

ЛЕКЦІЯ 1

Екологічний стан України - це набір відомостей щодо екологічної ситуації у всіх регіонах держави, в тому числі - інформація стосовно її актуальних екологічних проблем.

Україна має значні та різноманітні природні ресурси, які протягом тривалого історичного періоду зазнавали масштабної екстенсивної експлуатації, що призвело до їх негативних техногенних змін регіонального рівня та суттєвого зменшення їх асиміляційного (еколого-захисного) потенціалу. У довгостроковому плані стан навколишнього середовища в державі характеризується аномальним рівнем техногенних навантажень на земельні, водні, біотичні, мінерально-сировинні ресурси, що одночасно є екологоформуєчими системами, а також зростаючим впливом глобальних змін клімату (потепління, збільшення інтенсивності опадів та ін.). Активний прояв техногенезу також пов'язаний з високим рівнем урбанізації України, у межах якої загальна площа міст і селищ сягає 19 тис. км² (3% площі території держави) із зосередженням біля 70 % населення держави [1, 3]. Нині формування ВВП в країні відбувається значною мірою за рахунок функціонування значної кількості енерго-ресурсоємних виробництв (гірничодобувних, хімічних, металургійних та ін.), що є найбільшими забруднювачами довкілля. Водночас має місце недостатній рівень технологічного оновлення виробництва, підприємств із переробки промислових і побутових відходів, а також економії первинної сировини. З упевненістю можна стверджувати, що зараз в Україні зберігається енерго та ресурсозатратна структура економічного розвитку з енергоємністю ВВП, що в 3-4 разу перевищує середньоєвропейський рівень. У цілому це негативно впливає на стан навколишнього середовища і здоров'я населення держави. Продовження розвитку України за такою моделлю може призвести до зниження економічної ефективності природокористування та формування масштабних екологічних загроз, з яких можна виділити наступні.

Відповідно до статті 11 Закону України «Про охорону атмосферного повітря»: викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами можуть здійснюватися на підставі дозволу, виданого суб'єкту господарювання, об'єкт якого належить до першої групи, суб'єкту господарювання, об'єкт якого знаходиться на території зони відчуження, зони безумовного (обов'язкового) відселення території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, за погодженням з центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері санітарного та епідемічного благополуччя населення; викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами можуть здійснюватися після отримання дозволу, виданого суб'єкту господарювання, об'єкт якого належить до другої або третьої групи, обласними, Київською, Севастопольською міськими державними адміністраціями, органом виконавчої влади Автономної Республіки Крим з питань охорони

навколишнього природного середовища за погодженням з центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері санітарного та епідемічного благополуччя населення. За 2021 рік Міндовкілля видало 108 дозволів на викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними для об'єктів, які належать до першої групи, суб'єкту господарювання, об'єкт якого знаходиться на території зони відчуження, зони безумовного (обов'язкового) відселення території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Відповідно до виданих дозволів на викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами найбільшими забруднювачами атмосферного повітря щодо підприємств коксохімічної галузі є: ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг»; ПрАТ «Запоріжжкокс»; ПрАТ «Южкокс»; ПрАТ «Дніпровський металургійний завод»; ПАТ «Запорізький металургійний комбінат Запоріжсталь». Станом на 07.07.2022 наявна інформація про кількість викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від пересувних джерел забруднення (попередні дані) загальні по Україні у 2021 – 1546,775 тис. тонн.

За інформацією, розміщеною на офіційному сайті Держстату, з урахуванням Закону України «Про захист інтересів суб'єктів подання звітності та інших документів у період дії воєнного стану або стану війни» органи державної статистики поновлять оприлюднення статистичної інформації у повному обсязі після завершення встановленого законом терміну для подання статистичної та фінансової звітності.

Викиди забруднюючих речовин у атмосферне повітря від пересувних джерел забруднення

	Кількість викидів забруднюючих речовин ,т					
	2016 ²	2017 ²	2018 ²	2019 ²	2020 ²	2021 ³
Усього	1608516,6	1645745,7	1612895,1	1648827,0	1436728,3	1546775,5
діоксид сірки	17637,5	18199,0	18647,2	19803,2	18168,8	19643,3
оксид вуглецю	1227084,7	1258521,2	1230612,4	1255224,6	1084752,5	1164872,7
діоксид азоту	164288,3	168841,3	170367,0	178778,1	161780,8	174420,4
оксид азоту	839,9	814,5	792,4	798,6	798,8	895,8
неметанові легкі органічні сполуки	170602,0	170517,6	162806,0	162622,1	141730,0	155079,2
аміак	8,7	7,8	7,1	6,3	6,8	7,8
метан	5068,7	5082,4	5000,5	5128,4	4909,9	5246,5
сажа	22986,8	23762,9	24662,5	26465,7	24580,7	26609,8

	Кількість викидів забруднюючих речовин на одну особу, кг					
	2016	2017	2018	2019	2020	2021 з
Усього	37,7	38,7	38,2	39,2	34,4	37,4
діоксид сірки	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4	0,5
оксид вуглецю	28,8	29,6	29,1	29,9	26,0	28,1
діоксид азоту	3,8	4,0	4,0	4,3	3,9	4,2
оксид азоту	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
неметанові леткі органічні сполуки	4,0	4,0	3,9	3,9	3,4	3,8
аміак	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
метан	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
сажа	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6

Забруднення атмосферного повітря залишається однією з найгостріших проблем світу, не є винятком і для України. Основними забруднювачами атмосферного повітря та джерелами викидів парникових газів в Україні є автотранспорт, підприємства теплоенергетики, добувної та переробної промисловості, коксохімії. За даними Державної служби статистики України станом на 2021 рік обсяг викидів забруднюючих речовин в атмосферу від пересувних джерел забруднення склали 1546,8 тис. т. Показник викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від пересувних джерел забруднення у розрахунку на одну особу по Україні становив 37,4 кг. Головними причинами, що обумовлюють незадовільний, а зачасти і небезпечний стан атмосферного повітря населених пунктів є: невідповідність міської інфраструктури вимогам сьогодення; недотримання підприємствами технологічного режиму експлуатації пилогазоочисного устаткування; невиконання у встановлені терміни заходів по зниженню обсягів викидів до нормативного рівня; низькі темпи впровадження сучасних технологій очищення викидів; відсутність санітарно-захисних зон між промисловими та житловими районами. Високий рівень забруднення атмосферного повітря формується, головним чином, за рахунок викидів двигунів внутрішнього згоряння автотранспорту, шкідливих речовин підприємств коксохімічної, металургійної та хімічної промисловості. За останні роки автотранспорт розглядається як найбільш потужне джерело забруднення канцерогенними речовинами атмосферного повітря великих міст і впливу на стан здоров'я населення. За даними Європейського Бюро ВООЗ забруднення атмосферного повітря є провокуючою причиною близько 10% всіх випадків респіраторних захворювань серед дітей, 3-7% нових випадків хронічних обструктивних захворювань органів дихання, 3-15% нових випадків бронхіальної астми. За прогнозами ВООЗ, до 2030 року бронхіальна астма стане третьою з основних причин передчасної смерті у світі.

Дослідження, проведені Державною установою «Інститут громадського здоров'я ім. О.М.Марзеєва АМН», свідчать про те, що останні десятиліття відзначаються інтенсивним процесом автомобілізації суспільства. Концентрація великої кількості транспортних засобів на порівняно обмеженій території міст істотно впливає на стан забруднення атмосферного повітря і у певних умовах це призводить до домінуючого впливу транспорту на довкілля.

Інтенсивне зростання кількості та зміни швидкості руху транспортних засобів в містах України за останні роки призвело до виникнення серйозних небезпек: зростання екологічних проблем щодо якості атмосферного повітря внаслідок шкідливого впливу викидів автомобільного транспорту, погіршення стану здоров'я мешканців від забруднення міського середовища, особливо у містах з вузькими вулицями та старою забудовою; використанню невідповідних джерел енергії (органічного палива); застосування застарілого автотранспорту із значним ступенем амортизації тощо, що призводить до економічних та екологічних втрат. Збільшення концентрацій шкідливих викидів на перехрестях відбувається завдяки різкому викиду відпрацьованих газів автомобілів при нестационарній роботі двигуна в режимах гальмування/розгону та зупинках біля світлофору/

Важливою ланкою у забезпеченні якості навколишнього середовища є система контролю його стану, що включає: спостереження стану навколишнього середовища та прогноз змін; виявлення та оцінювання джерел забруднення; попередження появи підвищеного рівня забруднень.

Контроль якості повітря населених пунктів проводиться відповідно до ГОСТ 17.2.3.01-86, що передбачає стаціонарний, маршрутний та пересувний пости спостереження за забрудненням атмосфери.

Стаціонарний пост спостережень призначений для забезпечення безперервної реєстрації забруднювальних речовин і регулярних проб повітря для подальших аналізів.

Маршрутний пост призначений для регулярного відбору проб повітря в декількох точках місцевості за тимчасовим графіком.

Розміщення стаціонарних і маршрутних постів повинне сприяти виявленню максимальних концентрацій забруднювальних речовин. Зазвичай пости розташовують концентричними колами у точках перетину з радіальними лініями, що показують сторони світу. У центрі кола повинне знаходитися джерело забруднення. Основне коло має мати радіус R , що дорівнює 20 висотам джерела, радіус найменшого круга — $0,6 R$, найбільшого — $1,5/2$.

Важливою ланкою у забезпеченні якості навколишнього середовища є система контролю його стану, що включає: спостереження стану навколишнього середовища та прогноз змін; виявлення та оцінювання джерел забруднення; попередження появи підвищеного рівня забруднень.

Контроль якості повітря населених пунктів проводиться відповідно до ГОСТ 17.2.3.01-86, що передбачає стаціонарний, маршрутний та пересувний пости спостереження за забрудненням атмосфери.

Стаціонарний пост спостережень призначений для забезпечення безперервної реєстрації забруднювальних речовин і регулярних проб повітря для подальших аналізів.

Маршрутний пост призначений для регулярного відбору проб повітря в декількох точках місцевості за тимчасовим графіком.

Розміщення стаціонарних і маршрутних постів повинне сприяти виявленню максимальних концентрацій забруднювальних речовин. Зазвичай пости розташовують концентричними колами у точках перетину з радіальними лініями, що показують сторони світу. У центрі кола повинне знаходитися джерело забруднення. Основне коло має мати радіус Y , що дорівнює 20 висотам джерела, радіус найменшого круга — $0,6 Y$, найбільшого — $1,5/2$.

Мінімальна кількість постів залежить від чисельності населення міста [4]:

Чисельність, млн ос.	0,5—1,0	1—2	>2
Кількість постів, шт.	5—10	10—15	15—20

Пересувний пост призначений для відбору проб під газовим факелом. Проби повинні відбиратись за напрямком вітру в точках перетину осі факела та концентричних кіл з радіусами, що дорівнюють: від 0,2 до 0,5; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 8; 10; 15 і 20 км. На кожному колі з обох сторін від осі факела на відстанях, що дорівнюють $1/25$ радіусу кола, встановлюють ще по два поста.

При визначенні приземних концентрацій відбір проб здійснюють на висоті від 0,5 до 3,5 м від рівня землі.

Спостереження за повною програмою проводять щодобово о 1, 7, 13 і 19-й годині за місцевим часом, за неповною програмою — о 0, 7, 13 і 19-й годині. За несприятливих метеорологічних умов спостереження здійснюють через кожні 3 години. Тривалість відбору проб під час визначення разових концентрацій — 20 хв; добові концентрації визначають з даних, отриманих безперервно протягом 24 годин.

Правила контролю якості води водоймищ і водостоків встановлені ГОСТ 17.1.3.07-82, а правила контролю якості морських вод — ГОСТ 17.1.3.08-82.

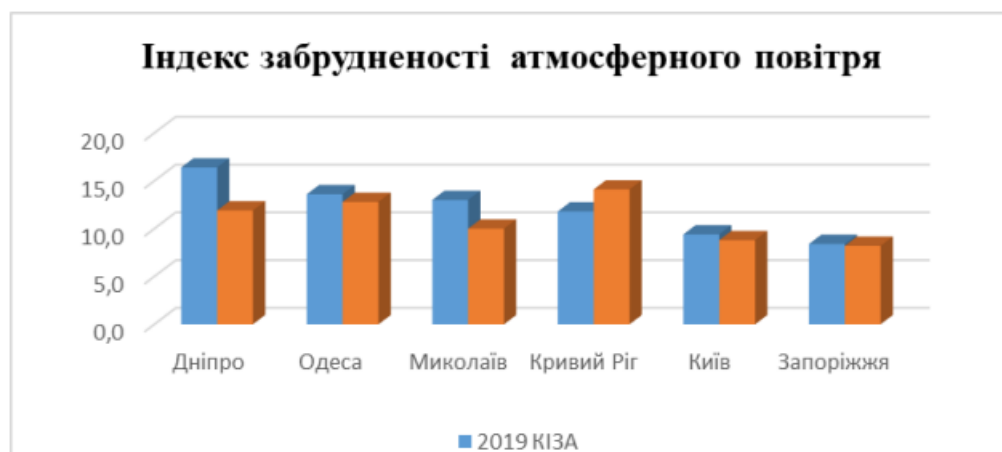
Контроль якості навколишнього середовища є основним завданням Мінприроди України. Контроль за забрудненням атмосферного повітря необхідно здійснювати у великих містах та інших населених пунктах, де працюють великі промислові підприємства, існує інтенсивний рух автотранспорту тощо.

У великих містах України контроль за станом навколишнього природного середовища здійснюють автоматизовані системи якості атмосферного повітря і водоймищ. Наявність безперервної інформації про стан навколишнього середовища у цих містах дозволяє оперативно вживати необхідних заходів для усунення надмірних забруднень, зменшуючи викиди шкідливих промислових підприємств і потоки автотранспорту.

Щодо стану забруднення атмосферного повітря найбільших міст України і його вплив на стан здоров'я населення (Київ, Кривий Ріг, Запоріжжя, Дніпро, Миколаїв, Одеса). Для оцінки забрудненості атмосферного повітря використано комплексний індекс забрудненості атмосферного повітря (далі - КІЗА), при розрахунку якого враховано 5 основних забруднювачів (SO_2 , NO_x , CO_2 , пил, сажа), що досліджуються в атмосферному повітрі, як на стаціонарних постах гідрометеорологічної служби, так і пересувними постами

обласних лабораторних центрів за максимально разовими показниками. Розрахунок КІЗА заснований на принципі, що на рівні ГДК усі шкідливі речовини характеризуються однаковим впливом на людину, і при подальшому збільшенні концентрації ступінь їхньої шкідливості зростає з різною швидкістю, що залежить від класу небезпеки речовини. На даний час це є єдиний доступний інструмент за допомогою якого можливо оцінити вплив забруднення атмосферного повітря на захворюваність населення відповідної території.

На гістограмі показано КІЗА по 5 містах в 2015 та 2019 роки.



Дана гістограма вказує на зростання КІЗА для всіх досліджуваних міст, що може говорити про інтенсифікацію використання автомобільного транспорту, зважаючи на те що вплив стаціонарних забруднювачів в останні роки суттєво знизився. Аналіз поширеності за двома групами нозологій показав що хвороби кровообігу зростають з темпом приросту 10-15% щорічно, що в принципі є світовою тенденцією. Що стосується хвороб органів дихання то з 2000 по 2015 рік року вони практично залишились на тому самому рівні. Тут необхідно врахувати, що міста Дніпро, Запоріжжя, Кривий Ріг є потужними індустріальними центрами металургії, підприємства якої є основними стаціонарними забруднювачами атмосфери. За цей час певна кількість металургійних підприємств удосконалили свої системи пиле-газо очистки, а деякі з них припинили свою діяльність, тобто їхній вплив на стан забруднення атмосферного повітря суттєво знизився, натомість роль автомобільного транспорту суттєво виросла, тим більш що у всіх цих містах відсутні окружні дороги для переадресації транзитного автомобільного транспорту. Загальний рівень забруднення атмосферного повітря в Україні за ІЗА у 2021 році становив 7,1 і оцінювався, як високий. Порівняно з попереднім роком він майже не змінився (було – 7,0). Значення індексу забруднення атмосферного повітря у 2021 році для міст України, де проводять спостереження гідрометеорологічні організації, наведено у таблиці 2.3.2

Таблиця 2.3.2 Індекс забруднення атмосферного повітря міст України у 2021 році

№ з/п	Місто	ІЗА	№ з/п	Місто	ІЗА	№ з/п	Місто	ІЗА
1.	Маріуполь	15,7	14.	Краматорськ	7,0	27.	Житомир	4,2
2.	Кам'янське	14,7	15.	Вінниця	6,8	28.	Хмельницький	3,7
3.	Дніпро	12,8	16.	Рівне	6,8	29.	Чернігів	3,6
4.	Одеса	12,5	17.	Суми	6,8	30.	Івано-Франківськ	3,5
5.	Кривий Ріг	12,1	18.	Рубіжне	5,9	31.	Олександрія	3,5
6.	Київ	8,6	19.	Слов'янськ	5,8	32.	Українка	3,5
7.	Миколаїв	8,5	20.	Северодонецьк	5,7	33.	Харків	3,4
8.	Запоріжжя	8,0	21.	Полтава	5,4	34.	Світловодськ	3,2
9.	Херсон	7,8	22.	Лисичанськ	5,1	35.	Обухів	3,2
10.	Кременчук	7,5	23.	Ужгород	4,8	36.	Бровари	3,1
11.	Черкаси	7,4	24.	Кропивницький	4,3	37.	Чернівці	3,0
12.	Луцьк	7,3	25.	Біла Церква	4,3	38.	Ізмаїл	2,8
13.	Львів	7,2	26.	Тернопіль	4,2	39.	Горішні Плавні	2,0

Рівень низький при ІЗА менше 5,0; підвищений – при ІЗА від 5,0 до 7,0; високий – при ІЗА від 7,0 до 14,0; дуже високий – при ІЗА від 14,0 та вище.

Стан радіаційного забруднення атмосферного повітря Радіаційний фон на території України У 2021 році радіаційний фон на території України залишався стабільним. За даними мережі спостережень гідрометеорологічних організацій Державної служби України з надзвичайних ситуацій потужність експозиційної дози гамма-випромінення (далі – ПЕД гамма-випромінення) на більшій частині території України знаходилась у межах 6 – 20 мкР/год. На пунктах контролю розташованих у зоні гарантованого добровільного відселення рівень ПЕД гамма-випромінення складав 8 – 22 мкР/год, у зоні відчуження (метеорологічна станція Чорнобиль) – 13 – 23 мкР/год. У районах розташування діючих атомних електростанцій рівні ПЕД гамма-випромінення знаходились у межах: Запорізька АЕС 6 – 19 мкР/год, ПівденноУкраїнська АЕС 7 – 19 мкР/год, Рівненська АЕС 8 – 18 мкР/год, Хмельницька АЕС 7 – 16 мкР/год. У місті Київ протягом 2021 року рівень ПЕД гамма-випромінення знаходився в межах 9 – 17 мкР/год за середнього цього значення 12 мкР/год.

Випадків перевищення контрольних рівнів ПЕД (25 мкР/год) на пунктах спостережень гідрометеорологічних організацій ДСНС України не зафіксовано. Стан радіаційного забруднення приземного шару атмосферного повітря Спостереження за радіоактивним забрудненням приземного шару атмосферного повітря у 2021 році здійснювалися за двома напрямками: відбір проб атмосферних аерозолів шляхом прокачування великих об'ємів повітря через спеціальні волокнисті фільтри, та збір випадань з атмосфери на горизонтальні марлеві планшети. У відібраних пробах визначався сумарний вміст бета-активних радіонуклідів, вміст техногенних радіонуклідів цезію-137,

стронцію-90, а також природних гамма-випромінювальних елементів. Сумарна бета-активність приземного шару атмосфери визначається переважно радіонуклідами природного походження (ізотопами урану, торію та продуктами їх поділу) і в останні 20 років знаходиться на рівнях, близьких до передаварійних (до квітня 1986 року) значень. За даними спостережень, у 2021 році сумарна бета-активність приземного шару повітря становила в середньому по країні $11,3 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (у 2020 році $16,1 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³). Середньодобова щільність випадань бета-активних радіоізоотопів складала 1,6 Бк/м² (що відповідає показникам попереднього року). Аномальних концентрацій радіонуклідів у приземному шарі атмосфери у 2021 році не фіксувалося. Радіаційний стан атмосферного повітря Основним джерелом надходження до атмосфери техногенних радіоактивних елементів (насамперед, це реакторні та вибухові цезій-137 і стронцій-90) на території України залишається вторинний вітровий підйом радіоактивних ізотопів з поверхні ґрунту, забрудненого внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції та в результаті випробування ядерної зброї у другій половині минулого сторіччя. Середня об'ємна активність цезію-137 становила на більшості пунктів контролю (за винятком зони відчуження) $0,19 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, концентрація стронцію-90 – $0,03 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (у 2020 році $0,46 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ та $0,10 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, відповідно). Щільність випадань цезію-137 та стронцію-90 на більшій частині території країни (крім території, віднесеної до забруднених унаслідок аварії на ЧАЕС зон) дорівнювала в середньому відповідно 0,26 Бк/м² за місяць та 0,18 Бк/м² за місяць, аналогічні показники за 2020 року становили відповідно 0,23 Бк/м² та 0,16 Бк/м². На пунктах контролю зони гарантованого добровільного відселення (метеорологічні станції Коростень, Овруч) вміст цезію-137 у випаданнях був в середньому на рівні 0,60 Бк/м² за місяць, стронцію-90 – 0,22 Бк/м² за місяць (у минулому році відповідні показники становили 0,62 Бк/м² за місяць та 0,23 Бк/м² за місяць). На пункті контролю Чорнобиль (зона відчуження, відстань до ЧАЕС 16 км) середня за рік об'ємна активність цезію-137 в атмосферних аерозолях складала $1,1 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, об'ємна активність стронцію-90 – $0,12 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (у 2020 році – $2,90 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ та $0,66 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, відповідно). Щільність випадань за місяць становила: цезію-137 – 0,75 Бк/м², стронцію-90 – 1,44 Бк/м² (у 2020 році – 0,83 Бк/м² та 1,72 Бк/м² відповідно). Загалом по країні вміст цезію-137 та стронцію-90 у атмосферному повітрі був на декілька порядків нижчим за допустимі рівні, встановлені гігієнічними нормативами Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) для осіб категорії В (населення) – 0,8 Бк/м³ для цезію-137 та 0,2 Бк/м³ для стронцію-90. Загалом в Україні тривають процеси очищення атмосфери від радіонуклідів техногенного походження. Після різкого підвищення забруднення повітря у квітні 1986 року, зумовленого значною мірою короткоживучими радіонуклідами з аварійного реактору, починаючи вже з 1989 року сумарна бета-активність, що обумовлена переважно природними радіоактивними елементами, суттєво перевищує техногенну складову як у приземному шарі атмосфери, так і у випаданнях. Концентрація цезію-137 та стронцію-90 у приземному шарі атмосфери,

починаючи приблизно з 1998 року, коливається в межах, близьких до передаварійних рівнів³. При цьому абсолютні значення забруднення повітря цезієм-137 та стронцієм-90 на 4 – 5 порядків менші за допустимі концентрації, встановлені НРБУ-97.

1 ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ПРО СИСТЕМУ МОНІТОРИНГУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ

1.1 Пости спостережень та їх категорії

На даний час мережа спостережень за забрудненням атмосфери в Україні включає пости ручного і автоматизованого відбору проб повітря для аналізу, а також автоматизовані системи спостережень.

Постом спостереження є вибране місце (точка місцевості), на якому розміщують павільйон або автомобіль, обладнаний відповідними приладами [4]. Будь-який пост спостережень є комплектною лабораторією.

Комплектні лабораторії призначені для проведення спостережень за станом атмосферного повітря. Вони, зазвичай, встановлюються в містах та населених пунктах, які обслуговуються централізованими хімічними лабораторіями. До складу комплектної лабораторії входить вимірювальний комплекс, який забезпечує контроль рівня забруднення і метеорологічних величин, а також система життєзабезпечення, що включає підсистеми електропостачання, опалювання та освітлення [5].

В даний час на мережі контролю забруднення атмосферного повітря України використовується декілька типів стаціонарних і пересувних комплектних лабораторій.

Прикладом стаціонарної комплектної лабораторії може бути пост *АТМОСФЕРА-10* (рис. 1.1) – вимірювально-інформаційна система, призначена для автоматичного безперервного контролю і спостережень за станом приземного шару атмосфери міст і крупних промислових центрів.

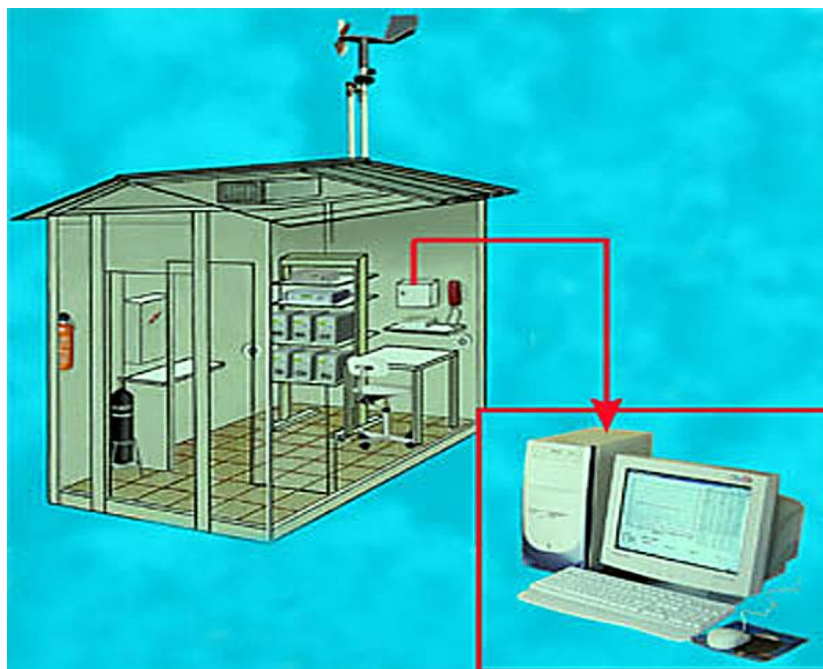


Рис. 1.1 – Стаціонарний пост *АТМОСФЕРА-10*

Пост *АТМОСФЕРА-10* здійснює автоматичний прийом вимірної інформації від газоаналізаторів та вимірювача метеорологічних параметрів, передачу даних через модеми в центральний персональний комп'ютер (ПК) споживача за запитом з ПК. Пост забезпечує накопичення, архівацію, обробку контрольно-виміральної інформації та її зберігання на протязі 5 років. Пост забезпечує ручний відбір проб повітря для визначення концентрацій пилю, бенз(а)пірена, свинцю, формальдегіду. У табл. 1.1 наведені основні технічні характеристики поста [5].

Таблиця 1.1 – Основні технічні характеристики стаціонарного поста *АТМОСФЕРА-10* [5]

Вимірюваний компонент	Діапазон вимірювань	Допустима похибка
Діоксид азоту, мг/м ³	0,000 – 10,000	±0,005
Оксид азоту, мг/м ³	0,000 – 10,000	±0,005
Оксид вуглецю, мг/м ³	0,00 – 50,00	±0,2
Діоксид сірки, мг/м ³	0,000 – 1,000	±0,005
Температура, °С	мінус 40 – +50	±0,8
Відносна вологість, %	30 – 98	±10
Атмосферний тиск, гПа	650 – 1080	±1,0
Швидкість вітру, м/с	1,5 – 50	±0,5 при $v \leq 5$ м/с ±10 при $v > 5$ м/с
Напрямок вітру, град.	0 – 359	±10

Прикладом пересувної лабораторії є пересувна екологічна лабораторія контролю забруднення атмосфери *ПЕЛКЗА* (рис. 1.2), призначена для спостережень за станом повітря в населених пунктах, санітарно-захисних зонах та робочих зонах промислових підприємств.



Рис. 1.2 – Пересувна екологічна лабораторія *ПЕЛКЗА*

Лабораторія розміщується в мікроавтобусі «Газель» або аналогічному. До складу лабораторії входить контрольно-вимірювальний комплекс, збудований з урахуванням наявності автоматичних газоаналізаторів, портативних приладів для контролю повітря робочої зони, пробовідбірних приладів тощо. Основні технічні характеристики лабораторії наведені в табл. 1.2 [5].

Таблиця 1.2 – Основні технічні характеристики ПЕЛКЗА [5]

Вимірюваний компонент	Діапазон вимірювань	Допустима похибка
Діоксид азоту, мг/м ³	0,000 – 10,000	±0,005
Оксид азоту, мг/м ³	0,000 – 10,000	±0,005
Оксид вуглецю, мг/м ³	0,00 – 50,00	±0,2
Діоксид сірки, мг/м ³	0,000 – 1,000	±0,005
Озон, мг/м ³	0,000 – 1,000	±0,005
Вуглеводні, мг/м ³	0,00 – 50,00	±0,3

Автоматизовані системи контролю забруднення природного середовища (АСКЗС) – це інформаційно-вимірювальні системи, які служать для оперативного збору, обробки і представлення даних про стан довкілля. Наявність таких даних є найважливішою умовою для здійснення оперативних і планування перспективних заходів з регулювання якості природного середовища, боротьби з його забрудненням.

У практиці екологічного моніторингу автоматизовані системи, головним чином, використовуються для контролю двох середовищ: атмосферного повітря та поверхневих і морських вод, а також для контролю радіаційної обстановки в районах розташування атомних електростанцій (АЕС) [5].

Автоматична станція контролю забруднення атмосфери (АСКЗА) призначена для здійснення безперервного тривалого спостереження за станом атмосферного повітря в населених пунктах, санітарно-захисних зонах промислових підприємств. Станція має засіб збору та обробки вимірюваної інформації, який через модем забезпечує передачу накопиченої інформації в центр по лініях зв'язку. Наявність комплексу метеоприладів дозволяє при організації мережі станцій спостережень отримувати інформацію не лише про концентрації забруднюючих речовин, але і про місце їх локалізації. Вимірювальний комплекс розміщується в павільйоні стаціонарної лабораторії ПОСТ-2 [5].

Інформацію про основні технічні характеристики АСКЗА, розташованої в павільйоні стаціонарної лабораторії ПОСТ-2, наведено у табл. 1.3. Вимірювана інформація представляється у вигляді миттєвих і усереднених значень та накопиченої інформації за останні 3 доби [5].

Таблиця 1.3 – Технічні характеристики АСКЗА [5]

Вимірювані компоненти і параметри	Діапазон вимірювань
Діоксид сірки, мг/м ³	0 – 0,2 – 1,0 – 2,5
Оксид і діоксид азоту, мг/м ³	0 – 0,1 – 0,5 – 2,0 – 10,0
Вуглеводні (за виключенням метану), мг/м ³	0 – 5,0 – 15,0 – 50,0
Оксид вуглецю, мг/м ³	0 – 5,0 – 50,0
Озон, мг/м ³	0 – 0,1 – 0,5 – 1,0
Аміак, мг/м ³	0 – 0,2 – 1,0 – 5,0
Сірководень, мг/м ³	0 – 0,1 – 0,5
Пил, мг/м ³	0 – 3,0 – 10,0 – 30,0
Напрямок вітру, град.	0 – 360
Швидкість вітру, м/с	0 – 35
Відносна вологість, %	0 – 100
Температура, °С	мінус 40 – +50
Атмосферний тиск, гПа	650 – 1080

Пости спостережень відповідно встановлюються трьох категорій: стаціонарні, маршрутні, пересувні (підфакельні).

Стаціонарний пост (стаціонарна комплектна лабораторія) призначений для забезпечення безперервної реєстрації вмісту забруднюючих речовин або регулярного відбору проб повітря для подальшого аналізу. З числа стаціонарних виділяють *опорні стаціонарні пости*, які призначені для виявлення довготривалих змін вмісту основних (пил, CO, SO₂, NO₂) і найбільш поширених специфічних забруднюючих речовин (ЗР). До основних в Україні рекомендовано віднести також формальдегід, бенз(а)пірен та Рb.

Маршрутний пост (пересувна комплектна лабораторія) призначений для регулярного відбору проб повітря, коли неможливо (недоцільно) встановити стаціонарний пост або необхідно більш детально вивчити стан забруднення атмосфери в окремих районах. Порядок об'їзду маршрутних постів (заздалегідь вибраних точок) повинен бути один і той же, щоб відбір проб в кожній точці призначався одними і тими ж строками діб.

Пересувний (підфакельний) пост (пересувна комплектна лабораторія) призначений для відбору проб під димовим (газовим) факелом з метою виявлення зони впливу даного джерела промислових викидів. Підфакельні пости є точками, розташованими на фіксованих відстанях від джерела. Вони переміщуються відповідно до напрямку факела джерела викидів.

При виборі місця розміщення поста потрібно встановити, яку інформацію необхідно отримати: а) рівень забруднення атмосфери, характерний для даного району міста; б) концентрацію домішок в конкретній точці, що перебуває під впливом викидів окремого промислового підприємства, великої автомагістралі.

У першому випадку пост повинен бути розташований на ділянці, яка не підлягає впливу окремо розташованих джерел. У другому випадку пост розміщується в зоні максимальних концентрацій домішки, яку формує джерело викидів.

Кожний пост розміщується на відкритому майданчику, що провітрюється з усіх боків з непиловим покриттям: на асфальті, твердому ґрунті, газоні.

Пости необхідно встановлювати:

- в житлових, адміністративних районах;
- в районах з різним типом забудови;
- в місцях, де відмічаються найбільші середні рівні, що перевищують встановлені порогові значення;
- в парках і інших зонах відпочинку.

Число стаціонарних постів опосередковано визначається в залежності від чисельності населення в місті, площі населеного пункту, рельєфу місцевості і ступеня індустріалізації, розосередженості місць відпочинку [4].

1.2 Програми і строки спостережень

Регулярні спостереження на стаціонарних постах проводяться по одній з чотирьох програм спостережень: повній, неповній, скороченій, добовій.

Повна програма дозволяє отримати інформацію про разові та середньодобові концентрації щоденно шляхом безперервної реєстрації за допомогою автоматичних пристроїв або дискретно через рівні інтервали часу не менш 4 разів при обов'язковому відборі в 1, 7, 13, 19 год. за місцевим декретним часом.

Неповна програма дозволяє отримати інформацію про разові концентрації щоденно в 7, 13, 19 год. місцевого декретного часу.

Скорочена програма дозволяє отримати інформацію тільки про разові концентрації щодня в 7 і 13 год. місцевого декретного часу. Допускається проведення спостережень по скороченій програмі при температурі менше мінус 45 °С і в місцях, де середньомісячні концентрації нижчі за $1/20 GDK_{mr}$ або нижньої межі діапазону вимірювань концентрації домішки за допомогою метода, що використовується. Допускається проведення спостережень по зміненому графіку: в 7, 10, 13 год. у вівторок, четвер, суботу і в 16, 19, 22 год. в понеділок, середу, п'ятницю.

Добова програма дозволяє отримати інформацію про середньодобову концентрацію. Спостереження проводяться шляхом безперервного добового відбору проб.

Всі програми дозволяють отримати концентрації середньомісячні, середньорічні і середні за більш тривалий термін.

Одночасно з відбором проб повітря визначають такі метеорологічні параметри: напрям і швидкість вітру, температура повітря, стан погоди і підстильної поверхні. Для стаціонарних постів допускається зміщення всіх строків спостережень на 1 год. в один бік. Допускається не проводити спостереження у неділю і святкові дні.

Спостереження на маршрутних постах проводяться по повній, неповній і скороченій програмі. Для цих постів допускається зміщення всіх строків спостережень на 1 год. в обидва боки від стандартних строків.

Строки відбору проб повітря при підфакельних спостереженнях повинні забезпечити виявлення найбільших концентрацій домішок, пов'язаних з особливостями режиму викидів і метеорологічних умов розсіювання домішок, і вони можуть відрізнятись від термінів на стаціонарних і маршрутних постах [4].

1.3 Критерії санітарно-гігієнічної оцінки якості атмосферного повітря

Основним санітарно-гігієнічним нормативом якості атмосферного повітря в Україні є гранично допустима концентрація (*ГДК*) – максимальна концентрація шкідливої домішки в атмосферному повітрі, віднесена до певного часу осереднення, яка при періодичному впливі або протягом всього життя людини не надає і не надасть шкоди (включаючи віддалені наслідки) на неї та на навколишнє середовище в цілому [4].

Між концентрацією ЗР (q) та *ГДК* (мг/м^3) існує таке співвідношення:

$$q \leq \text{ГДК}. \quad (1.1)$$

Деякі ЗР володіють односпрямованою дією або *ефектом сумачії*. При наявності декількох (n) шкідливих речовин, що володіють сумачією дії, їх безрозмірна сумарна концентрація не повинна перевищувати 1:

$$\frac{q_1}{\text{ГДК}_1} + \frac{q_2}{\text{ГДК}_2} + \dots + \frac{q_n}{\text{ГДК}_n} \leq 1. \quad (1.2)$$

Ефектом сумачії володіють, наприклад: фенол і діоксид сірки; діоксид сірки і діоксид азоту; діоксид сірки і сірководень; озон, діоксид азоту і формальдегід тощо.

У залежності від часу впливу розрізняють: *ГДК* максимальні разові ($\text{ГДК}_{\text{мр}}$), середні добові ($\text{ГДК}_{\text{сд}}$) і робочої зони ($\text{ГДК}_{\text{рз}}$).

$\text{ГДК}_{\text{мр}}$ відноситься до 20-30-хвилинного інтервалу осереднення; встановлюється для попередження рефлекторних реакцій людини (відчуття запаху, світлочутливість) і не викликає змін біоелектричної активності головного мозку.

2 МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

2.1 Індекс забруднення атмосфери

Для оцінки та аналізу стану забруднення атмосфери застосовуються ряд показників, що дозволяють оцінити рівень забруднення окремою домішкою або виконати оцінку фоновому рівня забруднення атмосфери.

Для оцінки ступеня забруднення атмосфери, отримані в результаті спостережень середні та максимальні концентрації нормуються на величину середньої (максимальної) концентрації для більш великого регіону або на санітарно-гігієнічний норматив, наприклад на ГДК. Нормовані характеристики забруднення називають *індексом забруднення атмосфери (ІЗА)*.

У різних країнах запропоновані й використовуються в практичній роботі декілька ІЗА. Деякі з них засновані на непрямих показниках забруднення атмосфери. До таких ІЗА можна віднести запропонований для Канади Інхабером індекс, заснований на даних про викиди завислих речовин і SO_2 . Такий індекс (I_{ki}) для різних районів Канади визначався за формулою:

$$I_{ki} = \frac{M_i / N}{\overline{M}_i / \overline{N}}, \quad (2.1)$$

де \overline{M}_i – сумарні викиди речовини для всієї території Канади;

M_i – сумарні викиди для окремого району;

N і \overline{N} – чисельність населення відповідно цього району і Канади в цілому.

Цей індекс є оцінкою внеску району (або міста) у загальний рівень забруднення повітря розглянутою домішкою в країні.

Крім ІЗА, що обчислюється за формулою (2.1), Інхабер увів також ІЗА, заснований на фізичному показнику забруднення повітря – видимості:

$$I_k = B_i / 2B, \quad (2.2)$$

де B_i – видимість для розглянутого району;

B – видимість в «чистому» повітрі, отримана осередненням результатів спостережень за видимістю на двох північних станціях Канади.

Є ІЗА, що виражаються через коефіцієнт прозорості атмосфери. В таких ІЗА використовується емпіричний кореляційний зв'язок між коефіцієнтом прозорості та запиленістю повітря [7].

Великий інтерес представляють ІЗА, отримані на основі даних спостережень за концентраціями домішок. Докладний огляд таких

індексів, які використовує агентство по контролю забруднення атмосфери США, був виконаний Оттом і Томом. На основі аналізу всіх цих індексів був запропонований єдиний підхід до розрахунку *ІЗА* за даними щоденних спостережень і складений відповідний документ. У ньому значення середніх концентрацій основних ЗР, що відповідають національним стандартам і критеріям небезпеки забруднення, пропонується приводити до деякого безрозмірного значення *ІЗА*, що змінюється в межах від 0 до 500 (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 – Концентрації ЗР, що відповідають різним *ІЗА* [8]

<i>ІЗА</i>	Ступінь забруднення повітря	Середні концентрації ЗР, мкг/м ³				
		Пил (за 24 год)	<i>SO</i> ₂ (за 24 год)	<i>CO</i> (за 8 год)	<i>O</i> ₂ (за 1 год)	<i>NO</i> ₂ (за 24 год)
500	Значний	1000	2620	57	1200	3750
400	Критичний	875	2100	46	1000	3000
300	Попереджувальний	625	1600	34	800	2260
200	Тривожний	375	800	17	400	1130
100	Стандартний	260	365	10	160	–
50	50% нижче від стандартного	75	80	5	80	–

Ступінь забруднення атмосфери характеризується певним значенням *ІЗА*, наприклад, значному забрудненню атмосфери відповідає 500, критичному – 400, стандартному – 100. Отриману концентрацію домішки рекомендовано приводити до відповідного значення *ІЗА*. Однак цей підхід не припускає підсумовування індексів, отриманих для окремих шкідливих речовин, з метою одержання комплексних *ІЗА* [8]. Тому запропоновано також таку формулу для розрахунку *ІЗА* за *i*-ою домішкою (*I*_{*ki*}) [7]:

$$I_{ki} = \frac{1}{2} s_i \left(q_{сеп.i} + \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n q_i^2}{n}} \right). \quad (2.3)$$

А.В. Приймак запропонував в якості *ІЗА* використати «індекс небезпеки забруднення» (*I*_{*n*}):

$$I_n = \sqrt{\sum_{i=1}^n k_i^2}, \quad (2.4)$$

де *k*_{*i*} – перевищення *ГДК* розглянутої домішки.

Комплексний *ІЗА* в роботі Томаса (I_T) розраховується за формулою:

$$I_T = c \sum q_{сер.i} / S_i, \quad (2.5)$$

де c – деякий коефіцієнт;

$q_{сер.i}$ – середнє значення i -ї домішки в місті;

S_i – стандарт якості повітря [7].

ІЗА, схожий з I_T , довгий час використовується на практиці при аналізі даних спостережень за рівнем забруднення повітря в Україні. В ньому за S_i частіше приймаються значення *ГДК*.

ІЗА окремою домішкою розраховується за формулою:

$$I = \left(\frac{q_p}{ГДК_{mp}} \right)^{C_i} \quad \text{або} \quad I = \left(\frac{\bar{q}}{ГДК_{co}} \right)^{C_i}, \quad (2.6)$$

де C_i – константа що набуває значень 1,7; 1,3; 1,0; 0,9 відповідно для 1; 2; 3; 4-го класів небезпеки речовини і дозволяє привести ступінь шкідливості i -ої речовини до ступеня шкідливості діоксиду сірки.

Комплексний *ІЗА* (*КІЗА*) – це кількісна характеристика рівня забруднення атмосфери, утвореного n речовинами, що присутні в атмосферному повітрі міста. *КІЗА* розраховується за формулою:

$$I_n = \sum_{i=1}^n I_i = \sum_{i=1}^n \left(\left(\frac{\bar{q}}{ГДК_{co}} \right)_i^{C_i} \right), \quad (2.7)$$

де \bar{q} – осереднена за часом (доба, місяць, сезон, рік й ін.), розрахована для поста, міста або групи міст концентрація i -ої домішки.

Розраховується *КІЗА* за розглянутий період по одному або K постах міста як сума всіх *ІЗА*. Комплексний *ІЗА* враховує n речовин, що є присутніми в атмосфері. Для інтегральної оцінки рівня забруднення атмосфери за допомогою *КІЗА* можна використати значення одиничних індексів *ІЗА* тих п'яти ЗР, для яких ці значення найбільші. Тобто

$$I_5 = \sum_{i=1}^5 I_i. \quad (2.8)$$

Величина I_5 менше 2,5 відповідає чистій атмосфері; від 2,6 до 7,5 – слабо забрудненій; від 7,6 до 12,5 – забрудненій; від 12,6 до 22,5 – сильно забрудненій; від 22,6 до 52,5 – високо забрудненій; більше 52,5 – екстремально забрудненій атмосфері [7].

2.2 Інтегральні показники оцінки якості атмосферного повітря

Для оцінки фонового забруднення атмосфери використовуються *інтегральні показники*. Найбільш розповсюдженим є середнє значення концентрації інгредієнта, обчислене за даними вимірів за конкретний термін або за добу у всіх точках міста, нормованих на середньосезонну концентрацію (\tilde{q}):

$$\tilde{q} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{\bar{q}_{ci}}{\bar{q}_{cc}}, \quad (2.9)$$

де N – кількість контрольно-вимірювальних постів у місті;

\bar{q}_{ci} – середньодобова концентрація домішки на i -ому посту;

\bar{q}_{cc} – середньосезонна концентрація на i -ому посту.

У залежності від значення параметра \tilde{q} розрізняють такі класи забруднення повітря: 1 – високе забруднення ($\tilde{q} \geq 1,5$); 2 – підвищене забруднення ($1,0 \leq \tilde{q} < 1,5$); 3 – знижене ($0,6 \leq \tilde{q} < 1,0$); 4 – слабе забруднення ($\tilde{q} < 0,6$).

Для характеристики забруднення атмосферного повітря по місту в цілому, як узагальнений показник, також рекомендується використовувати параметр P :

$$P = \frac{m}{n}, \quad (2.10)$$

де n – загальна кількість спостережень за концентрацією домішок у місті протягом доби на всіх стаціонарних пунктах;

m – кількість спостережень протягом цієї ж доби з концентрацією q , що перевищує середньосезонне значення більш ніж у 1,5 рази.

При розрахунку параметра P з метою його використання як характеристики фонового забруднення повітря необхідно, щоб кількість стаціонарних постів у місті була не менше 3, а кількість спостережень за концентрацією домішок на всіх пунктах протягом доби не менш 20.

Параметр P може змінюватися від 1 (якщо всі вимірювані концентрації перевищують $1,5 \bar{q}_{cc}$) до нуля (якщо жодна з концентрацій не перевищує $1,5 \bar{q}_{cc}$).

У залежності від значень параметра P розрізняють три групи забруднення атмосферного повітря:

1 – високий рівень забруднення ($P \geq 0,35$);

2 – підвищений рівень забруднення ($0,20 \leq P < 0,35$);

3 – знижений рівень забруднення ($P < 0,20$).

Параметр P є відносною характеристикою і не залежить від середнього рівня забруднення повітря. Отже, його значення визначається в основному метеорологічними умовами. У зв'язку з цим для вивчення метеорологічних умов забруднення повітря із застосуванням параметра P виявляється можливим спільно аналізувати матеріали за кілька років, навіть якщо протягом цього періоду спостерігалися зміни сумарної кількості викидів і рівня концентрацій [9].

2.3 Показник гранично допустимого забруднення

Згідно з [10], оцінка і аналіз якості атмосферного повітря може проводитися на основі розрахунку показника гранично допустимого забруднення ($ГДЗ$).

Показник $ГДЗ$ атмосферного повітря – відносний інтегральний критерій оцінки забруднення атмосферного повітря населених місць, який характеризує інтенсивність та характер сумісної дії всієї сукупності присутніх у ньому шкідливих домішок. $ГДЗ$ розраховується для кожного випадку на основі визначених експериментально та затверджених у встановленому порядку коефіцієнтів комбінованої дії ($Ккд$). $Ккд$ відображає характер сумісної біологічної дії одночасно присутніх в атмосферному повітрі ЗР (сумація, посилення, послаблення або незалежна дія). Його цифрове значення встановлюється експериментальним (або розрахунковим) шляхом та виражається в долях від індивідуальних $ГДК$ ЗР (додаток). $ГДЗ$ розраховується за формулою (2.11):

$$ГДЗ = Ккд \cdot 100\%. \quad (2.11)$$

У випадках, коли значення $Ккд$ відсутні, їх визначення проводиться за формулою (2.12):

$$Ккд = \sqrt{n}, \quad (2.12)$$

де n – число речовин, присутніх у повітряному середовищі, для яких офіційно не встановлено характер комбінованої дії.

У випадках, коли присутні в атмосферному повітрі ЗР є складною сумішшю з встановленими і не встановленими коефіцієнтами комбінованої дії, для розрахунку $ГДЗ$ значення $Ккд$ цієї суміші визначається за формулою (2.13):

$$Ккд_{cc} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (Ккд_{i2} + Ккд_{i2} + \dots + Ккд_{n2}) + n + Кт}, \quad (2.13)$$

де $K_{kd_{cc}}$ – коефіцієнт комбінованої дії складної суміші;

K_{kd} – коефіцієнти комбінованої дії сумісно присутніх речовин, 1, 2, n ;

n – число речовин в суміші, офіційні значення K_{kd} яких відсутні;

K_m – числове значення коефіцієнта для речовин з незалежним характером комбінованої дії.

В разі присутності у повітрі однієї домішки показник $ГДЗ = 100\%$.

Оцінка фактичного або прогнозного (розрахункового) рівня забруднення атмосферного повітря проводиться шляхом співставлення показника забруднення ($ПЗ$) однією речовиною або сумарного показника забруднення ($\sum ПЗ$) сумішшю речовин з показником $ГДЗ$. Допустимим визнається рівень, що не перевищує $ГДЗ$.

Показник фактичного або прогнозного забруднення атмосферного повітря однією речовиною ($ПЗ$) розраховується за формулою (2.14):

$$ПЗ = \frac{C}{ГДК} \cdot 100\%, \quad (2.14)$$

де C – фактична або прогнозна концентрація конкретної речовини, $мг/м^3$;

$ГДК$ – значення гранично допустимої концентрації цієї речовини, $мг/м^3$.

Сумарний показник забруднення ($\sum ПЗ$) сумішшю речовин розраховується за формулою (2.15):

$$\sum ПЗ = \sum_{i=1}^m \left(\frac{C_1}{ГДК_1 \cdot K_1} + \frac{C_2}{ГДК_2 \cdot K_2} + \dots + \frac{C_n}{ГДК_n \cdot K_n} \right) \cdot 100\%, \quad (2.15)$$

де C_1, C_2, \dots, C_n – значення фактичних або прогнозних концентрацій речовин, що входять до складу суміші, $мг/м^3$;

$ГДК_1, ГДК_2, \dots, ГДК_n$ – значення $ГДК$ відповідних ЗР, що входять до складу суміші, $мг/м^3$;

K_1, K_2, \dots, K_n – значення коефіцієнтів, які враховують клас небезпечності відповідної речовини (для речовин 1-го класу – 0,8; 2-го класу – 0,9; 3-го класу – 1,0; 4-го класу – 1,1).

У випадку відсутності значень $ГДК$ при прогнозуванні приземних концентрацій приймаються значення $ОБРВ$ без врахування значень коефіцієнтів K .

Оцінка забруднення атмосферного повітря проводиться з урахуванням кратності перевищення показників забруднення ($ПЗ$) їх нормативного значення ($ГДЗ$) і включає визначення рівня забруднення (допустимий, недопустимий) та ступеню його небезпечності (безпечний, слабо небезпечний, помірно небезпечний, небезпечний, дуже небезпечний) згідно з табл. 2.2.

Таблиця 2.2 – Параметри оцінки забруднення повітря [10]

Рівень забруднення	Ступінь небезпечності	Кратність перевищення ГДЗ	Відсоток випадків перевищення ГДЗ
Допустимий	Безпечний	< 1	0
Недопустимий	Слабко небезпечний	> 1 – 2	> 0 – 4
Недопустимий	Помірно небезпечний	> 2 – 4,4	> 4 – 10
Недопустимий	Небезпечний	> 4,4 – 8	> 10 – 25
Недопустимий	Дуже небезпечний	> 8	> 25

МЕТОДИ ІНСТРУМЕНТАЛЬНОГО ВИЗНАЧЕННЯ КОНЦЕНТРАЦІЇ ГАЗОПОДІБНИХ

Аналіз складу газів

Можна виділити такі основні напрями газового аналізу[3,4]:

- визначення теплоти згорання газоподібного палива за відомим складом горючих компонентів газової суміші;

- контроль якості згорання палива за складом продуктів згорання. При повному згоранні палива в продуктах згорання на виході з теплових агрегатів повинні бути тільки негорючі компоненти, такі, як CO_2 , H_2O , N_2 і O_2 . Для правильного ведення процесу горіння палива необхідно підтримувати певне співвідношення між кількостями палива і повітря, які подаються у топковий простір агрегату. При недостатній кількості повітря в продуктах згорання з'являються такі горючі компоненти, як CO , H_2 та інші. Надлишкова кількість повітря забезпечує повне згорання палива, але вимагає додаткових витрат на нагрівання надлишкового об'єму повітря, що є баластом, який виносить із агрегату невикористане фізичне тепло. Необхідне співвідношення повітря-паливо може бути встановлене на основі газового аналізу;

- контроль складу технологічних газів, до яких відносять такі гази, як кисень, азот, аргон, водень, ендогаз, екзогаз та інші. Вони застосовуються для прискорення процесу виплавляння сталі і чавуну (кисень), при рафінуванні рідкого металу в робочому просторі агрегату або у ковші (аргон, азот), для захисту сталевих виробів від окислювання при нагріванні (ендогаз, аргон) і для інших технологічних процесів. Технологічні гази повинні мати певний склад (або чистоту), що визначає якість технологічних операцій;

- контроль складу повітряної атмосфери для визначення концентрації шкідливих для навколишнього середовища газоподібних речовин, таких, як оксиди (NO , NO_2 , SO_2 , SO_3 , CO_2 і ін.), феноли, бензол, аміак, горючі вибухонебезпечні гази (CO , CH_4 та ін.).

Прилади, призначені для кількісного визначення складу газу, називаються газоаналізаторами. Залежно від призначення вони поділяються на переносні і автоматичні (стаціонарні).

Переносні газоаналізатори застосовуються в лабораторних умовах при виконанні дослідницьких робіт, при проведенні енергетичного аудиту технологічних систем, при випробуваннях і налагодженні різних промислових теплотехнічних установок (плавильних, нагрівальних і термічних печей, парових і водогрійних котлів, сушильних установок та ін.).

Автоматичні (стаціонарні) газоаналізатори призначені для безперервного автоматичного вимірювання вмісту одного або декількох компонентів у газовій суміші. На підставі безперервного контролю газового середовища в робочому просторі промислового агрегату може здійснюватися автоматизоване керування технологічним процесом.

Газоаналізатори залежно від способу визначення концентрації окремих компонентів газової суміші поділяють на такі:

- хімічні (хімічні властивості газових молекул);
- теплові (фізичні властивості газу);

- магнітні (магнітні властивості газу);
- хроматографічні (адсорбційні властивості газових молекул);
- оптичні (здатність поглинати електромагнітні хвилі);
- спектрометричні (спектральні властивості газу);
- ємнісні (діелектрична проникність середовища);
- випарні (ефект випаровування, кипіння і конденсації рідини);
- іонізаційні (іонізаційні властивості аналізованої речовини).

Газоаналізатори звичайно градууються у відсотках за об'ємом. Такий спосіб градування шкали газоаналізаторів зручний, тому що процентна складова окремих компонентів у загальному об'ємі залишається незмінною при змінюванні тиску і температури газової суміші.

Установлення стаціонарних газоаналізаторів. При установленні газоаналізатора велике значення має правильний вибір місця для відбору проби димових газів, що повинна найбільш повно характеризувати середній їх склад.

Відбір проби виконується газовідбірним пристроєм (рис.3.30), що складається зі сталеві газовідбірної трубки 1 діаметром 15-20 мм, привареної під кутом 20-25° (для стоку конденсату) до фланця 2, щільно приєднаному із прокладкою до патрубку газоходу. На верхньому кінці трубки за допомогою фланців 3 і 4 закріплений пористий керамічний фільтр 5 разом зі сталевим захисним козирком 6. Протилежний кінець трубки приєднується накидною гайкою до лінії, що підводить газ до газоаналізатора.

Керамічний фільтр служить для первинного очищення газу, який відбирається для аналізу, від механічних домішок (золи і сажі), склад яких може досягати 20 г/м³. Від швидкого забруднення фільтр охороняє захисний козирок, установлений назустріч потоку газу [3,4].

Кінцівку газоовідбірної трубки з керамічним фільтром розміщують по можливості в середині потоку в місцях, де немає завихрень і застійних зон. Неприпустимо поміщати трубку поблизу місць можливого підсмоктування повітря (люків, заслінок, нещільностей обмуровування).

Газовідбірна трубка встановлюється вдалині від місцевих збурювань потоку, які утворюють різні опори (поворотом газоходу, заслінкою, шибером і т.п.). Найбільш сприятливим є її установлення на прямих вертикальних ділянках газоходу зі спадним потоком, а також у вузьких місцях тракту, де відбувається краще перемішування газу. При установленні газовідбірної трубки на горизонтальних ділянках кінець її розміщують ближче до верхньої частини газоходу, де швидкість руху нагрітого газу вища.

Температура газу в місці відбору проби повинна бути в межах 200-600°C. При температурі нижче 200 °C можливе забруднення поверхні керамічного фільтра незгорілими продуктами, що конденсуються на ній (смолами). При температурі вище 600°C виникає небезпека руйнування газовідбірної трубки і відновлення CO₂ у CO і O₂.

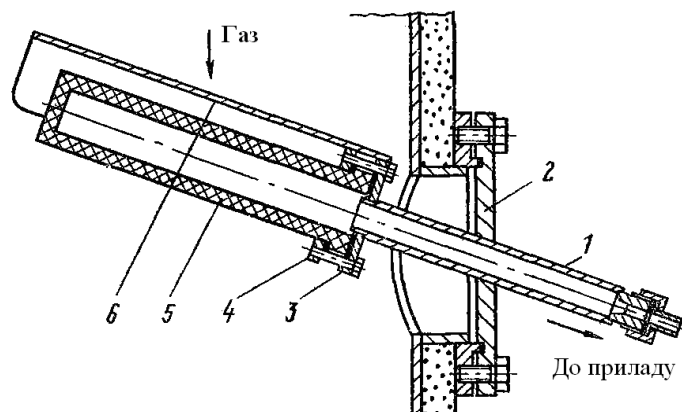


Рисунок 3.30 – Схема установлення газовідбірної пристрою

Для зменшення запізнювання показань первинний перетворювач газоаналізатора необхідно встановлювати якнайбільше ближче до місця відбору проби. Температура газу при надходженні в прилад не повинна перевищувати 35°C.

Газоаналізатор встановлюється в місцях, що не зазнають вібрації, і розміщений удалині від нагрітих поверхонь. Температура навколишнього повітря, що допускається, 5-50°C і відносна вологість до 95%. Періодично газовідбірні трубка з керамічним фільтром продувається стисненим повітрям тиском 0,05 МПа.

3.6.1 Хімічні газоаналізатори

У хімічних газоаналізаторах визначення концентрації окремих компонентів газової суміші виконується методом поглинання цих компонентів хімічними реагентами. За зменшенням початкового мірного об'єму газу визначають склад даного компонента в газовій суміші.

Для багатьох компонентів газу розроблені селективні хімічні реагенти, які поглинають (реагують) тільки аналізований компонент. Непоглинений залишок аналізованого газу надходить у газовимірювальний пристрій, де визначається зменшення об'єму, що відповідає поглиненому компоненту. Цей метод застосовується як у переносних газоаналізаторах ручної дії, так званих приладах Орса, так і в автоматичних.

Найбільшого поширення дістали переносні газоаналізатори для визначення якості спалювання палива під час пусконаладжувальних робіт теплових агрегатів, які використовують тверде, рідке або газоподібне паливо. При цьому аналізуються три компоненти: CO₂, O₂ і CO. Такі газоаналізатори застосовуються також для контролю і градування автоматичних газоаналізаторів на ці самі компоненти [3,4].

Схема пристрою газоаналізатора для аналізу одного компонента з газової суміші наведена на рис.3.31.

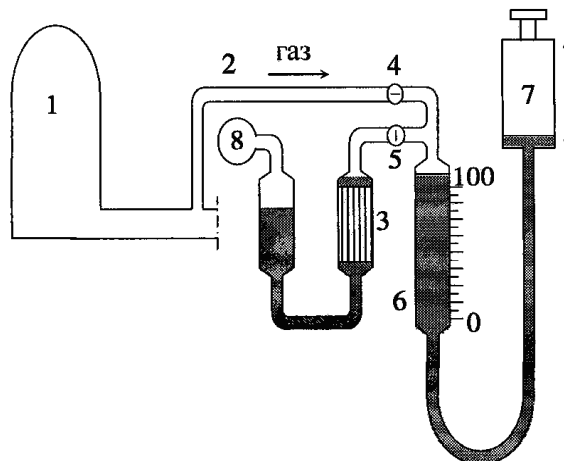


Рисунок 3.31 – Схема хімічного газоаналізатора

Аналізований газ із об'єкта 1 надходить у газоаналізатор по газовому тракту 2 при відкритому вентилі 4 і закритому вентилі 5. Мірна кількість газу (50 або 100 мл) надходить у вимірювальну бюретку 6 за рахунок розрядження, створюваного опусканням зрівняльної посудини 6. Дистильована вода з посудини 6 перетікає в посудину 7, а аналізований газ цілком заповнює вимірювальну бюретку 6, після чого кран 4 закривається, а кран 5 відкривається. Піднімаючи зрівняльну посудину 7, витісняють аналізований об'єм газу в посудину поглинання 3, заповнену селективним хімічним реактивом, що поглинає тільки один компонент із аналізованої газової суміші. Для збільшення поверхні контакту між аналізованим газом і реактивом поглинальна посудина заповнена скляними трубками. Якщо прокачати аналізований газ кілька разів через реактив, можна домогтися повного поглинання даного компонента. Залишковий об'єм газу повертають у вимірювальну бюретку, що має градування в об'ємних відсотках від 0 до 100%. Рівень рідини у вимірювальній бюретці покаже на склад аналізованого компонента в газовій суміші. За необхідності визначити концентрацію інших компонентів, які знаходяться в газовій суміші, використовують кілька поглинальних посудин, заповнених відповідними реактивами, які вибірково поглинають аналізовані компоненти.

Недоліками методу є: неможливість вимірювання малих концентрацій, тому що ціна поділки вимірювальної бюретки становить 0,1 мл; періодичність дії становить 20-30 аналізів на годину; необхідність частої заміни реактивів; неможливість використання в системах автоматичного регулювання.

3.6.2 Теплові газоаналізатори

У теплових газоаналізаторах для визначення концентрації певного компонента в газовій суміші використовуються його теплові властивості, такі, як теплопровідність (*термокондуктометричні*), тепловий ефект реакції каталітичного окислювання (*термохімічні*) та ін. [3,4].

Термокондуктометричні газоаналізатори дістали найбільшого поширення, робота їх заснована на різкій розбіжності коефіцієнта теплопровідності одного з компонентів у порівнянні з іншими компонентами

аналізованої газової суміші. Так, наприклад, теплопровідність таких газів, як H_2 , CO_2 , SO_2 , CH_4 , He , Ar значно відрізняється від теплопровідності повітря, і якщо в повітряному середовищі є один із цих компонентів, то зміна величини теплопровідності газової суміші буде визначатися зміною складу даного аналізованого компонента.

Аналіз багатокомпонентної газової суміші за її теплопровідністю можна робити за умови, що всі компоненти газової суміші, крім тих, що визначаються, мають приблизно однакову теплопровідність. Якщо в газовій суміші є компоненти, які можуть впливати на теплопровідність суміші і концентрацію яких визначати не потрібно, то ці компоненти з газової суміші повинні бути вилучені перед початком аналізу. Так, наприклад, при вимірюванні концентрації CO_2 у димових газах необхідно видалити такі компоненти, як H_2 і SO_2 , які знаходяться в невеликій кількості, але впливають на загальну теплопровідність.

У теплових газоаналізаторах для визначення концентрації окремих компонентів використовуються мостові схеми, у яких плечима мосту є платинові спіралі, нагріті до температури $100\text{ }^\circ\text{C}$ і поміщені в газові камери. Газоаналізатор складається із чотирьох газових камер, дві з яких R_1 і R_3 є робочими, через які безупинно прокачується аналізований газ (рис.3.32). Дві інші герметичні газові камери R_4 і R_2 є порівняльними, у яких перебуває газ постійного складу. Так, наприклад, у газоаналізаторах, призначених для визначення CO_2 у газовій суміші, порівняльним газом є повітря.

При прокачуванні через протилежні газові камери R_1 і R_3 аналізованого газу, який містить, наприклад, CO_2 і концентрацію якого треба визначити, змінюється теплопровідність газового простору, розміщеного між платиновим проводом і стінкою камери. Зі збільшенням концентрації CO_2 у газовій суміші зменшується теплопровідність газу, погіршується теплообмін, що приводить до збільшення температури платинового проводу в камерах R_1 і R_3 . Виниклий розбаланс мосту за величиною напруги між точками «а» і «б» пропорційний величині певної складової в аналізованому газі.

Границі основної похибки, яка допускається, термокондуктометричних газоаналізаторів для визначення CO_2 у газовій суміші не перевищують 2-2,5% діапазону вимірювання. Зміна показань газоаналізаторів при змінюванні температури навколишнього повітря від 20 до 50°C не перевищує $+2-2,5\%$

Термокондуктометричний принцип вимірювання (вимірювання за теплопровідністю) застосовується для визначення (крім CO_2) таких компонентів, як H_2 , SO_2 , Ar , O_2 , NH_3 у топкових газах і в газах при виробництві аміаку, хлору, аргону, сірчаної кислоти, а також для визначення концентрації водню в системі водневого охолодження турбогенераторів на теплових електростанціях. Недоліками таких типів газоаналізаторів є великий час установлення показань (інерційність), що досягає 120 секунд, і підвищена похибка (до 5%).

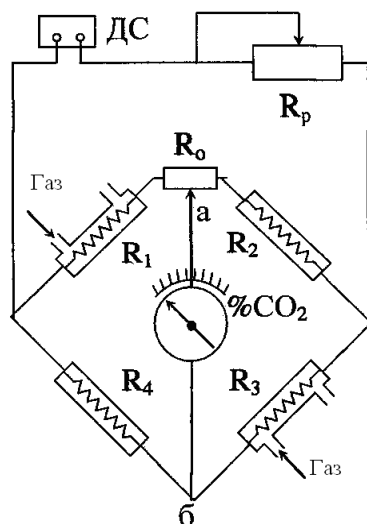


Рисунок 3.32 – Схема термокондуктометричного газоаналізатора

Термохімічний аналізатор працює за принципом використання теплового ефекту хімічної реакції, що має перебіг між обумовленим компонентом аналізованої суміші і допоміжним реагентом. Сигналом виміральної інформації в термохімічних аналізаторах є температура, значення якої залежить від теплового ефекту хімічної реакції. Термохімічний принцип аналізу використовується для створення аналізаторів газів і рідин. Для створення термохімічних газоаналізаторів використовуються хімічні реакції окислювання на каталітично активній поверхні, у полум'ї та у газових потоках. Для термохімічних газоаналізаторів рідин застосовуються реакції розбавлення (розведення), нейтралізації і змішування, а також реакції з використанням специфічних реагентів [3,4].

На рис.3.33 подана схема термохімічного газоаналізатора, у роботі якого використовується тепловий ефект реакції окислювання горючих газів на каталітично активній поверхні. У термохімічному аналізаторі (рис.3.33) аналізований газ повітряним ежектором (струминним насосом) 3 прокачується через кран 10 і камеру 1. У камері розміщені вибухозапобіжні сітки 2 і 7, вимірвальний 4 і порівняльний 5 чутливі елементи. Останній закритий ковпачком 6 і служить для усунення впливу зміни навколишньої температури на сигнал газоаналізатора. Як чутливі елементи в цих газоаналізаторах використовуються платинові проводки з активованою поверхнею.

Чутливі елементи в термохімічних газоаналізаторах нагріваються струмом електричного мосту 8 до температури 200-500°C. При згоранні на поверхні вимірального чутливого елемента горючого компонента, який потрібно визначити, температура елемента збільшується, що викликає збільшення електричного опору платинового проводка, а це, у свою чергу, спричиняє розбаланс електричного мосту, вимірюваний вторинним приладом 9.

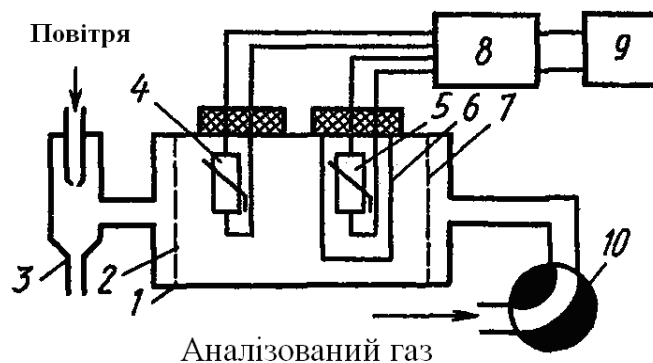


Рисунок 3.33 – Схема термохімічного газоаналізатора

Газоаналізатор, показаний на рис.8.3, у цей час є одним з найпоширеніших у промисловості засобів аналітичної техніки з тієї причини, що він використовується як сигналізатор вибухонебезпечних концентрацій газів і пари у повітрі. Значення, які сигналізуються, 5-50% від нижньої межі вибуху для горючих газів, пари і 5-20% – для сумішей повітря-водень, час реакції 30 С.

3.6.3 Магнітні та дифузні газоаналізатори

В основу роботи магнітних газоаналізаторів покладені різні явища, пов'язані із взаємодією обумовленого компонента аналізованої (у загальному випадку багатоконпонентної) газової суміші з магнітним полем.

Гази, які втягуються в магнітне поле, називають **парамагнітними**, а ті гази, які виштовхуються з магнітного поля – **діамагнітними**. Кількісно магнітні властивості газів визначаються величиною, так званою магнітною сприйнятливістю. Магнітна сприйнятливість парамагнітних газів є позитивною величиною, діамагнітних газів – негативною. Вона має властивість адитивності. Переважна більшість газів і пари є діамагнітними.

Магнітні газоаналізатори використовуються для визначення тільки концентрації кисню в газовій суміші, тому що кисень на відміну від інших газів має сильні магнітні властивості, який є **парамагнітною речовиною**. Якщо відносну магнітну сприйнятливість кисню взяти за одиницю, то ця величина для всіх інших газів на два порядки менша, ніж у кисні. Тобто всі гази, крім кисню, є практично немагнітними речовинами. Таким чином, магнітні властивості газової суміші залежать від концентрації кисню в газі, а такі гази, як NO і NO_2 , які проявляють магнітні властивості, практично не впливають на магнетизм газової суміші через їх малі концентрації.

Існує кілька методів вимірювання магнітної сприйнятливості газової суміші, що містить кисень. Найбільшого поширення дістав метод, що називається **терромагнітною конвекцією**. У магнітному газоаналізаторі аналізований газ під дією магнітного поля втягується в спеціальну вимірювальну камеру, у якій знаходиться чутливий елемент, що нагрівається електричним струмом. Газ, зіштовхуючись із чутливим елементом, нагрівається, і кисень втрачає свої магнітні властивості. Внаслідок цього

нагрітий газ виштовхується з камери, розміщеної в магнітному полі, холодним газом, і таким чином виникає безперервний потік газу через вимірювальну камеру.

Принцип дії **дифузійних газоаналізаторів** базується на процесі переносу речовини (компонента суміші) під дією градієнта його концентрації. Цей перенос може відбуватися при зіткненні речовин одна з одною (дифузія) або крізь тверду речовину (трансфузія, або проникнення). Процес переносу речовини пов'язаний з хаотичним тепловим рухом молекул, що відбувається у напрямку зменшення концентрації речовини і якій веде до його рівномірного розподілу за займаним об'ємом. Проникнення через тверде тіло визначається наявністю розривів у їх кристалічних решітках, нерегулярних щілин і пор у макроструктурі твердої речовини або розчиненням газів і пари у твердій речовині. Найбільш швидко процес переносу речовини під дією градієнта концентрації відбувається в газах, що багато в чому визначає використання цього явища для автоматичного контролю концентрації газів.

Інтенсивність взаємного проникнення двох дотичних газів визначається коефіцієнтом їх взаємної дифузії, що залежить від молекулярних мас цих газів і полярності їх молекул. Коефіцієнт взаємної дифузії збільшується з підвищенням температури і зменшується з підвищенням тиску.

При взаємній дифузії двох газових об'ємів незалежна дифузія компонентів багатоконпонентної суміші спостерігається тільки при її попередньому 3 – 4-кратному розведенні.

Дифузійні газоаналізатори характеризуються на порядок більшою селективністю при вимірюванні концентрації необхідного компонента, ніж термохімічні, за рахунок істотно меншого впливу на їх показання змін концентрацій невизначуваних компонентів багатоконпонентних газових сумішей.

3.6.4 Сорбційні, випарні і конденсаційні газоаналізатори

В основу роботи сорбційних газоаналізаторів покладені різні ефекти, що супроводжують процес сорбції (сорбція – поглинання твердим тілом або рідиною речовини з навколишнього середовища). Це явище давно використовується в аналітичному контролі (наприклад волосяні вимірювачі вологи повітря, у яких сигнал вимірювальної інформації формується за рахунок зміни довжини волосся зі зміною вологості повітря). У сорбційних газоаналізаторах використовуються *механічні, теплові, оптичні та електричні ефекти*, що супроводжують процес адсорбції газів і пари.

Дилатометричний газоаналізатор призначений для вимірювання концентрації водню. У камері, через яку прокачується аналізований газ, розміщена тонкостінна трубка, виготовлена з паладію. Водень, який знаходиться в аналізованому газі, розчиняється в паладії. При цьому довжина трубки за рахунок ефекту набрякання зі зростанням концентрації водню збільшується, тому що верхній кінець трубки, закріплений на корпусі, то її нижній кінець вільно переміщається. За допомогою ємнісного, індуктивного

або пневматичного перетворювача переміщень вимірюються переміщення пластини 3, закріпленої на нижньому кінці трубки. Ці переміщення пов'язані з концентрацією водню в багатокомпонентних газових сумішах.

Відомі сорбційні дилатометричні газоаналізатори призначені для вимірювання концентрації пропану, бутану, діоксиду вуглецю або інших технічних газів, у яких замість паладієвої трубки використовується стрижень, виготовлений з адсорбенту (активоване вугілля, алюмогель, силікагель).

Інтенсивно розвивається напрямок автоматичного газового аналізу. Це такі методи і засоби, що базуються на використанні електричних явищ, які супроводжують процес сорбції. В основу роботи *сорбційних електрокондуктометричних* (кондуктометричних) газоаналізаторів покладено вимірювання провідності адсорбентів, виготовлених у вигляді гранул, пластин або плівок. Провідність істотно змінюється при сорбції газів або пари, як правило, матеріали, з яких виготовляють зазначені елементи, є напівпровідниками. При проходженні через камеру газоаналізатора аналізованого газу обраний компонент поглинається плівкою сорбенту і змінює її електричний опір.

На зазначеному принципі працюють **хроматографічні газоаналізатори**. Газова хроматографія є досить перспективним фізико-хімічним методом поділу газових сумішей на складові їх компонентів.

Хроматографічні газоаналізатори, побудовані на цьому принципі, служать для визначення складу у димових газах горючих компонентів (H_2 , CO , CH_4 та ін.), що характеризують хімічну неповноту палива, також і *негорючих компонентів* (CO_2 , O_2 , N_2 та ін.). Дія цих приладів базується на адсорбційному способі поділу проби газової суміші при пропущенні її разом з потоком допоміжного газу (газу-носія) через шар пористої речовини (адсорбенту) і подальшому почерговому вимірюванні вмісту кожного компонента, що виділився, електричним методом.

За принципом дії **випарні і конденсаційні** газоаналізатори відносять до теплових засобів вимірювання, тому що в їх роботі використовуються теплові ефекти випаровування, кипіння і конденсації рідини.

Одним з найдавніших і поширених газоаналізаторів є *психрометричний*, або *психрометр*. Дія його базується на вимірюванні змін температури рідини при її випарюванні в аналізований газ, який містить компонент пари цієї рідини. Психрометри можуть використовуватися для вимірювання концентрації пари будь-яких рідин у газах, однак найбільш широко вони застосовуються для вимірювання концентрації пари води, тобто як гігрометри.

Концентрацію пари рідини в газах прийнято характеризувати *абсолютною* або *відносною* вологістю [3,4].

Абсолютна вологість визначається як маса пари рідини в одиниці об'єму сухого або вологого газу за нормальних умов.

Відносна вологість, або ступінь насичення газу парами рідини, визначається як відношення маси пари в одиниці об'єму до максимально можливої маси пари в одиниці об'єму при тій самій температурі, вираженої в %:

$$\varphi = \frac{A}{A_n} \cdot 100, \quad (3.27)$$

де A – значення абсолютної вологості газу при даній температурі;
 A_n – максимально можливе значення абсолютної вологості при даній температурі, що відповідає насиченню.

На практиці відносну вологість із достатньою точністю визначають із виразу

$$\varphi = \frac{P}{P_n} \cdot 100, \quad (3.28)$$

де P – парціальний тиск пари рідини в газовій суміші при даній температурі і нормальному тиску;

P_n – тиск насиченої пари рідини за тих самих умов.

Психрометричний (випарний) аналізатор, схема якого показана на рис.3.34, призначений для вимірювання відносної вологості повітря.

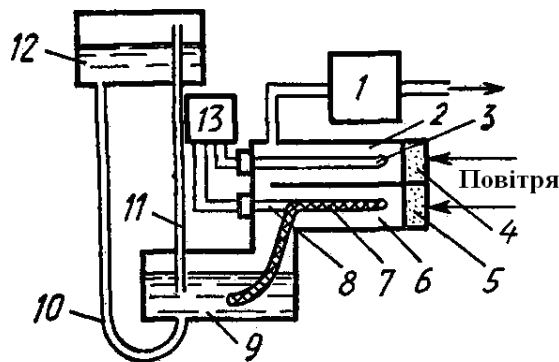


Рисунок 3.34 – Схема випарного аналізатора

Повітря за допомогою вентилятора 1 зі швидкістю 3-4 м/с прокачується через фільтри 4 і 5 камер 2 і 6, у яких розміщені платинові терморезистори 3 і 8. Терморезистор 3 служить для вимірювання температури повітря, його називають сухим термометром. Термометр 8, який обгорнуто у бавовняну тканину 7, кінець її занурений у ванночку 9, заповнену дистильованою водою. Цей терморезистор називають мокрим термометром. При випарюванні води з поверхні терморезистора 8 в потоці повітря температура його зменшується, причому тим більше, чим менше його вологість. Опір терморезисторів 3 і 8 вимірюється спеціальним вторинним приладом 13. Для підтримання у ванночці певного рівня води служить бачок 12 із трубками 10 і 11. У міру випарювання води із терморезистора 8 її рівень у ванночці 9 знижується, відкривається нижній кінець трубки 11, через нього в бачок надходить повітря, і з бачка у ванночку 9 стікає вода. Коли вода перекриває нижній отвір трубки 11 у газовому просторі бачка поступово (у міру витікання з нього води) утворюється розрядження. Вода з бачка впливає до того часу, доти це розрядження стане достатнім для зрівноважування гідростатичного тиску,

обумовленого різницею рівнів води в бачку і ванночці. Діапазон вимірювання психрометра 20-100% відносної вологості, класи точності 4-6; час реакції 3-5 хв.

Конденсаційний газоаналізатор (рис.3.35). У цей час такі газоаналізатори використовуються в основному як гігрометри. В основу їх роботи покладено вимірювання температури, при якій аналізований газ досягає при незмінному тиску стану насичення. З нього випадає конденсат (роса) рідини, концентрація пари якої в газі вимірюється.

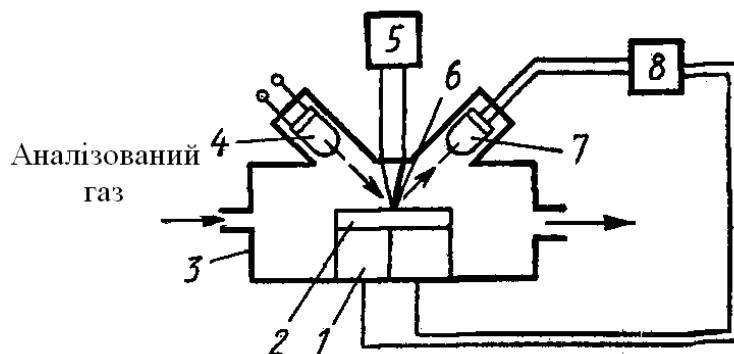


Рисунок 3.35 – Схема конденсаційного аналізатора

Цю температуру прийнято називати **температурою точки роси** (або інєю), а аналізатори, що базуються на вимірюванні цієї температури, – **гігрометрами точки роси**. Аналізований газ із постійною об'ємною витратою прокачується через камеру 3, у якій розміщений напівпровідниковий термоелемент (термопара) 1, який є холодильником. До холодного спаю цієї термопари припаяне металеве дзеркальце 2. До гарячого спаю термопари подається напруга постійного струму від автоматичного регулятора 8. При проходженні через напівпровідникову термопару постійного струму її холодний спай, а з ним і дзеркальце 2 охолоджуються. Охолодження відбувається до того часу, доти на поверхні дзеркальця не утвориться конденсат (іній). При цьому світловий потік, що надходить від лампи 4 до фотоприймача 7, зменшується за рахунок розсіювання на поверхні дзеркальця, покритого росю. Це викликає зменшення вхідного сигналу регулятора і вимикання або зменшення напруги живлення термопари 1. За рахунок теплоти, внесеної в камеру 3 потоком аналізованого газу, дзеркальце і холодний спай поступово нагріваються. При цьому конденсат з поверхні дзеркальця випаровується, і світловий потік, що надходить до фотоприймача, відновлюється до початкового значення. Регулятор 8 вмикає або збільшує напругу живлення термопари, і холодний спай її починає знову охолоджувати. Таким чином, температура дзеркальця автоматично підтримується такою, що дорівнює температурі точки роси. Ця температура перетвориться в уніфікований сигнал за допомогою термоелектричного чутливого елемента 6 і перетворювача 5. Гігрометри точки роси звичайно мають діапазон вимірювання від -80 до +40°C при тиску аналізованого газу 0,05-10 МПа. Абсолютна похибка вимірювання $\pm 0,5^\circ\text{C}$.

Відомі конструкції конденсаційних газоаналізаторів, що забезпечують вимірювання температури точки роси по воді, вуглеводням і т.п.

3.6.5 Діелькометричні та оптичні аналізатори

Принцип дії **діелькометричних аналізаторів** полягає у вимірюванні діелектричної проникності середовища, що заповнює електричний конденсатор.

Ці аналізатори застосовуються для аналізу складу бінарних або псевдобінарних сумішей газів і рідин. На рис.3.36 показана схема діелькометричного гігрометра, у якому вимірювання діелектричної проникності використовується разом з явищем сорбції пари води з аналізованого газу [3,4].

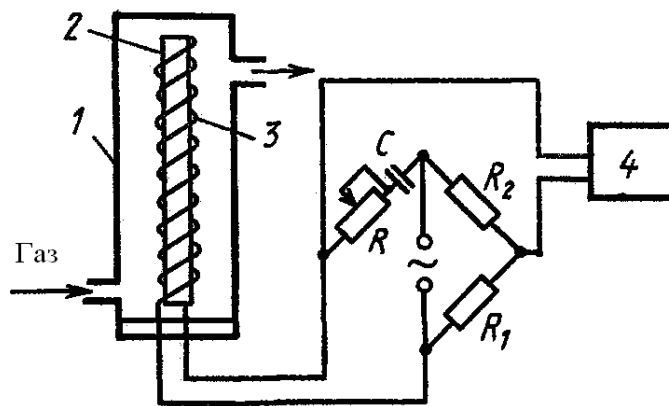


Рисунок 3.36 – Схема діелькометричного аналізатора

У цьому гігрометрі аналізований газ прокачується з постійною об'ємною витратою через камеру 1, у якій розміщений алюмінієвий стрижень 2, на поверхні якого зроблена наріз і нанесено оксид алюмінію. У наріз покладено нікелевий дріт 3. Стрижень 2 і дріт 3 утворюють конденсатор, ємність якого збільшується при сорбції пари води оксидом алюмінію. Остання викликає збільшення ємності конденсатора, що вимірюється нерівноважним електричним мостом змінного струму і вторинним приладом (вольтметром) 4. Є схеми діелькометричних гігрометрів з рівноважним електричним мостом.

Для вимірювання концентрацій складових газів використовується ефект випромінювання практично всього спектра електромагнітних коливань, починаючи з радіохвиль і закінчуючи γ -випромінюваннями. Найбільш широкого застосування набули випромінювання інфрачервоних, видимих і ультрафіолетових ділянок спектра. Аналізатори, що працюють із випромінюваннями цих ділянок спектра, називають **фотометричними**. В аналізаторах використовуються явища поглинання, відбиття і розсіювання електромагнітного випромінювання аналізованою речовиною. Аналізатори, що ґрунтуються на явищі поглинання електромагнітного випромінювання, називають **абсорбційно-оптичними і абсорбційно-метричними**. Аналізатори рідин і газів, що базуються на явищі поглинання електромагнітного випромінювання видимої частини спектра, називаються **фотоколориметрами**.

Колориметричний аналізатор (рис.3.37) має одне джерело (лампа 1) і два приймачі (фотоелементи 6 і 9) випромінювання і є двопроменевим. Випромінювання, що виходить із джерела 1, пройшовши через фільтр 2, поділяється на два промені, які через дзеркала 4 надходять у вимірювальну 5 і порівняльну 10 кювети. Через вимірювальну кювету прокачується аналізована речовина, а порівняльна звичайно заповнюється зразковою речовиною (речовина з відомої або тієї, що дорівнює нулю концентрацією обумовленого компонента). Фотоелементи 6 і 9 увімкнені на вхід підсилювача 7 зустрічно, тому різниця їх сигналів, перетворена в цьому підсилювачі в уніфікований сигнал, однозначно залежить від концентрації обумовленого компонента в аналізованій речовині. Вихідний сигнал підсилювача 7 вимірюється і реєструється вторинним приладом 8.

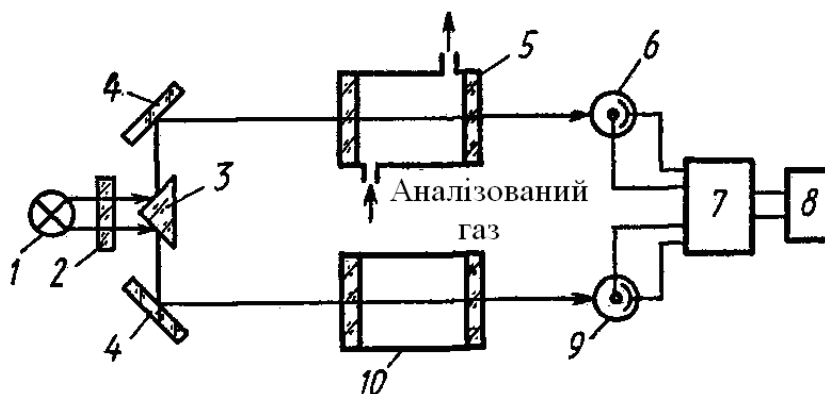


Рисунок 3.37 – Схема колориметричного аналізатора

Оптичні аналізатори, у роботі яких використовується випромінювання видимої частини спектра, залежно від схеми і конструкції мають класи точності 2-20.

3.6.6 Іонізаційні, полум'яно-іонізаційні, фотометричні і хемілюмінесцентні газоаналізатори та пиліметри

Принцип дії цих аналізаторів полягає в іонізації аналізованої речовини і вимірюванні іонного струму. На практиці аналітичного контролю в цей час застосовуються в основному іонізаційні газоаналізатори, що розрізняються за способом іонізації аналізованого газу (іонізація радіоактивним випромінюванням, фотоіонізація, поверхнева іонізація, іонізація в тліючому розряді і т.д.) [3,4].

На рис.3.38 наведена схема іонізаційного газоаналізатора. Аналізований газ надходить у камеру 1 (так звану іонізаційну) з постійною об'ємною витратою. Під дією джерела випромінювання 2 (α - або β -променів) молекули аналізованої бінарної або псевдобінарної газової суміші іонізуються. Між джерелом 2 і анодом 3, який закріплено на фторопластовому ізоляторі 4, під дією електричного потенціалу стабілізованого джерела 7 проходить іонний струм. Значення цього струму вимірюється електрометричним перетворювачем 5, вихідний уніфікований сигнал якого посиляється на потенціометр 6.

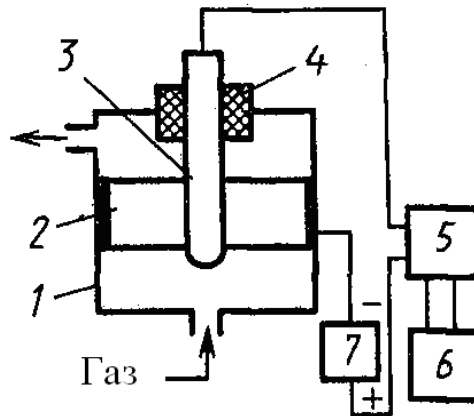


Рисунок 3.38 – Схема іонізаційного газоаналізатора

Ефективний перетин іонізації газів є тією властивістю, яка визначає можливість вимірювання концентрації обумовленого компонента відповідно до обмірюваної напруги. Напруга між джерелом і колектором 3 становить 100-300 В.

Хімічна реакція окислювання горючих речовин, що проходить в полум'ї, супроводжується рядом ефектів, які використовуються для одержання вимірювальної інформації. Ефекти іонізації і виникнення електромагнітного випромінювання застосовуються для вимірювання концентрацій певних речовин у багатокомпонентних сумішах.

Полум'яно-іонізаційний газоаналізатор (рис.3.39 а), у ньому аналізований газ і водень, що служить для підтримки полум'я, подаються із блока підготовки газів 1 з постійними об'ємними витратами в мініатюрний пальник 3. Останній встановлено в корпусі 4 на ізоляторі 6.

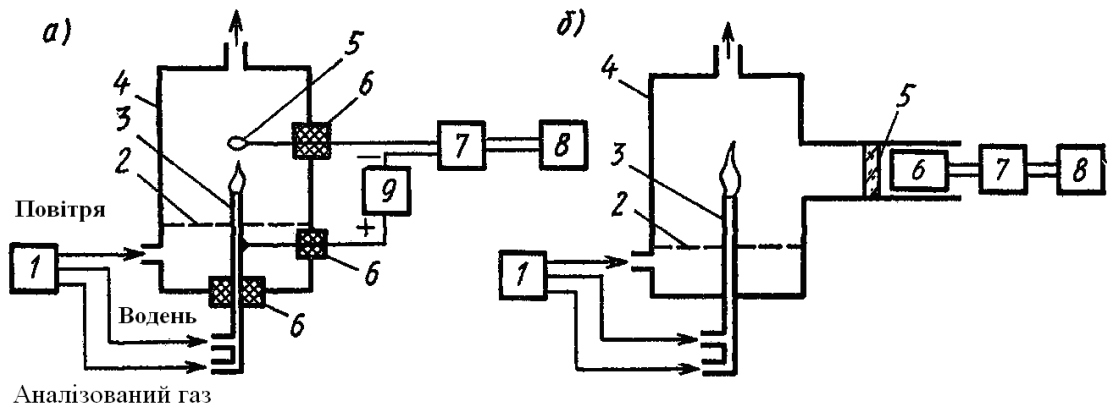


Рисунок 3.39 – Схеми полум'яних газоаналізаторів

Повітря, необхідне для горіння водню з постійною об'ємною витратою, надходить у камеру 4 через розподільник 2. Над пальником на фторопластовому ізоляторі 6 установлений колекторний електрод 5 із платини або ніхрому. Між пальником 3 і колекторним електродом 5 прикладається електричне поле від джерела 9 напругою 150-200 В/см. При згоранні чистого водню майже не утвориться іонів. Органічні речовини (гази і парі), що знаходяться в аналізованому газі, потрапляючи у водневе полум'я, згорають і обумовлюють різке збільшення іонного струму. Останній перетворюється в

уніфікований сигнал перетворювача 7 з більшим входним опором, а сигнал останнього сприймається автоматичним потенціометром 8.

Полум'яний фотометричний газоаналізатор (рис.3.39 б) працює на ефекті зміни інтенсивності і спектрального складу випромінювання полум'я [3,4]. Схема подачі газів у цьому аналізаторі аналогічна розглянутій (рис.3.40 а). При згорянні в полум'ї пари фосфоро-, сірково- або галогенопохідних речовин, які знаходяться в аналізованому газі, істотно змінюється інтенсивність випромінювання. Фотопотік надходить у фотомножник 6 через монохроматичний фільтр 5. Сигнал фотомножника перетворюється в уніфікований сигнал за допомогою перетворювача 7 і сприймається автоматичним потенціометром 8. Полум'яні фотометричні газоаналізатори можуть застосовуватися для аналізу рідких речовин. Із цією метою газоаналізатор виконується зі спеціальним пальником, який аналізовану рідку речовину перед згоранням розпорошує потоком газу.

Принцип дії **хемілюмінесцентних** газоаналізаторів базується на явищі люмінесценції, що супроводжує певні хімічні реакції. Таку люмінесценцію називають хемілюмінесценцією.

У **хемілюмінесцентному газоаналізаторі** (рис.3.40) аналізований газ і повітря з постійними об'ємними витратами із блока підготовки газів 1 надходять у реакційну камеру 2. Повітря попередньо проходить через озонатор 7, де під дією бар'єрного високовольтного розряду в повітрі утворюється озон. При взаємодії в камері 2 озону з певним компонентом аналізованої суміші утворюються продукти реакції в збудженому стані. При переході їх у стійкий стан відбувається випромінювання квантів люмінесценції. Електромагнітне випромінювання через вікно 3 попадає у фотомножник 4, сигнал якого перетворюється в уніфікований сигнал за допомогою перетворювачів 5.

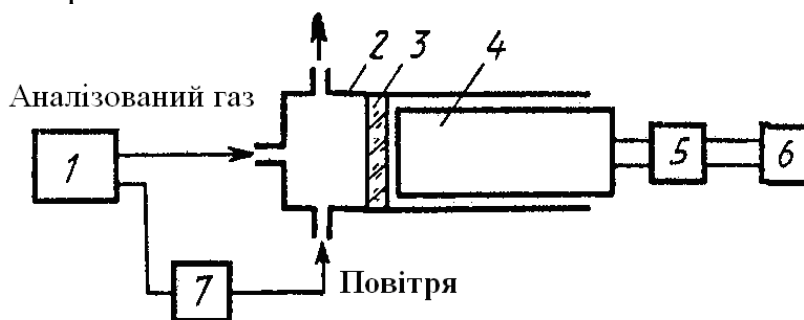


Рисунок 3.40 - Схема хемілюмінесцентного газоаналізатора

Вихідний сигнал останнього сприймається автоматичним потенціометром 6. При постійній концентрації озону в повітрі, що надходить у камеру 2, інтенсивність електромагнітного випромінювання пропорційна концентрації певного компонента в аналізованому газі. При такій подачі газів хемілюмінесцентний газоаналізатор може використовуватися для селективного вимірювання мікроконцентрацій неграничних вуглеводнів і оксидів азоту. Він може застосовуватися для селективного вимірювання мікроконцентрацій озону в повітрі. У цьому випадку повітря надходить у

реакційну камеру 2, минаючи озонатор, а замість аналізованого газу в камеру з постійною об'ємною витратою подається етилен.

Контролювання *вмісту пилу* у газоповітряній суміші та атмосферному повітрі дає змогу оцінювати ефективність роботи газоочисного устаткування, обирати необхідну ступінь очистки, вдосконалювати технічні процеси.

Методики вимірювання концентрації пилу поділяють на методики, основані на попередньому осадженні, і методики без попереднього осадження пилу (безпосередні виміри у самій суміші з повітря, газів, пилу). Істотною перевагою першої методики є здатність вимірювати масову концентрацію пилу, утвореного з різних складових. Другому методу властиві практичність та безперервність процесу вимірів, висока чутливість, але за його допомогою важко визначити дисперсний склад пилу (розміри складових часток пилу).

Для промислового контролювання пилу використовують методики, які ґрунтуються на попередньому осадженні пилу, якщо його параметри змінюються в широких межах протягом певного часу. При цьому складним процесом є отримання проби (на відбір проби впливає багато різних факторів). Методики без попереднього осадження (оптичні, електричні) дають змогу миттєво виміряти концентрацію пилу та її зміни у часі.

Середовище з пилу і газів є досить нестійким, його не можна описати одним або двома параметрами. Пил майже завжди є полідисперсним, тобто характеризується спектром розмірів частинок від 10^{-2} до 10^2 мкм, інтервал концентрацій перебуває в межах від 10^{-8} до 10^5 мг/м³. Фізико-хімічні властивості пилу можуть бути найрізноманітнішими і змінюватись у часі.

Для вимірювання концентрацій пилу у повітрі використовують спеціальні прилади – *пиломіри* (для вимірювання концентрації пилу в атмосферному повітрі та промислових приміщеннях і для вимірювання концентрації пилу у різноманітних газових викидах промислових підприємств). Пиломіри, які належать до першої групи, вимірюють зміни мікроконцентрації різноманітних домішок протягом певного часу і внаслідок впливу природних факторів. Друга група пиломірів призначена для вимірювання великих концентрацій з широким спектром частинок (0,05...100 мкм), при різній швидкості виходу (до 40 м/с) газоповітряної суміші та з різною температурою (до 1200°C).

У пиломірах використовують тільки фізичні методи вимірювання. Пиломіри першої групи повинні відповідати таким вимогам: безперервність вимірювань; автоматизація процесу вимірювань; похибка вимірів не повинна перевищувати $\pm 10\%$ від ГДК; реєстрація результатів вимірів; нечутливість до параметрів навколишнього середовища; простота конструкції і т. д. Пиломіри, призначені для контролювання промислових викидів, повинні відповідати додатковим вимогам: мала інерційність; лінійність градуйованої характеристики; можливість отримання середніх значень (наявність інтегруючого блоку); наявність попереджувальної сигналізації; пристосованість до певних умов; конструктивні характеристики і т. д.

Метрологічні характеристики пиломіра переважно визначаються характеристиками первинного вимірювального перетворювача. Різницею між

дійсними і номінальними характеристиками перетворювача є похибка пиломіра, зумовлена властивостями пилю (основна похибка), впливом зовнішніх величин (додаткова похибка) та ін. Для градування пиломірів використовують «еталони» пилю. У якості «еталонів» використовують монодисперсні сферичні частинки (штучні, природні), наприклад пилок з розмірами частинок 12, 20, 50 і 90 мкм.

Періодичну повірку пиломірів проводять із використанням повірочного блоку як стосовно окремих його частин, так і стосовно приладу загалом.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Поясніть класифікацію та принцип дії приладів для вимірювання температури.
2. Яка класифікація та принцип дії приладів для вимірювання тиску?
3. Яка класифікація та принцип дії приладів для вимірювання витрати рідин і газів?
4. Як здійснюють вимірювання рівнів накопичення рідин та сипких речовин?
5. Які існують методи і прилади для контролю якості очистки відхідних газів і стічної води?
6. Методи і засоби вимірювання запиленості газів.
7. Застосування і принцип дії газоаналізаторів.

2.2. Агрофізичні показники

Гранулометричний склад ґрунту

Гранулометричний склад – базова характеристика ґрунту, яка залежить від ґрунтоутворюючої породи і визначає більшість фізико-хімічних, водно-фізичних і фізико-механічних властивостей. З ним пов'язані поглинальна здатність ґрунтів, вміст гумусу, насиченість ґрунту поживними речовинами, ефективність використання рослинами добрив тощо.

Ідентифікація та класифікація ґрунтів за гранулометричним складом наводиться згідно методики Н.А. Качинського (1958) за вмістом фізичної глини, тобто вмістом часток $< 0,01$ мм. Просторова зміна гранулометричного складу ґрунтів України від піщаного, глинисто-піщаного до суглинкового і глинистого відбувається з північного заходу (Західного Полісся) на південь та південний схід. Майже половину площі України займають важкі суглинки і глини, приблизно 28-30 % – середньо і легкосуглинкові, а 20-22 % – супіщані ґрунти.

Для визначення впливу параметрів гранулометричного складу на продуктивність сільськогосподарських культур можна використати оцінки Н.А. Качинського (1958) (табл. 2.2). Як видно з цієї таблиці для дерново-підзолистих ґрунтів найкращими є середні та легкі суглинки, а для лісостепових та степових ґрунтів – важкі суглинки та глинисті ґрунти. Оцінки Н.А. Качинського зроблені з урахуванням вірогідних запасів поживних речовин та впливів гранулометричного складу на водний, повітряний та тепловий режим цих ґрунтів. Згідно з оцінками фахівців ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського», які узагальнені в державному стандарті (табл. 2.3), важко-, середньо- та легкосуглинкові ґрунти є оптимальним гранулометричним складом для більшості головних сільськогосподарських культур України.

З гранулометричним складом ґрунту безпосередньо пов'язаний такий важливий технологічний показник якості ґрунтів, як *питомий опір* при оранці. Це досить популярний показник, який широко використовується для

Таблиця 2.2. Вплив гранулометричного складу на продуктивність ґрунтів при вирощуванні зернових культур (з урахуванням запасів поживних речовин, водного, повітряного та теплового режимів) за десятибальною шкалою (Качинський, 1958)

Зона	Ґрунти	Оцінка гранулометричного складу*							
		Глинисті	Важкосуглинкові	Середньосуглинкові	Легкосуглинкові	Супіщані	Піщані мілкозернисті зв'язні	Піщані крупнозернисті пухкі	
Підзолиста	Підзолистоглеєві	4	6	8	10	8	5	3	
	Підзолисті	5	6	8	10	7	5	3	
	Дерновопідзолисті	6	7	10	8	6	4	2	
Сіра лісова	Для всіх ґрунтів	8	10	9	7	6	4	2	
Чорноземна	Чорноземи типові та звичайні	10	9	8	6	4	3	1	
	Чорноземи південні	9	10	8	7	5	3	1	
Каштанова	Темнокаштанові	8	10	9	7	6	3	1	

*1-2 – дуже несприятливі умови, 2-4 – несприятливі умови, 5-6 – задовільні умови, 7-8 – сприятливі умови; 9-10 – дуже сприятливі умови

Таблиця 2.3. Оптимальні параметри гранулометричного складу при вирощуванні окремих сільськогосподарських культур (ДСТУ 4362:2004)

Сільськогосподарська культура	Оптимальний гранулометричний склад
Озима пшениця	Важкосуглинковий, середньосуглинковий, легкосуглинковий
Озиме жито	Середньосуглинковий, легкосуглинковий
Ярий ячмінь	Важкосуглинковий, середньосуглинковий, легкосуглинковий
Овес	Важкосуглинковий, середньосуглинковий, легкосуглинковий
Кукурудза на зерно	Легкоглинистий, важкосуглинковий, середньосуглинковий
Цукровий буряк	Важкосуглинковий, середньосуглинковий, легкосуглинковий
Соняшник	Важкосуглинковий, середньосуглинковий
Картопля	Середньосуглинковий, легкосуглинковий, супіщаний
Льон довгунець	Середньосуглинковий, легкосуглинковий

конструювання ґрунтообробної техніки та нормування технологічних

операцій, пов'язаних з обробкою ґрунтів. Згідно з оцінками (Медведев, 1988; Медведев, Лактионова, 2007) *оптимальні або найбільш сприятливі умови для обробітку ґрунту* є значення цього показника *менше ніж 0,46 кг·с/см²* і притаманні *піщаним та супіщаним* ґрунтам. При обробці цих ґрунтів спостерігається мінімальні витрати пального, паливно-мастильних матеріалів і, відповідно, найбільша змінна продуктивність праці (Медведев, Лактионова, 2007). *Середні* що до сприятливості умов для обробітку є *супіщано-суглинкові ґрунти* із значенням питомого опору в *0,46-0,50 кг·с/см²*. *Середньо важкі умови для обробітку ґрунту (0,51-0,55кг·с/см²)* притаманні *легкосуглинковим* різновидам ґрунтів. *Важкі умови для обробітку ґрунту (0,56-0,60кг·с/см²)* – середньосуглинковим ґрунтам, а *дуже важкі умови для обробітку ґрунту (більше ніж 60 кг·с/см²)* – важкосуглинковим та легко-, середньо- і важко глинистим ґрунтам. В останньому випадку використання таких ґрунтів вимагає застосування енерговитратних тракторів та витрат великих коштів на пальне та паливно-мастильні матеріали.

Щільність ґрунту

Щільність ґрунту (об'ємна маса, щільність складання сухого ґрунту, щільність будови ґрунту) є одним з найважливіших фізичних характеристик його родючості.

Щільність ґрунту в ґрунтових горизонтах або шарах залежить від гранулометричного складу, вмісту гумусу, агрегованості ґрунтів, від щільності складення агрегатів і характеру їх упакування. Це дуже динамічна і водночас інформативна величина, яка дає уявлення про співвідношення твердої частини і пустот у ґрунті. Щільність ґрунту широко використовують як при ґрунтово-генетичних дослідженнях, так і для агротехнічної та ґрунтово-меліоративної оцінки ґрунтів. Ця величина необхідна також для розрахунку запасів у шарі ґрунту води, солей, гумусу та поживних елементів.

Як правило, щільність ґрунту вниз за профілем зростає. Це пов'язано з тиском вище розміщеної товщі ґрунту на нижні шари. Однак іноді ця

тенденція порушується появою ґрунтів з підвищеною або зниженою щільністю, що може бути наслідком як особливостей ґрунтоутворюючого процесу (ілювіальні та елювіальний горизонти), так і неоднорідності вихідної породи. Діапазон змін щільності різних мінеральних ґрунтів України знаходиться в межах 0,90-1,80 г/см³. Для верхніх шарів орних культурних ґрунтів характерна щільність 1,05-1,20 г/см³ (В.В. Медведєв и др., 2004).

В Україні найбільш сприятливі умови щільності складання для формування, відповідно, найбільш якісних ґрунтів, відзначаються в Лісостепу і Степу. Лише дуже короткий час, безпосередньо після проведення передпосівного обробітку і посіву щільність складання у самому верхньому ґрунті може бути менше, ніж 1,1 г/см³, що несприятливо для водно-повітряного режиму ґрунтів. Решта періоду вегетація сільськогосподарських культур відбувається тут в оптимальних щодо щільності умовах (1,10-1,30 г/см³), якщо, звичайно, під час вегетації культур і збирання врожаю не зловживають проходками важкої техніки. На південь і південний схід і, особливо, на північ і північний захід від цієї зони рівноважна щільність у силу різних причин збільшується – значну площу займають ґрунти з високою щільністю (1,51-1,80 г/см³). Це дерново-підзолисті й дернові піщані, глинисто-піщані і супіщані ґрунти, збіднені на органічну речовину. Однак, на штучно окультурених варіантах таких ґрунтів, де вносяться великі норми органічних добрив і меліорантів, використовуються бобові трави та практикуються оптимальні технології обробітку, можливе зменшення щільності до оптимальних величин (Медведєв, Плиско, 2006).

Що стосується оптимальних значень щільності ґрунту для більшості сільськогосподарських культур, то верхня межа, як правило, дорівнює приблизно 1,35-1,45 г/см³, а нижня – 1,00-1,10 г/см³ (табл. 2.4). Але питання допустимої верхньої межі щільності ґрунту достатньо дискусійне, тому що воно залежить від генетичних особливостей ґрунтів, виду сільськогосподарської культури, її фази розвитку, способу обробітку тощо. Універсальним критерієм допустимої щільності є наступне визначення – в

Таблиця 2.4. Оптимальні значення щільності для шару ґрунту 0-30 см (ДСТУ 4362:2004).

Сільськогосподарська культура	Щільність складання, г/см ³
Пшениця озима	1,10-1,35
Яровий ячмінь	1,05-1,35
Овес	1,10-1,45
Кукурудза на зерно	1,05-1,30
Цукровий буряк	1,00-1,30
Соняшник	1,10-1,35
Картопля	1,00-1,45

ґрунті повинно бути не менше 10-15 % повітря (Медведев, 2002; Медведев и др., 2004). Якщо цей критерій не виконується, то спостерігається суттєве послаблення біологічної активності, нітрифікації, поглинання елементів живлення (Медведев и др., 2004).

Існують кілька підходів до групування ґрунтів щодо щільності. Популярними є оцінки Н.А. Качинського (1965) та С.А. Наумова (1969). В останній роботі при так званій *агрономічній оцінці*, щільність складання ґрунту *менше ніж 1,0 г/см³ ґрунтів вважається пухким, 1,1-1,3 г/см³ – ущільненим або оптимальним, 1,3-1,4 г/см³ – щільним, а більше, ніж 1,4 г/см³ – дуже щільним* (згідно Медведева и др., 2004).

Кількісною функцією від щільності ґрунту є його *шпаруватість*. Чим щільніший ґрунт, тим менша шпаруватість і навпаки. Загальна шпаруватість ґрунтів показує, яку частку в загальному об'ємі ґрунту займають шпарини. Н.А. Качинський (1965) запропонував наступну шкалу оцінки загальної шпаруватості ґрунтів: *відмінна (культурний орний шар) – 65-55 %, задовільна для орного шару – 55-50 %, незадовільна для орного шару <50 %, надмірно низька характерна для ущільнених ілювіальних горизонтів – 40-25 %*. Якісно шпаруватість – це функція від структури ґрунту, тому роль і значення шпаринного простору в функціонуванні ґрунту будуть розглянуті в розділі, присвяченому впливу структури на властивості ґрунтів, їх режими та родючість.

Щільність ґрунтів сільськогосподарського призначення є достатньо динамічною величиною, що визначається як природними властивостями ґрунту, так і рівнем технологічного навантаження (рілля, пасовища, цілина). При використанні важкої сільськогосподарської техніки та помилок при обробітці спостерігається загальне антропогенне *переуцільнення ґрунту* та формування *плужної підшви* (Медведев и др., 2004).

Антропогенне *переуцільнення* спостерігається коли машинно-тракторні агрегати, маючи масу від 2-5 т до 40-50 т (збиральна техніка із повним завантаженням), створюють значне навантаження на ґрунт у процесі руху під час виконання технологічних операцій. Це явище повторюється із року в рік на значній площі поля, тому має накопичувальний характер, викликаючи *уцільнення ґрунту* до глибини 50-60 см. Істотно пришвидшується цей процес при порушенні вимог щодо вологості ґрунту при проведенні польових робіт. Часто густа техніка заходить у поле за вологості ґрунту понад 90 % НВ, що тільки посилює *уцільнення ґрунту*.

Плужною підшвою є *уцільнений прошарок* в орному шарі ґрунту або під ним, який утворюється внаслідок тиску площини робочих органів ґрунтообробних агрегатів за час обробітці на одну і ту саму глибину. Сільськогосподарські культури досить чутливі до стану ґрунту, зокрема його щільності. За різними оцінками науковців, недобір урожаю на полях із проявом *плужної підшви* може сягати 30–40 %. *Переуцільнений ґрунт* різко знижує свою водопоглинальну здатність. Порушення газообміну в ґрунті, де значно перевищені показники його щільності, зумовлює зниження інтенсивності виділення вуглекислого газу на 20-40 %, що погіршує процес фотосинтезу і знижує урожайність. Крім того, відбувається погіршення мікробіологічної активності. Зростання *уцільнення ґрунту* негативно впливає на кореневу систему рослин. При щільності ґрунту на рівні 1,5 г/см³ до 80 % коренів сільськогосподарських культур розміщується у ґрунтовому шарі 5–10 см, а решта формується глибше 10-20 см. Особливо чутливі до наявності в ґрунті *плужної підшви* сільськогосподарські культури зі стрижневою

кореневою системою (соняшник, буряки цукрові та кормові, ріпак, соя). Переуцільнення ґрунту в орному шарі зумовлює зростання мичкуватості кореневої системи, що ускладнює перебіг фізіологічних процесів росту та розвитку сільськогосподарських культур. Рослини стають дуже чутливими до екстремальних метеорологічних умов - тимчасового прояву посухи чи перезволоження. Нестабільність водного режиму, відповідно, погіршує засвоєння елементів живлення рослинами (Медведев и др., 2004).

Макроструктура ґрунту

Значення структурного стану ґрунту (склад агрегатів певної форми, розміру та стійкості) може бути визначено в різних аспектах (Воронин, 1986):

- *ґрунтовий аспект* – структура несе відповідальність за збереження самого ґрунтового тіла при дії на нього зовнішніх факторів, які викликають ерозію (водну і вітрову), а також забезпечує фізичні умови для протікання внутрішніх ґрунтових процесів;

- *біологічний аспект* – структура зумовлює забезпеченість рослин, мікроорганізмів та ґрунтової фауни водою і повітрям, визначає температурний та газовий режим, фізичні умови розвитку корневих систем рослин і міграції живих організмів.

Елементарні ґрунтові частинки і мікроагрегати, взаємодіючи між собою, утворюють *педи*, або макроагрегати. Форма, розмір і структура агрегатів тісно пов'язані з гранулометричним і мікроагрегатним складом ґрунту та особливостями процесу ґрунтоутворення.

Зі структурою твердої фази ґрунту дуже тісно пов'язана структура її шпаринного простору і розподіл шпарин за розмірами. Треба зазначити, що саме у шпаринах відбуваються всі основні фізичні, хімічні та біологічні процеси. У них створюються необхідні для рослин запаси вологи і міститься ґрунтове повітря. Шпаринами надходить вода у ґрунт і переміщується у ґрунтовій товщі. Велика інфільтраційна здатність ґрунтів сприяє зниженню або припиненню поверхневого стоку і, отже, призводить до зниження водної

ерозії ґрунтів. А тому збільшення розмірів агрегатів сприяє збереженню родючого шару ґрунту як від водної, так і від вітрової ерозії. Сприятливе (ДСТУ 4362:2004) співвідношення шпарин забезпечує оптимальні умови водного і повітряного режимів ґрунтів, сприяє надходженню в ґрунт необхідних кількостей кисню і видалення з ґрунту вуглекислого газу. Структура визначає механічні властивості ґрунтів, проростання насіння рослин, ріст і поширення в ґрунті коріння (Воронин, 1986; Медведев, 2008).

Для оцінки якості структури, перш за все необхідно знати *розподіл агрегатів за розмірами*. Однак для характеристики структурного стану ґрунтів не досить знати тільки розподіл агрегатів за розмірами в певний момент часу. Агрегати періодично утворюються, руйнуються і перебудовуються. Наприклад, свіжозоране поле може зберігати протягом деякого часу близьке до оптимального розташування агрегатів різного розміру з великими міжагрегатними шпаринами, які сприяють інфільтрації і аерації. Однак цей стан часто буває короткочасним, агрегати починають швидко розпадатися, через те, що ґрунт піддається впливу руйнівних сил, які виникають в результаті періодично повторюваних дощів і сухих проміжків часу. Багаторазове переміщення по полю сільськогосподарських машин, особливо важких, теж сприяє руйнуванню агрегатів на поверхні ґрунту та його ущільненню на певну глибину. Звичайно, ступінь таких змін структури ґрунту залежить від того, наскільки вона стійка щодо зовнішніх руйнівних сил (Воронин, 1986; Медведев, 2008).

Щоб оцінити стійкість агрегатів, їх зразки піддають впливу сил, які імітують це явище, яке, ймовірно, відбувається в ґрунтах в польових умовах. Ступінь стійкості оцінюють або за часткою маси початкового зразка, яка протистояла руйнуванню і зберегла свою фізичну цілісність, або за часткою, яка з'явилася в результаті руйнування, використовуючи при цьому довільні, але відтворювані критерії (наприклад, масу агрегатів дрібніше 0,25 мм).

Однак поняття «стійкість агрегатів» найчастіше застосовують в зв'язку з руйнівним впливом води. У цьому випадку говорять про водостійкість

Таблиця 2.5. Оцінка стану ґрунтової структури середньо- та важкосуглинкових ґрунтів.

Вміст агрегатів 0,25-10,0 мм, %		Оцінка структурного стану
повітряно-сухих	водотривких	
> 80	> 70	Відмінний
80-60	70-55	Добрий
60-40	55-40	Задовільний
40-20	40-20	Незадовільний
< 20	< 20	Поганий

агрегатів. Методика «мокрого» просіювання використовує ті ж самі набори сит зі стандартними розмірами отворів. Як показник стійкості агрегатів іноді використовують різницю між середньозваженими діаметрами агрегатів, отриманих в результаті сухого та «мокрого» просіювання. Існують і окремі оцінки якості ґрунтів лише за «мокрим» просіюванням ґрунту (табл. 2.5).

Для ґрунтів сільськогосподарського використання важливою є так звана «агрономічно цінна» структура, в якій механічно міцні, водостійкі та пористі агрегати представлені зернистими і дрібно грудкуватими педами. Умовно прийнято, що розмір цих агрегатів коливається в межах від 10 мм до 0,25 мм (Воронин, 1986; Медведєв, 2002; Медведєв, 2008). Саме цей критерій використовують в сучасній оцінці структури в Україні (табл. 2.5).

Однак є окремі результати досліджень, які показують, що, за винятком незначного збільшення обсягу дуже великих шпарин, фізичні властивості практично не змінюються зі зростанням розміру агрегатів більш, ніж 5 мм, а самі агрегати в діапазоні 5-10 мм характеризуються незначною міцністю і дуже слабкою водостійкістю. А тому можливо прийняти за агрономічно цінні агрегати педи, які мають розмір від 5 мм до 0,25 мм. Це, до речі, обумовлює їх рівномірніше упакування при оранці і, зрештою, призводить до створення орного горизонту з оптимальною структурою шпаринного обсягу, що поєднує порівняно великі між агрегатні шпарини, через які відбувається фільтрація води та газообмін, зі значним обсягом середніх за розмірами шпарин, які, в основному, утримують і проводять ґрунтову вологу. Механічна міцність агрегатів і їх водостійкість сприяє збереженню цього

співвідношення шпарин у часі під впливом погодних умов та сільськогосподарського використання (Воронин, 1986).

Показники структури є досить інформативним показником, щодо здатності ґрунту протистояти екстремальним зовнішнім впливам – поверхневому стоку, спричиненого зливами, таненням снігу та сильними вітрами. Зокрема, *протиерозійна стійкість ґрунту* напряду пов'язана із середньозваженим діаметром водотривких агрегатів і розраховується на основі «мокрого» просіювання ґрунту (Світличний, Чорний, 2007). *Протиідефляційна стійкість* чорноземних і каштанових ґрунтів України повністю залежить від вмісту агрегатів більше 1 мм при сухому просіюванні (так звана «грудкуватість») (Письменний, 2008).

Засобами попередження фізичної деградації (зростання щільності та погіршення макро структури) ґрунтів є (Медведев, 2013):

- мінімізація механічного впливу на ґрунт аж до повної відмови від обробки, тобто впровадження технології «no-till»;
- виконання заходів високої культури землеробства, мета якої є у підтриманні бездефіцитного балансу гумусу, біофільних елементів і зберігання агрономічно цінної структури.

Виконання першої вимоги пов'язані зі зменшенням глибини обробітку, впровадженням мінімального обробітку та «no-till», скороченням кількості культиваций та боронувань посівів, нормування механічного навантаження на ґрунт, впровадження машинно-тракторних агрегатів з пневматично широкими колесами тощо.

Реалізація другої вимоги пов'язана з поширенням систем «зберігаючого», «адаптивного», «органічного» та «точного» землеробства, що супроводжується впровадженням бобових культур, однорічних і багаторічних трав, внесенням у ґрунт органічних добрив та рослинних решток.

Ґрунтово-ґідрологічні критерії

Властивості ґрунтів, зокрема гранулометричний склад і вміст органічної речовини визначають цілу низку ґрунтово-ґідрологічних констант, зокрема, *найменшу (польову) вологість (НВ), вологість в'янення (ВВ) та діапазон активної вологи (ДАВ)*. Останній показник є кількісною оцінкою здатності ґрунту утримувати продуктивну вологу в ґрунті в діапазоні від НВ до ВЗ, тобто здатністю ґрунту забезпечувати вологою рослину:

$$\text{ДАВ} = \text{НВ} - \text{ВВ} \quad (2.1)$$

НВ – це максимальна кількість вологи, що залишається у ґрунті після її зволоження до повної вологомісткості та стікання гравітаційної вологи і в реальних польових умовах спостерігається дуже короткий час лише після рясного дощу або сніготанення. НВ є верхньою межею здатності ґрунту утримувати продуктивну вологу. Данні щодо НВ отримуються в умовах відсутності підпору ґрунтових вод у нижніх шарах ґрунту.

Експериментальні дані щодо НВ для орних ґрунтів України, наведені у монографії (Медведев и др., 2011). Вони показують, що діапазон змін НВ коливається в межах 14-30 % від маси ґрунту і має певну залежність цієї ґрунтово-ґідрологічної константи від гранулометричного складу ґрунту. У піщаних і супіщаних ґрунтах Полісся спостерігаються мінімальні значення НВ – 13-14 %, а в суглинкових та глинистих ґрунтах Степу та Лісостепу значення НВ максимальні – більш ніж 30 %. В той же час, автори відмічають, що певна залежність цього показника існує не тільки від гранулометричного складу, а і від щільності ґрунту, вмісту гумусу, структурованості тощо. А тому максимальні значення НВ в Україні мають суглинкові та глинисті чорноземи північного Степу та Лісостепу, які є найбільш гумусованими ґрунтами України. За профілями головних типів ґрунтів України спостерігається, як правило, зменшення НВ з поверхні вглиб ґрунту, що пов'язано зі змінами гранулометричного складу, вмісту гумусу, щільності тощо.

Що стосується ВВ, то ця ґрунтово-гідрологічна константа характеризує нижню межу вмісту продуктивної вологи в орних ґрунтах. При цій величині вологості припиняється рух вологи в ґрунті, а у рослин з'являються перші ознаки в'янення. Узагальнення даних щодо ВВ для ґрунтів України показали (Медведев и др., 2011), що ця величина змінюється від 3 % до 18 % від маси ґрунту. Також спостерігається тісний зв'язок між цим показником і вмістом у ґрунтах фізичної глини та мулу. А тому найменші величини ВВ зафіксовані на піщаних і супіщаних ґрунтах, зокрема у Поліссі (менші ніж 6 %), а найбільші у середньо- та важкоглинкових ґрунтах на південному сході України та у Степу (більше, ніж 12 %), а ґрунти Лісостепу займають проміжне положення (Лактионова и др., 2007; Медведев и др., 2011).

А отже, показник ДАВ, як різниця між НВ та ВВ, в першу чергу, залежить від гранулометричного складу ґрунту, тому що і НВ, і ВВ синхронно зростають або зменшуються із зростанням або зменшенням вмісту фізичної глини. Інші властивості ґрунту (щільність ґрунту, вміст гумусу, параметри структури) мають другорядне значення. Водночас, цей параметр показує на здатність ґрунту утримувати продуктивну вологу і може використовуватися для порівняння між собою різних ґрунтів щодо цієї властивості (Лактионова и др., 2007; Медведев и др., 2011). Згідно з узагальненнями в цитованій вище монографії потенційна здатність українських орних ґрунтів забезпечувати рослину продуктивною вологою у гумусовому горизонті змінюється від 7 до 30 %. Верхня межа цього діапазону ДАВ може вважатися оптимальним значенням і бути еталоном для оцінок якості ґрунтів саме з цих позицій.

Приклад оцінки якості ґрунту за морфологічними ознаками, агрофізичними та водно-фізичними показниками

Оцінемо якість чорнозему південного слабкоеродованого за морфологічними, фізичними та водно-фізичними властивостями, дані про який наведено у таблиці 2.6. Як видно з опису розрізу потужність гумусового

горизонту(H+Np) складає 45 см, що згідно з приведеними вище критеріями є задовільною характеристикою для використання при вирощуванні сільськогосподарських культур. Згідно опису профілю видно, що ґрунт немає ніяких ознак оглеєння у профілі, що робить його, (згідно табл. 2.1) найбільш сприятливим з цих позицій для використання у рільництві. Вміст фізичної глини (55-57 %) відносить ці ґрунти до важкосуглинкових. Такий гранулометричний склад ґрунту є оптимальним для вирощування більшості польових культур Степу України – озимої пшениці, ярого ячменю, кукурудзи, соняшнику тощо (табл. 2.2 та 2.3). Важкосуглинковим ґрунтам притаманні високі значення питомого опору (більш ніж $0,60 \text{ кг}\cdot\text{с}/\text{см}^2$), що вимагає застосування енерговитратних тракторів та витрат великих коштів на паливо та паливно-мастильні матеріали.

Щільність в гумусовому горизонті складає $1,21 \text{ г}/\text{см}^3$, що є оптимальним значенням, згідно приведеною вище групування і, в цілому, попадає у значення оптимального діапазону щодо щільності при вирощуванні основних сільськогосподарських культур (табл. 2.4). До кореневмісного шару ґрунту відноситься і верхній перехідний горизонт Np, де щільність сягає $1,32 \text{ г}/\text{см}^3$, що в цілому попадає в значення оптимального діапазону для вирощування більшості сільськогосподарських культур (але за винятком кукурудзи та цукрового буряку). Ґрунт в нижньому перехідному горизонті та у материнській породі відноситься до категорії «дуже щільного» і є вищим за оптимальні значення, але там не буде знаходитися основна маса коріння сільськогосподарських рослин (можливо, за виключенням соняшнику), які вирощуються на цих ґрунтах.

Що стосується макроструктури гумусового шару ґрунту, то вона близька до оптимальної тому, що її кількісні параметри попадають, згідно з існуючими оцінками (табл. 2.5), у категорію «відмінна», щодо вмісту агрономічно цінних агрегатів 0,25-10 мм та «добра» щодо вмісту водотривких агрегатів.

Таблиця 2.6. Морфологічні, фізичні та водно-фізичні властивості чорнозему південного важкосуглинкового слабкоеродованного (землі Навчально-наукового виробничого центру МНАУ, Миколаївський район Миколаївської області, N 46°53'41,7", E 031°40'37").

Генетичні горизонти та їх потужність, см	Опис	Вміст <0,01 мм, %	Щільність складання, г/см ³	Загальна шпаруватість, %	Вміст агрегатів 0,25 -10 мм при «сухому» просіванні, %	Вміст водотривких агрегатів 0,25 -10 мм, %	Вологість в'янення, %	Найменша волоємність, %
Н 0-28	Гумусовий горизонт, темно-сірий, свіжий, легко-глинистий, грудкувато-зернистий, рихлий, є коріння рослин, перехід поступовий. Верхній перехідний горизонт, темнувато-сірий з буруватим відтінком, свіжий,	56,86	1,21	47,52	82,96	63,53	12,3	26,1
Нр 29-45	слабко ущільнений, грудкувато-зернистий, зустрічаються гумусові затьоки, перехід поступовий. Нижній перехідний горизонт, палево-сірий з буруватим відтінком, грудкувато-	57,05	1,32	45,68	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.
Рhk 46-68	призматичний, свіжий, зустрічаються гумусові затьоки, ущільнений, скипає від НС1, перехід нерівномірний. Материнська порода –	56,12	1,38	44,58	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.
Рк 69-120	бурувато-палевий лес із включенням карбонатів у вигляді білозірки.	55,06	1,51	41,70	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.

Діапазон активної вологи складає 13,8 %, що удвічі менше, за оптимальні значення (приблизно 30 %). А, отже, чорнозем південний слабоеродований важкосуглинковий не здатний довго забезпечувати сільськогосподарські рослини вологою, що особливо небезпечно в умовах поганого природного зволоження на цій території.

Висновок. Чорнозем південний слабкоеродований важкосуглинковий щодо морфологічних ознак, агрофізичних та водно-фізичних показників у цілому придатний для вирощування більшості основних сільськогосподарських культур. Водночас, обробка важкосуглинкового ґрунту вимагає застосування енерговитратних тракторів та витрат великих коштів на паливо та паливно-мастильні матеріали, що пов'язано з високими значеннями питомого опору ґрунту. Існують деякі ризики щодо негативного впливу властивостей цих ґрунтів на ріст та розвиток сільськогосподарських культур, пов'язані з високою щільністю верхнього перехідного горизонту ґрунту. Але особливі високі ризики недобору урожаю сільськогосподарських культур пов'язані з низькою спроможністю ґрунту забезпечувати сільськогосподарські рослини вологою, що особливо небезпечно під час довготривалих бездощових періодів.

2.3. Хімічні та агрохімічні показники

Вмісту гумусу

Гумус суттєво впливає на поживні властивості ґрунту тому, що у ньому міститься до 98 % ґрунтових запасів азоту, до 60 % фосфору та до 80 % сірки ґрунту, а також вітаміни та стимулятори росту. Вміст гумусу позитивно впливає на теплові властивості ґрунту, тому що темно забарвлений ґрунт має мінімальне альbedo, швидше прогрівається і гарно транспортує тепло вниз по ґрунтовому профілю. Щодо фізичних властивостей ґрунтів, то наявність високого вмісту гумусу зменшує щільність ґрунту і збільшує його шпаруватість. Ґрунти з високим вмістом гумусу стійкіші до антропогенного

Таблиця 2.7. Групування ґрунтів за вмістом гумусу (згідно ДСТУ 4362:2004)

Вміст гумусу	Показник, %
Дуже низький	< 1,1
Низький	1,1-2,0
Середній	2,1-3,0
Підвищений	3,1-4,0
Високий	4,1-5,0
Дуже високий	> 5,0

переуцільнення, а це, в свою чергу, позитивно впливає на мікробіологічну діяльність, ріст і розвиток корневих систем сільськогосподарських рослин. Ще одним наслідком високої шпаруватості високогумусних ґрунтів є гарний водний режим, що проявляється у високій водопоглинальній здатності ґрунту, що зменшує небезпеку ерозії. Існує групування ґрунтів за вмістом гумусу, визначеним за методикою Тюріна в сучасній модифікації (табл. 2.7).

Вміст гумусу у ґрунтах України підпорядкований певній зональності, обумовленій типом ґрунтоутворення та гранулометричним складом ґрунтів. Гумусованість верхнього генетичного горизонту збільшується від дерново-підзолистих та буроземних ґрунтах у Поліссі та в Карпатах (1,1-1,2%), до лісостепових типових чорноземів і степових звичайних чорноземів (4,0-6,0%), а далі зменшується до чорноземів південних і солонцюватих каштанових та темно-каштанових ґрунтів (2,0-3,0 %). Це спричинено зміною рослинно-кліматичних умов ґрунтоутворення, гранулометричному складу та характеру ґрунтоутворних порід. Ареал найвищого вмісту (5,5-6,0 %) включає чорноземи типові і звичайні середньогумусні важкосуглинкові і глинисті, які розташовані смугою з південного заходу на північний схід і схід (північ Одеської та Миколаївської області, Кіровоградська область, Полтавська область, Харківська область, північ Донецької та Луганської областей).

Згідно з Державним стандартом «Показники родючості ґрунтів» (2004) для озимої пшениці, ярого ячменю, цукрового буряку, кукурудзи на зерно, соняшнику вимоги до вмісту гумусу дуже однотипні – оптимальний вміст

гумусу для цих культур повинен бути більший за 3.5 %. Для цих культур за вмістом гумусу незадовільні умови мають місце лише у ґрунтах піщаного і супіщаного гранулометричного складу Полісся, сильно еродованих степових та лісостепових ґрунтах та у темно-каштанових і каштанових ґрунтах Сухого Степу. На решті території країни, вміст гумусу у ґрунтах знаходиться в оптимальному та допустимому діапазонах щодо забезпечення вирощування вище перелічених сільськогосподарських культур. Стосовно жита, вівса, льону та картоплі, які не мають виключно великих вимог до вмісту гумусу у ґрунті, з цієї точки зору, майже вся територія України придатна для їх вирощування, але нижньою межею для забезпечення успішного вирощування цих культур згідно ДСТУ 4362:2004, визначена величина у 3,0 % вмісту гумусу.

Водночас, очевидно, що, чим бідніший ґрунт органічною речовиною, тим повніше гумус буде впливати на врожайність сільськогосподарських культур, але при вмісті гумусу більш ніж 3,5-4,0 % зв'язок «урожайність»-«вміст гумусу» слабшає. А подальше збільшення вмісту гумусу (до 5.0-7.0 %) не супроводжується однозначним збільшенням врожайності (Бацула, 1987). Серед науковців також існує думка, що занадто високий вміст гумусу у ґрунті (більше ніж 6 %), окрім загального позитивного впливу на ґрунт, одночасно може знижувати доступність деяких елементів живлення для сільськогосподарських рослин (Медведев, Плиско, 2006). Цей факт знайшов відображення у деяких системах бонітування ґрунтів, де верхньою межею оптимального значення вмісту гумусу у ґрунті визначається 3,0-4,0 %. (Медведев, Плиско, 2006).

Але при розрахунку агрохімічного та еколого-агрохімічного балу земельної ділянки за матеріалами ґрунтово-агрохімічної паспортизації земель оптимальним значенням вмісту гумусу пропонується величина у 6,2 % (Методика..., 2013). Така ж сама величина рекомендується в якості оптимального значення і в методиці бонітування ґрунтів за Сірим (Серый и др., 1986).

Що стосується змін вмісту гумусу у часі, то практично по всій території України спостерігається зменшення вмісту гумусу в орному шарі ґрунтів сільськогосподарського призначення. Цей процес має назву *дегуміфікація*, причиною якої є відносно невеликі обсяги внесення мінеральних (особливо, азотних) добрив та надзвичайно низькі норми органічних добрив (до 3-5 т/га в рік, у перерахунку на підстилковий гній), а також нераціональна структура посівних площ, зокрема відсутність в ній багаторічних та однорічних трав, а також відносно невеликі площі, що займають бобові культури. Тотальна дегуміфікація підтверджується не тільки прямими визначеннями вмісту гумусу у ґрунті, а і розрахунками *балансу ґрунту*. Такі розрахунки показують на істотно дефіцитний баланс гумусу в умовах сучасного українського землеробства. Щорічна мінералізація гумусу та його втрата з ґрунту внаслідок ерозійних процесів не компенсується новоутворенням гумусу («гуміфікацією») з рослинних решток та органічних добрив. Кількісні оцінки гумусового балансу показують, що протягом останніх 30-40 років він був гостродефіцитним і коливався в межах -0,6- -0,7 т/га (Господаренко, 2015).

Ситуація може бути виправлена впровадженням раціональних сівозмін з багаторічними травами та бобовими культурами, а також внесенням великих норм органічних добрив.

Вміст рухомих форм азоту

Азот є основним біогенним елементом, що входить до складу білкових речовин, а також ліпоїдів, хлорофілу, алкалоїдів, різних ферментів тощо. Вміст азоту в рослинних білках досягає інколи 20 %. У сухій речовині рослин вміст азоту коливається у межах 0,4-3 %. Найбільше його в насінні зернових і зернобобових – 1,5-5,0 %, тоді як у соломі злакових рослин лише 0,4-0,6 %. Головні проблеми азотного живлення сільськогосподарських культур полягають у (Господаренко, 2010):

- неспроможності більшості рослин використовувати азот з атмосфери, що є основним резервуаром азоту в біосфері (виняток – бобові культури, які за допомогою бульбочкових бактерій здатні фіксувати атмосферний азот);

- в гірських породах вміст азоту дуже малий, а тому в ґрунтах вкрай обмежені запаси мінерального азоту;

- в умовах сучасного землеробства як ґрунтовий азот, так і азот добрив використовується вкрай нераціонально: великі обсяги цього елемента попадають в атмосферу та вилуговуються в поверхневі і підземні води.

Головним джерелом азотного живлення рослин є аніони азотної кислоти (NO_3^-) та катіони амонію (NH_4^+), яких у ґрунті міститься мало – лише 1 % від загальної кількості азоту, який практично повністю акумульований в різних формах органічних сполук, що входять до складу гумусу, рослинних решток, мікроорганізмів тощо. В залежності від умов ґрунтоутворення та антропогенної діяльності запаси азоту в орному шарі ґрунтів України коливаються у межах 2-8 т/га, а у метровому шарі – 4-30 т/га (Господаренко, 2010). Весь азотний фонд ґрунту поділяються на наступні фракції азоту, які використовуються як критерії оцінки родючості ґрунтів, а саме:

- *мінеральний азот* – основне джерело азотного живлення рослин, до складу якого входять нітрати та обмінний амоній, які характеризують забезпеченість рослин азотом ґрунту на момент визначення;

- *азот, що легко гідролізується* – найближчий резерв для поповнення мінерального азоту і складається з нітратів, нітритів, амонію, амідів, амінокислот, аміноцукорів, вміст яких у ґрунті показує на потенційне забезпечення азотом рослин протягом всього періоду вегетації;

- *азот, що важко гідролізується* – становить основну частину валового азоту ґрунту і є резервом забезпечення ґрунту мінеральним азотом;

- *азот, який не гідролізується* – азот, який практично не бере участі в азотному живленні рослин у ґрунті (гумінові кислоти, гуміни, азот сполук, які міцно зв'язані з мінеральною частиною ґрунту тощо).

Таблиця 2.8. Групування ґрунтів за вмістом гідролізованого азоту, нітрифікаційної здатності ґрунту та вмістом мінерального азоту

Ступінь забезпеченості	Вміст гідролізованого азоту, N, мг/кг		Нітрифікаційна здатність (за Кровцовим) мг/100 г ґрунту	Мінеральний азот (NH ₄ +NO ₃)
	за Тюрніним-Коновою	за Корнфілдом		
Дуже низький	< 30	< 100	< 0,5	< 1,0
Низький	30-40	100-150	0,5-0,8	1,1-1,5
Середній	40-50	150-200	0,8-1,5	1,6-2,4
Підвищений	50-70	> 200	1,5-3,0	2,5-3,0
Високий	70-100	-	3,0-6,0	>3,0

В діагностиці азотного стану ґрунту для використання при вирощуванні сільськогосподарських культур до уваги беруть або азот мінеральних сполук, або азот, який легко гідролізується. Непрямим показником потенційного забезпечення ґрунту нітратами є так звана «нітрифікаційна здатність ґрунту».

Згідно з Державним стандартом (ДСТУ 4362:2004) існує класифікація забезпеченості ґрунту азотом, що легко гідролізується, мінеральним азотом та його здатності до нітрифікації (табл. 2.8). Водночас, виключна мінливість азотного режиму ґрунту у просторі та часі, не дозволяє провести точну діагностику забезпечення ґрунту мінеральним азотом та азотом, що легко гідролізується і визначити оптимальні показники параметрів азотного режиму для вирощування певних сільськогосподарських культур.

Нестача азоту в ґрунті компенсується внесенням азотних та органічних добрив, а також впровадження у сівозміни бобових сільськогосподарських культур.

Існують певні закономірності в просторових і часових змінах показників азотного режиму. Зокрема вміст мінерального азоту залежить в ґрунті від вмісту гумусу і змінюється від нуля до 2 % від загального вмісту азоту. Водночас, частка нітратного азоту в складі мінерального залежить певним чином від типу ґрунту. В малородючих ґрунтах Полісся і Прикарпаття частка нітратного азоту складає 20-30 %, але на високих агрономічних фонах, особливо при внесенні азотних та органічних добрив, досягає 40-80 %. У

чорноземах і каштанових ґрунтах частка нітратів в мінеральному азоті в порівнянні з дерново-підзолистими та бурими лісовими ґрунтами зростає, але однозначної залежності із загальним вмістом азоту не спостерігається (Господаренко, 2010).

Щодо динаміки вмісту нітратів впродовж року, то згідно (Господаренко, 2010) спостерігається два максимуму – весною та восени. Враховуючи, що вміст амонійного азоту впродовж року практично не змінюється, то синхронно з вмістом нітратів впродовж року змінюється і вміст всього мінерального азоту.

Вміст рухомого фосфору

Фосфор є одним з головних показників родючості ґрунтів. З ним тісно пов'язаний розвиток кореневої системи, її поглинальна здатність, процес синтезу білку, інтенсивність фотосинтезу, продуктивність рослин та якість сільськогосподарської продукції.

Головне джерело рухомого фосфору для рослин у природних умовах – солі ортофосфорної кислоти (H_3PO_4), яка може дисоціювати на три рухомих аніони: $H_2PO_4^-$, HPO_4^{3-} , PO_4^{3-} , які і споживаються кореневими системами рослин. Вміст солей, що містять фосфор у ґрунтах регулюється мінералогічним складом материнської породи та гранулометричним складом ґрунту, а також деякими іншими важливими параметрами, зокрема, вмістом гумусу (в ньому міститься до половини фосфорних сполук ґрунту), реакцією ґрунтового розчину, що впливає на розчинність солей ортофосфорної кислоти, складом колоїдного комплексу (фосфати кальцію і магнію більш доступні рослинам, ніж фосфати інших металів) тощо (Носко, 2001). Дуже своєрідна диференціація рухомого фосфору у профілі ґрунтів: у більшості ґрунтів з вираженим елювіально-ілювіальним профілем є два максимуму його вмісту – у гумусовому та ілювіальному горизонтах. У солонцюватих ґрунтах, які мають ті ж горизонти, максимальний вміст фосфору спостерігається лише у верхній частині гумусового горизонту. Нерідко на природні закономірності розподілу фосфору в ґрунті сильно впливають

Таблиця 2.9. Групування ґрунтів за вмістом рухомого фосфору (згідно ДСТУ 4362:2004)

Вміст рухомого фосфору	За методом		
	Кірсанова	Чирікова P ₂ O ₅ , мг/кг ґрунту	Мачігіна
Дуже низький	< 26	< 21	< 11
Низький	26-50	21-50	11-15
Середній	51-100	51-100	16-30
Підвищений	101-150	101-150	31-45
Високий	150-250	151-200	46-60
Дуже високий	> 250	> 200	> 60

антропогенні фактори. Зокрема, в зонах довготривалого вирощування цукрового буряку (Лісостеп) спостерігається надзвичайно високий вміст фосфору, що пов'язано з багаторічним внесенням високих норм фосфорних добрив (Медведев, Плиско, 2006).

Групування за вмістом рухомих форм фосфору виконано з врахуванням усіх трьох методик (табл. 2.9). Що стосується просторового розподілу рухомих форм фосфору в ґрунтах сільськогосподарських угідь України, то вони мають тенденцію до збільшення від дерново-підзолистих, бурих гірсько-лісових, буроземно-підзолистих до опідзолених лісостепових, чорноземів типових, звичайних і південних, а далі зменшується до темно-каштанових і каштанових ґрунтів. Зокрема, дерново-підзолисті ґрунти Полісся та бурі гірсько-лісові ґрунти Карпат мають низький та дуже низький вміст рухомого P₂O₅ (<15 мг/кг ґрунту за методом Мачігіним). Слабко підзолисті лісостепові ґрунти (темно-сірі, чорноземи опідзолені) – середній та підвищений вміст (16-45 мг/кг ґрунту за методом Мачігіна). Чорноземи типові майже на всій території Лісостепу відрізняються підвищеним та високим умістом рухомих форм фосфору (31-60 мг/кг ґрунту за методом Мачігіна). Близьку забезпеченість до них мають чорноземи звичайні і південні. Забезпеченість рухомим фосфором у темно-каштанових і каштанових ґрунтів відповідає градації – середня забезпеченість (16-30 мг/кг ґрунту за методом Мачігіна) (Медведев, Плиско, 2006). Залежність

Таблиця 2.10. Оптимальні параметри вмісту рухомого фосфору і обмінного калію в основних типах ґрунтів України (орний шар) (ДСТУ 4362:2004).

Ґрунти	Культури	Вміст поживних речовин, мг/кг ґрунту(за Чиріковим)	
		P ₂ O ₅	K ₂ O
Полісся			
Дерново-підзолисті	Пшениця озима	150-170	130-160
	Ячмінь яровий	110-140	100-110
Світло-сірі та сірі лісові	Ячмінь яровий	-	110-130
Лісостеп			
Чорноземи опідзолені та темно-сірі лісові	Пшениця озима	110-140	100-130
Чорноземи типові	Соняшник	100-110	120-140
	Пшениця озима	130-150	120-160
	Кукурудза не зерно	140-150	130-150
	Цукрові буряки	160-180	160-180
Степ			
Чорноземи звичайні	Пшениця озима	110-130	150-160
	Кукурудза не зерно	100-110	
	Соняшник	70-100	
Чорноземи південні	Пшениця озима	110-140	130-170
	Ячмінь яровий	120-130	150-160
Темно-каштанові	Пшениця озима	110-140	140-170

забезпеченості ґрунтів рухомим фосфором від генетичних особливостей ґрунтів порушується регіональними особливостями ґрунтового покриву. Зокрема, під впливом ерозійних процесів у всіх слабоеродованих ґрунтів вміст фосфору зменшується на 12-25 %, а у середньо - і сильноеродованих - на 28-55 % у порівнянні з не еродованими ґрунтами.

Що стосується еталонного (оптимального) вмісту рухомих форм фосфору, то вони визначені у таблиці 2.10. Згідно з Державним стандартом (ДСТУ 4362:2004), оптимальний вміст рухомого фосфору для головних ґрунтів України, в залежності від сільськогосподарських культур, коливається у межах 70-180 мг/кг ґрунту (скоріш за все, ця оцінка зроблена за методикою визначення рухомого фосфору за методом Чирікова). Пересічно оптимальний вміст у всіх ґрунтах приблизно дорівнює 120-130 мг/кг ґрунту.

При бонітуванні ґрунтів та інших комплексних оцінках родючості ґрунтів за еталонний (оптимальний) вміст рухомих форм фосфору приймається:

- при бонітуванні за методикою Медведева-Плиско (2006) в шарі 0-40 см 175 мг/кг ґрунту (при визначенні вмісту рухомого фосфору за Чиріковим) для озимої пшениці, озимого жита, вівса, ярого ячменю, льону та 200 мг/кг ґрунту для кукурудзи на зерно, цукрового буряку, соняшнику та картоплі;
- при бонітуванні за методикою Сірого при визначенні вмісту рухомого фосфору за Кірсановим – 250 мг/кг ґрунту, за Чиріковим – 200 мг/кг ґрунту, Мачігіним – 40 мг/кг ґрунту (Серый и др., 1986);
- при розрахунках агрохімічного та еколого-агрохімічного балу земельної ділянки при визначенні вмісту рухомого фосфору за Кірсановим – 200 мг/кг ґрунту, за Чиріковим – 200 мг/кг ґрунту, за Мачігіним – 60 мг/кг ґрунту (Методика..., 2013);
- при бонітуванні за методикою ДП «Головний науково-дослідний та проектний інститут землеустрою» при визначенні вмісту рухомого фосфору за Кірсановим – 260 мг/кг ґрунту, за Чиріковим – 200 мг/кг ґрунту, за Мачігіним – 60 мг/кг ґрунту (Методические рекомендации..., 1993).

Нестача в ґрунті рухомих форм фосфорних сполук повинно компенсуватися внесенням фосфорних та органічних добрив.

Вміст рухомого калію

Калій у рослині перебуває в іонній формі й не входить до складу органічних сполук клітин. Одночасно калій є тим елементом живлення, який визначає якість продукції. Зокрема під впливом калію підсилюється нагромадження крохмалю в бульбах картоплі, сахарози в цукровому буряку та моноцукрів у низці плодових та овочевих культур. Калій підвищує холодостійкість і зимостійкість рослин (у результаті збільшення осмотичного тиску клітинного соку), стійкість рослин до грибкових і бактеріальних хвороб тощо. Рослини споживають калій у вигляді катіону K^+ .

Вміст *валового (або загального) калію* (у перерахунку у K_2O) у різних ґрунтах коливається від 0,5 до 3 %. Калій міститься у:

- органічних речовинах ґрунту (рослинних рештках та мікроорганізмах);
- ґрунтових первинних і вторинних мінералах (польові шпати, слюди, іліти, монтморилоніти тощо);
- складі водорозчинних солей мінеральних (карбонатів, нітратів, хлоридів) та органічних кислот, а також у ґрунтовому розчині (*водорозчинний калій*);
- складі ГПК (*обмінний калій*).

Останні дві складових калійного фонду ґрунту називається *рухомим калієм*, який складає не більше 0,5-2,0 % від валового. Рухомий калій є найбільш популярним показником забезпеченості рослин цим поживним елементом і визначається за кількома методиками (Кірсанова, Чирікова або Мачігіна) (Господаренко, 2010). Існує групування українських ґрунтів за вмістом рухомого калію (табл. 2.11).

Важкі глинисті і суглинкові ґрунти більше містять калію, ніж піщані і супіщані. У більшості суглинкових ґрунтів калію утримується 2,0-2,5 %, тобто значно більше, ніж азоту і фосфору. Загальний запас K_2O в орному шарі ґрунту 50-75 т на 1 га, але основна частина калію (98-99 %) знаходиться в ґрунті у виді сполук, нерозчинних і малодоступних для рослин. Найбільша кількість рухомого калію знаходиться у ґрунтах Степу (150-250 мг/кг), менше (70-180 мг/кг) – у Лісостепу і найменша (40-80 мг/кг) – ґрунтах Полісся. Ареали недостатнього забезпечення рухомим калієм і високої ефективності калійних добрив розташовані на ґрунтах, в яких 70-80 % знаходиться піщаних і крупнопилуватих фракцій. Вони розміщені в зонах Полісся, Закарпаття, Карпат, Прикарпаття. Це сильно і слабо опідзолені ґрунти, які сформовані на піщаних породах та легкосуглинкових лесових породах (Медведєв, Плиско, 2006).

Таблиця 2.11. Групування ґрунтів за вмістом рухомого калію

Вміст обмінного калію	За методом		
	Кірсанова	Чирікова K ₂ O, мг/кг ґрунту	Мачігіна
Дуже низький	< 41	< 21	< 51
Низький	41-80	21-40	51-100
Середній	81-120	41-80	101-200
Підвищений	121-170	81-120	201-300
Високий	171-250	121-180	301-400
Дуже високий	> 250	> 180	> 400

За вимогами до калійного живлення основні культури розділяються на дві групи: 1) озима пшениця, жито, ячмінь, овес, кукурудза, льон; 2) цукровий буряк, соняшник, картопля. Культури другої групи безумовно вимогливіші до вмісту у ґрунті K₂O.

Оптимальні параметри вмісту рухомого калію (за Чиріковим) в основних типах ґрунтів України для різних культур, згідно ДСТУ 4362:2004, приведені у таблиці 2.10 і знаходяться в межах 100-170 мг/кг.

При бонітуванні ґрунтів України та інших комплексних оцінках родючості ґрунтів за еталонний (оптимальний) вміст рухомих форм калію приймається:

- при бонітуванні за методикою Медведєва-Плиско (2006) в шарі 0-40 см це 150 мг/кг ґрунту (при визначенні вмісту рухомого калію за Чиріковим) для озимої пшениці, озимого жита, вівса, ярого ячменю, кукурудзи на зерно та льону та 180 мг/кг ґрунту для цукрового буряку, соняшнику та картоплі;
- при бонітуванні за методикою Сірого при визначенні вмісту рухомого калію за Кірсановим – 170 мг/кг ґрунту, за Чиріковим – 200 мг/кг ґрунту, Мачігіним – 400 мг/кг ґрунту (Серый и др., 1986);
- при розрахунку агрохімічного та еколого-агрохімічного балу земельної ділянки при визначенні вмісту рухомого калію за Кірсановим – 220 мг/кг ґрунту, за Чиріковим – 180 мг/кг ґрунту, за Мачігіним – 400 мг/кг ґрунту (Методика..., 2013);

- при бонітуванні за методикою ДП "Головний науково-дослідний та проектний інститут землеустрою» при визначенні вмісту рухомого калію за Кірсановим – 170 мг/кг ґрунту, за Чиріковим – 200 мг/кг ґрунту, за Мачігіним – 400 мг/кг ґрунту (Методические рекомендации..., 1993).

Нестача в ґрунті рухомих форм калійних сполук компенсується внесенням калійних мінеральних добрив.

Вміст рухомої сірки

Сірка є важливішим елементом живлення, яка входить до складу рослинних білків, амінокислот, вітамінів, ферментів. Недобір сірки з ґрунту веде до зменшення активності біологічних процесів у рослині, в результаті чого падає врожайність сільськогосподарської культури. При нестачі сірки затримується синтез білків, у рослині накопичується азот у вигляді нітратів. Сірка покращує смакові і ароматичні якості деяких рослин (цибуля, часник), збільшує стійкість сільськогосподарських культур до хвороб і шкідників. Сільськогосподарські культури, з точки зору споживання сірки, можна поділити на три групи: великого споживання (> 50 кг/га) – ріпак, капустяні; середнього (20-50 кг/га) – багаторічні трави, зернобобові, цукровий та кормовий буряк; помірного (< 20 кг/га) – зернові, трави, кукурудза, картопля. Рослини засвоюють сірку у вигляді іонів SO_4^{-2} (Господаренко, 2010).

У ґрунті сірка знаходиться в основному у складі органічних сполук, які представлені рослинними рештками і гумусом (до 80-90 % від валового вмісту сірки в ґрунті). У результаті діяльності мікроорганізмів у ґрунті постійно протікають процеси трансформації сірки та перетворення між органічними і неорганічними сполуками сірки. Сульфатна форма сірки утворюється як побічний продукт в процесі мінералізації органічної речовини ґрунту, що протікає за участю мікроорганізмів. Одночасно іде процес іммобілізації, тобто включення сульфатної форми сірки в мікробну біомасу ґрунту.

Таблиця 2.12. Групування ґрунтів за вмістом рухомих сполук сірки (Господаренко, 2015)

Ступінь забезпеченості	Вміст, мг/кг
Дуже низький	< 3
Низький	3-6
Середній	6-9
Підвищений	9-12
Високий	12-15
Дуже високий	>15

Відносно невелика частина (10-20 %) від *валового (загального)* вмісту сірки в ґрунті знаходиться в неорганічній (*мінеральній*) формі. Мінеральна сірка представлена сульфатами і сульфітами кальцію, магнію та одновалентних катіонів (калію, натрію). Для рослин найбільш доступною є *рухома сірка*, яка представлена сульфатами та сульфітами одновалентних катіонів – Na_2SO_4 , K_2SO_4 , Na_2SO_3 та K_2SO_3 (Господаренко, 2010). Саме вміст рухомої сірки і є головним діагностичним показником забезпечення ґрунту цим елементом живлення.

Групування за вмістом у ґрунті рухомих сполук сірки представлені у таблиці 2.12.

При розрахунку агрохімічного та еколого-агрохімічного балу земельної ділянки оптимальним значенням для ґрунтів України визначена величина у 12 мг/кг ґрунту (Методика..., 2013).

Вміст рухомих форм мікроелементів

Для вирощування високих і сталих урожаїв сільськогосподарських культур поряд з макроелементами (азот, фосфор, калій, сірка) важливе значення мають мікроелементи живлення, особливо, *бор (В)*, *марганець (Mn)*, *мідь (Cu)*, *цинк (Zn)*, *кобальт (Co)*, *молібден (Mo)* та *залізо (Fe)*, тому, що вони беруть участь у різних, дуже важливих фізіологічних процесах, зокрема таких як:

- фотосинтез (Mn, Fe, Cu);
- дихання (Mn, Fe, Cu, Zn, Co);

- вуглеводний, жировий та білковий обміни, утворення органічних кислот і ферментів (Mn, Cu, Mo, Zn);
- процеси зв'язування вільного азоту (Mo, B, Mn, Fe);
- перетворення сполук азоту і фосфору (B, Zn, Cu, Mn, Mo);
- розвиток бульбочкових бактерій (Cu, Mo, B).

Мікроелементи часто виступають каталізаторами різних хімічних і біохімічних реакцій (Fe, Mn, Mo, Cu, Zn та ін.). Відомо також, що B, Cu, Co, Mo, Zn виконують специфічні функції в захисних морозостійких і засухостійких механізмах різних сільськогосподарських рослин (Господаренко, 2010).

Основним джерелом мікроелементів для рослин є ґрунт. Їх доступність визначають за наявності рухомих форм, які для міді, цинку, молібдену і кобальту становлять 5-15 % від валового вмісту, а для бору – 10-30 %. У порівнянні з макроелементами вміст мікроелементів у ґрунтах невисокий. Тому не всі ґрунти здатні повністю задовольнити потреби рослин у мікроелементах. Основною причиною дефіциту мікроелементів, насамперед, є їх слабка доступність для рослин.

Наприклад, більшість ґрунтів Полісся добре забезпечені марганцем і задовільно міддю (за винятком торф'яників), але вони мало містять бору, молібдену, цинку. Ґрунти Лісостепу багаті на марганець, достатньо забезпечені міддю, задовільно молібденом (за винятком кислих сірих лісових ґрунтів), погано забезпечені – бором і цинком. Закономірності розподілу мікроелементів у ґрунтах України обумовлені широкими природними властивостями самих елементів, мінералого-геохімічними особливостями ґрунтоутворних порід, фізико-хімічними характеристиками ґрунтів, ландшафтними і техногенними умовами. У ґрунтоутворних глинистих породах із високим умістом колоїдних фракцій і перетворенням мінералів монтморилонітового типу міститься максимальна кількість мікроелементів. Набагато менше їх у флювіогляціальних, піщаних і супіщаних відкладах та у карбонатних породах (Господаренко, 2010).

Таблиця 2.13. Групування ґрунтів за вмістом рухомих сполук мікроелементів, мг/кг (Методика..., 2013)

Ступінь забезпеченості	Мікроелемент					
	Mn*	Zn*	Cu*	Co*	Mo**	B***
Дуже низький	< 5,1	< 1,1	< 0,11	< 0,07	< 0,05	< 0,15
Низький	5,1-7,0	1,1-1,5	0,11-0,15	0,07-0,10	0,05-0,07	0,15-0,22
Середній	7,1-10,0	1,6-2,0	0,16-0,20	0,11-0,15	0,08-0,10	0,23-0,33
Підвищений	10,1-15,0	2,1-3,0	0,21-0,30	0,16-0,20	0,11-0,15	0,34-0,50
Високий	15,1-20,0	3,1-5,0	0,31-0,50	0,21-0,30	0,16-0,22	0,51-0,70
Дуже високий	>20,0	>5,0	>0,50	>0,30	>0,22	>0,70

Примітка. Екстракційний розчин: *ацетатно-амонійний з рН 4,8; **оксалатно-буферний з рН 3,3
***вода.

Таблиця 2.14. Групування ґрунтів за вмістом рухомих сполук мікроелементів, мг/кг (Методика..., 2013)

Забезпеченість	Вміст мікроелементів, мг/кг ґрунту					
	Mn	Cu	Zn	Co	Mo	B
Для культур невисокого виносу мікроелементів (зернові колосові, кукурудза, зернобобові, картопля)						
Низька	<5	<0,1	<1	<0,07	<0,05	<0,1
Середня	5-10	0,1-0,2	1-2	0,07-0,15	0,05-0,15	0,1-0,3
Висока	>10	>0,2	>2	>0,15	>0,15	>0,3
Для культур підвищеного виносу мікроелементів (коренеплоди, овочі, бобові та злакові трави, різнотрав'я, соняшник, сади і виноградники)						
Низька	<10	<0,2	<2	<0,15	<0,2	<0,3
Середня	10-20	0,2-0,5	2-5	0,15-0,30	0,2-0,3	0,3-0,5
Висока	>20	>0,5	>5	>0,30	>0,3	>0,5
Для культур високого виносу мікроелементів (всі культури при високому рівні землеробства – використання зрошення, великих норм мінеральних добрив, високо інтенсивних сортів тощо)						
Низька	<20	<0,5	<5	<0,3	<0,3	<0,5
Середня	20-40	0,5-1,0	5-10	0,3-0,7	0,3-0,5	0,5-1,0
Висока	>40	>0,1	>10	>0,7	>0,5	>1,0

Групування за вмістом рухомих мікроелементів у ґрунтах наведено в таблиці 2.13. Детальніше групування ґрунтів за вмістом рухомих мікроелементів з урахуванням особливостей споживання сільськогосподарськими культурами цих поживних речовин приведено в розрахунку агрохімічного та еколого-агрохімічного балу земельної ділянки (Методика..., 2013) (табл. 2.14).

Оптимальним значенням вмісту рухомих форм мікроелементів у ґрунтах України було визначено в методиці розрахунку агрохімічного та еколого-агрохімічного балу земельної ділянки (Методика..., 2013), а також у монографії (Теорія..., 2016). Для марганцю ця величина дорівнює 21 мг/кг

Таблиця 2.15. Визначення типу засолення за аніонним складом водної витяжки (Інструкція..., 2002)

Тип (хімізм) засолення	Співвідношення аніонів			Додаткові умови
	Cl ⁻ / SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻ / Cl ⁻	HCO ₃ ⁻ / SO ₄ ²⁻	
Гідрокарбонатний		>2,5	>2,5	
Хлоридний	>2,5	-	-	-
Сульфатно-хлоридний	1,0-2,5			
Хлоридно-сульфатний	0,25-1,0	-	-	-
Сульфатний	<0,25	-	-	-
Содовий		>2,5		
Хлоридно-содовий		1,0-2,5		HCO ₃ ⁻ > Ca ⁺² + Mg ⁺² , Na ⁺ > Mg ⁺²
Содово-хлоридний		0,25-1,0		Na ⁺ > Ca ⁺²
Сульфатно-содовий			1,0-2,5	
Содове-сульфатний			0,25-1,0	
Сульфатно- або хлоридно-гідрокарбонатний	-	<1,0	<1	HCO ₃ ⁻ > Na ⁺ Na ⁺ > Ca ⁺² Na ⁺ > Mg ⁺²

грунту, для цинку – 5,1 мг/кг ґрунту, для міді – 0,51 мг/кг ґрунту, для кобальту – 0,31 мг/кг ґрунту, для бору – 0,71 мг/кг ґрунту, для молібдену – 0,23 мг/кг ґрунту.

Нестача в ґрунті рухомих форм мікроелементів живлення, як правило, компенсується внесенням органічних та мінеральних добрив, які містять ці поживні речовини або мікродобрив.

Вміст водорозчинних солей

Засолені (галогенні) ґрунти або *солончаки* – це такі ґрунти, які містять у всьому профілі, або в його окремій частині легкорозчинні солі в кількостях, шкідливих для рослин (більше ніж *порог токсичності*, який дорівнює приблизно 0,20-0,25 %). Як що у ґрунтовому профілі виділяється солонцевий горизонт і родючість лімітується не тільки вмістом водорозчинних солей, а й наявністю натрію в поглиненому стані (детальніше у розділі 2.4), то такі ґрунти називаються *солонцями* і вони розглядаються окремо (див. 2.4).

До легкорозчинних відносяться солі соляної, сірчаної та вугільної кислоти, тобто хлориди, сульфати, гідрокарбонати, а інколи, солі і борної кислоти. У всьому профілю солончаків спостерігаються вицвіти солей, але при наявності вологи у ґрунті солі переходять у розчин й візуально не фіксуються. Характерна така закономірність, що коли солончаки утворилися при засоленні інших типів ґрунтів, то вони зберігають будову й морфологічні ознаки вихідного ґрунту, тому в профілі можуть бути різноманітні ряди генетичних горизонтів.

Джерелами водорозчинних солей у ґрунтах є (Назаренко та ін., 2006; Новикова, 2009; Меліорація ґрунтів..., 2015):

- ґрунтоутворні породи;
- мінералізовані ґрунтові води, що знаходяться на глибині більше, ніж 2 м і впливають на процес ґрунтоутворення;
- моря, затоки, лимани, з поверхні яких солі переносяться вітром (імпульверизація солей);
- деякі види рослинності, які підтягують солі з засолених гірських порід у поверхневі шари ґрунту та акумулюють у процесі мінералізації фітомаси (солянки);
- зрошувальні води, які можуть бути активним фактором вторинного засолення ґрунтів при неправильному зрошенні.

Основною причиною загибелі рослин на засолених ґрунтах є високий осмотичний тиск ґрунтового розчину, який перевищує тиск їх клітинного соку, внаслідок чого зменшується надходження води в окремі тканини, збільшується транспірація, погіршується асиміляція, дихання та утворення цукрів, що призводить до висихання й загибелі рослин. Цей процес має назву *фізіологічна посуха*.

За ступенем засолення (табл. 2.15 та 2.16), залежно від умісту солей виділяють ґрунти незасолені, слабо-, середньо- і сильнозасолені (Меліорація ґрунтів..., 2015). Природні засолені ґрунти є інтразональними ґрунтами, що можуть формуватися у різних природних зонах, але переважно засолені

грунти поширені в посушливих і напівпосушливих зонах і прибережних регіонах усіх кліматичних поясів. В Україні природні засолені ґрунти поширені в пониззі та у дельтах деяких причорноморських річок, по берегах лиманів і мілководних заток Сивашу.

Залежно від складу солей у ґрунті розрізняють кілька основних видів засолення:

- *хлоридне* засолення ґрунтів зумовлене надлишковим вмістом у ґрунті хлориду натрію і хлориду магнію (NaCl , MgCl_2);
- *сульфатне* засолення обумовлене нагромадженням сульфату натрію, кальцію і сульфату магнію (MgSO_4 , CaSO_4 , Na_2SO_4);
- *содове* (карбонатне) засолення пов'язане з наявністю у ґрунті підвищених кількостей гідрокарбонату натрію або інших натрієвих солей (NaHCO_3 , Na_2CO_3).

В Україні переважає содове та хлоридно-сульфатне засолення (Назаренко та ін., 2006). Найбільш шкідливим солями є солі, які містять катіони натрію та аніони хлору – Na_2CO_3 , NaHCO_3 , NaCl ; помірно шкідливими є CaCl_2 , MgCl_2 , Na_2SO_4 ; найменш шкідливими є MgSO_4 та CaSO_4 .

Розрізняють засолені ґрунти природного і антропогенного (вторинного) походження. Первинне засолення – природне накопичення солей природного генезису внаслідок або випаровування підґрунтових вод, або засоленості ґрунтоутворних порід. Вторинне засолення спричинене антропогенною зміною водного балансу певної території, як правило, внаслідок розвитку бездренажного зрошення на погано дренованих низинних землях (Меліорація ґрунтів..., 2015). За таких умов створюється додатній сольовий баланс ґрунту, коли накопичення солей перевищує їх винос. Ситуація погіршується якщо ці ґрунти поливаються водами з високою мінералізацією, тобто в сольовому балансі додатна складова зростає. Але можливий і протилежний процес, коли поливи прісними водами вимивають з ґрунту солі, які попадають туди з ґрунтових вод, тобто проходить процес *розсолоння ґрунтів*.

Таблиця 2.16. Класифікація ґрунтів за ступенем засолення (за загальним вмістом солей) (Інструкція..., 2002)

Ступінь засолення		Незасоле-ні	Слаб-ко засо-лені	Серед-ньо засолені	Сильно засолені	Дуже сильно засолені	
Сума токсичних солей залежно від типу засо-лення, %	Хлоридний (X)	Менше 0,05	0,05-0,15	0,15-0,30	0,30-0,70	Понад 0,70	
	Сульфатно-хлоридний (CX)	Менше 0,10	0,10-0,20	0,20-0,40	0,40-0,80	Понад 0,80	
	Хлоридно-сульфатний (XC)	Менше 0,20	0,20-0,40	0,40-0,60	0,60-0,90	Понад 0,90	
	Сульфат-ний (C)	3 малим вмі-стом гіпсу 3 підвищеним вмістом гіпсу	Менше 0,30 Менше 1,00	0,30-0,40 1,0-1,20	0,40-0,80 1,20-1,50	0,80-1,20 1,50-2,00	Понад 1,20 Понад 2,00
	Содово-хлоридний (СдХ)	Нема	Нема	Нема	0,20-0,50	Понад 0,50	
	Содово-сульфатний (СдС)	Нема	Нема	0,25-0,40	0,40-0,60	Понад 0,60	
	Хлоридно-содовий (ХСд)	Менше 0,10	0,10-0,20	0,20-0,30	0,30-0,50	Понад 0,50	
	Сульфатно-содовий (ССд)	Менше 0,15	0,15-0,25	0,25-0,40	0,40-0,60	Понад 0,60	
	Содово-хлоридний-гідрокарбонатний (СХГ)	Менше 0,20	0,20-0,40	0,40-0,50	Нема	Нема	

Засолені ґрунти без морфологічно визначеного солонцевого горизонту в Україні займають площу в 1,92 млн га, із них сільськогосподарські угіддя – 1,71 млн. га, з яких рілля – 848,2 тис. Серед зрошуваних ґрунтів налічується близько 350 тис. га засолених та 70-100 тис. га вторинно засолених ґрунтів (Меліорація ґрунтів..., 2015).

Діагностика ступеню засолення ґрунтів відбувається у два етапи. На першому, за співвідношенням аніонів та, інколи, і катіонів у сольовій витяжці визначається тип засолення (табл. 2.15), а на другому етапі, виходячи із типу засолення, визначається ступінь засолення згідно загальної кількості солей (табл. 2.16).

Використання засолених земель можливо при реалізації досить коштовних меліораціях, пов'язаних з видаленням із ґрунту водорозчинних солей (розсолення ґрунтів). Для цього проводять промивку ґрунту високою кількістю прісної води. В умовах зрошуваного землеробства запобігти вторинного засолення ґрунтів можливо лише побудовою ефективного дренажу, що приводить до зменшення рівня ґрунтових вод та припинення

Таблиця 2.17. Вміст гумусу та поживних речовин у чорноземі південному середньосуглинковому слабкоеродованому (землі Навчально-наукового виробничого центру МНАУ, Миколаївський район Миколаївської області, N 46°53'41,7", E 031°40'37").

Генетичні горизонти та їх потужність, см	Вміст гумусу, %	Вміст мінерального (амонійного та нітратного азоту) мг/кг	Вміст рухомого фосфору (за Мачігінім), мг/кг	Вміст рухомого калію (за Мачігінім), мг/кг	Вміст рухомої сірки, мг/кг	Вміст рухомих форм мікроелементів, мг/кг ґрунту					
						марганецю	міді	цинку	кобальту	молібдену	бору
H 0-28	3,22	16,96	10,35	251,08	10,0	15,1	0,20	2,5	0,10	0,20	0,50
Hp 29-45	1,31	22,07	3,15	83,95	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.
Ph 46-68	1,03	22,56	1,87	97,40	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.
Pk 69-120	0,64	21,55	5,69	83,23	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.	Не визн.

неефективного використання поливних вод, що пов'язано з раціоналізацією режимів зрошення сільськогосподарських культур, впровадження водо зберігаючих технологій поливу, які економлять воду та попереджають її фільтрацію через стінки каналів.

Приклади оцінки якості ґрунту за хімічними та агрохімічними показниками

Треба оцінити якість чорнозему південного слабко еродованого за агрохімічними властивостями, використовуючи дані, наведені у таблиці 2.17.

Що стосується вмісту гумусу, то згідно з групуванням, наведеному у Державному стандарті України щодо якості ґрунтів (ДСТУ 4362:2004), в гумусовому горизонті міститься підвищений уміст гумусу, у верхньому перехідному міститься низький вміст гумусу, у нижньому перехідному та ґрунтоутвірній породі – дуже низький вміст гумусу. Враховуючи, що для більшості сільськогосподарських культур, які вирощуються в Степу (озима пшениця, ярий ячмінь, цукровий буряк, кукурудза на зерно, соняшник) ДСТУ 4362:2004 (див. 3.3) визначає оптимальну кількість вмісту гумусу у

більш ніж 3,5 %, то очевидно, що еродований південний чорнозем, властивості якого аналізуються, не зумовлюється цьому критерію якості ґрунту.

Вміст мінерального азоту за профілем південного чорнозему практично не змінюється (17-23 мг/кг ґрунту) і, згідно з існуючими критеріями (табл. 2.8), відноситься до «середніх» значень. Вміст рухомого фосфору, що визначався за методикою Мачигіна, у всьому профілі, згідно критеріїв ДСТУ 4362:2004 дуже низький (<11 мг/кг ґрунту; табл. 2.9). Якщо порівнювати вміст рухомого фосфору у верхньому гумусовому горизонті з еталонними значеннями, прийнятими для бонітування, то цей показник менший, ніж стандартні значення у 4-6 раз (див. розділ 2.3). Вміст рухомих форм калію в ґрунтовому профілю коливається в межах від 83 мг/кг (горизонт Рк) до 251 мг/кг (у гумусовому горизонті Н). Згідно з критеріями ДСТУ 4362:2004 в гумусовому горизонті спостерігається підвищений вміст рухомого калію, але вниз по профілю вміст цього елемента низький (табл. 2.11).

Для вирощування на чорноземах південних основних культур (озимої пшениці, ярого ячменю, кукурудзи, цукрового буряку, соняшнику), згідно з ДСТУ 4362:2004, оптимальний вміст рухомих форм фосфору і калію повинно дорівнювати критерію «високий та дуже високий», що для фосфору дорівнює, при визначенні за методикою Мачигіна, складає більше, ніж 45 мг/кг, а для калію, згідно тієї ж методики, більше, ніж 300 мг/кг.

Вмісту рухомих форм сірки в чорноземі південному, в гумусовому горизонті складає 10 мг/кг. Згідно з існуючими критеріями (табл. 2.12), такий показник відноситься до підвищеного ступеня забезпеченості ґрунту рухомою сіркою.

Вміст основних мікроелементів живлення в гумусовому горизонті чорнозему південного показує на досить строкату картину (табл. 2.13). Спостерігається підвищений вміст марганцю у ґрунті, середній вміст міді, підвищений вміст цинку, низький вміст кобальту, високий вміст молібдену, підвищений вміст бору. Якщо при оцінці вмісту мікроелементів у ґрунті враховувати ступінь їх виносу (табл. 2.14), то при вирощуванні зернових

колосових, кукурудзи, зернобобових, які відносно небагато засвоюють мікроелементів із ґрунту, вміст марганцю у ґрунті є високим, міді – середнім, цинку – високим, кобальту – середнім, молібдену – високим, бору – високим. Якщо на цій ділянці вирощувати соняшник, коренеплоди, злакові і бобові трави, цими культурами з ґрунту виноситься підвищена кількість мікроелементів живлення, то тоді вміст марганцю є середнім, міді – низьким, цинку – середнім, кобальту – низьким, молібдену – низьким, бору – середнім.

Висновок. Оцінка за агрохімічними властивостями чорнозему південного важкосуглинкового слабкоеродованого показує на підвищений вміст гумусу лише у верхньому гумусовому горизонті і на низький його вміст у всьому ґрунтовому профілю, а також середнє значення вмісту мінерального азоту та підвищене значення рухомого калію; при цьому спостерігається дуже низький вміст рухомого фосфору. Забезпеченість ґрунту мікроелементами залежить від вибору сільськогосподарських культур, які плануються тут вирощувати. Існує певний дефіцит міді, кобальту та молібдену, особливо при вирощуванні культур, які виносять з ґрунту підвищену кількість мікроелементів (соняшник, коренеплоди, злакові і бобові трави). А, отже, для ефективного використання ріллі на цих ґрунтах необхідно вносити великі норми органічних добрив та фосфорних добрив, помірні норми мінеральних азотних та калійних добрив, а також вибіркоче застосування сірчанних добрив і мікродобрив.

Треба також оцінити якість темно-каштанового важкосуглинкового ґрунту в контексті вмісту токсичних солей на основі інформації за трьома зразками, відібраними з орного шару, яка наведена у таблиці 2.18.

Аналіз даних водного витягу показує, що серед аніонного складу найбільшу частку припадає на аніони сірчаної кислоти SO_4^{2-} (0,032, 0,032, 0,040 мг/екв на 100 г ґрунту) та аніони гідрокарбонату HCO_3^- (0,040, 0,032, 0,051 мг/екв на 100 г ґрунту). Враховуючи цей факт, згідно даних таблиці 2.18, необхідно розрахувати співвідношення $\text{HCO}_3^- / \text{SO}_4^{2-}$, яке для першого зразка має значення 1,25, для другого – 0,80, для третього – 1,28. А значить

Таблиця 2.18. Сольовий склад орного шару темно-каштанових ґрунтів АТ «Радсад» Миколаївського району Миколаївської області

Зразок		1	2	3
Глибина відбору, см		0-25	0-25	0-25
Сухий залишок, %		0,18	0,38	0,32
Аніони, мг/екв на 100 г ґрунту	HCO_3^-	0,04	0,032	0,051
	Cl^-	0,004	0,004	0,003
	SO_4^{2-}	0,032	0,04	0,04
	сума	0,078	0,077	0,09
Катіони, мг/екв на 100 г ґрунту	K^+	0,012	0,012	0,016
	Na^+	0,007	0,007	0,007
	Ca^{+2}	0,007	0,007	0,007
	Mg^{+2}	0,004	0,004	0,004
	сума	0,03	0,03	0,04
	$\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4$	1,25	0,8	1,28
Тип засолення		Сульфатно-содовий	Содово-сульфатний	Сульфатно-содовий
Ступінь засолення ґрунту		Слабо засолений	Середньо засолений	Середньо засолений

для першого та третього зразка тип засолення буде сульфатно-содовий, а для другого – содово-сульфатний. Така діагностика підтверджується і додатковими умовами, які витікають з катіонного складу водного витягу. Дійсно, $\text{HCO}_3^- > (\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2})$, $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{+2}$, $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2}$ (табл. 2.18).

Висновок. Щодо якості ґрунту в контексті вмісту токсичних солей, згідно з класифікацією (табл. 2.16), перший зразок темно-каштанового важкосуглинкового є слабозасоленим, а другий і третій – середньозасоленим, що накладає певні обмеження щодо використання цих ґрунтів у землеробстві (Назаренко та ін., 2006).

2.4. Фізико-хімічні показники

Ємність катіонного обміну

Тонкодисперсна частина ґрунту (частки розміром менше 0,001 мм) відіграє значну роль у фізико-хімічних процесах, які відбуваються у ґрунті. Колоїдна частина цієї фракції (частки розміром $< 0,0001$ мм) має велику

Таблиця 2.19. Оптимальні значення ЄКО (ДСТУ: 4362: 2004)

Грунти	ЄКО, мг на 100 г ґрунту
Дерново-підзолисті ґрунти супіщані та суглинкові	6-16
Чорноземів типові важкосуглинкові	40-44
Чорноземів типові середньосуглинкові	25-30
Чорноземи звичайні суглинкові	30-45
Чорноземи південні суглинкові	30-40

питому поверхню і високу вбиральну здатність, яка відіграє дуже важливу роль у ґрунтових процесах (Назаренко та ін., 2006).

За хімічним складом колоїди поділяють на мінеральні, органічні та органо-мінеральні. З мінеральних, які переважають у ґрунті, найбільш поширені колоїди кремнезему, глинозему і окисів заліза. Утворюються вони в ґрунті під час хімічного вивітрювання мінералів (кварцу, монтморилоніту, іліту, каолініту тощо). Органічні колоїди складаються переважно з гумусових речовин (гумінових і фульватних кислот, лігніну, протеїну, клітковини, смол тощо), а органо-мінеральні – із сполук гумусових речовин з глинистими та іншими вторинними мінералами. Поверхні колоїдів глинистих мінералів і гумусових кислот мають переважно негативний заряд, а тому цією поверхнею поглинаються і закріплюються на ній катіони ґрунтового розчину (Ca^{2+} , Mg^{2+} , H^+ , Al^{3+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ тощо). Загальний вміст у ґрунті всіх обмінно-ввібраних катіонів називається *ємністю поглинання* або *ємністю катіонного обміну* (ЄКО), який виражається у мг.-екв. на 100 г ґрунту і характеризує загальну поглинальну здатність ґрунту. Вона залежить, в першу чергу, від гранулометричного і мінералогічного складу та вмісту в ґрунті органічної речовини. Чим більше в ґрунті мінеральних і органічних колоїдних частинок, тим вище його поглинальна здатність. Ґрунти з малою кількістю колоїдної фракції (це, як правило, малогумусні піщані, супіщані та карбонатні ґрунти) мають невисоку ємність поглинання (Назаренко та ін., 2006).

Відзначимо, що різні катіони мають неоднакову здатність до поглинання. Чим більше заряд (валентність) катіону та його атомна маса, тим

сильніше він поглинається і важче витісняється з поверхні колоїду іншими катіонами. Винятком з цього правила є лише іони водню, які мають найменшу атомну вагу, але, одночасно, мають і дуже високу енергією поглинання та здатність витіснити інші катіони з поглинального комплексу.

ЄКО – один з фундаментальних показників родючості ґрунту. Оптимальні значення ЄКО були визначені для деяких типів та підтипів ґрунтів у ДСТУ 4362:2004 (табл. 2.19). При високих значеннях ЄКО ґрунт здатний довготерміново утримувати велику кількість катіонів поживних елементів, як ґрунтового походження, так і з добрив. Це забезпечує оптимальний режим живлення сільськогосподарських культур та визначає загальний рівень родючості. Іншим показником якості ґрунту, пов'язаний з ЄКО є *буферність ґрунту*, тобто здатність ґрунту протистояти різкій зміні концентрації речовин в ґрунтовому розчині. Чим більша ЄКО, тим більша буферність ґрунту. Іншим чинником буферності ґрунту є певний вміст карбонатів (Назаренко та ін., 2006).

При стабільному гранулометричному складі збільшення величини ЄКО можливе лише при зростанні вмісту органічної речовини у ґрунті, тобто при додатному гумусовому балансі ґрунту. Це можливо реалізувати шляхом внесення великих норм органічних добрив та впровадження у сівозміни сидератів, бобових культур і багаторічних трав.

Склад поглинених основ

Різні ґрунти відрізняються не тільки за загальною ємністю поглинання, але й за складом поглинених катіонів. У більшості ґрунтів у складі ввібраних катіонів переважає Ca^{2+} , друге місце займає Mg^{2+} і в значно менших кількостях знаходяться K^+ і NH_4^+ та інші катіони. Сума Ca^{2+} і Mg^{2+} пересічно складає близько 90 % від загальної кількості обмінно-ввібраних катіонів. У ґрунтах Полісся та Карпат з кислою реакцією ґрунтового розчину (зокрема, у дерново-підзолистих та буроземних) серед поглинених катіонів значну

Таблиця 2.20. Класифікація ґрунтів за ступенем солонцюватості

Ґрунти	Ступінь солонцюватості, %Na від ЄКО				
	Не солонцюваті	Слабо солонцюваті	Середньо солонцюваті	Сильно солонцюваті	Солонці
Високогумусні (чорноземи, лучно-чорноземні ґрунти)	<5	5-10	10-15	15-20	>20
Малогумусні (темно-каштанові та каштанові)	<3	3-5	5-10	10-15	>15

частку займають H^+ та Al^{3+} , а у солонцевих ґрунтах Лісостепу і Степу України – Na^+ .

Склад поглинених катіонів має великий вплив на властивості ґрунту та умови росту і розвитку рослин. Зокрема, поглинений кальцій коагулює органічні і мінеральні колоїди, що призводить до утворення агрономічно цінної структури. Оструктурені ґрунти мають найкращі фізичні властивості, зокрема, високу водопроникність і вологомісткість та добру аерацію (Назаренко та ін., 2006).

Насичення ґрунту натрієм (у солонцевих ґрунтів) викликає пептизацію колоїдів, що призводить до їх вимивання з верхнього шару ґрунту та утворення ілювіального (солонцевого) горизонту з вкрай негативними фізичними та хімічними властивостями. В сухому стані такі ґрунти мають високу щільність, тріщинуватість, низьку водопроникливість, а в вологому стані ґрунт стає в'язким та злитим. У безструктурних солонцевих ґрунтах мало повітря. Солонцевий процес інколи призводить до утворення у ґрунтовому розчині соди, що визначає вкрай сильну лужну реакцію ґрунтового розчину ($pH=10-11$), а це робить ґрунт абсолютно неродючим (Назаренко та ін., 2006).

Площа солонцевих ґрунтів в Україні за оцінками Державного земельного кадастру (1996) складає 2,8 млн га, з яких 1,9 га є ріллею. Виділяють власне солонці з великим вмістом Na^+ у ґрунтовому комплексі та

екстремально негативними властивостями та солонцюваті ґрунти, які є по суті, солонцюватими відмінами зональних ґрунтів (чорноземів, каштанових, темно-каштанових та лучних), в яких погіршення родючості не катастрофічне. Солонці та солонцюваті ґрунти займають погано дреновані рівнини, а також річкові тераси та долини річок і балок в Степу та Лісостепу.

Власно солонці за звичайної системи землеробства малопродуктивні і використання їх у землеробстві не доцільне. Але в зв'язку з тим, що часто вони не утворюють суцільних масивів, а проявляються лише окремими плямами посеред поля (до 10-20 % від загальної його площі) на тлі зональних ґрунтів, то меліорація солонців у такому випадку конче необхідна процедура. Для поліпшення властивостей солонців використовують плантажний обробіток ґрунту та хімічну меліорацію сполуками, які містять кальцій (Меліорація..., 2015). Класифікація ґрунтів за ступенем солонцюватості наведена у таблиці 2.20.

Інтенсифікація землеробства в останні 30-60 років призвела до поширення в Україні зрошуваних земель, які поливаються водами високої мінералізації, в яких переважають солі натрію. Полив такими водами супроводжується інтенсивним вилуговуванням з ґрунту кальцію та надходженням значної кількості натрію, що різко змінює співвідношення $\text{Na}^+/\text{Ca}^{+2}$ в поглинальному комплексі на користь натрію. При насиченні (ГВК) ґрунтового комплексу натрієм до 2-5 % від суми увібраних катіонів відбувається пептизація органо-мінеральних колоїдів і розвиток дуже специфічного іригаційного або вторинного осолонцювання. Цей процес супроводжується поступовою агрофізичною деградацією ґрунтів, яка проявляється в ущільненні, утворенні кірки та загальному погіршенні якості макроструктури (Балюк, Носоненко, 2008; Меліорація..., 2015).

Вторинне осолонцювання найбільш інтенсивно проявляється на землях Інгулецької зрошувальної системи (ЗС) (Миколаївська та Херсонська область), Південно-Бузької ЗС (Миколаївська область), Фрунзенської ЗС (Дніпропетровська область), Нижньо-дністровської ЗС та Дунай-

Таблиця 2.21. Класифікація ґрунтів за ступенем вторинної солонцюватості (% Na^+ від суми катіонів) (ДСТУ 3866-99).

Ступінь вторинної солонцюватості	Буферність ґрунтів щодо солонцеватості		
	Низько буферні (вміст CaCO_3 менше 2%)	Середньо буферні (вміст CaCO_3 2-5 %)	Високо буферні (вміст CaCO_3 більше 5 %)
	Важкосуглинкові та легкоглинисті		
Не солонцюваті	< 1	< 3	< 5
Слабко солонцюваті	1-3	3-6	5-10
Середньо солонцюваті	3-6	6-10	10-15
Сильносолонцюваті	> 6	> 10	> 15
	Легкі та середні суглинки		
Не солонцюваті	< 3	< 5	< 6
Слабко солонцюваті	3-6	5-10	6-12
Середньо солонцюваті	6-10	10-15	12-16
Сильносолонцюваті	> 10	> 15	> 16

Дністровської ЗС (Одеська область). Крім того, в Степовій зоні України існують невеликі площі вторинно-осолонцюваних ґрунтів, пов'язаних з місцевим зрошенням. Площа вторинно осолонцюваних зрошуваних ґрунтів в Україні налічує приблизно 380 тис. га (Меліорація..., 2015). Класифікація ґрунтів за ступенем вторинної солонцюватості наведено у таблиці 2.21.

Вторинне осолонцювання усувається внесенням у ґрунт кальцієвмісних меліорантів (гіпс, фосфогіпс, вапнякове борошно).

Реакція ґрунтового розчину

Реакція ґрунтового розчину (часто використовується інший термін – «реакція ґрунту») залежить від співвідношення у ньому вільних іонів H^+ і OH^- . Якщо в ґрунтовому розчині концентрація цих іонів однакові, то реакція буде нейтральною, при $\text{H}^+ > \text{OH}^-$ реакція ґрунтового розчину є кислою, а при $\text{H}^+ < \text{OH}^-$ – лужною. Абсолютні показники концентрації іонів водню дуже малі і ними незручно користуватися, тому для позначення реакції ґрунту введений показник рН – десятковий від'ємний логарифм концентрації іонів водню в грамах на 1 л розчину, узятий з протилежним знаком (Назаренко та ін., 2006).

Групування ґрунтів за ступенем кислотності та лужності (згідно, ДСТУ 4362:2004) наведено у таблиці 2.22.

Таблиця 2.22. Групування ґрунтів за ступенем кислотності та лужності (ДСТУ 4362:2004; Інструкція..., 2002)

Ґрунти за ступенем кислотності та лужності	pH _{сол}	pH _{вод}	Вміст у водній витяжці, мг-екв.	
			HCO ₃ ⁻	HCO ₃ -Ca
Дуже сильно кислі	< 4,1	<4,5		
Сильно кислі	4,1-4,5	4,6-5,0		
Середньо кислі	4,6-5,0	5,1-5,5		
Слабо кислі	5,1-5,5	5,6-6,0		
Близькі до нейтральних	5,6-6,0	6,1-7,0		
Нейтральні	6,1-7,0	7,1-7,5		
Слабо лужні	7,1-7,5	7,6-8,0		
Середньо лужні	7,6-8,0	8,1-8,5	<0,3	0,5-1,0
Сильно лужні	8,1-8,5	8,6-9,0	0,3-0,9	1,0-2,0
Дуже сильно лужні	> 8,6	>9,1	>0,9	>2,0

Для кожного виду рослин існує певний, найбільш сприятливий для його росту й розвитку діапазон величини реакції ґрунтового середовища. Але найбільш сприятливою для росту і розвитку більшості сільськогосподарських культур є реакція ґрунтового розчину нейтральна або близька до нейтральної (слабо кисла і слаболужна) (pH=6,5-7,5). Сильнокисла і особливо сильнолужна реакція негативно впливає на кореневі системи і пригнічує процес живлення сільськогосподарських культур. Нейтральна реакція ґрунтового розчину до того ж позитивно впливає на корисні ґрунтові мікроорганізми.

Зазначено (Назаренко та ін., 2006), що pH різних ґрунтів України змінюється від 3,5 до 8,0-9,0, а інколи і вище. На півночі і північному заході країни, де вологий клімат, панує підзолистий ґрунтоутворний процес і наявні, як правило, безкарбонатні ґрунтоутворні породи, домінують «кислі» ґрунти. Найменші значення pH і, відповідно, найгірші умови для вирощування сільськогосподарських культур формуються в Карпатському регіоні (Закарпатська низовина і Передкарпаття) та в Центральному Поліссі. Так, торф верхових боліт має сильно кислу реакцію (pH<4,0), підзолисті і дерново-підзолисті ґрунти, як правило, кислу (pH=4,0-6,0). Однак бувають і

виключення. У західному регіоні, де зустрічаються випадки формування зональних ґрунтів на породах, які містять багато вапна (крейда, мергель, вапняки), кислотність зменшується до нейтральної (Медведев, Плиско, 2006).

«Кислі» ґрунти мають несприятливі біологічні, фізичні й хімічні властивості, зокрема:

- колоїдна частина кислих ґрунтів бідна кальцієм й іншими основами, внаслідок витиснення кальцію іонами водню із колоїдів гумусового походження підвищуються дисперсність і рухомість гумусу;
- малий вміст у кислих ґрунтах колоїдної фракції призводить до погіршення фізичних і фізико-хімічних властивостей, поганої структури, низької ємності поглинання та невеликої буферності;
- діяльність корисних ґрунтових мікроорганізмів, особливо азот-фіксуючих і бульбочкових бактерій сильно пригнічена;
- утворення доступних для рослин форм азоту, фосфору та інших елементів живлення внаслідок ослаблення мінералізації органічної речовини протікає слабо;
- розвиваються гриби, серед яких багато паразитів та збудників різних хвороб рослин (Назаренко та ін., 2006).

Негативна дія підвищеної кислотності на ґрунт та рослини ще пов'язана зі збільшенням рухомості алюмінію й марганцю в ґрунті які мають високу токсичних дію на рослини. До того ж ці катіони зв'язують аніони ортофосфорної кислоти з утворенням нерозчинних і малодоступних рослинам полуторних фосфатів.

Головним заходом оптимізації реакції ґрунтового розчину «кислих» ґрунтів є внесення вапна (Меліорація ґрунтів..., 2015). На слабкокислих ґрунтах вносять 3-4 т/га, на середньокислих – 5-6 т/га, на сильнокислих – 7-9 т/га врозкид по поверхні ґрунту з подальшим заорюванням. Вапнякові меліоранти рекомендуються вносити під культури, які найбільш чутливі до внесення меліорантів (цукровий буряк, люцерна, конюшина, озима пшениця тощо).

Таблиця 2.23. Оптимальне значення рН ґрунтового розчину для сільськогосподарських культур (Господаренко, 2012; Меліорація..., 2015).

Назва сільськогосподарських культур	рН ґрунтового розчину
Люцерна, еспарцет, цукровий, столовий та кормовий буряк, капуста, часник, коноплі	7,0-7,5
Озима та яра пшениця, озимий та ярий ячмінь, кукурудза, соняшник, горох, соя, квасоля, нут, баклажан, огірки, цибуля	6,5-7,0
Жито, овес, просо, гречка, тимофійка, морква, томати	4,5-7,5
Картопля, льон	5,5-6,0
Люпин, середела, щавель	4,0-5,0

Поступове послаблення підзолистого процесу, зменшення кількості опадів, зміна водного режиму ґрунтів з промивного на непромивний, а також переважання лесових ґрунтоутворюючих порід у Лісостепу і Степу призводить до того, що рН розчину ґрунтів цих природних зон наближається до нейтральних та слабколужних значень (зокрема, сірі лісові та чорноземи різних підтипів мають рН від 6,6 до 7,5). Тут формуються найкращі з точки зору реакції ґрунтового розчину умови для вирощування сільськогосподарських культур.

Далі на південь у Сухому Степу зі зростанням аридності та солонцюватості, значення рН темно-каштанових, каштанових ґрунтів та солонців погіршуються до слабко лужних та лужних значень (рН=8,0-9,0) (Медведев, Плиско, 2006). Діапазони оптимальних значень рН ґрунтового розчину для основних сільськогосподарських культур наведено у таблиці 2.23.

Приклад оцінки якості ґрунту за фізико-хімічними властивостями

Треба оцінити якість темно-каштанового важкосуглинкового ґрунту за фізико-хімічними властивостями, використовуючи дані за двома розрізами, які наведені у таблиці 2.24.

Величина ЄКО визначається у даному випадку сумою поглинених катіонів, яка дорівнює у верхньому гумусовому шарі ґрунту приблизно 40 мг.-екв. на 100 г. ґрунту, а в нижніх шарах – 34-38 мг.-екв. на 100 г ґрунту. Згідно з

Таблиця 2.24. Фізико-хімічні характеристик темно-каштанових ґрунтів АТ «Радсад» Миколаївського району Миколаївської області

№ розрізу, координати	1. N 46° 51' 38,9" E 31° 56' 40,5"				2. N 46° 51' 36,5" E 31° 56' 37,0"				
Глибина відбору зразку, см	0-20	20-40	40-60	60-80	0-20	20-40	40-60	60-80	
Обмінні катіони, мг-екв. на 100 г. ґрунту	Na ⁺	1,1	1,0	0,9	0,6	1,1	1,0	1,1	0,8
	Ca ⁺²	32,7	27,3	27,0	25,7	31,7	31,3	29,3	27,5
	Mg ⁺²	6,3	6,3	5,5	5,3	7,3	8,0	8,0	6,5
	сума	40,1	34,6	33,4	31,6	40,1	40,3	38,4	34,8
	%Na	2,7	2,9	2,7	1,9	2,7	2,5	2,9	2,3
%Ca	81,5	78,9	80,8	81,3	79,1	77,7	76,3	79,0	
Вміст карбонатів, %	3,24	2,16	3,24	5,94	0,54	1,08	6,48	11,89	
Буферність ґрунтів	СБ	СБ	СБ	ВБ	НБ	НБ	ВБ	ВБ	
Ступінь солонцюватості	НС	НС	НС	НС	СС	СС	НС	НС	
Значення рН _{вод}	7,95	8,12	8,05	8,18	8,14	8,32	8,50	8,65	
Оцінка рН _{вод}	СлЛ	СрЛ	СрЛ	СрЛ	СрЛ	СрЛ	СрЛ	СсЛ	

Примітка: * НБ – Низькобуферні; СБ – Середньобуферні; ВБ – Високобуферні;

**НС- Несолонцюваті; СС – Слабкосолонцюваті.

*** СлЛ - Слабколужні; СрЛ – Середньолужні; СсЛ – Сильнолужні.

ДСТУ 4362:2004 (табл. 2.19), степові суглинкові ґрунти мають оптимальні величини ЄКО в діапазоні 30-40, а, отже, ґрунти, що розглядаються мають оптимальну ємність катіонного обміну.

Стосовно складу катіонів, то розрахунки показують на досить вузький спектр величин, які характеризують вміст поглиненого натрію – 2,5-2,9 % від ЄКО. І лише у підґрунті (Рк) ця величина опускається до величин у 1,9-2,3 %. Слід зазначити, що вміст поглиненого кальцію у цих ґрунтах стабільно високий (78-82 % від ЄКО). Якщо мова йде про природне осолонцюванні, то згідно з цими критеріями у темно-каштанових ґрунтах, що аналізуються, не спостерігається процес осолонцювання. Але можливо, що наявний ввібраний натрій має антропогенне походження. Наприклад, ці ґрунти колись зрошувалися мінералізованими водами. Тоді оцінка вторинного (антропогенного) осолонцювання важкосуглинкових темно-каштанових ґрунтів буде залежати, згідно ДСТУ 3866-99 (табл. 2.21), лише від буферності ґрунту, яка, в свою чергу, є функцією від умісту карбонатів. Аналіз вмісту

карбонатів у ґрунті показує, що вони змінюється в діапазоні 0,5-11,9 % і залежить, насамперед, від глибини відбору зразку. У підґрунті досить високі значення вмісту карбонатів, а значить і високі показники буферності. У верхніх шарах ґрунту кількість $\text{CaCO}_3 < 3,3 \%$, а тому і буферність ґрунту визначається або низькою, або середньою. Виходячи з цих обмежень ґрунти першого розрізу не солонцюваті, у ґрунтах другого розрізу в шарі ґрунту 0-20 см и 20-40 см спостерігається слабка солонцюватість.

Що стосується значень рН ґрунтового розчину, то, згідно з групуванням (табл. 2.22), ґрунти, що аналізуються відносяться до середньолужних. Виключенням є лише верхній шар першого розрізу, де спостерігається слабколужна реакція, та шар ґрунту 60-80 см у другому розрізі, де ґрунтовий розчин має сильнолужну реакцію (рН=8,65). Приведені дані показують на те, що реакція ґрунтового розчину темно-каштанових важкосуглинкових ґрунтів у всіх випадках виходить за межі оптимальних значень для всіх сільськогосподарських культур. А тому при використанні цих ґрунтів у рільництві ймовірно зниження урожайності з причин лужної реакції ґрунтового розчину.

Висновок. Оцінивши якість темно-каштанового важкосуглинкового ґрунту за фізико-хімічними властивостями, зазначимо на високе значення ЄКО та прояви певної солонцюватості позитивно вплине, з одного боку, на ефективність мінеральних добрив, але з іншого можуть виникнути проблеми з обробітком ґрунту, зокрема, солонцюватість приведе до зростання витрат на обробіток, що пов'язано, в свою чергу, з підвищенням опору ґрунту. Реакція ґрунтового розчину ґрунтів у всіх випадках виходить за межі оптимальних значень, а тому використання цих ґрунтів у рільництві призведе до певного зниження урожайності сільськогосподарських культур. Ефективнішим заходом, що покращить властивості ґрунту буде внесення кальцієвмісних меліорантів.

3. САНІТАРНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ҐРУНТІВ

3.1. Деякі властивості ґрунтів та поведінка забруднюючих речовин у ґрунті

Ґрунтово-геохімічні бар'єри

Ґрунт є *відкритою підсистемою* ландшафтів. Потоки речовини та енергії у ґрунті пов'язані з приземними шарами атмосфери, з поверхневими та ґрунтовими водами, рослинністю. Речовини, що попадають на поверхню з техногенними потоками, *затримуються верхнім горизонтом ґрунтів*. Ще частина елементів проникає всередину ґрунтової товщі низхідними та висхідними токами ґрунтової вологи, а також механічним шляхом внаслідок діяльності ґрунтової фауни (рис.3.1).

У межах ґрунтового профілю потік всіх речовин у т.ч. і техногенних затримуються *ґрунтово-геохімічними бар'єрами*. До них відносяться карбонатні, гіпсові, солонцеві, глейові, ілювіально-залізисті, гумусові та інші. Ґрунтові геохімічні бар'єри проявляються тоді, коли відбувається зміна інтенсивності міграції хімічних елементів на невеликих відстанях, і, як результат, їх накопичення в певних кількостях (Касимов, Перельман; 1999; Назаренко та ін., 2006).

По суті, поява в ґрунтових горизонтах таких природних новоутворень як ортштейни, різні кір (сольових, латеритних тощо) є результатом зміни інтенсивності міграційних потоків у ґрунтовому профілі. Причиною зменшення швидкості потоків речовини в ґрунті і її накопичення є зміни хімічних або фізичних умов міграції різних сполук у тому числі і техногенних.

Потужність ґрунтово-геохімічних бар'єрів у ґрунті може становити від декількох міліметрів до декількох сантиметрів. У загальному випадку фізико-хімічні бар'єри прив'язані до вузьких зон, де контактують (стикаються) дві істотно різні за певними хімічними або фізичними параметрами середовища

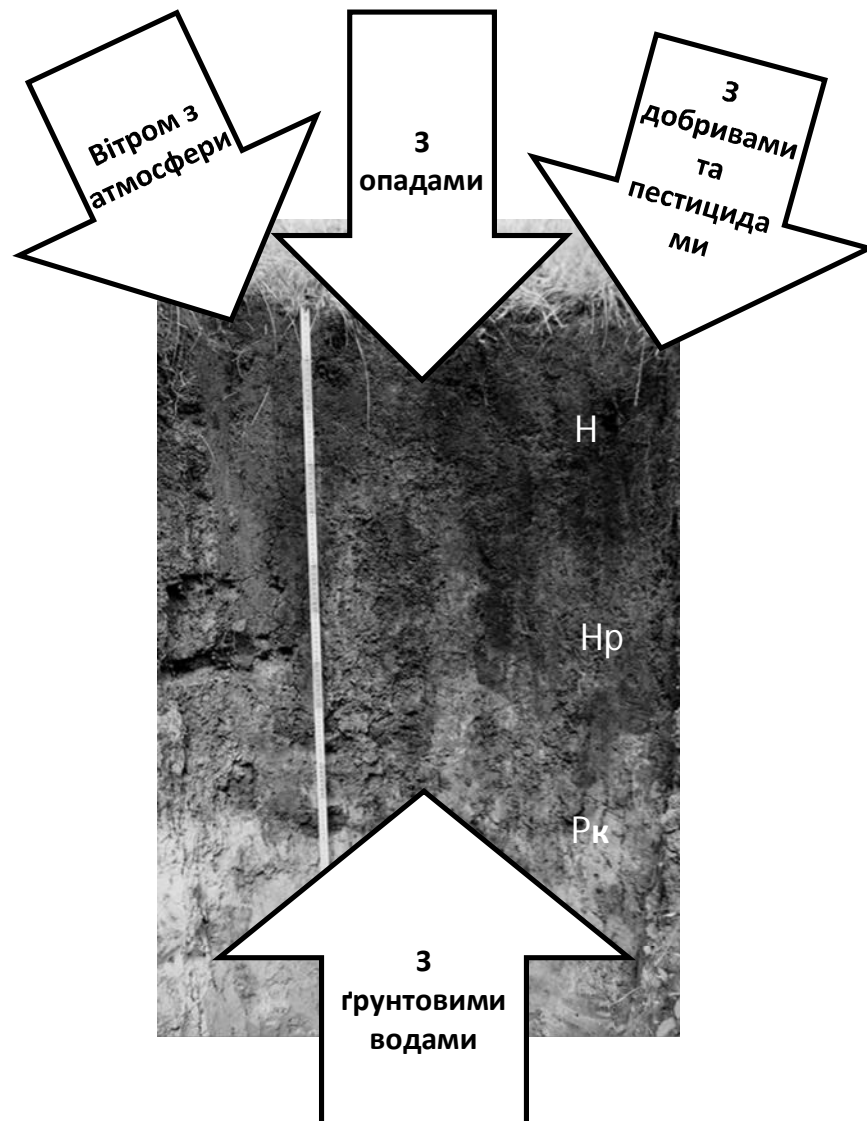


Рисунок 3.1. Основні шляхи забруднення ґрунтів

складові ґрунту. І, як наслідок, ці складові мають різні умови міграції хімічних елементів зазвичай з потоками поверхневих і підземних вод (Касимов, Перельман, 1999; Назаренко та ін., 2006).

Самої по собі зміни умов для виникнення чітко вираженого геохімічного бар'єру недостатньо. Треба, щоб ця зміна була *контрастною* та здійснювалася на невеликому проміжку ґрунтового простору. Якщо ж зміна умов відбувається поступово, на значній відстані в середині ґрунту, то такий бар'єр буде як би «розмитий» в просторі і підвищення концентрацій хімічних елементів-забрудників буде незначним. Але для вивчення загальної картини

міграції хімічних елементів і такі неявні, «розмиті» бар'єри теж потрібно враховувати.

Буферність ґрунтів

Буферність – це здатність ґрунту зберігати генетично притаманні йому або штучно створені потенціали елементів родючості і певною мірою гальмувати (нейтралізувати) зовнішні впливи направлені на зміну цих потенціалів (Трускавецький, 2003). В основу цього визначення буферності ґрунту лежить відомий принцип термодинамічної стійкості Ле-Шатальє. Цей принцип стосовно ґрунтової системи формується наступним чином: *зовнішні впливи, які зрушують відносно урівноважений стан елементів родючості, одночасно стимулюють у ґрунті ті процеси, які намагаються загальмувати результати цього зрушення (Трускавецький, 2003).*

Існує традиційне вузьке визначення поняття «буферність ґрунтів». Це властивість ґрунту підтримувати постійну реакцію ґрунтового розчину. Але в широкому трактуванні «буферності ґрунту» підтримання рН ґрунтового розчину є лише окремою складовою. Визначають, крім того (Трускавецький, 2003):

Азотну буферність - здатність ґрунту зберігати азотну рівновагу в процесі іммобілізації та мобілізації мінеральних форм азоту ґрунту і добрив.

Фосфатну буферність - здатність ґрунту протистояти змінам потенціалу фосфору ґрунтового розчину при внесенні в ґрунт фосфору або споживанні його з ґрунту рослинами.

Калійну буферність - здатність ґрунту протистояти змінам калійного потенціалу ґрунтового розчину при внесенні калійних добрив у ґрунт або споживанні його з ґрунту рослинами.

Буферність солонцевого потенціалу - здатність ґрунту протистояти зміні ґрунтово-вбирного комплексу (ГВК) як основи хімічних меліорацій солонцюватих земель.

Окисно-відновну буферність – здатність ґрунту зберігати окисно-відновний потенціал (ОВП) на певному рівні після внесення окисників або відновників та при змінах коливання вологості і температури ґрунту. Істотно впливає на живий моноліт ґрунту і всі процеси, пов'язані з живленням сільськогосподарських рослин.

Гідробуферність – здатність ґрунту акумулювати й раціонально витратити депоновану ним продуктивну вологу, а також зберігати оптимальні гідроаеральні умови життєдіяльності рослин під впливом перезволоження чи висушування.

Термобуферність – здатність ґрунту протистояти зміні температурного поля, насамперед, кореневої зони рослин, що істотно впливає на їх ріст і розвиток.

Флуорна буферність - здатність ґрунту протистояти накопиченню флуору (фтору). Фітофлуорна акумуляція не створює небезпеки для рослини. Флуор міцно закріплюється ґрунтом у недоступній для рослин малорозчинній формі, особливо за високої концентрації в ґрунтовому розчині іонів Ca^{2+} . В дерново-підзолистих ґрунтах флуор-буферність значно нижча, ніж у ґрунтах чорноземного типу.

Буферність відносно важких металів - здатність ґрунту протистояти накопиченню важких металів, у тім числі й радіонуклідів.

Кислотну та лужну буферність – здатність ґрунту протидіяти швидким змінам кислотності (лужності) ґрунтового розчину. Буферність в цьому сенсі залежить від хімічного складу і ємності поглинання ґрунту, складу поглинених катіонів і властивостей ґрунтового розчину. Якщо в ґрунт влити трохи соляної кислоти, то можна очікувати підкислення ґрунтового розчину, проте цього не відбудеться, тому що відбудеться обмінна реакція з утворенням нейтральних солей. Якщо додати луг, наприклад соду, то і вона також буде нейтралізована. Буферна здатність ґрунтів буде тим вищою, чим більша їх ємність поглинання. Кислотна та лужна буферність регулює процеси міграції речовин в ландшафтах, проявляючи буферність відносно

забруднюючих речовин: кислі ґрунти можуть нейтралізувати лужні сполуки, карбонатні – нейтралізувати кислі антропогенні випадіння. Частина високотоксичних елементів може переходити у важкодоступні для рослин сполуки, інші елементи, мобільні в даній ґрунтово-геохімічній обстановці, можуть мігрувати в ґрунтовій товщі, представляючи потенційну небезпеку для біоти.

Очевидно, що розчини і суспензії, які рухаються в ґрунтах, контактують з ґрунтовими частинками. Частина молекул та іонів затримується і обмінюється. Здатність твердої фази ґрунту поглинати з ґрунтових суспензій і розчинів то обмінюватися з ними різними речовинами називається *поглинальною здатністю ґрунту*. Розрізняють п'ять видів поглинальної здатності ґрунтів: механічну, фізичну, фізико-хімічну, або обмінну, хімічну і біологічну. Всі форми поглинальної здатності залежать від колоїдної (мулистої) частини ґрунту, а дві з них, фізична і фізико-хімічна, пов'язані з колоїдами ґрунту та їх властивостями. І лише біологічна поглинальна здатність визначається ґрунтовою біотою.

Процеси інфільтрації та капілярного підняття вологи

Вода в природі виконує дві функції: забезпечує багато фізичних і хімічних процесів та є потужною *транспортною геохімічною системою*, яка сприяє переміщенню речовин у просторі. У житті ґрунту вода виконує такі функції: вона є одним із факторів ґрунтоутворення й процесів вивітрювання мінералів; гумусоутворення; хімічні реакції відбуваються тільки у водному середовищі; під впливом води проходить формування ґрунтового профілю; регулювання температури ґрунту відбувається за допомогою води; вона є одним із факторів життя рослин та організмів, а також родючості ґрунтів. Вода у ґрунті зв'язана з ґрунтовими частинками по-різному і має різну рухомість та здатність засвоюватись рослинами (Медведев и др., 2011).

Водопроникність – це здатність ґрунтів всмоктувати й пропускати через себе воду, яка поступає з поверхні. Це одна з важливих ґрунтово-

гідрологічних характеристик, що впливає на особливості формування стоку, водний режим ґрунту. Процес руху води має два етапи: всмоктування (інфільтрація) та просочування (фільтрація). Інфільтрація – заповнення водою вільних пор ґрунту під впливом сорбційних, меніскових, гравітаційних сил і градієнта напору. Фільтрація – безперервний рух води в насиченому ґрунті під впливом градієнта. Межею між всмоктуванням і фільтрацією вважають установлення постійної швидкості фільтрації (Медведев и др., 2011).

Водопроникність ґрунтів знаходиться в тісній залежності від їх гранулометричного складу і хімічних властивостей, структурного стану, щільності, вологості й тривалості зволоженості.

Водопіднімальна здатність характеризує здатність вологи підніматися ґрунтовими капілярами. Через гідрофільність мінеральних ґрунтів їх капіляри добре змочуються водою, в них утворюються увігнуті меніски, які спричинюють поверхневий натяг, що ініціює підняття вологи. Чим тоншими є капіляри, тим вище піднімається волога. Якщо в піщаних ґрунтах максимальна висота капілярного підйому не перевищує 0,5-0,7 м, то в суглинистих вона є на порядок більшою (до 3-6 м), а в глинистих – знову зменшується. Швидкість капілярного підняття вологи також залежить від діаметра капілярів і вологості ґрунту. У посушливих (аридних) умовах підняття вологи здійснюється повільніше, ніж у гумідних. У цілому швидкість підняття вологи здійснюється згідно з кривою параболічного типу (висока швидкість на початку і подальше поступове згасання). При досягненні рівня капілярної вологості швидкість підняття вологи падає. Важливу роль при капілярному піднятті вологи відіграє температура, яка дуже впливає на в'язкість води. Капілярні підняття вологи за умови, що кореневмісний шар потрапляє в зону його впливу, набуває великого екологічного значення для ґрунтоутворення та агрономічної практики, оскільки водний і сольовий баланс, процеси оглеєння, живлення рослин та

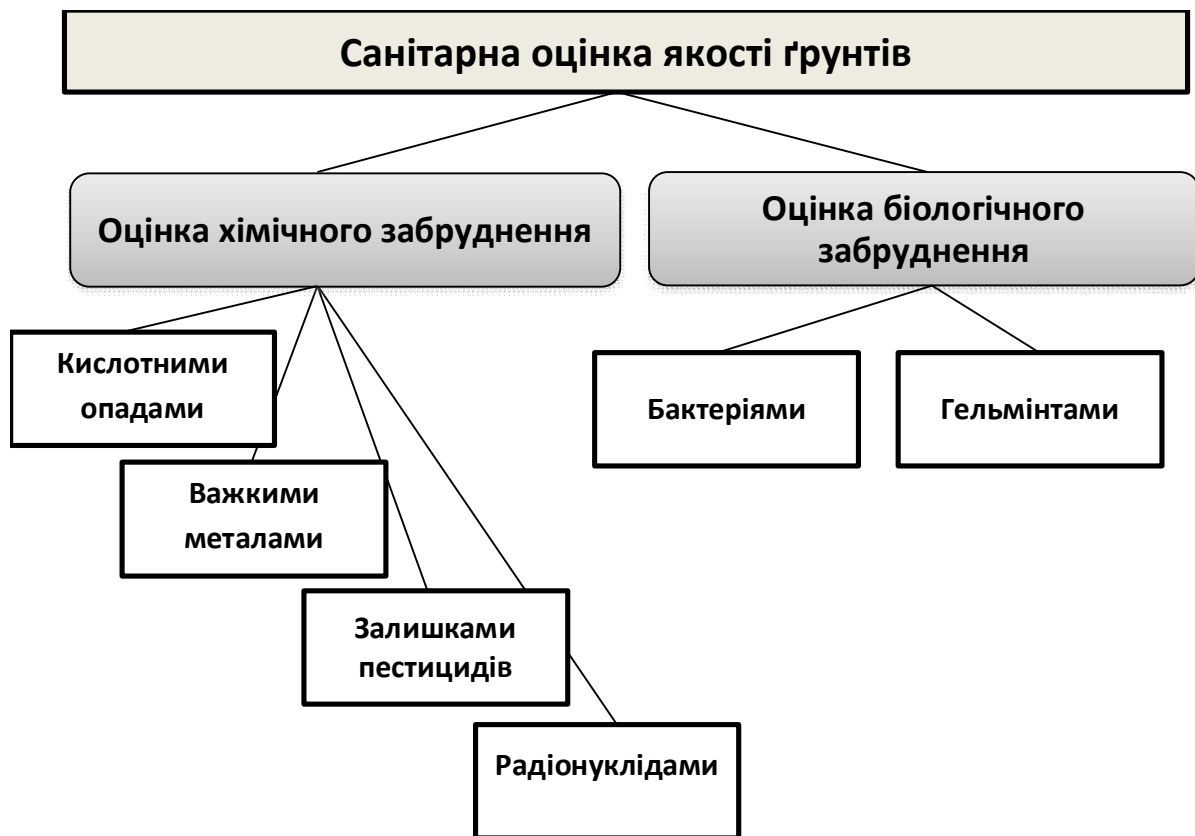


Рисунок 3.2. Санітарна оцінка ґрунтів

багато інших моментів є залежними від капілярного підняття вологи (Медведев и др., 2011).

3.2. Хімічне забруднення та його нормування. Забруднення важкими металами

Важкі метали: вплив на живі організми. Загальні положення

Санітарна оцінка якості ґрунтів складається з оцінки хімічного та оцінки біологічного забруднення. У свою чергу, хімічне забруднення ґрунтів, які використовуються в сільському господарстві ділиться на забруднення важкими металами, залишками пестицидів, радіонуклідами та кислотними опадами (рис. 3.2). Забруднення ґрунтів має різні джерела походження (рис. 3.3).

Важкі метали – це, в першу чергу, впливи, котрі спричиняють такі метали як *кадмій*, *ртуть* та *свинець*, котрі є важчими за залізо (у 2,0-3,7 рази



Рисунок 3.3. Джерела хімічного забруднення ґрунтів

за атомною масою та у 1,1-1,7 за густиною). До важких металів сьогодні включають також *хром, кобальт, нікель, мідь, цинк, миш'як, селен, срібло, кадмій, ртуть, талій і свинець*, окремі сполуки яких можуть бути досить токсичними (Гришко та ін., 2012). Разом із тим варто вказати, що, наприклад, хром легший за залізо на 10% як за атомною масою, так і за густиною, а селен не лише має густину на рівні 61 % від заліза, але й відноситься до неметалів. Залежно від контексту, «важкими металами» можуть називатися навіть легші за вуглець елементи, але не називатися деякі набагато важчі метали. Деякі джерела визначають «важкі метали» як «звичайні перехідні метали, такі як мідь, свинець і цинк, що можуть викликати забруднення навколишнього середовища з численних джерел, включаючи присутність в нафті, промислові викиди та кислотні дощі». Існує також практично синонімічний термін «*токсичні метали*», для якого також не існує чіткого визначення (Гришко та ін., 2012).

Основна мета вивчення важких металів в системі «ґрунт-рослина» це – пошук ефективних заходів, які запобігають або істотно знижують їх надходження в харчові ланцюги людини і сільськогосподарських тварин.

Знання джерел забруднення ґрунтів важкими металами і поведінку металів в системі «ґрунт-рослина» дозволяє успішно боротися із забрудненням рослинницької продукції, одержується з небезпечних територій. Відомо, що основна небезпека отруєння важкими металами загрожує, перш за все, сільськогосподарським тваринам, які харчуються вегетативними наземними частинами рослин, що можуть забруднюватися як аеральним, так і ґрунтовим шляхом. Солома, сіно і бадилля рослин безпосередньо пов'язані з живленням мінеральними елементами з ґрунтового розчину і практично не захищені біологічним бар'єром, роль якого виконує флоєма, що захищає генеративні органи від прямого надходження політантів з транспіраційним потоком, яке поступає з коренів в процесі мінерального живлення у стебла і листя. Генеративні органи рослин, що відповідають за виживання виду, захищені від згубного впливу середовища надійніше, але і вони часто-густо підлягають відносно слабкому забрудненню (Гришко та ін., 2012).

У їжу людини надходять переважно ці частини рослин, а тому гострі отруєння людей важкими металами в результаті поїдання рослинної їжі практично виключені. Однак існує потенційна небезпека хронічного забруднення харчової продукції металами, які мають *негативну кумулятивну дію на організм* (Алексеев, 2008).

Важкі метали першого класу небезпеки

До таких елементів відноситься *кадмій*, концентрація якого в більшості продуктів коливається між 1 і 50 мкг/кг. У ряді країн щоденне надходження кадмію з їжею становить 10-25 мкг/кг. (Мкг – Мікрограм в Метричній системі мір є одиницею вимірювання маси, яка дорівнює мільйонній частці (1/1 000 000) грама (1×10^{-6}) або 1/1000 частці міліграма). О. Гуннансон (1983) наводить оцінку середнього тижневого надходження кадмію в організм дорослої людини в деяких країнах (в мікрограмах): США – 273, Канада – 364, ФРН – 336, Румунія – 266-448, Чехія і Словачія – 460, Швеція – 119.

Існують дані про те, що вміст кадмію в харчових продуктах за останнє сторіччя має тенденцію до зростання, що є результатом забруднення довкілля. Вивчення людських нирок, які зберігаються в музеях з середини XIX століття, показало, що вони містять значно менше кадмію, ніж нирки індивідуумів, які померли в кінці XX століття. Накопичення кадмію в організмі людини і тварин пов'язано з його дуже повільним виведенням. Тому вміст кадмію в організмі людини протягом життя постійно зростає. При народженні він не перевищує 1 мкг, а до 50 років досягає 15-30 мкг. В організм людини кадмій потрапляє як з рослинної, так і з тваринною їжею. Особливо багаті ним печінка тварин, нирки, устриці, мідії і гриби. Використання деяких видів мінеральних добрив під сільськогосподарські рослини, а також вапнування невеликими дозами кислих ґрунтів під зернові злакові культури сприяють надходженню кадмію у зерно і солону (Алексеев, 2003). В Японії у людей, які тривалий час харчувалися рисом з високим вмістом кадмію (1000 мкг/кг) була виявлена хвороба «ітай-ітай», при якій відбувається остеоμεляція скелета. Причиною захворювання було інтенсивне забруднення рисових полів стічними водами гірничодобувного комбінату, які містили кадмій. В результаті рис, вирощений на цих полях, містив у 10-12 разів більше Cd, ніж рослини з незабруднених ділянок. Однак основне і найбільш поширене джерело надходження кадмію в організм людини – куріння. Листя тютюну можуть збагачуватися кадмієм як аеральним шляхом, в місцях із забрудненою атмосферою, так і ґрунтовим, при використанні фосфорних добрив, які містять велику домішку кадмію, а також при використанні в якості органічних добрив компостів з осаду стічних вод і компостів з побутового сміття, яке забруднене кадмієм. Тому при вирощуванні тютюну необхідно прагнути до зменшення надходження металу в рослину через ґрунт (Алексеев, 2008; Бондарева, 2012)

Ртуть –сусід кадмію по групі хімічних елементів таблиці Менделєєва, метал, який представляє серйозну небезпеку для здоров'я людини. Він виступає в трьох видах: у вигляді неорганічних солей і у вигляді органічних

сполук, які частіше зустрічаються в навколишньому середовищі, оскільки металева ртуть може під дією мікроорганізмів трансформуватися в органічні лужні сполуки. Найбільшого поширення в середовищі існування людини має метилртуть. Кількість ртуті в харчових продуктах не повинно виходити за межі 5-20 мкг/кг. Перша величина відноситься до соків, друга – до овочів.

Однак історія землеробства не знає випадків, коли б вирощені на забрудненому субстраті рослини приводили до серйозних отруєнь людей ртуттю. Випадки масового отруєння цим елементом спостерігалися лише після помилкового вживання в їжу зерна, протравленого препаратами, що містять ртуть. Раніше для боротьби з грибковими захворюваннями зернових культур під час передпосівної обробки насіння широко використовувалися фунгіциди, що включають сполуки ртуті. Так, гранозан, хімічна формула якого C_2H_5HgCl , містить 75,6 % ртуті. У сільському господарстві використовувався 2 % дуст цієї сполуки (Алексеев, 2008; Гришко та ін., 2012).

Третім металом, що становить небезпеку для здоров'я і поширений в агроландшафтах, є *свинець*. Основний шлях забруднення сільськогосподарських рослин та ґрунтів у даному випадку – аеральний. Це пов'язано з тим, що тривалий час тетраетил свинець інтенсивно використовувався для збільшення октанового числа бензину. Забруднення рослин свинцем спостерігалось в першу чергу вздовж завантажених автомагістралей. Б. Нікіфоров та ін. (1979) вважають, що за інтенсивністю забруднення атмосфери свинцем цементні заводи можна поставити в один ряд з автотранспортом і металургійним виробництвом. Радіус забруднення вод, ґрунту і рослин їх викидами досягає 30-40 км від джерела. З часом, в міру надходження свинцю в придорожній ґрунт, до аерального забруднення рослин додається ґрунтовий. Але цей шлях менш небезпечний, бо в ґрунті велика ймовірність переходу свинцю в малорозчинні сполуки: сульфати, фосфати, карбонати та ін. Щоденне надходження свинцю з їжею людини становить близько 35 мкг з великою варіацією день від дня, а також між

індивідами. Основним джерелом свинцю в раціоні людини в Західній Європі є виноградне вино (від 10 до 200 мкг/л). Добре вимита і очищена рослинна їжа не може служити серйозним джерелом надходження свинцю в організм людини, тому що забруднення рослин відбувається переважно механічним шляхом в результаті дифузії свинцю з забрудненого ґрунту у бульби і коренеплоди, а також внаслідок осідання сполук свинцю з атмосфери на поверхні стебел, листя і плодів – в основному у вигляді оксидів. Нормальна абсорбція свинцю з травного тракту становить 5-10 %. Величина її, ймовірно, збільшується у людей, які страждають нестачі кальцію і заліза в організмі. Місце акумуляції свинцю – скелет, в якому міститься близько 90 % всього, що елемента надійшов в організм. Звільнення кісткової тканини від свинцю процес тривалий, з періодом напіввиведення 5-50 років (Алексеев, 2008; Бондарева, 2012).

Інші важкі метали

Окрім трьох самих найнебезпечніших для людини металів є й інші, менш небезпечно для людини, але також здатні забруднювати рослинницьку продукцію. Серед них особливе місце займає *нікель*, який має достатню рухомість в кислих ґрунтах і добре засвоюється рослинами. Цей елемент широко використовується в господарській діяльності. У більшості харчових продуктів вміст нікелю не перевищує 1 мкг/кг. Висока концентрація (від 2 до 10 мкг/кг) виявлена лише в деяких видах горіхів і бобів. Абсорбція нікелю з травного тракту становить близько 3 %. Абсорбований нікель з'являється в виділеннях дуже швидко і виявляється головним чином у сечі. Час напіввиведення – 1-2 дні. Нікель має мутагенну дію на організм.

Хром. Тривалентний хром необхідний для нормального функціонування організму людини. Він бере участь в метаболізмі глюкози, холестерину і жирів. Дефіцит хрому призводить до втрати ваги і викликає діабетичний синдром. Щоденне надходження хрому з їжею становить близько 60 мкг. Його надходження з травного тракту в інші органи організму

дуже низьке, лише 0,2-0,4 % від введеної дози. Засвоєння найбільш токсичного шестивалентною хрому трохи вище (2-6 %). У плазмі і м'язових клітинах відбувається відновлення шестивалентного хрому у тривалентний, що зменшує його токсичність (Алексеев, 2008).

Кобальт. Надходження з їжею становить 5-45 мкг в день. Абсорбція кобальту з їжі - 30-40 %. За деякими даними, малі кількості абсорбованого кобальту затримуються в організмі на місяці. Кобальт входить до складу вітаміну В12 і необхідний людському організму в цій формі (Алексеев, 2008).

Миш'як. Цей елемент відноситься до неметалів, але вважається досить токсичним. Він розповсюджений у доквіллі в тривалентних і п'ятивалентних сполуках. Арсенат свинцю і метиловані сполуки миш'яку використовуються як гербіциди. Миш'як, що надходить в організм з їжею, ефективно абсорбується з травного тракту і виводиться з сечею як метілмиш'якова і диметил-миш'якова кислоти. Менша частина абсорбованого миш'яку (до 20 %) виводиться з сечею без метилювання. Принаймні, 50 % проковтнутого миш'яку виділяється з сечею протягом тижня. Таким чином, елемент володіє коротким часом напіввиведення. Рослини в змозі накопичувати екстремально високі кількості миш'яку: понад 6000 мг на кг сухої маси і понад 8000 мг на кг золи. Однак отруєння тварин миш'яком через овочі та кормові рослини малоймовірні (Кабата-Пендіас, Пендіас, 1989). Отруєння і хронічні захворювання можуть спричинятися неорганічними сполуками миш'яку. Миш'як характеризується як отруйна речовина, яка негативно діє на метаболізм і, можливо, володіє канцерогенними властивостями (Алексеев, 2008).

Сурма. Цей елемент дуже часто зустрічається разом з миш'яком. Ці два неметали мають кілька тотожних хімічних і фізичних властивостей. Сурма зустрічається в трьох-і п'ятивалентних формах. Денне надходження її з їжею в організм людини становить близько 10 мкг. Сурма не вважається життєво необхідним елементом для людини, проте її розчинні форми споживаються

рослинами з ґрунтів. У їстівних рослинах концентрація сурми коливається в межах 0-4,3 мкг/кг маси (Алексеев, 2008).

Ванадій. Значення елемента для організму людини було встановлено в тридцять років минулого століття. Недолік ванадію в раціоні може привести до карієсу зубів. Ванадій знижує вміст вільного холестерину в плазмі, пригнічує активність трипсину і пепсину, посилює гідроліз гексозодіфосфату. У харчовому раціоні людини істотним джерелом ванадію може служити рослинна їжа. Його вміст у рослинах становить в середньому 1 мкг на кілограм сухої маси. В кінських бобах було виявлено 12 мкг/кг ванадію (Алексеев, 2008).

Стронцій – елемент, що відноситься до третього класу небезпеки, якому приписується основна участь у розвитку дуже серйозного ендемічного захворювання людей і тварин, так званої урвської хвороби (за назвою річки Уров); друга назва – хвороба Кашина-Бека. Вона поширена в російському Забайкаллі, Приамур'ї і Північній Кореї. Вона вражає опорно-руховий апарат і виникає, мабуть, в період зародження організму, точніше, з початком формування кісткового скелета. Вивчення геохімічної ситуації в цьому регіоні показало, що ґрунти і води в ньому характеризуються відносно низьким вмістом кальцію, калію, натрію і високим вмістом стронцію і барію. Отже, небезпека стронцію виникає при порушенні оптимального співвідношення (балансу) лужних і лужноземельних елементів в ґрунтах і рослинах. При нестачі кальцію в їжі і питній воді, на тлі підвищеного вмісту стронцію, останній починає заміщати кальцій в процесі формування кісткового скелета. Зменшення співвідношення Ca/Sr в овочевих і кормових рослинах, використання в сільському господарстві засобів хімізації, які містять у вигляді природної домішки стронцій, повинні бути під увагою у лікарів-гігієністів. Необхідно прагнути до того, щоб співвідношення Ca/Sr в рослинницької продукції було більше, ніж 100. В цьому випадку небажані порушення в організмах людини і тварин мало ймовірні (Алексеев, 2008).

За показниками канцерогенної токсичності хімічні елементи утворюють наступний ряд:

As>Cr>Ni>Pb=Cd=Hg, а за небезпекою мутагенезу, відповідно: Cr>As>Ni>Hg>Cd>Pb (Алексеев, 2008).

3.3. Забруднення ґрунту радіонуклідами

Радіонукліди та іонізуюче випромінювання (радіоактивність)

Термін «радіонуклід» означає «ядро (від лат. nucleus), що здатне до випромінювання» (від лат. «radius» – промінь). Синонім слова «радіонуклід» – радіоактивний ізотоп. Радіонуклід це нестійке утворення, здатне до самовільної трансформації, яке супроводжується викиданням назовні утворених або вилучених з його складу частинок (або "проміння"), що визначають *радіоактивність* (Корсак, 2004). Радіонукліди найчастіше виділяють γ і β випромінювання, значно рідше – α -частинки.

Альфа-частинка(α -частинка) це позитивно заряджена частинка, яка випромінюється ядрами деяких радіоактивних атомів. Потік α -частинок іноді називають α -променями. Кожна альфа-частинка складається з 2 нейтронів і 2 протонів, тобто є ядром атома гелію ${}^4\text{He}^{2+}$. Альфа-частинки є одним з продуктів спонтанного розпаду радіоактивних ізотопів, таких як радій чи торій (Корсак, 2004).

Бета-випромінювання це потік електронів, що виникає при бета-розпаді, які летять із величезною швидкістю (наближеною до швидкості світла).

Гамма-випромінювання або *гамма-промені* – електромагнітне випромінювання найвищої енергії з довжиною хвилі меншою за 1 ангстрем. Утворюється в реакціях за участю атомних ядер і елементарних частинок в процесах розпаду, синтезу, анігіляції, при гальмуванні заряджених частинок великої енергії. Одним із процесів утворення гамма-квантів є випромінювання радіоактивним ядром, яке було утворене в збудженому

стані. Гамма-квант випромінюється за переходу ядра зі збудженого стану в основний. За цього не змінюються ні атомний номер, ні масове число ядра (Корсак, 2004).

Важливою характеристикою радіонуклідів є їх *період напіврозпаду* - проміжок часу, протягом якого розпадається половина кількості ядер радіоактивного ізотопу (які перетворюються в інший елемент або ізотоп). Вимірюється тільки період напіврозпаду, тому що повного розпаду ніколи не відбувається. Період напіврозпаду залишається постійним при будь-якій температурі і тиску, але сильно різниться у різних ізотопів.

Радіоактивність визначається через кількість ядерних розпадів за одиницю часу. В міжнародній системі СІ одиницею кількості радіоактивності є *Беккерель* (1 Бк=1 розп/с). Ще одною одиницею активності є *кюри* (1 Кі = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк). Одиниця визначена за розпадом 1 грама ізотопу Радію-226 (Корсак, 2004).

Радіоактивність ґрунту

Залежно від характеру накопичення радіоактивних елементів в ґрунтах розрізняють *природну* і *штучну* радіоактивність.

Природна радіоактивність ґрунтів зумовлюється природними радіоактивними елементами, які завжди є в ґрунтах і у ґрунтоутворюючих породах. Їх поділяють на дві групи: первинні і космогенні. Первинні елементи, що ті що надійшли в ґрунт з ґрунтоутворюючих порід або з геохімічним потоком з інших територій. Це або елементи, всі ізотопи яких є радіоактивними – уран (17 ізотопів, зокрема ^{238}U , ^{235}U), актиній (14 ізотопів), торій (12 ізотопів, зокрема ^{232}Th), радий (^{226}Ra) та радон (^{222}Rn , ^{220}Rn). Або ізотопи «звичайних» елементів, які здатні до радіоактивного розпаду (^{40}K ; ^{87}Rb ; ^{48}Ca ; ^{96}Zr та ін.). Найбільшу природну радіоактивність з цих елементів має калій. Космогенні радіоактивні ізотопи надходять в ґрунт з атмосфери, де вони виникають в результаті взаємодії космічного

випромінювання з ядрами стабільних елементів. До цієї групи належать тритій (^3H), берилій (^7Be , ^{10}Be) і вуглець (^{14}C) (Корсак, 2004).

Процес природної радіоактивності супроводжує Землю так давно, як давно існують на ній живі організми. З цієї причини все живе на Землі виникало, існувало та розвивалося при безперервному впливі цього геофізичного фактору. Концентрація природних радіонуклідів у ґрунтах істотно збільшується внаслідок технологічних процесів, пов'язаних з видобутком, переробкою та складуванням мінералів, які містять радіоактивні ізотопи, виробництвом і внесенням деяких мінеральних добрив; спалювання вугілля на теплових і електростанціях і т. п.

Вміст урану в промислових рудах складає в середньому 0.1-0.2%, тобто більш ніж 99,9% складають радіоактивні відходи. Результатом цього є надходження і концентрування на денній поверхні величезної кількості природних радіонуклідів. Найбільшу небезпеку в цьому випадку представляють елементи 3-х радіоактивних сімейств ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th і продукти їх розпаду. Джерелами забруднення території радіоактивними елементами на *етапах видобутку урану* є кар'єри, шахти, хвостосховища; виділення радіоактивних газів, в першу чергу, радону з руд і відходів; застосування рудних порід як місцевих будівельних матеріалів, зокрема при будівництві доріг. Рівень випромінювання в деяких районах, зокрема у населених пунктах (Кропивницький, Жовті Води) прилеглих до копалин в 30-100 разів перевищує фонові значення (Корсак, 2004).

Неминуче радіоактивне забруднення ґрунтів відбувається природними радіонуклідами в результаті *виробництва і застосування калійних добрив*. Зокрема калійні добрива є джерелом додаткового надходження ^{40}K в ґрунт. Після внесення деяких видів калійних добрив у ґрунт вміст ^{40}K становить 37-1100 Бк/кг, тоді як у добривах вміст ^{40}K становить приблизно 6000 Бк/кг.

Природні фосфорити, як правило, містять в 10-100 разів більше урану, ніж його середній вміст у земній корі. Іноді концентрація урану в фосфоритах досягає промислових величин. Тривале використання

фосфорних добрив призводить до значного збільшення вмісту урану та продуктів його поділу в ґрунтах. При цьому найбільше зростає кількість доступних для рослин форм радіонуклідів: водорозчинних в 10 разів, кислоторозчинні в 4 рази, порівняно з вихідною породою. Водночас з цим при видобутку фосфоритів і їх переробці утворюються величезні відвали із *фосфогіпсу* з вмістом радіонуклідів у них вище, ніж ГДК. Це створює проблеми, пов'язані з переробкою і захороненням таких відходів, а також рекультивацією даних територій. При постійному використанні фосфогіпсу як меліоранту солонців та солонцевих ґрунтів можливе накопичення радіонуклідів, зокрема ^{90}Sr .

Штучна радіоактивність обумовлена надходженням у ґрунт радіоактивних ізотопів, що утворюються в результаті атомних вибухів в атмосфері, при утилізації відходів атомної промисловості, а також у результаті аварій на атомних підприємствах та випадкових попаданнях у довкілля. Найбільшу небезпеку з цієї точки зору викликають ізомери ^{90}Sr і ^{137}Cs , оскільки саме вони обумовлюють штучну радіоактивність, характеризуються тривалим періодом піврозпаду (близько 30-ти років), мають високу енергію випромінювання і здатні активно включатися в біологічний кругообіг. Загальним для ^{90}Sr і ^{137}Cs є досить повне їхнє поглинання твердою фазою ґрунту, тому основна їхня кількість (80-90 %) закріплюється у верхньому горизонті (0-10см). При цьому найбільшу сорбцію мають ґрунти з високим вмістом гумусу, багаті мулистою фракцією і з монтморилонітовим та гідрослюдним складом глинистих мінералів. За своїми властивостями ^{90}Sr близький до кальцію, а ^{137}Cs до калію. Тому поведінка цих радіоізотопів у ґрунті подібна до поведінки кальцію і калію. Значна частина радіонуклідів цезію і стронцію фіксується ґрунтами за типом обмінного поглинання, хоча ^{137}Cs здатний і до необмінного поглинання. Міграція радіонуклідів також залежить від міцності зв'язків із ґрунтом. У легких ґрунтах вона більш інтенсивна ніж у важких.

Забруднення значної території України після аварії на Чорнобильській АЕС є теж джерелом штучної радіоактивності.

Динаміка радіоактивних елементів у ґрунтах

Вміст в ґрунтах радіоактивних елементів незначний і тому вони не впливають на зміну основних властивостей ґрунту: реакцію ґрунтового розчину, рухомість елементів живлення рослин тощо. Важливе значення для характеристики ґрунтів має гранична концентрація радіоактивних речовин, які надходять з ґрунту в рослинні організми, розподіл їх по профілю та швидкість самоочищення ґрунту від радіоактивного забруднення.

Динаміка радіонуклідів у ґрунтах була добре вивчена на забрудненій в результаті аварії на Чорнобильській АЕС території (ЧАЕС). В ґрунти навколишніх територій потрапили різні радіоактивні елементи (^{134}Cs , ^{137}Cs ; ^{141}Cs ; ^{144}Cs ; ^{90}Sr та інші). Найбільша частина від їх суми припадає на ^{134}Cs ; ^{137}Cs і ^{90}Sr . Проведені в 1986-1989 роках геохімічні дослідження ґрунтів у 30-кілометровій зоні ЧАЕС показали, що механізми міграції даних елементів різноманітні і залежать від форми сполук, в складі яких були вони викинуті з реактора, особливостей клімату і властивостей ґрунту. В основному переміщення радіонуклідів відбувається внаслідок біологічного перемішування ґрунтової маси, вилуговування часток радіоактивного пального крізь пори ґрунту та руху ґрунтової вологи, яка містить розчинені і колоїдні форми радіоактивних елементів (Надточій та ін, 2010).

Потрапляючи в ґрунт, частки радіоактивного пального зазнають хімічних змін, в результаті чого виникають обмінні і необмінні форми сполук. Обмінні форми вбираються ГВК в кількості, яка зумовлена ємністю вбирання цього ґрунту. Наприклад, оскільки дерново-підзолисті ґрунти Київського та Житомирського Полісся мають низьку ємність вбирання, то обмінні форми ^{90}Sr і ^{137}Cs фіксуються ґрунтом лише частково (Надточій та ін., 2010). В цих ґрунтах швидкість вилуговування ^{90}Sr більша, ніж швидкість його закріплення. Частина цього ізотопу в розчиненому стані

мігрує в нижні горизонти ґрунту. Але при випаданні таких сполук на ґрунти з високою ємністю вбирання (сірі лісові, чорноземи, каштанові) проходить майже повне їх закріплення ґрунтом.

^{90}Sr і ^{137}Cs за хімічними властивостями є аналогами Ca і K . Тому поведінка їх в біологічному кругообігу речовин подібна до поведінки зазначених елементів. Кореневі системи рослин однаково засвоюють як кальцій, так і стронцій, як калій, так і цезій. Щоб зменшити засвоєння рослинами зазначених радіоактивних ізотопів, треба підвищувати концентрацію Ca і K внесенням мінеральних добрив (Надточій та ін, 2010; Романчук, 2012).

Розподіл радіоактивних елементів по профілю ґрунту залежить від гранулометричного складу і водного режиму. На глинистих і суглинкових ґрунтах з непромивним режимом основна частина радіонуклідів антропогенного походження протягом багатьох років зберігається у верхньому (до 10 см) шарі. Отже, швидкість вертикальної міграції на таких ґрунтах дуже низька. Значно швидше мігрують радіонукліди вглиб піщаних ґрунтів. За 10-15 років вони проникають на глибину до 40-50 см. При досягненні рівня ґрунтових вод вони починають мігрувати горизонтально і можуть потрапити в гідрологічну мережу (Іванов, 2004).

Отже, процес самоочищення ґрунтів від радіоактивного забруднення залежить від тривалості життя радіоактивних ізотопів та їх міграційної здатності. Прискорити цей процес можна лише вивезенням з поля біомаси рослин, яка ввібрала радіоактивні елементи з ґрунту.

Вторинний горизонтальний перерозподіл радіонуклідів пов'язаний ще і з процесами водної та вітрової ерозії. В залежності від інтенсивності розвитку ерозійних процесів уміст радіонуклідів в орному шарі в депресивних елементах рельєфу може підвищуватися на 75 % від початкових значень. Відповідно змінюються в часі і коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини. Перехід в зернові культури і сіно багаторічних трав цезію-137 за післяаварійний період у порівнянні з 1986-88 роками зменшився на

порядок, але інтенсивність транслокації стронцію-90 практично не змінилася (Надточій та ін., 2010; Романчук, 2012).

Вміст радіонуклідів у сільськогосподарській продукції залежить не тільки від щільності забруднення, але і від типу ґрунтів, їх гранулометричного складу і агрохімічних властивостей, а також біологічних особливостей вирощуваних культур. Доступність радіонуклідів рослинами і рівень забруднення продукції залежить від міцності фіксації як цезію-137, так і стронцію-90 у ґрунті. За період з 1987 по 2015 роки частка фіксованого цезію-137 збільшилася майже у 3 рази і становить 83-98 % від його валового вмісту. Для стронцію-90, навпаки, характерне переважання доступних для рослин форм, частка яких становить лише 57-81 % від валового вмісту і має тенденцію до підвищення в часі. Для забезпечення прогнозу забруднення сільськогосподарської продукції необхідно періодично уточнювати коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту в урожай.

Подальша міграція радіонуклідів за біологічними харчовими ланцюгами залежить, перш за все, від їх розчинності. При випаданні таких частинок на силікатні ґрунти зазвичай відбувається тільки механічне забруднення рослин. А при випаданні радіоактивних частинок, що містять радіоактивний ^{14}C на поверхню рослинного покриву, радіонукліди здатні проникати через листя і стебла рослин, та накопичуватися в них (Іванов, 2004; Господаренко, 2010; Надточій та ін, 2010; Романчук, 2012).

3.4. Забруднення ґрунтів пестицидами

Хлорорганічні пестициди

Хлорорганічні пестициди – найбільш стійкі, токсичні та колись дуже поширені препарати з надвисокими і вираженими кумулятивними властивостями, високою і помірною стійкістю у довкіллі. Введення хлору в органічну сполуку надають їй біологічну активність, яка проявляється у блокуванні важливих біологічних процесів в мікроорганізмах, рослинах та

тваринах, тому вони використовуються для боротьби з шкідливими або небажаними мікроорганізмами, рослинами та тваринами. Високотоксичні, нейротропні отрути, уражають кровотворну систему, печінку, нирки, змінюють гормональну систему та згубно впливають на розвиток ембріона. Також в процесі виробництва цих пестицидів і в ході їх метаболізму в довкіллі утворюються *діоксини*.

У минулі роки хлорорганічні пестициди, широко застосовували для захисту рослин від комах і кліщів (ДДТ, ГХЦГ, гептахлор, поліхлорпінен, поліхлоркамфен та ін.) У зв'язку з тим, що більшість хлорорганічних пестицидів повільно руйнуються в довкіллі, накопичуються в тканинах продуктивних тварин і тим самим знижують санітарну якість харчових продуктів, їх застосування в сільському господарстві України заборонено (Проданчук, 2003; Горбатов, 2008).

Фосфорорганічні пестициди

Фосфорорганічні пестициди являють собою складні ефіри: фосфорної кислоти – діметилдіхлорвінілфосфат (ДДВФ); тіофосфорної – метафос, метіл-нітрофос; дітіофосфорної – карбофос, рогор. Перевагою фосфорорганічних пестицидів є їх відносно мала хімічна і біологічна стійкість. Велика частина їх розкладається в рослинах, ґрунті, воді протягом одного місяця, але окремі інсектициди та акарициди можуть зберігатися протягом року. Основними реакціями розкладання практично всіх фосфорорганічних пестицидів є гідроліз і окислення. Ці реакції протікають як у атмосфері, так і у воді, ґрунті та у більшості біологічних систем. В анаеробних умовах під впливом мікроорганізмів можуть протікати процеси відновлення. Швидкість гідролізу залежить від рН і температури.

Розкладання органічних сполук фосфору у воді, у ґрунті й у рослинному і тваринному організмах протікає значно швидше і з утворенням найпростіших нетоксичних продуктів, хоч у деяких випадках на першій стадії метаболізму утворюються речовини більш токсичні, ніж вихідний

продукт. Досить швидко відбувається деградація органічних сполук фосфору під впливом мікроорганізмів, а також в організмах комах і кліщів. Для вивчення можливості забруднення пестицидами об'єктів довкілля необхідно враховувати не тільки швидкість розкладання основної речовини з утворенням продуктів, які володіють меншою токсичністю, а й швидкість розкладання усіх продуктів до найпростіших сполук (CO_2 , H_2O , H_3PO_4 та ін.).

Пестициди, що відносяться до фосфорорганічних речовин, за невеликим винятком, є високо і середньотоксичними, володіють слабо вираженими кумулятивними властивостями, досить швидко інактивуються в довкіллі. Механізм їх токсичної дії пов'язаний з розладом функцій центральної та периферійної нервової системи (Горбатов, 2008).

Ртутьорганічні сполуки

Найбільш несприятливими властивостями з гігієнічної точки зору володіють *ртутьорганічні сполуки* - гранозан і меркуран. Вони відносяться до сильнодіючих сполук за токсичністю, довгостроково зберігаються у довкіллі та мають яскраво виражені кумулятивні властивості. Потрапляючи в організм людини, вони депонуються в печінці, нирках, головному мозку. Зв'язування ними сульфгідрильних груп тканинних білків призводить до різноманітних метаболічних зрушень і порушень функцій життєво важливих органів і систем.

Сфера застосування гранозана і меркурана в сільському господарстві вельми обмежена: вони використовуються тільки для *протруювання призначеного для посіву зерна з метою забезпечення його збереження і високої схожості*. При цьому зерно фактично перестає бути харчовим продуктом через надзвичайно високої концентрації в ньому отрутохімікатів.

Пестициди, що є ртутьорганічними сполуками, використовують в сільському господарстві для захисту рослин від бактеріальних і грибкових захворювань. Вони застосовуються у вигляді порошків і розчинів для протруєння насіння зернових, технічних, овочевих і декоративних культур.

Найбільш широко використовуються такі: 1) етилмеркурхлорид, що є основою гранозану; 2) етилмеркурфосфат; 3) меркуран – суміш етилмеркурхлориду і гаммаізомерагексахлорана. Всі препарати цієї групи мають високу токсичність, стійкість і яскраво виражені кумулятивні властивості. Органічні сполуки ртуті, проникаючи в організм через органи дихання і шлунково-кишковий тракт, затримуються в мозку, печінці, нирках, стінці жовчного і сечового міхура.

Попадаючи в організм, отрута легко переходить гемато-енцефалічний бар'єр і вибірково вражає мозок. Виділення проходить повільно через нирки і кишковик. Ртутьорганічні сполуки відносяться до ферментних отрут, що зв'язують сульфгідрильні (тіолові) SH-групи. Різко порушується функція ферментних систем, що проявляють активність лише при наявності вільних SH-груп. Дезактивація тіолових груп багаточисельних ферментів вуглеводного, жирового і білкового обміну викликає глибокі трансформації в тканинному просторі (Проданчук, 2003; Горбатов, 2008)

Похідні карбамінової кислоти

Похідні *карбамінової кислоти* займають значне місце серед сучасних пестицидів через те, що вони є високоефективними інсектицидами, фунгіцидами, гербіцидами. До препаратів цієї групи відносяться такі карбамати (Горбатов, 2008):

- севін – застосовується проти шкідників виноградників, плодкових культур, бавовників, має середню токсичність;
- МТД – тетраметилтіурамдісульфід; використовується у вигляді порошків для протруєння насіння; середньотоксичний отрутохімікат;
- цинеб – використовується як фунгіцид, малотоксичний.

У більшості препаратів цього класу виражені кумулятивні властивості. Механізм дії похідних карбамінової кислоти зводяться до пригнічення активності холінестерази з мускарино- і нікотиноподібним ефектом. Сполуки цього типу є отрутами паренхіматозної і нейротропної дії (Проданчук, 2003).

Стойкі органічні забрудники-ксенобіотики

Деякі хімікати одержали назву «стійкі органічні забрудники» (СОЗ, persistent organic pollutants, POP) (UNEP, 2010). Ці сполуки або синтезовані штучно, або є побічними продуктами виробництва, а тому біологи називають їх *ксенобіотиками* – (xeno - чужий, лат.), тобто сполуками, що є чужими для біоти (для довкілля).

На міжнародному рівні (Стокгольмська конференція, 2001) визнається необхідність прийняття негайних глобальних заходів у зв'язку з наступними 12 СОЗ («Брудна дюжина» речовин):

- *пестициди* – алдрін, хлордан, ДДТ (існує обмежене виробництво та використовується тільки як засіб боротьби с малярією), діелдрин, ендрин, гептахлор, мірекс, токсафен;
- *промислові хімікати* – гексахлорбензин (також застосовується як пестицид)**; ПХД (поліхлордифеніл)**;
- *випадкові побічні продукти* – діоксини**, фурани**.

У 2009 році був сформований додатковий список з 9 речовин, але не всі країни приєдналися до поправки (Корсак, 2004).

Міграція пестицидів у ґрунтовому профілі

Міграція пестицидів у ґрунтовому профілі відбувається в основному за рахунок капілярно-гравітаційного переміщення води. Швидкість міграції і глибина проникнення пестицидів залежать від безлічі факторів, пов'язаних як з ґрунтово-кліматичними особливостями (гранулометричним складом, вмістом колоїдів і сорбційною здатністю ґрунтів, кількістю опадів тощо), так і з властивостями та дозами внесених в ґрунт препаратів.

У разі фільтрації під дією сил гравітації перенесення препарату через ґрунтовий профіль зазвичай є комбінацією двох процесів: фронтального потоку і «переважного» масопереносу. Фронтальний потік є однорідний рух води і розчинів через ґрунт. Такий рух розчинів багато в чому обумовлений

наявністю в структурному ґрунті макропор (тріщини, ходи ґрунтової фауни, канали за ходами коренів і т. п). Фронтальний потік визначає переміщення основної маси пестициду, тоді як транзитним потоком переносяться лише мікрокількості препарату. У зоні помірного клімату основна кількість токсикантів в більшості випадків локалізується в шарі 0-30 см. Проникнення незначної кількості пестицидів на велику глибину до 50-80 см, а в окремих випадках до 100-120 см, спостерігається, як правило, у ґрунтах, які характеризуються легким гранулометричним складом і низьким вмістом гумусу, в умовах надмірного зволоження, а також при збільшенні доз або при багаторазовому застосуванні пестицидів. Глибина проникнення окремих пестицидів у межах кожного з класів органічних сполук залежить переважно від ступеня поглинання їх ґрунтом і ступеня розчинності (Овчинникова, 1987). Спадний гравітаційний потік води, який був спричинений атмосферними опадами або талими водами, визначає тотальне зменшення (на 80-85 %) початкової концентрації хімікату в якому завгодно ґрунтовому горизонті (Бондарєв, 1988; Радионовская, 2012; Городиська, 2013).

Деструкція (детоксикація) пестицидів у ґрунті

При вивченні наслідків систематичного застосування пестицидів була встановлена можливість їх перетворення на нетоксичні сполуки шляхом повного розкладання або утворення деяких нетоксичних хімічних комплексів. Це явище отримало назву *детоксикації* або *деструкції*. Зазвичай виділяють групи фізичних, фізико-хімічних і біологічних факторів деструкції.

До *фізичних чинників* відносять сорбцію пестицидів високодисперсними мінералами і органічними ґрунтовими колоїдами. Ефективність цього процесу залежить від властивостей ґрунту, природи та властивостей адсорбенту, кліматичних і екологічних факторів. Так, внесені в ґрунт в період холодної та сирієї погоди пестициди зв'язуються верхнім шаром ґрунту, а тому на цьому етапі, як правило, вживаються різні запобіжні

заходи від їх вимивання та розкладання. При потеплінні вони десорбуються і знову проявляють свою активність. Через деякий час після внесення пестициду в ґрунті встановлюється певна рівновага між сорбованими пестицидами і токсикантами, які знаходяться в розчині. Про ступінь десорбції токсикантів судять за змістом його в рідкій фазі ґрунту. До фізичних факторів детоксикації відносять також випаровування і термічний розклад. Ступінь випаровування пестицидів з ґрунту сильно залежить від його вологості – сорбція легколетких пестицидів сухим ґрунтом набагато вища, ніж сорбція вологим. Розкладання токсикантів посилюється з підвищенням температури.

З фізико-хімічних факторів деструкції речовин-ксенобіотиків найбільш істотним є фоторозкладення (фотоліз), початком якого є дія довгохвильових ультрафіолетових променів сонячної радіації. При цьому відбувається фотоокислення багатьох пестицидів та їх метаболітів, які знаходяться на поверхні ґрунту. На цьому етапі фотолітичного розкладання пестициду особливого значення набуває взаємодія його з молекулами ґрунтової води. Важливу роль відіграє рН розчину, який утворюється в поверхневих шарах ґрунту, його температура властивості присутніх в водному розчині інших сполук. Під дією короткохвильової частини сонячної радіації багато фенолів та близьких до них сполук здатні перетворитися у менш токсичні продукти.

Хімічні перетворення пестицидів в ґрунті в основному являють собою гідролітичні та окисні процеси, швидкість яких залежить від виду та числа атомів галоїдів, довжини вуглеводневого ланцюжка тощо. Збільшення контакту токсикантів з ґрунтом прискорює гідроліз (наприклад, колоїдна фракція ґрунту каталізує реакції пестицидів з активними частками ґрунтових компонентів). Значна роль в хімічному розкладанні пестицидів пов'язана з вільними радикалами. Джерелами вільних радикалів в ґрунті є гумінові кислоти, а також смоли, пігменти, антибіотики, вітаміни.

Біологічне перетворення і розкладання пестицидів у ґрунті обумовлено, головним чином, мікробіологічною детоксикацією. Встановлено, що

мікробіологічне розкладання пестицидів є головним шляхом детоксикації ґрунтів, а будь-яка активізація мікробіологічної діяльності сприяє зникненню отрутохімікатів з ґрунтів. Швидкість мікробіологічного розкладання пестицидів у ґрунті визначається вмістом гумусу, температурою і вологістю ґрунту, вмістом поживних речовин та іншими факторами. Хороші умови для розвитку ґрунтових мікроорганізмів інтенсифікують і біологічну детоксикацію пестицидів.

Деструкція пестицидів, є важливою екологічною функцією ґрунтової мікробіоти. Активну участь у деструкції хімічних речовин беруть автоморфні мікроорганізми, які можуть змінювати хімічну будову молекул ксенобіотиків, або фрагментально, або повністю розкласти ксенобіотики до CO_2 , H_2O , H_2 , NH_3 (Іутинська, 2006).

Проте у мікробній трансформації пестицидів є і зворотній негативний бік, оскільки проміжні продукти, що є фрагментами вихідних сполук, за своїми токсичними властивостями часто можуть конкурувати з пестицидами. Наприклад, в процесі деградації гербіциду ордрам, який використовується на посівах рису, утворюється декілька кетопохідних, які значно більш токсичні ніж вихідний продукт (Надточій та ін., 2010).

Реально в ґрунті на пестициди діють одночасно і фізичні, і фізико-хімічні, і хімічні, і біологічні чинники. А отже в цілому на швидкість розкладання пестицидів у ґрунті впливає гранулометричний склад ґрунту, реакція його середовища, гідротермічні умови. На суглинних ґрунтах пестициди розкладаються швидше, ніж в ґрунтах легкого складу, а хлорорганічні пестициди у кислому ґрунті зберігаються довше, ніж в лужному. Органічна речовина ґрунту зв'язує багато пестицидів в водонерозчинні і важкодоступні для ґрунтових організмів форми, внаслідок чого токсиканти не піддаються гідролізу і, попри високу біологічну активність гумусованих ґрунтів, зберігаються в них тривалий час. Підвищена температура ґрунту сприяє десорбції пестицидів, зв'язаних з колоїдами. На ці

процеси також впливають окисно-відновні умови ґрунту: одні пестициди швидше метаболізуються в анаеробних умовах, інші – в аеробних.

3.5. Вплив кислотних опадів на ґрунт

Дощова вода вважається такою, яка має кислу реакцію, якщо її рН менше ніж 5. В наш час дощова та снігова вода часто є просто слабким розчином сірчаної та азотної кислоти. Навіть нормальна дощова вода має слабкокислу реакцію через наявність у повітрі діоксиду вуглецю.

Кислотний дощ утворюється в результаті реакції між водою та речовинами, що забруднюють атмосферу, а саме: оксидами сірки (SO_2 і SO_3) та оксидами азоту (NO_2 , N_2O_3). Ці речовини викидаються в атмосферу автомобільним транспортом, а також в результаті діяльності металургійних підприємств та теплових електростанцій. Сполуки сірки, сульфідів, самородна сірка містяться у вугіллі та у рудах. Особливо багато сульфідів міститься в бурому вугіллі, при спалюванні якого утворюються летючі сполуки - оксид сірки (сірчистий ангідрид) та сірководень. Остання сполука утворюється в малих кількостях при недостатньому випалюванні або неповному згорянні, при низькій температурі.

Різні сполуки азоту містяться в вугіллі, і, особливо, в торфі (азот, як і сірка, входить до складу біологічних структур, з яких утворилися ці корисні копалини). При спалюванні таких копалин утворюються оксиди азоту.

Оксиди сірки та азоту, вступаючи в реакцію з водою атмосфери, під впливом сонячного випромінювання, або так званих «фотохімічних реакцій» перетворюється в розчини кислот– сірчаної, сірчистої, азотистої та азотної, які разом зі снігом або дощем випадають на поверхню ґрунту. Є свідчення, що після подібного дощу спостерігається зменшення рН на півтори одиниці у вертикальному розрізі ґрунтів до глибини 35 см.

При попаданні кислотних опадів у ґрунт підкислюється ґрунтовий розчин, що призводить до:

- руйнації кристалічних решіток мінералів та появи у ґрунтовому розчині токсичного для рослин алюмінію;
- пригнічення мікробіологічної діяльності;
- погіршення фізичних та водно-фізичних властивостей ґрунтів;
- збіднення і зниження родючості ґрунту у зв'язку з нестачею поживних речовин.

Нормування впливів «кислотних опадів» на ґрунт виконується на основі групування ґрунтів за ступенем кислотності та лужності (ДСТУ 4362:2004), що наведено у таблиці 2.22.

3.6. Нормування вмісту у ґрунті важких металів, радіонуклідів та залишків пестицидів

Концепція ГДК

Визначення нормативів якості довкілля та харчових продуктів спирається на концепцію порогів впливу. Поріг шкідливої дії – це мінімальна доза речовини, при якій в організмі стаються зміни, що виходять за межі нормальних фізіологічних реакцій. Отож, гранична доза речовини (або поріг дії) викликає в біологічного організму реакцію, що порушує його нормальний стан.

Гранично допустимі концентрації (ГДК) – це такий норматив вмісту шкідливих речовин в одиниці об'єму повітря, води; маси харчових продуктів або ґрунту, який практично не впливає на здоров'я людини в певний проміжок часу і не викликають негативних наслідків у його потомства.

Методика нормування вмісту хімічних речовин в ґрунті відрізняється від методик для інших середовищ тим, що *контакт людини з ґрунтом найчастіше не прямий, а опосередкований*. Він відбувається за ланцюжками: «ґрунт-рослина-людина» або «ґрунт-рослина-тварина-людина» або «ґрунт-повітря-людина» або «ґрунт-вода-людина».

ГДК хімічних речовин у ґрунтах – це така їх концентрація, при якій вода і повітря, що контактують з цим ґрунтом, а також живі організми, що пов'язані з ним трофічними ланцюгами (перш за все, це рослини) безпечні для живих організмів. На цій підставі гранично допустимі концентрації хімічних речовин для ґрунтів встановлюються за чотирма обов'язковими показниками:

- загальносанітарним показником (що узвичаєно для інших природних середовищ),
- міграційним водним,
- міграційним повітряним,
- транслокаційним.

Загальносанітарний показник характеризує вплив речовини на здатність ґрунту до самоочищення, а також вплив забрудника на ґрунтовий мікробіоценоз у кількостях, які докорінно не змінюють базові мікробіологічні процеси у ґрунті. Показники *водної й повітряної міграції* характеризують здатність ґрунтів створити безпечний рівень вмісту цих речовин, відповідно, у поверхневих та ґрунтових водах та у приземному шарі повітрі. *Транслокаційний* показник вказує на здатність ґрунтів забезпечити допустимий вміст хімічних речовин у рослинах (зокрема, у сільськогосподарських і, в першу чергу, у тих, які споживаються безпосередньо без попередньої переробки). Як правило, за щонайменшим рівнем названих показників і встановлюється ГДК для ґрунтів.

Крім ГДК інколи використовується *тимчасовий норматив ОДК* (орієнтовно допустима кількість), який одержують розрахунковим шляхом і переглядають кожні 3 роки або змінюють на ГДК після отримання необхідних додаткових даних.

Кларки ґрунтів

Нормування вмісту забрудників у ґрунтах, згідно вище визначеної концепції ГДК, пов'язано з визначенням якогось мінімального значення

вмісту у ґрунті забрудника є не пересічно важкою і вкрай суб'єктивною задачею. А тому в якості еталонного значення при розробці ГДК та ОДК враховується *фоновий вміст хімічного елемента* або у навколишньому середовищі, або в антропогенно не перетворених ґрунтах, який має назву «*кларкове число*» (або «*кларк*»). Кларк вказує на природний середній вміст певного хімічного елемента у ґрунті. Цей вміст визначається або у об'ємних відсотках (%), або у мільйонних частках (г/т або мг/кг).

Зараз найкраще визначені кларкові числа для міських ґрунтів (Алексеенко, Алексеенко, 2014), які формуються під постійним та інтенсивним впливом антропогенної діяльності. Можна вважати, що ці ґрунти зазнали найбільшого техногенного тиску в порівнянні з іншими геохімічними системами біосфери в цілому. Встановлення кларків міських ґрунтів обумовлено необхідністю застосовувати якісь «відправні точки» відліку вмісту певних речовин, своєрідні часові «репери» для наступних висновків про забруднення ґрунтів населених пунктів.

Що стосується кларків орних ґрунтів, то вони залежать, у першу чергу, від хімічного складу ґрунтоутворної породи та специфіки ґрунтоутворення певних ґрунтів. Процес перетворення рослинних решток у гумус супроводжується інтенсивною акумуляцією певних хімічних елементів у гумусовому горизонті. Важливим фактором вертикальної диференціації хімічних елементів у ґрунтах є вертикальна міграція водних розчинів і пов'язане з нею вилуговування. Різне поєднання процесів біогенної акумуляції та вилуговування призводить до формування в розрізі ґрунтових горизонтів з особливими фізико-хімічними умовами. При цьому в ґрунтах на межі різних горизонтів часто з'являються певні геохімічні бар'єри, де відбувається концентрація окремих хімічних елементів (їх сполук). Отже процес генезису ґрунтів практично завжди призводить до вертикальної диференціації хімічних елементів.

В результаті з однорідної гірської породи поступово формується ґрунтовий профіль з горизонтами, які відрізняються за своїми геохімічними

Таблиця 3.1. Регіональні кларки важких металів для ґрунтів України, мг/кг (Медведев, 2012).

Зона		Елементи									
		Pb	Zn	Mn	Cu	Co	Mo	Sr	Cr	V	Ni
Полісся	середнє	11,4	42	395	8	10	2,4	118	39	16	12
	діапазон	6-24	8-96	75-1400	1,4-20	2,5-20	1,5-5,0	80-520	20-67	8-29	9-12
Лісостеп	середнє	10	52	735	20	17	2,8	119	51	52	26
	діапазон	-	20-90	240-3000	10-48	8-40	0,9-6,3	52-250	18-100	16-201	10-80
Степ	середнє	13	62	670	27	16	3,8	142	85	68	25
	діапазон	10-15	33-100	200-1600	10-64	8-27	2,9-5,6	100-220	40-150	42-130	19-40
Крим:Степ	середнє	10	69	845	31	24	1,8	112	96	119	53
	діапазон	-	40-190	520-1100	12-47	10-30	2,0-3,8	30-300	40-156	33-120	10-47
Крим: Гори	середнє	-	60	933	83	27	1,1	-	-	253	53
	діапазон	-	45-70	500-1267	55-125	23-32	0,5-1,7	-	-	148-267	43-63
Предкарпат- тя	середнє	-	84	676	23	17	-	-	90	106	39
	діапазон	23-168	45-237	150-1575	5-79	5-32	0,4-3,0	138-145	30-282	49-282	8-110
Карпати: Гори	середнє	61	50	924	25	21	-	-	140	71	31
	діапазон	-	45-70	500-1500	20-40	15-40	-	126-145	100-160	46-90	25-40

особливостями. При вивченні ґрунтів заведено виділяти «головний горизонт», або «центр ґрунту», що визначає його своєрідність в цілому. Як правило, таким центром є верхній горизонт Н (Перельман, Касимов, 1999). У ньому найбільш енергійно розкладаються органічні речовини і відзначається найбільша напруга всіх геохімічних процесів. Лише іноді «центром ґрунтів» стає будь-якої іншої горизонт. Наприклад, в солонцях центром вважають солонцевий горизонт S.

Однією з відмінних геохімічних особливостей ґрунтів є виключна просторова нерівномірність поширеності хімічних елементів. Вміст більшої частини хімічних елементів у ґрунтах різних районів може відрізнитися в сотні і тисячі разів. Найменший розкид в цій геохімічній системі характерний для таких найбільш поширених елементів, таких як Si, Al. Їх середні вмісти в ґрунтах різних регіонів зазвичай змінюються лише у десятки разів. У зв'язку з цим для геохімічної характеристики ґрунтів певного регіону доцільно використовувати фонові вмісти елементів, а при використанні середніх вмістів елементів, бажано вказувати їх помилку, та ще і з певною ймовірністю (Алексеенко, Алексеенко, 2014).

Таблиця 3.2. ГДК для ґрунтів України, мг/кг ґрунту

Елементи	ГДК з урахуванням фону (кларку)	Показники шкідливості			
		Транс локаційний	Водно- міграційний	Повітряно- міграційний	Загально- санітарний
Валовий вміст					
Марганець	1500	3500	1500	-	1500
Ванадій	150	170	350	-	150
Ванадій + Марганець	100+1000	150+1500	200+2000	-	100+1000
Миш'як	2,0	2,0	15	-	10
Ртуть	2,1	2,1	33,3	2,5	5,0
Свинець	30(фон+20)	35	260	-	30
Свинець + Ртуть	20+1	20+1	30+2	-	30+2
Сурма	4,5	4,5	4,5	-	50
Мідь	55(фон+35)	-	-	-	-
Нікель	85(фон+45)	-	-	-	-
Цинк	100(фон+50)	-	-	-	-
Рухомі форми, що вилучаються ацетатно-амонійним буферним розчином із рН=4.8					
Кобальт	5,0	25	>100	-	5,0
Мідь	3,0	3,5	72	-	3,0
Нікель	4,0	6,7	14	-	4,0
Цинк	23	23	200	-	37
Свинець	6,0	За загально санітарним показником			
Фтор	2,8	За транс локаційним показником			
Хром	6,0	За загально санітарним показником			
Рухомі форми, що вилучаються ацетатно-амонійним буферним розчином за інших рН					
Марганець	рН=4,0	60			
	рН=5,1-6,0	80			
	рН=6,0	100			
Водорозчинні форми					
Фтор	10	10	10	-	25

Звичайно ж, у багатьох випадках визначальний вплив на концентрацію елементів у ґрунтах надають геохімічні і мінералого-петрографічні особливості ґрунтоутворних гірських порід. Отже, можна і апріорі, і спираючись на вже наявні дані, говорити про те, що певні геохімічні провінції відрізняються ще і за геохімічними особливостями ґрунтів. Це робить важливими визначення кларкового вмісту елементів в ґрунтах окремих регіонів. Оскільки такі регіони зазвичай представляють досить велику територію, то при розрахунку регіональних кларків хімічних елементів у ґрунтах роль інших (крім гірських порід) природних чинників нівелюється. У зв'язку з цим, жоден з них не буде так впливати на

Таблиця 3.3 Гранично допустимі кількості (ГДК) важких металів та елементів забруднювачів в ґрунтах, мг/кг.

Елементи	Рухомі форми	Валовий вміст
Кобальт	5,0	–
Мідь	3,0	Фон+35,0
Нікель	4,0	Фон+45,0
Свинець	6,0	Фон+20,0
Цинк	23,0	Фон+50,0
Фтор	2,8	–
Хром	6,0	0,05
Миш'як	–	2,0
Кадмій	0,7	3,0
Ртуть	–	2,1
Марганець	–	1500,0

Таблиця 3.4. Гранично допустимі кількості залишкових пестицидів в ґрунті, мг/кг.

Пестицид	ГДК
ДДТ і його метаболіти	0,1
ГХЦГ (сума ізомерів)	0,1
2,4 – Д (амінна сіль)	0,25

Таблиця 3.5. Групування ґрунтів за щільністю забруднення цезієм ^{137}Cs та стронцієм ^{90}Sr , $\text{Ки}/\text{км}^2$.

Радіонукліди	Зона			
	умовно чиста	посиленого контролю	добровільного гарантованого відселення	обов'язкового відселення
^{137}Cs	1,0	1,0-5,0	5,1-15,0	>15,0
^{90}Sr	<0,02	0,02 – 0,15	0,16 – 3,0	>3,0

геохімічний статус ґрунтів, як геолого-геохімічні особливості саме гірських ґрунтоутворюючих порід. Кларкові числа важких металів для ґрунтів України визначені фахівцями ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського та наведені у таблиці 3.1. Ці дані використовувалися при розробці методики ґрунтово-агрохімічного обстеження сільськогосподарських земель та створенні еколого-агрохімічних паспортів ґрунтів конкретних полів.

ТЕМА 1. ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ЩОДО ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОД І ЇХ НОРМАТИВІВ

1.1 Показники якості природних вод

1.1.1 Коротко про показники

Якість природних вод (властивості і склад, у цілому стан) задається показниками. Це може бути один показник або цілий набір показників.

Набір показників за їх особливостями можна поділити на різні групи. По тому, що характеризують показники, вони можуть бути:

- загальними і специфічними;
- фізичними, хімічними та біологічними;
- простими, груповими та комплексними.

За призначенням показники можна поділити на *основні* і *додаткові*, *лімітуючі* (нормовані) і *репрезентативні*.

Крім того, по тому, як показники характеризують водне середовище, вони можуть бути *кількісними*, *якісними* та *змішаними*.

Кількісні (абсолютні та відносні, розмірні та безрозмірні) показники чисельно характеризують склад і властивості води. Концентрація речовини у воді – це як правило абсолютний (розмірний) показник. Частіше за все він має розмірність мг/дм^3 , г/м^3 , рідше – мкг/дм^3 , нг/дм^3 . Кількість плаваючих домішок, у тому числі нафтових плівок і агрегатів (грудочок), характеризують концентрацією з розмірністю мг/м^2 , мкг/м^2 та нг/м^2 . Крім того, цей показник може бути безрозмірним (відносним) – солоність морської води вимірюється в ‰ (г/кг).

Якісні показники – це словесна характеристика природних вод (за токсобністю води можуть бути *оліго-*, *мезо-* або *політоксобрними*).

Змішані – словесна і чисельна характеристика («прісна» – це вода з мінералізацією до 1000 мг/дм^3).

Один показник, що характеризує якість води у цілому, як правило, є якісним або змішаним (комплексним).

Кожен показник одночасно входить до різних груп. Наприклад, температура є загальним, фізичним, простим, кількісним показником; мінералізація – загальний, хімічний, груповий, змішаний показник; трофність – загальний, біологічний, комплексний, якісний показник; нафтопродукти – специфічний, хімічний, груповий, кількісний показник.

Розглянемо ці групи показників.

1.1.2 Загальні і специфічні, основні і додаткові

Загальні показники є характерними для будь-яких водних об'єктів. Найбільша частина з них обов'язково входить до повних програм спосте-

режень за якістю вод. Деякі показники виділені окремо у санітарних та рибогосподарських нормах.

Перелік загальних вимог до складу і властивостей води у водних об'єктах господарсько-питного та комунально-побутового призначення включає такі показники: завислі речовини, плаваючі домішки, забарвлення, запахи, присмаки, температура, рН, мінералізація, розчинений кисень, БСК_{повн}, ХСК, хімічні речовини, збудники хвороб, лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП), колифаги.

Загальні вимоги до складу та властивостей води водних об'єктів рибогосподарського призначення включають усі перелічені показники (крім ХСК, ЛКП та колифаги; вони не нормовані у рибогосподарських нормах) і додатково такий показник як токсичність.

Присутність у воді *специфічних* показників обумовлена місцевими природними умовами, а також особливостями антропогенного впливу на водний об'єкт (феноли, нафтопродукти, важкі метали, пестициди, СПАР тощо).

До переліків санітарно-гігієнічних і рибогосподарських ГДК речовин входить частина загальних та всі специфічні показники.

Загальні показники іноді називають основними. Однак цей термін найчастіше використовують у випадках, коли йдеться про показники, значення яких суттєво перевищує нормативи. Такі показники у першу чергу повинні бути внесеними до програм спостережень за якістю води у розглядуваному водному об'єкті. Тому, *основні* – це показники, які мають пріоритет при організації спостережень. Ця група може об'єднувати і загальні, і специфічні показники.

Додаткові показники сумісно з основними складають повні або розширені програми спостережень.

1.1.3 Фізичні, біологічні та хімічні

Фізичні показники якості характеризують властивості вод. Усі ці показники є загальними. До них відносяться такі показники [11].

Забарвлення (кольоровість). Забарвлення води обумовлюється вмістом органічних (забарвлених) сполук. Речовини, які визначають забарвлення води, надходять у воду внаслідок вивітрювання гірських порід, внутрішньоводоймових процесів продукування, з підземним стоком, із антропогенних джерел. Інтенсивне забарвлення знижує органолептичні властивості води, зменшує вміст розчиненого кисню. Забарвлення вимірюється у градусах.

Запах. Запах води створюється специфічними речовинами, які надходять у воду в результаті життєдіяльності гідробіонтів, розкладання органічних речовин, хімічної взаємодії компонентів, які є у воді, і надходження з внутрішніх (алохтонних) джерел. Запах води вимірюється у балах.

Температура води. У водних об'єктах температура є результатом одночасної дії сонячної радіації, теплообміну з атмосферою, переносу тепла течіями, перемішування водних мас і надходження підігрітих вод із зовнішнього джерела. Температура впливає практично на всі процеси, від яких залежать склад і властивості води. Температура води вимірюється в градусах Цельсія ($^{\circ}\text{C}$).

Прозорість. Прозорість води залежить від ступеня розсіювання сонячного світла у воді речовинами органічного і мінерального походження, які знаходяться у воді у завислому і колоїдному стані. Прозорість визначає перебіг біохімічних процесів, які потребують освітленості (первинне продукування, фотоліз). Прозорість вимірюється у сантиметрах.

Електропровідність – це чисельний вираз здатності водного розчину проводити електричний струм. Електрична провідність природної води залежить, в основному, від концентрації розчинених мінеральних солей і температури. Одиниця вимірювання – міліСіменс/см (мСм/см) [15].

Природні води являють собою суміш розчинів електролітів. Мінеральну частину розчинів складають іони Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- . Саме ними обумовлюється електропровідність природних вод. Рівні електропровідності природної води приблизно орієнтують на ступені її мінералізації. Ускладнення, що виникають при оцінках сумарної мінералізації по питомій електропровідності, пов'язані з неоднаковою питомою електропровідністю розчинів різних солей, а також з підвищенням електропровідності при збільшенні температури.

Нормовані величини мінералізації приблизно відповідають питомій електропровідності 2 мСм/см (1000 мг/дм^3) і 3 мСм/см (1500 мг/дм^3) як хлоридній (в перерахунку на NaCl), так і карбонатній (в перерахунку на CaCO_3) мінералізації.

Окисно-відновний потенціал (Eh) – це міра хімічної активності елементів або їх сполук у зворотних хімічних процесах, пов'язаних із зміною заряду іонів в розчинах [15]. Значення окисно-відновних потенціалів вимірюється у вольтах (мілівольтах). В природній воді значення Eh коливається від 400 до + 700 мВ. Визначається сукупністю окиснювальних і відновних процесів і в умовах рівноваги характеризує середовище за всіма елементами зі змінною валентністю. Встановленням редокс-потенціалу, також, визначаються умови, при яких можлива міграція металів. За редокс-потенціалом розрізняють декілька типів ситуацій у природних водах:

1. *Окиснювальний тип* – із значеннями Eh^+ (100–150) мВ та присутністю вільного O_2 , а також цілого ряду елементів у вищій формі своєї валентності (Fe^{3+} , Mo^{6+} , As^{5+} , V^{5+} , U^{6+} , Sr^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{4+}).

2. *Перехідний окисно-відновний тип* – з значеннями Eh^+ (100–0) мВ, нестійким геохімічним режимом при змінній концентрації H_2S і кисню. В цих умовах відбувається слабке окислення і слабке відновлення металів.

3. *Відновний* – характеризується негативними значеннями Eh з при-

сутністю у підземних водах металів низького ступеня валентності (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Mo^{4+} , V^{4+} , U^{4+}), а також H_2S .

Біологічними показниками якості характеризують кількість живих організмів у воді, а також у цілому стан вод. Як і фізичні показники вони усі є загальними. До біологічних показників відносять бактеріологічні і гідробіологічні [11].

Бактеріологічні показники характеризують забруднення води патогенними мікроорганізмами. До числа найважливіших бактеріологічних показників відносять: *колі-індекс* – кількість кишкових паличок в 1 дм^3 води; *колі-тітр* – об'єм води, який припадає на одну кишкову паличку; лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП); чисельність коліфагів.

Гідробіологічні показники дають можливість оцінити якість води за кількістю тварин і рослинності водойм. Зміна видового складу водних екосистем може відбуватися при настільки слабкому забрудненні водних об'єктів, що не виявляється ніякими іншими методами. Тому гідробіологічні показники є найбільш чутливими.

До них відносять такі показники: загальну чисельність (біомасу) особин усіх видів; кількість (біомасу) особин одного виду; сапробність; трофність; індекси видової різноманітності та інші.

Сапробність – це ступінь насичення води органічними речовинами. Відповідно до цього підходу водні об'єкти (або їх ділянки) у залежності від вмісту органічних речовин підрозділяють на *полісапробні*, *мезосапробні* та *олігосапробні*. Найбільш забрудненими є полісапробні водні об'єкти. Кожному рівню сапробності відповідає свій набір *індикаторних організмів-сапробіонтів*. На основі індикаторної значущості організмів і їх кількості обчислюють індекс сапробності, за яким визначається рівень сапробності.

Трофність являє собою характеристику первинного продукування водного об'єкта. Вона залежить від цілого ряду фізичних властивостей водного середовища і його хімічного складу. Води можуть бути з низьким (*оліготрофні*), з середнім (*мезотрофні*), з високим (*евтрофні*), з дуже високим (*політрофні*) і з надзвичайно високим (*гіпертрофні*) первинним продукуванням.

Індекси видової різноманітності (Маргалєфа, Менхінка, Шенона та ін.) характеризують *структуру водних екосистем*, що перебуває в залежності від стану водного середовища. Як правило, видова різноманітність зміншується зі збільшенням ступеня забруднення водних об'єктів. Тому зміна структурних характеристик екосистеми є показником зміни якості води.

Хімічні показники характеризують склад природних вод. Вони можуть бути [11] загальними і специфічними. До числа *загальних* хімічних відносяться наступні показники якості води.

Завислі речовини. Джерелами завислих речовин можуть служити процеси ерозії ґрунтів і гірських порід, розмив донних відкладів, продукти

метаболізму і розкладання гідробіонтів, продукти хімічних реакцій і антропогенні джерела. Завислі речовини впливають на глибину проникнення сонячного світла, погіршують життєдіяльність гідробіонтів, призводять до замулювання водних об'єктів, зумовлюючи їхнє екологічне старіння (евтрофування). Вміст завислих речовин вимірюється в г/м^3 (мг/дм^3).

Водневий показник (рН). У природних водах концентрація іонів водню залежить, головним чином, від співвідношення концентрації вугільної кислоти та її іонів. Джерелами вмісту іонів водню у воді є також гумінові кислоти, присутні у кислих ґрунтах і, особливо, у болотних водах, та гідроліз солей важких металів. Від рН залежить розвиток водних рослин, характер протікання процесів продукування.

Мінералізація визначається за сумарним вмістом семи головних іонів: K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- . Основними джерелами підвищення мінералізації є ґрунтові і стічні води. Негативний вплив на людину і гідробіонтів справляє як висока, так і надмірно низька мінералізація води.

Жорсткість є властивістю природної води, зумовленою, головним чином, розчиненими в ній солями кальцію і магнію. Кальцій і магній складають більшість мінералів, що утворюють поверхневі ґрунтові шари. В природних умовах іони кальцію, магнію та інших лужноземельних металів потрапляють у воду при взаємодії розчиненого у воді CO_2 з карбонатними мінералами. Джерелом цих іонів можуть бути також мікробіологічні процеси в ґрунтах на площі водозбору або у донних відкладах чи у техностоках.

Загальну жорсткість визначає сумарний вміст солей кальцію і магнію. Вона підрозділяється на карбонатну і некарбонатну. *Карбонатна* – визначається концентрацією гідрокарбонатів і карбонатів (при $\text{pH} > 8,3$), солями кальцію і магнію.

Некарбонатна – концентрацією розчинених у воді кальцієвих і магнієвих солей сильних кислот (хлоридів, сульфатів, ін.). При кип'ятінні гідрокарбонати переходять в карбонати і випадають в осад. Тому карбонатну жорсткість називають *тимчасовою* або *переборною*. Жорсткість, що залишається після кип'ятіння, називається *постійною*. Жорсткість вимірюється в мг-екв/дм^3 , коливається в широких межах.

Розчинений кисень. Основними джерелами надходження кисню у водні об'єкти є газообмін з атмосферою (атмосферна реаерація), фотосинтез, а також дощові і талі води, що, як правило, перенасичені киснем. Окисні реакції є основними джерелами енергії для більшості гідробіонтів. Основне споживання розчиненого кисню відбувається у процесі дихання гідробіонтів і окислювання органічних речовин мікроорганізмами. Низький вміст розчиненого кисню (анаеробні умови) позначається на всьому комплексі біохімічних і екологічних процесів у водному об'єкті.

Біохімічне споживання кисню (БСК). БСК визначається як кількість кисню, що споживається мікроорганізмами при окислюванні органічних

речовин, які містяться в одиниці об'єму води, за визначений період часу. На практиці БСК оцінюють за п'ять діб (БСК₅) та за двадцять діб (БСК₂₀). Зазвичай БСК₂₀ трактують як повне БСК (БСК_{ПОВН}), ознакою якого є початок процесів нітрифікації в пробі води. БСК є оцінкою загального забруднення води органічними речовинами.

Хімічне споживання кисню (ХСК). ХСК визначається як кількість хімічного окислювача у перерахунку на кисень, необхідний для окислювання органічних і мінеральних речовин, що містяться в одиниці об'єму води. При визначенні ХСК використовують біхромат калію (K₂Cr₂O₇). Насамперед ХСК дозволяє судити про забруднення води органічними речовинами, але як і БСК не дає інформації про склад забруднення.

Азот. Азот може знаходитись в природних водах у вигляді вільних молекул N₂ і різноманітних сполук у розчиненому, колоїдному або завислому стані. У загальному азоті природних вод прийнято виділяти органічну і мінеральну форми. Основними джерелами надходження азоту є внутрішньоводоймові процеси, газообмін з атмосферою, атмосферні опади й антропогенні джерела. Різні форми азоту можуть переходити одна в іншу в процесі кругообігу азоту. Азот відноситься до числа найважливіших лімітуючих біогенних елементів. Високий вміст азоту прискорює процеси евтрофування водних об'єктів.

Фосфор. Фосфор у вільному стані в природних умовах не зустрічається. У природних водах фосфор знаходиться у вигляді органічних і неорганічних сполук. Основна маса фосфору знаходиться в завислому стані. Сполуки фосфору надходять у воду в результаті внутрішньоводоймових процесів, вивітрювання і розчинення гірських порід, обміну з донними відкладами і з антропогенних джерел. На вміст різних форм фосфору впливають процеси його кругообігу. На відміну від азоту кругообіг фосфору незбалансований, що визначає його більш низький вміст у воді. Тому фосфор найчастіше виявляється тим біогенним елементом, вміст якого визначає характер процесів продукування у водних об'єктах.

До *специфічних* хімічних показників якості води, що зустрічаються найчастіше, відносяться:

Феноли. Вміст фенолів у воді, поряд із надходженням їх з антропогенних джерел, може визначатися метаболізмом гідробіонтів і біохімічною трансформацією органічних речовин. Джерелом надходження фенолів є гумінові речовини, що утворюються в ґрунтах і торфовищах. Феноли справляють токсичний вплив на гідробіонтів і погіршують органолептичні властивості води.

Нафтопродукти. До нафтопродуктів відносять палива, олії, бітуми і деякі інші продукти, що представляють собою суміш вуглеводнів різних класів. Джерелами надходження нафтопродуктів є виливи при їх видобутку, переробці і транспортуванні, а також стічні води. Незначна кількість нафтопродуктів може виділятися в результаті внутрішньоводоймових про-

цесів. Вуглеводні, які входять до складу нафтопродуктів, мають токсичний і, до деякої міри, наркотичний вплив на живі організми, вражаючи серцево-судинну і нервову системи.

ПАР і СПАР. До поверхнево активних речовин (ПАР) відносять органічні речовини, що мають різко виражену спроможність до адсорбції на поверхні поділу «повітря – рідина». У переважній більшості поверхнево-активні речовини, що потрапляють у воду, є синтетичними (СПАР). СПАР мають токсичний вплив на гідробіонтів і людину, погіршують газообмін водного об'єкта з атмосферою, знижують інтенсивність внутрішньоводомових процесів, погіршують органолептичні властивості води. СПАР відносяться до речовин, що повільно розкладаються.

Пестициди. Під пестицидами розуміють велику групу штучних хлорорганічних і фосфорорганічних речовин, застосовуваних для боротьби з бур'янами, комахами і захворюваннями сільськогосподарських рослин. Основним джерелом їх надходження є поверхневий і дренажний стік із сільськогосподарських територій. Пестициди мають токсичну, мутагенну і кумулятивну дію, руйнуються повільно.

Важкі метали. До цієї групи відносяться метали з питомою вагою більшою, ніж у заліза. З них найбільш поширеними є свинець, мідь, цинк, а найбільш небезпечними – ртуть, свинець, кадмій, миш'як. Важкі метали мають мутагенну і токсичну дію, різко знижують інтенсивність біохімічних процесів у водних об'єктах.

1.1.4 Прості, групові та комплексні

Прості показники характеризують властивість водного середовища або кількість конкретної речовини чи живих організмів одного виду у ньому. Наприклад, температура, прозорість, кольоровість, розчинений O_2 , рН, ЛКП, коліфаги, Hg^{2+} , Pb^{2+} , As^{3+} , ДДТ та інші.

Групові показники характеризують вміст у водному середовищі групи речовин або живих організмів, об'єднаних за певною ознакою.

Існують групові показники, які розраховують за простими показниками. До цих показників відноситься сума концентрацій речовин у частках від їх ГДК (ψ)

$$\psi = \sum_1^m (C_i / ГДК_i), \quad (1.1)$$

де m – кількість речовин з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості (ЛОШ);

C_i – концентрація i -тої речовини.

Показник ψ є характеристикою вмісту групи речовин з ефектом сумарної дії у водному середовищі (п. 1.3.2, 1.3.3). Його використовують при оцінці якості вод.

Узагальнений показник шкідливості вод R [8], визначений з основного відношення, також є груповим:

$$\psi = \sum_1^m (C_i / \text{ГДК}_i) \leq 1 \quad \Rightarrow \quad \psi = SR \leq 1,$$

де
$$R = (1/S) \sum_1^m (C_i / \text{ГДК}_i) = \sum_1^m (a_i / \text{ГДК}_i) = (1/[\text{ГДК}]) \sum_1^m (a_i / \xi_i); \quad (1.2)$$

$$S = \sum_1^m C_i; \quad a_i = C_i / S; \quad \xi_i = \text{ГДК}_i / [\text{ГДК}]; \quad [\text{ГДК}] = \sum_1^m \text{ГДК}_i.$$

Показник R як і ψ характеризує вміст речовин з ефектом сумачії у водному середовищі.

Легко помітити, що показник R залежить тільки від співвідношення концентрацій забруднювальних речовин і їх набору в стічній воді, тобто R не залежить від розводження стічної води. Показником R зручно користуватись при розрахунках ГДС речовин у водні об'єкти для підприємств, що проектуються.

До групових також відносяться такі показники як БСК, ХСК, мінералізація та інші.

Комплексні показники характеризують стан водного середовища в цілому з урахуванням усіх його властивостей і всього складу. Вони зручні для використання. Недоліки – втрата інформації про конкретні види забруднення і неоднозначність.

До комплексних відносяться *ІЗВ*, *КІЗ*, *КПЕС*, узагальнений екологічний індекс I_E , узагальнений індекс стану вод I_{CB} (тема 3) і такі гідробіологічні показники як трофність, сапробність (тема 4) та інші.

1.1.5 Лімітуючі (нормовані) і репрезентативні

При розгляді питання гідрохімічних показників якості води використовують такі поняття як, лімітуючі (нормовані) та репрезентативні показники якості води [8].

Лімітуючі показники – це всі показники, за якими визначається якість води, тобто це всі речовини, для яких визначені ГДК. Лімітуючі показники встановлюються стосовно до конкретного виду водокористування, їх перелік міститься в нормах: для господарсько-питного і комунально-побутового водокористування свій перелік речовин і їх ГДК; для рибогосподарського – свій.

Усі лімітуючі показники поділяються на три групи за ЛОШ при господарсько-питному і комунально-побутовому водокористуванні та на п'ять груп при рибогосподарському водокористуванні.

Поряд із установленням лімітуючих показників становить інтерес виділення репрезентативних гідрохімічних показників, що допомагають оцінити забруднення, обумовлене скидом конкретних видів стічних вод.

Репрезентативним називають набір гідрохімічних показників, характерних для стічних вод конкретного виробництва. Існують репрезентативні показники для целюлозно-паперової, нафтопереробної, сланцевої й інших видів промисловості, а також показники побутових і промислових стічних вод великих міст.

Ці показники дозволяють спостерігати зміни якості вод під впливом господарської діяльності і комунально-побутових стічних вод міст (під впливом антропогенних факторів).

При вирішенні цього питання виділяють два основних типи забруднення поверхневих вод:

- а) забруднення, спричинене скупченими скидами стічних вод;
- б) порушення природного стану вод під впливом джерел забруднення, що не піддається врахуванню (дрібні припливи забруднених вод, атмосферне випадання і вимивання забруднювальних речовин з різних шарів ґрунту).

У першому випадку для оцінки впливу конкретного виду діяльності людини на якість вод необхідно мати дані про склад стічних вод. Для більшості стічних вод репрезентативні показники обрані, а якщо розглядається виробництво, для якого таких показників немає, то їх визначають на підставі таких трьох принципів: показники повинні бути специфічними для розглядуваних стічних вод; їх значення повинне максимально перевищувати ГДК; після скиду у водний об'єкт швидкість трансформації показників повинна бути найменшою.

Наприклад, для целюлозно-паперової промисловості специфічним є вміст у стічних водах великої кількості лігніну, діметилсульфіду. Інші інгредієнти не є специфічними, тому що можуть надходити у великих кількостях з побутовими й іншими видами стічних вод.

Крім цього, індикаційними ознаками можуть бути співвідношення таких групових показників як перманганатне і біхроматне окислювання (ХСК), БСК і ХСК. Ці співвідношення для різних типів стічних вод знаходяться у визначених інтервалах, що дозволяє їх використовувати як характерні коефіцієнти.

У тих випадках, коли порушення якості вод не пов'язано із зосередженими випусками, тобто виникає необхідність оцінки фоновому стану вод, вибір репрезентативних показників базується на спостереженнях, які ведуться вище міст зосереджених випусків стічних вод. При цьому враховуються нормативні вимоги до якості вод.

У перелік необхідних визначень рекомендується включити: ХСК; перманганатне окислювання; БСК; розчинений кисень; СПАР; феноли; нафтопродукти; іони амонію; загальну мінералізацію.

Ці показники чутливо реагують на фонове забруднення. Їх рекомендується використовувати і при оцінці забруднення за рахунок зосереджених випусків стічних вод, якщо відсутня інформація про їх склад.

За лімітуючими і репрезентативними показниками, що входять до складу режимних спостережень, можна одержати інтегральні характеристики ступеня забруднення водних об'єктів.

Необхідно відзначити, що такі показники як БСК, перманганатне окислювання, ХСК і феноли не можна використовувати при оцінці якості вод у річках, басейни яких мають велику залісеність і заболоченість. Це пояснюється великим вмістом органічних сполук природного походження. Протягом більшої частини року перелічені показники для вод таких річок перевищують ГДК.

1.2 Мутність як показник якості води

Завислі речовини (мутність) в річкових потоках і стічних водах можуть бути природного та техногенного походження [8].

Природними називаються завислі речовини, мінеральний склад яких не змінений у результаті виробничої діяльності. Живі організми, що живуть у водних об'єктах, адаптовані до мінерального складу цих речовин і до їх кількісних змін у водному середовищі, якщо ці зміни спричинені природними факторами.

Техногенні завислі речовини є результатом виробничої діяльності. Їх мінеральний склад відрізняється від мінерального складу природних завислих речовин. Вміст цих речовин у водному середовищі не є звичним для живих організмів і повинен бути чітко регламентований.

У зв'язку з цим при нормуванні скидів стічних вод, що містять завислі речовини, можна виділити два підходи. **Перший** полягає у встановленні *допустимого перевищення* зміненої (у результаті скиду стічних вод) мутності над фоновією *незалежно від значення фоновій мутності*. Такий підхід використовується при нормуванні скидів стічних вод з техногенною зависсю. Допустиме перевищення мутності над природною за санітарними і рибогосподарськими нормами становить 0,25 чи 0,75 мг/дм³ для всього діапазону можливих значень фоновій мутності.

Другий підхід ґрунтується на встановленні *допустимого перевищення* зміненої мутності над фоновією *в залежності від значення фоновій мутності*. Застосовується тільки для стічних вод, що містять природні завислі речовини. Нормативи для нього ще не розроблені.

Як характеристику допустимого перевищення у контрольному створі зміненої мутності над фоновією пропонується використовувати *точність виміру* мутності існуючими на цей час методами. Похибка визначення мутності становить 10–25% від вимірюваного значення. Природні зміни мутності можуть бути дуже великими (часто за рік більш ніж у 100 разів), то-

му відхилення змінених значень мутності на 10 – 25% від природних не можна вважати помітним порушенням природного транспорту наносів [8].

Для малих значень мутності рекомендується використовувати верхню межу точності вимірів, для великих значень – нижню (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Допустиме перевищення мутності над фоном [8]

Діапазон зміни фонової мутності, мг/дм ³	Похибка виміру нижньої межі діапазону, %	Похибка виміру верхньої межі діапазону, %	Допустиме перевищення мутності над фоною, мг/дм ³
≤ 10	–	25	2,5
10–100	25	20	2,5–20,0
100–500	20	15	20,0–75,0
500–2000	15	10	75,0–200
> 2000	10	–	200

Якщо скид завислих речовин не можна регулювати (приводити його у відповідність з режимними характеристиками річки), то варто оцінювати допустимі відхилення за характеристиками меженної мутності, беручи останню за фонове значення.

Під *фоновими характеристиками якості води* розуміють такі характеристики, які визначаються загальними умовами формування якості води і є властивими розглянутому водотоку та його водозбірному басейну.

В залежності від умов розв'язуваної задачі гідрохімічний фон потоку можна представити у такий спосіб [8]:

а) **природний фон**, що характеризує якість води у водному об'єкті, гідрохімічний режим якого не порушено виробничою діяльністю вище розглянутого створу;

б) **змінений фон** характеризує якість води у водному об'єкті, гідрохімічний режим якого порушено виробничою діяльністю як наслідок зміни умов формування якості вод на басейні (меліорація, добрива, пестициди і т.п.) або численних неорганізованих скидів стічних вод;

в) **умовний фон** є характеристикою якості води вище розглянутого створу, він враховує всі види антропогенного впливу, включаючи організовані скиди стічних вод, якщо вони не враховуються в розв'язуваній конкретній задачі.

Під *фоною* мутністю річкового потоку розуміють природну мутність, обумовлену природними факторами формування стоку завислих наносів у межах басейну, долини і русла річки.

1.3 Формула води

Формула води Курлова [13] запропонована для зображення даних про хімічний склад природних вод. Ця формула має вигляд псевдо дробу, у

чисельнику якого записують аніони у порядку зменшення їх кількості (в %), в знаменнику – тим же чином записуються катіони. Значення у відсотках щодо аніонів і катіонів округляються до цілих чисел. Ліворуч від дробу дається загальна мінералізація води. Поряд указують вміст газів і мікроелементів. Справа від дробу надається температура води і дебіт води:

$$pM \frac{\text{аніони (100\%)}}{\text{катіони (100\%)}} T, D,$$

де p – специфічні компоненти, які містяться у природних водах;
 M – мінералізація води, г/дм³;
 T – температура води, °С;
 D – дебіт (для свердловин та джерел), дм³/с чи м³/д.

Для розрахунку відсоткового співвідношення кількості аніонів і катіонів їх концентрацію виражають у мг-екв/дм³. Перехід від масової концентрації (мг/дм³) до молярної концентрації еквівалентів (мг-екв/дм³) виконують шляхом ділення масової концентрації речовини на її грам-еквівалент. Один грам-еквівалент СГ дорівнює **35,45 г**; **SO₄²⁻ – 48,03 г**; **HCO₃⁻ – 61,02 г**; **Ca²⁺ – 20,04 г**; **Mg²⁺ – 12,15 г**; **Na⁺ – 22,99 г**; **K⁺ – 39,10 г**; **(Na⁺ + K⁺) – 25,0 г** (для прісних вод) и **24,0 г** (для мінералізованих).

Наприклад,

$$M_{0,26} \frac{HCO_3^- 72 \quad Cl 16 \quad SO_4^{2-} 12}{Ca^{2+} 56 \quad Mg^{2+} 28 \quad (Na^+ + K^+) 16}$$

Ця формула має таку інформацію: загальна мінералізація води становить 0,26 г/дм³ або 260 мг/дм³; 72% з усіх головних аніонів припадає на гідрокарбонати; 16% – на хлориди; 12% – на сульфати; 56% відсотків з усіх головних катіонів припадає на кальцій; 28% – на магній и 16% – на натрій з калієм.

1.4 Нормативи показників якості

1.4.1 Коротко про нормативи

ГДК забруднювальних речовин несуть важливу функцію критерію якості води, покликаною забезпечити здоров'я людини й інших живих організмів (гідробіонтів), а також регламентувати скиди забруднювальних речовин у водне середовище.

Поняття ГДК базується на концепції *пороговості* дії хімічних речовин. Відповідно до цієї концепції для кожної речовини, що викликає ті чи інші несприятливі зміни в організмі, існують і можуть бути знайдені такі

концентрації, при яких зміни навіть найбільш чутливих показників стану (функції) організму будуть мінімальними (граничними). При більш низьких концентраціях речовина не робить шкідливого впливу і її присутність у водному середовищі в кількості, яка не перевищує ці концентрації, можна вважати безпечною.

Протягом тривалого часу розроблялися і використовувалися два види ГДК – *санітарно-гігієнічні* і *рибогосподарські*.

1.4.2 Санітарно-гігієнічні ГДК забруднювальних речовин

Санітарно-гігієнічна ГДК хімічної речовини [1] у воді – це максимальна концентрація, що не впливає прямо чи опосередковано на стан здоров'я нинішнього і наступного покоління людини при впливі на організм і не погіршує санітарні умови водокористування.

Методична схема санітарно-гігієнічних ГДК передбачає вивчення впливу забруднювальних речовин за трьома *лімітуючими ознаками шкідливості* (ЛОШ): *санітарно-токсикологічною* (чутливість живих організмів до дії токсичних речовин), *органолептичною* (смак, колір, запах) і *зальносанітарною* (інтенсивність БСК, процесів мінералізації азотовмісних речовин, розвитку і відмирання сапробної мікрофлори, тобто інтенсивність процесів самоочищення вод).

По кожній із ЛОШ визначають граничну (діючу) і підпорогову (недіючу) концентрації, за допомогою яких знаходять порогову концентрацію речовини.

За ГДК приймається мінімальна порогова концентрація з трьох, визначених за кожною із ознак шкідливості, і відмічається ЛОШ, при якій спостерігалась мінімальна порогова концентрація.

Санітарно-гігієнічні ГДК не призначалися для захисту екологічного благополуччя водойми, їх мета полягала в забезпеченні безпечних умов водокористування для людини. Вони використовуються тільки для тих водойм, що призначені для господарсько-питного і комунально-побутового водокористування.

Поява нових джерел і розширення масштабів забруднення зумовили необхідність розгляду обмеження шкідливих впливів не тільки з погляду безпеки людини, але і з погляду безпеки водних екосистем. З'явилась самостійна система рибогосподарських ГДК, спрямованих на охорону водойми як бази для організації рибальства і рибництва.

1.4.3 Рибогосподарські ГДК забруднювальних речовин

При встановленні рибогосподарських ГДК застосовується спеціальна система досліджень [1], що включає оцінку впливу хімічної речовини на процеси самоочищення води, первинне продукування органічної речовини

і на життєдіяльність окремих видів гетеротрофних гідробіонтів. Тест-об'єктами є представники різних ланок трофічного ланцюга водних екосистем (бактерії, водорості, зоопланктон, молюски, ракоподібні, риби).

Тут також покладено в основу принцип ЛОШ. Додатковими ознаками вводяться *токсикологічна* (чутливість різних видів гідробіонтів до дії токсичних речовин) і *рибогосподарська* (втрата товарної якості рибної продукції через нагромадження в ній недопустимих кількостей шкідливих речовин).

По кожній ознаці шкідливості визначається порогова концентрація токсичної речовини по набору тест-об'єктів, тобто береться порогова концентрація для найслабшої ланки з цього набору тест-об'єктів.

За ГДК приймається мінімальна порогова концентрація із п'яти, визначених по кожній з ознак шкідливості, і відмічається ЛОШ, при якій спостерігалась мінімальна порогова концентрація.

Розроблені слідом за санітарно-гігієнічними ГДК рибогосподарські нормативи стали логічним доповненням до водного санітарного законодавства. «Правила охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами» і «Правила санітарної охорони морів» містять ГДК шкідливих речовин для водних об'єктів господарсько-питного, комунально-побутового водокористування і для рибогосподарських водойм.

Рибогосподарські і санітарно-гігієнічні ГДК суттєво відрізняються (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – Рибогосподарські і санітарно-гігієнічні ГДК деяких речовин

Забруднювальна речовина	Рибогосподарські ГДК		Санітарно-гігієнічні ГДК	
	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³
Аміак	токсикологічна	0,05	загальносанітарна	2,0
Анілін	–“–	0,0001	санітарно-токсик.	0,1
Гексахлоран	–“–	0,01	органолептична	0,02
ДДТ	–“–	0	санітарно-токсик.	0,1
Кадмій	–“–	0,005	–“–	0,01
Карбофос	–“–	0	органолептична	0,05
Метанол	санітарно-токсик.	0,1	санітарно-токсик.	3,0
Метазін	органолептична	1,0	органолептична	0,3
Нафтопрод.	рибогосподарська	0,05	органолептична	0,3
Ентобактер.	загальносанітарна	10,0	–	–

У зв'язку з тим, що можливості встановлення ГДК значно відстають від інтенсивності впровадження нових хімічних речовин у виробництво, постала необхідність встановлення тимчасових ГДК. Найбільш перспективним є математичний метод, що дозволяє прогнозувати токсичну дію речовини за результатами токсикологічних випробувань. Для багатьох речовин розраховані максимальні недіючі дози (МНД), які досить близько

збігаються з ГДК, одержаними в тривалих експериментах.

Так для нітросполук виведена формула [1]:

$$Lg \text{ МНД} = 0,8 * l g \text{ LD}_{50} - 3,6 , \quad (1.3)$$

де LD_{50} – летальна доза хімічної речовини, що спричиняє при введенні в організм загибель 50% тварин, мг/кг.

1.4.4 Класи небезпеки

Прийняті нормативи далекі від досконалості. Вивчаючи вплив речовин на самоочищення водного середовища [1], гігієністи в основному приділяють увагу не процесам самоочищення, а тому, наскільки вони здатні забезпечити процеси відмирання патогенних мікробів і процеси мінералізації. Іхтіологи в першу чергу оцінюють ефективність формування необхідної для риби якості води, тобто це більшою мірою торкається інтересів цілісності водної екосистеми.

У цілому система критеріїв на основі ГДК не враховує синергізму (сумарної дії) і антагонізму (придушення) забруднювальних речовин. Поза полем зору залишається кумуляція речовин водними організмами, наприклад, водоростями, з подальшим вивільненням їх під час масового відмирання водоростей. Для більшості речовин немає надійних аналітичних методів контролю.

Далі, токсичність речовин залежить від конкретної гідрохімічної ситуації: температури, рН, розчиненого кисню, комплексу органічних речовин і т.д.

І, нарешті, процеси трансформації речовин у воді включають цілий ряд стадій, причому проміжні продукти нерідко виявляються більш токсичними, чим первинна речовина. У зв'язку з цим при нормуванні скидів стічних та інших зворотних вод у водні об'єкти рибогосподарського призначення даних про ГДК недостатньо. Необхідно наводити такі дані:

– стабільність і особливості детоксикації речовини, включаючи її метаболіти і кінцеві продукти розпаду;

– кумулятивні властивості речовини, а також терміни їх дії, поза залежністю, до якої ЛОШ віднесена речовина при встановленні ГДК. Наприклад, амоній і нітрити є токсичними речовинами, але при розрахунку ГДС вони повинні бути включені і у групу з токсикологічною ЛОШ, і з загальносанітарною як біогени, нарівні з органічним і нітратним азотом.

Кумуляція речовини може супроводжуватися біонакопиченням, тобто послідовним нагромадженням (підвищенням концентрації) речовини в представниках кожного подальшого харчового рівня.

За характером трансформації речовини можуть бути поділені на 3 групи:

1) речовини, які практично не трансформуються у водних об'єктах (наприклад, NaCl);

2) речовини, метаболіти яких, вступаючи в складні сполуки з природними компонентами, змінюють характер і інтенсивність дії на гідробіоти і водні об'єкти (токсичність може зростати);

3) речовини, що піддаються деградації в природних водах шляхом послідовного перетворення в усе більш прості сполуки (метаболіти можуть бути більш токсичними, кінцевий продукт може входити в кругообіг чи виходити з нього).

Таблиця 1.3 – Відносна токсичність речовин

Група	Токсичність	LC_{50} за 96–120 ч., мг/дм ³	ГДК _{РГ} , мг/дм ³	$LC_{50} / ГДК_{РГ}$
1	Особливо висока	< 0,01	< 0,0001	100
2	Висока	1,0–0,01	0,01–0,0001	100
3	Середня	10,0–1,0	0,10–0,01	50
4	Помірна	100–10,0	10,0–0,10	10
5	Мала	1000–100	200–10,0	5
6	Дуже мала	> 1000	> 200	< 5

Таблиця 1.4 – Здатність до кумуляції

Група	Кумуляція	K_k , відношення концентрації речовини в організмі до вихідної у воді
1	Надвисока	> 1000
2	Висока	200–1000
3	Помірна	51–200
4	Слабовиражена	1,1–50
5	Відсутня	$\leq 1,0$

Таблиця 1.5 – Групи стабільності речовин за строками детоксикації (з урахуванням часу перетворення речовини і її токсичних метаболітів або таких, що підвищують сапробність)

Група	Стабільність	Час (доба) детоксикації в 20 разів (τ_{95}) при різних температурах			
		1 ⁰	4 ⁰	10 ⁰	20 ⁰
1	Мала	≤ 50	≤ 33	≤ 20	≤ 5
2	Помірна	60–100	40–70	20–30	6–10
3	Середня	100–580	70–400	30–190	10–60
4	Висока	580–1700	400–1200	190–560	60–180
5	Дуже висока	1700–3500	1200–2400	560–1100	180–365
6	Надвисока	> 3500	> 2400	> 1100	> 365

За ступенем [1] токсичності, кумуляції і стабільності речовини під-розділяють на класи небезпеки.

Перший клас – надзвичайно небезпечні забруднювальні речовини. Речовини, що лімітуються з токсикологічною і рибогосподарською ЛОШ, представлені винятково ксенобіотиками (речовинами, які не мають аналога в природі). ГДК нижче $0,00001 \text{ мг/дм}^3$ (1-а група токсичності), 1 – 2 групи кумуляції ($K_K > 200$). До цього класу відносяться речовини по кожній із зазначених ЛОШ. Постійні скиди цих речовин у рибогосподарські водні об'єкти недопустимі.

Другий клас – високо небезпечні речовини. Ксенобіотики, з токсикологічною і рибогосподарською ЛОШ, ГДК від $0,0001$ до $0,00001 \text{ мг/дм}^3$, (1-а група токсичності), 3-я група кумуляції, в окремих випадках 4-а група, якщо доведено, що виявляються патологічні явища в організмі, ураженому токсикантом, 4-а група стабільності. Для району півночі лімітуються по класу 1.

Третій клас – небезпечні речовини, ГДК від $0,01$ до $0,0001 \text{ мг/дм}^3$ (2-а група), ксенобіотики і речовини природного походження, лімітуються за токсикологічною рибогосподарською й органолептичною ЛОШ. Слабка кумуляція (4-а група, якщо не спричиняє видимих патологічних явищ і легко виводиться з організму), 3-я група стабільності ($\tau_{95} < 60$ діб).

Четвертий клас – помірно небезпечні, ГДК $> 0,01 \text{ мг/дм}^3$ (3, 4, 5, 6 групи токсичності), кумуляція відсутня, 1 і 2 групи стабільності. Речовини природного походження, частково ксенобіотики.

З наведеної додаткової інформації до рибогосподарських ГДК можна судити про недосконалість використовуваних видів нормування вмісту речовин у воді. Тому сьогодні все більше мова йде про екологічне нормування, при якому враховувався би вплив речовини не на окремий організм, а на реакцію екосистеми в цілому.

Для кожної водної екосистеми необхідно визначити власні критерії якості природного середовища, що залежать від екологічного резерву екосистеми.

В основі екологічного нормування лежить всебічний аналіз середовища, системний підхід до регулювання якості природного середовища й оцінка гранично допустимого екологічного навантаження (ГДЕН) на екосистему, при якому розглядувана екосистема може нормально функціонувати. На цей час визначені загальні принципи обґрунтування ГДЕН, реалізовані, наприклад, через концепцію асиміляційної ємності екосистем.

Всебічний аналіз середовища виконується на основі системи моніторингу, однією із задач якого є виявлення реакції біотичних складових екосистем на дію забруднювальних речовин.

Другий етап всебічного аналізу полягає у визначенні екологічно допустимих навантажень на окремі організми і популяції, а також у визна-

ченні критичної ланки екосистеми (найбільш чутливого виду організмів). За цим видом і визначається навантаження на екосистему в цілому.

1.4.5 Біогеохімічні ГДК

Поширення рибогосподарських ГДК на морські води [1] дає іноді парадоксальні результати. Наприклад, ГДК цинку дорівнює 10 мкг/дм^3 , що нижче від середньої концентрації цього елемента у Світовому океані. Таким чином, може скластися враження про глобальне забруднення Світового океану цинком, що не відвідає дійсності.

Відповідно до основних положень *біогеохімії* і *геохімічної екології*, організми і екосистеми еволюційно адаптувалися до хімічних факторів середовища. Тому є підстави стверджувати, що існуючі в цей час концентрації металів у Світовому океані оптимальні для біологічного населення, а крайні межі відбивають критичні рівні недостатнього (якщо елемент потрібен для життєдіяльності) чи надлишкового (якщо елемент токсичний) вмісту елемента в морському середовищі.

Надлишковий рівень і є еволюційно обумовленою межею зони максимально допустимого вмісту металу для всього населення Світового океану. Ці положення дозволили С.А. Патіну [1] розробити новий підхід (*біогеохімічний*) визначення ГДК тих елементів, які є природними компонентами складу води в морському середовищі.

Таблиця 1.6 – ГДК деяких речовин для морських та океанічних вод

Забруднювальна речовина	Верхній поріг толерантності		МНД (максимальна недіюча концентрація), мг/дм^3	ГДК для вод, мг/дм^3		Рибогосподарські ГДК, мг/дм^3
	океан	море		океан	море	
Ртуть	0,0001	0,001	0,0001	0,0001	0,001	0,005
Свинець	0,005	0,010	0,010	0,010	0,010	0,0100
Цинк	0,050	0,050	0,010	0,050	0,050	0,010
Мідь	0,005	0,005	0,001–0,005	0,005	0,005	0,010
Нафтопродукти	–	–	0,010	0,010	0,010	0,050
ДДТ, ПХБ та інші	–	–	0,00001	0,00001	0,00001	0
Детергенти	–	–	10^{-1} – 10^{-11}	10^{-1} – 10^{-11}	10^{-1} – 10^{-11}	10^{-1} – 10^{-11}

Для кожного компонента встановлюється *біологічно допустимий (толерантний)* діапазон концентрацій у морській і океанічній воді (табл. 1.6) за формулою:

$$L_B = C_{CEP} + 2\sigma(C) \quad \text{та} \quad L_H = C_{CEP} - 2\sigma(C), \quad (1.4)$$

де L_B і L_H – верхній і нижній пороги толерантності;
 $C_{СЕР}$ – середня концентрація елемента у морі або в океані;
 $\sigma(C)$ – стандартне відхилення сукупності результатів, які використовувались для оцінки $C_{СЕР}$. Перевага такого нормування у тому, що воно встановлює ГДК для всієї біоти морів і океанів.

При встановленні ГДК широко використовується також і традиційний токсикологічний метод, заснований на пошуку меж між граничними і недіючими концентраціями токсичних речовин для різних видів, груп і стадій розвитку гідробіонтів.

Причини розходження рибогосподарських ГДК для вод морів і океанів пов'язані з різницею в методиках нормування, зі специфікою хімічного складу морських вод і фізіологічних особливостей морських організмів.

1.4.6 Екологічні нормативи

Сьогодні усе більше мова йде про розробку *екологічних* (біоценотичних) ГДК. Це обумовлено недоліками діючої системи нормативів.

1. Концентрація речовин у воді не відображає токсикологічне навантаження на екосистему, тому що не враховує процеси акумуляції речовин у біологічних об'єктах і донних відкладах.

2. Видова стійкість водних тварин до токсикантів залежить не стільки від специфіки механізмів дії токсикантів, скільки від сформованої в результаті тривалого еволюційного процесу адаптації тварин до природного (фоновий) вмісту цих токсикантів.

3. Діючі ГДК не враховують специфіку функціонування водних екосистем у різних природно-кліматичних зонах (широтна й вертикальна зональність). Відомо, що різні біогеохімічні провінції (і окремі водойми) відрізняються один від одного за вмістом в поверхневих водах Pb в 2000 разів, Ni – в 1350, Zn – в 500, Cu – в 10 000, Cr – в 17 000 разів.

4. Не враховуються ефекти синергізму та антагонізму.

5. При обґрунтуванні ГДК не враховується різний трофічний статус екосистем, сезонні особливості природних факторів, на фоні яких проявляється токсичність забруднювальних речовин.

6. При розробці санітарно-гігієнічних нормативів пріоритетом є здоров'я людини, при розробці рибогосподарських – якість води, яка потрібна для риби (хоча риба не є слабкішою ланкою водних біоценозів).

Перераховані, а також деякі інші недоліки санітарно-гігієнічних і рибогосподарських нормативів не відкидають необхідність оцінки стану водних об'єктів по ГДК, але свідчать про необхідність розробки нових підходів. Загальна концепція простежується досить чітко – основними завданнями екологічного нормування й водної токсикології повинні стати:

– оцінка впливу токсичних речовин не тільки на окремі організми,

але і на надорганізмові системи (популяції й угруповання), яким властиві специфічні реакції на антропогенні фактори;

– складання пріоритетного списку речовин, на які живі організми реагують найбільш активно, з урахуванням їхньої кількості, ступеня токсичності і трансформації у водній екосистемі.

Завдання екологічної токсикології більш складні, чим «класичної», оскільки пов'язані з оцінкою токсичного впливу на більше різноманітний спектр організмів, розповсюджуваний від бактерій до ссавців.

З викладеного можна припустити, що сама по собі екологічна (біоценотична) ГДК як нормативна величина не відрізняється від діючих санітарно-гігієнічної чи рибогосподарської, оскільки визначається за єдиною схемою. Достатньо розширити до певної розумної межі кількість порогів хронічної дії за рахунок включення нових груп біоіндикаторів і враховувати в коефіцієнті запасу додаткову специфіку речовини (наприклад, здатність акумулюватися в донних відкладах).

Таким чином, установлення «біоценотичних» ГДК зводиться до визначення критичних навантажень забруднювальних речовин, що не спричиняють гноблення конкретних популяцій біоценозів, і, в остаточному підсумку, до уточнення понять «норми» й «патології» для гідробіологічних угруповань.

Встановлення екологічних нормативів у лабораторних умовах у край важко, тому необхідно виконувати нормування з урахуванням стану біоценозів у природних умовах.

ТЕМА 2. МЕТОД ДЕТАЛЬНОГО АНАЛІЗУ І НОРМИ ЯКОСТІ ВОД

2.1 Метод детального аналізу

Метод детального аналізу полягає у тому, що *виміряне або розраховане значення кожного показника* зі усього їх набору, який використовується при оцінці якості води, *порівнюється з його нормативом (ГДК)*. І на основі цього аналізу дається висновок о придатності, чи не придатності води для певних потреб.

Послідовність оцінки якості вод цим методом така.

1. Для розглядуваних потреб визначаються відповідні норми.
2. Для усіх необхідних показників якості розглядуваної води виписується ЛОШ, якщо вона є, і норматив (ГДК). При оцінці якості води за санітарними нормами записується також і клас небезпеки.
3. Якщо за нормами, які використовуються для розглядуваних потреб, враховується ефект сумарної дії речовин, то показники якості води розподіляються на дві частини: перша – показники без ефекту сумації; друга – з ефектом сумації.
4. Для першої частини значення показників (кожного окремо) мають бути не більше за норматив (крім розчиненого O_2)

$$C_i \leq ГДК_i. \quad (2.1)$$

де C_i – значення і-ого показника (концентрація речовини);
 $ГДК_i$ – норматив і-ого показника (гранично допустима концентрація).

5. Показники другої частини об'єднуються у групи сумації. Для кожної групи розраховується груповий показник ψ , його значення повинно бути не більш ніж одиниця

$$\psi = \sum_1^n (C_i / ГДК_i) \leq 1, \quad (2.2)$$

де n – кількість показників (речовин) у групі сумації.

Показники у групах сумації не можна розглядати окремо і порівнювати їх значення з відповідними нормативами. Часто значення кожного показника окремо може бути менш його нормативу, але при цьому вміст речовин усієї групи у воді може не відповідати вимогам норм.

6. Оцінка якості води двобальна: якщо хоча б один показник перевищує норматив, то вважається, що вода брудна (не відповідає вимогам нормам); у протилежному випадку – чиста (відповідає нормам).

2.2 Санітарні норми якості вод

Санітарні норми використовують при оцінці якості вод для господарсько-питних та комунально-побутових цілей. У відповідності з цими нормами (а також з іншими нормами у темі 2) якість вод оцінюється методом детального аналізу.

До господарсько-питного належить [3] використання водних об'єктів як джерел централізованого господарсько-питного водозабезпечення, а також для водозабезпечення підприємств харчової промисловості.

До комунально-побутового належить [3] використання водних об'єктів для купання, занять спортом та відпочинку населення.

Норми якості води водних об'єктів включають: загальні вимоги до складу і властивостей води водних об'єктів, які використовуються для розглядуваних видів водокористування (табл. 2.1); перелік ГДК речовин у воді водних об'єктів, які використовуються для господарсько-питних та комунально-побутових потреб (санітарно-гігієнічні ГДК деяких речовин наведені у табл. 2.2).

У переліках ГДК зазначаються: повна назва речовини, лімітуюча ознака шкідливості (ЛОШ), нормативне числове значення (норматив) та клас небезпеки.

У переліку санітарно-гігієнічних ГДК речовини поділені на три групи за ЛОШ: перша група об'єднує речовини з санітарно-токсикологічною ЛОШ; друга – з органолептичною ЛОШ; третя – із загальносанітарною ЛОШ.

За санітарними нормами у групи сумачії об'єднують показники, нормовані з ЛОШ 1 і 2 класу небезпеки (у формулі (2.2) n – кількість показників з однаковою ЛОШ 1 і 2 класу небезпеки). Решта показників, нормованих без ЛОШ або з ЛОШ, але 3 і 4 класу небезпеки, не мають ефекту сумарної дії.

Якщо вимоги норм не виконуються хоча б по одному з показників, то водний об'єкт або його ділянка вважаються забрудненими.

У випадку використання водного об'єкта для різних видів водокористування до якості його води ставляться вимоги того виду, у якого найбільш жорсткі норми.

При господарсько-питному та комунально-побутовому використанні водних об'єктів норми якості води [3] повинні дотримуватись:

у водотоках – на ділянці в один кілометр вище за межу району водокористування (контрольний створ розташовується на відстані 1 км);

у водоймах – на відстані 1 км від меж району водокористування в усі боки.

Якщо природні властивості і склад води не відповідають нормам водокористування, то ці природні властивості та склад води повинні витримуватись у місцях водокористування.

Таблиця 2.1 – Загальні вимоги до складу і властивостей води водотоків у місцях господарсько-питного, комунально-побутового та рибогосподарського водокористування [15]

Показник	Водокористування			
	господарсько-питне	комунально-побутове	рибогосподарське (категорії)	
			вища та перша	друга
Завислі речовини	При скиді зворотних (стічних) вод конкретним водокористувачем, проведених роботи на водному об'єкті і у прибережній зоні вміст завислих речовин у контрольному створі (пункті) не повинен збільшуватись порівняно з природними умовами більш, ніж на			
	0,25 мг/дм ³	0,75 мг/дм ³	0,25 мг/дм ³	0,75 мг/дм ³
Примітка:	Для водотоків, які містять у межах більше 30 мг/дм ³ природних завислих речовин, припускається збільшення їх вмісту у воді в межах 5%. Зворотні (стічні) води, які містять завислі речовини зі швидкістю осадження більшою ніж 0,2 мм/с, забороняється скидати у водойми, з більшою 0,4 мм/с – у водотоки. Вміст у воді антропогенних завислих речовин (пластівці гідроксидів металів, що утворюються під час очищення стічних вод, часточки азбесту, капрону, лавсану тощо) нормується у відповідності з правилами охорони поверхневих вод.			
Плаваючі домішки	На поверхні води не повинні виявлятися плівки нафтопродуктів, масел, жирів та скупчення інших домішок.			
Забарвлення	Не повинне виявлятися у стовпчику		Вода не повинна набувати стороннього забарвлення	
	20 см	10 см		
Запахи, присмаки	Вода не повинна набувати запахів інтенсивністю більшою за 1 бал, які виявляються : безпосередньо або при подальшому хлоруванні		Вода не повинна надавати сторонніх запахів та присмаків м'ясу риби.	
Температура	Літня температура води у результаті скиду стічних вод не повинна підвищуватись більш як на 3 ⁰ С порівняно з середньомісячною температурою води найжаркішого місяця року за останні 10 років		Температура води не повинна підвищуватись порівняно з температурою водного об'єкта більш як на 5 ⁰ С із загальним підвищенням температури не більш ніж до 20 ⁰ С влітку і 5 ⁰ С взимку для водних об'єктів, які населяють холодноводні риби (лососеві та сигові) і не більш ніж до 28 ⁰ С влітку і 8 ⁰ С взимку у решті випадків. У місцях нерестовищ забороняється підвищувати температуру води взимку більш ніж до 2 ⁰ С.	
pH	Не повинен виходити за межі 6,5 – 8,5			

Продовження табл. 2.1

Мінералізація	Не більше 1000 мг/дм ³ , у тому числі хлоридів – 350 мг/дм ³ , сульфатів – 500 мг/дм ³	Нормується згідно наведеного вище показника «присмаки»	Нормується згідно з таксаціями рибогосподарських водних об'єктів.	
Розчинений кисень	Не повинен бути менше 4 мг/дм ³ у будь-який період року		У зимовий (підлітній) період повинен бути не менше 6 мг/дм ³ 4 мг/дм ³ У літній (відкритий) на усіх водних об'єктах повинен бути не менше 6 мг/дм ³	
БСК _{повн}	Не повинне перевищувати при температурі 20 ⁰ С 3 мгО ₂ /дм ³ –		3 мгО ₂ /дм ³ 3 мгО ₂ /дм ³ Якщо у зимовий період вміст розчиненого кисню у водних об'єктах вищої та першої категорій знижується до 6 мг/дм ³ , а у водних об'єктах другої категорії – до 4 мг/дм ³ , то можна припустити скид в них лише тих стічних вод, які не змінюють БСК води.	
ХСК	Не повинен перевищувати 15 мгО ₂ /дм ³ 30 мгО ₂ /дм ³		–	–
Хімічні речовини	Не повинні міститися у воді водотоків та водоймищ у концентраціях, які перевищують нормативи, встановлені у відповідності з правилами охорони поверхневих вод.			
Збудники хвороб	Вода не повинна містити збудників хвороб, в тому числі життєздатні яйця гельмінтів (аскарид, волосоголовців, токсокор, фасциол), онкосфери тенеїд та життєздатні цисти патогенних кишкових найпростіших.			
Лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП) не більше	10 000 дм ³	5 000 дм ³	–	–
Коліфаги (у бляшкоутворюючих одиницях) не більше	100 в 1 дм ³	100 в 1 дм ³	–	–
Токсичність	–	–	Стічна вода на випуску у водний об'єкт не повинна справляти гострої токсичної дії на тест-об'єкти	

Примітка: риска означає, що показник не нормований.

Таблиця 2.2 – Санітарно-гігієнічні ГДК деяких речовин [15]

№ п/п	Речовина	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³	Клас небезпеки
1	Аміак (по азоту)	саніт.–токсикол.	(2,0)	3
2	Анілін	саніт.–токсикол.	0,1	2
3	Бензол	саніт.–токсикол.	0,5	2
4	Кальцій	не нормовано		
5	Магній	не нормовано		
6	Нафта	органолептична	0,3	4
7	Нікель	саніт.–токсикол.	0,1	3
8	Нітрати (по азоту)	саніт.–токсикол.	45,0 (10,0)	3
9	Нітрити (по азоту)	саніт.–токсикол.	3,3 (1,0)	2
10	Свинець	саніт.–токсикол.	0,1	2
11	Сульфати	органолептична	500	4
12	Фенол	органолептична	0,001	4
13	Хлориди	органолептична	350	4
14	Хром (6+)	саніт.–токсикол.	0,05	3
15	Цинк	загально-санітар.	1,0	3

2.2 Рибогосподарські норми якості вод

До рибогосподарського [3] належить використання водних об'єктів для проживання, розмноження та міграції риб і інших організмів.

Рибогосподарські водні об'єкти можуть бути трьох категорій:

– до **вищої категорії** належать місця розташування нерестовищ, масового нагулу та зимувальних ям особливо цінних видів риб та інших водних організмів, а також водні об'єкти для штучного розведення риб і інших водних організмів;

– до **першої категорії** належать водні об'єкти, які використовуються для збереження та відтворення цінних видів риб з високою чутливістю до вмісту кисню;

– до **другої категорії** належать водні об'єкти, які використовуються для інших рибогосподарських цілей.

Норми якості води водних об'єктів включають: загальні вимоги до складу і властивостей води водних об'єктів, які використовуються для розглядуваних видів водокористування (табл. 2.1); перелік ГДК речовин у воді водних об'єктів, які використовуються у рибогосподарських цілях (рибогосподарські ГДК деяких речовин наведені у табл. 2.3).

У переліках ГДК зазначаються повна назва речовини, лімітуюча ознака шкідливості та нормативне числове значення (норматив).

У переліку рибогосподарських ГДК речовини поділені на п'ять груп за ЛОШ: у три перші групи об'єднані речовини за такими ж ЛОШ, що і у переліку санітарно-гігієнічних ГДК; четверту групу складають речовини з токсикологічною ЛОШ; п'яту – з рибогосподарською ЛОШ.

Таблиця 2.3 – ГДК деяких забруднювальних речовин у водних об'єктах рибогосподарського призначення [2]

№ п/п	Речовина	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³
1	Аміак	токсикологічна	0,05
2	Амоній сольовий (по азоту)	токсикологічна	0,5 (0,39)
3	Анілін	токсикологічна	0,0001
4	Бензол	токсикологічна	0,5
5	Кальцій	саніт.–токсикол.	180,0
6	Магній	саніт.–токсикол.	40,0
7	Нафтопродукти	рибогосподарська	0,05
8	Нікель	токсикологічна	0,01
9	Нітрати (по азоту)	саніт.–токсикол.	40,0 (9,10)
10	Нітриди (по азоту)	токсикологічна	0,08 (0,02)
11	Свинець	токсикологічна	0,1
12	Сульфати	саніт.–токсикол.	100,0
13	Феноли	рибогосподарська	0,001
14	Хлориди	саніт.–токсикол.	300,0
15	Хром (6+)	токсикологічна	0,001
16	Цинк	токсикологічна	0,01

При оцінці якості води також використовується метод детального аналізу (див. п. 2.1).

У відповідності з рибогосподарськими нормами ефект сумарної дії мають усі речовини з однаковою ЛОШ (для рибогосподарських норм у формулі (2.2) параметр n – кількість показників з однаковою ЛОШ).

Показники, які нормовані без ЛОШ, не мають ефекту сумачії.

Якщо вимоги норм не виконується хоча б по одному з показників, то водний об'єкт або його ділянка вважаються забрудненими.

При рибогосподарському використанні водного об'єкта норми якості води повинні виконуватись [3] в усьому водному об'єкті, починаючи з контрольного створу, який визначається у кожному конкретному випадку органами Міністерства екологічної безпеки, але не далі як за 500 м від місця скиду стічних вод.

Якщо природні властивості і склад води не відповідають нормам водокористування, то ці природні властивості та склад води повинні витримуватись у місцях водокористування.

Оцінку якості вод зручно виконувати у табличній формі (табл. 2.4).

Таблиця 2.4 – Оцінка якості води для ... водокористування

ЛОШ	Клас	Показник	Розмірність	Значення показника (C_i)	Норматив ($ГДК_i$)	$C_i / ГДК_i$	Примітка
1	2	3	4	5	6	7	8

Примітки:

1. Для показників з числа загальних вимог до складу та властивостей вод в графах 1, 2 і 7 ставиться риска.
2. Після переліку речовин з ефектом сумарної дії у табл. 2.4 бажано залишити вільні рядки для запису значень показника ψ .

2.3 Норми якості вод країн ЄС

З метою впорядкування українського законодавства із законодавством *Європейського Співтовариства* [5] (ЄС) подальший законодавчо-нормативний розвиток в Україні у галузі охорони та ощадливого використання водних ресурсів буде здійснюватися на основі *Директив Ради ЄС* у цій галузі.

Директиви Ради ЄС у відношенні вод, що використовуються для купання, пиття й у рибогосподарських цілях, були прийняті ще у 1976 р. В 80-х і 90-х роках у ці Директиви вносились зміни та доповнення.

Фізичні, хімічні та мікробіологічні параметри (показники), які встановлюються для води при тому або іншому водокористуванні (табл. 2.5 – 2.9), містяться у *додатках до Директив* і є їх невід'ємною частиною.

Країни – члени Співтовариства зобов'язані встановити нормативи не менш жорсткі, ніж нормативи, зазначені у додатках як *обов'язкові* (у відповідному стовпчику). Ці країни мають право у будь-яку мить встановити більш жорсткі нормативи. Якщо у додатках для будь-яких показників не наведені нормативи, то країни – члени Співтовариства можуть не встановлювати для них ніяких значень до моменту, поки ці значення не будуть визначені.

Якщо значення показника в додатках вказане як *оптимальне* (стоїть у відповідному стовпчику), то незалежно від того, вказане чи ні його обов'язкове значення, країни – члени Співтовариства під час встановлення своїх нормативів повинні намагатися дотримуватись цих значень.

Країни – члени Співтовариства повинні ухвалити заходи щодо забезпечення того, щоб у 10-річний строк з моменту опублікування Директиви якості води, яка використовується задля того або іншого водокористування, відповідали прийнятим нормативам.

Держави – члени Співтовариства повинні ввести в дію закони, правила та адміністративні правові акти, необхідні для виконання Директив та додатків до них, протягом двох років з моменту їх опублікування.

До Комісії повинні бути подані тексти основних правових актів національного законодавства, які приймаються за умов, що регулюються Директивами.

Якість вод оцінюється детальним методом (табл. 2.5 – 2.9).

Таблиця 2.5 – Вимоги до якості води, яка використовується для купання

Показник	Значення		Мінімальна частота відбору проб на місяць	Методи аналізу
	оптимальне	обов'язкове		
Загальні коліформи, шт. /100 мл	500	10000	2	підрахунок у відповідності з найбільш імовірними числами
Фекальні коліформи, шт. /100 мл	100	2000	2	—'—
Фекальні стрептококи, шт. /100 мл	100	—	4	—'—
Сальмонела, шт./1дм ³	—	0	4	концентрація методом фільтрування
Ентеровіруси PFU, шт./10 дм ³	—	0	4	—'—
pH	—	6 – 9 (0)	4	електрометрія
Колір	—	відсутність незвичної зміни кольору	2	візуально
	—	—	4	фотометрія
Мінеральні масла, мг/дм ³	—	відсутність плівки на поверхні та запаху	2	візуально
	—	—	4	екстракція за зважуванням сухого залишку
ПАР, мг/дм ³	—	відсутність довгочасної піни	2	візуально
	0,3	—	4	абсорбційна спектрофотометрія
Феноли, мг/дм ³ C ₆ O ₅ OH	—	відсутність специфічного запаху	2	підтвердження відсутності
	—	0,005	4	абсорбційна спектрофотометрія
Прозорість, м	2	1(0 ⁰)	2	диск Секкі
Розчинений кисень, % насиченості O ₂	80–120	—	4	електрохімічний
Смолисті опади, плаваючі матеріали	відсутність	—	2	візуальний та перевірка

Продовження табл. 2.5

Амоній, мг/дм ³ NH ₄ ⁺			6	абсорбційна спектрометрія
Кейлдахлазот, мг/дм ³			6	метод Кейлдахла
Пестициди (паратон, НСН, діелдрін), мг/дм ³			4	хроматографія
Важкі метали (As, Cd, Cr ^{VI} , Pb, Hg), мг/дм ³			4	абсорбційна спектрофотометрія
Ціаніди, мг/дм ³ CN			4	абсорбційна спектрофотометрія
Нітрати, мг/дм ³ NO ₃			4	абсорбційна спектрофотометрія
Фосфати, мг/дм ³ PO ₄			4	абсорбційна спектрофотометрія

Примітки:

1. Позначкою (0) помічені значення, які можуть бути перевищені у випадку відповідних географічних або метеорологічних умов.
2. Вода для купання вважається такою, що відповідає нормам, якщо результати проб цієї води відповідають нормативам якості у співвідношенні: 95% проб для обов'язкових нормативів, 90% у решті випадків, за виключенням показників «загальні колі форми» та «фекальні колі форми», для яких допустимим є процентне значення 80%, а також у 5, 10 і 20% проб, які не відповідають встановленим нормативам: відсутні відхилення від нормативів більше ніж на 50%, окрім мікробіологічних показників, рН та розчиненого кисню; відсутні відхилення від нормативів у пробах, послідовно відібраних одна за одною через відповідні проміжки часу.

Таблиця 2.6 – Нормативи якості вод, які використовуються для пиття (ЄС)

Показник	Значення для А1		Значення для А2		Значення для А3	
	оптимальне	обов'язкове	оптимальне	обов'язкове	оптимальне	обов'язкове
рН	6,5–8,5		5,5–9,0		5,5–9,0	
Загальні завислі частинки, мг/дм ³	25					
Температура, °С	22	25 (0)	22	25(0)	22	25(0)
Провідність при 20°С	1000		1000		1000	
Запах, коефіцієнт розводження при 25°С	3		10		20	

Продовження табл. 2.6

Нітрати, мг/дм ³ NO ₃	25	50 (0)		50 (0)		50 (0)
Фтористі сполуки, мг/дм ³ F	0,7–1,0	1,5	0,1–1,7		0,7–1,7	
Загальний хлор, мг/дм ³ Cl						
Розчинене залізо, мг/дм ³ Fe	0,1	0,3	1	2	1	
Марганець, мг/дм ³ Mn	0,05		0,1		1	
Мідь, мг/дм ³ Cu	0,02	0,05 (0)	0,05		1	
Цинк, мг/дм ³ Zn	0,5	3	1	5	1	5
Нікель, мг/дм ³ Ni						
Кобальт, мг/дм ³ Co						
Загальний хром, мг/дм ³ Cr		0,05		0,05		0,05
Свинець, мг/дм ³ Pb		0,01		0,01		0,01
Сульфати, мг/дм ³ SO ₄	150	250	150	250 (0)	150	250 (0)
Хлориди, мг/дм ³ Cl	200		200		200	
Фосфати, мг/дм ³ P ₂ O ₅	0,4		0,7		0,7	
Розчинені або емульсовані вуглеводи, мг/дм ³		0,05		0,2	0,5	1
ХСК, мг/дм ³ O ₂					30	
Розчинений кисень, % O ₂	>70		>50		>30	
БСК мг/дм ³	3		5		7	
Аміак, мг/дм ³ NH ₄	0,05		1	1,5	2	4 (0)
Загальні колі форми /100 мл	50		5000		50000	
Фекальні колі форми /100 мл	20		2000		20000	
Фекальні стрептококи /100 мл	20		1000		10000	
Сальмонела / /5000 мл	відсутність		відсутність			

Примітки:

1. В табл. 2.6 наведені деякі нормативи.
2. Питна вода: категорії А1 – проста фізична обробка та дезінфекція; категорії А2 – нормальна фізична обробка, хімічна обробка та дезінфекція, категорії А3 – інтенсивна фізична та хімічна обробка, розширена обробка та дезінфекція.
3. Вода вважається такою, що відповідає нормам питного водокористування, якщо 95% проб відповідають нормативам, зазначеним як обов'язкові; якщо 90% проб відповідають вимогам у решті випадків, а та-

кож, якщо у 5 і 10% проб, які не відповідають встановленим нормативам, відсутні відхилення від встановлених нормативів більш ніж на 50%, окрім рН, розчиненого кисню та мікробіологічних показників, відсутня загроза здоров'ю населення, відсутні відхилення від нормативів у послідовно відібраних одна за одною проб.

Таблиця 2.7 – Нормативи якості вод, які використовуються у рибогосподарських цілях (ЄС)

Показник	Лососеві води		Карпові води		Частота відбору на місяць	Метод аналізу
	оптимальне	обов'язкове	оптимальне	обов'язкове		
Температура, °С	<p>При скидах термальних вод температура на межі зони змішування не повинна бути вищою за природну більш ніж на <div style="display: flex; justify-content: space-around;"> 1, 5⁰С 3⁰С </div> Загальне підвищення температури не більш ніж до <div style="display: flex; justify-content: space-around;"> 21,5⁰С 28⁰С </div> <div style="display: flex; justify-content: space-around;"> 10⁰С 10⁰С </div> Обмеження 10⁰С відноситься до тих видів риби, задля розмноження яких необхідна холодна вода. Допускається разове перевищення обмеження температури на 2%.</p>				4	термометрія
Розчинений кисень, мг/дм ³	50% 9	50% 9	50% 8	50% 7	1–2	метод Вінклера
	Якщо концентрація кисню впаде нижче, країни – члени Співтовариства повинні встановити причини цього зниження і при необхідності вжити заходів у відповідності зі статтями 3 і 7 Директиви.					
рН		6,9		6–9	1	електрометрія
Завислі речовини, мг/дм ³	25		25		1	фільтрування та зважування
БСК ₅ , мг/дм ³					1	визначення O ₂ за методом Вінклера
Загальний фосфор, мг/дм ³					1	абсорбційна спектрофотометрія
Нітрати, мг/дм ³	0,01		0,03		1	абсорбційна спектрофотометрія
Феноли, мг/дм ³	відсутність		відсутність		1	на смак

Продовження табл. 2.7

Нафтові вуглеводи	відсутність			відсутність	1	візуально на смак
Неіонізований аміак, мг/дм ³	0,005	0,025	0,005	0,025	1	абсорбційна спектрофотометрія
Загальний амоній, мг/дм ³	0,04	1,0	0,2	1,0	1	абсорбційна спектрофотометрія
Загальний хлор, мг/дм ³		0,005		0,005	1	ДРД- метод
Загальний цинк, мг/дм ³		0,3		1,0	1	абсорбційна спектрометрія
Розчинена мідь, мг/дм ³	0,04		0,04		1	абсорбційна спектрометрія

Таблиця 2.8 – Нормативи для цинку при різних значеннях жорсткості води

Води	Нормативи при різній жорсткості води, мг/дм ³ CaCO ₃			
	10	50	100	500
Лососеві, мг/дм ³	0,03	0,2	0,3	0,5
Карпові, мг/дм ³	0,3	0,7	1,0	2,0

Таблиця 2.9 – Нормативи для міді при різних значеннях жорсткості води

Води	Нормативи при різній жорсткості води, мг/дм ³ CaCO ₃			
	10	50	100	300
Лососеві та карпові, мг/дм ³	0,005	0,022	0,04	0,112

Примітки:

- Слід зазначити, що перелік параметрів, вказаних у таблиці 2.7, не включає використання інших параметрів, про які тут не згадується. Мається на увазі, що концентрація інших забруднювальних речовин повинна бути дуже низькою. При одночасній присутності двох або більше забруднювальних речовин ефект їх сумарної дії може бути значним.
- Водний об'єкт слід вважати таким, що відповідає нормам, якщо результати проб води відповідають обов'язковим і оптимальним нормативам: – в 95% проб – значення параметрів: рН, БСК₅, неіонізований аміак, загальний амоній, нітрати, хлор, цинк та мідь; – відсоткових значень, перелічених в табл. 2.7 для температури та розчиненого кисню; – середньої концентрації для завислих речовин.

Від вимог Директиви можна відступитися: у випадку окремих параметрів з позначкою (0), які залежать від виключних погодних та географічних умов; якщо природне насичення води речовиною призводить до відхилення значень відповідних показників від нормативів.

2.4 Норми якості прибережних вод морів і океанів

Водоохоронний район моря [4] визначається межами прибережного району фактичного і перспективного морського водокористування населення, зони санітарної охорони та прибережної полоси суші.

Межа для прибережного району морського водокористування встановлюється глибиною в напрямку моря не менш 2 миль (приблизно 3,9 км). В залежності від конкретних санітарних, гідрофізичних, топографічних та ін. особливостей розміри району морського водокористування у напрямку моря можуть бути збільшені.

Зоною санітарної охорони для районів водокористування внутрішніх морів є вся акваторія морських вод. Межа охороняємої території суші встановлюється шириною не менш 2 км.

Склад та властивості морських вод охоронних районів моря (район водокористування та зони санітарної охорони), повинні відповідати вимогам, наведеним у табл. 2.11 і 2.12.

Таблиця 2.11 – Вимоги до якості морських вод по мікробіологічних показниках в районах водокористування населення [4]

Показник	Кількість мікроорганізмів в 1 дм ³ води (індекс) не повинна перевищувати			
	Купання	Водний спорт, а також в межах населених місць	Місця водозабору для водолікарень та басейнів	Місця водозабору для установок для опріснення
Збудники інфекційних захворювань	Не повинні визначатися			
Лактозопозитивні кишкові палички	5000	10000	100	1000
Коліфаги	100	–	–	–

ГДК шкідливих речовин, прийняті в «Правилах охорони поверхневих вод», тимчасово поширюються на водозабори господарсько-питного й оздоровчо-лікувального використання морських вод і райони водокористування. Рибогосподарські ГДК відносяться до води як річкових, так і морських рибогосподарських водойм.

Таблиця 2.11 – Вимоги до складу і властивостей морської води у місцях водокористування населення та у зоні санітарної охорони [4]

Показник складу і властивостей морської води	Вимоги і нормативи гранично допустимих показників складу та властивостей води	
	Район водокористування	Зона санітарної охорони
Плаваючі домішки	Відсутність незвичайних для морської води плаваючих речовин, що плавають на поверхні й у верхньому шарі води	Відсутність незвичайних для морської води плаваючих речовин, що плавають на поверхні й у верхньому шарі води
Запахи	Інтенсивність незвичайних для морської води запахів не повинна перевищувати поріг сприйняття (2 бали)	Інтенсивність незвичайних для морської води запахів не повинна перевищувати поріг сприйняття (2 бали)
Прозорість	Не менш 30 см за шкалою Снеллена	Не менш 30 см за шкалою Снеллена
Фарбування	Не припускається в стовпчику води морської води 10 см	Не регламентується
<i>pH</i>	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Розчинений O_2	Не менш 4,0 мг/дм ³	Не менш 4,0 мг/дм ³
БСК ₅	Не більш 3,0 мг O_2 /дм ³	Не більш 3,0 мг O_2 /дм ³
Хімічні речовини (включаючи сольовий склад морської води)	Вміст не повинен перевищувати ГДК	Не регламентується

2.5 Критерії якості іригаційних вод

Зрошення є одним з основних напрямків водоспоживання в сільському господарстві. Погана якість води може позначитися на поливних культурах і ґрунтах через нагромадження солей у кореневій зоні, на зниженні проникності ґрунтів внаслідок надмірного впливу натрію й кальцію або в результаті переносу хвороботворних організмів чи забруднювальних речовин, що є безпосередньо токсичною небезпекою для рослин.

Забруднювальні речовини із зрошувальної води можуть накопичуватися у ґрунті і зробити його через декілька років непридатним для сільського господарства. З іншого боку, речовини, що знаходяться у воді, можуть бути безпечними для рослин, але вони можуть вплинути на якість сільськогосподарської продукції.

Для зрошення сільськогосподарських земель використовують *поверхневі, підземні, стічні та зворотні води*. Якість цих вод оцінюється за кількістю завислих речовин, мінералізацією, вмістом головних катіонів, тем-

3. Радіоекологічний моніторинг атмосферного повітря

3.1. Джерела надходження радіоактивних речовин в атмосферу. 3.2. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря. 3.3. Пости спостережень, програми і терміни спостережень. 3.4. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності. 3.5. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря. 3.6. Оцінювання стану атмосферного повітря щодо забруднення окремими радіонуклідами. 3.7. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря. 3.8. Радіоактивне забруднення атмосфери при пожежах на забруднених радіонуклідами територіях.

Радіоактивність атмосфери зумовлена присутністю у ній радіоактивних газів і аерозолів, які надходять внаслідок процесів, що відбуваються в природі, та антропогенної діяльності. Відповідно розрізняють природну і штучну радіоактивність атмосфери.

Радіоактивне забруднення атмосфери – це внесення в неї природних радіоактивних ізотопів, що перевищують певний допустимий рівень, або внесення штучних радіоактивних ізотопів.

3.1. Джерела надходження радіоактивних речовин в атмосферу

Чотири основні джерела надходження природних радіоактивних ізотопів (радіонуклідів) в атмосферу:

1. Утворення радіоактивних ізотопів в атмосфері під впливом космічного випромінювання – так звані космогенні радіонукліди (основні дозоутворюючі з них, тобто такі, що включаються в метаболізм та інкорпуються в тканинах, формуючі дозу опромінення, це – ^3H , ^7Be , ^{10}Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{28}Mg , ^{32}P , ^{35}S , ^{36}Cl).

2. Ізотопи радону та продукти їх розпаду, які надходять в атмосферу з поверхні ґрунту (основні з них – ^{222}Rn – радон, ^{220}Rn – торон, ^{219}Rn – актинон та ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi).

3. Викиди теплоелектростанцій та інших підприємств, що спалюють органічні паливні матеріали – деревину, вугілля, нафту, газ та інше (основні дозоутворюючі радіонукліди – ^3H , ^{14}C , ^{22}Na , ^{32}P , ^{35}S , ^{40}K , ^{48}Ca , ^{210}Po , ^{238}U).

4. Пиловий підйом з поверхні ґрунту, який може містити певні кількості і радіоактивних речовин, особливо в місцях видобутку підземних корисних копалин не тільки радіоактивних руд (дозоутворюючі радіонукліди – ^{40}K , ^{48}Ca , ^{232}Th , ^{238}U). Підчас пилових бур з поверхні землі вітром в атмосферу підіймаються десятки тони ґрунту з квадратного кілометра. Так підчас такої бурі в Донецькому регіоні, яка тривала 26–30 березня 2015 р., швидкість вітру досягала 24 м/с. Втрати ґрунту від дефляції на величезній території досягали 11–14 т/га.

Іноді виділяють ще одне джерело природних радіонуклідів – радіонукліди, що надходять в атмосферу з космічним пилом (^{10}Be , ^{26}Al та деякі інші). Максимум їх концентрацій спостерігається на висоті 80–100 км – у зоні випаровування мікрометеоритів і внесок їх у радіоактивність біоти відносно незначний.

Три основних джерела надходження штучних радіоактивних ізотопів в атмосферу:

1. Випробування атомної зброї в тропосфері, стратосфері і космосі.
2. Штатні викиди ядерних реакторів.
3. Аварійні викиди на підприємствах ядерного паливного циклу, у першу чергу – на атомних електростанціях.

В усіх трьох випадках – це продукти поділу ядер ^{235}U та ^{239}Pu , сотні різних радіоактивних ізотопів. Втім, переважна їх більшість – короткоживучі, які швидко розпадаються. Основними дозоутворюючими радіонуклідами є довгоживучі ^{90}Sr і ^{137}Cs з періодами піврозпадів, відповідно, 29 і 30 років.

Деякі з основних дозоутворюючих радіонуклідів, що надходять в атмосферне повітря, наведено в табл. 3. 1.

3.2. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря

Організація спостережень за радіоактивним забруднення атмосферного повітря передбачає контроль за вмістом радіоактивних речовин не тільки у самій атмосфері, але й у суміжних компонентах навколишнього природного середовища: літосфері, гідросфері, біосфері з урахування специфіки регіону (наявність підприємств ЯПЦ та інших, які є джерелами викиду радіоактивних речовин, минулого радіоактивного забруднення території внаслідок ядерних і радіаційних інцидентів та інших). Для цього необхідно мати такі матеріали:

- дані про попередні спостереження стану радіоактивного забруднення атмосфери та згадані супутні елементи навколишнього середовища у регіоні;
- дані про наявні та можливі джерела радіоактивного забруднення атмосфери;
- дані про радіонуклідний склад забруднення, його фізико-хімічний стан;
- дані про стан радіоактивного забруднення атмосфери та інших елементів навколишнього природного середовища у сусідніх регіонах, країнах, континенті.
- гідрометеорологічні дані як на час спостережень, так і на перспективу.

Радіоекологічний моніторинг атмосфери здійснюється, як правило, в межах загального екологічного моніторингу атмосфери у системі спостережень за якістю атмосферного повітря на різних територіях, особливо в містах та інших населених пунктах. Практикуються радіоекологічні спостереження за окремими підприємствами, особливо підприємствами ядерного паливного циклу та іншими, які є джерелами викидів радіоактивних речовин у навколишнє середовище.

Спостереження здійснюють служби Держкомітету гідрометеорології, Міністерства екології та природних ресурсів.

1. Основні дозоутворюючі радіоактивні ізотопи

Елемент	Ізотоп	Переважаюче випромінювання	Енергія випромінювання, МеВ	Фізичний стан	Питома маса, г/см ³	T _{0,5}	Місце депонування	T _б	Група радіаційної небезпеки
Природні ізотопи									
Такі, що утворюють родини, та продукти їх розпаду									
Торій	²³² Th	α	4,07	Метал	11,7	1,4×10 ¹⁰ р.	Легені, печінка, нирки	700 діб	А
Уран	²³⁵ U	α	4,47	Метал	19,0	7,1×10 ⁸ р.	Нирки, печінка, скелет	25, 150, 450 діб	Б
Уран	²³⁸ U	α	4,27	Метал	19,0	4,5×10 ⁹ р.			Б
Радій	²²⁶ Ra	α (γ)	4,86	Метал	5,0	1620 р.	Скелет	17 р.	А
Полоній	²¹⁰ Po	α	5,29	Метал	9,4	138 діб	Нирки, кров, легені	37 діб	А
Радон	²²⁰ Rn	α	6,28	Газ	0,0099	55 с	Легені	3–5 хв.	Г
Радон	²²² Rn	α	5,49	Газ	0,0099	3,8 доби	Легені	10–30 хв.	Г
Такі, що не утворюють родин, або позародинні									
Калій	⁴⁰ K	β і γ	1,325 і 1,459	Метал	0,86	1,3×10 ⁹ р.	М'язи, печінка	58 діб	Г
Рубідій	⁸⁷ Rb	β і γ	0,28 і 0,39	Метал	1,53	6,2×10 ¹⁰ р.	М'язи, печінка	40–80 діб	В
Кальцій	⁴⁸ Ca	β	0,08	Метал	1,50	1×10 ¹⁶ р.	Скелет	20 р.	Г
Космогенні									
Водень	³ H	β	0,019	Газ	0,000089	12,34 р.	М'язи	10–30 діб	Г
Вуглець	¹⁴ C	β	0,155	Газ	0,00125	5730 р.	Печінка, нирки, легені		Г
Штучні ізотопи									
Продукти поділу ядер урану									
Стронцій	^{89,90} Sr	β	1,463 і 0,544	Метал	2,6	50,5 діб і 29 р.	Скелет	30–50 р.	В і Б
Йод	¹³¹ I	β і γ	0,608 і 0,723	Неметал	4,94	8,04 доби	Щитоподібна залоза	120 діб	Б
Цезій	¹³⁴ Cs	β і γ	0,512 і 1,367	Метал	1,87	2,06 р.	М'язи	40–60 діб	Б
Цезій	¹³⁷ Cs	β і γ	0,520 і 0,662			30,17 р.			Б
Ізотопи трансуранових елементів									
Плутоній	²³⁹ Pu	α	5,23	Метал	19,8	2,41×10 ⁴ р.	Скелет, печінка	200 р.	А
Америцій	²⁴¹ Am	α	5,57	Метал	13,7	432,8 р.	Скелет, печінка	70 р.	А
Продукти наведеної радіоактивності									
Фосфор	³² P	β	1,710	Неметал	1,83	14,3 доби	Скелет, м'язи, печінка	19 і 0,5 доби	В
Сірка	³⁵ S	β	0,167	Неметал	2,07	87,1 доби	Все тіло	60–140 діб	В

Залізо	⁵⁹ Fe	β і γ	1,560 і 1,290	Метал	7,87	45,1 доби	Печінка, кров	40 і 200 діб	В
Кобальт	⁶⁰ Co	β і γ	1,478 і 1,330	Метал	8,90	5,272 р.	Печінка, нирки	70–90 діб	В
Цинк	⁶⁵ Zn	β і γ	0,325 і 1,110	Метал	7,13	244,1 доби	Скелет, м'які тканини	400 і 20 діб	В

Контроль за радіоактивним забрудненням атмосфери здійснюється на фоновому рівні, а також в зонах радіаційного впливу атомних електростанцій та інших джерел можливого радіонуклідного забруднення. В Україні при цьому особлива увага надається територіям, забрудненим внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, місцям видобутку урану, деяким територіям з підвищеним рівнем природного радіаційного фону. У деяких країнах, де проводились випробування атомної зброї, до цього належать полігони випробувань (в Росії – Новоземельський, Семіпалатинський та інші).

Під час контролю за радіоактивним забрудненням на фоновому рівні використовують фонові станції або спеціальні станції, встановлені на відстані 50–100 км від можливого джерела радіоактивного забруднення. Для моніторингу в радіусі до 25 км використовують мережу контролю і спеціальні пости спостережень, де встановлюють датчики γ -випромінювання та пристрої для відбору проб і аналізу повітря. У межах санітарно-захисної зони утворюють пости дистанційного контролю радіоактивного забруднення атмосферного повітря.

Важливим методологічним підходом до контролювання транскордонного перенесення глобальних потоків радіоактивних речовин на великі відстані від місця викиду є низка спеціальних наземних та авіаційних станцій. Такі станції обладнані системами відбору газу та аерозолів, збору сухих осідань та опадів, аналізу вмісту радіонуклідів та їх загальної і окремої радіоактивності у відібраних пробах повітря. Інформація від них надсилається у Західно- та Східноєвропейський метеорологічні синтезуючі центри. За ступенем оперативності її поділяють на такі види:

- екстрена інформація (містить відомості про різкі зміни рівнів радіоактивного забруднення атмосферного повітря, які негайно передаються в контролюючі та господарські організації; саме завдяки системі такої інформації, Швеція, розташована на відстані майже двох тисяч кілометрів від північних кордонів України, вже через добу після аварії на Чорнобильській

АЕС у 1986 р. першою із зарубіжних країн виявила радіоактивні речовини в повітрі, тобто їх транскордонний перенос, і повідомила про неї відповідні міжнародні організації);

– оперативна інформація (містить узагальнені матеріали спостережень за радіоактивністю повітря протягом місяця; саме завдяки неї радіонукліди, викинуті під час аварії на Чорнобильській АЕС, які вже через тиждень підпали під дію тропосферних вітрів, були виявлені послідовно практично в усіх країнах північної півкулі нашої планети, а радіонукліди, що були викинуті 11 березня 2011 р. під час аварії на АЕС «Фукусима-1», вже через тиждень були виявлені над Європою, у тому числі і над Україною);

– режимна інформація (містить дані про середній та максимальній рівні радіоактивного забруднення повітря протягом тривалого часу, як правило, за рік, котра використовується при плануванні певних заходів, спрямованих на захист персоналу підприємств ЯПЦ, населення від додаткового опромінення, оцінювання збитків, завданих народному господарству внаслідок забруднення атмосферного повітря).

На рис. 3.1 наведені дані про забруднення атмосферного повітря в Києві радіоактивними ізотопами йоду та цезію у перші два тижні після аварії на Чорнобильській АЕС. Вони свідчать, що 30 травня, коли вітер змінив напрям і подув з півночі на південь, рівень радіоактивності повітря зріс більш, як на чотири порядки.

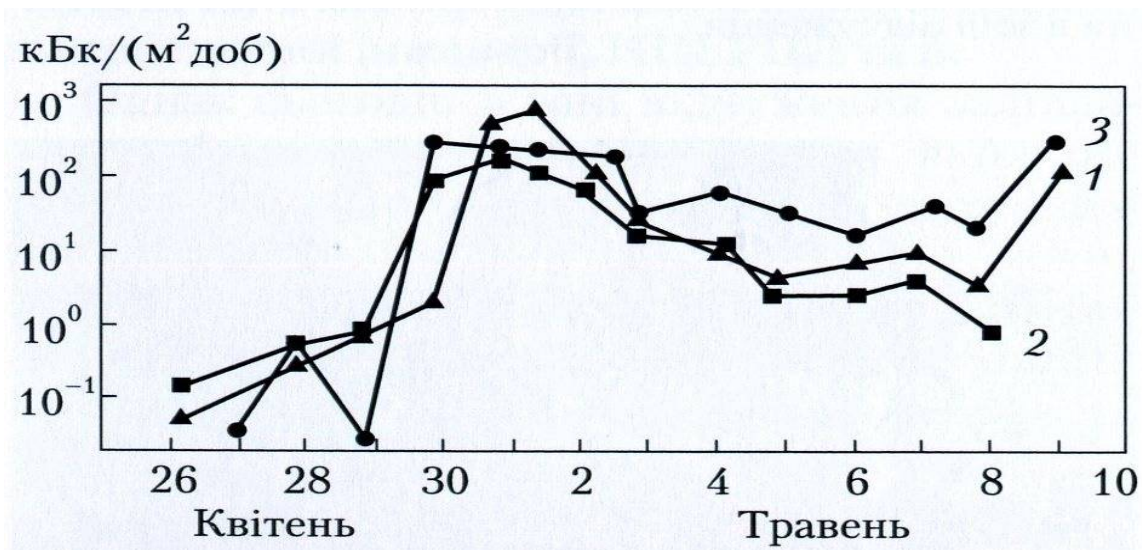


Рис. 3.1. Рівні радіоактивного забруднення атмосферного повітря в Києві в перші дні після аварії на Чорнобильській АЕС: 1 – ^{131}I , 2 – ^{137}Cs і 3 – ^{134}Cs .

3.3. Пости спостережень, програми і терміни спостережень

Системи моніторингу атмосфери розвинутих країн, у тому числі України, систематично відстежують радіоактивне забруднення повітря та його зміни, як правило, тільки в критичних аварійних ситуаціях. Забруднення контролюють стаціонарні, маршрутні і пересувні (підфакельні) пости спостереження.

Стаціонарний пост спостереження призначається для регулярного відбору проб повітря з метою подальшого визначення загальної радіоактивності та лабораторного аналізу вмісту окремих радіонуклідів та їх внеску у загальну радіоактивність.

Маршрутний пост спостереження призначений для регулярного відбору проб повітря у фіксованих точках місцевості за допомогою спеціально обладнаної автолабораторії. Розміщення маршрутних постів повинно бути таким, щоб виявляти максимальні рівні радіоактивності, які формуються джерелом викиду. Визначаючи місця відбору проб повітря, приймають до уваги висоту джерела викиду (H) і максимально можливу зону забруднення ним атмосферного повітря (R), яка дорівнює $20 H$. Згідно схеми, центром якої є джерело викиду, будують кола з радіусами $0,5 R$; $1 R$; $1,5 R$. У точках перетину

кіл з проведеними з центра лініями, що позначають сторони світу, відбирають проби повітря.

Пересувний (підфакельний) пост спостереження використовують для відбору проб повітря під радіоактивною хмарою. Місця відбору проб обирають з урахуванням закономірностей поширення радіоактивних частинок в атмосфері за переважаючими напрямками вітрів, починаючи з декількох десятків метрів від джерела викиду.

Залежно від виду постів спостережень та їх завдань визначають програми і терміни спостережень. Під час гострого періоду розвитку аварії на Чорнобильській АЕС на кінець 1986 р. радіоактивні випадіння з атмосфери фактично припинилися і необхідність у маршрутних та пересувних постах спостережень відпала. Стаціонарні пости спостережень періодично проводять аналізи радіоактивності повітря.

3.4. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності

Радіонукліди можуть надходити в атмосферу або у газоподібному стані (наприклад, радіоактивні благородні гази), або з аерозольними частинками. Повітря – це рухома система, склад якої може постійно змінюватися. Тому одним з найважливіших елементів аналізу радіоактивності атмосферного повітря є відбір проб. Проби повітря відбирають аспіраційним способом, пропускаючи повітря через поглинальний прилад з визначеною певною швидкістю, і способом заповнення посудин певного обмеженого об'єму.

Аспіраційний спосіб відбору проб повітря. У результаті пропускання повітря через поглинальний прилад відбувається концентрування носіїв радіоактивності (звичайно, аерозолів, гідрозолів) в поглинальному середовищі. Для отримання достовірних визначень радіоактивності кількість пропущеного повітря може досягати десятків і сотень літрів за хвилину – все визначається рівнями радіоактивного забруднення повітря. Хоча треба відмітити, що методи

визначення і оцінки рівнів радіоактивності на багато порядків більш чутливі і точні за хімічні методи аналізу.

Проби поділяють на разові (період відбору 20–30 хв.) та середньодобові (не менше 4-разових проб через однакові проміжки часу протягом доби). Найкращим способом отримання середньодобових значень є безперервний відбір проб протягом 24 год. через електроаспіратори, обладнані реометрами – приладами, які реєструють його об'єм.

Система відбору проб повітря для дослідження радіоактивного пилу складається з трубки, яка обладнана фільтрами, та шлангу, котрий підключається до повітряпроводу. Роль останнього може виконувати звичайний пилосос. Головним же елементом системи пробо відбору повітря є поглинальні пристрої фільтри чи сорбенти, призначені для вбирання газоподібних речовин (радіоактивних газів та інших летючих радіонуклідів), радіоактивних аерозолів, пилу. Далі в поглиначах визначають вміст радіонуклідів і розраховують їх кількість в одиниці об'єму повітря.

Відбір проб повітря способом заповнення посудин. Для відбору проб використовують звичайні скляні ємності визначеного об'єму, котрі заповнюють повітрям шляхом продування через посудину його 10-кратного об'єму, після чого посудину герметично закривають. Такий спосіб є припустимим за високих рівнів радіонуклідного забруднення повітря.

Для відбору аерозольних проб звичайно використовують різні фільтрувальні системи, які забезпечені вимірювачами об'єму повітря, що проходить через них. Для відбору окремих фракцій аерозольних частинок використовують спеціальні набори послідовно встановлених фільтрів з різними розмірами пор.

Відбір проб аеральних опадів. Проби атмосферних опадів, як сухих, так і вологих, відбирають різними методами. Вологі (мокрі) опади збирають звичайними пристроями, що застосовуються на метеорологічних станціях для збору дощу та снігу. Сухі опади відбирають на липкі планшети – металеві пластини певної площини, котрі попередньо покривають липкою

невисихаючою смолою типу вініполу, або на планшети, покриті так званою тканиною Петрянова (спеціальна знезолена пориста тканина). Липкі планшети можна відправляти на радіометрію без підготовки, або кількісно змивати опади ацетоном, бензином чи іншим розчинником, у котрих потім можна буде визначити вміст радіонуклідів. Тканинні планшети піддають радіометрії безпосередньо або після спопеління.

3.5. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря

У зв'язку з тим, що метеорологічні чинники зумовлюють перенесення і розсіювання радіоактивних речовин в атмосфері, відбір проб повітря повинен супроводжуватися спостереженнями за такими метеорологічними параметрами, як напрям і швидкість вітру, температура і вологість повітря, атмосферні опади та інші, які впливають на розповсюдження й концентрацію радіонуклідів, їх випадіння на земну поверхню.

Напрямок вітру виявляють за допомогою спеціальних вимпелів, флюгерів, швидкість вітру вимірюють вітроміром або анемометром, вологість повітря оцінюють гігрометрами і психрометрами, температуру термометрами, атмосферний гідростатичний тиск – барометрами, кількість атмосферних опадів – за допомогою спеціальних водомірних посудин. Важливо реєструвати тривалість дії того чи іншого фактору.

Існують автоматизовані системи спостереження й контролю за станом атмосферного повітря, призначені для постійного відстеження за змінами у часі і просторі характеристик забруднення, в тому числі і радіонуклідами, та метеорологічними параметрами повітряного простору. Вони оснащені автоматичними системами відбору проб та приладами автоматичного визначення радіоактивності повітря. Такі системи вкрай важливі і необхідні для ефективного функціонування системи спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря особливо у гострий (начальний) період розвитку радіаційного інциденту. Втім, спостереження за станом радіаційного

фону, яке визначається у першу чергу радіоактивним забрудненням атмосфери, повинно тривати постійно.

3.6. Радіоактивне забруднення атмосфери при пожежах на забруднених радіонуклідами територіях

При лісових та лугових пожежах на забруднених радіонуклідами територіях відбувається надходження радіонуклідів в атмосферу у парогазовій формі (у першу чергу ^{137}Cs і у меншій ^{90}Sr , температура плавлення і кипіння якого значно вища), а також разом з попелом і золою у вигляді аерозолів субмікронного і мікронного розмірів, які містять окрім цих радіонуклідів β - і α -випромінювач ^{241}Pu та α -випромінюючі ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am й деякі інші. Це призводить до збільшення об'ємної активності радіонуклідів у приземному шарі повітря у десятки, сотні і навіть тисячі разів, що може створити небезпеку не тільки для учасників пожежогасіння, але й для населення за рахунок інгаляції радіоактивних речовин і, відповідно, внутрішнього опромінення.

Внаслідок пожеж може відбуватись посилення вертикальної міграції радіонуклідів в атмосфері з током гарячого повітря, а, головне, їх горизонтальна міграція з рухом повітря, яка може виносити їх далеко за межі району пожежі.

За відсутності традиційної господарської діяльності у зоні відчуження і зоні обов'язкового (безумовного) відселення Чорнобильської АЕС за роки після аварії відбувалося інтенсивне накопичення рослинного горючого матеріалу у лісах та луках, що підвищує ризик пожеж. І за цей час тут офіційно було зафіксовано понад 1300 пожеж різного виду, тяжкості, масштабів і наслідків. Наймасштабніші пожежі у зоні відчуження відбулися у серпні 1992 р. та наприкінці квітні 2015 р. – найбільш пожежонебезпечних місяцях. Першим була охоплена площа близько 17 тисяч гектарів луків та лісових угідь і другим – понад 10 тисяч гектарів (рис. 3.1).



Рис. 3.1. Лісова пожежа у зоні відчуження Чорнобильської АЕС.

Пожежі виникають і на інших забруднених радіонуклідами територіях. Так, великомасштабна пожежа, яка охопила декілька десятків тисяч гектарів лісу, відбулася у травні 2005 р. у Житомирській області на території, рівень забруднення якої за ^{137}Cs перевищував 555 кБк/м^2 (15 Кі/км^2).

Аналіз дистанційного зондування Землі по космічним знімкам дозволив прослідкувати рух димової хмари за північно-західним вітром, яка пройшла відстань понад 100 км і досягла південно-західних окраїн Києва. (рис. 3.2, 3.3).

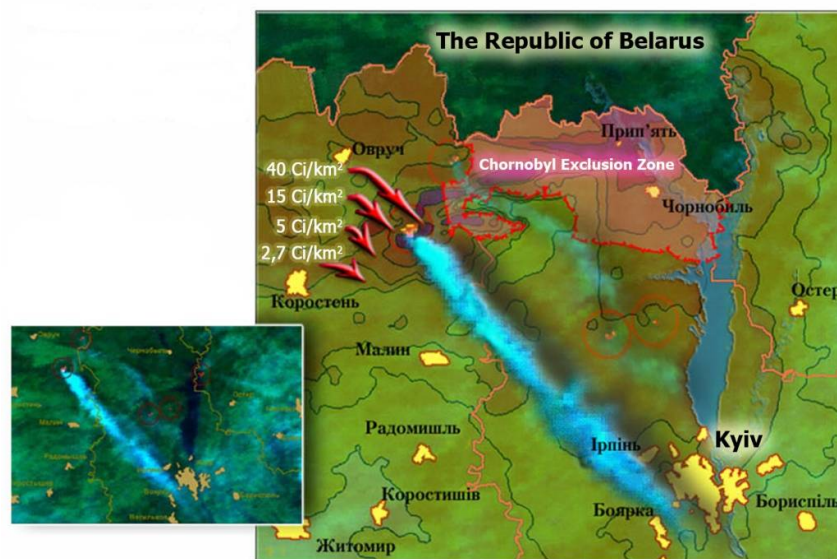


Рис. 3.2. Дим від лісової пожежі на забрудненій радіонуклідами території у травні 2005 р. досяг околиць Києва.



Рис. 3.3. Димова хмара, що виникла внаслідок пожежі на забрудненій радіонуклідами території, над околицями Києва (травень 2005 р.).

В цілому таке дистанційне зондування дозволяє проводити моніторинг та оцінювати наслідки пожеж на основі аналізу взаємозв'язку між ступенем ураження рослинного покриву (ступінь дефоліації та усихання дерев) та спектральними характеристиками короткохвильового інфрачервоного каналів зображень.

Достовірна оцінка масштабів пожеж на забруднених територіях, інформація про них і зумовлена цим радіологічна небезпека для людей набуває особливої актуальності і має велике соціально-психологічне значення як для населення цих територій, так і за їх межами.

3.6. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря

З метою обмеження і контролювання антропогенних впливів на навколишнє середовище запроваджують *екологічне нормування* – комплекс заходів для встановлення граничних меж, у яких можуть коливатися параметри показників певних забруднювачів навколишнього природного середовища, які характеризують його стан. Екологічному нормуванню підлягають усі

небезпечні хімічні речовини, у тому числі і радіоактивні, й фізичні фактори, у тому числі і іонізуюча радіація.

Кількісну оцінку вмісту

Контрольні запитання до лекції 3:

1. Що слід вважати за радіоактивне забруднення атмосфери.
2. Джерела надходження радіоактивних речовин до атмосфери.
3. Природні радіонукліди атмосфери, що формують дозу опромінення людини.
4. Штучні радіонукліди атмосфери, що формують дозу опромінення людини.
5. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря.
6. Пости спостережень та їх завдання.
7. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності.
8. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря.
9. Оцінювання стану атмосферного повітря щодо забруднення окремими радіонуклідами.
10. Вплив лісових пожеж на забруднених радіонуклідами територіях на забруднення повітря.
11. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря.

Лекція 4. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів

4.1. Джерела радіоактивного забруднення ґрунту. 4.2. Міграція радіонуклідів у ґрунті. . 4.3. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів. 4.4. Проведення гамма-зйомки над поверхнею ґрунту. 4.5. Відбирання проб ґрунту. 4.6. Підготовка проб ґрунту до радіометрії і спектрометрії. 4.7. Визначення щільності радіонуклідного забруднення ґрунту. 4.8. Методологічні підходи до прогнозування радіоактивного забруднення ґрунтів.

Моніторинг ґрунтів – це система спостережень, кількісної оцінки та контролю за використанням ґрунтів і земель з метою організації управління їх продуктивністю. Моніторинг ґрунтів – це контроль, діагностика, прогноз і управління станом ґрунтів заради відтворення їх родючості. Він є складовою частиною екологічного моніторингу і входить до системи моніторингу суміжних середовищ і біосфери в цілому.

Тема 5. Радіоекологічний моніторинг водойм

5.1. Джерела надходження радіоактивних речовин у водойми. 5.2. Завдання радіоекологічного моніторингу водойм. 5.3. Методи відбору проб води та оцінювання їх радіоактивності. 5.4. Захист водойм від надходження радіонуклідів. 5.5. Оцінювання та прогнозування радіоактивного забруднення води.

Україна належить до держав з порівняно низьким водоресурсним потенціалом. І в країні, як у більшості країн світу, все гостріше стає проблема виснаження водних ресурсів внаслідок їхнього техногенного забруднення. Тому важливою складовою раціонального водокористування є моніторинг водойм, який виконується Держаним агентством водних ресурсів, гідрометеорологічною та гідрологічною службами та деякими іншими суб'єктами. Попри те, що в країні виконується достатньо великий обсяг спостережень, у наявній системі моніторингу, у тому числі й радіоекологічного,

існує низка проблем. До числа найголовніших належить технічна відсталість, нестача лабораторного устаткування, досить значна закритість результатів. Відсутність автоматизованих спостережень на більшій частині території визначає неможливість адекватного реагування на небезпеки природного і техногенного характеру. Негативним явищем є зменшення кількості пунктів спостереження і спрощення їх програм.

Що стосується радіонуклідного забруднення водних ресурсів, то для України у теперішній час це не є головною проблемою. Навіть у гострий період розвитку аварії на Чорнобильській АЕС в 1986 р. питна вода, не дивлячись на великі рівні радіонуклідного забруднення більшості об'єктів навколишнього природного середовища, як правило, відповіла тимчасовим допустимим рівням вмісту радіонуклідів. Це було зумовлене специфікою фізико-хімічного стану радіонуклідів у складі слаблорозчинних у воді аерозолів з великою питомою масою. Проте, майже всі великі річки України є транскордонними і небезпека радіоактивного забруднення може надійти ззовні.

Вивчення розподілу радіоактивних речовин у водних екосистемах має важливий практичний і теоретичний інтерес в першу чергу у зв'язку з експлуатацією підприємств атомної енергетики, а також в рамках дослідження загальних закономірностей міграції і концентрування природних і штучних радіонуклідів різними компонентами гідробіоценозів і участі в цих процесах живих організмів. Це є необхідним для розуміння і подальшого прогнозування наслідків радіонуклідного забруднення, процесів природного самоочищення водних екосистем для ефективного пошуку шляхів відновлення їх нормального функціонування, а також для виконання заходів, пов'язаних із забезпеченням радіаційної безпеки найбільш радіочутливих видів гідробіонтів і людини. Достатньо важливим з одного боку є отримання відомостей про долю радіоактивних речовин, що надходять у водойми, а з іншого боку – вирішення важливих практичних задач, пов'язаних з розробкою методів біологічного очищення і дезактивації водних екосистем, що опинилися в умовах інтенсивного радіонуклідного забруднення.

Під радіоактивним забрудненням води слід розуміти вміст в ній природних чи штучних радіонуклідів у таких кількостях, у яких її споживання у якості питної чи поливної води може завдати шкоду для здоров'я людини.

Радіоекологічний моніторинг водойм – це система послідовних спостережень над рівнем радіоактивного забруднення води, а також збирання, оброблення даних про рівень радіоактивності окремих його компонентів (гідробіонтів, донних відкладень та інших), прогнозування їх змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій щодо розробки заходів захисту водойм від радіоактивного забруднення, для прийняття рішень, які можуть позначитися на стані вод.

5.1. Джерела надходження радіоактивних речовин у водойми

Два основних первинних джерела надходження радіонуклідів у водойми:

- аеральне – випадіння радіоактивних ізотопів, як природних, так і штучних, з атмосфери на дзеркало водойм;
- розчинення у водоймах радіоактивних елементів та ізотопів земної кори.

Вторинне забруднення водойм радіоактивними речовинами формується за рахунок:

- вітрового підйому і переносу радіоактивного пилу на дзеркало водойм;
- змиву радіоактивних речовин з площ водозборів під час дощів, сніготанень, весняних паводків;
- змиву радіоактивних речовин з берегів забруднених радіонуклідами територій під час повеней;
- переносу радіонуклідів водними потоками малих і великих річок.

Радіоактивність гідросфери формується за рахунок природних радіонуклідів, що надходять у водні екосистеми з атмосфери і земної кори, а також у результаті забруднення штучними радіонуклідами, викликаного діяльністю людини – при випробуваннях ядерної зброї, видаленні в навколишнє

середовище радіоактивних відходів, розробки радіоактивних руд і при аварійних ситуаціях на підприємствах ядерного паливного циклу.

Природні радіонукліди надходять у відкриті водойми з атмосфери, утворюючись при взаємодії космічного випромінювання з ядрами водню, азоту, кисню, аргону та іншими (космогенні радіонукліди). До основних космогенних радіонуклідів, що потрапляють на водну поверхню і території водозборів переважно з атмосферними опадами, відносяться ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}P , ^{36}Cl .

Іншим важливим джерелом природної радіоактивності прісних вод є радіонукліди, які мігрують у відкриті водойми з підземними водами з гірських порід, що складають товщу земної кори (так звані первинні радіонукліди). Найбільше дозоформує та санітарно-гігієнічне значення для водних організмів і людини мають ^{14}C , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U . Максимальна кількість ^{226}Ra , ^{232}Th ^{238}U зустрічається в магматичних породах, наприклад в гранітах, а мінімальна – у вапняках. Калій, торій і радій, як правило, мають тенденцію концентруватися в гірських породах з високим вмістом кремнію. Такий розподіл обумовлює підвищену радіоактивність підземних вод, приурочених до гранітів, і відносно малі концентрації радіоактивних речовин в підземних водах, що знаходяться в товщі осадових порід. Ця обставина набуває важливе значення при оцінці ролі підземних вод в збагаченні радіоактивними речовинами води поверхневих водойм.

На формування природної радіоактивності поверхневого стоку в межах водного басейну може також впливати вміст радіонуклідів, що знаходяться в ґрунтовому покриві, який в значній мірі залежить від характеру підстилаючих порід, питомої радіоактивності, типу ґрунтів, їхнього гранулометричного, хімічного, мінералогічного складу та деяких інших факторів.

Умови збагачення підземних вод природними радіонуклідами різноманітні та складні. Вони визначаються комплексом геологічних, гідрологічних і фізико-хімічних процесів. При цьому з одного боку, підземні води впливають на вміст радіонуклідів у гірських породах, а з іншого – вміст радіонуклідів у підземних водах визначається формою знаходження і

концентрацією радіоактивних елементів в гірських породах. Між вмістом радіонуклідів в гірських породах та їх кількістю у водах, що контактують з цими породами, існує динамічна рівновага.

Одним з прикладів міграції природних радіонуклідів з товщі земної кори на поверхню можуть слугувати так звані радіоактивні джерела. До них відносяться виходи на поверхню підземних вод, в яких міститься радону більше 18,5 Бк/л, радію більше 0,37 Бк/л, урану більше 3×10^{-5} г/л. Є багато випадків, коли кількість радіоактивних елементів досягає таких значень, що вода стає джерелом їх отримання. Так аж до п'ятдесятих років минулого століття у деяких місцях, зокрема у Комі республіці поблизу м. Ухта (Росія) забруднені солями радію ґрунтові води були одним з основних джерел отримання радію для цілей радіаційної терапії злоякісних новоутворень.

Різноманіття реальних й потенційно можливих чинників техногенного забруднення радіоактивними речовинами поверхневих водойм може бути зведене до трьох основних груп: радіоактивним відходам, продуктам ядерних і термоядерних вибухів, а також таких, що сформувалися в результаті аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу.

Джерелами радіоактивних відходів є головним чином підприємства, на яких видобувається та переробляється радіоактивна сировина для отримання ядерного палива, енергетичні ядерні установки, а також установи (наукові, медичні та інші), котрі виконують роботи з радіоактивними ізотопами.

За агрегатним станом розрізняють рідкі, тверді та газоподібні радіоактивні відходи. При цьому провідна роль в забрудненні водойм належить рідким радіоактивним відходам уранових копалень і заводів, ядерних реакторів, радіохімічних заводів, а також відходам науково-дослідних і медичних установ. Видалення рідких відходів у водойми зазвичай носить достатньо тривалий характер, що обумовлює, відповідно, і тривалий період забруднення останніх.

Величезна кількість радіоактивних речовин утворюється в результаті ядерних вибухів при випробуванні ядерної зброї та проведенні промислових вибухових робіт. В даний час на Землі не існує поверхневих водойм, вода яких

не містила б таких довгоживучих нуклідів як ^{90}Sr або ^{137}Cs , джерелами яких стали випробування ядерної зброї. Залежно від характеру і умов проведення цих випробувань утворюються радіоактивні аерозолі різних розмірів, структури і складу, що впливають на особливості формування і надходження радіоактивних випадань у водойми.

Основної уваги як чинник забруднення гідросфери заслуговують стратосферні (глобальні) випадання. Внаслідок тривалої затримки в стратосфері короткоживучі нукліди розпадаються і залишаються переважно довгоживучі, з яких домінуючу роль як забруднювачів знову ж таки грають добре розчинні у воді ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Аварійні ситуації на підприємствах ядерного паливного циклу відносяться до найбільш драматичних подій, що відбуваються у галузі атомної енергетики, а наймасштабніші з них супроводжуються значним надходженням радіоактивних речовин в навколишнє середовище, включаючи водні екосистеми.

Розрізняють радіоекологічний моніторинг континентальних поверхневих водойм і світового океану.

Безперечно, основним компонентом континентальних прісних водойм є вода, яка формує головний компартмент всього живого – питну воду. При радіоактивному забрудненні прісних водойм вона може стати основним дозоутворюючим джерелом опромінення людини.

На Землі є немало місць, де природні водні джерела містять підвищені кількості природних радіоактивних елементів. Є такі місця і в Україні – у київській, житомирській та в інших областях. Такі води застосовуються як лікувальні – бальнеологічні. Споживати воду з таких джерел у якості питної не рекомендується.

Є місця, де водойми забруднені штучними радіонуклідами. Так, на Південному Уралі у регіоні м. Челябінська протягом 1949–1952 рр. у систему р. Теча з підприємств, що виконували програму так званого ядерного захисту СРСР, видалялися без очищення високорадіоактивні рідкі відходи. Разом було

скинуто $1,2 \times 10^{16}$ Бк ^{90}Sr (більше, ніж було викинуто під час аварії на Чорнобильській АЕС) і $1,3 \times 10^{16}$ Бк ^{137}Cs . У 1967–1970 рр. там же на Уралі відбулося забруднення території площею близько 1800 км^2 завдяки вітрового переносу радіоактивного пилу з берегів озера Карачай, котре також використовувалось для захоронення радіоактивних відходів. Було рознесено 6×10^{12} Бк ^{90}Sr і $1,7 \times 10^{13}$ Бк ^{137}Cs .

Потенційними забруднювачами радіоактивними речовинами вод світового океану є ядерні реактори і атомне озброєння підводних човнів, що затонули з різних причин; відпрацьовані ядерні реактори, затоплені в морях з метою захоронення, які ще містять ядерне паливо та продукти його розпаду; втрачені штучні супутники з ядерними реакторами, як, наприклад, два радянських супутники із серії „Космос”, котрі впали в океанічні води.

5.2. Завдання радіоекологічного моніторингу водойм

Основними завданнями радіоекологічного моніторингу водойм є такі:

- спостереження та контролювання рівня радіонуклідного забруднення води;
- вивчення динаміки вмісту окремих радіонуклідів в компонентах водойм (воді, донних відкладеннях, біоті);
- дослідження закономірностей виносу радіоактивних речовин через гирлові створи річок у водойми;
- розробка рекомендацій щодо захисту водойм від радіонуклідного забруднення та їх очищення від радіонуклідів;
- прогноз можливого радіонуклідного забруднення водойм у випадку радіоактивного забруднення території.

5.3. Методи відбору проб води та оцінювання їх радіоактивності

Рівень природної радіоактивності води може значно коливатися залежно від характеру водойм і ступеня їх мінералізації. Але, як правило, сумарна активність її не перевищує 1,85 Бк/л (5×10^{-11} Кі/л).

Що стосується забруднення штучними радіонуклідами, то це залежить від радіаційної ситуації, що склалася в регіоні. За рахунок глобальних радіоактивних випадів сумарна радіоактивність води відкритих водойм не перевищує 0,1–0,3 Бк/л. Під час радіаційної аварії на Південному Уралі у 1957 р., коли у навколишнє середовище була викинута велика кількість ^{90}Sr переважно у вигляді гідрозолів, рівень активності води у регіоні аварії досягав 10 Бк/л. А при скидах радіоактивних відходів НВО «Маяк» у 1949–1953 рр. у річку Теча в тому ж регіоні рівень радіоактивного забруднення води сягав сотень бекерелів на літр.

Під час аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. переважна кількість радіонуклідів була викинута у формі важкорозчинних аерозолів, які випавши на дзеркало водойм у повному смислі слова каменем пішли на дно. До тепер основна кількість радіоактивних речовин знаходиться у донних відкладах – у мулі. Тому протягом усього після аварійного часу, за винятком його гострого періоду (декілька перших місяців), радіоактивне забруднення води не перевищувало допустимих рівнів. Натепер у водоймах за межами зони відчуження воно становить 0,02–0,2 Бк/л за допустимого рівня 2 Бк/л.

У теперішній час вміст радіонуклідів у ґрунтових і поверхневих водах відповідає гігієнічним нормативам для питної води (2 Бк/л) і воді для зрошення (1 Бк/л) і не становлять небезпеки для населення. В 2008 р. вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді р. Прип'ять був нижчим за ДР-2006 більш ніж вдесятеро, і навіть у ставку-охолоджувачі Чорнобильської АЕС відповідав нормативу для питної води. Вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у ґрунтовій воді водозаборів м. Прип'ять і м. Чорнобиль нижчий за ДР-2006 більш ніж у 100 разів. Наукові дослідження і зроблені на їх основі прогнози показали, що міграція радіонуклідів у ріки із захоронень радіоактивних відходів у зоні відчуження також не становить небезпеки і в

майбутньому не чинитиме істотного впливу на радіоактивне забруднення води Дніпровського каскаду.

Відбір проб з водної поверхні, як правило, не являє складної задачі. Стационарні спостереження передбачають відбір проб води для радіометричного і радіохімічного аналізу з глибини 0,2–0,5 м. Проби відбирають у чистий скляний, пластмасовий посуд, що герметично закривається, термоси, попередньо ополоснувши його тричі цією водою. Звичайно відбір здійснюють емальованим відром об'ємом 10 л. Відбір проводять у різних частинах акваторії водойма. Проби води з річок відбирають в декількох пунктах у обох берегів і посередині річки на глибині 0,5 м, а якщо глибина річки перевищує 2–3 м, то проби води беруть також на глибині 0,5 м від дна. Звичайно у річках відбір проб проводять по лінії, перпендикулярній напрямку течії, починаючи від одного берега до другого, у трьох–пяти місцях на різній глибині – з поверхні, у середині товщі води та поблизу дна. У озерах і ставках проби відбирають по перпендикулярним діагоналям аналогічно відбору в річках.

Проби води із заданої глибини відбирають за допомогою батометрів чи пробовідбірників води – спеціальних приладів різного об'єму, які забезпечують герметичне їх відкривання і закривання на певній глибині, запобігаючи надходженню води з інших шарів (рис. 5.1). Так пробовідбірна система СП-2 призначена для відбору проб природних та стічних вод з метою визначення в них вмісту різних забруднюючих речовин у тому числі й радіонуклідів. Вона дозволяє здійснювати відбір проб води з криниць, водоймищ природного і штучного походження, включаючи водойми, вкриті льодом. Прилад з встановленою бутлем опускається у водойму без посиленого вантажу. У міру опускання спливає зовнішній поплавок і перекриває отвори зовні корпусу, перешкоджаючи надходженню води в камеру корпусу, а отже і в бутель. При досягненні необхідної глибини (до 3 м), по тросу надсилається вантаж, який переміщує поплавок в нижнє положення, відкриваючи отвори в корпусі. Після заповнення водою бутлі і камери в корпусі (приблизно через 30 секунд від

посилу вантажу) спливає клапан, що перебуває усередині корпусу, і перекриває отвори в корпусі зсередини. Система з відібраною пробєю піднімається на поверхню.



Рис. 5.1. Прилади для відбору проб води: 1 – батометр Молчанова (висота приладу 65 см, об'єм 4 л); 2 – пробовідбірники ПЕ-1220 і 3 – СП-2.

При необхідності проби пропускають через фільтри для відділення зваженої речовини. Якщо передбачається зберігання проб більші доби, то для зменшення втрат радіонуклідів від їх сорбції на стінках ємностей, проби консервують додаванням соляної, сірчаної або азотної кислоти до рН 1 (практично це одна крапля концентрованої кислоти на 1 л об'єму проби) і зберігають у пластикових ємкостях.

При низькому рівні вмісту окремих радіонуклідів воду концентрують шляхом випаровування за тривалого кип'ятіння.

За рекомендацією Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) рівні загальних концентрацій α - і β -випромінюючих радіонуклідів у питній воді не повинні перевищувати 0,1 і 1,0 Бк/л відповідно. Для визначення таких рівнів активності рекомендується у якості найпростішої операції концентрування застосовувати упарювання проб об'ємом 1 л. Спочатку літрова проба води випаровується до мінімального об'єму, потім концентрат переноситься у спеціальні чашечки-кювети, у яких ви паровується досуха. Вимірювання

загальної α -активності проводиться, як правило, за допомогою сцинтиляційного лічильника. Для оцінки загального β -випромінювання звичайно застосовують газорозрядні лічильники.

Для визначення багатьох радіонуклідів концентрування проб проводять шляхом співосадженням або використовують сорбційне концентрування. Так, ^{90}Sr концентрують, співосаджуючі з карбонатами або оксалатами кальцію. Сорбенти на основі подвійних фероціанідів калію і перехідних металів ефективно поглинають ізотопи ^{134}Cs і ^{137}Cs . Для визначення ізотопів плутонію відбирають проби великого об'єму, до 200 л, співосаджуючи їх гідроксидом заліза або діоксидом марганцю. Для концентрування ізотопів торію використовують сорбенти на основі того ж діоксиду марганцю.

Питну воду відбирають зі всіх вододжерел, при цьому слід мати на увазі, що при водозаборі з відкритого водоймища (не взмучивать осад!) необхідно брати воду і з-під крана. Об'єм проби повинен бути не менше 1 л. Перед заповненням ємності її слід обполоснути досліджуваною водою.

Радіоекологічний моніторинг водойм звичайно передбачає проведення відбору проб води 7 разів на рік:

- під час повені: на підйомі, максимумі і спаді (3 відбори);
- під час літньої межені: при найменшому рівні води і при проходженні дощового паводка (2 відбори);
- восени перед льодоставом (1 відбір);
- під час зимової межені (1 відбір).

Проби води поділяють на прості і змішані. Прості проби характеризують якість води у певному пункті відбору, відбираються у визначений час у необхідному об'ємі.

Змішані проби об'єднують кілька простих проб з метою характеристики якості води за певний період часу або певної ділянки досліджуваного об'єкта.

Залежно від мети досліджень вдаються до разового або регулярного відбору проб.

Разовий відбір проб застосовують, коли радіоактивність води змінюється в просторі (глибина, акваторія) водоймища і в часі несуттєво.

Регулярний відбір проб здійснюють, коли очікується, що радіоактивність води може змінюватися. Так, зокрема, було під час гострого періоду розвитку аварії на Чорнобильській АЕС. Втім і пізніше під час злив, повеней радіоактивність води у водоймах забруднених радіонуклідами територій може змінюватись як у бік підвищення, так і пониження. Саме тому радіоекологічний моніторинг водойм, особливо тих, що слугують джерелами питної і зрошувальної води є важливим завданням відповідних служб.

У зв'язку з тим, що основна маса радіонуклідів може знаходитись у донних відкладах, з котрих вони можуть переходити у воду, важливим завданням радіоекологічного моніторингу є відстеження динаміки їх вмісту у цьому компоненті водойм. Відбір проб донних відкладень здійснюють звичайними бурами для відбору проб ґрунту, описаних у попередньому розділі (рис. 4.1), або спеціальними пробовідбірниками у різних частинах акваторії як і при відборі проб води: у річках по лінії, перпендикулярній напрямку течії у трьох–п'яти точках від одного берега до другого, у озерах – по перпендикулярним діагоналям також від одного берега до другого у трьох–п'яти місцях по кожній діагоналі. Спеціальні пробовідбірники донних відкладень дозволяють відбирати як загальну пробу з певної глибини, так і пошарові. Так, пробовідбірник донних відкладень Р 12 42 універсальний (рис. 5.2) дозволяє проводити забір проб із субстанцій, що мають рівень вологості від твердих до рідких з глибини до 5 м. Пробовідбірник складається з прозорого корпусу довжиною 1 м і діаметром 5 см, який дозволяє проводити первинний огляд і оцінку відібраного зразка; головки з ріжучим краєм для твердих відкладів, який забезпечує збереження структури проби, і головки з кулястим клапаном для рідких субстанцій; поршнем, який з одного боку забезпечує заповнення пробовідбірника на 100%, а з іншого – вибирання проби без порушення її пошарової структури..

Відібрані проби донних відкладень упаковують аналогічно зразкам ґрунту або поміщають у спеціальну герметичну тару.



Рис. 5.2. Пробовідбірник донних відкладень Р 12.42 універсальний.

5.4. Захист водойм від надходження радіонуклідів

Основним прийомом захисту водойм є загорожа їх земляними валами і дамбами. Такі споруди з одного боку захищають водойма від змиву радіонуклідів з забруднених територій дощовими і талими водами, а з другого – від змиву радіонуклідів з забруднених берегів у період весняних паводків.

З метою зменшення переносу радіонуклідів течіями річок улаштовують спеціальні ями-пастки забрудненого мулу, „донні сховища”, які являють собою поперечні канавоподібні заглиблення по дну річок між берегами, різні фільтруючі перемички, греблі, запруды. Ці контрзаходи, що були здійснені під час ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС в 1986–1987 рр. на Дніпрі та його притоках, показали їх достатньо високу ефективність.

Для очищення від радіонуклідів невеликих водойм типу ставків іноді використовують відносно дешеві сорбенти на основі природних мінералів, котрі дозволяють видобути з води, осадити і закріпити їх у донних відкладеннях з наступним механічним видаленням.

Аналогічно розглянутому вище прийому очищення ґрунтів від радіонуклідів за допомогою рослин – фітодезактивації для очищення водою також можна застосовувати рослини. Цей спосіб одержав назву різofільтрації (від грецького *rhiza* – корінь). В умовах водної культури рослини, як і всі гідробіонти, мають дуже великі K_n радіонуклідів. Так, якщо максимальні їх значення у коренях деяких видів вищих рослин на дерново-підзолистих ґрунтах легкого гранулометричного складу для ^{90}Sr і ^{137}Cs можуть досягти 10–20, то в умовах водою досягають сотень і навіть тисяч. Саме тому окремі види як водяних, так наземних рослин можуть бути використані для очищення від радіонуклідів невеликих водою.

Але тут, як і у випадку з фітодезактивацією ґрунтів, виникає проблема утилізації чи ліквідації радіоактивної біомаси.

Інститутом мікробіології та вірусології НАН України запропонована мікробна біотехнологія очищення стічних вод від радіонуклідів та важких металів за допомогою штучних мікробних угруповань. На їх основі створені спеціальні препарати „Мікробний біокаталізатор” (МБК), „Змішані мікробні угруповання” (ЗМУ), які являють собою стійкі у воді гранули, що складаються з живих мікроорганізмів і необхідних для них поживних речовин. Гранули зберігають свою структуру та функції протягом 2–3 років. Пропускаючи забруднену радіонуклідами воду через колонки з гранулами, можна досягти практично повного її очищення від ізопоів стронцію, цезію, америцію, плутонію, урану. Безперечно, масштаби застосування такої технології досить обмежені.

В цілому, як показав досвід ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС більшість водоохоронних контрзаходів економічно дуже дорогі і при цьому мають досить обмежену радіаційно-гігієнічну ефективність.

5.5. Оцінювання та прогнозування радіоактивного забруднення води

Як і для більшості видів різноманітної продукції і продуктів харчування, існують так звані допустимі рівні радіоактивного забруднення води питної і

води для інших господарських потреб. І вода повинна відповідати ним, тобто не перевищувати їх.

Що стосується природних радіонуклідів, то можна з повною упевненістю стверджувати, що тільки в окремих унікальних випадках у місцях виходу на поверхню можна спостерігати випадки перевищення допустимих рівнів у ґрунтових водах за вмістом ^{226}Ra , ^{232}Th та деяких інших.

Інша ситуації можуть складатися у випадках радіаційних аварій на підприємствах ядерного паливного циклу. І ситуація, яка виникла на території України після аварії на Чорнобильській АЕС, може слугувати яскравим прикладом.

Чорнобильська АЕС розташована у північній частині країни у зоні найбільшого водозабезпечення. Вона заболочена, насичена великою кількістю озер, малих і середніх річок. Сама станція побудована на березі однієї з найбільших приток Дніпра річки Прип'ять. У цій зоні знаходиться і повноводна середня частина самого Дніпра, який забезпечує питною і зрошувальною водою до 60% населення країни. Тут же знаходиться одне з найбільших в Україні рукотворних водоймищ – Київське водосховище.

І цілком зрозуміло, що вже у перші дні після аварії було висунуте небезпідставне припущення про те, що питна вода і взагалі вода може стати основним джерелом формування дози внутрішнього опромінення населення. Саме тому перші так звані тимчасово допустимі рівні (ТДР) забруднення питної води, затверджені головним санітарним лікарем країни через 10 діб після початку аварії, були дуже високими – 3700 Бк/л (табл. 5.1).

Припущення базувалося на досвіді вже згадуваної радіаційної аварії на Південному Уралі, яка сталася 29 вересня 1957 р. біля міста Киштим у Челябінській області на підприємстві «Маяк», котре займалося наробленням ^{239}Pu для атомної зброї. Тоді у річку Теча, котра входить до басейну річки Об, у вигляді гідрозолі (мікронних крапель рідини) попала величезна кількість радіоактивних відходів. Безперечно, у тій ситуації вода являла собою величезну небезпеку.

Таблиця 5.1. Тимчасові допустимі рівні та Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у питній воді після аварії на Чорнобильській АЕС, Бк/л

Допустимі рівні	Тимчасові допустимі рівні					Допустимі рівні		
	Дата	06.05.86	30.05.86	15.12.87	06.10.88	22.01.91	1997	2006
Бк/л		3700	370	20	20	20	2	2

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіоактивних речовин являла собою аерозоль – тверді частинки ядерного палива, конструкційних матеріалів та інших мікронних розмірів різного походження, сформованих при температурі понад 1000°C. Ці дуже слабо розчинні утворення, котрі, впавши на дзеркало водойм, у повному сенсі слова каменем пішли на дно. Стало зрозумілим, що вода не буде сильно забруднена в результаті їх попадання у водойми і через 24 доби ТДР були зменшені на порядок. На сам кінець 1986 р. до 98% радіоактивності, що впала на водойми, знаходилася у донних відкладах, 1% у біоті (рибі, водоростях) і приблизно стільки ж – 1% у воді. Саме тому вже у кінці 1987 р. ТДР були знижені до 20 Бк/л і такими залишалися до 1997 р. У тому році були введені вже постійно діючі Допустимі рівні (ДР), які були встановлені на рівні 2 Бк/л як для ^{90}Sr , так і ^{137}Cs . Цей рівень забруднення питної води був підтверджений у 2006 р. і залишився діючим до теперішнього часу.

Слід відмітити, що як значення ТДР, так і ДР для води за весь післяаварійний час практично не були перевищені, хоча й були досить вимогливими. На тепер рівень забруднення дніпровської води, як інших водойм України, за винятком, безперечно, тих, що знаходяться на території відчуження, не перевищує 0,1–0,2 Бк/л.

Враховуючи багатократне внесення радіонуклідів в ґрунт при поливі і можливість їх акумуляції, допустимий рівень для зрошувальної води є ще більш жорсткішим – 1 Бк/л.

От же, тут для прикладу був розглянутий приклад залежності долі радіонуклідів в часі, тобто прогнозу на його стан у наступному, від лише одного показника – фізико-хімічного стану радіонуклідів. Таким чином, прогнозування вмісту радіонуклідів у воді у випадках радіаційних і ядерних інцидентів має враховувати велику кількість чинників: хімічний і фізичний стан радіонуклідів, хімічні властивості води (рН, ступінь мінералізації, жорсткість), проточність та інші.

Контрольні запитання до розділу 5:

1. Що розуміється під радіоактивним забрудненням водойм?
2. Суть радіоекологічного моніторингу водойм.
3. Шляхи надходження радіонуклідів до водойм.
4. Основні завдання радіоекологічного моніторингу водойм.
5. Основна методологія відбору проб води і донних відкладів для радіометричного аналізу.
6. Скільки раз і у які строки радіоекологічний моніторинг водойм передбачає проведення відбору проб води?
7. Інструменти для відбору проб води та донних відкладень.
8. Можливості захисту водойм від надходження радіонуклідів.