

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет природоохоронний
Кафедра екології та охорони
довкілля

Бакалаврська кваліфікаційна робота

на тему: Оцінка поверхневого стоку з урбанізованих територій
(на прикладі міста Київ)

Виконав студент 4 року навчання
напряму підготовки 6.040106
«Екологія, охорона навколишнього
середовища та збалансоване
природокористування»
Довгополий Микола Миколайови

Керівник зав. навч. лабораторії
екологічних досліджень кафедри екології __
та охорони довкілля
Недова Лариса Вікторівна

Консультант д.г.-м.н., професор
Сафранов Тамерлан Абісалович

Рецензент д.геогр.н., професор
Берлінський Микола Анатолійович

Одеса 2019

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет природоохоронний

Кафедра екології та охорони довкілля

Рівень вищої освіти бакалавр

Напрямок підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри екології та охорони довкілля

Сафранов Т.А.

«18» квітня 2019 року

З А В Д А Н Н Я
НА БАКАЛАВРСЬКУ КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТУ

Довгополому Миколі Миколайовичу

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи: Оцінка поверхневого стоку з урбанізованих територій (на прикладі міста Київ)

Керівник роботи Недова Лариса Вікторина

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом закладу вищої освіти від «7» грудня 2018 року №343-С

2. Строк подання студентом роботи « 08 » 2019 року

3. Вихідні дані до роботи: джерела інформації щодо особливостей стоку з урбанізованих територій; огляд матеріалів щодо систем водовідведення і очищення стічних вод з урбанізованих територій; дані щодо санітарно-екологічного стану річки Либідь; інформація щодо сучасних підходів до очищення стічних вод з урбанізованих територій.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити): загальні відомості про урбанізовані території та склад їх стічних вод; схеми відведення й очищення поверхневого стоку з урбанізованих територій; санітарно-екологічний стан річки Либідь (м. Київ); шляхи регулювання поверхневого стоку урбанізованих територій.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень): Схема розташування водних об'єктів м. Київ; схема мережі водних об'єктів, через які здійснюється поверхневий стік; схеми спільного очищення поверхневого стоку і міських вод; таблиці з даними про властивості поверхневого стоку з урбанізованих територій.

6. Консультанти розділів роботи

| Розділ | Прізвище, ініціали та посада консультанта | Підпис, дата | |
|----------|---|----------------|------------------|
| | | завдання видав | завдання прийняв |
| Розділ 1 | Сафранов Т.А., проф. | | |
| | | 18.04.2019 р. | 18.04.2019 р. |
| Розділ 2 | Сафранов Т.А., проф. | | |
| | | 30.04.2019 р. | 30.04.2019 р. |
| Розділ 3 | Сафранов Т.А., проф. | | |
| | | 20.05.2019 р. | 20.05.2019 р. |

Дата видачі завдання «18» квітня 2019 року _____

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

| № з/п | Назва етапів бакалаврської кваліфікаційної роботи | Термін виконання етапів магістерської кваліфікаційної роботи | Оцінка виконання етапу | |
|--|---|--|------------------------|-----------------------|
| | | | у % | за 4-х бальною шкалою |
| 1 | Загальні відомості про урбанізовані території, особливості поверхневого стоку, його характеристика. | 18.04.2019 - 29.04.2019 | 84 | 4(добре) |
| 2 | Відведення і очищення поверхневого стоку. Схема відведення. Усереднення витрат. Біологічне очищення. | 30.04.2019 | 76 | 4(добре) |
| | | 12.05.2019 | | |
| Рубіжна атестація | | 13.05.2019 | 80 | 4(добре) |
| | | 19.05.2019 | | |
| 3 | Оцінка санітарно-екологічного стану р. Либідь (хімічний і мікробіологічний склад води). Оцінка якості річкової води і шляхи регулювання поверхневого стоку урбанізованих територій. | 20.05.2019 | 78 | 4(добре) |
| | | 26.05.2019 | | |
| 4 | Узагальнення отриманих результатів. Оформлення електронної версії роботи. Перевірка на наявність плагіату. Складання протоколу. | 27.05.2019 | 80 | 4(добре) |
| | | 05.06.2019 | | |
| 5 | Підготовка паперової версії роботи і презентаційного матеріалу до процедури передзахисту. Внесення коректив. Рецензування роботи. Підготовка до публічного захисту. | 06.06.2019 | 82 | 4(добре) |
| | | 08.06.2019 | | |
| Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам) | | | 80,0 | |

(до десятих)

Студент

Керівник проекту

_____ Довгополий М.М.
(підпис) (прізвище та ініціали)

_____ Недова Л.В.
(підпис) (прізвище та ініціали)

АНОТАЦІЯ

Оцінка поверхневого стоку з урбанізованих територій (на прикладі міста Київ). М.М. Довгополий

Актуальність теми дослідження. На сьогодні міські водойми і водотоки перетворені на водні об'єкти переважно дощового живлення, і тому якість їх вод, значною мірою, залежить від складу поверхневого стоку, який вкрай мінливий і за відсутності його очистки може призвести до непередбачених екологічних та санітарно-епідемічних ситуацій. Ось чому оцінка поверхневого стоку з урбанізованих територій є актуальною задачею.

Мета і задачі дослідження. Метою роботи є оцінка поверхневого стоку з урбанізованих територій (на прикладі міста Київ). Для досягнення цілі необхідно вирішити наступні задачі: розглянути проблему впливу поверхневих стоків на якість води у водних об'єктах; проаналізувати існуючий досвід в сфері водовідведення й очищення поверхневого стоку; визначити основні напрямки діяльності в галузі регулювання поверхневих стоків; надати пропозиції щодо зменшення забруднення водних об'єктів шляхом підвищення їх спроможності до самоочищення.

Об'єктом дослідження є поверхневий стік з урбанізованих територій, а *предметом дослідження* – оцінка поверхневого стоку з території міста Київ.

Матеріали і методи дослідження. Робота базується на нормативно-методичних документах, картографічних матеріалах, а також на літературних даних.

Результати дослідження. Річки, що течуть по урбанізованих територіях, в даний час знаходяться під великим антропогенним тиском. Деякі малі річки навіть одягнені в залізобетонні короби, що приймають зливові і стічні води. Прикладом може служити р. Либідь, яка, опинившись в центрі Києва, є, по суті, колектором, у який скидаються зливові та стічні води міста. Річка Либідь піддається інтенсивному антропогенному навантаженню. Вона вкрай забруднена зливовими і господарсько-побутовими стоками. Незважаючи на високу деструктивну активність бактерій, санітарно-гігієнічна оцінка якості води низов'я р. Либідь дозволяє характеризувати її практично по всіх показниках як «брудну». За чисельністю гетеротрофних бактерій, вмісту нітритів і органічних речовин вона відноситься до категорії «дуже забруднених вод». Запропоновано зменшити інтенсивність процесу забруднення вод Дніпра, регулюючи поверхневий стік шляхом зменшення швидкості течії забруднених вод на окремих ділянках з метою збільшення ефективності процесів трансформації і знешкодження поллютантів органічного походження.

Структура і обсяг роботи. Робота складається із вступу, чотирьох розділів, висновків, переліку посилань (19 найменувань). Робота містить 20 таблиць, 4 рисунки. Загальний обсяг роботи – 76 сторінок.

Ключові слова: урбанізована територія, поверхневий стік, очищення стічних вод.

ЗМІСТ

| | |
|--|----|
| ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ..... | 6 |
| ВСТУП..... | 7 |
| 1 ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ПРО УРБАНІЗОВАНІ ТЕРИТОРІЇ..... | 10 |
| 1.1 Загальні уявлення про урбоекосистеми і стічні води..... | 10 |
| 1.2 Особливості поверхневого стоку урбанізованих територій..... | 14 |
| 1.3 Характеристика поверхневого стоку промислових майданчиків..... | 16 |
| 1.4 Динаміка зміни забруднення поверхневого стоку..... | 17 |
| 2 ВІДВЕДЕННЯ І ОЧИЩЕННЯ ПОВЕРХНЕВОГО СТОКУ..... | 23 |
| 2.1 Схеми відведення й очищення поверхневого стоку..... | 24 |
| 2.2 Можливості відстоювання домішок..... | 29 |
| 2.3 Усереднення витрати поверхневого стоку | 31 |
| 2.4. Біологічне очищення поверхневого стоку..... | 32 |
| 2.5 Склад очисних споруд | 37 |
| 3 ОЦІНКА САНІТАРНО-ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ р. ЛИБІДЬ..... | 40 |
| 3.1 Хімічний склад річкової води..... | 42 |
| 3.2 Мікробіологічний річкової склад води..... | 43 |
| 3.3 Трансформація органічних речовин..... | 45 |
| 3.4 Оцінка якості річкової води..... | 47 |
| 4 ШЛЯХИ РЕГУЛЮВАННЯ ПОВЕРХНЕВОГО СТОКУ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ..... | 65 |
| ВИСНОВКИ..... | 70 |
| ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ..... | 75 |

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ,
СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

БЕ - біогенні елементи

БПК – біохімічне споживання кисню

ВМ - важкі метали

ГДК – граничнодопустима концентрація

ГДС – гранично допустимий скид

ЕС – екосистема

ЗР – забруднювальна речовина

ІЗВ – індекс забруднення води

НП – нафтопродукти

НС – навколишнє середовище

НПС – навколишнє природне середовище

ОР – органічні речовини

ПБО – показник біхроматного окислення

ПМА – промислово-міська агломерація

ППО – показник перманганатного окислення

СВ – стічні води

СПАР – синтетичні поверхнево-активні речовини

ХПК - хімічне споживання кисню

ВСТУП

Найважливішою задачею сучасної екологічної науки є розробка рекомендацій для створення такої системи взаємовідносин між людиною і природою, яка забезпечила б нормальне функціонування всіх елементів біосфери, в тому числі й самої людини. Інакше кажучи, реалізація розроблених стратегій і програм різноманітних екологічних заходів має забезпечити рівновагу, стійкість, гнучкість і найголовніше – оптимізацію функціонування природних екосистем (ЕС), порушення яких може призвести до непередбачених негативних наслідків, а в окремих випадках – і до екологічних катастроф.

Сучасний етап розвитку суспільства базується на необхідності збалансованості екологічних і економічних інтересів, їх «паритетності» у будь-якій сфері діяльності. Однак на практиці звичайно спостерігається періодичний перекис в один або інший бік, причому у бік екології частіше формально, що ніяк не поліпшує, в підсумку, стану природного об'єкту, і в той же час погіршує поточний економічний стан водокористувача.

Проблема забруднення водних об'єктів в останні десятиліття набула найширшого розмаху і вимагає вживання невідкладних заходів.

Антропогенна діяльність, що ведеться протягом тривалого часу і часто є безконтрольною, призвела до виснаження і забруднення водних ресурсів багатьох річкових басейнів [1].

На сьогодні міські водойми і водотоки перетворені на водні об'єкти переважно дощового живлення, тому якість їх вод, значною мірою, залежить від складу поверхневого стоку, який мінливий і, за відсутності його очистки, може призвести до непередбачених екологічних та санітарно-епідемічних ситуацій. Тому оцінка поверхневого стоку з урбанізованих територій є *актуальною задачею*.

Недостатня увага до своєчасного відведення атмосферних опадів нерідко призводить до затоплення територій, перерв у роботі

промислових підприємств і транспорту, псування устаткування і матеріалів, розміщених на складах і в нижніх поверхах будинків і іноді до загибелі людей. Збиток, спричинений потужними зливами, можна порівняти з втратою, нанесеною великими пожежами. Однак навіть у звичайних (не екстремальних) умовах сучасні системи поверхневого водовідведення покликані забезпечити нормальне життя населених пунктів під час випадіння дощів, не створюючи, в той же час, труднощів для населення і транспорту. Перед скиданням поверхневих вод у водні об'єкти вони, як правило, повинні бути очищені до рівня, який може спричинити забруднення води у водоймах. У випадках, коли це економічно виправдано, поверхневий стік доцільно накопичувати і використовувати його для технічного водопостачання або зрошення полів. Талі і зливові стоки з міських територій традиційно вважаються одним із найбільш небезпечних джерел забруднення водних об'єктів. За існуючим законодавством поверхневий стік з території населених пунктів і промислових майданчиків підлягає каналізуванню й очищенню. Однак далеко не у всіх великих містах ці стоки очищуються [2]. Ймовірний характер випадіння опадів й надзвичайна нестаціонарність дощового стоку призводять до необхідності усереднення його витрат і складу для зниження їх очищення.

Мета і задачі дослідження. Метою бакалаврської кваліфікаційної роботи є оцінка поверхневого стоку з урбанізованих територій (на прикладі міста Київ). Для досягнення цієї мети необхідно вирішити наступні задачі: 1) розглянути проблему впливу поверхневих стоків на якість води у водних об'єктах; 2) проаналізувати існуючий досвід у сфері водовідведення й очищення поверхневого стоку; 3) визначити основні напрямки діяльності в галузі регулювання поверхневих стоків; 4) надати пропозиції щодо зменшення забруднення водних об'єктів шляхом підвищення їх здатності до самоочищення.

Об'єктом дослідження є поверхневий стік з урбанізованих територій, а *предметом дослідження* – оцінка поверхневого стоку з території міста Київ.

Матеріали і методи дослідження. Робота базується на нормативно-методичних документах, картографічних матеріалах, а також на літературних даних.

Практичне значення отриманих результатів полягає у можливості їх застосування при оцінці поверхневого стоку з урбанізованих територій України.

Особистий внесок здобувача. Автором самостійно виконані всі етапи бакалаврської роботи – від збору, узагальнення і обробки інформації до формулювання основних положень та висновків.

Структура та обсяг роботи. Бакалаврська кваліфікаційна робота складається із вступу, чотирьох розділів, висновків, переліку посилань (19 найменувань). Робота містить 20 таблиць, 4 рисунки. Загальний обсяг роботи – 76 сторінок.

1 ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ПРО УРБАНІЗОВАНІ ТЕРИТОРІЇ

1.1 Загальні уявлення про урбоекосистеми і стічні води

Місто - гетеротрофна екологічна система (ЕС), паразит свого сільськогосподарського оточення, яка отримує енергію, продукти харчування, воду та інші необхідні матеріали зі значних територій, що знаходяться за її межами. На відміну від природної ЕС, наприклад, коралового рифу, місто відрізняється більш інтенсивним метаболізмом на одиницю площі, великими потребами у надходженні речовин із зовні (палива, металів і ін.), більш потужним і більш отруйним потоком відходів (багато із яких відповідно до принципу емерджентності більш токсичні, ніж природна сировина, з якої вони одержані - синтетичні матеріали та ін.). Без великих надходжень їжі, води, пального та інших матеріалів міста не здатні були б функціонувати. «Зелений пояс» тут істотної ролі не відіграє, якщо не урахувати його естетичного й санітарного значення (поглинання шумів, пилу і т.д.). Міська екосистема (урбоекосистема) являє собою мозаїку природних і штучних біогеоценозів, які перебувають у різних стадіях: зародження, розвиток і відмирання. Незважаючи на незначну площу (1-5% у різних регіонах) суші, яка зайнята містами, останні виявляють значний вплив на довкілля. На одиницю площі міста припадає у 1000 разів більше енергії, ніж на ту ж площу у сільській місцевості. Це робить їх «гарячими точками» або «тепловими островами». Як правило, у містах тепліше, в них підвищена хмарність, менше сонячного світла, більше туману й мряки, ніж у прилягаючій сільській місцевості. Навіть віддалені від міст райони можуть піддаватися їх впливу, тому що із них надходять необхідні для функціонування міст речовини та енергія. На них відбивається вплив забрудненої води, повітря й ґрунту. Міста є джерелами кислотних дощів, важких металів та інших токсичних компонентів. Сучасні міста майже не виробляють їжі або інших органічних речовин, не очищають повітря, не

повертають в кругообіг воду та багато які неорганічні речовини (Ю. Одум, 1986). Міста відрізняються високою густотою заселення (у Лондоні, Нью-Йорку та Токіо вона дорівнює 10-12 тисяч чоловік на 1 км²). Темпи урбанізації (розвитку населених пунктів по типу міста) дуже високі. Наприклад, в Україні до 1918 р. частка міського населення складала 18%, а у 1991 р. – 67,8% від загальної чисельності населення. В містах переважають споруди трьох типів: виробничі, адміністративні та побутові. В містах зосереджена основна маса транспортних засобів; автотранспорт дає 70% усіх токсичних викидів у атмосферу та 90% шумового забруднення. Природний тип ландшафту знищений повністю або різко змінений. Для міста як екосистеми характерна розірваність трофічних ланцюгів, що створює можливість масового розмноження окремих видів організмів і призводить до низького біологічного різноманіття.

В промислово-міських агломераціях (ПМА), які отримують енергію палива генеруються багатства людства, але в них утворюються й основні кількості забруднювальних речовин. Головним джерелом енергії служить паливо, а не сонячна енергія. Ці ЕС залежать від вищезазначених ЕС, паразитують на них, одержуючи продукти харчування, паливо та інші матеріали. Для них характерна велика потреба в енергії; вона у 2-3 рази вище за той потік енергії, який підтримує життя у природних та напівприродних ЕС, спонукуваних сонячною енергією. З цієї причини безліч людей можуть жити на невеликій площі промислово-міських ЕС. Величина енергії, яка щорічно витрачається на 1 м² міста, визначається мільйонами ккал. Так, наприклад, на одного мешканця США припадає 87 млн. ккал на рік, а для функціонування людині необхідно лише 1 млн. ккал на рік. На домашнє господарство, промисловість, торгівлю, транспорт та інші види діяльності у США витрачається у 87 разів більше енергії, ніж потрібно для фізіологічних потреб людини. В Індії витрата енергії у 50 разів менша, а в Пакистані - у 100 разів менша ніж у США.

За походженням *стічні води* поділяються на декілька груп: 1) *господарсько-побутові*; 2) *промислові*; 3) *поверхневий стік* підприємств і населених пунктів; 4) *сільськогосподарські*; 5) *рудникові і шахтні води*. Кожна група має свій специфічний склад, в якому переважає певна асоціація ЗР.

Господарсько-побутові стоки містять в собі велику кількість органічних і мінеральних речовин в розчиненому і завислому стані. Згідно з нормами (СНиП 2.04.03-84/Канализация. Наружные сети и сооружения. – М.,1985) від одного мешканця за добу в каналізаційну систему надходять: 65 г завислих речовин, 70 г органічних речовин, 9 г хлоридів, 8 г азоту амонійного, 3,3 г фосфатів, 2,5 г синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР). Концентрація (мг/дм³) вказаних ЗР залежить від норми скиду в даному населеному пункті і визначається з виразу:

$$C = a / (n \cdot 1000), \quad (1.1)$$

де a - норма забруднення, г/добу на 1 мешканця;

n - питома норма скиду, л/добу на 1 мешканця (СНиП 2.04.02-84/Водоснабжение. Наружные сети и сооружения.- М.,1985).

Промислові стоки вирізняються великою різноманітністю складу і концентрацій ЗР, що визначається специфікою виробництва і системою водопостачання і водоскиду. На промислових підприємствах до 90% води витрачається на охолодження продуктів або апаратів і стоки зазнають лише теплового забруднення (I категорія). Іноді води служать як такі, що поглинають і транспортують нерозчинні дисперсні домішки і частково розчинні солі, якими забруднюються (II категорія). Води категорії III аналогічні по генезису, але додатково нагріваються при контакті з продуктами. Води категорії IV є безпосередньо реакційним компонентом і забруднені всіма складовими технологічного процесу. Крім того, стоки підприємств поділяються: 1) *за складом* (виробничі, побутові, атмосферні); 2)

за характером основних ЗР (утримуючі мінеральні, органічні і органо-мінеральні домішки; 3) за концентрацією (слабо концентровані - до 0,5, середньо концентровані 0,5 - 5, концентровані - 5 - 30, дуже концентровані - більше за 30 г/л); 4) за агресивністю (неагресивні $pH = 6,5-8$, слабо агресивні $pH = 6,5-9$; дуже агресивні $pH < 6$ або $pH > 9$) [3].

Поверхневий стік промислових підприємств і населених пунктів формується за рахунок дощових, талих і поливотий вод. Об'єм поверхневого стоку визначається: інтенсивністю випадання опадів і їх тривалістю; загальною площею міської території і характером її забудови; рельєфом місцевості. Концентрація і склад ЗР в стоках залежить від галузевої приналежності підприємств; загалом переважають завислі речовини (0,1 - 11,3 г/дм³), органічні речовини, нафтопродукти (НП), біогенні елементи (БЕ), важкі метали (ВМ).

Сільськогосподарські стоки поділяються на стоки тваринницьких комплексів, поверхневий стік з полів, колекторно-дренажні води. У стоках тваринницьких комплексів переважають органічні речовини, азот, фосфор; розчинені речовини становлять 20-35%, завислі - 65-80% від загального об'єму. До складу поверхневого стоку, зливових і талих вод з полів входять азот, фосфор, калій і отрутохімікати. Винесення БЕ залежить від дози внесення, хімічного складу добрив, об'єму поверхневого стоку і типу ґрунтів. Так, при тривалому застосуванні високих доз мінеральних добрив в ґрунтові води надходить до 20% внесеного азоту і 1,5 - 2% фосфору. Винесення отрутохімікатів залежить від доз їх внесення, швидкості розкладання, міграційної здатності, інтенсивності водного стоку, періоду часу між їх внесенням і випаданням атмосферних опадів. Внаслідок надходження колекторно-дренажних вод у водних об'єктах збільшується мінералізація води (передусім за рахунок сульфатів і хлоридів), а склад від гідрокарбонатно-кальцієвого змінюється до сульфатно-хлоридного магнієво-натрієвого.

Шахтні і рудникові води мають високу мінералізацію, $pH < 7$, і містять в собі велику кількість рудних елементів, які знаходяться як в рідкій фазі, так і у зависі. Істотним джерелом забруднення водоймищ є поверхневий стік з породних і рудних відвалів, територій гірничо-збагачувальних комбінатів.

1.2 Особливості поверхневого стоку урбанізованих територій

Забруднювальні речовини (ЗР), які потрапляють у водні об'єкти мають різну природу. Джерелами ЗР, що мають антропогенне походження, можуть бути: 1) зосереджені скиди стічних вод (СВ) промислових, комунальних, сільськогосподарських підприємств; 2) талі і зливові стоки з міських територій, промислових ділянок, тваринницьких комплексів, полігонів збереження твердих відходів; 3) атмосферні опади; 4) підземні і поверхневі стоки з територій сільськогосподарських угідь і торфорозробок; 5) неорганізована рекреація і судноплавство.

Жорсткість природоохоронного законодавства, ріст платежів за скидання ЗР сприяють удосконаленню основної технології виробництва і технології очищення СВ, у зв'язку з чим дифузійні джерела забруднення відіграють усе більш домінуючу роль у процесі забруднення поверхневих і підземних вод [2].

Основними ЗР, що надходять з поверхневим стоком, є БЕ та їх сполуки, пестициди, ВМ, НП, зважені речовини, патогенні мікроорганізми, органічні сполуки різного генезису.

З поверхневим стоком у природні водні об'єкти надходить приблизно в 2 рази більше зважених речовин і НП у порівнянні з їх кількістю у промислових скидах і близько 25 % органічних сполук, виражених БПК₂₀¹. Поверхневий стік, впливаючи на якість води водних об'єктів, забруднює їх також сполуками азоту, фосфору, іонами важких металів, ПАР й ін. [4].

Концентрації ЗР и витрати води на зливових водозливах у край мінливі і залежать від багатьох факторів: розмірів і конфігурації площі водозбірної ділянки; загального шару осаду, що випав з одною зливою; тривалості зливи максимальної інтенсивності; повторюваності дощів за сезон; концентрації ЗР в опадах; санітарного стану водозбору; частки водонепроникних покриттів; технічних характеристик дощової каналізації.

Для побудови політографів для кожної водозбірної ділянки і для кожного дощу потрібен великий обсяг інформації про кількість і якість СВ.

У США в рамках загальнонаціональної програми по вивченню величини і хімічного складу міського стоку й опадів було проведено великий обсяг натурних досліджень у 30 містах, розташованих у різних кліматичних умовах [5]. Отримані матеріали дозволили використовувати статистичні методи і регресивні моделі для оцінки масштабу дифузійного забруднення, причому такі кількісні показники можуть бути використані разом з моделями гідрологічного циклу на міських територіях.

На жаль, в Україні подібні масштабні експерименти, які вимагають значних інвестицій, не проводилися.

Аналіз сучасного стану водних ресурсів м. Києва дає змогу виділити такі *актуальні проблеми, які потребують розв'язання*: 1) надмірне антропогенне навантаження на водні об'єкти внаслідок екстенсивного способу ведення водного господарства призвело до кризового зменшення самовідтворюючих можливостей річок та виснаження водно-ресурсного потенціалу; 2) стала тенденція до значного забруднення водних об'єктів внаслідок неупорядкованого відведення стічних вод та поверхневого стоку від населених пунктів, господарських об'єктів; 3) погіршення якості питної води внаслідок незадовільного екологічного стану джерел питного водопостачання; 4) недосконалість економічного механізму водокористування і реалізації водоохоронних заходів; 5) недостатня ефективність існуючої системи управління охороною та використанням

¹ БПК – біохімічне споживання кисню – показник забруднення води, що характеризується кількістю кисню,

водних ресурсів внаслідок недоскональності нормативно-правової бази та організаційної структури управління; б) відсутність автоматизованої постійно діючої системи моніторингу екологічного стану водних ресурсів міста Києва.

З метою мінімізації негативного впливу поверхневого стоку на стан водних об'єктів, а також реабілітації річок і водойм варто провести *комплекс заходів*: 1) поетапне досягнення нормативних показників якості очищення стічних вод дощової каналізації з використанням досконалих технологій очищення стоку і проведення комплексу заходів щодо водоохоронного благоустрою територій водозбірних площ; 2) забезпечення більшого охоплення забудованої частини території міста системами збору, відводу й очищення міського стоку дощової каналізації; 3) перекладку старої, малопотужної «старіючої» водостічної колекторної мережі і реконструкцію або модернізацію діючих очисних споруд, що мають низький ступінь очищення стоків; 4) транспортування і переробку відходів очисних споруд з максимальною їх утилізацією; 5) встановлення гирлових локальних очисних споруд на випусках водостічних і річкових колекторів у водний об'єкт; б) локалізацію й очищення стічних вод у місцях їх утворення (пром підприємства, автосервіс і ін.) і обов'язкове очищення виробничих стоків; 7) реабілітацію водних об'єктів як елементів природного комплексу і будівництво нових водойм; 8) удосконалення системи контролю за скиданням забруднювальних речовин у водні об'єкти; 9) створення організаційно-правової бази й економічних умов розвитку систем дощової каналізації й ін.

1.3 Характеристика поверхневого стоку промислових майданчиків

Фізико-хімічний склад поверхневого стоку з територій промислових підприємств визначається характером основних технологічних процесів, а їх

концентрація і питомий винос залежать від санітарного і технічного стану водозбірного басейну, режиму прибирання території, ефективності роботи систем газо- і пиловловлення, організації складування і транспортування сировини, проміжних продуктів і відходів виробництва. Відмінною рисою поверхневого стоку, що формується на території промислових підприємств, є наявність в них специфічних забруднень.

У залежності від фізико-хімічного складу поверхневого стоку промислові підприємства й окремі його ділянки поділяють на дві групи. До першої групи відносяться підприємства, для яких основними домішками поверхневого стоку є грубодисперсні домішки, нафтопродукти й органічні сполуки, сорбовані головним чином на зважених речовинах. В даний час до цієї групи відносяться підприємства чорної металургії (за винятком коксохімічних виробництв), машинобудівельної, електротехнічної, вугільної, нафтової, легкої, хлібопродуктові, молочної, харчової промисловості, енергетики, автотранспортні підприємства, річкові порти, ремонтні заводи, а також окремі виробництва нафтопереробної, нафтохімічної і хімічної промисловості, на територію яких не потрапляють специфічні забруднення.

До другої групи відносяться підприємства, для яких у даний час характерне надходження в поверхневий стік специфічних речовин — підприємства кольорової металургії, коксохімічної, хімічної, лісохімічної, целюлозно-паперової і мікробіологічної промисловості, м'ясокомбінати, шпалопросочувальні заводи і т.д. [6].

1.4 Динаміка зміни забруднення поверхневого стоку

Поверхневий стік впливає на водні об'єкти періодично, причому інтенсивність впливу різко коливається. На території нашої країни переважна кількість рідких опадів випадає у вигляді дощів малої інтенсивності і витрати талого стоку, як правило, також невеликі. Отже, більша частина забруднень,

що накопичуються на території водозбірного басейну, виноситься у водойми з невеликими витратами води.

Найбільш помітне погіршення якості води в ріках зафіксовано під час випадіння інтенсивних дощів. При цьому відбувається засмічення рік предметами, що плавають, на поверхні води утворюється плівка нафтопродуктів, різко зростає концентрація зважених речовин. Однак вже через кілька годин після припинення надходження в ріку дощового стоку вміст домішок у воді істотно знижується.

Забруднення поверхневого стоку, як уже відзначалося раніше, залежить від багатьох факторів (забруднення території і повітряного басейну, характеру випадіння дощів, тривалості періоду сухої погоди й ін.). Воно змінюється протягом одного дощу і відрізняється в той самий час у дощоприймачах та в різних точках дощової мережі. Аналіз результатів досліджень по забрудненню поверхневого стоку дозволив виявити деякі закономірності нагромадження і змиву забруднень та одержати наближені математичні залежності, що дозволяють прогнозувати концентрацію забруднень дощових вод у системах водовідведення. Забруднення дощових вод складається з двох складових: основного забруднення, обумовленого змиванням накопичених на поверхні забруднень, і фонові, виникаючої через ерозію (розмив) самих поверхонь.

Протягом періоду T відбувається нагромадження забруднень на поверхні водозбору, що передуює випадінню осаду. Кількість цих забруднень визначається рівнем благоустрою території, її санітарним станом, інтенсивністю транспортного навантаження, ступенем забруднення атмосфери частками, що осаджуються, й ін. Дослідження, проведені в Москві, Петербурзі, Харкові й інших містах, показали, що для кожної конкретної території можна виявити граничне (максимальне) забруднення. Це пояснюється тим, що частина забруднень регулярно видаляється при сухому збиранні та мийці вулиць, а також відноситься вітром. Кількість

забруднень, кг, накопичених за час T на одиниці площі, га, можна визначати за формулою:

$$M = M_{\max}(1 - e^{-k_3 T}), \quad (1.2)$$

де M_{\max} - максимально можлива кількість забруднень, що накопичуються, кг;

k_3 - коефіцієнт динаміки нагромадження забруднень, 1/доб ;

T - тривалість періоду без стоку, доб;

e - основа натурального логарифму.

Значення параметра M_{\max} та коефіцієнта k_3 для визначення забруднення дощового стоку по зважених речовинах (за даними експериментальних досліджень) можна приймати:

- для районів сучасної забудови з високим ступенем благоустрою і малим транспортним навантаженням:

$$M_{\max} = 10 \dots 20 \text{ кг на 1 га, } k_3 = 0,4 \dots 0,5;$$

- для адміністративно-торговельних центрів з високим транспортним навантаженням:

$$M_{\max} = 100 \dots 140 \text{ кг на 1 га, } k_3 = 0,3 \dots 0,4;$$

- для промислових районів і зон, що прилягають до великих магістралей:

$$M_{\max} = 200 \dots 250 \text{ кг на 1 га, } k_3 = 0,2 \dots 0,3.$$

Кількість забруднень M_{\max} , що змиваються, залежить від тривалості випадіння t і середньої інтенсивності q дощу і може визначатися за формулою:

$$M_{\text{см}} = M(1 - e^{-k_c q t}), \quad (1.2)$$

де k_c - константа змиву забруднень, що залежить від характеристики басейну водозбору.

Кількісне значення константи змиву приймається в інтервалі 0,003...0,008 (за даними ЛИСИ), менші значення k_c будуть відповідати менш забрудненим територіям і рівнинному рельєфові.

Концентрація зважених речовин у дощовому стоці в дощоприймачах, г/м³, складе:

$$K_{\text{з.р.}} = 1000 M_{\text{см}} F / W_{\text{д}}. \quad (1.3)$$

де $W_{\text{д}}$ - обсяг дощового стоку з площі F за час випадіння опадів t ; $W_{\text{д}}$ визначається за величиною шару опадів або інтегруванням гідрографа стоку.

Додаткове фонове забруднення стоку, викликане розмиванням ґрунтових поверхонь, багато в чому визначається станом дорожніх покриттів і бордюрів, що відокремлюють проїзну частину від газонів і ґрунтових поверхонь, їх висотним розташуванням, нахилом поверхні, а також залежить від інтенсивності дощів [6].

Наприклад, значний вплив на стан прибережних вод Одеської затоки мають дощові опади, які через відсутність централізованої зливної каналізації і очистки змивають в море з тротуарів, доріг та ґрунтів в місті велику кількість ЗР (нафтопродукти, феноли, сполуки траетилсвинець, бенз(а)пірен та інші). В період інтенсивних опадів формується значний об'єм надходження забруднених вод в море, які створюють навантаження на екологічну систему моря, внаслідок чого очисна здатність морських вод значно падає. Цей фактор призводить до погіршення екологічної ситуації, знижує здатність до самоочищення піску, донних відкладень і води, сприяє

бактеріологічному забрудненню прибережних вод рекреаційної зони м. Одеси. Мікробіологічний стан морських вод Одеської затоки характеризується значним збільшенням чисельності клітин кишкової палички від двох сотень до двох з половиною мільйонів у 1 дм³, як наслідок забруднення прибережної зони моря каналізаційними стічними водами, оскільки знезараження їх практично не здійснюється. У недостатньо очищених каналізаційних стоках зустрічаються ешеріхія, сальмонела, холерний вібріон, яйця гельмінтів, віруси і інші хвороботворні мікроорганізми (Ю.П. Зайцев, 2006).

В районах скиду стічних вод в море спостерігається деяке перевищення фонових рівнів азоту амонійного і нітритів, а також значне перевищення норм по бактеріологічним показникам. Наявність в зливному стоці ряду компонентів (СПАР, амонійний азот, фосфор) свідчать про зв'язок колектора з джерелом неочищених побутових вод (С.Е. Дятлов и др., 2002). З міських очисних споруд щоденно скидається не менше 400 тис. м³ стічних вод, які пройшли біологічну очистку. Неодноразово було виявлено перевищення показників складу та властивостей проб води, які були відібрані зі скидного каналу СБО «Інфоксканала» до Чорного моря. На стан морської води на пляжах впливають недоліки системи зливних стоків в місті, оскільки в період дощів ЗР роблять морську воду непридатною для водокористування. В деяких випадках було зафіксовано перевищення нормативів ГДС концентрацій ЗР в скидах стічних вод з очисних споруд. Нижче приведено дані за 2008 рік по кількості перевищень ГДС в створі скиду зворотних вод з очисних споруд СБО «Північна» та кратності перевищень по конкретним ЗР: ОР (по БСК₅) - в 1 пробі в 1,3 рази; по сульфатам – в 4 пробах від 2 до 3,2 разів; по азоту нітратному в 2 пробах – від 1,5 до 1,8 разів.

На основі отриманих даних моніторингу стану прибережних вод рекреаційної зони м. Одеси за 2008 рік, концентрації біогенних речовин групи азоту в них мають сезонні коливання, не досягаючи рівня ГДК, концентрації фенолів в поверхневих водах Одеської затоки знаходяться на

рівні нижче ГДК, аніонні СПАР знаходяться в концентраціях, які не перевищує ГДК. Вміст НП у морській воді знаходиться на рівні ГДК та нижче ГДК. Через відсутність значних злив в період травня-вересня не зафіксовано екстремальна високих показників забруднення морських вод на пляжах. За перевищенням рівня хімічних показників у морській воді пляжу не закривались для водокористування.

2 ВІДВЕДЕННЯ І ОЧИЩЕННЯ ПОВЕРХНЕВОГО СТОКУ

Будівництво споруд для відведення з забудованих територій атмосферних опадів почалося в далекій давнині, навіть раніше, ніж будівництво трубопроводів, призначених для збору забруднених побутових вод. Подібні споруди для відведення дощових вод виявлено при розкопках в Індії, Греції, Римі, Єгипті і на території колишньої держави Урарту. На Древній Русі підземні дерев'яні труби і цегельні жолоби для скидання дощових і талих вод у рови знайдені при розкопках Новгородського Кремля. У Московському Кремлі трубопровід для відводу атмосферних вод з Іванівської площі був прокладений у 1367 р. [6].

Відповідно до сучасних вимог поверхневий стік з міських територій перед спуском його у водні об'єкти повинен очищатися. При цьому рекомендується повністю піддавати очищенню поливомийний і талий стік, а також очищати значну частину річного обсягу дощових вод. Частину дощового стоку, що направляється на очисні споруди, і ступінь його очищення визначають виходячи з місцевих умов на основі цілого ряду нормативних документів. За узгодженням з державними організаціями дозволяється скидати поверхневий стік у водні об'єкти без очищення тільки з невеликих забудованих територій площею до 0,2 км² і з міських лісопарків.

Для зменшення розмірів очисних споруд і потужності встановленого там устаткування рекомендується влаштовувати перед очисними спорудами *регулюючі резервуари*, з яких вода надходить на очищення протягом тривалого періоду з невеликою витратою.

Вибір системи водовідведення, а також схем розташування дощових колекторів варто виконувати на основі техніко-економічного порівняння варіантів з врахуванням санітарно-гігієнічних показників.

Розрахунки мереж для відведення поверхневих вод, як правило, більш складні, ніж мережі виробничо-побутового водовідведення. Це пояснюється тим, що розрахункова витрата дощових вод визначається тривалістю

випадіння дощу, яка вважається залежною від часу протікання дощової води по поверхні землі та по трубах, тобто є функцією швидкості течії води.

Виходячи з характеристики поверхневого стоку для його очищення рекомендується передбачати споруди механічного і фізико-хімічного очищення. В усіх випадках рекомендується застосовувати прості в експлуатації і надійні в роботі відстійні споруди.

Найбільш перспективним варто вважати варіант використання очищеного поверхневого стоку в системах виробничого водопостачання. У цьому випадку доцільно після акумулювання і відстоювання направляти поверхневий стік для подальшого очищення і корегування іонного складу на споруди водопідготовки.

В результаті перевірок та лабораторних досліджень встановлено, що існуючі очисні споруди в м. Києві застарілі та не виконують свою основну функцію: очистку забруднених стічних вод і їх відведення у водні об'єкти з дотриманням граничнодопустимих концентрацій ЗР.

Поверхневі стоки з території міста площею водозбору 292 кв. км відводяться мережею колекторів дощової каналізації через 41 випуск, з яких лише 5 обладнано очисними спорудами [7].

2.1 Схеми відведення й очищення поверхневого стоку

Відведення поверхневого стоку з міських селітебних територій може здійснюватися різними системами каналізації (напівроздільне, роздільне і загальсплавний), причому його очищення може проводитися як самостійно, так і разом з міськими стічними водами.

Під загальносплавною розуміють таку систему каналізації, при якій стічні води всіх видів відводяться до водойм по єдиній каналізаційній мережі. При організації загальносплавної системи каналізації в період сильних дощів передбачено скидання частини СВ у водойми без очистки

через спеціальні пристрої – дощовипуски, розміщені на головному колекторі поблизу водойми.

При роздільній системі каналізації окремі види СВ відводяться по самостійним мережам. В залежності від виду транспортуючих стічних вод каналізаційну мережу розподіляють на побутову і дощову. Коли характер забруднення комунально-побутових СВ такий, що сумісна очистка їх з побутовими стічними водами неможлива, роблять самостійну мережу для транспортування побутових вод, яка називається побутово-дощовою.

При напівроздільній системі каналізації в місцях пересічення самостійних каналізаційних мереж є водоскидні камери для відводу різних видів стічних вод, які дозволяють здійснити перепуск найбільш забруднених дощових вод при малих витратах в побутову мережу і відводити по єдиному колектору на очисні споруди, а під час дощів викидати порівняно чисті дощові води безпосередньо у водойми.

Вибір схеми відведення й очищення поверхневого стоку повинен бути обґрунтований техніко-економічним порівнянням варіантів. Прикладом техніко-економічної оцінки напівроздільної і роздільної систем каналізації міст з урахуванням відведення й очищення поверхневого стоку можуть служити розрахунки, виконані Науково-дослідницьким інститутом комунального водозабезпечення й очистки води (НДІ КВОВ) [6]. Для порівняння були обрані три типи міст:

A - з населенням 75 тис. чоловік;

B - з населенням 140 тис. чоловік;

B - з населенням 350 тис. чоловік.

Рельєф територій міст прийнятий з вираженим нахилом до ріки, що виключало необхідність пристрою насосних станцій. При розрахунку наведені витрати на будівництво напівроздільної системи каналізації прийняті за 100%; отримані відносні значення наведених витрат при роздільній системі каналізації наведені в табл. 2.1.

Таблиця 2.1 - Відносні значення приведених витрат при роздільній системі каналізації (відносно напівроздільної системи каналізації)

| Тип міста | Система каналізації | Інтенсивність дощу q_{20} | | | |
|-----------|---|-----------------------------|-------|-------|-------|
| | | 40 | 60 | 90 | 120 |
| А | Роздільна с централізованими очисними спорудами | 108,8 | 108,2 | 101,9 | 98,1 |
| | | 103,9 | 109,5 | 100,5 | ---- |
| Б | Роздільна з централізованими очисними спорудами | 106,4 | 103,1 | 103 | 99,6 |
| | | 103,2 | 105,6 | 102,4 | ---- |
| У | Роздільна з локальними очисними спорудами | 115,7 | 111,3 | 114,4 | 111,9 |
| | | 111,7 | 111,6 | 114,4 | ---- |
| | Роздільна з централізованими очисними спорудами | 104 | 105 | 101,9 | 98,8 |
| | | 103,7 | 103 | 97,8 | 95,7 |

Примітка: в чисельнику $p_{оч}=0,1$, у знаменнику $p_{оч}=0,05$

Розглянуті каналізації мають свої переваги та недоліки. Наприклад, протяжність мережі загальносплавної системи на 30-35% менше протяжності двох самостійних мереж повної роздільної системи. Однак затрати на будівництво мережі при загальносплавній системі значно більші, ніж при повній роздільній системі. Будівництво загальносплавних систем каналізації слід здійснювати лише в тих випадках, коли потрібна очистка стічних вод лише від грубих механічних домішок і при наявності водойм з великим дебітом води.

Певні переваги з точки зору екологічного стану населених пунктів має напівроздільна система каналізації, при якій викид дощових вод у водойми здійснюється періодично (лише при сильних дощах), що практично виключає забруднення водойм.

В нашій країні найбільше поширення отримала повна роздільна система каналізації. На промислових підприємствах застосовують загальносплавні чи роздільні системи [8].

Як видно з даних табл. 2.1, по приведених витратах найбільш доцільно застосовувати, напівроздільну систему каналізації, за винятком районів з дуже великою інтенсивністю дощів, що відповідає тривалості 20 хвилин і

періодові однократного перевищення 1 раз у рік. Приблизно така ж картина спостерігається й у містах з більш вираженим рельєфом місцевості. Крім економічних переваг напівроздільна система каналізації краще роздільної системи з централізованими і локальними очисними спорудами механічного очищення і за санітарними показниками. Це пояснюється тим фактом, що ступінь очищення поверхневих вод разом з міськими стічними водами (при напівроздільній системі каналізації) дуже висока і на виході зі споруд біологічного очищення вміст зважених речовин і органічних сполук, виражених БСК_{повн}, не перевищує 15...20 мг/дм³.

У США в даний час вважається найбільш доцільним будівництво роздільної системи каналізації. Це обумовлено ступенем впливу стоків, які скидаються, на екологічний стан водойми. Проведені американськими фахівцями розрахунки показують, що під час зливи більше 70 % господарсько-побутових стічних вод скидається з загальсплавної каналізації у водойми без очищення. У Сан-Франциско, для якого характерні тривалі періоди сухої і дощової погоди, перші порції дощів приносять на очисні споруди таку кількість механічних домішок, що це викликає засмічення ґрат і пісколовок. При великих гідравлічних навантаженнях (у період дощів) має місце значний винос біомаси з вторинних відстійників, а в результаті підвищеного вмісту мінеральних нерозчинених речовин знижується ефективність бродіння осаду. Таким чином, поверхневий стік при загальсплавній каналізації, з одного боку, погіршує роботу очисних споруд, а з іншого боку - значно забруднює водойму за рахунок скиду надлишкових неочищених стічних вод. У зв'язку з цим у США останнім часом почали будувати роздільні системи каналізації.

Вибір схеми відведення й очищення поверхневого стоку повинен здійснюватися на основі оцінки технічної можливості й економічної доцільності наступних заходів: використання очищеного поверхневого стоку в системах технічного водопостачання; локалізації окремих ділянок виробничих територій, де можливе потрапляння на поверхню специфічних

забруднень, з відводом стоку у виробничу каналізацію або після їх попереднього очищення - у дощову; роздільного відведення поверхневого стоку з водозбірних площ, що відрізняються за характером і ступенем забруднення території; самостійного очищення поверхневого стоку; подачі поверхневого стоку на загальнозаводські очисні споруди для спільного очищення з виробничими стічними водами.

У залежності від розміщення вулиць і вуличних проїздів, рельєфу місцевості, розташування об'єкта водовідведення і водотоку або водойми, вимог до очищення поверхневого стоку й інших факторів застосовуються різні схеми розміщення дощових колекторів. Так само як і при відведенні побутових вод, з врахуванням планування населеного пункту, тут можливе застосування перпендикулярної схеми, зонної і пересіченої схем, а при необхідності - паралельної або радіальної схем водовідведення.

Водостічну каналізаційну дощову мережу прокладають вздовж міських проїздів на короткій відстані від водойм та ярів. При ширині проїзду до 30 метрів водостік слід прокладати на середині проїзду, а при великій ширині водостічну мережу прокладають по обидва боки проїзду.

Атмосферні води поступають у закриту водостічну мережу через дощеприймальники, які являють собою колодязі, перекриті приймальною ґраткою. У плані дощеприймальники мають прямокутну чи округлу форму. Дощеприймальники розташовують на відстані 50-80 м один від одного. Їх прокладають вздовж вуличних проїздів, біля перехресть вулиць, у понижених місцях [8].

Схема відведення повинна передбачати по можливості самопливну подачу поверхневого стоку на очисні споруди.

При визначенні схеми очисних споруд першочергове значення мають витрата поверхневого стоку, що подається на очищення, й необхідний ступінь очищення. З метою скорочення продуктивності очисних споруд, як правило, стік повинен усереднюватись. Ступінь очищення поверхневого стоку в залежності від прийнятої схеми відведення визначається вимогами до

якості води, яка використовується в технологічних процесах, або умовами спуску його в водні об'єкти.

2.2 Можливості відстоювання домішок

Відстоювання є одним з основних методів виділення зі СВ осідаючих і спливаючих механічних домішок. Ефективність роботи відстійників обумовлена такими основними факторами, що залежать від седиментаційних властивостей зважених речовин, як дисперсність часток, концентрація суспензії, гранулометричний склад, схильність до утворення згустків, електрокінетичні явища і т.д.; залежними від гідродинамічних умов роботи споруди - режиму руху, щільнісних і конвекційних струмів, ступеня використання обсягу споруди і т.д.

На протязі багатьох років у різних функціональних зонах Харкова проводилися дослідження кінетики відстоювання дощових і талих вод [6]. Відбір проб здійснювався зі зливоспусків дощових колекторів, розташованих у центральному районі міста, у районі великих промислових підприємств машинобудівельного профілю й у районі сучасної житлової забудови.

На підставі вивчення кінетики відстоювання дощових і талих вод Харкова було розраховано ефект освітлення в залежності від тривалості відстоювання для висоти зони осадження 2 м.

Таблиця 2.2 - Залежність ефекту освітлення від тривалості відстоювання

| Тривалість відстоювання (r) | 1 | 2 | 3 | 6 | 12 | 24 |
|---------------------------------|----|----|----|----|----|----|
| Ефект освітлення, % | | | | | | |
| мінімальний | 15 | 30 | 40 | 60 | 70 | 80 |
| середній | 45 | 53 | 60 | 68 | 78 | 85 |
| максимальний | 65 | 75 | 78 | 80 | 80 | 90 |

Розрахункові дані про необхідну тривалість відстоювання дощового і талого стоку, що формуються на міській території, при різній глибині

проточної зони відстійника H для досягнення заданого ефекту освітлення наведені в табл. 2.3.

Таблиця 2.3 - Тривалість відстоювання (r) дощового стоку (у чисельнику) і талого стоку (у знаменнику)

| Ефект відстоювання, % | Глибина проточної зони, м | | | | |
|-----------------------|---------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | 2 | 2,5 | 3 | 3,5 | 4 |
| 20 | 0,77/0,32 | 0,8/0,34 | 0,83/0,35 | 0,86/0,36 | 0,88/0,37 |
| 30 | 1,27/0,52 | 1,32/0,54 | 1,37/0,56 | 1,41/0,58 | 1,45/0,59 |
| 40 | 1,64/0,79 | 1,72/0,83 | 1,79/0,85 | 1,84/0,88 | 1,89/0,91 |
| 50 | 2,3/1,17 | 2,4/1,23 | 2,48/1,27 | 2,57/1,31 | 2,63/1,35 |
| 60 | 3,03/1,59 | 3,16/1,67 | 3,26/1,72 | 3,37/1,78 | 3,48/1,83 |
| 70 | 4,55/2,3 | 4,81/2,4 | 5,0/2,48 | 5,15/2,57 | 5,26/2,63 |
| 80 | 6,9/3,64 | 7,14/3,85 | 7,5/3,95 | 7,61/4,12 | 7,84/4,21 |

Пропорційно ефект освітлення знижується вміст органічних речовин, виражених ХСК. При тривалості відстоювання 1...2 доб. ефект зниження вмісту зважених речовин і показника ХСК коливається від 80 до 90 %, а показника БСК₂₀ від 60 до 80 %. Залишковий вміст зважених речовин у відстояній воді може досягати 50...100 мг/дм³, НП 0,5...3, а органічних речовин у перерахуванні на ХСК і БСК₂₀ відповідно 50...80 і 15...20 мг/дм³.

Як показують дослідження, поверхневий стік поряд з тонкодисперсними частинками містить і великі механічні домішки, для виділення яких доцільно застосовувати пісковловлювачі. За даними досліджень кінетики відстоювання, у дощовому стоці вміст частинок піску з гідравлічної крупністю більше 15 мм/с коливається в межах від 10 до 15 %, а в талому стоці — до 20.

Накопичений досвід підтверджує доцільність застосування для очищення поверхневого стоку простих в експлуатації і надійних у роботі відстійних споруд. Дослідження ефективності роботи відстійників показують, що в залежності від прийнятих розрахункових параметрів у відстійнику затримуються частки заданої гідравлічної крупності але не менше 0,2 мм/с. Це призводить до того, що застосування типових каналізаційних відстійників навіть зі збільшеною тривалістю перебування

(4-6 г і більше) забезпечує затримку основної маси зважених речовин, але разом з тим у відстояній воді концентрація зважених речовин може досягати 100 мг/дм³. Застосування ставків-відстійників (з часом перебування не менш доби) дозволяє підвищити ефект очищення до 90-95% по зважених речовинах, до 90 % по НП і до 75% по БСК. З досвіду експлуатації випливає, що концентрація зважених речовин у вихідній воді зі ставків може досягати в окремі періоди 50-70 мг/дм³, а НП - 3-5 мг/дм³. Як правило, простого відстоювання недостатньо ні для використання, ні для скиду у водойму.

Для доочищення відстояного дощового стоку застосовують: фільтрування через різні завантаження з природних і синтетичних матеріалів; обробку води коагулянтами і флокулянтами; флотацію з реагентною обробкою стоку; озонування; сорбцію; біологічне очищення.

2.3 Усереднення витрати поверхневого стоку

Імовірнісний характер випадіння опадів і надзвичайна нестационарність дощового стоку призводять до необхідності усереднення його витрати і складу для зниження витрат на очищення. У практиці проектування дощової каналізації з цією метою застосовують розділові камери і регулюючі резервуари. Розділові камери зі скидом у водойму частини дощового стоку, яка перевищує деяку граничну величину, сприяють виносу значної кількості забруднень у водний об'єкт. Це пояснюється тим, що скид частини стоку відбувається при великих витратах, коли стік має, як правило, найбільше забруднення. З погляду захисту водойм від забруднення доцільно цей стік направляти в регулюючий резервуар.

В якості регулюючих резервуарів широке поширення одержали накопичувачі. Застосування в схемах водовідведення розділових камер і регулюючих резервуарів дозволяє значно скоротити витрату дощових вод, які надходять на очищення. В даний час при визначенні продуктивності очисних споруд поверхневого стоку виходять з умови затримки якомога

більшої кількості забруднень, що утримуються в стоці, при обробці мінімальної її кількості.

Подальше скорочення продуктивності очисних споруд можливе за рахунок регулювання витрати дощових вод. Збільшення обсягу регулюючого резервуара дозволяє скоротити продуктивність очисних споруд до мінімального значення, рівного середній річній витраті. Таким чином, визначення продуктивності очисних споруд повинне ґрунтуватися на техніко-економічних показниках з урахуванням витрат на будівництво споруд для відведення і регулювання поверхневого стоку і дотримання екологічних вимог.

2.4 Біологічне очищення поверхневого стоку

Поверхневий стік з територій міст і промислових підприємств крім забруднень у вигляді нерозчинених домішок містить органічні сполуки в колоїдному і розчиненому стані. Незважаючи на те, що частина цих забруднень за рахунок сорбції на зважених частках видаляється при відстоюванні та фільтруванні, у ряді випадків потрібно більш глибоке очищення поверхневого стоку від органічних сполук. Для видалення таких забруднень зі стічних вод широке застосування знайшов *метод біологічного очищення*.

Прикладом раціонального рішення є станція біологічної контактної стабілізації в м. Кеноша, штат Вісконсин, США. Схема очисних споруд м. Кеноша показана на рис. 2.1. [6].

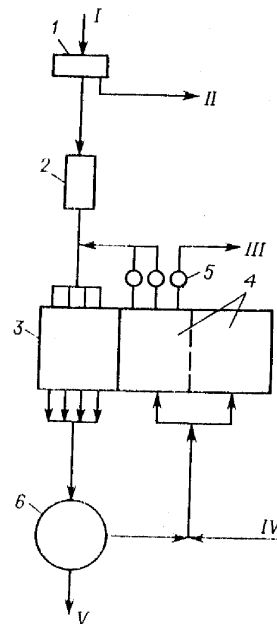


Рис. 2.1 - Схема очисних споруд м. Кеноша (США)

1 — насосна станція, 2 — перелив з комбінованої системи каналізації, 3 — контактний резервуар, 4 — аеробний стабілізатор надлишкового активного мулу, 5 — насоси для подачі мулу; 6 — вторинний відстійник; I — стічні води комбінованої системи, II — на станцію аерації, III — у мулоущільнювачі, IV — надлишковий активний мул зі станції аерації, V — очищений стік на хлорування й в озеро Мічиган

Під час надходження дощового стоку з колектора загальсплавної каналізації частина стічних вод, що пройшла ґрати, насосами подаються в пісколовку і далі в контактний резервуар обсягом 934 м³. З контактним резервуаром зблокований аеробний стабілізатор надлишкового активного мулу станції аерації. Стабілізатор розділений на дві секції обсягом 1387 м³ кожна, час перебування активного мулу в яких, складає 7 діб. У період надходження дощових вод частина активного мулу з аеробного стабілізатора перекачується у контактний резервуар. Час перебування стічних вод у контактному резервуарі складає 15...20 хв. Ступінь рециркуляції активного

мулу $-0,25$. Витрата повітря в контактному резервуарі складає 30 м^3 на 1 кг БСК₅, а в аеробному стабілізаторі — $6...8 \text{ м}^3$ на 1 кг БСК₅.

З контактного резервуара стічна вода подається у вторинний відстійник діаметром $42,7 \text{ м}$, а потім хлорується і скидається в оз. Мічиган.

Досвід експлуатації показує, що БПК₅ на очисних спорудах у середньому знижується з 102 до $17,8 \text{ мг/дм}^3$, тобто ефект видалення БСК₅ у середньому складає 83% при коливаннях $80...90\%$. Концентрація зважених речовин знижується з 314 до $26,4 \text{ мг/дм}^3$, тобто на 92% . Ефект очищення по загальному органічному вуглецю складає 80% (з 113 до $22,8 \text{ мг/дм}^3$). Вміст загального азоту і фосфатів знижується на 50% , відповідно з $11,0$ до $5,5 \text{ мг/дм}^3$ й з $4,8$ до $2,4 \text{ мг/дм}^3$.

Достоїнствами контактної стабілізації, на думку американських фахівців, є: високий ефект очищення, централізоване розміщення устаткування й обслуговуючого персоналу, а також зниження навантажень на станцію аерації.

До недоліків цього методу очищення відносяться: висока первісна вартість; очисні споруди повинні розташовуватися поруч зі станцією аерації, і відповідний колектор повинен мати можливість відводу поверхневого стоку на очисні споруди.

Крім контактної стабілізації в США для біологічного очищення поверхневого стоку застосовуються біофільтри, обертові біоконтактори й очисні лагуни. Застосування високоефективних споруд штучного біологічного очищення в біофільтрах і обертових біоконтакторах забезпечує високий ефект очищення по БПК₅ і зважених речовинах порядку $85...95\%$, але вимагає пристрою регулюючих ємностей. Ефект очищення поверхневого стоку в лагунах різних типів (окисні ставки, аерувальні ставки, ставки з вищою водною рослинністю і т.д.) коливається по БСК₅ від 30 до 90% , по видаленню зважених речовин від 20 до 92% . Капітальні витрати на біологічне очищення поверхневого стоку складають: при контактній стабілізації - $3,4$ тис. дол., на краплинних біофільтрах - $3,5$, на обертових

біоконтакторах - 1,3; в окисних ставках 1,0 і в аерувальних ставках - 700 доларів США.

У колишньому СРСР було проведено дослідження контактнo-стабілізаційного методу і традиційного методу біологічного очищення суміші міських стічних вод і поверхневого стоку. *Контактнo-стабілізаційний метод* являє собою модифікований біологічний процес, при якому протягом короткочасного аерування води, що очищується, і стабілізованого активного мулу відбувається вилучення основної маси органічних і мінеральних забруднень. Як показали дослідження, при контактнo-стабілізаційному методі основна маса забруднень поверхневого стоку вилучається за час аерації 15 хв. Ефект очищення по БПК₂₀ складає 60...80%, по ХПК - 70...80 і по зважених речовинах - 80...90. Збільшення періоду аерації до 45...60 хвилин практично не дає додаткового ефекту.

У результаті досліджень встановлено, що контактнo-стабілізаційний метод може застосовуватися як для очищення суміші міських стічних вод і поверхневого стоку, так і тільки поверхневого стоку при його роздільній подачі на очисні споруди. Цей метод доцільно застосовувати на станціях аерації, що мають у своєму складі аеробні стабілізатори для обробки надлишкового активного мулу.

При біологічному очищенні по традиційній схемі надходження дощових вод в аеротенк призводить до збільшення гідравлічного навантаження на нього. Експериментальними дослідженнями (НДІ КВОВ) встановлено, що збільшення гідравлічного навантаження на аеротенк у 1,5 рази знижує ефект очищення по БСК із 97 до 96 %, у 2 рази - до 94, у 3 до 92, а при збільшенні витрати стічних вод, що надходять в аеротенк у 4 рази ефект очищення по БСК знижується з 97 до 86 %. Виходячи з цих даних рекомендовано збільшувати продуктивність аеротенків при надходженні на них поверхневого стоку не більше ніж на 50 %.

Епізодичність утворення поверхневого стоку та різкі коливання навантаження по забрудненнях викликають серйозні труднощі застосування

традиційних методів біологічного очищення зі застосуванням активного мулу.

Проведені техніко-економічні розрахунки показують, що при відсутності на станціях аерації аеробних стабілізаторів практично у всіх кліматичних зонах незалежно від способу подачі стічних вод на очисні споруди (по одному або окремим колекторам) економічно доцільно застосовувати традиційну схему біологічного очищення в аеротенках. На станціях, де в складі споруд по обробці опадів є аеробні стабілізатори, доцільно використовувати контактнo-стабілізаційний метод. Найбільш економічно застосовувати цей метод у районах при випадінні дощів інтенсивністю $q_{20} \geq 90$ л/с на 1 га.

За часів СРСР було проведено дослідження біологічного очищення поверхневого стоку, що формується на території промислового району складного нафтохімічного комплексу.

Поверхневий стік крім характерних забруднень — зважених речовин і нафтопродуктів - містить великий набір специфічних сполук, властивих технологічним процесам даних підприємств, таких як метанол, формальдегід, продукти органічного синтезу, СПАР й ін. БСК₂₀ поверхневого стоку досягає 100 мг/дм³.

З врахуванням кліматичних умов теплого клімату і наявності непридатних земель - для очищення поверхневого стоку застосоване біологічне очищення в природних умовах. Очищення здійснюється в дві стадії: перша - в самопливному каналі довжиною 9 км і друга -- в біологічному ставку. Для інтенсифікації процесу біологічного очищення і канал і ставок засіяні вищою водною рослинністю. Крім того, ставок обладнаний лабіринтовими каналами, у яких вода, що очищається, рухається з визначеною швидкістю. Така система очищення одержала назву *гідроботанічне очищення*.

Багаторічний досвід експлуатації показує, що прийнята схема стійко працює протягом року і забезпечує якість води, що відповідає вимогам для повторного використання в системах технічного водопостачання.

2.5 Склад очисних споруд

У залежності від якісної характеристики і необхідного ступеня очищення поверхневого стоку можуть застосовуватися: ґрати, пісколовки, відстійні споруди різних типів, акумулюючі ємності, фільтрувальні споруди, флотатори, споруди для реагентного і біологічного очищення. Очисні споруди можуть бути відкритого і закритого типів.

При самостійному очищенні поверхневого стоку з міських територій до складу очисних споруд рекомендується включати ґрати, пісколовки та відстійники з механізованим видаленням осаду — горизонтальні або радіальні. Для станцій великої продуктивності доцільно влаштовувати ставки-відстійники або акумулюючі ємності, обладнані ґратами і спеціальними секціями для видалення піску і сміття, що плаває.

Незалежно від конструкції і типу відстійних споруд вони повинні мати пристрій для затримки і періодичного видалення спливаючих НП і осаду. Оскільки відстоюванням не вдається забезпечити умови відведення поверхневого стоку у водні об'єкти через недостатній ефект очищення, варто більш широко впроваджувати в практику проектування фільтрувальні станції.

При витраті поверхневого стоку до 300 л/с і сприятливих гідрогеологічних умовах для його очищення використовуються *очисні споруди закритого типу* (рис. 2.2). Кожна секція таких споруд, а їх повинно бути не менш двох, включає: ґрати, пісколовку, горизонтальний відстійник з бункером для нагромадження осаду і системою нафтомаслозбору й вбудованим або зблокованим з відстійником касетні фільтри.

Сумарна витрата оброблюваної в аеротенках стічної води не повинна перевищувати витрати в суху погоду більш ніж у 1,5 рази. Схема спільного очищення залежить від способу подачі стічних вод на станцію аерації.

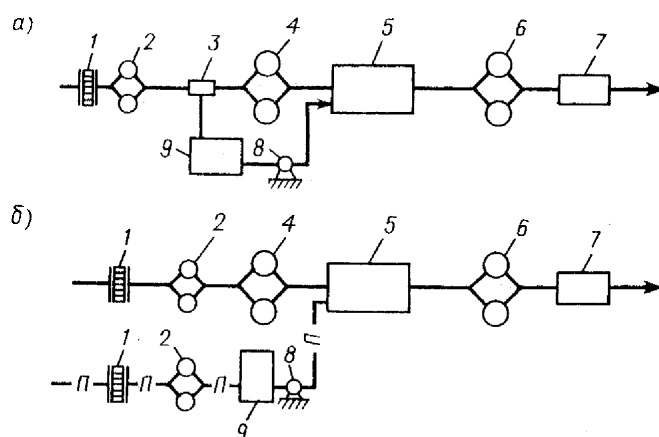


Рис. 2.2 - Схема спільного очищення поверхневого стоку і міських вод

a — подача стічних вод по одному колектору, *б* — те ж, по роздільних колекторах; 1 — ґрати, 2 — пісколовки, 3 — розділова камера, 4 — первинні відстійники, 5 — аеротенки, 6 — вторинні відстійники, 7 — контактні резервуари, 8 — насосні станції, 9 — регулююча ємність

При подачі міських стічних вод і поверхневого стоку по єдиному колектору розділову камеру рекомендується встановлювати після пісколовок. Час перебування суміші стічних вод у первинних відстійниках повинен бути не менш 1 г.

У кліматичних зонах зі значним випадінням зливових опадів, коли неможливо очищати весь обсяг поверхневого стоку за рахунок форсованої роботи аеротенків або контактнo-стабілізаційним методом, додатково передбачається пристрій накопичувального резервуара. З цього резервуара в період зниження надходження загальної витрати на станцію аерації стічні води подаються в аеротенк.

Тип відстійних споруд рекомендується вибирати за результатами техніко-економічних розрахунків з урахуванням продуктивності очисних

споруд, черговості будівництва, характеристики ґрунтів, конфігурації і рельєфу ділянки, рівня ґрунтових вод, схеми очисних споруд, необхідного ступеня очищення й ін. Відстійні споруди можуть передбачатися залізобетонними або земляними.

Залізобетонні відстійники доцільно споруджувати при витраті стічних вод до 500 дм³/с, а також у всіх випадках при несприятливих гідрогеологічних умовах. При витраті до 300 дм³/с можливо застосування відстійників закритого типу, тобто підземних залізобетонних споруд. При великих витратах води економічно доцільно влаштовувати ставки-відстійники.

В процесі роботи очисних споруд утворюються три основних види відходів, які потребують збирання, обеззаражування і розміщення: осад, який утворився в результаті осадження зважених речовин з нафтопродуктами, важких металів; нафтошлам, який скопичується на поверхні води у відстійниках; відпрацьовані фільтруючі матеріали.

Нафтошлам очисних споруд являє собою забруднені зваженими речовинами суміші моторних та індустріальних масел, промивочних і охолоджуючих рідин, бензину, дизельного палива, мазуту. Існують три шляхи їх утилізації: переробка з ціллю повторного використання в якості відновленого нафтопродукту; використання в якості енергоносіїв; термічне знищення нафтопродуктів, непридатних до повторного використання.

Аналіз експлуатації очисних споруд показує, що саме проблемним і найменш дослідженим з відходів є осад, який складає 95%.

Для обробки осаду на станціях очищення поверхневого стоку можуть передбачатися: вивіз його автоцистернами з вакуумними насосами або автосамоскидами в спеціально відведені місця, висушування на резервній секції ставка-відстійника або на мулових майданчиках та механічне зневоднення на фільтрах.

3 ОЦІНКА САНІТАРНО-ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ р. ЛИБІДЬ

Найважливішим водним об'єктом Києву є ріка Дніпро. Серед інших водних об'єктів, насамперед, необхідно відмітити р. Либідь. Її довжина складає 16 км, площа водозбору 66 км². Характерна особливість водозбору р. Либідь - це велика частка урбанізованих територій. Річка Либідь бере початок в Соломенському районі і впадає в Дніпро в південній окраїні м. Києва, нижче Південного моста. Основна частина річки проходить в штучно створеному руслі. Найбільша ділянка з природним руслом розташований близь гирла р. Либідь. Середній річний стік р. Либідь складає 3,8 млн. м³, що відповідає витраті 0,12 м³/с. Для порівняння, найбільше значення середнього річного стоку характерно для р. Віта (18 млн. м³), яка тече по південній окраїні Києва.

Річки, що течуть по урбанізованих територіях, в даний час знаходяться під великим антропогенним тиском. Їх заплави осушені, русла спрямлені, береги забудовані і найчастіше покриті залізобетонними плитами. Деякі малі річки одягнені в залізобетонні коробки, що приймають зливові і стічні води. Прикладом може служити р. Либідь, що опинилася в центрі Києва і є по суті колектором, у який надходять зливові та стічні води міста.

В часи Київської Русі р. Либідь текла по окраїні міста і була ніби його границею. У літописах вказується, що вона була повноводною, стік її формували притоки - Блазень, Китаївський, Хрещатик, Старий, Совка, Утішний, Шулявка, Протасов Яр, Клов й ін. Річку в декількох місцях було перегороджено, у зв'язку з чим на картах позначені невеликі озера і ставки.

В даний час одні з притоків уже давно не існують, інші - взяті в підземний колектор, а постійний стік має тільки приток Совка.

Русло ріки спрямлено та взято в залізобетонний колектор, що має вигляд прямокутного лотка шириною від 0,5 до 4 м. Природне русло збереглося тільки на ділянці від залізничної станції Київ-Московський до місця перетинання з Наддніпрянським шосе в районі ст. метро «Видубичі».



Рис. 3.1 – Схема розташування водних об'єктів м. Києв

Стік р. Либідь до вул. Маміна-Сибіряка формується переважно дренажними водами і поповнюється водами невеликого струмка, промисловим стоком меблевої фабрики «Лагода» і господарсько-побутовим стоком зливної станції № 3. Русло ріки проходить по території залізничного депо, мийних автотранспортних станцій, ТЕЦ й інших промислових підприємств. У районі пл. Либідської в неї надходять води р. Совка. Від площі до гирла ріка приймає, в основному, зливі води. Вода р. Либідь каламутна, містить багато зважених речовин, характерних для зливових і

стічних вод. Швидкість течії в середній частині ріки складає 0,5-0,6, тоді як у гирлі - 0,3-0,4 м/с. Орієнтована витрата води в останньому в залежності від кількості опадів, що випали, і обсягу скиду стічних вод дорівнює 0,8-2,5 м/с. У низов'ї ріки акумулюються всі забруднення, що надходять з міста, тому екологічний стан цієї ділянки найбільше відбиває внесок поверхневих стоків правобережної центральної частини Києва у забруднення р. Дніпро. У 2004 р., у районі Києва в Дніпро надходило за рік 148,66 тис. т ЗР [9]. У цій кількості значне місце займають і стоки р. Либідь.

3.1 Хімічний склад річкової води

Хімічні показники якості води низов'я р. Либідь в 1998 р. варіювали в широких межах і залежали значною мірою від складу й обсягу зливових і стічних вод, що скидаються в ріку. Широкий діапазон змін досліджуваних показників було відзначено не тільки в різні сезони, але й в окремі місяці і дні (табл. 3.1). Вміст розчиненого кисню коливався в межах 5,12—8,12 мг $O_2/дм^3$, що цілком достатньо для забезпечення хімічних і біохімічних реакцій окислення. Вміст ОР, що визначався за показниками перманганатного (ППО) та біхроматного (ПБО) окислення і БСК₂₀, варіював в різні періоди. У цілому БСК₂₀ змінювалося в межах 6,87-18,7 мг $O_2/дм^3$, ПБО – у межах 23,6-64,8 мг $O/дм^3$. Зазначені величини складали відповідно 2,5 і 6,2 одиниць ГДК для водних об'єктів питного призначення і 3 ГДК – для водних об'єктів рекреаційного призначення [10].

Таблиця 3.1 - Хімічні показники якості води низов'ї р. Либідь

| Вміст, мг/дм ³ | | | | | | | | Вміст окремих металів, мкг/дм ³ | | | | |
|---------------------------|-------------------|----------|----------|----------|-----------|--------|-----------|--|-----------|-----------|-----------|-----------|
| O_2 | БПК ₂₀ | NH_4^+ | NO_2^- | NO_3^- | HCO_3^- | Cl^- | Ca^{2+} | <i>Pb</i> | <i>Cd</i> | <i>Zn</i> | <i>Cr</i> | <i>Cu</i> |
| 6,46 | 8,82 | 0,40 | 0,22 | 0,32 | 256 | 54,4 | 96 | 25 | 2 | 87 | 28 | 21 |
| 5,40 | 10,1 | 0,35 | 0,11 | 0,24 | 244 | 57,8 | 94 | 20 | 3 | 65 | 16 | 18 |
| 8,10 | 6,86 | 0,85 | 0,05 | 0,60 | 252 | 49,8 | 88 | 14 | 2 | 25 | 22 | 45 |
| 7,64 | 9,12 | 0,64 | 0,15 | 0,30 | 248 | 66,2 | 101 | 23 | 2 | 30 | 20 | 44 |
| 7,15 | 14,6 | 0,88 | 0,11 | 0,41 | 261 | 52,4 | 94 | 16 | 1 | 60 | 16 | 22 |
| 6,50 | 12,4 | 0,94 | 0,18 | 0,76 | 240 | 60,2 | 102 | 24 | 3 | 73 | 18 | 16 |
| 5,12 | 18,7 | 0,87 | 0,24 | 0,67 | 256 | 50,4 | 104 | 23 | 0,1 | 16 | 20 | 22 |
| 6,40 | 14,6 | 0,64 | 0,18 | 0,60 | 260 | 64,8 | 98 | 24 | 0,1 | 22 | 16 | 31 |
| 8,12 | 16,4 | 0,44 | 0,20 | 0,30 | 262 | 50,0 | 98 | 18 | 1 | 32 | 16 | 44 |

Концентрація іонів свинцю, цинку, міді і хрому була набагато нижче ГДК для питних вод; вміст кадмію найчастіше перевищував ГДК у 2-3 рази. Установлено, що свинець і нікель у концентрації до 10 мкг/дм³, мідь, цинк і марганець - до 25 мкг/дм³ практично не пригнічують продукційно-деструкційні процеси у водоймі [11]. Вміст цих металів у низов'ї річки в 1998 р., при працюючій промисловості міста, був набагато вище, ніж у 2008 р. (див. табл. 3.1), свинцю - у середньому в 4, кадмію - у 6, цинку - у 2 і хрому - у 4,5 рази. В той же час концентрація цинку, хрому і міді не перевищувала ГДК для водойм питного водопостачання. За кадмієм і свинцем перевищення ГДК складало відповідно 10 і 2,7 рази.

З урахуванням показників забруднення р. Либідь в 2008 р. і кисневого еквівалента органічних речовин розраховано, що з річним стоком річки в Дніпро скидалося в середньому 3,15 тис. т органічних речовин, у тому числі 0,94 тис. т сполук, що легко окислюються.

3.2 Мікробіологічний склад річкової води

Чисельність бактеріопланктону по всій довжині колектора річки була досить високою. Його ділянка від вул. Маміна-Сибіряка, де знаходиться каналізаційна зливна станція № 3, до пл. Либідської проходить через території ряду промислових підприємств. В залежності від місця знаходження забрудненого стоку підвищену чисельність мікроорганізмів було зареєстровано як у районі вул. Комінтерну (ділянка 2), так і в районі пл. Либідської (ділянка 3). У низов'ї річки (ділянка 4) чисельність бактерій за рахунок розведення стоку менш забрудненою водою знижується.

У морфологічному складі бактеріопланктона р. Либідь переважають паличковидні форми (до 74%), що характерно для забруднених водойм [12].

Вода р. Либідь містить значну кількість зростаючих на багатому живильному РПА середовищі гетеротрофних бактерій, що можуть певною

мірою слугувати показниками достатньої кількості у воді легко засвоюваної органічної речовини (табл. 3.2).

Таблиця 3.2 - Чисельність санітарно-показових мікроорганізмів у низов'ї р. Либідь

| Дата відбору проб (2008 р.) | Гетеротрофні бактерії, тис. кл/мл | | | Індекс трофності | Кишкова паличка, тис. кл/л | Сальмонели, тис. кл/л |
|-----------------------------|-----------------------------------|------------|----------|------------------|----------------------------|-----------------------|
| | РПА (37°C) | РПА (23°C) | РПА 1:10 | | | |
| 05.09 | 52 | 74 | 89 | 1,2 | 200 | 52 |
| 02.06 | 33 | 50 | 120 | 2,4 | 130 | 24 |
| 03.07 | 310 | 280 | 504 | 1,8 | 1200 | 140 |
| 01.08 | 120 | 164 | 280 | 1,2 | 900 | 64 |
| 04.08 | 264 | 210 | 484 | 1,2 | 1100 | 98 |
| 16.08 | 248 | 320 | 390 | 2,1 | 2200 | 120 |
| 01.09 | 184 | 97 | 156 | 1,2 | 1800 | 110 |
| 21.10 | 147 | 120 | 257 | 2,1 | 1500 | 46 |
| 05.11 | 176 | 230 | 322 | 1,4 | 800 | 80 |

В період проведення досліджень чисельність гетеротрофних бактерій, облічених при 23°C, коливалася в межах 50-320 тис. кл/мл, що характерно для дуже забруднених вод. Їх чисельність залежала від ступеня забруднення побутових, зливових і промислових вод, що скидаються в річку.

У воді р. Либідь виявлено велику кількість мікроорганізмів алохтонного походження, що обирають температуру розвитку 37°C, чисельність яких складала 33-310 тис. кл/мл. Серед них були присутні умовно-патогенні і патогенні організми. Мікроорганізми, що розвиваються при температурі 37°C, характерні для вод, забруднених побутовими стоками. Співвідношення між кількістю бактерій, вирощених при 37 і 23°C, варіювало в межах 66-189% (у середньому 102%). У чистих водоймах це співвідношення складає кілька відсотків.

Вода низов'я Либіді містить значну кількість ентеробактерій, що вказує на скид у колектор ріки господарсько-побутових стічних вод. У період проведення досліджень вміст кишкової палички тут коливався в межах 130-2200 тис. кл/л, тобто перевищував рекреаційні ГДК у 20-140 разів, чисельність сальмонел складала 24-140 тис. кл/дм³. Видову приналежність

сальмонел не визначали, однак, як відомо, усі види р. *Salmonella* є патогенними.

3.3 Трансформація органічних речовин

У зв'язку з тим, що вода в Либіді характеризується великою кількістю органічних речовин, особливий інтерес представляють біохімічні процеси їх трансформації в річці.

Вода низов'я р. Либідь містить від 21,7 до 37,9% легкозасвоюваних форм ОР і велику кількість мікроорганізмів, що забезпечують їх інтенсивну деструкцію (табл. 3.3).

Таблиця 3.3 - Деструкція органічних речовин у воді низов'я р. Либідь

| Дата відбору проб (2008 р.) | Частка легко окислюваної ОР від загальної, % | Добова деструкція, мг O ₂ /добу | Розклад ОР, % від загального вмісту на добу | Тривалість розкладу ОР, доба | Загальна кількість бактерій, млн. кл/мл | Гетеротрофна активність, *10 ⁻⁹ мг O ₂ /кл*доб |
|-----------------------------|--|--|---|------------------------------|---|--|
| 05.05 | 37,3 | 2,64 | 11,2 | 3,34 | 5,44 | 0,48 |
| 02.06 | 21,7 | 2,16 | 4,6 | 4,68 | 4,88 | 0,44 |
| 03.07 | 23,5 | 2,96 | 10,1 | 2,31 | 7,02 | 0,42 |
| 01.08 | 34,0 | 2,80 | 10,4 | 3,2 | 6,22 | 0,45 |
| 04.08 | 35,0 | 3,12 | 7,6 | 4,6 | 7,15 | 0,43 |
| 16.08 | 26,3 | 3,03 | 6,4 | 4,09 | 9,0 | 0,33 |
| 01.09 | 37,9 | 2,02 | 4,8 | 9,2 | 8,39 | 0,24 |
| 21.10 | 31,3 | 1,16 | 2,5 | 12,5 | 6,14 | 0,18 |
| 05.11 | 25,3 | 0,44 | 0,6 | 37,2 | 8,24 | 0,05 |

При температурі води 17,5-21,5°C добова деструкція ОР була рівна 2,02-3,12 мг O₂/дм³, або 21,3-43,1% вмісту легкоокислюваної ОР і 4,6-11,3% загального вмісту ОР. Бактеріальна деструкція в низов'ї р. Либідь була в 3,3 рази вище, ніж у затоці Дніпра, в яку вона впадає, де частка легкозасвоюваних ОР від загального їх вмісту складала близько 14%.

Добові значення деструкції БПК₂₀ і чисельності бактеріопланктону (табл. 3.4) характеризують досліджуваний водотік як досить продуктивний, в якому процесі самоочищення йдуть з досить великою швидкістю.

Таблиця 3.4 - Трансформація сполук азоту мікроорганізмами у воді р. Либідь

| Чисельність мікроорганізмів, тис. кл/мл | | | Концентрація азоту, мг N/дм ³ | | | | | | | | |
|---|---------------|-----------------|--|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Амоніфікатори | Нітрифікатори | Денітрифікатори | вихідна | | | через добу | | | зміни | | |
| | | | NH ₄ ⁺ | NO ₂ ⁻ | NO ₃ ⁻ | NH ₄ ⁺ | NO ₂ ⁻ | NO ₃ ⁻ | NH ₄ ⁺ | NO ₂ ⁻ | NO ₃ ⁻ |
| 4,6 | 0,6 | 0,02 | 0,47 | 0,11 | 0,24 | 0,28 | 0,18 | 0,34 | -0,19 | + 0,08 | + 0,10 |
| 30,8 | 2,4 | 0,06 | 0,85 | 0,51 | 0,60 | 0,62 | 0,42 | 0,90 | -0,23 | -0,18 | + 0,30 |
| 23,0 | 1,8 | 0,06 | 0,64 | 0,15 | 0,30 | 0,46 | Немає | 0,55 | -0,18 | -0,15 | + 0,25 |
| 9,8 | 2,8 | 0,09 | 0,87 | Немає | 0,67 | 0,54 | 0,05 | 0,88 | -0,33 | + 0,05 | + 0,21 |
| 19,3 | 0,8 | 0,01 | 0,64 | Немає | 0,60 | 0,52 | Немає | 0,70 | -0,12 | — | + 0,10 |
| 20,8 | 0,06 | Немає | 0,44 | 0,05 | 0,30 | 0,44 | 0,08 | 0,25 | — | + 0,03 | -0,05 |

Розпад ОР у низов'ї р. Либідь при температурі води 19,0-21,5°C відбувався за 2,3-4,6 доби. Розрахунки показують, що у воді р. Дніпро він продовжується більш тривалий час, у середньому 7-9 доби. При зниженні температури води в р. Либідь з 17,5 до 10,0°C інтенсивність розкладу ОР зменшувалася і при температурі 10,2°C складала вже 37,2 доби. Інтенсивний розпад органічних домішок у р. Либідь обумовлений високою функціональною активністю її бактеріопланктону.

Гетеротрофна активність бактеріопланктону при температурі води 19-21,5°C складала 0,33-0,48*10⁻⁹ мгО₂/кл*добу, у середньому - 0,42 *10⁻⁹ мгО₂/кл*добу, у той час як у р. Дніпро - у середньому 0,23*10⁻⁹ мгО₂/кл*добу, тобто менше. При зниженні температури води цей показник також знижувався і при 10,2°C дорівнював лише 0,05*10⁻⁹ мгО₂/кл*добу, тобто зменшувався в середньому в 8,5 рази, хоча чисельність мікроорганізмів була на досить високому рівні.

Висока гетеротрофна активність мікрофлори Либіді, що обумовлює велику швидкість розпаду органічних речовин, свідчить про те, що вода

річки характеризується значною концентрацією легкозасвоюваних органічних домішок і не містить інгредієнтів, токсичних для мікроорганізмів.

3.4 Оцінка якості води

Екологічна оцінка якості вод дається оцінці стану водних об'єктів, при оцінці впливу на навколишнє середовище (ОВНС), при оцінці ефективності природоохоронних заходів тож. Вона дозволяє помітити тенденції змін якості поверхневих вод суші та естуаріїв України (як загалом, так і за окремими показниками); які спричиняються природними процесами і внаслідок прямої чи опосередкованої антропогенної дії.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв повинна обов'язково включати всі *3 блоки показників*: 1) сольового складу; 2) трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні); 3) специфічні токсичної і радіаційної дії. Вихідні дані аналізуються по кожному блоку окремо. Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, що складається із заключних висновків по 3-х блоках [13].

Екологічна оцінка якості води може бути орієнтовною і ґрунтовною.

Орієнтовна екологічна оцінка виконується на основі разових вимірів окремих показників якості води, які найточніше характеризують екологічний стан водного об'єкту і відповідно цьому якість води. Ці разові значення окремих показників якості води зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи екологічної класифікації. На підставі такого зіставлення визначаються категорії і класи якості води за окремими показниками, взятими для разового виміру. Об'єднання результатів разових вимірів для узагальненої оцінки якості води не допускається. Клас і категорія води у цілому встановлюється за показником з найбільшим номером категорії.

Процедура виконання *ґрунтовної екологічної оцінки* якості поверхневих вод складається з 4-х послідовних етапів: 1) групування і

обробки вихідних даних; 2) визначення класів і категорій якості води за окремими показниками; 3) узагальнення оцінок якості води за окремими показниками (вираженими в класах і категоріях) по окремих блоках з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води; 4) визначення об'єднаної оцінки якості води (з визначенням класів і категорій) для певного водного об'єкта в цілому чи окремих ділянок за певний період спостережень.

1-й етап. Вихідні дані за окремими показниками групуються у просторі і часі в певному, чіткому порядку: окремо для різних пунктів спостережень, або ж вкупі (з різних пунктів спостережень) для певних ділянок водного об'єкта, або ж для водного об'єкта в цілому за певний відрізок часу (місяць, сезон, рік, кілька років підряд тощо). Вихідні дані з якості води за окремими показниками групуються в межах 3-х блоків. Згруповані по блоках щодо кожного наявного показника якості води, вихідні дані (вибірки) піддаються певній обробці: обчислюються середньоарифметичні значення, визначаються мінімальні та максимальні (екстремальні значення, які всі разом характеризують мінливість величин кожного з показників якості води в реальних умовах виконання і аналізу результатів спостережень. Серед вихідних даних трапляються поодинокі дані, котрі своїми екстремальними значеннями виходять за межі окресленого діапазону мінливості величин цієї вибірки, досить далеко від максимальних (екстремальних) значень. Екстремальні значення окремих показників якості води підлягають спеціальному аналізу: з'ясуванню природних чи антропогенних причин, які могли викликати їх появу. Після такого аналізу приймаються рішення про використання чи вилучення екстремальних значень певних показників якості води.

2-й етап. Визначення класів та категорій якості води для окремих показників полягає у виконанні таких дій: середньоарифметичні (середні) значення для кожного показника окремо зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи її екологічної

класифікації (табл. 3.5–3.13); екстремальні значення якості води (максимальні чи мінімальні) серед цих показників кожного блоку також зіставляються з відповідними критеріями якості води; на основі проведеного зіставлення середньоарифметичних та екстремальних значень для кожного показника окремо визначаються категорії якості води за середнім і найгіршим значеннями (найбільшим за номером) для кожного показника окремо; зіставлення середніх і екстремальних значень з критеріями спеціалізованих класифікацій та визначення класів і категорій якості води за окремими показниками теж (як і на першому етапі) виконується в межах відповідних блоків.

3-й етап. *Узагальнення оцінок якості води за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконується лише на основі аналізу показників в межах відповідних блоків. Це полягає у визначенні середніх і екстремальних значень для трьох блокових індексів якості води, а саме: для індексу забруднення компонентами сольового складу (I_1), для трофо-сапробіологічного (еколого-санітарного) індексу (I_2), для індексу специфічних показників токсичної і радіаційної дій (I_3). Таким чином, повинно бути визначено шість значень блокових індексів, а саме: $I_{1\text{СЕР}}$ та $I_{1\text{МАХ}}$; $I_{2\text{СЕР}}$ та $I_{2\text{МАХ}}$; $I_{3\text{СЕР}}$ та $I_{3\text{МАХ}}$. Маючи значення блокових індексів якості води, легко визначити їх приналежність до певного класу та категорії якості води за допомогою системи екологічної класифікації. Середні значення для трьох блокових індексів якості води визначаються шляхом обчислення середнього номера категорії за всіма показниками даного блоку; при цьому категорія 1 має номер 1, категорія 2 – номер 2 і т.д. Середні значення блокових індексів можуть бути дробовими числами. Це дозволяє диференціювати оцінку якості води, зробити її більш точною і гнучкою. Для визначення субкатегорій якості води, відповідних середнім значенням блокових індексів, треба весь діапазон десятинних значень номерів (поміж цілими числами) розбити на окремі частини і позначити їх таким чином (і т.д. для категорії 3 – 7):*

| Середні значення субкатегорій якості вод | Позначення відповідних блокових індексів |
|--|--|
| 1,0 – 1,2 | 1 |
| 1,3 – 1,4 | 1(2) |
| 1,5 – 1,6 | 1 - 2 |
| 1,7 – 1,8 | 2(1) |
| 1,9 – 2,2 | 2 |
| 2,3 – 2,4 | 3 |

Екстремальні значення для трьох блокових індексів якості води визначаються за відносно найгіршим показником (з найбільшим номером категорії) серед всіх показників даного блоку.

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

$$I_E = \{I_1 + I_2 + I_3\} / 3, \quad (3.1)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_2 – індекс трофо–сапробіологічних показників;

I_3 – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Екологічний індекс якості води, як і блокові індекси обчислюються для середніх і для екстремальних значень категорій окремо. Він може бути дробовим числом. Визначення субкатегорій якості води на підставі екологічного індексу здійснюється так само, як для блокових індексів.

Сольовий склад поверхневих вод суші та естуаріїв оцінюється за сумою іонів та окремими інгредієнтами (табл. 3.5 – 3.8). При групуванні даних у просторі і часі оцінка дається за середніми і максимальними (найгіршими)

значеннями показників. *Клас* води визначається за переважаючими аніонами (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), *група* – за переважаючими катіонами (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $Na^+ + K^+$), *тип* води визначається за співвідношеннями між іонами:

$$I - rHCO_3^- > (rCa^{2+} + rMg^{2+});$$

$$II - rHCO_3^- < (rCa^{2+} + rMg^{2+}) < (rHCO_3^- + rSO_4^{2-});$$

$$III - (rHCO_3^- + rSO_4^{2-}) < (rCa^{2+} + rMg^{2+}) \text{ або } rCl^- > rNa^+;$$

$$IV - rHCO_3^- = 0.$$

Для позначення видів природних вод вживаються символи, наприклад: гідрокарбонатний клас, група кальцію, тип другий – C^{Ca}_{II} ; сульфатно-хлоридний клас, група кальцію, тип другий – SCl^{Ca}_{II} і т. ін.

Прісні (гіпо– і олігогалинні) та солонуваті (β–мезогалинні) води оцінюються також за критеріями їх забруднення компонентами сольового складу, а саме за значеннями суми іонів, хлоридів і сульфатів.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод та естуаріїв за *трофо–сапро–біологічними* (еколого–санітарними) критеріями (табл. 3.9) виконується на підставі середніх та екстремальних значень кожного з гідрофізичних, гідрохімічних, бактеріологічних показників, а також *індексів* сапробності. Для цього блоку бажана узагальнена оцінка, оскільки більшість показників є взаємопов'язаним і в кінцевому підсумку вони відповідають певному ступеню трофності (*трофність* – ступень біологічної продуктивності водних екосистем) та зоні сапробності вод (*сапробність* – рівень вмісту у воді органічних речовин, що розкладаються). Загальна кількість показників цього блоку для забезпечення обґрунтованих висновків не повинна бути меншою, ніж 10. Інтегрування показників при узагальненій оцінці пов'язане з втратою інформації. Тому поряд з узагальненою оцінкою обов'язково мають наводитись значення категорій для всіх тих показників, які перевищують узагальнені (середні) значення.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод та естуаріїв за *специфічними* показниками токсичної і радіаційної дії (табл. 3.10 –3.12) виконується за

кожним показником окремо. Для даних, згрупованих у часі й просторі, оцінка дається за середнім та найгіршим значеннями кожного з показників.

Назви класів і категорій якості вод, дані про їх стан та ступінь їхньої чистоти (забрудненості), а також ступень трофності і зона сапробності оцінюваних поверхневих вод представлені у табл. 3.13.

Екологічна оцінка є неодмінною умовою екологічного нормування якості поверхневих вод, його попереднім етапом. Тому при виконанні екологічної оцінки треба передбачити зіставлення одержаних результатів зі значеннями екологічних нормативів, встановленими для даного водного об'єкту. Це необхідно для аналізу відповідності (чи невідповідності) якості вод значенням усіх тих показників, котрі встановлені у результаті екологічного нормування якості вод для конкретного водного об'єкта.

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв подаються у вигляді таблиць (3.5-3.13), графіків і карт. Найбільш наочним засобом подання результатів екологічної оцінки якості води є картографічний.

Таблиця 3.5 – Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критерієм мінералізації

| Клас якості вод | Прісні води – I | | Солонуваті води – II | | | Солоні води – III | |
|--|-----------------|------------------|----------------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|
| | Гіпогалінні – 1 | Олігогалінні – 2 | β-мезогалінні – 3 | α-мезогалінні – 4 | Полігалінні – 5 | Еугалінні – 6 | Ультрагалінні – 7 |
| Величина мінералізації, мг/дм ³ | Менше 500 | 510–1000 | 1010–5000 | 5010–18000 | 18010–30000 | 30010–40000 | Більше 40000 |

Таблиця 3.6 – Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями іонного складу.

| Клас | Гідрокарбонатні (C) | | | Сульфатні (S) | | | Хлоридні (Cl) | | |
|------|---------------------|------------|------------|---------------|-------------|------------|---------------|-------------|------------|
| | Ca | Mg | Na | Ca | Mg | Na | Ca | Mg | Na |
| Тип | I, II, III | I, II, III | I, II, III | II, III, IV | II, III, IV | I, II, III | II, III, IV | II, III, IV | I, II, III |

Таблиця 3.7 – Класифікація якості прісних гіпо– та оліго-галинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу

| Клас якості вод | I | | II | | III | | IV | V |
|--------------------------------|------|---------|----------|-----------|-----------|-----------|-------|---|
| Категорія якості вод | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Сума іонів, мг/дм ³ | <500 | 501–750 | 751–1000 | 1001–1250 | 1251–1500 | 1501–2000 | >2000 | |
| Хлориди, мг/дм ³ | < 20 | 21–30 | 31–75 | 76–150 | 151–200 | 201–300 | >300 | |
| Сульфати, мг/дм ³ | <50 | 51–75 | 76–100 | 101–150 | 151–200 | 201–300 | >300 | |

Таблиця 3.8 – Класифікація якості солоноватих β–мезогалинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу

| Клас якості вод | I | | II | | III | | IV | V |
|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------|---|
| Категорія якості вод | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Сума іонів, мг/дм ³ | 1000–1500 | 1501–2000 | 2001–2500 | 2501–3000 | 3001–3500 | 3501–4000 | >4000 | |
| Хлориди, мг/дм ³ | < 200 | 201–400 | 401–600 | 601–800 | 801–1000 | 1001–1200 | >1200 | |
| Сульфати, мг/дм ³ | < 400 | 401–800 | 801–900 | 901–1000 | 1001–1100 | 1101–1200 | >1200 | |

Таблиця 3.9 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями

| Клас якості вод | I | | II | | III | | IV | V |
|--------------------------------------|---------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------|---|
| Категорія якості вод | 1 | 2 | 3 | Гідрофізичні | 5 | 6 | 7 | |
| Завислі речовини, мг/дм ³ | <5 | 5–10 | 11–20 | 21–30 | 31–50 | 51–100 | >100 | |
| Прозорість м | >1,50 | 1,00–1,50 | 0,65–0,95 | 0,50–0,60 | 0,35–0,45 | 0,20–0,30 | <0,20 | |
| <i>Гідрохімічні</i> | | | | | | | | |
| <i>pH</i> | 6,9–7,0 | 6,7–6,8 7,6–7,9 | 6,5–6,6 8,0–8,1 | 6,3–6,4 8,2–8,3 | 6,1–6,2 8,4–8,5 | 5,9–6,0 8,6–8,7 | <5,9 >8,7 | |
| Азот амонійний, мг/дм ³ | <0,10 | 0,10–0,20 | 0,21–0,30 | 0,31–0,50 | 0,51–1,00 | 1,01–2,50 | >2,50 | |
| Азот нітритний, мг/дм ³ | <0,002 | 0,002–0,005 | 0,006–0,010 | 0,011–0,020 | 0,021–0,050 | 0,051–0,100 | >0,100 | |

| | | | | | | | |
|---|---------------------------|---------------------------|--|--|------------------------------------|------------------------------------|------------------------|
| Азот нітратний, мг/дм ³ | <0,20 | 0,20– 0,30 | 0,31– 0,50 | 0,51– 0,70 | 0,71–1,00 | 1,01–2,50 | >2,50 |
| Розчинений кисень, мг/дм ³ | >8,0 | 7,6–8,0 | 7,1–7,5 | 6,1–7,0 | 5,1–6,0 | 4,0–5,0 | <4,0 |
| % насичення | 96–100 101–105 | 91–96 106–110 | 81–90 111–120 | 71–80 121–130 | 61–70 131–140 | 40–60 141–150 | <40 >150 |
| Перманганат. окисл., мг/дм ³ | <3,0 | 3,0–5,0 | 5,1–8,0 | 8,1–10,0 | 10,1–15,0 | 15,1–20,0 | >20,0 |
| Біхроматна окисл., мг/дм ³ | <9 | 9–15 | 16–25 | 26–30 | 31–40 | 41–60 | >60 |
| БСК ₅ , мг/дм ³ | <1,0 | 1,0–1,6 | 1,7–2,1 | 2,2–4,0 | 4,1–7,0 | 7,1–12,0 | >12,0 |
| Гідробиологічні | | | | | | | |
| Біомаса фіто- планкт., мг/дм ³ | <0,5 | 0,5–1,0 | 1,1–2,0 | 2,1–5,0 | 5,1–10,0 | 10,1–50,0 | >50,0 |
| Індекс самоочищ.- самозабр. (A/R) | 1,0 | 0,9 1,1 | 0,8 1,2 | 0,7 1,3–1,5 | 0,6 1,6–2,0 | 0,5 2,1–2,4 | <0,5 >2,5 |
| Бактеріологічні | | | | | | | |
| Чисельн.бак- теріопланкт., млн.кл/см ³ | <0,5 | 0,5–1,5 | 1,6–2,5 | 2,6–5,0 | 5,1–7,0 | 7,1–10,0 | >10,0 |
| Чис.сапрофіт.бак тер., тис.кл/см ³ | <1,0 | 1,0–3,0 | 3,1–5,0 | 5,1–10,0 | 10,1–25,0 | 5,1–100,0 | >100,0 |
| Біоіндексація сапробності (індекси сапробності) | | | | | | | |
| за Пантле– Букком | <1,0 | 1,0–1,5 | 1,6–2,0 | 2,1–2,5 | 2,6–3,0 | 3,1–3,5 | >3,5 |
| за Гуднайтом – Уітлеєм | 1–20 | 21–45 | 46–60 | 61–70 | 71–80 | 81–90 | 91–100 |
| Сапробність | Олігосапробні | | β-мезосапробні | | α-мезосапробні | | Полі- сапро- бні |
| | β-оліго- сапро- бні | α-оліго- сапро- бні | β ¹ -мезо- сапро- бні | β ² -мезо- сапро- бні | α ¹ -мезо- сапро-бні | α ² -мезо- сапро-бні | Полі- сапро- бні |
| Трофність (переважаючий тип) | Оліго- трофні | Мезотрофні | | Евтрофні | | Полі- трофні | Гіпер- трофні |
| | Оліго- трофні | Мезо- трофні | Мезо- ев- трофні | Ев- трофні | Ев-полі- трофні | Полі- трофні | Гіпер- трофні |

Таблиця 3.10– Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії

| Клас якості вод | I | | II | | III | | IV | V |
|------------------------------------|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------|---|
| Категорія якості вод | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Ртуть, мкг/дм ³ | <0,02 | 0,02–0,05 | 0,06–0,20 | 0,21–0,50 | 0,51–1,00 | 1,01–2,50 | >2,50 | |
| Кадмій, мкг/дм ³ | <0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,3–0,5 | 0,6–1,5 | 1,6–5,0 | >5,0 | |
| Мідь, мкг/дм ³ | <1 | 1 | 2 | 3–10 | 11–25 | 26–50 | >50 | |
| Цинк, мкг/дм ³ | <10 | 10–15 | 16–20 | 21–50 | 51–100 | 101–200 | >200 | |
| Свинець, мкг/дм ³ | <2 | 2–5 | 6–10 | 11–20 | 21–50 | 51–100 | >100 | |
| Хром, мкг/дм ³ | <2 | 2–3 | 4–5 | 6–10 | 11–25 | 26–50 | >50 | |
| Нікель, мкг/дм ³ | <1 | 1–5 | 6–10 | 11–20 | 21–50 | 51–100 | >100 | |
| Миш'як, мкг/дм ³ | <1 | 1–3 | 4–5 | 6–15 | 16–25 | 26–35 | >35 | |
| Залізо, мкг/дм ³ | <50 | 50–70 | 76–100 | 101–500 | 501–1000 | 1001–2500 | >2500 | |
| Марганець, мкг/дм ³ | <10 | 10–25 | 26–50 | 51–100 | 101–500 | 501–1250 | >1250 | |
| Фториди, мкг/дм ³ | <100 | 100–125 | 126–150 | 151–200 | 201–500 | 501–1000 | >1000 | |
| Цианіди, мкг/дм ³ | 0 | 1–5 | 6–10 | 10–25 | 26–50 | 51–100 | >100 | |
| Нафтопродукти, мкг/дм ³ | <10 | 10–25 | 26–50 | 51–100 | 101–200 | 201–300 | >300 | |
| Феноли, мкг/дм ³ | 0 | <1 | 1 | 2 | 3–5 | 6–20 | >20 | |
| СПАР, мкг/дм ³ | 0 | <10 | 10–20 | 21–50 | 51–100 | 101–250 | >250 | |

Таблиця 3.11 – Екологічна класифікація якості гіпо– та олігогалинних і солонуватих β–мезогалинних вод за рівнем токсичності

| Клас якості вод | I | | II | | III | | IV | V |
|---|---------------------|---|----------|---|----------|--|---|---|
| Категорія якості вод | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Оцінюється смертність <i>Daphnia magna</i> str., <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lill., та інші | смертність відсутня | смертність відсутня або менше 10% протягом 48–годинного біотестування | | смертність відсутня або менше 10% протягом 24–годинного біотестування | | смертність $\geq 50\%$ за 48 годин біотестування | смертність $\geq 50\%$ за 24 години біотестування | |
| Оцінюється смертність <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lill за 48 годин біотестування в одиницях гострої летальної токсичності | відсутня | відсутня | відсутня | відсутня | відсутня | 1 | >1 | |
| Оцінюється зменшення БСК ₁ (за добу) в % | 0 | 0 | <10 | 10–30 | 31–50 | 51–70 | >70 | |
| Оцінюється виживання або плодючість <i>Ceriodaphnia</i> за 7–10 діб в одиницях хронічної токсичності | < 1 | 1 | 1 | 2 | 4 | 8 | > 8 | |

Таблиця 3.12 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями специфічних показників радіаційної дії

| Клас якості вод | I | | II | | III | | IV | V |
|-----------------------------|---------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---------------------|---|
| Категорія якості вод | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Сумарна β -активність | $< 0,44^* 10^{-11}$ | $(0,44-0,55)^* 10^{-11}$ | $(0,56-0,75)^* 10^{-11}$ | $(0,76-1,0)^* 10^{-11}$ | $(1,1-15,0)^* 10^{-11}$ | $(15,1-7,0)^* 10^{-11}$ | $> 27,0^* 10^{-11}$ | |
| ^{90}Sr | $< 6,2^* 10^{-13}$ | $(6,2-7,5)^* 10^{-13}$ | $(7,6-9,9)^* 10^{-13}$ | $(1,0-3,0)^* 10^{-12}$ | $3,1^* 10^{-12}-4,0^* 10^{-11}$ | $(4,1-9,0)^* 10^{-11}$ | $> 9,0^* 10^{-11}$ | |
| ^{137}Cs | $< 1,2^* 10^{-13}$ | $(1,2-2,5)^* 10^{-13}$ | $(2,6-5,0)^* 10^{-13}$ | $5,1^* 10^{-13}-5,0^* 10^{-12}$ | $5,1^* 10^{-12}-1,5^* 10^{-10}$ | $1,6^* 10^{-10}-1,5^* 10^{-9}$ | $> 1,5^* 10^{-9}$ | |

Таблиця 3.13 – Класи та категорії якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за екологічною класифікацією

| Клас якості вод | I | | II | | III | | IV | V |
|--|---------------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|---------------|---|
| Категорія якості вод | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Назва класів і категорій якості вод за їх станом | відмінні | добрі | | задовільні | | погані | дуже погані | |
| | відмінні | дуже добрі | добрі | задовільні | посередні | погані | дуже погані | |
| Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти | дуже чисті | чисті | | забруднені | | брудні | дуже брудні | |
| | дуже чисті | чисті | досить чисті | слабко-забруднені | помірно-забруднені | брудні | дуже брудні | |
| Трофність (переважно тип) | оліготрофні | мезотрофні | | евтрофні | | політрофні | гіпертрофні | |
| | оліготрофні оліго-мезотрофні | мезотрофні | мезо-евтрофні | евтрофні | ев-політрофні | політрофні | гіпертрофні | |
| Сапробність | олігосапробні | | α -мезосапробні | | β -мезосапробні | | полісапробні | |
| | β -олігосапробні | α -олігосапробні | β' -мезосапробні | β'' -мезосапробні | α' -мезосапробні | α'' -мезосапробні | полі-сапробні | |

Екологічна оцінка якості вод виконана для р. Дніпро за даними спостережень біля гирла р. Либідь (табл. 3.14).

Таблиця 3.14 – Екологічна характеристика якості вод р. Дніпро (біля гирла р. Либідь)

| Показник | Значення | Категорія | Клас | Індекс |
|---|---|---------------|------------------|---|
| Сольовий склад | | | | |
| Сума іонів, мг/дм ³ | $\frac{338-544}{403}$ | $\frac{2}{1}$ | $\frac{I}{I}$ | $I_{\text{СЕР}} = (1+2+3)/3 = 6/3 = 2,0$ $I_{\text{МАХ}} = 5,0$ |
| HCO_3^- , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³) | $\frac{170-245}{198}$ (4,03) (3,24) | - | - | |
| SO_4^{2-} , мг/дм ³ (мг-екв./дм ³) | $\frac{24,4-196}{70,7}$ (4,10) (1,48) | $\frac{5}{2}$ | $\frac{III}{II}$ | |
| Cl^- , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³) | $\frac{28,7-45,4}{33,9}$ (1,28) (0,96) | $\frac{3}{3}$ | $\frac{II}{II}$ | |
| Ca^{2+} , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³) | $\frac{25,7-52,0}{42,9}$ (2,59) (2,14) | - | - | |
| Mg^{2+} , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³) | $\frac{9,8-21,2}{13,9}$ (1,70) (1,11) | - | - | |
| $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³) | $\frac{10,4-90,2}{33,2}$ (2,91) (1,07) | - | - | |
| Трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні) | | | | |
| Гідрофізичні | | | | |
| Завислі речовини, мг/дм ³ | $\frac{26,0-452}{162}$ | $\frac{7}{7}$ | $\frac{V}{V}$ | |
| Прозорість, м | $\frac{0,04-0,5}{0,2}$ | $\frac{7}{6}$ | $\frac{V}{IV}$ | |
| Гідрохімічні | | | | |
| ρH | $\frac{7,75-8,15}{7,96}$ | $\frac{4}{3}$ | $\frac{III}{II}$ | $I_{2\text{СЕР}} = (7+6+3+1+5+1+1+5+2+4+7)/11 = 42/11 = 3,8$ $I_{2\text{МАХ}} = 7,0$ |
| NH_4^+ , мгN/дм ³ | $\frac{0,01-0,15}{0,05}$ | $\frac{2}{1}$ | $\frac{II}{I}$ | |
| NO_2^- , мгN/дм ³ | $\frac{0,001-0,24}{0,037}$ | $\frac{7}{5}$ | $\frac{V}{III}$ | |
| NO_3^- , мгN/дм ³ | $\frac{0,08-2,0}{0,09}$ | $\frac{6}{1}$ | $\frac{IV}{I}$ | |
| Розчинений кисень, мгO ₂ /дм ³ | $\frac{6,66-13,7}{10,0}$ | $\frac{4}{1}$ | $\frac{III}{I}$ | |

| | | | | |
|--|----------------------------|---------------|-------------------|--|
| Біхроматна окислюваність, мгО ₂ /дм ³ | $\frac{4,0 - 165}{39,8}$ | $\frac{7}{5}$ | $\frac{V}{III}$ | |
| Перманганатна окислюваність, мгО ₂ /дм ³ | $\frac{1,48 - 5,97}{3,18}$ | $\frac{3}{2}$ | $\frac{II}{II}$ | |
| БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³ | $\frac{0,26 - 5,15}{2,4}$ | $\frac{5}{4}$ | $\frac{III}{III}$ | |
| PO ₄ ³⁻ , мгP/дм ³ | $\frac{0,26 - 0,50}{0,38}$ | $\frac{7}{7}$ | $\frac{V}{V}$ | |
| Специфічні речовини токсичної дії | | | | |
| Хром, мкг/дм ³ | $\frac{70 - 95}{83}$ | $\frac{7}{7}$ | $\frac{V}{V}$ | $I_{3СЕР} = (7+5+5+1+6)/5 = 24/5 = 4,8$ $I_{3МАХ} = 7,0$ |
| Нафтопродукти, мкг/дм ³ | $\frac{70 - 280}{129}$ | $\frac{6}{5}$ | $\frac{IV}{III}$ | |
| СПАР, мкг/дм ³ | $\frac{40 - 90}{64}$ | $\frac{5}{5}$ | $\frac{III}{III}$ | |
| Залізо, мкг/дм ³ | $\frac{36 - 56}{46}$ | $\frac{2}{1}$ | $\frac{II}{I}$ | |
| Феноли, мкг/дм ³ | $\frac{6 - 13}{10}$ | $\frac{6}{6}$ | $\frac{IV}{IV}$ | |

На етапі групування і обробки вихідних даних якості води останні групуються за окремими показниками в межах трьох блоків (табл. 3.14). Згруповані по блоках вихідні дані піддаються певній обробці, в результаті визначаються мінімальні і максимальні (чисельник) та середньоарифметичні (знаменник) значення для кожного із показників, які наведені у другому стовпці табл. 3.14.

На етапі визначення класів і категорій якості води середні арифметичні та екстремальні значення якості води (максимальні чи мінімальні) для кожного показника окремо зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими у табл. 3.5 – 3.13. Для кожного з трьох блоків на основі проведеного зіставлення визначаються категорії і класи води за середнім і найгіршим значеннями для кожного показника окремо, які наведені у третьому та четвертому стовпці табл. 3.14.

На етапі узагальнення оцінок якості води повинно бути визначено шість значень блокових індексів. Середні значення для трьох блокових

індексів якості води визначаються шляхом обчислення середнього номера категорії за всіма показниками даного блоку. Так для трьох блоків визначенні блокові індекси дорівнюють 2,0, 3,8, та 4,8, відповідно (табл. 3.14, стовбець 5). Дробові значення блокових індексів дозволяють диференціювати оцінку якості води за рахунок визначення субкатегорій. Таким чином, 2, 4(3) та 5(4) – це відповідні субкатегорії якості води.

Екстремальні значення для трьох блокових індексів якості води визначаються за відносно найгіршим показником (з найбільшим номером категорії серед всіх показників даного блоку). Для трьох блоків ці показники становлять 5,0, 7,0 і 7,0 відповідно (табл. 3.14).

На етапі визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта в цілому обчислюємо інтегральний, або екологічний індекс для середніх і для екстремальних значень категорій окремо. За формулою (3.1) середні значення інтегрального індексу становить $(2+3,8+4,8) / 3 = 10,6 / 3 = 3,5$, найгірше – 7. Це відповідає субкатегоріям 3–4 та 7.

За середніми значеннями показників вода р. Дніпро біля гирла р. Либідь згідно табл. 3.5 і 3.14 за ступенем мінералізації оцінювалась як $(409 < 500)$ прісна (гіпогалінна). Вид води за співвідношенням між іонами (в мг-екв./дм³) – гідрокарбонатний клас ($HCO_3^- = 3,24 > SO_4^{2-} = 1,47 > Cl^- = 0,96$), група кальцію ($Ca^{2+} = 2,14 > Mg^{2+} = 1,11 > Na^+ + K^+ = 1,07$), тип другий ($HCO_3^- = 3,24 < Ca^{2+} + Mg^{2+} = 3,25 < HCO_3^- + SO_4^{2-} = 4,71$) – C^{Ca}_{II} .

За компонентами сольового складу вода належить до другої категорії і другого класу. Тому вода має клас якості – «добра», категорію якості – «дуже добра» за її станом (табл. 3.13). Вона також має клас і категорію якості – «чиста» за ступенем її чистоти (забрудненості).

Трофо-сапробіологічна характеристика дозволяє оцінити якість води за середніми величинами показників з субкатегорією 4(3) як «задовільну» за станом (згідно категорії і класу), або «слабко забруднену» (згідно категорії) і «забруднену» (згідно класу) за ступенем її чистоти (забрудненості).

Одночасно з цим за середніми значеннями завислих речовин і фосфатів вода відносилась до 7 категорії і V класу («*дуже погана*» за станом і «*дуже брудна*» за ступенем чистоти).

Середні значення *специфічних показників токсичної дії* характеризували якість води за допомогою блокового індексу 4,8, або відповідної 5(4) субкатегорії якості води. Це відповідає «*посередній*» категорії і «*задовільному*» класу за станом вод. Крім того, вода є «*помірно забрудненою*» (категорія) і «*забрудненою*» (клас) за ступенем її чистоти.

Треба відзначити, що за середніми показниками хрому вода мала категорію і клас «*дуже погані*» за станом, а також «*дуже брудні*» за ступенем її чистоти. Вона також була забруднена фенолами.

За максимальними значеннями показників вода оцінюється як прісна, олігогалинна (табл. 3.5), сульфатно–гідрокарбонатного класу, натрієво–калієвої групи, другого типу (табл. 3.6) – SC^{N+K}_{II} .

За *компонентами сольового складу (5,0)* вода має категорію «*посередня*» і клас «*задовільна*» відповідно стану, а також категорію «*помірно забруднена*» і клас «*забруднена*» відповідно ступеню чистоти.

Трофо–сапробіологічна оцінка за блоковим індексом (7,0) відповідає категорії і класу «*дуже погана*» за станом і «*дуже брудна*» за ступенем чистоти (табл. 3.13). Аналогічні характеристики має вода за такими показниками як завислі речовини, прозорість, нітрити, біхроматна окислюваність та фосфор фосфатів.

За найбільшими значеннями *специфічних показників токсичної дії* вода належала до категорії і класу «*дуже погані*» за станом і «*дуже брудні*» за ступенем чистоти (табл. 4.9). Аналогічні характеристики має вода за таким показником як хром.

За *інтегральним екологічним індексом* вода має: по *середнім показникам* – категорію і клас «*задовільна*» за станом та категорію «*слабко забруднена*» і клас «*забруднена*» за ступенем чистоти; по *екстремальнім*

показникам – категорію і клас «дуже погана» за станом і «дуже брудна» за ступенем чистоти (табл. 3.13).

У табл. 3.15 наведені показники, які мають шосту і сьому категорії якості.

Таблиця 3.15 - Показники, які мають категорію не менш ніж 6

| № | Показники | Категорія |
|---|--------------------------|-----------|
| <i>Трофо–сапробіологічні</i> | | |
| 1 | Завислі речовини | 7 |
| 2 | Прозорість | 7 |
| 3 | Нітрити | 7 |
| 4 | Нітрати | 6 |
| 5 | Біхроматна окислюваність | 7 |
| 6 | Фосфор фосфатів | 7 |
| <i>Специфічні речовини токсичної дії</i> | | |
| 7 | Хром | 7 |
| 8 | Нафтопродукти | 6 |
| 9 | Феноли | 6 |

Слід зазначити, що крім екологічної оцінки якості поверхневих вод суші, на показниках хімічного складу ґрунтується оцінка *індексу забруднення вод (ІЗВ)*. Розрахунок *ІЗВ* для поверхневих вод виконується лише за певної кількості інгредієнтів (за результатами аналізів по кожному з показників вираховується середнє арифметичне значення; кількість аналізів для визначення середнього повинна бути не менше чотирьох):

$$ІЗВ = \sum (C/ГДК) / n, \quad (3.2)$$

де *ГДК* – граничнодопустима концентрація хімічного компонента;

C – фактична концентрація хімічного компонента;

n – кількість інгредієнтів.

Причому для поверхневих вод кількість показників, які беруться для розрахунку *ІЗВ*, повинна бути не менше шести, але обов'язково включати

розчинений O_2 та БСК₅. Для морських вод кількість показників має бути не меншою від чотирьох і обов'язково включати розчинений O_2 . Критерії оцінки якості вод за ІЗВ (без урахування водності) наведені у табл. 3.16.

Таблиця 3.16 - Критерії оцінки якості поверхневих вод суші за ІЗВ (без урахування водності)

| Клас якості води | Текстовий опис | Величина ІЗВ |
|------------------|--------------------|--------------|
| I | Дуже чиста | $\leq 0,3$ |
| II | Чиста | $> 0,3-1$ |
| III | Помірно забруднена | $> 1 - 2,5$ |
| IV | Забруднена | $> 2,5 - 4$ |
| V | Брудна | $> 4 - 6$ |
| VI | Дуже брудна | $> 6 - 10$ |
| VII | Надзвичайно брудна | > 10 |

Результати досліджень свідчать про те, що р. Либідь піддана інтенсивному антропогенному навантаженню. Вона забруднена зливовими і господарсько-побутовими стоками. Незважаючи на високу деструктивну активність бактерій, еколого-санітарна оцінка якості води низов'я р. Либідь дозволяє характеризувати її практично по всіх показниках як «брудну» (табл. 3.17). По чисельності гетеротрофних бактерій, вмісту нітритів і ОР вона відноситься до категорії «дуже забруднених» вод. Особливо слід зазначити наявність у воді патогенних ентеробактерій - сальмонел, що викликає спалахи небезпечних кишкових інфекцій. Це робить воду Либіді особливо небезпечною, оскільки вона тече по центру Києва, а район її впадання в Дніпро використовується для рекреації.

Таблиця 3.17 - Оцінка якості води низов'я р. Либідь

| Показники | Концентрація | Якість води | |
|--|---------------------|------------------|--|
| | | класи* | категорії |
| Кисень, мг O ₂ /дм ³ | 5,12- 8,12 6,76 | III - I III | Помірно забруднена — дуже чиста Слабко забруднена |
| Перманганатне окислення, мг O ₂ /дм ³ | 10,8 - 24,6 16,9 | III - V IV | Помірно забруднена — дуже брудна Брудна |
| Біхроматне окислення, мг O/дм ³ | 23,6 - 64,8 41,7 | II- VII IV | Достатньо чиста — дуже брудна Брудна |
| Азот амонійний, мг N/дм ³ | 0,35 - 0,94 0,66 | III III | Слабко забруднена — помірно забруднена Помірно забруднена |
| Азот нітритний, мг N/дм ³ | 0,05 - 0,24 0,16 | III - VII VII | Помірно забруднена — дуже брудна Дуже брудна |
| Азот нітратний, мг N/дм ³ | 0,24 - 0,76 0,46 | II - III II | Чиста — помірно забруднена Достатньо чиста |
| Кадмій, мкг/дм ³ | 0,1 - 3,0 1,5 | II -IV III | Чиста — брудна Помірно забруднена |
| Свинець, мкг/дм ³ | 14,0- 25,0 21,0 | III III | Слабко забруднена — помірно забруднена Помірно забруднена |
| Цинк, мкг/дм ³ | 16,0 - 87,0 45,5 | II - III III | Достатньо чиста — помірно забруднена Слабко забруднена |
| Хром загальний, мкг/дм ³ | 16,0 - 28,0 19,1 | III- IV III | Помірно забруднена — брудна Помірно забруднена |
| Мідь, мкг/дм ³ | 16,0 - 45,0 29,2 | III- IV IV | Помірно забруднена — брудна Брудна |
| Бактеріопланктон, млн кл/дм ³ | 4,0 - 9,2 6,2 | III- IV III | Слабко забруднена — брудна Помірно забруднена |
| Сапрофітні бактерії, тис. кл/дм ³ | 50-320 171 | IV - V V | Брудна — дуже брудна Дуже брудна |

* - визначали за середніми показниками

4 ШЛЯХИ РЕГУЛЮВАННЯ ПОВЕРХНЕВОГО СТОКУ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Інтенсивність процесу забруднення вод Дніпра можна значно зменшити шляхом регулювання поверхневого стоку урбанізованих територій шляхом зменшення швидкості течії поверхневого стоку забруднених вод на окремих його ділянках з метою збільшення ефективності процесів трансформації і знешкодження ЗР, зокрема органіки (за БПК).

Відомо, що найбільш шкідливим забрудненням ділянок Дніпра є пряме скидання в русло стічних неочищених промислових і побутових вод, кількість яких щорічно зростає. При цьому, екологічна ємність Дніпра та й інших річок України, практично вже вичерпана, про що свідчить тенденція до збільшення мінералізації води, зниження рівня кисню у воді та зменшення продуктивності промислової риби. З року в рік в усіх водосховищах Дніпра концентрація фенолів у 4-15 разів перевищує значення ГДК, вміст нітратів перевищує значення ГДК у 50-140 разів і таке інше.

Враховуючи згадані вище проблеми рекомендовано розробку методів створення таких режимів надходження до Дніпра і його приток стічних вод, які б мінімізували процеси забруднення води як в Дніпрі, так і забруднення вод на всій площі водозбору урбанізованих територій.

Не кожен водний об'єкт або система характеризується такими параметрами, які дають змогу управляти процесами формування якості води. Параметри управління якістю води з'являються у тому випадку, коли можна змінювати різні характеристики процесу формування якості води і зменшувати інтенсивність забруднення, змінювати морфометричні параметри басейнів самоочищення.

У формуванні режиму очищення поверхневих вод урбанізованих територій важливим параметром управління таким режимом може бути швидкість надходження неочищених і недоочищених стоків до Дніпра. Швидкість надходження стоків стає основним параметром управління, якщо

мережа поверхневого стоку містить певні резервні ємності – водні басейни самоочищення, які дають змогу зменшити швидкість течії стічних вод і тим самим збільшити час трансформації забруднювальних речовин. В таких резервних водних басейнах будуть відбуватись всі основні процеси самоочищення стоків: змішування, седиментація, хімічне окислення та біохімічна трансформація.

Отже, весь поверхневий стік на промислово-селітебній території міста повинен здійснюватися через мережу водостоків (на рис. 4.1 показані стрілками) і басейнів самоочищення стічних вод (на рис. 4.2 зображені прямокутниками). Така мережа дозволяє регулювати як інтенсивність, так і якість поверхневого водного стоку на урбанізованих територіях.

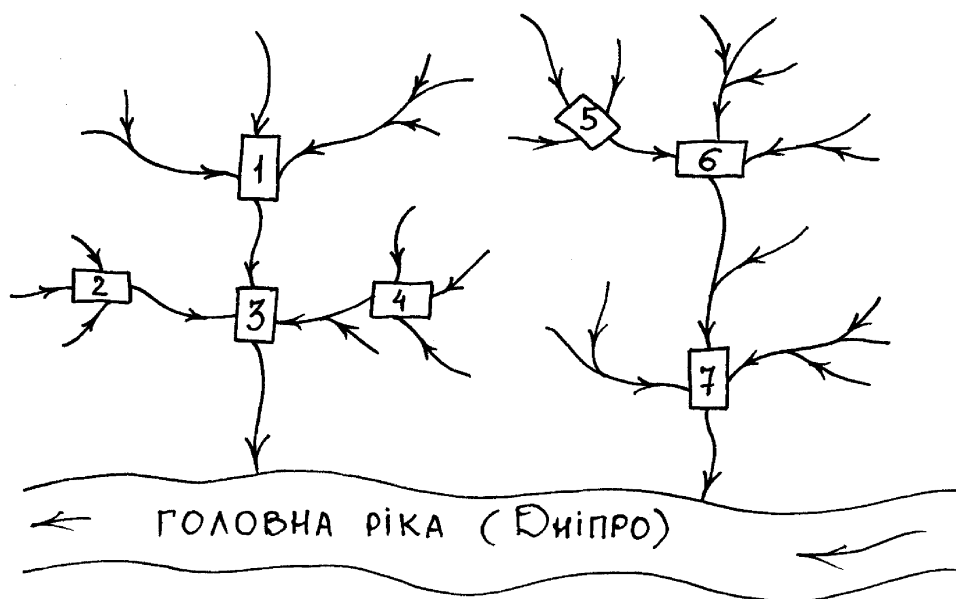


Рис. 4.1 - Фрагмент схеми мережі водних об'єктів, через які здійснюється поверхневий стік

Резервний басейн являє собою прямокутну очисну споруду у вигляді прямокутної призми. На вхід у резервуар надходить вода з забруднюючими речовинами, які трансформуються в нешкідливі або мало шкідливі речовини. Найбільш токсичні органічні речовини за допомогою мікроорганізмів перетворюються в неорганічні речовини, які або осідають на дні реактора, або засвоюються фітопланктоном та іншими водними організмами. Таким чином відбувається біологічне очищення забруднених вод. Швидкість такого очищення залежить як від біомаси мікроорганізмів, так і від концентрації забруднень, що впливають на біомасу мікроорганізмів. Якщо в біореакторі процес стабілізувався, то концентрація забруднень у кожній точці резервуара не змінюватиметься протягом всього часу спостереження. Проте вздовж резервуара в напрямку руху води концентрація забруднень зменшується і на виході з резервуара вона стає найменшою. Ясно, що чим більший час забруднені води знаходяться у біореакторі, тим краще вони очистяться. У зв'язку з цим виникає задача визначення оптимальних розмірів резервуара та швидкості води в ньому, щоб концентрація забруднень на виході не перевищувала заданої гранично допустимої.

На прикладі р. Либідь можна розрахувати оптимальні розміри резервного басейну самоочищення у гирлі річки та проаналізувати його ефективність за допомогою імітаційної математичної моделі.

Витрата води у резервуарі повинна дорівнювати витраті у р. Либідь, але швидкість течії в резервуарі повинна бути меншою. Цього можна досягти шляхом збільшення поперечного перерізу резервуара.

Швидкість течії (v) р. Либідь у її гирлі дорівнює 0,3 м/с; її ширина (d) дорівнює 4 м; глибина (h) – 1м; поперечний переріз (s) – 4м². Таким чином витрата води (q) становить:

$$q = v * s = 0,3 \text{ м/с} * 4 \text{ м}^2 = 1,2 \text{ м}^3/\text{с}, \quad (4.1)$$

Для уповільнення течії в 10 разів треба відповідно збільшити поперечний переріз резервуара в стільки ж разів. Припустимо, що ширина резервуара (D) дорівнюватиме 8 м, а його глибина (H) – 5м, тобто поперечний переріз (S) дорівнюватиме 40м^2 . Тоді швидкість течії (V) при незмінній швидкості витрати води (q) відповідно становитиме:

$$V = \frac{q}{S} = \frac{1,2\text{м}^3/\text{с}}{40\text{м}^2} = 0,03\text{м}/\text{с}, \quad (4.2)$$

Враховуючи, що в повна деструкція відбувається протягом 2 діб, необхідно, щоб забруднена вода шлях від початку до кінця резервуара за такий час (t). Тобто за довжину резервуара (L) слід брати:

$$L = t \cdot V = 17280\text{с} \cdot 0,03\text{м}/\text{с} = 518,4 \text{ м}, \quad (4.3)$$

Наскільки ефективним буде резервуар, що має такі розміри, можна перевірити за допомогою імітаційної математичної моделі, яка враховує процеси змішування і трансформації забруднених вод.

Зміна концентрації забруднювальних речовин у стічних водах описується таким рівнянням [14]:

$$c(t) = c_{\text{ст}} \exp \left\{ \gamma_{\text{max}} \left[\mu \left(1 - e^{-\frac{t}{\mu}} \right) - t \right] \right\}, \quad t = \frac{L}{V}, \quad (4.4)$$

де $c_{\text{ст}}$ – концентрація забруднень на вході у біореактор; γ_{max} - константа швидкості трансформації речовини; μ – константа верифікації моделі; t – час у добі.

Після верифікації модель набуває такого вигляду:

$$c(t) = c_{\text{ст}} \exp \left\{ 0,4 \left[50 \left(1 - \exp \left(\frac{-L}{50V} \right) \right) - \frac{L}{V} \right] \right\} \quad (4.5)$$

За допомогою такої верифікованої моделі можна дати аналіз роботи біореактору по очищенню забруднених вод, тобто при різних довжинах біореактору та різних швидкостях течії в ньому.

Таблиця 4.1 – Результати чисельного експерименту

| $L, \text{ м}$ | $V, \text{ м/с}$ | $C(t), \text{ мг/дм}^3$ | $V, \text{ м/с}$ | $L, \text{ м}$ | $C(t), \text{ мг/дм}^3$ |
|----------------|------------------|-------------------------|------------------|----------------|-------------------------|
| 518 | 0,03 | 0,022 | 0,03 | 400 | 0,092 |
| | 0,05 | 0,219 | | 250 | 0,463 |
| | 0,1 | 0,503 | | 100 | 0,637 |

Примітка. C - відносно амонійного азоту при $C_{cm}=0,94 \text{ мг/дм}^3$.

Результати чисельного експерименту свідчать, що концентрація забруднювальних речовин на виході з резервуара цілком задовольняє встановлені рівні ГДК.

Перевагами такого резервуара є його ефективність та економічність, а недоліками є великі розміри та важкість збору осаду.

Звичайно, розглянутий біореактор має значно зменшити внесок забруднених поверхневими стоками вод р. Либідь у забруднення Дніпра, але для реабілітації самої р. Либідь необхідно створити подібні резервуари в місцях потрапляння брудних поверхневих стоків у річку. Така задача вимагає більш складних розрахунків, оснований на багатьох експериментальних даних. Вирішення цієї задачі буде темою подальшої роботи.

ВИСНОВКИ

Поверхневий стік з урбанізованих територій впливає на водні об'єкти періодично, причому інтенсивність впливу різко коливається. На території м. Києва переважна кількість рідких опадів випадає у вигляді дощів малої інтенсивності, а витрат талого стоку, як правило, також невеликі. Отже, більша частина забруднень, що накопичується на території водозбірного басейну, виноситься у водойми з невеликими витратами води. Найбільш помітне погіршення якості води в ріках зафіксовано під час випадіння інтенсивних дощів. При цьому нерідко відбувається засмічення рік предметами, що плавають. На поверхні води може утворюватися плівка нафтопродуктів, а також різко зростає концентрація зважених речовин. Однак вже через кілька годин після припинення надходження в ріку дощового стоку вміст домішок у воді істотно знижується.

Забруднення поверхневого стоку залежить від багатьох факторів (забруднення території і повітряного басейну, характеру випадіння дощів, тривалості періоду сухої погоди й ін.). Воно змінюється протягом одного дощу і відрізняється за той самий час у дощоприймачах та в різних точках дощової мережі.

Аналіз результатів досліджень по забрудненню поверхневого стоку дозволив виявити деякі закономірності накопичення і змиву забруднюючих речовин та одержати наближені математичні залежності, що дозволяють прогнозувати концентрацію поллютантів дощових вод у системах водовідведення.

Забруднення дощових вод складається з двох складових: основного забруднення, обумовленого змиванням накопичених на поверхні забруднень, і фонові, виникаючої через ерозію (розмив) самих поверхонь. Додаткове фонове забруднення стоку, викликане розмиванням ґрунтових поверхонь, багато в чому визначається станом дорожніх покриттів і бордюрів, що відокремлюють проїзну частину від газонів і ґрунтових поверхонь, їх

висотним розташуванням, нахилом поверхні, а також залежить від інтенсивності дощів.

Найважливішим водним об'єктом Києва є ріка Дніпро. Серед інших водних об'єктів, насамперед, необхідно відмітити р. Либідь. Її довжина складає 16 км, площа водозбору 66 км². Характерна особливість водозбору р. Либідь – це велика частка урбанізованих територій. Річка Либідь бере початок в Соломенському районі і впадає в Дніпро в південній окраїні Києва, нижче Південного моста. Основна частина річки протікає по штучно створеному руслі. Найбільша ділянка з природним руслом розташована поблизу гирла р. Либідь. Середній річний стік р. Либідь складає 3,8 млн. м³, що відповідає витраті 0,12 м³/с. Для порівняння: найбільше значення середнього річного стоку характерно для р. Віта (18 млн. м³), яка тече по південній окраїні Києва.

Річки, що течуть по урбанізованих територіях, в даний час знаходяться під великим антропогенним тиском. Їх заплави осушені, русла спрямлені, береги забудовані, й, найчастіше, покриті залізобетонними плитами. Деякі малі річки одягнені в залізобетонні коробки, що приймають зливові і стічні води. Прикладом може служити р. Либідь, що опинилася в центрі Києва і є, по суті, колектором, який приймає зливові та стічні води міста.

Русло р. Либідь спрямлено та взято в залізобетонний колектор, що має вигляд прямокутного лотка шириною від 0,5 до 4 м. Природне русло збереглося тільки на ділянці від залізничної станції «Київ-Московський» до місця перетинання з Наддніпрянським шосе в районі ст. метро «Видубичі». Стік р. Либідь до вул. Маміна-Сибіряка формується переважно дренажними водами і поповнюється водами невеликого струмка, що є промисловим стоком меблевої фабрики «Лагода» і господарсько-побутовим стоком зливної станції № 3. Русло ріки проходить по території залізничного депо, мийних автотранспортних станцій, ТЕЦ й інших промислових підприємств. У районі пл. Либідської вона поповнюється водами води р. Совка. Від площі і до самого гирла річка приймає, в основному, зливові води. Вода р. Либідь

каламутна, містить багато зважених речовин, характерних для зливових і стічних вод. Швидкість течії в її середній частині складає 0,5-0,6 м/с, тоді як у гирлі – 0,3-0,4 м/с. Орієнтовна витрата води, в останньому, в залежності від кількості опадів, що випали, і обсягу скиду стічних вод дорівнює 0,8-2,5 м/с. У низов'ї ріки акумулюються всі забруднення, що надходять з міста, тому екологічний стан цієї ділянки найбільше впливає на внесок поверхневих стоків правобережної центральної частини Києва у забруднення р. Дніпро. За даними «Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні» (2004 р.), у районі Києва в Дніпро надходило за рік приблизно 150 тис. т забруднювальних речовин, із яких значний внесок припадає на стоки р. Либідь .

В результаті проведених досліджень встановлено, що існуючі очисні споруди в Києві не виконують своєї основної функції – очистки забруднених стічних та решти зворотних вод. Поверхневі стоки з території Києва (площа водозбору складає 292 км²) відводяться мережею колекторів дощової каналізації через 41 випуск, з яких лише 5 обладнані очисними спорудами.

Доведено, що через імовірнісний характер атмосферних опадів і надзвичайну нестационарність дощового стоку існує необхідність усереднення його витрати і складу для зниження витрат на очищення. Аби зменшити розміри очисних споруд і потужності встановленого там устаткування, рекомендується влаштовувати перед очисними спорудами регулюючі резервуари, з яких вода надходила б на очищення протягом тривалого періоду з порівняно невеликою витратою.

Результати досліджень свідчать, що р. Либідь піддається інтенсивному антропогенному навантаженню. Вона забруднена зливовими і господарсько-побутовими стоками. Незважаючи на високу деструктивну активність бактерій, санітарно-гігієнічна оцінка якості води низов'я р. Либідь дозволяє характеризувати її практично по всіх показниках як «брудну». За чисельністю гетеротрофних бактерій, вмістом нітритів і органічних речовин

вона відноситься до категорії «*дуже забруднена*». Особливо слід зазначити наявність у воді патогенних ентеробактерій – сальмонел, що викликає спалахи небезпечних кишкових інфекцій. Це робить воду Либіді особливо небезпечною, оскільки вона тече центром Києва, а район її впадання задіяний в рекреаційних цілях.

За середніми значеннями показників вода р. Дніпро в місці впадіння (гирла) р. Либідь за ступенем мінералізації оцінювалась як (409 < 500) прісна (гіпогалинна). Вода за співвідношенням між іонами (в мг-екв./дм³): клас гідрокарбонатний, група кальцієва, відноситься до другого (C^{Ca}_{II}). *За компонентами сольового складу* вода належить до другої категорії і другого класу. За класом якості – «*добра*», категорію якості – «*дуже добра*». Вона також має клас і категорію якості – «*чиста*» за ступенем її чистоти (забрудненості). *Трофо-санпробіологічна характеристика* дозволяє оцінити якість води за середніми величинами показників з субкатегорією 4(3) як «*задовільну*» за станом (згідно категорії і класу), або «*слабко забруднену*» (згідно категорії) і «*забруднену*» (згідно класу) за ступенем її чистоти (забрудненості). Одночасно з цим за середніми значеннями завислих речовин і фосфатів вода відносилась до 7 категорії і V класу («*дуже погана*» за станом і «*дуже брудна*» за ступенем чистоти). Середні значення *специфічних показників токсичної дії* характеризували якість води за допомогою блокового індексу 4,8 або відповідної 5(4) субкатегорії якості води. Це відповідає «*посередній*» категорії і «*задовільному*» класу за станом вод. Крім того, вода є «*помірно забрудненою*» (категорія) і «*забрудненою*» (клас) за ступенем її чистоти. Треба відзначити, що за середніми показниками хрому вода мала категорію і клас «*дуже погані*» за станом, а також «*дуже брудні*» за ступенем її чистоти. Вона також була забруднена фенолами.

За максимальними значеннями показників вода оцінюється як прісна, олігогалинна сульфатно-гідрокарбонатного класу, натрієво-калієвої групи, другого типу (SC^{N+K}_{II}). *За компонентами сольового складу* (5,0) вода має категорію «*посередня*» і клас «*задовільна*» відповідно стану, а також

категорію «помірно забруднена» і клас «забруднена» відповідно ступеню чистоти. Трофо-сапробіологічна оцінка за блоковим індексом (7,0) відповідає категорії і класу «дуже погана» за станом і «дуже брудна» за ступенем чистоти. Аналогічні характеристики має вода за такими показниками як завислі речовини, прозорість, нітрити, біхроматна окислюваність та фосфор фосфатів. За найбільшими значеннями *специфічних показників токсичної дії* вода належала до категорії і класу «дуже погані» за станом і «дуже брудні» за ступенем чистоти. Схожі характеристики вода має і за наявністю хрому.

За *інтегральним екологічним індексом* вода має: по *середнім показникам* – категорію і клас «задовільна» за станом та категорію «слабко забруднена» і клас «забруднена» за ступенем чистоти; за *екстремальними показниками* – категорію і клас «дуже погана» за станом і «дуже брудна» за ступенем чистоти.

З метою зменшення інтенсивності процесу забруднення вод Дніпра запропоновано відрегулювати поверхневий стік урбанізованих територій шляхом зменшення швидкості течії забруднених вод на окремих ділянках, аби збільшити ефективність процесів трансформації і знешкодження ЗР, зокрема органіки (за величиною БСК). Результати чисельного експерименту свідчать, що концентрація ЗР на виході з резервуара цілком задовольняє встановлені рівні ГДК. Перевагами такого резервуара є його ефективність та економічність, а недоліками – великі розміри та труднощі зі збиранням осаду.

Звичайно, розглянутий біореактор має помітно зменшити внесок у забруднення Дніпра забрудненими поверхневими стоками вод р. Либідь. Однак, для реабілітації самої Либіді необхідно створити подібні резервуари в місцях потрапляння брудних поверхневих стоків у річку.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Носаль А.П., Черняев А.М. Нормирование антропогенной нагрузки на водные объекты в свете концепции устойчивого развития // Инженерная экология. 2001. №5. С. 2-13.
2. Архипова Н.А., Кочарян А.Г., Лебедева И.П., Сафронова К.И. Гидроэкология: количественная оценка поступления в водные объекты загрязняющих веществ от рассредоточенных источников // Инженерная экология. 2002. №1. С. 27-41.
3. Сафранов Т.А. Екологічні основи природокористування. Львів: «Новий світ-2000». 2006. 248 с.
4. Нечаев А.П. Поверхностный сток: проблемы и пути их решения // Водоснабжение и санитарная техника. 1992. №6. С. 2-4.
5. Results of National Urban Runoff Program. Final Report. Vol. I. NTIS PB 84-185552 /V.S. Environmental Protection Agency. Washington. D.C. 1983.
6. Дикаревский В.С., Курганов А.М., Нечаев А.П., Алексеев М.И. Отведение и очистка поверхностных сточных вод. Ленинград: Стройиздат, 1990. 224 с.
7. Київська міська програма оходони навколишнього природного середовища. К., 2014.
8. Кедров В.С., Пальгунов П.П., Сомов М.А. Водопостачання та каналізація М: Стройвидат, 1984. С. 202-243.
9. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. К., 2015.
10. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2004 році. – К., 2004.
11. Зубов Е.И. Влияние микроэлементов на продукционно-деструкционные процессы Днестра // Проблемы сохранения биоразнообразия

среднего и нижнего Днестра. мат. междунар. конф. (6-7 ноября, г. Кишинев). Кишинев, 1998. С. 59-60.

12. Сорокин Ю.И. Роль бактерий в жизни водоемов. М.: Знание, 1974. 64 с.

13. Романенко В.Д., Жулинський В.М., Оксіюк О.П., Яцик А.В., Чернявська А.П., Масенко О.Г., Верниченко Г.А., Лаврик В.І., Гриб Й.В. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К: СИМВОЛ-Т, 1998. 28 с.

14. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології: Навч.посіб. К.: Вид. дім "КМ Академія", 2002. 203 с.

15. Лаврик В.І. Сучасна методологія розв'язання фундаментальних і прикладних проблем гідроекології. К.: НАКМА, 2002. 158 с.

17. Архипова Н.А., Кочарян А.Г., Лебедева И.П., Сафронова К.И. Гидроэкология: количественная оценка поступления в водные объекты загрязняющих веществ от рассредоточенных источников // Инженерная экология. 2002. №1. С. 27-41.

18. Винницкая А.А., Нечаев А.П. Методика статистического расчета накопителя дождевых вод // Водоснабжение и санитарная техника. 1992. №2. С. 4-6.

19. Зорін С.В., Картавцев О.М. Геоінформаційна система підтримки прийняття рішень у галузі екологічного управління – “екоГІС-КІІВ”. Стан справ та перспективи. Матеріали ГІС-форуму-99. К.:1999. С. 160-164.