоплюють широке коло невизначеностей. Вони містять чотири комбінації демографічних змін, соціально-економічного розвитку та технологічних подій, які відповідають чотирьом родинам (A1, A2, B1, B2), кожна з яких має ілюстративний сценарій.

У цілому, кожна сюжетна лінія передбачає зовсім інший напрямок майбутніх подій, у результаті чого чотири сюжетні лінії відрізняються усе більш необоротним чином. Разом вони надають опис різноманітних варіантів майбутнього, які охоплюють значну частку основних невизначеностей у чотирьох визначальних факторах. Вони також охоплюють широкий діапазон ключових «майбутніх» характеристик, зокрема демографічні зміни, економічний розвиток і технологічні зміни. З огляду на це їх правдоподібність або здійсненність не слід розглядати виключно ґрунтуючись на екстраполяції поточних економічних, технологічних та соціальних тенденцій.

Сюжетна лінія та сценарна родина A1 містить опис майбутнього світу, що характеризується швидким економічним ростом, глобальним населенням, показники якого сягають пікових значень у сторіччя з подальшим зменшенням, а також швидким упровадженням нових та ефективніших технологій. Першорядними питаннями будуть поступове зближення різних регіонів, створення потенціалу та активізація культурних і соціальних взаємозв'язків за значного зменшення регіональних відмінностей у доході на душу населення. Сценарна родина A1 розбивається на три групи, які надають опис альтернативних варіантів технологічних змін в енергетичній системі, а саме відрізняються своїм центральним технологічним елементом: істотна частина викопних видів палива (A1FI), невикопні види палива (A1T) і рівновага між усіма

джерелами (A1B), яка визначається як не дуже велика залежність від одного конкретного джерела енергії. Через те, що інші визначальні фактори будуть сталими, швидке зростання спричинить високі показники обороту капіталу, внаслідок чого невеликі відмінності на початковому етапі між сценаріями призведуть до великого розходження до 2100 р.

Відомо, що чисельних моделей клімату, як і наукових методик прогнозу клімату, існує досить багато. Кожна з них має свої переваги та недоліки. Тому, насамперед, необхідно визначити: які зі створених методик і моделей доцільно з наукового та технічного погляду використовувати для аналізу та прогнозу регіональних особливостей кліматичних змін в Україні. Очевидно, що моделі загальної циркуляції атмосфери та океану (МЗЦАО), які в більшості своїх реалізацій мають роздільну здатність $2,5^{\circ} \times 2,5^{\circ}$, не придатні для досліджень регіональних особливостей кліматичних змін в Україні, оскільки на її територію припадає приблизно 15 вузлів координатної сітки. Тому моделі повинні мати роздільну здатність на порядок вищу, тобто задовільні горизонтальні кроки сітки мають бути 20-50 км. Таку задовільну роздільну здатність мають сучасні гідростатичні моделі прогнозу погоди та клімату. Ще однією вимогою до моделей є можливість розрахунків з різними початковими та граничними даними, а також наявність відносно вільного доступу до цих даних, бажано в мережі Інтернет.

Сценарій зміни клімату A1B реалізований в регіональній кліматичній моделі REMO, яка розроблена в Інституті метеорології ім. Макса Планка в Гамбурзі. REMO об'єднує колишню чисельну модель прогнозу погоди EUROPA-MODELL для розрахунків термодинамічних характеристик і блоку глобальної кліматичної моделі ECHAM4, в якому розраховуються процеси хмаро- та опадоутворення, проходження потоків сонячної радіації в атмосфері, вплив підстильної поверхні на теплові потоки з врахуванням альbedo й типу поверхні. Початковими та граничними даними для моделі можуть бути дані аналізу, наприклад, Європейського центру середньострокового прогнозу погоди (ECMWF) та реаналізу, наприклад ERA40, тобто інтерпольовані у вузли регулярної сітки дані нерегулярних, часто епізодичних як у просторі, так і в часі фактичних наземних та висотних вимірювань в основні синоптичні строки (кожні 6 год.). В моделі REMO враховані такі важливі фактори впливу на стан атмосфери, як радіаційні та теплові потоки, орографія, шорсткість і альbedo підстильної поверхні, що дозволяє припустити коректність та адекватність представлення процесів у хмарній тропосфері.

Прогностичними змінними в моделі є тиск, температура, горизонтальні проекції швидкості вітру, абсолютна вологість і водність хмар. Початковими та граничними даними для моделі можуть бути дані аналізу, наприклад ECMWF, реаналізу, наприклад ERA40 або більшої частини глобальних кліматичних моделей з IPCC-2007. У моделі враховані

такі важливі фактори впливу на стан атмосфери, як радіаційні та теплові потоки, орографія, шорсткість, а також річний хід альbedo, рослинності та снігового покриву підстильної поверхні.

В останній версії REMO враховані процеси формування опадів завдяки замерзанню крапель у хмарах, що є досить критичним для адекватного відтворення процесів хмаро- та опадоутворення в кліматичних умовах холодного періоду року в Україні.

Оскільки REMO, як і більша частина глобальних і регіональних чисельних моделей, є гідростатичною, то вона має обмеження на зменшення горизонтальних кроків приблизно до 10 км. Тому параметризація процесів хмаро- та опадоутворення в REMO складається з двох схем: 1) крупно-масштабна схема – шарувато-подібні хмари, для параметризації яких використовується наближення Сандквіста; 2) підсіткова схема – конвективні хмари, які параметризуються за допомогою дещо модифікованої одновимірної статичної моделі Тіедке.

Обидві ці параметризації є одномоментними, тобто єдиною характеристикою хмар та опадів є їхні загальні водність або льодність. Звичайно, це є досить грубим наближенням, якщо модель застосовувати для короткострокового прогнозу сильних опадів. Однак, як показує багаторічний досвід застосування цієї моделі в дослідженнях минулого та сучасного клімату, такі параметризації дозволяють отримувати цілком адекватні просторово-часові характеристики поля опадів у різних регіонах.

В останні роки REMO досить успішно застосовувалася для моделювання минулого й майбутнього регіонального клімату не тільки Німеччини, але й інших країн Європи, а також Індії, Аргентини тощо. REMO була однією з провідних у проекті оцінки водного балансу басейну Балтійського моря.

10.3.1 Оцінка кліматичних сценаріїв

Групою експертів для вивчення можливих змін клімату Європи було обрано 15 сценаріїв змін клімату.

В якості вихідних даних служать дані вимірювань метеорологічних станцій, які інтерполуються у вузли регулярної сітки з кроком 25 км, що збігається з координатною сіткою регіональних кліматичних моделей, та в яких отримані зміни метеорологічних параметрів: температура повітря (середньодобова, максимальна, мінімальна), вологості повітря, кількість опадів, сонячна радіація, середньодобова швидкість вітру. Інші моделі, які використовувалися у проекті з низьким дозволом (наприклад, вузли регулярної сітки з кроком 50 км), або мають коротший період часу не враховувались в цій оцінці.

Кліматичні сценарії були побудовані для періодів: 1971-2000 рр. (базовий період); 2011-2040 рр.; 2041-2070 рр.; 2071-2098 рр.

Останній період закінчується в 2098 р, тому що за 2099 і 2100 рр. тільки деякі моделі забезпечують повноту даних. Сценарії умовно названі М1-М15 (табл. 10.6).

Таблиця 10.6 – Кліматичні сценарії, які використовуються для оцінки

Сценарій	Чисельна модель
М1	RCA
М2	HadRM3Q0
М3	HadRM3Q3 (низька чутливість)
М4	HadRM3Q16 (висока чутливість)
М5	RCA3
М6	CLM
М7	RACMO
М8	RCA
М9	RCA
М10	REMO
М11	Aladin
М12	HIRHAM
М13	DMI-HIRHAM5
М14	DMI-HIRHAM5
М15	RegCM

Є два сценарії: М1 і М5, які забезпечують повні дані за ще більш короткий період. Тому для сценарію М1 дані були завантажені до 2097 р., а для М5 – до 2096 р. Оцінити кожний з сценаріїв можна шляхом порівняння відмінності у сезонній динаміці температури і опадів спостережуваних кліматичних даних і даних сценаріїв М1-М15. Для цього середньомісячні температури і середня місячна кількість опадів за досліджуваний період були розраховані на основі регулярних спостережень і даних сценарію, а потім середньомісячна відмінність була оцінена для кожного сценарію М1-М15. Для виявлення «кращих» сценаріїв були розраховані наступні параметри:

– середня місячна кількість опадів:

$$MP_{m,i} = \frac{\sum_{i=1}^N P_{m,i}}{N} \quad (10.4)$$

– середньомісячні температури:

$$MT_{m,i} = \frac{\sum_{i=1}^N T_{m,i}}{N} \quad (10.5)$$

– середня місячна кількість опадів за даними спостережень:

$$MP_{0,i} = \frac{\sum_{i=1}^N P_{0,i}}{n} \quad (10.6)$$

– середньомісячні температури за даними спостережень:

$$MT_{0,i} = \frac{\sum_{i=1}^N T_{0,i}}{n} \quad (10.7)$$

де P – опади, мм;
 T – температура, °С;
 i – місяць (від 1 до 12),
 m – змодельовані сценарії (від 1 до 15),
 o – дані спостережень,
 N – кількість років.

Після цього були оцінені відмінності в середньомісячній температурі повітря і кількості опадів.

Різниця в середніх місячних значеннях опадів за певним сценарієм визначалась за формулою:

$$DMP_{m,i} = MP_{m,i} - MP_{0,i} \quad (10.8)$$

Різниця в середньої місячної температури за певним сценарієм визначалась за формулою:

$$DMT_{m,i} = MT_{m,i} - MT_{0,i} \quad (10.9)$$

З метою виявлення кращих моделей для кожного параметра, середній модуль щомісячних відмінності був обраний як найбільш відповідний метод. Середня різниця середньомісячних опадів для змодельованого сценарію (%) розраховувалась таким чином:

$$ADMP_m = \frac{\sum_{i=1}^{12} \left| \frac{DMP_{m,i}}{MP_{0,i}} \cdot 100\% \right|}{12} \quad (10.10)$$

Середня різниця середньомісячної температури для змодельованого сценарію за рівнянням:

$$ADMT_m = \frac{\sum_{i=1}^{12} |DMT_{m,i}|}{12} \quad (10.11)$$

Використовуючи цей метод, було отримано 15 значень $ADMP_m$ і 15 значень $ADMT_m$, які були використані для вибору кліматичних сценаріїв, в яких розраховані середні місячні T і P краще відповідають значенням, що спостерігалися.

В цьому випадку такий сценарій розглядався як «кращий» із запропонованих сценаріїв.

Значення критеріїв $ADMP_m$ та $ADMT_m$ відображаються у вигляді графіків для всіх розглянутих сценаріїв (відповідно рис. 10.3 та 10.4).

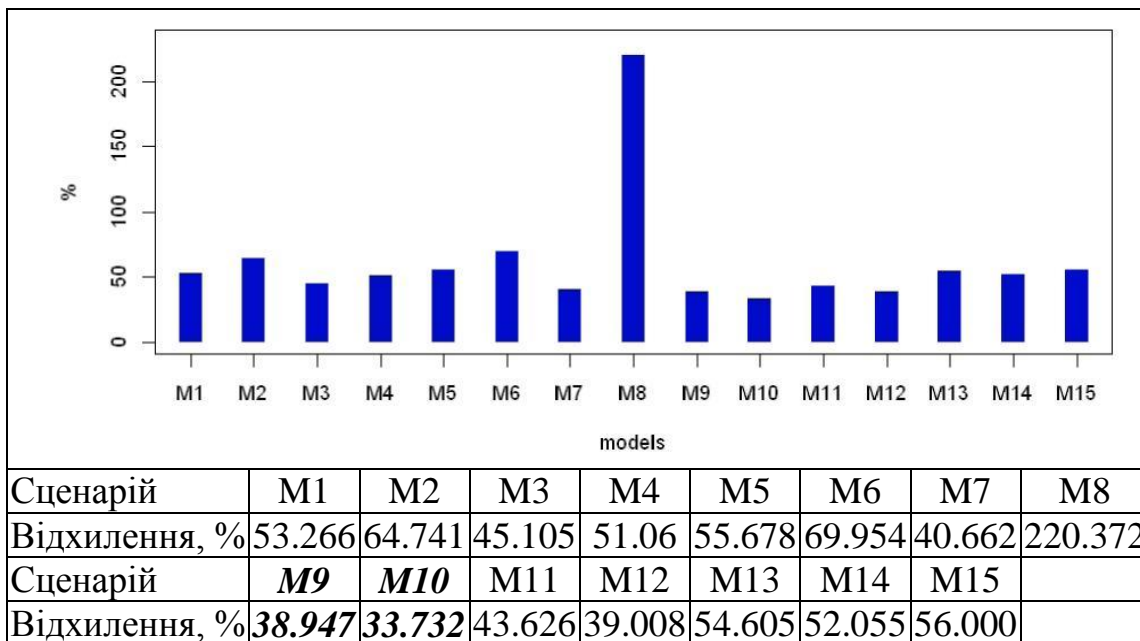


Рис. 10.3 – Значення критерію $ADMP_m$, %

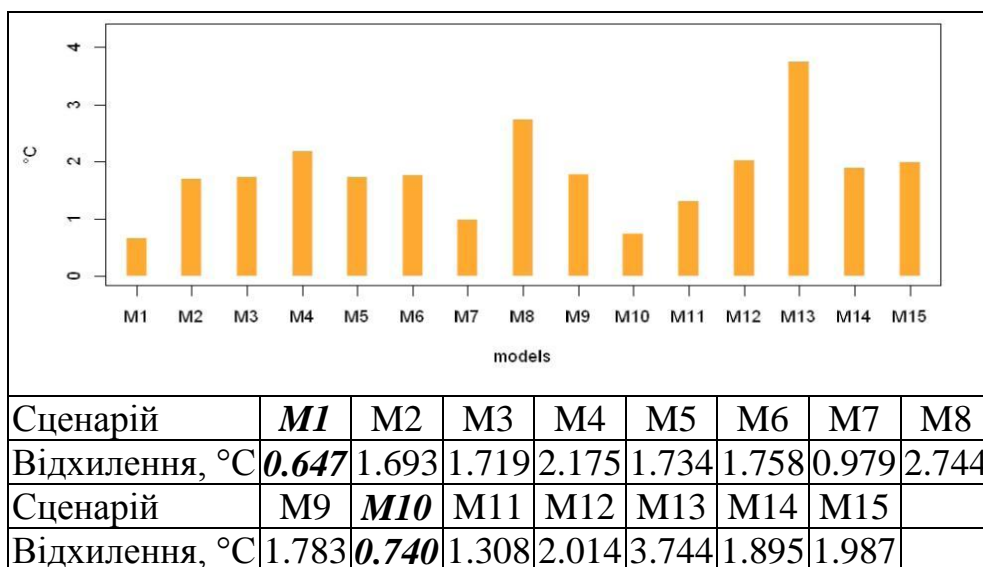


Рис. 10.4 – Значення критерію $ADMT_m$, °C

Для опадів найменші значення критерію відповідних фактичних і сценарних даних установлені при реалізації сценаріїв М9 та М10, що становить 38,947 % та 33,732 % відповідно.

Для середньомісячних значень температури повітря найменші величини $ADMT_m$ виявлені при реалізації сценаріїв М1 та М10 і становлять 0,647 °С та 0,740 °С відповідно.

На рис. 10.5 та 10.6 наведені внутрішньорічний хід опадів та температур повітря для кожного кліматичного сценарію (М1-М15).

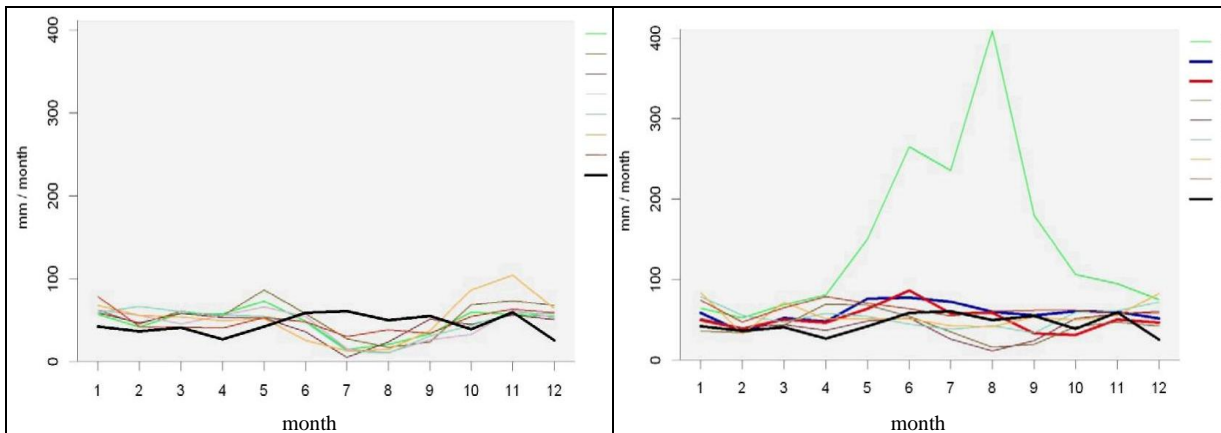


Рис. 10.5 – Внутрішньорічний хід середніх місячних опадів за фактичними і сценарними даними

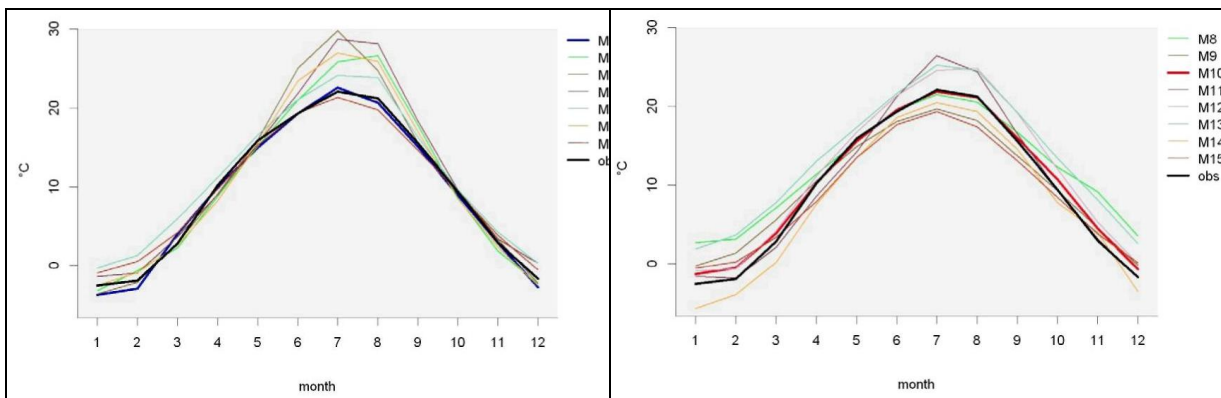


Рис. 10.6 – Внутрішньорічний хід середніх місячних температур повітря за фактичними і сценарними даними

З рис. 10.5 видно, що з лінією розподілу фактичної кількості опадів по місяцях (чорна – Obs) майже співпадають криві розподілу синього (сценарій М9) та коричневого (сценарій М10) кольорів.

З рис. 10.6 видно, що лінію фактичного розподілу багаторічної середньомісячної температури (чорна – Obs) повторюють лінія розподілу за сценарієм М1 – синя та за сценарієм М10 – коричнева.

За виконаними розрахунками встановлено, що найкращим чином описує режим температур повітря і кількості опадів сценарій M10 – регіональна кліматична модель REMO.

10.3.2 Зміни режиму опадів і температури за сценарієм змін клімату M10

Як було зазначено вище, сценарій зміни «помірного» клімату A1B, який найкраще характеризує стан рівноваги між усіма джерелами в енергетичній системі України, реалізований в регіональній кліматичній моделі REMO та відповідає сценарію M10.

Для порівняльного аналізу розподілу температури та опадів для різних періодів для кліматичного сценарію A1B використовуються середньомісячні та середньорічні значення температури, а також середньомісячні та середньорічні суми опадів для кожної з обраної точки.

Наприклад, за сценарієм M10 визначено, що в районі м. Одеса середня річна температура повітря має тенденцію до зростання (рис. 10.7).

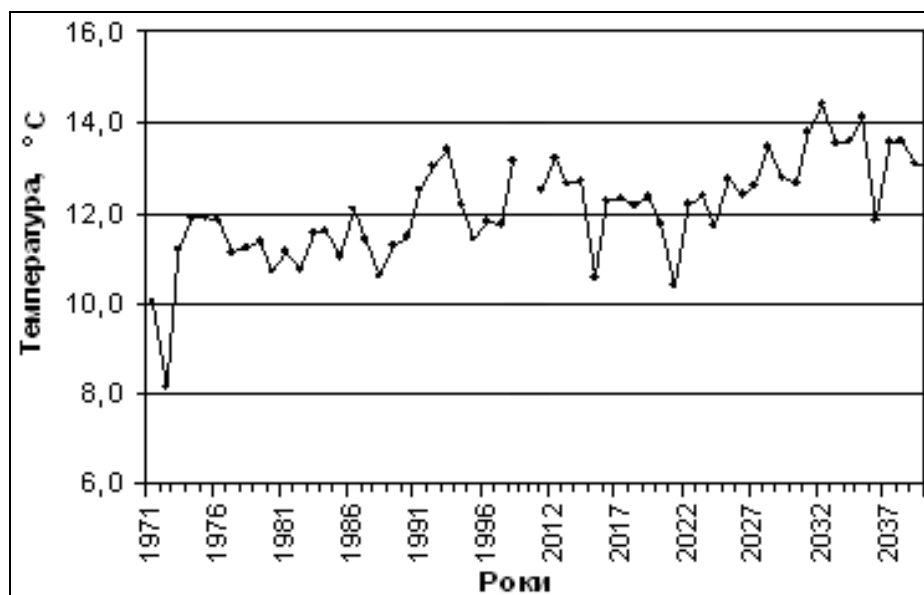


Рис. 10.7 – Середня річна температура повітря за сценарієм M10 (м. Одеса)

Отже, для даної території прогнозується потепління (відносно базового періоду 1971-2000 рр.).

Максимальні річні значення температури повітря досягнуть значення 14,5 °C. В період 2011-2040 рр. можливе підвищення температури повітря на 1,4 °C – в січні, на 2,0 °C – в червні.

За даними сценарію A1B (M10) зростатимуть і суми температур повітря як за теплий (рис. 10.8), так і за холодний (рис. 10.9) періоди року.

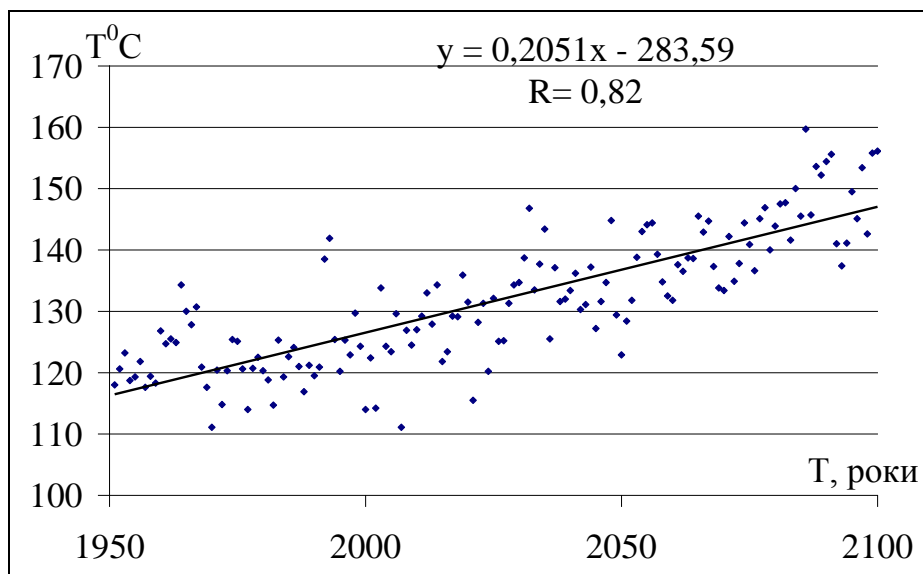


Рис. 10.8 – Хронологічний хід сум середніх місячних температур повітря за теплий період (IV–X), визначених за моделлю А1В для метеостанції Одеса

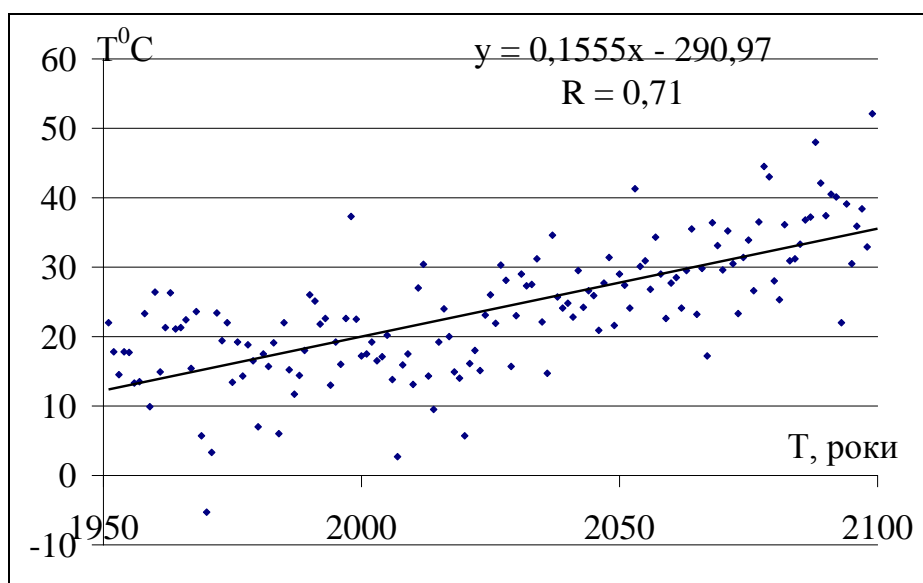


Рис. 10.9 – Хронологічний хід сум температур повітря за холодний період (XI–III), визначених за моделлю А1В для метеостанції Одеса

За даними сценарію А1В (М10) до середини ХХІ сторіччя очікується зменшення середніх багаторічних річних сум опадів з 535 мм до 485 мм (рис. 10.10).

У внутрішньорічному розподілі (рис. 10.11) максимум опадів припадатиме на листопад-грудень (до 68 мм), мінімум – на квітень-червень (до 25 мм). Суттєве зменшення опадів (до 40-50 мм) очікується в вересні-жовтні.

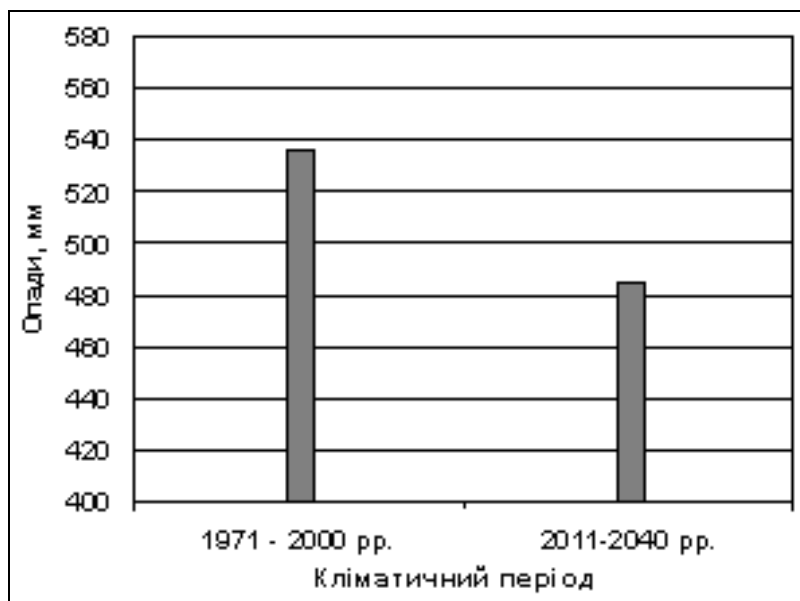


Рис. 10.10 – Середні за різні розрахункові періоди річні суми опадів

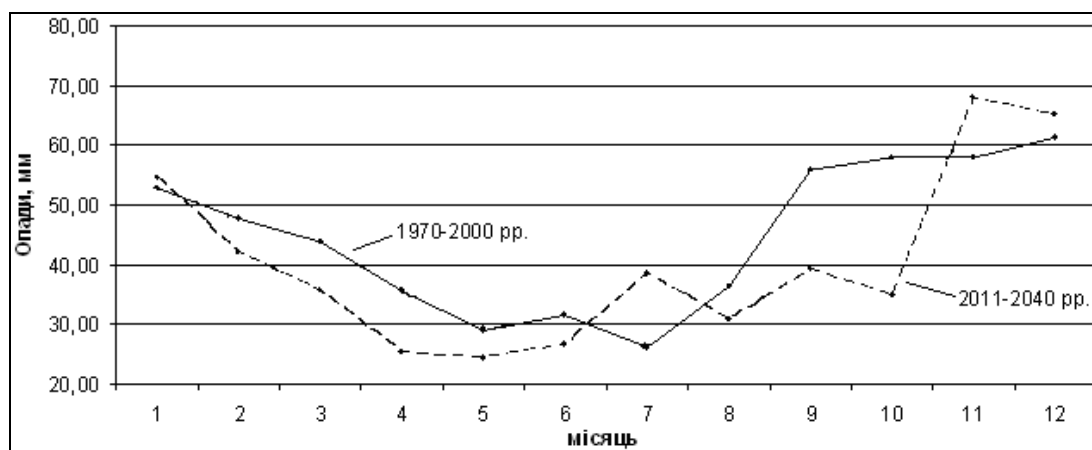


Рис. 10.11 – Середньомісячний розподіл кількості опадів

Очікується, що природні (непорушені водогосподарською діяльністю) водні ресурси за рахунок глобального потепління у період 2011-2030 рр. зменшаться на 53 %, при порівнянні із станом до 1989р., а у 2031-2050 рр. – на 63 %.

За рекомендаціями ООН ступінь змін водних ресурсів визначається за зменшенням середньої багаторічної величини річного стоку річок. Якщо зменшення річного стоку перевищує 10 %, то воно класифікується як значущі зміни водних ресурсів, якщо 50 % – як руйнація водних ресурсів, якщо 70 % – як безповоротна руйнація. Наприклад, для Одеської області очікується, що за рахунок змін клімату до 2050 р. місцеві водні ресурси зменшаться до стану руйнації або навіть безповоротної руйнації, а наповнення існуючих штучних водойм буде можливе лише завдяки водам водойм-донорів або скидним водам.

10.3.3 *Можливі зміни водних ресурсів річок Північно-Західного Причорномор'я у сценарних кліматичних умовах*

Для оцінки наслідків впливу глобального потепління на формування водних ресурсів для території України в цілому в ОДЕКУ були розглянуті сценарії A1B, A2, RCP4.5 та RCP8.5.

Для сценаріїв A1B та A2 середні багаторічні величини суми річних опадів, максимально можливого випаровування, річного кліматичного стоку по 28 метеорологічних станціях України розраховувалися для періодів 2011-2030 рр. та 2031-2050 рр. за обома сценаріями. Виконано порівняння отриманих результатів із даними про норми річного кліматичного стоку до 1989 р., починаючи з якого зміни температур повітря набули значущості на всій території України.

Розподіл ізолій відносних відхилень середніх багаторічних значень кліматичного стоку до та після 1989 р. показав, що за сценарієм A1B водні ресурси України будуть зменшуватися. На півдні та південному заході це зменшення у період 2031-2050 рр. досягне 60-70 % (рис. 10.12).

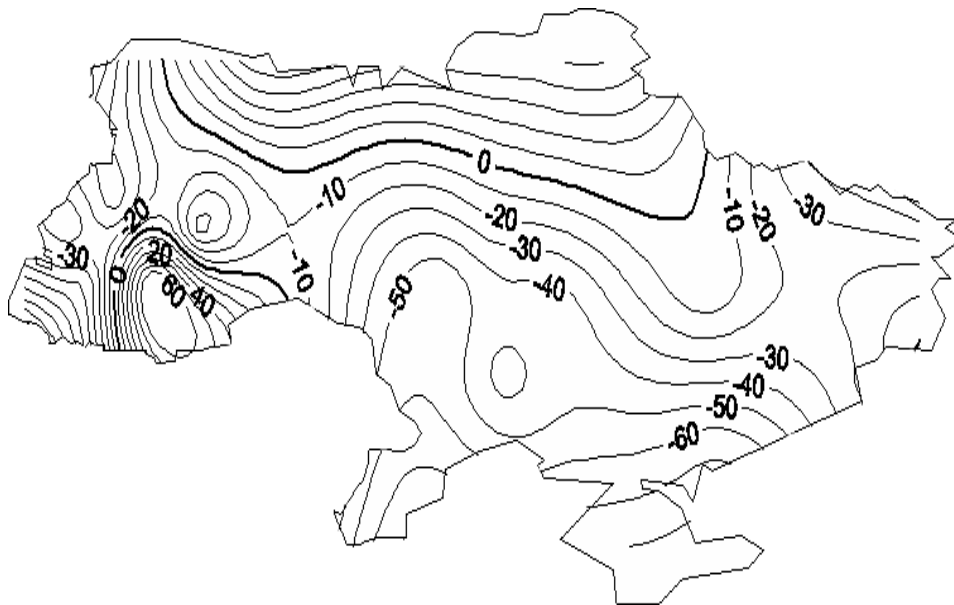


Рис. 10.12 – Просторовий розподіл відносних відхилень (%) норм річного кліматичного стоку за період 2031-2050 рр. від фактичних даних до 1989 р. (сценарій A1B)

Згідно із результатами розрахунків, отриманими за сценарієм A2, до 2030 р. Україну очікує зростання водних ресурсів від 80-60 % на півночі й північному сході та до 40 % – у центрі (рис. 10.13), але на півдні України (як і у сценарію A1B) буде відбуватися зменшення водних ресурсів, яке у Одеській області досягне 40 %.

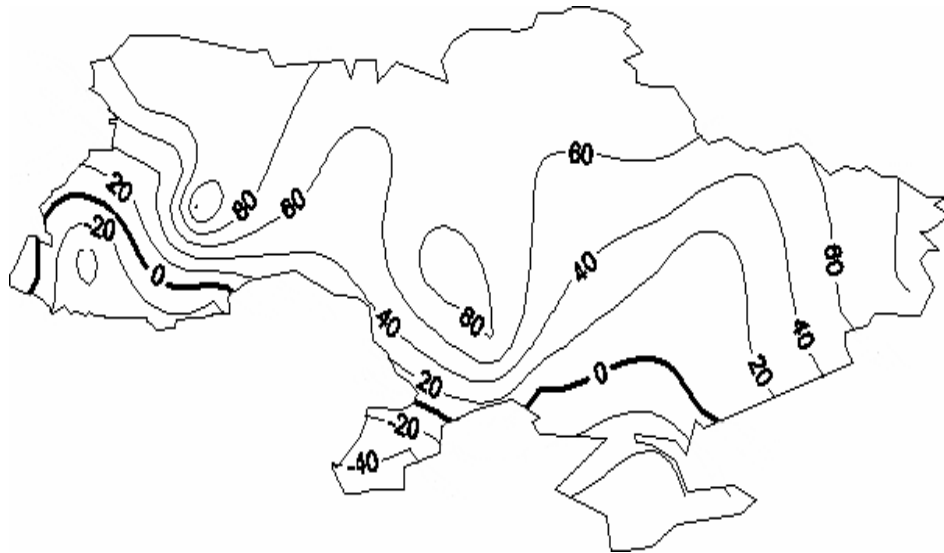


Рис. 10.13 – Просторовий розподіл відносних відхилень (%) норм річного кліматичного стоку за період 2011-2030 рр. від фактичних даних до 1989 р. (сценарій А2)

У період 2031-2050 рр. на більшій частині України за сценарієм А2 тенденція до зменшення водних ресурсів посилиться (рис. 10.14). Слід зазначити, що в Одеській області водні ресурси зменшаться у порівнянні із періодом 2011-2030 рр. ще на 30-35 %, тобто буде досягнутий стан руйнації (більше 50 %) та незворотної руйнації (більше 70 %).

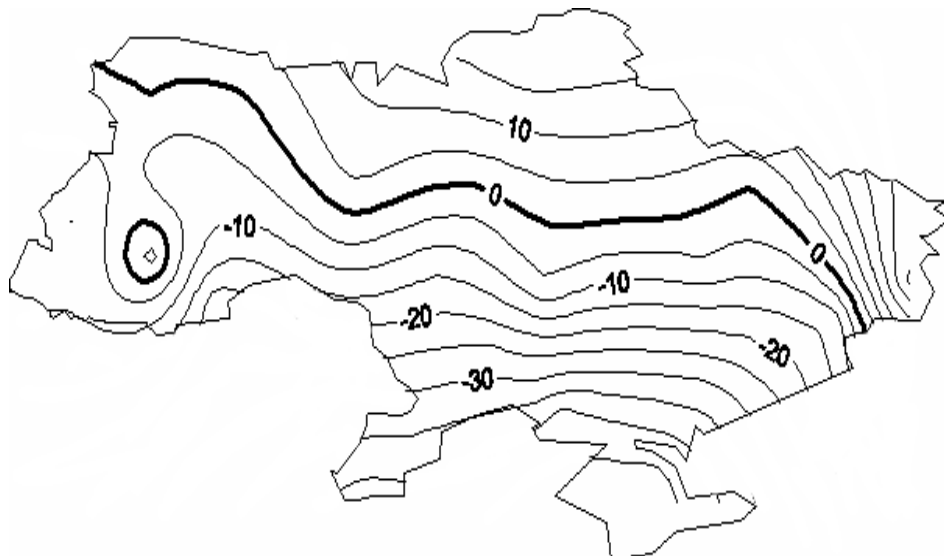


Рис. 10.14 – Просторовий розподіл відносних відхилень (%) норм річного кліматичного стоку за період 2031-2050 рр. від даних за період 2011-2030 рр. (сценарій А2)

Розвиток подій у XXI сторіччі за сценарієм А2 указує на зростання різниці між кількісними характеристиками південних і північних областей України. Однак наслідки глобального потепління, які прогнозуються за сценарієм А2, будуть не такі катастрофічні як за сценарієм А1В.

Оцінки середніх багаторічних величин кліматичного річного стоку за сценаріями RCP4.5 (рис. 10.15) та RCP8.5 (рис. 10.16), виконані для періоду 2011-2050 рр., показали, що на відміну від сценаріїв А1В та А2 зменшення водних ресурсів України буде відбуватися у межах усієї рівнинної України, а не тільки на півдні.

За сценарієм RCP4.5 у Одеській області зменшення водних ресурсів досягне 40 %, а за сценарієм RCP8.5 – 60 % у порівнянні із даними до 1989 р. (рис. 10.17).

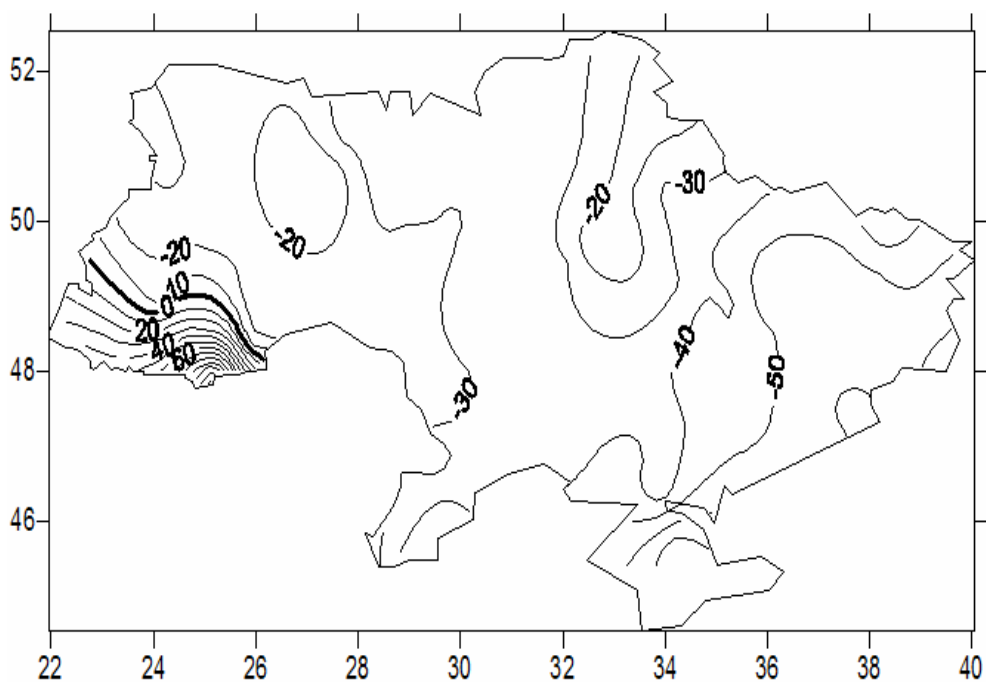


Рис. 10.15 – Просторовий розподіл відносних відхилень (%) норм річного кліматичного стоку за період 2011-2050 рр. від фактичних даних до 1989 р. (сценарій RCP4.5)

Таким чином, наукове обґрунтування стратегії комплексного управління водними екосистемами можливе лише з урахуванням господарської діяльності та кліматичних змін (в умовах глобального потепління на базі кліматичних сценаріїв) у ланцюгу: *«клімат → підстильна поверхня → антропогенні перетворення → стік з басейну → гідрологічний режим → гідроекологічний стан ВЕС»*.

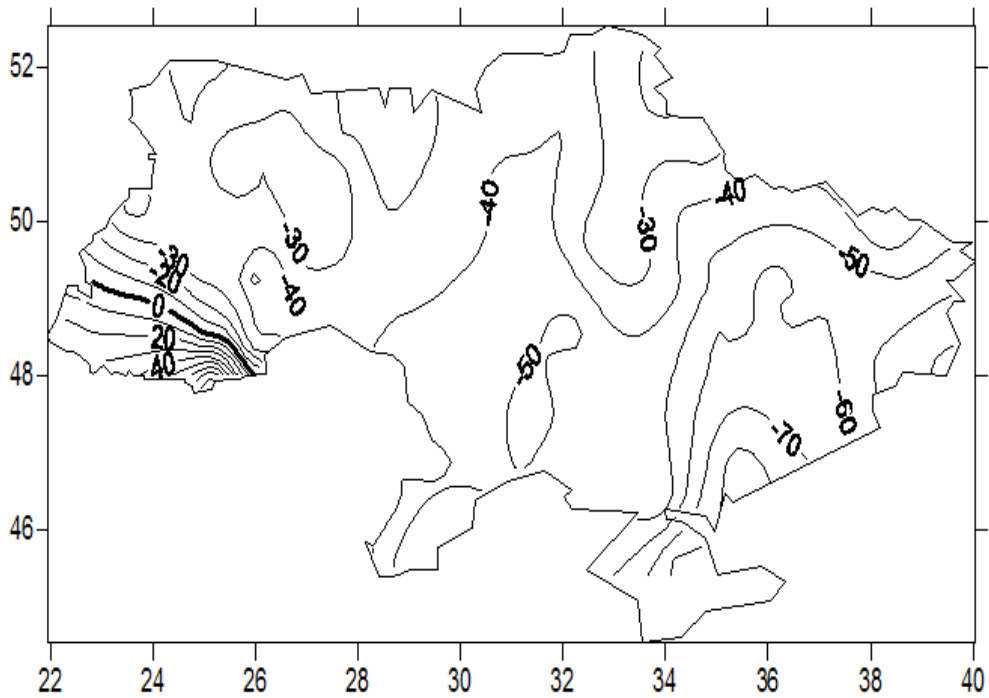


Рис. 10.16 – Просторовий розподіл відносних відхилень (%) норм річного кліматичного стоку за період 2011-2050 рр. від фактичних даних до 1989 р. (сценарій RCP8.5)

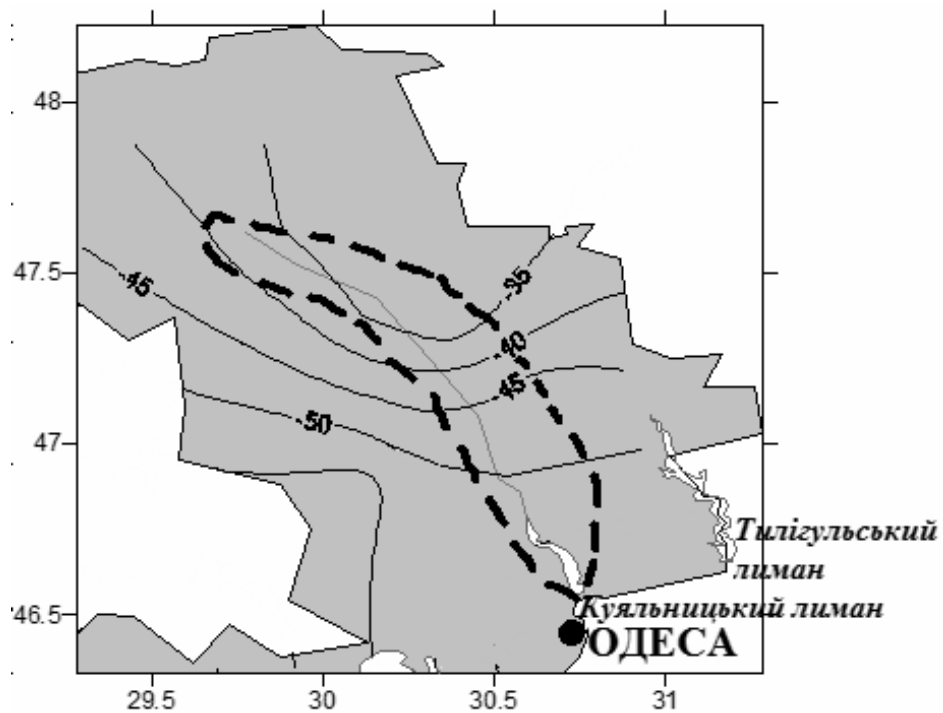


Рис. 10.17 – Просторовий розподіл відносних відхилень (%) норм річного кліматичного стоку за період 2021-2050 рр. від фактичних даних до 1989 р. (сценарій A1B) на території водозбірного басейну Куяльницького лиману

Запитання для перевірки засвоєння змісту (базових знань) теми 10

1. Яким чином має здійснюватися ефективне управління водними екосистемами в Україні в умовах змін клімату?
2. Як впливають ставки та водосховища в басейнах річок у зоні недостатнього зволоження з посушливим кліматом (у тому числі в умовах глобального потепління) на суттєве зменшення водних ресурсів?
3. Якими явищами в зоні степу супроводжується сучасне глобальне потепління та як вони впливають на стан водних екосистем?
4. Як класифікується ступінь змін водних ресурсів згідно рекомендацій ООН?
5. Що має бути враховано у науковому обґрунтуванні стратегії управління водними екосистемами в умовах змін клімату?
6. Як змінюється число посух за умов потепління клімату в Україні?
7. Яким чином зростання температур і зменшення вологості повітря впливає на водність і гідро екологічний стан водних екосистем?
8. Як пов'язані господарська діяльність (антропогенний вплив на екосистеми) з глобальними змінами клімату?
9. Яким чином здійснюється вибір регіональної кліматичної моделі для аналізу сучасного стану водних екосистем і прогнозу його можливих змін в умовах потепління клімату та антропогенного впливу?
10. Які зміни водних ресурсів річок і водойм Північно-Західного Причорномор'я очікуються за регіональним сценарієм змін клімату A1B (модель M10 – REMO)?

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

Основна

1. Романенко В.Д. Основи гідроекології. / К.: Обереги, 2001. 728 с.
2. Іваненко О.Г., Белов В.В., Гриб О.М. Практична гідроекологія. Навчальний посібник. / Одеса, ОДЕКУ, 2009. 75 с.
3. Лобода Н.С., Отченаш Н.Д. Підземні води, їх забруднення та вплив на навколишнє середовище // Одеса: ОДЕКУ, 2016. 182 с.
4. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти: Підручник. / К.: Київський університет, 1999. 319 с.
5. Гриб О.М., Белов В.В., Отченаш Н.Д. Оцінка, прогнозування та управління якістю водних ресурсів: конспект лекцій. / Одеський державний екологічний університет. Одеса, ОДЕКУ, 2015. 120 с.
6. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води: підручник. / К.: Вища шк., 2005. 671 с.
7. Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: підручник. / К.: Видавничий центр «Академія», 2006. 360 с.
8. Боярин М.В., Нетробчук І.М. Основи гідроекології: теорія й практика: навч. посіб. / За наук. ред. проф. А. Н. Некоса. / Луцьк : Вежа-Друк, 2016. 365 с.
9. Тімченко В.М. Екологічна гідрологія водойм України: Монографія. / К.: Наук. думка, 2006. 384 с.
10. Сафранов Т.А. Екологічні основи природокористування: Навчальний посібник. / Львів: Новий світ – 2000, 2003. 248 с.

Додаткова

11. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод: Підручник. / К.: Ніка-Центр, 2001. 264 с.
12. Іваненко О.Г. Гідроекологія. Конспект лекцій. / Одеса, Екологія, 2008. 88 с.
13. Романенко В.Д., Окснюк 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.
14. Яцык А.В., Шмаков В.М. Гидроэкология: Производственно-практическое издание. / К.: Урожай, 1992. 193 с.
15. Впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами на території Одеської області. / Одеса: Одеське обласне виробниче управління по водному господарству, 2009. 4 с.

16. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С., Костіков І.Ю. Основи екології: Підручник. / К.: Либідь, 2006. 408 с.
17. Горєв Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Гідрохімія України: Підручник. / К.: Вища школа, 1995. 307 с.
18. 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).
19. Игошин Н.И. Проблемы восстановления и охраны малых рек и водоёмов. Гидроэкологические аспекты: Уч. пособие. / Харьков: Бурун Книга, 2009. 240 с.
20. Іваненко О.Г. Математичне моделювання гідроекологічних систем: Навчальний посібник. / Одеса: Екологія, 2007. 144 с.
21. Ковальчук І.П., Курганевич Л.П. Гідроекологічний моніторинг: Навчальний посібник. / Львів: ЛНУ ім. Івана Франка, 2010. 292 с.
22. 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.
23. Левківський С.С., Падун М.М. Раціональне використання і охорона водних ресурсів: Підручник. / К.: Либідь, 2006. 280 с.
24. Мусієнко М.М. Екологія рослин: Підручник. / К.: Либідь, 2006. 432 с.
25. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод: Монографія. / К.: Наук. думка, 2007. 456 с.
26. Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України: Довідниковий посібник. / К.: Ніка-Центр, 2006. 320 с.
27. Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Загальна гідрохімія: Підручник. / К.: Либідь, 1997. 382 с.
28. 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 28.04.99 г.).
29. Романенко В.Д. Основи гідроекології: Учебник. / К.: Генеза, 2004. 664 с.
30. Ромась М.І. Гідрохімія водних об'єктів атомної та теплової енергетики: Монографія. / К.: Київський університет, 2002. 532 с.
31. 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.

32. Швєбс Г.І., Ігошин М.І. Каталог річок і водойм України: Навчально-довідковий посібник / За ред. Є.Д. Гопченка. / Одеса: Астропринт, 2003. 392 с.

33. 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.

34. Тучковенко Ю.С., Лобода Н.С. Coastal Lagoons in Europe: Integrated Water Resource Strategies (Прибережні лагуни в Європі: комплексні стратегії управління водними ресурсами) / Ana Lillebo, Per Stalnacke, Geoffrey D. Gooch, Eds. – IWA publishing, ISBN: 9781780406282 – 2015. 250 pp.

35. Водний режим та гідроекологічні характеристики басейну Куяльницького лиману: монографія / за ред. Н.С. Лободи, Є.Д. Гопченка. / Одеський державний екологічний університет. Одеса: ТЕС, 2016. 332 с.

36. Степаненко С.М., Польовий А.М., Лобода Н.С. та ін. Кліматичні зміни та їх вплив на сфери економіки України: колективна монографія / Під. ред. Степаненка С.М., Польового А.М. / Одеса: ТЕС, 2015. 520 с.

37. Тучковенко Ю.С., Лобода Н.С., Гриб О.М. та ін. Водні ресурси та гідроекологічний стан Тилігульського лиману: монографія. За ред. Ю.С. Тучковенко, Н.С. Лободи. / Одеса : ТЕС, 2014. 277 с.

Навчальне електронне видання

ГРИБ ОЛЕГ МИКОЛАЙОВИЧ
АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

Конспект лекцій

Видавець і виготовлювач
Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016
тел./факс: (0482) 32-67-35
E-mail: info@odeku.edu.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 5242 від 08.11.2016