

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет Нафти, газу та екології

Кафедра екології, води та природоохоронних технологій.

Ступінь вищої освіти Магістр

Спеціальність 183 «Технології захисту навколишнього середовища»

Освітня програма Технології захисту навколишнього середовища



ПОЯСНЮВАЛЬНА ЗАПИСКА
ДО КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ

**на тему Дослідження технологій фіторемедіації для очищення побутових
стічних вод урбанізованих територій**

Здобувачки Правенко Т.В.

2 курсу ЗТЗ-777 групи

Керівник доцент Гаркович О.Л.

Кваліфікаційна робота допускається до захисту

Рішення кафедри від _____ 2023 р., протокол № _____

Завідувач кафедри ЕВтаПТ _____ Олексій ГАРКОВИЧ

Одеса - 2023 рік

ОДЕСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет Нафти, газу та екології

Кафедра екології, води та природоохоронних технологій.

Ступінь вищої освіти Магістр

Спеціальність 183 «Технології захисту навколишнього середовища»

Освітня програма Технології захисту навколишнього середовища

ЗАТВЕРДЖУЮ

завідувач кафедри

к-т біол. наук, доц.

_____ **О.Л. Гаркович**

“ ____ ” _____ 2023 року

ЗАВДАННЯ

НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ ЗДОБУВАЧА

Правенко Тетяни Валентинівни

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи «Дослідження технологій фіторемедіації для очищення побутових стічних вод урбанізованих територій»

Затверджена наказом ОНТУ від “27” 01 2023 року, наказ № 21-03

2. Термін здачі здобувачем закінченої роботи 01.12.23.

3. Вихідні дані до роботи методи та технології очищення побутових стічних вод; матеріали переддипломної практики: застосування фіторемедіації для очищення побутових стічних вод урбанізованої території

4. Перелік питань, які потрібно розробити схарактеризувати методи та здійснити порівняльний аналіз існуючим технологіям очищення стічних вод урбанізованої території, обґрунтувати можливість фіторемедіації для очистки стічних вод, обґрунтувати необхідність розробки технологічної схеми та обладнання за застосування фіторемедіаційної технології, експериментально перевірити ефективність фіторемедіації за використання макрофітів для очистки побутових стічних вод

5. Перелік графічного матеріалу (з зазначенням обов'язкових креслень) таблиці та схеми, що відображають хід виконання випускної кваліфікаційної роботи

6. Консультанти по роботі, із зазначенням розділів роботи, що стосуються їх

Розділ	Консультант	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
1. Методи та технології очищення стічних вод	Гаркович О.Л., к.б.н, доц.	02.08	29.08
2. Матеріали та методи дослідження	Гаркович О.Л., к.б.н, доц.	29.08	19.09
3. Теоретичне обґрунтування та експериментальна перевірка ефективності застосування фіторемедіаційних технологій вилучення поллютантів з побутових стічних вод урбанізованих територій	Гаркович О.Л., к.б.н, доц.	19.09	17.10
4. Експериментальні дослідження	Гаркович О.Л., к.б.н, доц.	17.10	07.11
5. Охорона праці та ЦЗ	Гаркович О.Л., к.б.н, доц.	07.11	30.11

7. Дата видачі завдання 02.08.2023 р.

Керівник Олексій ГАРКОВИЧ

Завдання прийняв до виконання Тетяна ПРАВЕНКО

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів випускного проекту (роботи)	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Склад і властивості побутових стічних вод урбанізованих територій	29.08.23	
2	Методи та технологічні схеми очистки стічних вод урбанізованих територій	29.08.23	
3	Матеріали та методи дослідження	19.09.23	
4	Теоретичне обґрунтування застосування фіторемедіаційних технологій вилучення поллютантів з побутових стічних вод урбанізованих територій	17.10.23	
5	Експериментальна перевірка ефективності застосування фіторемедіаційних технологій вилучення поллютантів з побутових стічних вод урбанізованих територій	07.11.23	
6	Охорона праці та ЦЗ	30.11.23	
7	Оформлення результатів виконаної роботи	01.12.23	

Здобувач-дипломник Тетяна ПРАВЕНКО

Керівник роботи Олексій ГАРКОВИЧ

Несу відповідальність за ідентичність електронного та друкованого варіантів кваліфікаційної роботи, даю згоду на обробку персональних даних та не заперечую проти розміщення кваліфікаційної роботи на офіційних web-ресурсах ОНТУ.

Підтверджую, що в кваліфікаційній роботі відсутні порушення норм академічної доброчесності.

Здобувач-дипломник Тетяна ПРАВЕНКО

АНОТАЦІЯ

Пояснювальна записка до випускної кваліфікаційної роботи: сторінок – 74, рис. – 9, табл. – 10, формули – 24, література – 57.

Перелік ключових слів: технології очистки побутових стічних вод, урбанізовані території, біологічні методи, фіторемедіація, макрофіти.

Тема: Дослідження технологій фіторемедіації для очищення побутових стічних вод урбанізованих територій.

Об'єкт дослідження – побутові стічні води урбанізованої території.

Предмет дослідження – фіторемедіація.

Мета досліджень Теоретично обґрунтувати та експериментально перевірити ефективність застосування технології фіторемедіації для очищення побутових стічних вод урбанізованої території.

Кваліфікаційна робота магістра складається з таких розділів:

Розділ 1. Наведена загальна характеристика методів та технологій очищення стічних вод, зокрема склад і властивості побутових стічних вод урбанізованих територій. Подана характеристика існуючих методів та технологічних схем очистки стічних вод урбанізованих територій.

Розділ 2. Матеріали та методи дослідження. Визначені об'єкти, охарактеризовані методи дослідження та розроблена програма проведення дослідження.

Розділ 3. Теоретично обґрунтовано можливість застосування фіторемедіації за використання макрофітів для доочищення побутових стічних вод урбанізованої території; обґрунтовано необхідність розробки технологічної схеми та обладнання за застосування фіторемедіаційної технології; експериментально перевірено ефективність фіторемедіації за використання макрофітів для доочищення побутових стічних вод урбанізованої території.

Розділ 4. Наведено правила безпеки та обов'язкові вимоги для вдалої роботи в лабораторії.

Розділ 5. У розділі в рамках інформації щодо надзвичайних ситуацій, було розраховано характер руйнування лабораторії, у разі вибуху балону з киснем.

ЗМІСТ

	Сторінки
ВСТУП.....	3
РОЗДІЛ 1. МЕТОДИ ТА ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД.....	5
1.1. Склад і властивості побутових стічних вод урбанізованих територій.....	5
1.2. Методи та технологічні схеми очистки стічних вод урбанізованих територій.....	12
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	20
РОЗДІЛ 3. ТЕОРЕТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ТА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ПЕРЕВІРКА ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ФІТОРЕМЕДІАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЇ ВИЛУЧЕННЯ ПОЛЮТАНТІВ З ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ	32
РОЗДІЛ 4. ОХОРОНА ПРАЦІ.....	53
4.1. Організація охорони праці на підприємстві.....	53
4.2. Відповідальність посадових осіб за порушення законодавства з охорони праці.....	54
4.3. Інструктажі з питань охорони праці: характер інструктажів, час, періодичність та місце проведення.....	55
4.4. Заходи і засоби для забезпечення нормативних значень шуму та вібрації.....	57
4.5. Забезпечення необхідності санітарного стану лабораторії.....	58
4.6. Заходи і засоби для захисту працюючих від ураження електричним струмом, блискавкозахист і захист від статичної електрики.....	58
4.7. Забезпечення пожежовибухової безпеки.....	59
РОЗДІЛ 5. ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ.....	62
ВИСНОВКИ.....	65
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	69

ВСТУП

Актуальність теми. Водні ресурси є головним екологічним фактором, який визначає соціальний, економічний, екологічний розвиток суспільства. Систематичне інтенсивне антропогенне навантаження на навколишнє природне середовище спричинило погіршення еколого-гігієнічного стану поверхневих та підземних вод.

Інтенсивний антропогенний пресинг на водно-ресурсний потенціал, низькі темпи розвитку водопровідно-каналізаційного господарства призвели до деградації гідросфери, зниження якості води, втрати самоочисної та самовідновної здатності джерел води.

Гідрологічна роль міст значна, особливо із врахуванням їх швидкого розростання, та заключається в тому, що зайнята містами територія характеризується екстремальним станом непроникної поверхні (асфальт, дахи будівель, інше). У містах частка проникної поверхні набагато нижче, ніж на природних ґрунтах. Тож, поверхневий стік з території міст великий, а живлення підземних вод незначне. Зміни водного балансу на урбанізованих територіях супроводжується погіршенням якості вод і збільшенням їх агресивності.

Необхідність доведення якості поверхневих стічних вод до показників норми змушує використовувати сорбційні технології для доочищення стоку. Це значно збільшує вартість очисних споруд через дорожнечу матеріалів та обладнання. При цьому глибоке очищення на локальному об'єкті без достатньої очистки решти стоку не призводить до значного поліпшення екологічного стану водного об'єкта в цілому.

Економічна ситуація, що склалася в країні, призводить до неможливості забезпечення нормативного очищення побутових стічних вод за традиційними схемами. Враховуючи недоліки існуючих споруд очищення та характерні особливості формування стічних вод урбанізованих територій впровадження нових, більш ефективних і менш дороговартісних технологій актуальне.

Мета та завдання дослідження. Теоретично обґрунтувати та експериментально перевірити ефективність застосування технології фіторемедіації для очищення побутових стічних вод урбанізованої території.

Для досягнення зазначеної мети було поставлено такі завдання:

- схарактеризувати методи та здійснити порівняльний аналіз існуючим технологіям очищення стічних вод урбанізованої території;
- обґрунтувати можливість застосування фіторемедіації за використання макрофітів для доочищення побутових стічних вод урбанізованої території;
- обґрунтувати необхідність розробки технологічної схеми та обладнання за застосування фіторемедіаційної технології;
- експериментально перевірити ефективність фіторемедіації за використання макрофітів для доочищення побутових стічних вод урбанізованої території.

Об'єкт дослідження – побутові стічні води урбанізованої території.

Предмет дослідження – фіторемедіація.

РОЗДІЛ 1

МЕТОДИ ТА ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

1.1. Склад і властивості побутових стічних вод урбанізованих територій

Екологічні проблеми сучасних міст зумовлені інтенсивними процесами урбанізації, що супроводжуються зростанням навантаження на природні ресурси, а також появою значних обсягів виробничих та побутових стоків, що знижують можливості самовідновлення природної системи. У зв'язку з цим актуалізується проблема подальшого розвитку міських агломерацій, що виникли в процесі урбанізації та зіткнулися сьогодні з загрозами екологічного характеру. Це в першу чергу, пов'язано з високим рівнем урбанізації території України, де загальна площа міст і селищ становить 19 тис. км² або 3 % площі території держави із зосередженням в них близько 70 % населення. Оцінюючи масштаби урбанізації, можна впевнено стверджувати, що сучасний світ розвивається переважно за вектором міської організації соціального життя. Але водночас стрімке зростання міських агломерацій супроводжується серйозними екологічними проблемами, що склалися внаслідок непередуманих урбанізаційних процесів та нераціонального використання природних ресурсів [1, 2].

Водні ресурси є головним екологічним фактором, який визначає соціальний, економічний, екологічний розвиток суспільства. Систематичне інтенсивне антропогенне навантаження на навколишнє природне середовище спричинило погіршення еколого-гігієнічного стану поверхневих та підземних вод. Щороку близько 3,5 мільйона випадків смертей пов'язані з неякісним водопостачанням, санітарією та гігієною [3].

Гідрологічний режим міської території характеризується екстремальними умовами водонепроникної поверхні (асфальт, дахи будівель). У містах частка проникної поверхні набагато нижче, ніж на природних ґрунтах. Це призводить до змін у балансі обміну через те, що поверхневий стік

з території міст великий, а живлення підземних вод незначне. Зміни водного балансу на урбанізованих територіях супроводжується погіршенням якості вод і збільшенням їх агресивності. Узагальнений вплив урбанізованої території на поверхневі та підземні води, представлений на рис. 1 [2].

Поверхневі води	Підземні води
забруднення побутовими і промисловими стоками	забруднення побутовими і промисловими стоками
зміна режимів колообігу води	зміна фізико-хімічних характеристик води
значний вплив на гідрологічний режим	надмірне використання
антропогенні зміни природних ландшафтів та біорізноманіття	зміна гранулометричного складу ґрунтів

Рис. 1 – Фактори впливу на поверхневі та підземні води.

Трансформація природних просторів у міське середовище призводить до помітних змін у ландшафті. Впливи спостерігаються через зміну рельєфу та поверхні у результаті нового будівництва, знесення, реконструкції та мають місце в різних масштабах. Вся ця антропогенна зміна ландшафтів впливає на домінуючі процеси генерації стоку та основні шляхи руху поверхневих і підземних вод, маючи суттєвий вплив на межі водозбірного басейну та дренажні шляхи [4, 5]. А відсутність хоча б якихось примітивних систем очистки цього стоку, призводить до неабиякого забруднення води.

Такий інтенсивний антропогенний пресинг на водно-ресурсний потенціал, низькі темпи розвитку водопровідно-каналізаційного господарства призвели до деградації гідросфери, зниження якості води, втрати самоочисної та самовідновної здатності джерел води. Проблеми екологічного стану водних ресурсів набули глобальних масштабів і потребують невідкладних природоохоронних заходів з оптимізації водокористування для їх відновлення [6, 7].

Основним джерелом забруднення води є надходження до водних

об'єктів так званих зворотних вод: промислових, дренажних, поверхневого стоку. Певна частина забруднюючих речовин може надходити з атмосферного повітря, забрудненого пило-газовими викидами [8, 9].

У поняття "стічні води" входять різні за походженням, складом й фізико-хімічними властивостями типи води, які використовуються людиною для побутових і технологічних потреб. При цьому вода забруднюється, і її фізико-хімічні властивості змінюються. Стічні води різноманітні за складом й, отже, за своїми властивостями [8, 9].

Розрізняють три основні категорії стічних вод залежно від їхнього походження [8, 9, 10]:

- господарсько-побутові;
- виробничі;
- атмосферні.

Побутові стічні води утворюються в житлових, адміністративних й комунальних (лазні, пральні й ін.) будинках, а також у побутових приміщеннях промислових підприємств. Це стічні води, які надходять у водовідвідну мережу від санітарних приладів (умивальників, раковин або мийок; ванн, унітазів і трапів – приладів з ґратами, розташованих на підлозі). Вони містять фізіологічні виділення людей, а також господарські відходи: залишки продуктів харчування, пісок, мило і пральні засоби, тканину, папір тощо.

Господарсько-побутові стічні води можна розглядати як розбавлену суміш сечі і фекалій, кухонних (стоки від приготування їжі і миття посуду) і лазне-пральних стоків (стоки від гігієнічних процедур і прання білизни). Особливістю господарсько-побутових стічних вод є відносна постійність їх складу, що зумовлюється подібністю фізіології людини і її господарської діяльності [8, 9, 10].

Виробничі стічні води утворюються в процесі виробництва різних товарів, виробів, продуктів, матеріалів та ін. Виробничі стічні води надзвичайно різноманітні за кількістю і складом, які, у свою чергу, залежать від виду виробництва, сировини і технології, що застосовується. Забруднення,

характерні для виробничих стічних вод, умовно поділяють на п'ять категорій [8, 9, 10]:

- біологічно нестійкі органічні сполуки;
- малотоксичні органічні солі;
- нафтопродукти; біогенні сполуки;
- речовини зі специфічними токсичними властивостями, у тому

числі важкі метали, біологічно жорсткі органічні синтетичні сполуки, що не розкладаються.

Виробничі стічні води, що містять органічні речовини, а також токсичні домішки, що перешкоджають біохімічному окисленню цих органічних речовин, піддають локальному очищенню з метою видалення токсичних домішок, після чого скидають у міську каналізацію [8, 9, 10].

Стічні води багатьох виробництв, окрім розчинних неорганічних і органічних речовин, містять колоїдні домішки, а також завислі грубодисперсні й дрібнодисперсні домішки, щільність яких може бути більше або менше за щільність води.

Скидання виробничих стічних вод у міську каналізацію регламентується правилами прийому виробничих стічних вод в системи каналізації населених пунктів.

Надходження виробничих стічних вод у міську каналізацію може бути рівномірним чи нерівномірним, безперервним або залповим, цілорічним чи сезонним.

Атмосферні стічні води утворюються в процесі випадіння дощів і танення снігу як на житловій території населених пунктів, так і території промислових підприємств, АЗС й ін. До цієї категорії стічних вод відносять талі води, а також води від поливання вулиць.

Атмосферні стічні води у сучасних містах містять, крім піску і сміття, що змиваються із бруківок, також і органічні речовини, тому за своїм складом вони часто можуть бути віднесені до слабко забруднених побутових стічних вод.

Забруднення території промислових підприємств призводить до появи в зливових водах домішок, характерних для даного виробництва. Відмінною рисою зливого стоку є його епізодичність і різко виражена нерівномірність по витраті й концентраціям забруднень.

Залежно від системи каналізації господарсько-побутові і виробничі, або господарсько-побутові, виробничі й атмосферні стічні води надходять у міську каналізаційну мережу, утворюючи міські стічні води [8, 10].

Залежно від гідрогеологічних умов місцевості, характеру виробничих процесів у певному регіоні, витрати води на господарсько-побутові й виробничі цілі вибирається та або інша система водовідведення й, відповідно, схема водовідвідної мережі .

Всі зазначені вище стічні води потребують обов'язкового очищення при їх відведенні у відкриті водойми, оскільки в них містяться різні забруднюючі речовини у концентраціях, що значно перевищують допустимі. Різний ступінь забруднення стічних вод й природа їхнього утворення вимагають при проектуванні спільного або роздільного відведення окремих видів стічних вод, спільного або роздільного їх очищення [8, 9, 10].

Важливою характеристикою стічних вод є ступінь рівномірності (або нерівномірності) їх утворення й надходження у водовідвідні системи.

Забруднення, що містяться в стічних водах, можуть бути класифіковані за різними ознаками, найважливішими з яких є їх походження і фазово-дисперсний стан. Стічні води перед скиданням у водойми повинні бути очищені на очисних спорудах [8, 10].

За походженням забруднення поділяють на [8, 9, 10]:

- мінеральні,
- органічні,
- біологічні
- бактеріальні.

До мінеральних забруднень відносять пісок, глинисті частинки, шлак, розчини мінеральних солей, кислот і лугів, мінеральні масла тощо.

Органічні забруднення бувають рослинного і тваринного походження. До забруднень рослинного походження відносяться залишки овочів, фруктів, злаків, паперу тощо. Основним хімічним елементом цього виду забруднень є вуглець. До забруднень тваринного походження відносяться фізіологічні виділення людей і тварин, залишки м'язових і жирових тканин тварин, клейові речовини тощо. Для міських стічних вод кількість забруднень органічного походження доволі значна і складає 45 – 58 %. Мінеральні речовини і забруднення становлять відповідно 42 – 55 % [8, 10].

Забруднення мінерального й органічного походження, що містяться у побутових стічних водах, перебувають у нерозчинених, розчинених і колоїдному стані. Побутові стічні води мають БСК=100-400 мг/л, а ХСК=150-600 мг/л, і їх можна оцінити як дуже забруднені. При зберіганні вони здатні загнивати через 12-24 год (при температурі 20°C) [8, 10].

Органічні забруднення стічних вод є сприятливим середовищем для розвитку різноманітних мікроорганізмів і бактерій, які складають так зване біологічне і бактеріальне забруднення стічних вод і зумовлюють їх епідемічну небезпеку. Розрізняють [8, 9, 10]:

- сапрофітні бактерії (безпечні) (найпростіші, водорості, личинки комах, дріжджі, плісняві грибки);
- хвороботворні бактерії (збудники черевного тифу, паратифу, дизинтерії).

У дощових водах утримується значна кількість нерозчинених мінеральних домішок, а також забруднення органічного походження. БСК дощових вод досягає 50-60 мг/л [10].

Дослідженнями встановлено, що дощові води можуть бути джерелами забруднення поверхневих водойм. Загальна витрата дощових вод за рік становить 1500-2000 м³ з 1 га, тобто в 5-30 разів менше витрати побутових вод. Утворення (випадання) дощових вод відбувається нерівномірно. Їх витрата змінюється від нуля (у суху погоду) до максимального значення 300 л/с (у період інтенсивних злив). Аналіз стічних вод необхідний для визначення

методу їх очищення, можливості випуску у водойми, наявності в них цінних чи токсичних домішок [10].

Склад стічних вод і їхні властивості оцінюють за результатами санітарно-хімічного аналізу, що включає поряд зі стандартними хімічними тестами, цілу низку фізичних, фізико-хімічних і санітарно-бактеріологічних визначень [8, 10].

Повний аналіз передбачає визначення наступних показників: температура, забарвлення, запах, прозорість, величина рН, сухий залишок, щільний залишок, завислі речовини, перманганатна окиснюваність, хімічне споживання кисню (ХСК), біохімічне споживання кисню (БСК), азот (загальний, амонійний, нітритний, нітратний), фосфати, хлориди, сульфати, важкі метали й інші токсичні елементи, поверхнево-активні речовини, нафтопродукти, розчинений кисень, мікробне число, бактерії групи кишкової палички, яйця гельмінтів та інше [8, 9, 10].

Ступінь чистоти води в природних водних об'єктах регламентується нормами якості води, які являють собою сукупність встановлених допустимих значень показників складу і властивостей води водних об'єктів, в межах яких надійно запобігається шкода здоров'ю населення, забезпечуються нормальні умови водокористування та екологічне благополуччя водного об'єкта [11, 12].

Умови випуску стічних вод у водойми регламентуються Правилами охорони поверхневих вод від забруднень стічними водами. Забороняється випуск у водойми стічних вод, які можуть бути використані в системах зворотного водопостачання або сільському господарстві для зрошення при дотриманні необхідних санітарних вимог, а також, утворення яких в результаті раціоналізації технології виробництва може бути припинено. Якщо ж це неможливо за тих чи інших причин, допускається випуск стічних вод у водойми при дотриманні умов, що викладені в Правилах [11].

Відповідно до нормативних документів (Правила охорони поверхневих вод від забруднень стічними водами; Закону України Про водовідведення та очищення стічних вод) у водні об'єкти забороняється скидати стічні води [11,

12]:

- які можуть бути усунуті шляхом удосконалення технології, максимального використання в системах оборотного водопостачання або шляхом створення безстічних виробництв;
- які містять цінні відходи або речовини, що можуть бути утилізовані;
- які містять речовини, для яких не встановлені гранично припустимі концентрації (ГДК);
- які містять кубові залишки й технологічні відходи.

1.2. Методи та технологічні схеми очистки стічних вод урбанізованих територій

Методи очищення поділяються на механічні, хімічні, фізико-хімічні, термічні та біологічні. Можливе комбіноване їх використання. Застосування методів у кожному конкретному випадку визначається характером забруднення та ступенем їхньої шкідливості [8, 9, 13 – 15].

Механічна очистка забезпечує видалення із стічних вод частини нерозчинних домішок. Механічні системи використовують комбінацію фізичних, біологічних і хімічних процесів для досягнення цілей обробки. Використовуючи, по суті, природні процеси в штучному середовищі, технології механічної очистки використовують серію резервуарів разом із насосами, повітродувками, сітками, подрібнювачами та іншими механічними компонентами для очищення стічних вод. Проціджування через решітки (іноді через сита) дозволяє видалити із стічних вод великі шматки (тканину, папір, кістки, залишки фруктів, овочів тощо). У процесі відстоювання стічних вод відбувається їх освітлення шляхом гравітаційного осадження нерозчинних домішок, що мають густину, більшу ніж густина води, і спливання нерозчинних домішок з густиною меншою ніж густина води (жири, масла, нафтопродукти) [8, 9, 13 – 15].

Найпоширенішими методами очищення стічних вод від крупнодисперсних агентів є процес фільтрації стоків через пористі матеріали

або сітки з потрібним діаметром фільтрації. Принципова схема вузла механічної очистки стічних вод представлена на рис. 2.

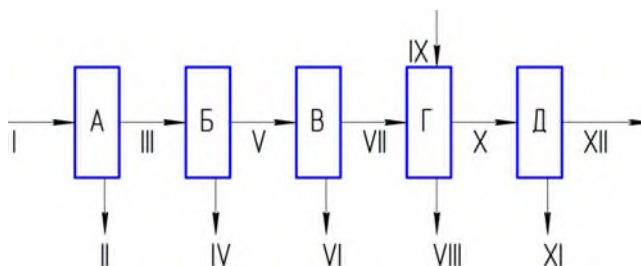


Рис. 2 – Багатоланкова схема: А – решітка, Б – пісколовка, В – горизонтальний відстійник, Г – освітлювач, Д – пресфільтр; I – стічні води; II – шлам, що осів на ґратах; III – вода на подальше очищення; IV – осад пісколовки; V – вода на доочищення у відстійник; VI – шлам відстійника; VII – вода у фільтр; VIII – шлам освітлювача; IX – стічні води від виробництва каталізатора гідрокрекінгу як коагулянта; X – вода на фільтр; XI – осад фільтра; XII – вода на подальше доочищення.

Окрім того набули поширення аеротенки-відстійники з різними системами аерації. Їх можна віднести до другого покоління біохімічних реакторів для очищення концентрованих стічних вод, оскільки в них є елементи затримки біомаси. Серед реакторів відстійників немає принципових відмінностей, важливо, щоб система аерації відповідала необхідному рівню забезпечення процесу киснем і не було застійних явищ [8, 9, 13 – 15].

Флотація – це процес поділу дрібних твердих частинок (переважно мінералів), заснований на відмінності в змочуваності водою. Гідрофобні (погано змочуються водою) частинки вибірково закріплюються на межі розділу фаз, зазвичай газу і води, і відокремлюються від гідрофільних (добре змочуються водою) частинок. При Флотації бульбашки повітря або краплі олії прилипають до частинок, що погано змочуються водою, і піднімають їх до поверхні [8, 9, 13 – 15].

Флотація – один з основних методів для очищення води від органічних речовин і твердих суспензій, поділу сумішей, прискорення відстоювання в хімічній, нафтопереробній, харчовій та інших галузях промисловості. Збільшення обсягів і розширення сфери застосування процесу флотації

пов'язане з пінною флотацією, при якій оброблені реагентами частинки виносяться на поверхню води бульбашками повітря, утворюючи пінний шар, стійкість якого регулюється додаванням піноутворювачів. Для утворення піни пропонується: метод енергійного перемішування пульпи з одночасним пропусканням повітря крізь дрібні отвори барбatera, або без перемішування якщо достатньо барбатажу. Сутність процесу флотації полягає в наступному. При зближенні у водному середовищі бульбашки повітря і гідрофобної поверхні мінеральної частинки, адгезія якої до води менше когезії води, що розділяє їх водний прошарок при досягненні деякої критичної товщини стає нестійкою і мимовільно проривається. Цей етап завершується повним змочуванням частинки, що забезпечує міцне злипання бульбашки та частинки [8, 9, 13 – 15].

Методами механічної очистки можна виділити із стічних вод до 60 % нерозчинних домішок. Залишкові нерозчинні домішки надходять на споруди біологічної очистки стічних вод. Вважається, що ефективність зниження БСК_{повн} при механічній очистці (збовтані проби) досягає 20 %, хоча розрахункова ефективність зниження БСК_{повн} при механічній очистці складає 46,7 % [8, 9, 13 – 15].

Біологічна очистка стічних вод. За застосування цього методу відбувається біологічне розкладання органічних речовин через спільну діяльність мікроорганізмів, включаючи бактерії, гриби, водорості, найпростіші та ін. дана технологія включає декілька етапів [8, 9, 13 – 15]:

Попередня обробка в основному використовується для захисту насосного обладнання. Основні пристрої попередньої обробки це – сита або системи видалення піску, для видалення плаваючих твердих речовин, або речовин, що можуть пошкодити насоси. Іноді використовується також пінна флотація для видалення надлишку олії або жиру. Більшість твердих частинок, що осідають, видаляється зі стічних вод шляхом простого осадження. Горизонтальна швидкість води підтримується на такому рівні, який забезпечує достатній час для осідання твердих речовин і видалення плаваючого

матеріалу. Таким чином, етапи первинної обробки складаються з відстійників, відстійників або флотаційних резервуарів, які відокремлюють тверді речовини і не дають можливості потрапити їм до блоків зброджування.

Вторинна обробка використовує мікробні спільноти для біохімічного розкладання органічних сполук, які надійшли з установок первинної обробки. Використовується ряд реакторів для біологічного очищення, до складу яких входить зважена біомаса, біоплівки, реактори з фіксованою плівкою та системи ставків або лагун.

Всі біологічні процеси класифікуються відповідно до первинних метаболічних шляхів, присутніх домінуючих мікроорганізмів, що використовуються в системі очищення. За доступністю та використанням кисню біологічні процеси класифікуються як аеробні, безкисневі та анаеробні. [8, 9, 13 – 15].

Споруди для біологічної очистки стічних вод поділяють на дві групи [8, 10]:

1. Споруди, в яких біологічна очистка стічних вод відбувається в умовах, близьких до природних (природна очистка стічних вод): поля фільтрації, поля зрошення і біологічні ставки;

2. Споруди, в яких біологічна очистка стічних вод відбувається в штучно створених умовах (штучна біологічна очистка стічних вод): біофільтри, аеротенки, а також комбіновані споруди. Розширене або третинне лікування складається з процесів, які

Фізико-хімічна очистка може використовуватись, коли у міських стічних водах більше 50 % складають виробничі стічні води, а у складі їх забруднюючих речовин багато таких, що не окислюються біохімічним шляхом. До методів фізико-хімічної очистки стічних вод відносяться: реагентна очистка, сорбція, екстракція, хімічне окислення, електрохімічні методи. Найчастіше для фізико-хімічної очистки стічних вод застосовують реагентні методи з використанням коагулянтів [8].

Для **доочистки** біологічно очищених стічних вод використовуються

наступні основні методи [8]:

1. Фільтрування через сітчасті фільтри (мікрофільтри, барабанні сітки);
2. Фільтрування через зернисті завантаження (пісок, керамзит, антрацит, вугілля, спінений полістирол);
3. Доочистка в біоствах;
4. Фізико-хімічна доочистка, для якої, крім вже згаданих вище методів фізико-хімічної очистки стічних вод, застосовують також методи іонного обміну і гіперфільтрації.

Ефективність різних способів очистки стічних вод наведена в таблиці 2 [8].

Таблиця 2 – Ефективність різних способів очистки стічних вод (за А.В. Ковальчуком)

Споруди	Зменшення, %		
	БСК _{повн} збовтаних проб	концентрацій завислих речовин	вмісту бактерій
Решітки	5-10	5-20	10-20
Відстійники	25-40	40-70	27-75
Високонавантажувані біофільтри	65-90	65-92	70-90
Краплинні біофільтри	80-95	70-92	90-95
Аеротенки на неповну очистку	50-75	80	70-90
Аеротенки на повну очистку	85-95	85-95	90-98
Поля фільтрації	90-95	85-95	95-98
Хлорування біологічно очищених стічних вод	-	-	98-99

Аналіз якості поверхневого стоку із міських територій показує високий рівень його забрудненості. Враховуючи високі концентрації забруднень, а також значний річний обсяг дощових та талих вод, на частку поверхневого стоку припадає приблизно 75 % завислих речовин, 20 % органічних речовин (по БСК), 65 % важких металів та 68 % нафтопродуктів, що надходять у водні об'єкти всіма видами стічних вод. Таким чином, поверхневі стічні води є серйозним джерелом забруднення довкілля [8, 9, 13 – 15].

Традиційні системи відведення та очищення зливових та талих вод з

урбанізованих територій мають ряд недоліків, що обмежують їх широке застосування, головним з яких є висока вартість. Одним із елементів комплексного вирішення проблем поверхневого стоку з міських територій є застосування біоінженерних споруд [8, 9, 13 – 15].

Серед особливостей поверхневого стоку, що відрізняють його від інших категорій стічних вод, можна виділити:

1. Епізодичність утворення.

2. Значні коливання витрати під час одного дощу. Особливо це характерно для урбанізованих територій, де знаходиться велика кількість водонепроникних поверхонь: по-перше, спостерігається зміна водного балансу території зі збільшенням кількості поверхневого стоку в 2-4 рази, а по-друге, підвищення пікових витрат поверхневого стоку через низьку водозатримувальну здатність [8, 9, 13 – 15].

3. Складний хімічний склад (табл. 3).

Таблиця 3. – Усереднений склад поверхневого стоку з селітебних територій населених пунктів

Показник	Концентрація
pH	7-8
Зважені речовини, мг/л	50-1450
Сухий залишок, мг/л	471-891,6
БСК, мг/л	5,2-316
Нафтопродукти, мг/л	0,125-475
Сульфати, мг/л	63,4-792
Азот амонійний, мг/л	3,8-11,2
Фосфати, мг/л	0,06-5,44
Залізо загальне, мг/л	0,03-10,7
Цинк, мг/л	0-0,035
Мідь, мг/л	0-0,58
Алюміній, мг/л	0-0,1
Кадмій, мг/л	0-0,05
Хром, мг/л	0-0,065
Нікель, мг/л	0,04

Існує ряд стандартних схем очищення поверхневих стічних вод (табл. 4), в яких застосовуються типові споруди механічного та фізико-механічного

очищення, розроблені для потреб промисловості. Такі споруди виконуються із залізобетонних конструкцій, вимагають підведення електроенергії, мають високу будівельну та експлуатаційну вартість, а також потребують постійного обслуговування. Крім того, індустріальні споруди можуть самі шкідливо впливати на навколишнє середовище [8, 9, 13 – 15].

Таблиця 4 – Склад споруд очищення поверхневого стоку з селітебних територій великих населених пунктів

Продуктивність станції, м³/год	Якість вихідної води		Склад споруд у технологічній схемі
	Зважені речовини, мг/дм³	Нафтопродукти, мг/дм³	
менше 25	700	20	МР→ПС→АР→ГЦ→РХ→КФ→ГА
25-50	700	20	МР→ПС→АРВ→РХ→КФ→ГА
500-1000	1000	40	МС→ПС→АРВ→РХ→КФ→ГА+АТФ
1000-1500	1500	50	МС→ПС→АРВ→РХ→КФ→ГА+АТФ

Примітки: МР – механізовані решітки; МС – механічні сита (решітки); ПС - пісколовки; АР - акумулюючий резервуар; ГЦ – гідроциклони; АРВ - акумулюючий резервуар-відстійник; РХ – реагентна хімія (флокулянти); КФ - швидкий контактний фільтр; ГА - адсорбер із гранульованим завантаженням; АТФ - адсорбер із вуглецевими тканинними фільтрами.

Окремою проблемою інженерних споруд очищення поверхневих стічних вод є їх утримання та експлуатація в зимову пору року та перехідний весняний та осінньо-зимовий періоди. Вода, що надходить у цей час, характеризується низькою температурою та лужністю, що призводить до необхідності включення реагентної хімії до технологічної схеми очищення для можливості періодичної подачі коагулянтів та флокулянтів [8, 9, 13 – 15].

Необхідність доведення якості поверхневих стічних вод до показників водойм рибогосподарського призначення змушує використовувати сорбційні технології для доочищення стоку. Це значно збільшує вартість очисних споруд через дорожнечу матеріалів та обладнання. При цьому глибоке очищення на локальному об'єкті без достатньої очистки решти стоку не призводить до значного поліпшення екологічного стану водного об'єкта в цілому [8, 9, 13 – 15].

Економічна ситуація, що склалася в країні, призводить до неможливості

забезпечення нормативного очищення поверхневих стічних вод за традиційними схемами. З цієї причини на сьогоднішній день очищення піддається не більше 10% поверхневих стічних вод, що організовано відводяться з міських територій.

Враховуючи зазначені недоліки існуючих споруд очищення та характерні особливості поверхневого стоку, можна сформулювати низку вимог, яким мають відповідати сучасні системи очищення поверхневих стічних вод:

- можливість очищення широкого спектру забруднень;
- екологічність будівництва та експлуатації;
- можливість експлуатації з урахуванням кліматичних особливостей регіону;
- функціонування без підведення електроенергії та постійного знаходження персоналу;
- мінімізація матеріальних та тимчасових витрат при зведенні та експлуатації;
- естетичний вигляд при розміщенні на міських територіях.

Цим вимогам відповідають системи, що у беруть участь самоочищенні природного довкілля. Однак природа не встигає самотійно адаптуватися до стрімкого технічного прогресу та його негативного впливу, тому перспективним напрямом розвитку очисних споруд є їхнє поєднання в єдині біотехнічні системи, дія яких заснована на використанні природних здібностей біологічних об'єктів до очищення (біоремедіації). Біоремедіація передбачає розробку технологій, завданням яких є використання біохімічного потенціалу аборигенних, адаптивних чи модифікованих біологічних систем для очищення вод, ґрунтів та атмосфери. Найчастіше як агенти біоремедіації використовуються рослини, мікроорганізми, гриби і водорості.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Методика визначення вмісту завислих речовин (каламутність води) [16]

Каламутність води зумовлюється наявністю в ній завислих частинок піску, глини, органічних домішок, фіто- і зоопланктону. Кількість завислих речовин у воді виражають у мг/дм^3 . Вміст їх у водах коливається в дуже широких межах – від кількох міліграмів до десятків грамів в 1 дм^3 води.

Для визначення ослаблення потоку випромінювання проводять калібрування приладу. Для цього готують серію зразків води (не менше 5 проб) з відомими концентраціями завислих речовин. Використовуючи стандартні суспензії формазину, оксиду кремнію, каоліну або глини, відібраної коло водойми, будують градувальну криву: по горизонтальній вісі відкладають величини концентрацій стандартних розчинів (K , мг/дм^3), а по вертикальній – відповідні їм значення коефіцієнту пропускання (T , %). Градувальна крива повинна охоплювати область можливих змін концентрацій завислих речовин у досліджуваній воді (рис. 3).

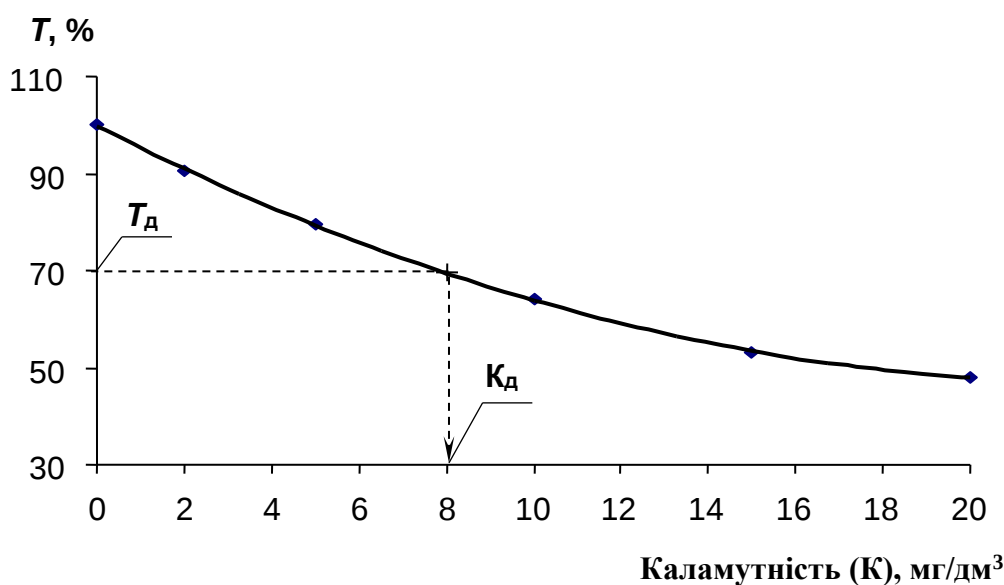


Рис. 3 – Градувальний графік для визначення каламутності води.

Потім, вимірюючи на приладі коефіцієнт пропускання досліджуваної

води, за допомогою градуювального графіка визначають її каламутність.

Для вимірів застосовують фотоколориметр КФК-2. Визначення проводять у кюветі з робочою довжиною $l = 5$ см, при світлофільтрі з довжиною світлової хвилі $\lambda = 540$ нм (зелений). У світловий потік поміщають кювету з контрольною рідиною – дистильованою водою, поруч у кюветному відділенні встановлюють кювету з досліджуваною водою (при забарвленні досліджуваної води нижче 10 град.). Якщо забарвлення досліджуваної води перевищує 10 град, контрольною рідиною служить досліджувана вода, з якої видалені завислі речовини (центрифугуванням або фільтруванням через мембранний фільтр з діаметром пор 0,45 мкм). Закривають кришку кюветного відділення й ручками “чувствительность”, “установка 100 грубо” і “установка 100 точно” встановлюють відлік 100 за шкалою колориметра.

Поворотом важеля переміщення кювет дистильовану воду замінюють кюветою із досліджуваною водою. Знімають екстинкцію за шкалою колориметра, відповідний коефіцієнту пропускання води (T_d) у %.

Вміст завислих речовин (каламутність досліджуваної води K_d) визначають за градуювальним графіком (рис. 3).

Методика визначення забарвлення води [17]

Чиста вода в тонкому шарі є безбарвною, при значній товщині шару вона має блакитний відтінок. Інші відтінки свідчать про наявність у воді різних розчинених і завислих домішок.

Забарвлення природної води зумовлене наявністю в ній гумусових речовин (відтінки бурого та жовтого кольору), колоїдних сполук заліза III (жовто-зелені відтінки), масовим розвитком водоростей (зелено-бурі, смарагдові відтінки). Стічні води деяких підприємств також надають воді досить інтенсивного забарвлення.

У природних умовах речовини, що надають воді забарвлення, потрапляють у воду внаслідок процесів хімічного вивітрювання гірських порід, з підземним стоком, а також вимиваються із ґрунту і торфовища.

Підвищене забарвлення мають води річок з болотним типом живлення.

Значне забарвлення води погіршує її органолептичні властивості, справляє негативний вплив на розвиток водних рослинних та тваринних організмів в результаті різкого зниження концентрації розчиненого кисню у водоймі, який витрачається на окиснення сполук заліза та гумусових речовин.

Забарвлення води виражають в умовних одиницях – *градусах еталонної дихромат-кобальтової шкали*.

Для приготування шкали використовують два розчини: №1 і №2. Розчин №1 містить 0,0875 г дихромату калію, 2 г сульфату кобальту і 1 см³ сірчаної кислоти (густиною 1,84 г/см³) в 1 дм³ дистильованої води. Розчин №2 містить 1 см³ сірчаної кислоти (густиною 1,84 г/см³) в 1 дм³ дистильованої води. Змішуючи у різних співвідношеннях розчини №1 і №2 (табл. 5), отримують шкалу забарвлення – ряд еталонних розчинів з різним забарвленням.

Забарвлення води визначають колориметричним методом, порівнюючи її із еталонними розчинами. За наявності у пробі досліджуваної води завислих речовин (каламутна вода) перед визначенням забарвлення її необхідно центрифугувати або фільтрувати через мембранний фільтр (діаметр пор 0,45 мкм) для видалення цих речовин.

Таблиця 5 – Шкала забарвлення – ряд еталонних розчинів з різним забарвленням.

Об'єм розчину, см ³		Забарвлення еталонного розчину, град.	Об'єм розчину, см ³		Забарвлення еталонного розчину, град.
№1	№2		№1	№2	
0	100	0	6	94	30
1	99	5	8	92	40
2	98	10	10	90	50
3	97	15	12	88	60
4	96	20	14	86	70
5	95	25	16	84	80

Відповідно до вимог забарвлення питної води не повинно перевищувати 20 – 35 град.

Сутність методу полягає у вимірюванні світлопоглинання забарвленої

проби води за допомогою фотометра.

Для вимірів застосовують лабораторний фотоелектроколориметр КФК-2.

Визначення проводять у кюветі з робочою довжиною $l = 5$ см, при світлофільтрі з довжиною світлової хвилі $\lambda = 440$ нм (синій). У світловий потік поміщають кювету з дистильованою водою, поруч у кюветному відділенні встановлюють кювету з досліджуваною водою. Закривають кришку кюветного відділення й ручками “чувствительность”, “установка 100 грубо” і “установка 100 точно” встановлюють відлік 100 за шкалою колориметра.

Поворотом важеля переміщення кювет дистильовану воду замінюють кюветою із досліджуваною водою. Знімають відлік по шкалі колориметра, відповідний коефіцієнту пропускання досліджуваної води T_d , %. Забарвлення досліджуваної води K_d визначають за попередньо побудованою калібрувальною кривою (рис. 4).

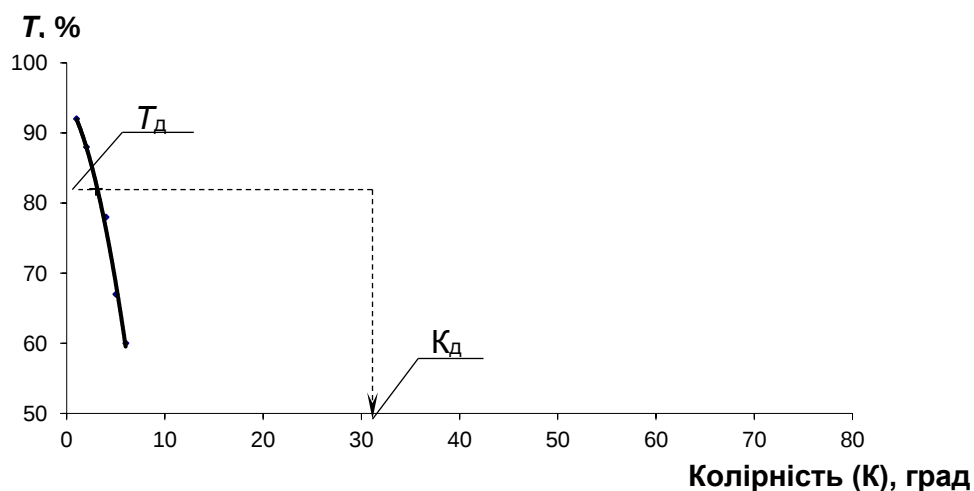


Рис. 4 – Градуировальный графік для визначення забарвлення води

Методика визначення активної реакції води (рН) [18]

Активна реакція води (рН) – один із найважливіших показників її якості, що визначає характер протікання хімічних і біохімічних процесів у природних водах та очисних спорудах. Від рН залежить розвиток та життєдіяльність водних організмів, форма існування у воді цілого ряду хімічних сполук, корозійна активність води відносно металів та бетону тощо. Водневий

показник важливий при проведенні ряду процесів її обробки, наприклад, при коагулюванні, реагентному пом'якшенні, знезалізенні, виділенні сполук кремнію, марганцю тощо, при виконанні деяких видів хімічного аналізу.

Значення рН річкової води коливається в межах 6,5...8,5, болотної води – 5,5...6,0, океанської – 7,0...8,3. рН води залежить від сезону: взимку для більшості річкових вод спадає (6,8...7,4), влітку піднімається (7,4...8,2).

Нормативні документи України регламентують рН у межах 6,5...8,5.

Під час електрометричного визначення рН використовують лабораторний рН-метр зі скляним електродом вимірювання та хлорсрібним електродом порівняння. При зануренні скляного електрода у розчин між поверхнями кульки скляного електрода і розчину виникає обмін іонами, внаслідок якого іони літію в зовнішніх шарах скла заміщуються іонами водню, скляний електрод стає водневим. Між поверхнею скла і аналізованим розчином виникає різниця потенціалів (ЕРС), пропорційна рН розчину.

Методика визначення рН розчину електрометричним методом. Вимірювання рН води необхідно проводити як найскоріше після відбору проби, оскільки рН швидко змінюється через протікання різних хімічних, фізичних і біохімічних процесів у пробі.

Для вимірів застосовують лабораторний рН-метр.

Перед визначенням електроди ретельно промивають дистильованою водою та просушують паперовим фільтром.

Визначають температуру за показаннями термометра рН-метра і ручкою “Температура розчину” виставляють її значення. Опускають електроди в склянку з досліджуваною водою, натискають кнопку діапазону вимірювання “1 – 14” та за нижньою шкалою приладу визначають рН в першому наближенні (грубо). Натискають кнопку відповідного діапазону рН та знаходять його значення за однією з верхніх шкал з точністю до 0,05. Після закінчення визначення рН електроди занурюють в склянку з дистильованою водою.

Методика визначення лужності води [19, 20]

Під загальною лужністю води розуміють суму гідрокарбонатних HCO_3^- , карбонатних CO_3^{2-} , гідроксидних OH^- іонів та аніонів слабких кислот. Відповідно до цього розрізняють *гідрокарбонатну*, *карбонатну* та *гідроксидну* лужність. Оскільки в більшості природних вод переважають вуглекислі сполуки (в основному іони HCO_3^-), звичайно враховують лише гідрокарбонатну і карбонатну лужність.

При $\text{pH} \geq 8,3$, а також при застосуванні деяких методів очистки води (наприклад, вапняне або содово-вапняне пом'якшення) необхідно враховувати і гідроксидну лужність.

Головним джерелом гідрокарбонатних та карбонатних іонів у поверхневих водах є процеси хімічного вивітрювання і розчинення карбонатних порід вапняків, мергелів, доломітів. Значна кількість гідрокарбонатів надходить із атмосферними опадами і ґрунтовими водами. Карбонатні і гідрокарбонатні іони потрапляють у водойми зі стічними водами підприємств хімічної, силікатної, содової та інших галузей промисловості.

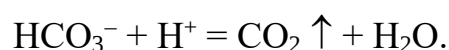
У річкових водах вміст гідрокарбонатних і карбонатних іонів коливається від 30 до 400 $\text{мгHCO}_3^-/\text{дм}^3$. В підземних водах їх вміст помітно зростає – 150...900 $\text{мгHCO}_3^-/\text{дм}^3$.

Лужність не входить до числа жорстко обмежених за своїм значенням показників якості води, однак нормативні документи України рекомендують так звані показники фізіологічної повноцінності складу води, до яких входить і загальна лужність 0,5...6,5 $\text{мг-екв}/\text{дм}^3$.

Лужність води – важливий показник при проведенні багатьох процесів очистки води, особливо при обробці її коагулянтами, пом'якшенні.

Визначення лужності води ґрунтується на реакції іонів HCO_3^- із соляною кислотою в присутності індикатора – метилового оранжевого (ISO 9963-1).

Реакція проходить згідно рівняння:



На закінчення реакції вказує зміна кольору з жовтого на оранжевий.

У конічну колбу місткістю 250 см³ наливають 100 см³ води і додають 2...3 краплі розчину індикатору, перемішують і титрують розчином соляної кислоти ($C_1 = 0,1$ моль/дм³) до зміни кольору.

Лужність, Л, обчислюють за формулою, мг-екв/дм³:

$$Л = \frac{v_1 \cdot C_1}{v_0} \cdot 1000 ,$$

де v_1 – об'єм розчину соляної кислоти, витраченого на титрування, см³;
 C_1 – концентрація розчину соляної кислоти, ммоль/дм³ (0,1 моль/дм³); v_0 – об'єм проби води, взятої на аналіз, см³ (100 см³).

Методика визначення окиснюваності води [21]

Окиснюваність води – це величина, яка характеризує сумарний вміст у воді органічних речовин та легкоокиснюваних неорганічних домішок (сірководню, сульфідів, сполук заліза II та ін.). Органічні речовини надходять у водойми головним чином з дощовими і талими водами, внаслідок розвитку рослинних і тваринних організмів, розмиву русел водостоків, скидання стічних вод.

Окиснюваність характеризується кількістю кисню, необхідного на окиснення органічних та легкоокиснюваних неорганічних домішок, які містяться в 1 дм³ води, і визначається в мгО₂/дм³.

Для чистих поверхневих водойм величина окиснюваності коливається в межах 2...8 мгО₂/дм³. Найменші значення характерні для артезіанської води – до 2 мгО₂/дм³. Річки з болотним живленням відрізняються значним ступенем окиснюваності води.

Окиснюваність – важливий показник гігієнічної характеристики води. Раптове його підвищення у джерелі, як правило, свідчить про забруднення стічними водами і необхідність вживання заходів щодо санітарної охорони водойми.

Визначення окиснюваності ґрунтується на реакції органічних сполук із

окиснювачами, в результаті якої встановлюють кількість окиснювача та еквівалентну йому кількість кисню, витрачених на окиснення цих сполук.

Повнота окиснення органічних речовин залежить від виду окиснювача, що був застосований. Найчастіше для цього використовують перманганат або дихромат калію. Відповідно розрізняють *перманганатну* та *дихроматну* окиснюваність.

Для характеристики стічних вод та природних вод, забруднених стоками, визначають дихроматну окиснюваність. Вона більш точно характеризує вміст органічних забруднень, оскільки дихромат калію окиснює близько 90% присутніх у воді органічних речовин.

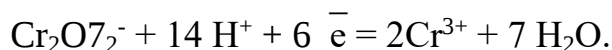
Дихроматну окиснюваність ще називають *хімічним споживанням кисню* (ХСК), тому що вона характеризує вміст усіх органічних речовин у воді, в тому числі важкоокиснюваних.

Частіше для характеристики ступеню органічного забруднення водойми та стічних вод визначають *біохімічне споживання кисню* (БСК). БСК – це кількість кисню, яка витрачається в певний проміжок часу на окиснення домішок води при перебігу в ній біохімічних процесів. В даному випадку окиснювачами є бактерії, які використовують органічні речовини як джерело живлення і енергії.

БСК характеризує вміст у воді речовин, що можуть бути окиснені біохімічним шляхом. Цей показник якості застосовують при аналізі стічних вод для визначення можливості їх біохімічної очистки: вміст таких речовин у стічних водах має складати не менше 70% від загальної величини органічного забруднення.

Визначення ХСК за ДСТУ ISO 6060: 2003

Суть методу визначення ХСК полягає в тому, що органічні речовини, які перебувають у досліджуваній воді, окиснюються сильним окисником – калію дихроматом $K_2Cr_2O_7$, у сильно кислому середовищі (концентрована сульфатна кислота). Величина окисно-відновного потенціалу цієї системи дорівнює +1,33 В. У цьому випадку Хром(VI) відновлюється до Хрому(III) за реакцією:



Для пришвидшення окиснення органічних забруднювачів у пробу стічної води додають каталізатор – аргентуму(І) сульфат.

У колбу наливають 10 см³ проби місткістю 250 см³ та додають 5 см³ розчину калію дихромату ($C = 0,04$ моль/дм³), що містить у собі сіль Меркурію. Додають кілька прискорювачів кипіння (скляні кульки діаметром 2–3 мм або інші прискорювачі) до проби води, яку досліджують та ретельно перемішують. Об'єм проби води повинен бути не меншим 10 см³.

Повільно додають 15 см³ аргентуму(І) сульфату в сульфатній кислоті і негайно приєднують колбу до зворотного холодильника для мінімізації втрат органічних сполук, які можуть переходити у газову фазу.

Доводять суміш до кипіння протягом 10 хв. і продовжують кип'ятити реакційне середовище ще протягом 10 хв. Температура реакційної суміші повинна становити $(148 \pm 3)^\circ\text{C}$. Реакційна суміш повинна кипіти повільно без стрибків. Стрибки свідчать про місцеве перегрівання розчину, що може призвести до невірних результатів.

Після 10 хв. колбу негайно охолоджують у холодній воді до температури близько 60°C та промивають зворотний холодильник невеликим об'ємом води. Знімають холодильник і доводять об'єм реакційної суміші до 75 см³, яку охолоджують до кімнатної температури.

Надлишок калію дихромату титрують амонієво-залізними(ІІ) галунами $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot \text{Fe}(\text{SO}_4)_3 \cdot 24\text{H}_2\text{O}$ ($C = 0,12$ моль/дм³), використовуючи 1 – 2 краплі фероїну, як індикатора. Хоча кількість фероїну, що її додають, не є критичною, її треба, за можливості, підтримувати на одному рівні. Як кінцеву точку титрування приймають першу різку зміну кольору з синьо-зеленого до червонувато-коричневого, хоча синьо-зелений колір може з'явитись знову через кілька хвилин.

Проводять два контрольних випробування паралельно до кожного визначення з 10 см³ дистильованої води.

Хімічне споживання кисню (ХСК), в мг/дм³, розраховують за формулою:

$$ХСК = E \cdot 1000 \cdot C_M (V_1 - V_2)/V_0,$$

де C_M – концентрація амонієво-залізних(II) галунів, моль/дм³; V_0 – об'єм проби до розведення, см³; V_1 – об'єм амонієво-залізних(II) галунів, витрачений на холосте титрування, см³; V_2 – об'єм амонієво-залізних(II) галунів, витрачений на титрування проби, яку аналізували, см³; E – еквівалентна маса Оксигену, г/екв.

Визначення біохімічного споживання кисню

Об'єм проби води (V), яку необхідно взяти для аналізу на БСК, розраховують із урахуванням значення ХСК, попередньо визначеного за калію дихроматом, за формулою:

$$V = \frac{1000}{10 \times ХСК}.$$

Наприклад, якщо $ХСК = 5$ мг/дм³, то об'єм води (стоків) для аналізу дорівнює $1000 : 50 = 20$. Тому відбирають 20 см³ води, що аналізується, її поміщають в мірну колбу об'ємом 1 дм³ і додають дистильовану воду до мітки на колбі. Відповідно розведення дорівнює $1000 : 20 = 50$ разів.

Для розведення проби, яку аналізують, спеціально готують воду для розведення. Попередньо розраховують кількість розвідної води і готують її так (з розрахунку на 1 дм³): до 1 дм³ дистильованої води додають 1 см³ фосфатного буферного розчину, 1 см³ магнію(II) сульфатнокислого, 1 см³ кальцію хлориду та 1 см³ розчину феруму(III) хлориду. Приготовану воду поміщають у кристалізатор і за температури $20 \pm 1^\circ\text{C}$ насичують киснем повітря, аеруючи протягом 1 години. Приймають всі запобіжні заходи для попередження забруднення води для розведення. Воду для розведення готують у день її використання.

Чистоту цієї води перевіряють контрольною пробою. Чотири кисневі склянки наповнюють водою: у двох визначають кисень у день дослідження проби (нульовий день), а у двох інших, поставлених у термостат, визначають кисень разом з пробами, які аналізують. Різниця середньою концентрації

кисню у нульовій пробі і на кінець інкубації має не перевищувати 0,5 мг/дм³.

Приготування проб води для дослідження. У мірну колбу об'ємом 1 дм³ сифоном наливають розвідну воду до половини об'єму колби, додають попередньо визначений об'єм досліджуваної води і заповнюють мірну колбу до мітки. Колбу закривають корком, її вміст ретельно перемішують, перевертаючи 15 – 16 разів.

Отримані проби води розливають у кисневі склянки до верху і закривають навкіс зрізаними притертими корками так, щоб не залишилося бульбашок повітря. Ковпачки від склянок заповнюють тією ж водою і склянки перевертають дном догори і вставляють їх у ковпачки, витісняючи воду так, щоб туди не потрапило повітря. Після цього склянки повертають у звичайне положення і поміщають у термостат, де температура $20 \pm 1^\circ\text{C}$. У термостаті всі проби витримують інкубаційний період (5, 7, 10, 20, 25 діб, залежно від мети досліджень), а потім виймають з термостату розвідну воду і ту, що досліджують та визначають в них розчинений кисень йодометричним методом.

Йодометричне визначення кисню ґрунтується на реакції окиснення мангану(II) гідроксиду розчиненим киснем та йодометричному визначенні утворених окиснених сполук.

У кисневу склянку, заповнену до верху пробою, додають 2 см³ розчину мангану(II) сульфату. Для цього наповнену піпетку занурюють до половини кисневої склянки, потім відкривають її верхній кінець і повільно виймають. Іншою піпеткою додають у пробу 2 см³ розчину калію гідроксиду з калію йодидом. У цьому випадку кінчик піпетки занурюють тільки під рівень проби у горловині кисневої склянки. Склянку обережно закривають так, щоб під корком не утворилося бульбашок повітря. Горловину склянки споліскують водою, вміст ретельно перемішують, перевертаючи склянку, до утворення пластівців осаду на дні, де він накопичується 10 – 15 хв.

Після випадання осаду мангану гідроксидів склянку відкривають і піпеткою з широким кінцем, зануреним під рівень проби, додають 10 см³

розведеної (1:4) сульфатної кислоти та 0,15 см³ 4 %-го розчину сульфамінової кислоти або 40 % -го розчину сечовини. Кисневу склянку знову закривають і перемішують її вміст. Потім вміст кисневої склянки переливають у колбу для титрування, обполіскуючи кисневу склянку і корок дистильованою водою у ту ж колбу. Після 5 хв. витримування в темному місці розчин титрують до світло жовтого забарвлення 0,01 М розчином натрію тіосульфату. Додають 1 см³ 0,5 %-ого розчину крохмалю і продовжують титрування до зникнення забарвлення.

Вміст розчиненого кисню $C(O_2)$, мг/дм³ обчислюють за формулою:

$$C(O_2) = V \times C_M \times k \times E \times 1000 \div (V_1 - V_2),$$

де V – об'єм $Na_2S_2O_3$, витрачений на титрування, см³; C_M – молярна концентрація $Na_2S_2O_3$, моль/дм³; k – поправочний коефіцієнт реальної молярності $Na_2S_2O_3$; V_1 – об'єм кисневої склянки, см³; V_2 – загальний об'єм реактивів, які додали у кисневу склянку для фіксації кисню, см³; E – еквівалентна маса Оксигену, г/екв.

Під час проведення визначення вплив окиснювачів враховують відніманням, а відновлювачів – додаванням результатів контрольної та дослідної проб.

Величину $БСК_{розв.}$ розвідної води в мг O_2 /дм³ розраховують за формулою:

$$БСК_{розв.} = C_{o,розв.}(O_2) - C_{n,розв.}(O_2),$$

де $C_{o,розв.}(O_2)$ – вміст розчиненого кисню у кисневій склянці з водою для розведення до інкубації, мг/дм³; $C_{n,розв.}(O_2)$ – вміст розчиненого кисню у кисневій склянці з водою для розведення після інкубації продовж n днів, мг/дм³.

Величину $БСК_n$ проби води, яку аналізують, у мг O_2 /дм³ розраховують за формулою:

$$БСК_n = [C_o(O_2) - C_n(O_2) - БСК_{розв.}] \times 1000 \div V,$$

де $C_o(O_2)$ – вміст розчиненого кисню у кисневій склянці з водою, яку аналізують, до інкубації, мг/дм³; $C_n(O_2)$ – вміст розчиненого кисню у кисневій склянці з водою, яку аналізують, після інкубації продовж n днів, мг/дм³; V – об'єм води, яку відбирали для розведення в мірній колбі, см³.

РОЗДІЛ 3

ТЕОРЕТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ТА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ПЕРЕВІРКА ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ФІТОРЕМЕДІАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ВИЛУЧЕННЯ ПОЛЮТАНТІВ З ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Забруднення природного середовища антропогенними полютантами (важкими металами, пестицидами, добривами, продуктами згорання палива) становлять загрозу для людей, тварин та рослин. Традиційні методи очищення навколишнього середовища, як правило, високовартісні, мають вузький напрямок застосування і можуть іноді викликати вторинне забруднення. Біологічні методи з використанням рослин для очищення водойм, ґрунтів стають ефективною альтернативою традиційним методам [22, 23].

Фіторемедіація – це технологія очищення, заснована на використанні вищих рослин і споріднених мікроорганізмів з метою очищення або припинення поширення забруднень у навколишньому середовищі [24]. Техніки фіторемедіації використовують природні процеси, під час яких рослини разом зі своїми ризосферними симбіонтами накопичують, деактивують, детоксикують або випаровують забруднення з ґрунту, води чи повітря [25-28], однак насправді ці процеси набагато складніші [25, 36] .

Водні рослини, які використовуються в процесах фіторемедіації, повинні бути стійкими до високої концентрації ксенобіотиків і повинні мати здатність накопичувати кілька забруднюючих речовин одночасно, високий рівень забруднення, здатність до біологічного розкладання, навіть при відносно низькому рівні забруднення, швидкий ріст, велике виробництво біомаси, стійкість до хвороби та шкідників, а також складні умови навколишнього середовища. Певні рослини мають здатність накопичувати забруднення, закріплюючи їх у структурі власних клітин; інші, у свою чергу, можуть поглинати токсини як природний ефект пристосування до складних умов у забрудненому середовищі [26].

Фіторе mediaція має у своєму арсеналі велику кількість методів.

Вони використовуються для очищення поверхневих, підземних, стічних вод, а також для видалення зайвих поживних речовин з водойм, для очищення забруднених після екологічних катастроф ґрунтів та їх рекультивації.

Фітоекстракція. За допомогою неї видаляють різні полютанти з ґрунту, ґрунтових вод або поверхневих вод рослинами, які мають високу здатність накопичувати токсичні речовини. Рослини, що використовуються у цьому методі, стійкі до високих концентрацій важких металів або органічних сполук. Вони також повинні швидко рости та виробляти велику кількість біомаси. Існують дві категорії фітоекстракції: безперервні та індуковані процеси.

Безперервну фітоекстракцію використовують рослини, які накопичують високі рівні токсичних забруднень протягом усього їхнього життєвого циклу. Індукована фітоекстракція включає використання ентеросорбентів у певній фазі росту рослин, що збільшує накопичення токсинів у тканинах рослин.

Аналіз літературних джерел показав, що рослина рдесник крихітний *Potamogeton pusillus* має стійкість до хрому та міді, здатний до біоаккумуляції та видалення цих металів з водного розчину. Автори показали, що коріння та листя *Potamogeton pusillus* накопичують більше Cu і Cr, ніж стебла. Вчені зробили висновок, що цю рослину можна рекомендувати для фітоекстракції важких металів із забруднених вод [24].

Фітодеградація. Цей метод використовує рослини, які виробляють ферменти, що прискорюють реакції розкладання ксенобіотиків. Фітодеградація може відбуватися як у рослині, так і поза нею, коли рослина виробляє ферменти, що секретуються у ґрунті кореневої зони. Цей метод використовується для обробки ґрунту, річкових відкладів та шлаків, а також ґрунтових та поверхневих вод.

Вчені досліджували здатність азоли папоротеподібної *Azolla filiculoides* видаляти бісфенол А із водних розчинів. Азолу культивували в розчині, який містив 5, 10, 25 та 50 мг бісфенолу. Дегградація бісфенолу залежала від кількості біомаси азоли *Azolla filiculoides* концентрації бісфенолу.

Ефективність видалення становила понад 90%, коли концентрація бісфенолу становила 5 частин на мільйон, а кількість біомаси становила 0,9 г. Автори дійшли висновку, що азола *Azolla filiculoides* видаляє бісфенол із водного розчину шляхом розщеплення забруднюючих речовин через метаболічні процеси рослин або деградації оточуючих забруднюючих речовин ферментами, що продукуються та секретуються рослиною [29, 30].

Фітоволатилізація. Рослини, що використовуються в цьому методі, поглинають забруднюючі речовини з ґрунту або води, метаболізують їх, а потім виділяють в атмосферу у вигляді летких та менш токсичної форми. Цей механізм в основному використовується для очищення води та ґрунту, забруднених селеном (Se), ртуттю (Hg) або миш'яком (As), та органічними сполуками, такими як трихлоретилен, бензол, нітробензол, фенол, антразин.

Автори подібних досліджень визначили місце зниження утворення As та утворення тіолів у китайській папороті *Pteris vittata* L.

Дослідники вивчали здатність різних частин рослин (гілок, листя та коріння) поглинати миш'як As при впливі фосфору (P). Рослини накопичують As у такому порядку: листя, стебла, коріння.

Автори зробили висновок, що китайська папороть може ефективно зменшувати вміст миш'яку As(V) до As(III) та синтезувати тіоли у надземних частинах, що призводить до гіперакумуляції [30].

Ризофільтрація (фітофільтрація) Цей метод використовується для обробки поверхневих стічних вод, що виробляються промисловістю та сільським господарством. Для цього стічні води фільтруються на поверхні коріння або рослини занурюються в оброблювану воду. З цієї причини рослини, які використовуються в цьому методі повинні бути дуже стійкими до токсичних сполук і низької концентрації кисню, мати велику кореневу систему, яка швидко росте і виробляє велику кількість біомаси. Ризофільтрація використовується видалення важких металів, особливо свинцю (Pb) і радіоактивних елементів.

Фітостабілізація. У цьому процесі коріння рослин використовується в

процесі відновлення ґрунту. Фітостабілізація запобігає переміщенню забруднюючих речовин у ґрунтові води та їх міграцію в поверхневий ґрунт і далі з дощовою водою. Рослини, що використовуються для фітостабілізації, повинні мати такі характеристики: високорозвинена коренева система, яка сприяє адсорбції, абсорбції та накопиченню забруднюючих речовин у тканинах та їх перетворенню в ризосфері на менш розчинні сполуки. Крім того, рослини повинні мати низьку акумуляційну здатність для забруднюючих речовин у їх надземних частинах та високу стійкість до зміни рН, солоності та вологості ґрунту.

Проведені дослідження з фіторемедійних та фітостабілізуючих здібностей червоної канаркової трави *Phalaris arundinace* щодо слідів металів Zn, Fe, Mn, Pb, Cu, Ni, Cd, Co та Cr, накопичених у воді та відкладеннях. Результати показали різні концентрації слідових металів у різних органах рослини: найвищі концентрації були в корінні і найнижчі в листі. Автори дійшли висновку, що обмежена транслокація слідів металів, поглинених червоною канарською травою, робить цю рослину потенційним видом фітостабілізації відкладень, забруднених металом, особливо Co та Cd [25, 30 – 33].

Водні рослини, що використовуються для фіторемедіації. Водні рослини (макрофіти) часто використовуються фіторемедіації. Крім того, оцінка чистоти води часто ґрунтується на екологічній характеристиці популяцій макрофітів. У природних та штучних фільтраційних системах макрофіти відіграють важливу роль у біохімічних процесах очищення води. Їхня присутність позитивно впливає на навколишнє середовище. Макрофіти допомагають у стабілізації осаду, забезпечують хороші умови для фільтрації води та забезпечують місце для зростання мікроорганізмів деструкторів [25, 32 – 35].

Макрофіти адаптовані до функціонування у постійному контакті з поверхневими водами та підземними водами. Вони мають тонкі зовнішні тканини, а також аеренхіму, спеціалізовану тканину, яка формує систему

каналів та просторів, через які повітря розподіляється частинами рослини під поверхнею води. Макрофіти розмножуються природним чином, що знижує витрати на придбання.

Макрофіти накопичують багато забруднювачів, вбудовуючи в структуру своїх клітин. Крім того, ці рослини мають природну здатність абсорбувати і метаболізувати ксенобіотики, а також адаптуватися до важких умов у забрудненому середовищі.

Переваги та недоліки фіторемедіації. Методи фіторемедіації широко використовуються, оскільки вони мають низку переваг. Одним із них є рекультивація забрудненого середовища шляхом безпосереднього використання цього методу [22 – 35].

Використання рослин для очищення навколишнього середовища може бути ефективнішою, ніж традиційні методи, засновані на хімічному вилученні ксенобіотиків, оскільки біологічні методи не викликають вторинного забруднення. Велика коренева система рослин може захистити ґрунт від ерозії шляхом поліпшення структури ґрунту та проникнення у глибокі шари ґрунту, підвищення продуктивності ґрунту та аерації. Коріння рослин також забезпечує місце зростання мікроорганізмів [36 – 48].

Іншою перевагою фіторемедіації є її низька вартість, порівняно з традиційними методами. Методи фіторемедіації не потребують спеціального обладнання [36].

Рослини утворюють навколо коріння середовище, що сприяє концентрації та проникненню речовин у рослини. Основні рослини – це широколистяні, однодольні багаторічні рослини, які відмінно ростуть в умовах як теплого, так і холодного клімату, а саме вищі водні, болотяні рослини – рдесник, очерет, рогіз, сусак та ін.

У таблиці 6 наведено відомості про застосування різних варіантів використання рослин для знешкодження забруднень у водних середовищах.

Таблиця 6 – Методи очищення забруднених вод із використанням вищих рослин [36 – 48]

Засоби	Середовище	Забруднення
Біоставки	Забруднена вода	Різні органічні забруднення, біогенні елементи
Біоплато, штучні болота, гідроботанічні майданчики	Забруднена вода	Різні органічні забруднення, метали, біогенні елементи, мінеральні завислі, мулисті наноси, що надходять з поверхневими зливами і зливовими стоками
Фітозагороджувальні і фітогеохімічні бар'єри	Поверхневі та ґрунтові води	Метали, радіонукліди, вуглеводні, трихлоретилен (ТХЕ), високомолекулярні ТХЕ, нітрати, озон
Поля зрошення	Забруднена вода	Важкі метали, різні органічні забруднення, біогенні елементи
Ризофільтрація	Забруднена вода	Радіонукліди, метали

Всім рослинам необхідні біогенні елементи, а також життєво важливі метали (Fe, Zn, Cu, Mn, Mo, C). Рослини мають здатність тією чи іншою мірою отримувати важкі метали з ґрунтів та водних середовищ [47].

Протягом багатьох років проводяться дослідження акумулятивних властивостей водних рослин з метою їх використання в біомоніторингу та фіторемедіації вод, забруднених різноманітними поллютантами. Дослідження зосереджені, серед іншого, на механізмах сорбції, факторах, що впливають на кінетику та рівновагу процесу, а також на взаємовідносинах між концентраціями забруднень, накопичених у їхній структурі та середовищі існування. Перевірено стійкість макрофітів до забруднення та можливість їх багаторазового використання в процесах фіторемедіації води та стічних вод [40, 43, 44].

Найчастішими зануреними та плаваючими типами та видами водних рослин, перевіреними на можливість їх використання в біомоніторингу водних екосистем та фіторемедіації води та стічних вод є *Elodea canadensis* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogetonaceae* та

Lemna minor L. [45 – 52].

Для оцінки сорбційних якостей макрофітів проводяться дослідження кінетики сорбції та параметрів рівноваги. Оцінка включає також можливість десорбції накопичених поллютантів з рослинної біомаси з метою повторного використання в процесах фіторе mediaції.

Занурені та плаваючі водні рослини можуть поглинати ксенобіотики з донних відкладень через свою кореневу систему, якщо вона є, або всією поверхнею безпосередньо з води. Було підтверджено, що концентрації аналітів, накопичених у водних рослинах, корелюють з їх концентраціями у воді та/або донних відкладах [45, 48].

Передбачається, що процес сорбції поверхнею водних рослин шляхом іонного обміну [48]; однак також помічено, що механізм сорбції може мати різні характеристики, що підтверджується низькою енергією активації процесу сорбції та, в окремих випадках, швидкими та легкими процесами десорбції.

На процес іонного обміну, як основний механізм сорбції катіонів, вказують дослідження, проведені на *Potamogeton natans*. Було підтверджено, що серед інших цей макрофіт сорбує катіони водню при низьких значеннях рН розчину, а потім десорбує зі збільшенням рН розчину, з яким він контактував [50]. Подібні висновки зроблено на підставі результатів досліджень, які показують, що сорбція катіонів важких металів відбувається одночасно з десорбцією природно зв'язаних у макрофітах катіонів: H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} та Mg^{2+} [50].

Veglio і Beolchini заявили, що існує багато способів поглинання металів клітинами рослин. Вони розділили процеси біосорбції на поверхневу сорбцію, а також поза- та внутрішньоклітинне накопичення [53]. Інший досліджень виокремлює біосорбцію як швидкий і оборотний процес, заснований на фізичному і хімічному зв'язуванні катіонів металів (комплексоутворення і хелатування, іонний обмін, мікропреципітація і адсорбція) і біоаккумуляцію як повільний і необоротний процес, який відбувається тільки в живих організмах

і який головним чином впливає на метаболічну активність клітини [47].

Одним із прикладів дослідження кінетики поверхневої сорбції є дослідження катіонів міді, цинку та свинцю в макрофітах: *Myriophyllum spicatum* та *Ceratophyllum demersum*. Результати досліджень сорбції з розчинів цих металів об'ємом 250 см^3 і початковими концентраціями 10 мг/дм^3 показують, що час досягнення динамічної рівноваги становить приблизно 20 хвилин. Це було підтверджено іншими тестами на тих же видах рослин; однак наголошується, що рівноважний стан при сорбції міді в *Myriophyllum spicatum* досягається через 35 хвилин. Інші дослідження сорбції свинцю тим самим макрофітом показують, що через 10 хвилин сорбується 66% катіонів свинцю, присутніх у вихідному розчині, тоді як у динамічній рівновазі, досягнутій через 20 хвилин, сорбується 85% катіонів Pb. Дослідження кінетики сорбції ртуті в *Potamogeton natans* показують, що через 30 хвилин з розчинів сорбується приблизно 90% Hg [50, 51].

Дослідження кінетики та ефективності сорбції також стосуються згаданої вище біоаккумуляції - повільного процесу, що триває багато днів.

Прикладом є дослідження біоаккумуляції кадмію в рослинах *Myriophyllum*. Сорбцію проводили з розчинів з концентрацією від 0,018 до $0,14 \text{ ммоль/дм}^3$. Через 96 годин сорбується від 81 до 95 % катіонів Cd залежно від виду рослини та початкової концентрації кадмію в розчині [53]. Макрофіт *Ceratophyllum demersum*, який утримувався в розчині селену з концентрацією $0,13 \text{ ммоль/дм}^3$, через 31 добу сорбував $0,0062 \pm 0,0011 \text{ ммоль/г дм}^3$, а *Myriophyllum spicatum* через 13 діб сорбував $0,0027 \pm 0,0001 \text{ ммоль/г дм}^3$ досліджуваної речовини [50]. В інших дослідженнях *Ceratophyllum demersum* через 24 год у розчині миш'яку з початковою концентрацією $0,04 \text{ ммоль/дм}^3$ сорбувався $0,003 \text{ ммоль/г дм}$ цього елемента, а через 48 годин $0,004 \text{ ммоль/г дм}$ [46]. Через 7 діб із розчину з початковою концентрацією свинцю $0,1 \text{ ммоль/дм}^3$ цей макрофіт накопичив $0,008 \text{ ммоль/г дм Pb}$ (95,8%); однак більша частина свинцю була накопичена вже після 1-го дня: $0,0059 \text{ ммоль/г дм}$, тобто 70% доступних катіонів свинцю [46].

Дослідження ефективності сорбції важких металів *Potamogeton pectinatus* і *Potamogeton malaianus* показали, що вони накопичують у вихідному розчині в середньому 92 % Cd, 79 % Pb, 86 % Mn, 70 % Cu і 67 % Zn. Порівняння сорбційних властивостей *Elodea canadensis* та *Salvinia* sp. було проведено та сорбційні характеристики *Lemna minor*, в якому з розчину з початковою концентрацією 10 мг/дм³ сорбовані об'єми становили 98,83 % Pb, 94,07 % Cd, 72,78 % Cu, 69,03 % Ni та 63,42 % Zn. Підтверджено, що ефективність сорбції більшості металів була більшою в розчинах з початковою концентрацією 10 мг/дм³ порівняно з розчинами з удвічі більшою концентрацією, що, ймовірно, є результатом заповнення активних центрів сорбованими металами [46, 47].

За результатами інших лабораторних випробувань відомо, деякі типи водних рослин здатні гіперакумулювати речовини з розчинів. Однією з рослин з такими характеристиками є *Elodea canadensis* Michx. У рослині накопичується велика кількість Cu, Zn та Cd, і, як також підтверджено, висока концентрація Cu та Zn у його клітинах не зупиняє росту рослини та подальшого накопичення металів. Інші дослідження також показали здатність цього макрофіту до надакумуляції Cr. Хороші сорбційні характеристики Cu, Zn, Cd та Pb з розчинів демонструють: ряска мала *Lemna minor*, елодея канадська *Elodea canadensis* і мох хвилястий *Leptodictyum riparium* [47 – 53].

На накопичення полютантів водними рослинами в природних умовах впливає низка абіотичних факторів, серед яких рН, присутність інших катіонів у водах водойми, температура, інтенсивність фотосинтетичного світла та період експозиції, а також біотичні фактори, серед іншого, специфічні особливості (наприклад, здатність до гіперакумуляції та стійкість до високих концентрацій забруднення), форми зберігання та детоксикації речовини рослиною, а також взаємодія з іншими сполуками, присутніми в клітині [47].

рН розчину є одним з найбільш часто аналізованих параметрів. Катіони водню впливають на розчинність сполук полютантів; вони розташовуються в активних центрах і впливають на ступінь іонізації сорбату під час процесу.

Випробування, проведені з використанням *Myriophyllum spicatum*, показали, що максимальна ефективність сорбції катіонів свинцю (76%) досягається при $\text{pH} = 5$. Ефективність сорбції катіонів Pb при $\text{pH} 2,0$ становила лише 37%. Помічено, що дуже конкурентна сорбція катіонів водню призводить до зниження сорбції катіонів свинцю [28]. Подібні результати були отримані при аналізі процесів сорбції Se(VI) *Lemna minor* в діапазоні змін pH від 2,0 до 8,0. Максимальна ефективність сорбції досягається при pH розчину 6 [48].

Подібний вплив на сорбцію має загальна мінералізація розчину. Дослідження, проведені з *Elodea canadensis* і *Potamogeton natans*, показали, що при зниженні солоності у цих макрофітів підвищується ефективність сорбції. Дослідження також показали, що температура впливає на сорбцію металів макрофітами. Підтверджено, що з підвищенням температури в діапазоні від 278 до 293 К ефективність сорбції зростає. Припускають, що температура впливає на зміну складу ліпідів клітинних мембран, що може сприяти сорбції металів [49].

В останні роки все більша увага приділяється використанню різних видів водних установок у процесах очищення вод і стічних вод, переважно від важких металів. Найбільшою перевагою процесу фіторемедіації, як методу видалення важких металів, є низька вартість порівняно з класичними методами очищення, його простота, що підвищує ефективність і робить його економічно доцільним. Немає особливих вимог щодо постачання поживними елементами рослин, які беруть участь у процесі очищення [54].

Дослідження щодо використання водних установок для очищення води та стічних вод спрямовані на оцінку здатності водних установок видаляти важкі метали з розчинів, швидкість процесу, вплив великих концентрацій аналітів на їх морфологію та фізіологію та оцінку можливість десорбції важких металів з рослин, щоб повторно використовувати ту саму біомасу кілька разів.

Разом з дослідженнями, пов'язаними з використанням сорбційних характеристик водних рослин для очищення води, були проведені

дослідження щодо багаторазового використання біомаси. Це пояснюється тим, що мертва біомаса не втрачає своїх поверхневих сорбційних характеристик. Для того, щоб реактивувати поверхню та дезактивувати важкі метали, десорбцію катіонів металів та їх осадження у нерозчинній формі проводять, наприклад, шляхом промивання біомаси в H_2S , карбонаті або бікарбонаті натрію та в розчинах з фактором хелатоутворення металів, наприклад EDTA. Проводять також десорбцію металів у розчинах кислот [30, 37, 43]. Одним з найбільш часто використовуваних десорбуючих засобів є соляна кислота. Підтверджено, що в розчині HCl з концентрацією $0,1 \text{ моль/дм}^3$ з *Myriophyllum spiticum* десорбується приблизно 55% Cu , 60% Ni та 71-72% Co і Zn [47]. Ефективність десорбції селену з *Lemna minor* у розчині HCl тієї ж концентрації становила 18 % [52]. Соляну кислоту (0,5%) успішно використовували для багаторазової десорбції міді з біомаси *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum brasiliensis*, *Eichhornia crassipes*, *Potamogeton lucens* і *Salvinia herzogii* [52].

Наведені результати досліджень показують, що фіторе mediaція стічних вод із застосуванням занурених і плавучих водних установок може бути ефективним і економічно доцільним методом очищення поверхневих вод і додаткового очищення промислових стічних вод.

Для застосування фітотехнологій у північних регіонах основна проблема полягає у використанні в умовах знижених температур. Тим не менш, великий досвід використання таких систем в інших країнах – Данія, Швеція та Норвегія, Канада та Північна Америка, в яких вже існує 130, 71, 67, 60 очисних споруд відповідно, показує, що такі штучні біоплато, які використовуються як споруд для доочищення стоків, дуже ефективні навіть за умов знижених температур. При цьому зниження ефективності систем очищення в холодний період незначне порівняно з теплим періодом [37, 41, 48].

Системи очищення води на очеретяних і очеретяних плантаціях широко застосовуються в Америці. Описані споруди застосовують очеретяну рослинність для очищення забрудненого поверхневого стоку. Такі методи застосовують у Японії, Нідерландах, Китаї; а також в Австралії, Норвегії та

інших країнах. Очерет успішно застосовується як метод очищення стічних вод свинарських комплексів у Великій Британії за рахунок його стійкості до підвищених концентрацій поллютантів.

У Сполучених Штатах Америки, м. Бентон з населенням 4700 чоловік, вже з 1985 року використовується очищення побутових стоків у ставках, які зарості водними рослинами, зокрема очеретом. Така система очищення обслуговування в 10 разів дешевше ніж використання традиційних способів. Ця система показує ефективні показники очищення води із забруднень сполуками фосфору, азоту, зважених частинок та органічних речовин. В Ірландії, у місті Вільямстоун, успішно застосовується спосіб спільного очищення господарсько-побутових вод (72%) та поверхневих стоків (28%). Така система є три мілководні лагуни, дві з яких засаджені рогозом і очеретом, а третя – біоставок і в ній висаджені ряска і лілії. Такий процес очищення має такі показники (мг/л): БСК - 9, завислі речовини - 9, повний азот - 14,2, аміак - 0,8, нітрати - 9,2, повний фосфор - 4,45, ортофосфати - 3,15. У середньому, за 2 роки відсоток зниження концентрацій забруднюючих речовин дорівнює: 48% БПК, завислі речовини на 83%, загальний азот на 51%, загальний фосфор на 13%, видалення патогенних організмів досягло 99,77% [37].

Системи доочищення на основі елодеї можна використовувати в умовах помірного клімату, їхня ефективність буде спостерігатися протягом цілого року.

Ефективність використання водного гіацинту ейхорнії в США показують 97-98% очищення побутових та стічних по БСК₅. У Китаї ейхорнію використовують для очищення стоків від срібла. Даний макрофіт очищує воду від таких забруднювачів як важкі метали, зважені речовини, сполуки фосфору і азоту з ефективністю 100, 91, 53,9 і 92,9% відповідно, при цьому БПК та ГПК зменшувалися на 98,6 та 91 % [37, 41, 48].

Завдяки цьому методу можна відмовитися від сорбційного очищення.

Таким чином, технології фіторемедіації є відмінним доповненням для очищення стічних вод, а в ряді випадків можуть бути альтернативою

стандартних способів глибокого очищення забруднених вод. Такий висновок зроблено на основі широкої географії поширення даного методу та численних досліджень в галузі екологічної інженерії систем захисту водних об'єктів від забруднення стічними водами.

Для використання процесів фітореMediaції застосовуються різні технологічні схеми очищення та обладнання. Однією з таких схем є метод фітореMediaльного очищення стічних вод від іонів важких металів за допомогою природного біосорбенту застосуванням енергії електромагнітного випромінювання дуже високої частоти [43].

Такий процес включав такі стадії:

- збирання в усереднювач забрудненої води;
- перекачування СВ у штучний біо ставок;
- опромінення електромагнітним випромінюванням частотою 65 ГГц рослини у водному середовищі протягом 15 хвилин;
- контроль залишкового вмісту катіонів міді у розчині;
- скидання у водойму очищеної води;
- підйом відпрацьованої фітомаси піддоном та перенесення її з біо ставка у ванну для приготування елюату (може бути проміжне сушіння на повітрі);
- приготування розчину елюату;
- електрохімічне вилучення ІТМ з елюату;
- утилізація знешкодженої фітомаси.

Оскільки знешкоджена фітомаса рослин не має накопичених шкідливих та небезпечних речовин, то її можна використовувати як сировину для виробництва добрив, паперу, відправляти на переробку на газ, рідке паливо та використовувати в інших цілях.

Таким чином, ми звернули увагу на прості, ефективні, доступні рішення очищення води, віддаючи перевагу технологічним підходам, заснованим на формуванні біологічних загороджувальних бар'єрів використовуючи такі методи очищення як фітореMediaція, ризофільтрація та біосорбція.

На основі проведеного аналізу з вибору системи очищення стічних вод

нами пропонується для доочищення побутових стічних вод екобіотехнологічний комплекс з регулюючою ємністю на основі фіторемедіації спільно з габіонно-фільтраційним очищенням для приведення якості води до норм, з подальшим скидом у поверхневу водойму (рис. 4).

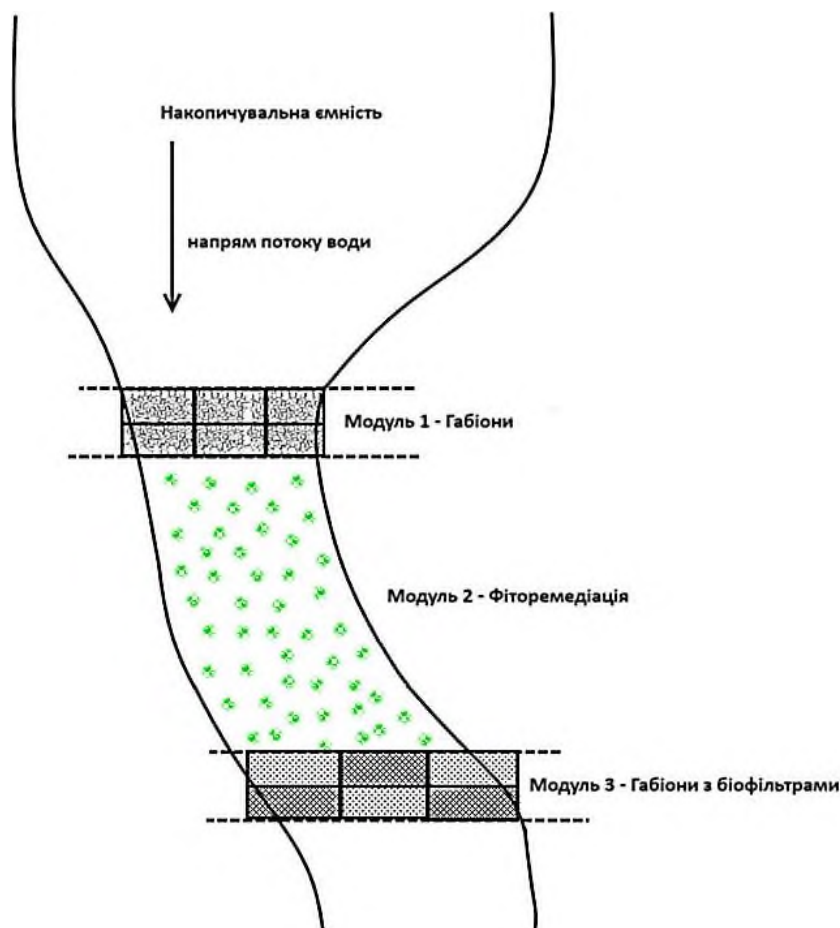


Рис. 4 – Схема комплексу очищення

На початку цього потоку розміщується перший модуль очищення, що складається з габіонів з сорбуючим і фільтруючим завантаженням на основі біосорбенту, додаванням гравію, щебеню та каменю. Загальна площа габіонів становитиме близько 15 м².

Це вісім габіонів розмірами 1х2х0,5 м і три габіонні блоки розмірами 2х2х1 м. Перший тип габіонів вистилатиме дно русла і послужить зміцненням габіонів другого типу. На цьому етапі відбуватиметься первинне очищення стоків за такими показниками: хлориди, сульфати, фосфати, нітрати, амонійний азот, зважені речовини, нафтопродукти. Схему габіону наведено на рис 5.

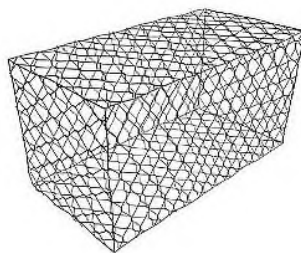


Рис. 5 – Принципова схема габіону.

З аналізу літератури було з'ясовано, що габійні конструкції мають широке поширення та зарекомендували себе як ефективний недорогий та багаторічний комплекс очищення стічних вод, що застосовується для озер [22].

В основі габійнів лежить сітка подвійного кручення. Вона застосовується в захисних та загороджувальних цілях, для зміцнення схилів, зміцнення залізничного полотна, створення загороджувальних фільтрів. Подвійне скручування усуває розкручування сітки у разі розриву. Сітка стелиться по дну, розділяється перегородками висотою 0,2-0,5 метра і в ємності, що утворилися, укладається завантажувальний матеріал (гравій, біосорбенти, керамзит, шунгіт, цеоліт) потім зверху укладається сітка і зшивається дротом з перегородками. Такі конструкції є гнучкими і у разі підмивання або просідання ґрунту заповнюють порожнечі. За час експлуатації 5-10 років габійон покривається рослинністю і на завантаженні з'являються мікроорганізми, унаслідок чого утворюється біоплівка, що сприяє додатковому очищенню води.

Головні властивості габійонних комплексів це: висока проникність крізь них води та повітря, високий рівень сорбції дрібних твердих частинок та нафтопродуктів, хімічна стійкість та довговічність, придатність для розростання рослин-макрофітів.

На слабких ґрунтах під такі ящики підкладають підстилку з геотекстилю чи геоматів. На рисунку 6 представлені способи укладання габійонів.

Ми пропонуємо укладати габійні бар'єри типу «а» та «в». Слід зазначити, що камінь, що укладається в габійони, бажано мати на 10-15%

більше розміру комірки сітки, що застосовується. Це значно підвищує якість споруди.

В основі очищення води через таку фільтраційну споруду лежить рух потоку води крізь природний наповнювач – сорбент. Такий процес очищення аналогічний фільтрації підземних потоків води крізь водоносний горизонт. Це означає, що на запропонованій ділянці моделюються умови самоочищення води близькі до природних.

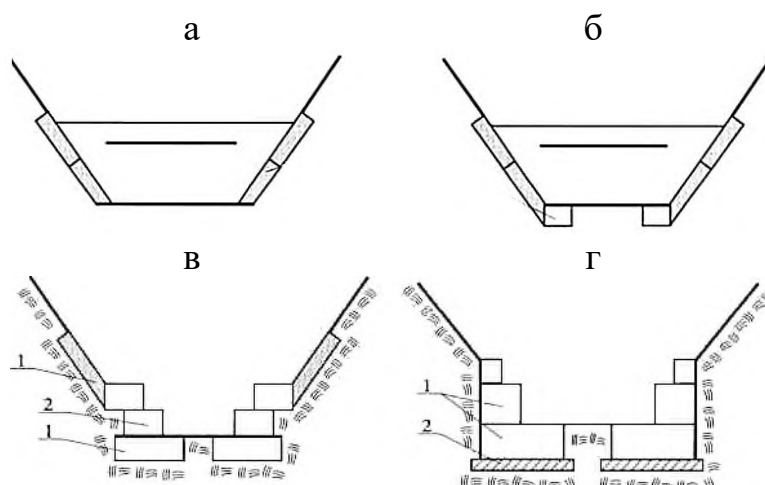


Рис. 6 – Типи укладання загороджувальних бар'єрів з габіонів: 1 – вставка; 2 – габіони.

Блоки заповнюються фільтраційним матеріалом – гравієм, щебенем, каменем з додаванням біосорбентів (тирса, біопрепарати, компостна суміш). Це підвищить інтенсивність утворення біоплівки на фільтраційно-сорбуючому матеріалі та збільшить інтенсивність очищення води. Типи завантаження габіонів сорбентом наведено на рис. 7.

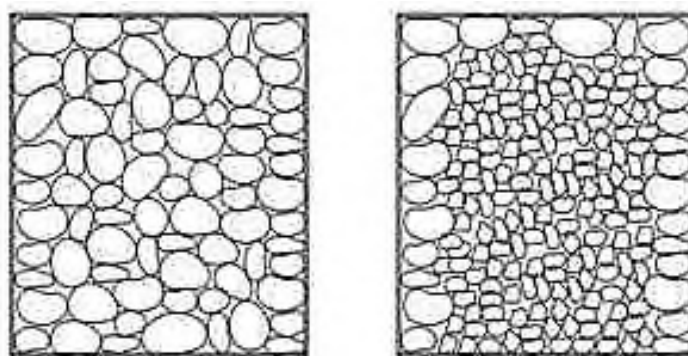


Рис. 7 – Завантаження габіонів сорбентом.

Таким чином, стоки будуть готуватися до наступної стадії очищення у

другому модулі.

Другий модуль очищення – фіторемедіаційний, заснований на проходженні стоків через угруповання вищих водних рослин – макрофітів. Як макрофіти ми пропонуємо використовувати такі рослини: ейхорнія, водяний горіх, ряска, латаття жовте. А також водорості: водопериця кільчаста, кушир (рис. 8)

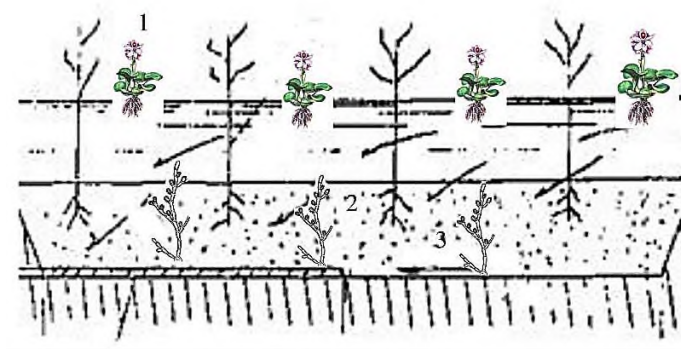


Рис. 8 – Схема біоплато: 1 – плаваючі макрофіти, 2 – напівзанурені макрофіти, 3 – водорості.

Фітосорбційний модуль розташовуватиметься відразу після першого габіонного сорбційного модуля.

Фіторемедіаційне очищення протікає за рахунок наступних механізмів: фітоекстракція, фітодеградація, фітовипарування, фітостабілізація та ризофільтрація.

За рахунок впровадження спільнот макрофітів ми створюємо аналог біоплато. Така біосистема самостійно розвиватиметься і підтримуватиме природний процес очищення води.

Як головний елемент використовуватиметься рослина Ейхорнія. Вона засвоює різні біогенні речовини – органічні речовини, нафтопродукти, СПАРи, різні отрути, має антибактеріальну здатність та інгібує розвиток синьо-зелених водоростей – ініціаторів «цвітіння» води. Також ейхорнія збагачує воду киснем.

Як інші макрофіти пропонується використовувати кореневі системи водяного горіха, латаття жовтого. Ці макрофіти за допомогою кореневої системи і листя, що контактують з водою, засвоюють з неї неорганічний

вуглець карбонатів, мінеральні солі, низькомолекулярні вуглеводи, амінокислоти та інші речовини. Така коренева система забезпечує ефективну адсорбцію поживних речовин. У таблиці 7 представлено опис макрофітів, що використовуються.

Таблиця 7 – Перелік культур, які найбільше підходять для природної фільтрації ставків

Назва культури	Опис культури	Зображення культури
Ейхорнія <i>Eichhornia crassipes</i>	Сорбує феноли, фосфати, інсектициди. Здатна поглинати важкі метали (кадмій, нікель, срібло, залізо), нафтопродукти. Завдяки цим властивостям, ейхорнію часто використовують для доочищення стічних вод.	
Ряска <i>Lemna</i>	Ряска є макрофітом у вигляді однодольної, покритонасінної водорості. Вона плаває поверхнею води. Акумулює фосфор, важкі метали (мідь)	
Латаття жовте <i>Nuphar lutea</i>	Перешкоджає росту ціанобактерій (синьо-зелених водоростей), а також очищає водойму від важких металів та органічних сполук.	
Водяний горіх <i>Trapa natans</i>	Засвоює сполуки азоту, феноли, гербіциди, знижує рівень ХСК стоків. Близький за ефективністю до ейхорнії	

Водопериця кільчаста <i>Myriophyllum verticillatum</i>	Має високу засвоюючу властивість таких речовин як іони заліза [III], хрому [VI], бензол, сульфат-іони	
Кушир <i>Ceratophyllum</i>	Очищає воду від суспензій, СПАВ, органічних сполук. Збагачує воду киснем	

Очищення в такому модулі буде здійснюватися за рахунок механізмів фітореMediaції, а саме:

- фітоекстракція за рахунок поглинання важких металів корінням рослин та акумуляція їх у листі,
- фітодеградація за рахунок поглинання органічних сполук та перетворення їх на воду та вуглекислий газ,
- фітовипаровування за рахунок поглинання важких металів та органічних речовин та перетворення їх на воду, вуглекислий газ та трансформовані органічні сполуки,
- фітостабілізації та ризофільтрації.

Ефективність очищення стоків за допомогою ейхорнії та ряски представлена в таблицях 9 та 10. Дані засновані на результатах очищення 1 л стічної води однією рослиною ейхорнії та наступним вмістом забруднюючих речовин (табл. 8):

Таблиця 8 – Концентрація речовин у вихідній стічній воді

Показник	Концентрація
Завислі речовини	182 мг/л
Сухий залишок	481 мг/л
Фосфати	12 мг/л
Нітрати	2,25 мг/л
Нітрити	14,43 мг/л
Амоній	0,59 мг/л
Залізо	0,97 мг/л
Хлориди	152,4 мг/л

Сульфати	112 мг/л
Нафтопродукти	2,55 мг/л

Таблиця 9 – Показники ефективності очищення стоків у відсотках за допомогою ейхорнії

Показник	Відсоток очищення, %
Зважені речовини, мг/л	94
Сухий залишок, мг/л	65,9
Фосфати, мг/л	95,7
Нітрати, мг/л	99,93
Нітріти, мг/л	99,9
Амоній, мг/л	27,11
Залізо, мг/л	100
Хлориди, мг/л	58
Сульфати, мг/л	60
Нафтопродукти, мг/л	98,74
ХСК, мг(O ₂)/л	75
БСК, мг(O ₂)/л	50

Таблиця 10 – Показники ефективності очищення стоків у відсотках за допомогою ряски

Показник	Відсоток очищення, %
Зважені речовини, мг/л	95,6
Сухий залишок, мг/л	59,6
Фосфати, мг/л	5,4
Нітріти, мг/л	2,7
Амоній, мг/л	27,11
Алюміній, мг/л	41,17
Залізо, мг/л	45,36
Сульфати, мг/л	45,8
Нафтопродукти, мг/л	45,5

З урахуванням наявності першого та третього модуля очищення, швидкості потоку та ширини русла, нам знадобиться близько 150 м довжини ділянки для організації комплексу фіторемедійного очищення поверхневих стоків.

Для самостійної підтримки необхідної необхідно внести початковий обсяг макрофітів – по 10 представників кожного виду.

Протягом одного-двох місяців вони розмножаться до необхідної кількості, підтримуватимуться саморегуляцією і очищатимуть стоки від наступних забруднювачів: зважені речовини, сухий залишок, фосфати,

нітрати, нітрити, амоній, залізо, хлориди, сульфати, нафтопродукти.

Після цього, наприкінці другого модуля пропонуємо розмістити третій модуль очищення. Це біофільтраційні фільтри з використанням пливчастих фільтрів BioSteps, які будуть вмонтовані у габіонні сітки.

Загальна площа цих фільтрів становитиме близько 15 м². Це вісім габіонів розмірами 1х2х0,5 м та три габіонні блоки розмірами 2х2х1 м.

Його біозавантаження виконане у вигляді листів пласкої форми, що складаються з масиву переплєтених між собою волокон міцного полімеру. Біофільтр BioSteps поєднує в єдину структуру: біологічний реактор та фільтр для зберігання біомаси та запобігання забруднення твердими частинками.

Модуль BioSteps заснований на використанні легкого та плаваючого наповнювача: біостерину. Наповнювач біостерин складається з полістирольних кульок. Ці намистини блокуються під стелею бетонної конструкції (комірки), яка має сопла, що дозволяють очищеній воді витікати. Тому наповнювач біостерин оптимізує тривалість циклу між промиваннями та уникає засмічення.

На фільтрі утворюватиметься біоплівка, що складається з мікроорганізмів.

Цей модуль захистить каналізаційне обладнання від потрапляння до неї рослин, завислих частинок та доочистить стоки за такими показниками: ХСК, NH₄⁺, Р, зважені тверді частинки.

Цей комплекс є економічно вигідним, ефективним і не вимагає ретельного обслуговування, тому підходить як вирішення проблеми поверхневого стоку з перевищеними ГДК забруднюючих речовин.

РОЗДІЛ 4. ОХОРОНА ПРАЦІ

4.1. Організація охорони праці на підприємстві

Охорона праці – це система правових, соціально-економічних, організаційно-технічних, санітарно-гігієнічних і лікувально-профілактичних заходів та засобів, спрямованих на збереження життя, здоров'я і працездатності людини в процесі трудової діяльності [56].

Охорона праці водночас вирішує два завдання. Одне з них – інженерно-технічне – передбачає запобігання небезпечним подіям під час трудового процесу через: заміну небезпечних матеріалів менш небезпечними; перехід на нові технології, які зменшують ризик травмування і захворювання. Друге – соціальне – пов'язане з відшкодуванням матеріальної, моральної чи соціальної шкоди, завданої внаслідок нещасного випадку або професійного захворювання, тобто це захист працівника та його прав.

Виходячи з поставлених перед нею завдань, охорона праці, ґрунтуючись на правових та організаційних основах, вирішує питання виробничої санітарії, виробничої та пожежної безпеки. Структурну схему охорони праці наведено на рис. 9.

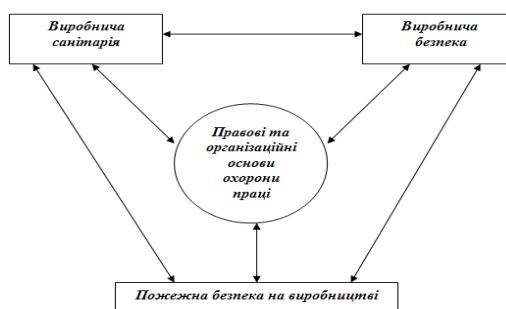


Рис. 9 – Структурна схема охорони праці

Зі схеми видно, що правові та організаційні основи охорони праці є тією базою, яка забезпечує соціальний захист працівників і на якій будується санітарно-гігієнічний та інженерно-технічний складник охорони праці. Виробнича санітарія, виробнича безпека та пожежна безпека на виробництві, з одного боку, базуються на правових та організаційних основах охорони праці, з іншого – вони визначають пріоритети, структуру цих основ та

необхідність змін в них. Виробнича санітарія, виробнича безпека та пожежна безпека на виробництві також тісно взаємопов'язані, що буде видно з подальшого вивчення навчальної дисципліни.

Законодавство про охорону праці передбачає і обов'язки працівників. Зокрема вони зобов'язані: дбати про особисту безпеку і здоров'я, а також про безпеку і здоров'я оточуючих людей у процесі виконання будь-яких робіт під час перебування на території підприємства; знати і виконувати вимоги нормативно-правових актів з охорони праці, правила поведінки з машинами, механізмами, устаткуванням та іншими засобами виробництва, користуватися засобами колективного та індивідуального захисту; проходити у встановленому законодавством порядку попередні та періодичні медичні огляди [56].

Працівник несе безпосередню відповідальність за порушення зазначених вимог.

Регулювання взаємовідносин між роботодавцем і працівником з питань охорони праці здійснюється колективним договором (угодою) [29].

4.2. Відповідальність посадових осіб за порушення законодавства з охорони праці

Згідно із Законом України «Про охорону праці» за порушення законодавчих та інших нормативних актів про охорону праці (розділ VIII) встановлені різні види відповідальності: дисциплінарна, адміністративна, матеріальна, кримінальна.

Дисциплінарна відповідальність регулюється Кодексом законів про працю і передбачає такі види покарання, як догана та звільнення.

Адміністративна відповідальність – це відповідальність посадових осіб і працівників перед органами державного нагляду, що полягає у застосуванні до них штрафних санкцій. Умови притягнення до адміністративної відповідальності передбачені Кодексом України про адміністративні правопорушення. Ст. 41 КУпАП.

Контроль і нагляд за дотриманням законодавчих та інших нормативних актів з охорони праці, з безпеки проведення робіт здійснюють органи державного нагляду за охороною праці.

Законом України «Про охорону праці» та Положенням про порядок накладання штрафів на підприємства, установи та організації за порушення нормативних актів про охорону праці встановлено відповідальність підприємств у вигляді штрафу. Максимальний розмір штрафу, що накладається на підприємство, не може перевищувати 2% місячного фонду зарплати. Якщо встановлено факт приховання нещасного випадку, власник сплачує штраф у 10-кратному розмірі.

Матеріальною відповідальністю передбачено відшкодування збитків, заподіяних підприємствами працівникам (або членам їх сімей), які постраждали від нещасного випадку чи профзахворювання.

Кримінальна відповідальність за порушення правил охорони та безпеки праці передбачена ст. 135, 218, 219 і 220 Кримінального кодексу України. Згідно з цією статтею порушення вимог законодавчих та інших нормативних актів про охорону праці посадовою особою підприємства, установи, організації незалежно від форм власності, громадянином – власником підприємства чи уповноваженою ним особою, якщо це порушення створило небезпеку для життя або здоров'я громадян, карається виправними роботами на строк до одного року або штрафом до 15 мінімальних розмірів заробітної плати.

4.3. Інструктажі з питань охорони праці: характер інструктажів, час, періодичність та місце проведення

За характером і часом проведення інструктажі з питань охорони праці (далі – інструктажі) поділяються на вступний, первинний, повторний, позаплановий та цільовий [56].

Вступний інструктаж проводиться: з усіма працівниками, які приймаються на постійну або тимчасову роботу, незалежно від їх освіти, стажу

роботи та посади; з працівниками інших організацій, які прибули на підприємство і беруть безпосередню участь у виробничому процесі або виконують інші роботи для підприємства;

Даний вид інструктажу проводиться спеціалістом служби охорони праці або іншим фахівцем відповідно до наказу (розпорядження) по підприємству, в кабінеті охорони праці або в приміщенні, що спеціально для цього обладнано, з використанням сучасних технічних засобів навчання, навчальних та наочних посібників за програмою, розробленою службою охорони праці з урахуванням особливостей виробництва. Програма та тривалість інструктажу затверджуються керівником підприємства.

Первинний інструктаж проводиться до початку роботи безпосередньо на робочому місці з працівником: новоприйнятим (постійно чи тимчасово) на підприємство або до фізичної особи, яка використовує найману працю; який переводиться з одного структурного підрозділу підприємства до іншого. На робочому місці первинний інструктаж проводиться індивідуально або з групою осіб одного фаху за діючими на підприємстві інструкціями з охорони праці відповідно до виконуваних робіт.

Повторний інструктаж на робочому місці індивідуально з окремим працівником або групою працівників, які виконують однотипні роботи, за обсягом і змістом переліку питань первинного інструктажу. Інструктаж проводиться в терміни, визначені нормативно-правовими актами з охорони праці, які діють у галузі, або роботодавцем (фізичною особою, яка використовує найману працю) з урахуванням конкретних умов праці, але не рідше: на роботах з підвищеною небезпекою – 1 раз на 3 місяці; для решти робіт – 1 раз на 6 місяців [56].

Позаплановий інструктаж проводиться з працівниками на робочому місці або в кабінеті охорони праці: при введенні в дію нових або переглянутих нормативно-правових актів з охорони праці, а також при внесенні змін та доповнень до них; при зміні технологічного процесу, або модернізації устаткування, приладів та інструментів, вихідної сировини, матеріалів та

інших факторів, що впливають на стан охорони праці. Позаплановий інструктаж може проводитись індивідуально з окремим працівником або з групою працівників одного фаху.

Цільовий інструктаж проводиться з працівниками: при ліквідації аварії або стихійного лиха; при проведенні робіт, на які відповідно до законодавства оформлюються наряд-допуск, наказ або розпорядження. Інструктаж проводиться індивідуально з окремим працівником або з групою працівників.

Первинний, повторний, позаплановий і цільовий інструктажі проводить безпосередній керівник робіт (начальник структурного підрозділу, майстер) або фізична особа, яка використовує найману працю [56].

4.4. Заходи і засоби для забезпечення нормованих значень шуму та вібрації.

Джерелом шуму і вібрації є працююче обладнання. Для зменшення впливу шуму на людину вживаються такі заходи.

Організаційного характеру: нормування шуму; організація попередніх та періодичних медичних оглядів працівників; скорочення часу роботи з гучними машинами та обладнанням - через певний період часу ($T = 2-4$ год) робочі спрямовуються на мал шумні робочі місця, на їх місце приходять інші. Розміщення виробничого обладнання у приміщеннях і на робочих місцях здійснюється з врахуванням вимог ергономіки. Ергономічні вимоги відповідають ДНАОП 0.03-3.14-85. Санітарно-гігієнічні параметри умов праці у виробничих приміщеннях і на виробничих майданчиках мають відповідати стандартам і нормативній документації з безпеки праці: рівень шуму - ДНАОП 0.03-3.14-85, рівень вібрації - ДНАОП 0.03-3.12-84.

Попередження утворення і поширення шуму: використання звукоізолюючих кожухів і звукопоглинаючих матеріалів. Це дозволяє значно знизити шум в безпосередній близькості до джерела; використання засобів індивідуального захисту (навушники, вушні вкладиші) - в приміщеннях для подрібнення. Зміна напрямку шуму орієнтуванням повітрозабірних і

випускних отворів систем механічної вентиляції і компресорних установок в сторону від робочих місць. Допустимі рівні приймаються залежно від призначення території, приміщень згідно ДБН В1.1-31:2013 «Захист територій, будинків і споруд від шуму». ДСТУ 12.1.012:2008 Система стандартів безпеки праці. Вібраційна безпека. Загальні вимоги»

4.5 Забезпечення необхідності санітарного стану лабораторії

Санітарно-побутові приміщення відповідають вимогам ДСП 173-96 і ДБН В.2.5-67:2013. На роботах, де можливий вплив на шкіру шкідливих речовин, видаються за встановленими нормами змиваючі та знешкоджуючі речовини. Прийом їжі проводиться тільки у виділеному для цієї мети приміщенні.

Працівники підприємства забезпечені в установленому порядку засобами індивідуального захисту, спецодягом, спецвзуттям, спецхарчуванням і іншими засобами. Спецодяг виробничого персоналу (основного і допоміжного) підлягає, при необхідності, знепилюванню і / або хімічного чищення і дегазації. Засоби колективного та індивідуального захисту працюючих відповідають вимогам відповідних стандартів безпеки праці. Засоби індивідуального і колективного захисту, що включають засоби нормалізації умов роботи і засоби зниження впливу на працівників шкідливих виробничих факторів.

4.6. Заходи і засоби для захисту працюючих від ураження електричним струмом, блискавкозахист і захист від статичної електрики

Електробезпека на підприємстві відповідає вимогам ДНАОП 0.00-1.21-98, ДСТУ 7237:2011 та ПУЕ.

Обслуговування діючих електроустановок, проведення в них оперативних переключень, організація й виконання ремонтних, монтажних, налагоджувальних робіт і випробувань здійснюється спеціально підготовленим електротехнічним персоналом. Відповідальність за виконання

вимог ПУЕ і ДНАОП 0.00-1.21-98 електротехнічним персоналом на підприємстві визначається посадовими інструкціями й положеннями, затвердженими у встановленому порядку.

На кожну електроустановку в підприємстві, крім технічної документації з експлуатації, є затверджена проектна документація, акт здачі електроустановки в експлуатацію, паспорт на обладнання, апаратуру й прилади, виконавча схема електричних з'єднань, блокувань, сигналізації, розміщення, протоколи електричних випробувань, вимірів, налагодження окремих пристроїв, реле тощо.

Для захисту обслуговуючого персоналу від ураження електричним струмом всі електроустановки відповідають вимогам по забезпеченню захисту від ураження електричним струмом за ПУЕ. В електроустановках заземлення корпусів електрообладнання без з'єднання з нульовим проводом електромережі не допускається.

Усі металеві й електропровідні неметалеві частини обладнання заземлені незалежно від того, чи застосовуються інші заходи захисту від статичної електрики. Приєднанню до контуру заземлення за допомогою окремого відгалуження (незалежно від наявності заземлення з'єднаних із ними комунікацій і конструкцій) підлягають: - апарати, ємкості, агрегати, в яких здійснюється подрібнення, розпилювання, розбризкування продуктів; - футеровані й емальовані апарати (ємкості); - окремо розташовані машини, агрегати, апарати, не з'єднані трубопроводами із загальною системою апаратів і ємностей.

Технологічне обладнання, встановлене на заземлених металевих площадках або підвалинах, додаткового під'єднання до контуру заземлення не потребує

4.7. Забезпечення пожежовибухової безпеки

Пожежа – позарегламентний процес знищування або пошкодження вогнем майна, під час якого виникають чинники, небезпечні для живих істот і

довкілля. (згідно з ДСТУ 2272 Пожежна безпека. Терміни та визначення основних понять.)

Пожежею є некероване горіння поза межами спеціально відведеного вогнища, яке може призвести до загибелі і (або) ураження людей (тварин, рослин), значних матеріальних збитків, суттєвого погіршення стану навколишнього природного середовища.

Пожежна безпека – стан об'єкта, при якому з регламентованою ймовірністю відкидається можливість виникнення та розвиток пожежі, і впливу на людей її небезпечних факторів, а також забезпечується захист матеріальних цінностей.

На підприємствах існує два види пожежної охорони: професійна і воєнізована. Воєнізована охорона створюється на об'єктах з підвищеною небезпекою. Крім того, на підприємствах для посилення пожежної охорони організовуються добровільні пожежні дружини і команди, добровільні пожежні товариства і пожежно-технічні комісії з числа робітників та службовців.

Основними завданнями пожежної охорони є: здійснення контролю за дотриманням протипожежних вимог; запобігання пожежам і нещасним випадкам на них; гасіння пожеж, рятування людей та надання допомоги в ліквідації наслідків аварій, катастроф і стихійного лиха.

Правовою основою діяльності в галузі пожежної безпеки є Конституція, Правила пожежної безпеки та інші Закони України, постанови Верховної Ради, накази та розпорядження Президента, декрети, постанови та розпорядження Кабміну, стандарти, будівельні норми та правила, відомчі нормативи, рішення органів державної виконавчої влади, місцевого та регіонального самоврядування, прийняті в межах їх компетенції.

Нормативні акти, стандарти, технічні умови, інші нормативно-технічні документи на пожежонебезпечні технологічні процеси та вироби мають включати вимоги пожежної безпеки та узгоджуватися з органами Державного пожежного нагляду.

Загальні вимоги до пожежної безпеки об'єктів будівництва наведено у ДБН В. 1. 1-7-2002. Усі технічні рішення щодо забезпечення пожежного захисту підлягають нормуванню.

Пожежна охорона підприємств контролюється органами Державного пожежного нагляду, Головним управлінням пожежної охорони Міністерства внутрішніх справ України, відділами Державного пожежного нагляду, відділами внутрішніх справ, виконавчих комітетів, міських, районних Рад народних депутатів, частинами пожежної охорони міст, селищ міського типу і районних центрів.

РОЗДІЛ 5

ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ

Проблема захисту населення і територій від надзвичайних ситуацій природного та техногенного характеру, а також від небезпек, що виникають при веденні військових дій або внаслідок цих дій (від надзвичайних ситуацій природного, техногенного та військового характеру) завжди була і як і раніше залишається дуже актуальною [57].

Складовими частинами цивільного захисту (ЦЗ) є цивільна оборона та захист населення та територій за надзвичайних ситуацій природного та техногенного характеру.

Для реалізації комплексу заходів щодо підготовки до захисту та захисту населення і територій при надзвичайних ситуаціях військового характеру створено та функціонує система цивільної оборони, а для мирного часу - єдина державна система попередження та ліквідації надзвичайних ситуацій. Останніми роками розроблено і прийнято ряд законодавчих і нормативно-правових актів, які регулюють діяльність у сфері запобігання і ліквідації надзвичайних ситуацій, накопичено значний досвід у проведенні заходів з попередження надзвичайних ситуацій та ліквідації їх наслідків [57].

Відповідно до завдань, що вирішуються ЦЗ використовуючи принципи наукової логіки, структуру теорії можна представити як таку, що складається з [57]:

- загальні основи цивільного захисту, що включають логіко-методичні та загальнотеоретичні проблеми цивільного захисту, загальні принципи та закономірності захисту населення та територій при надзвичайних ситуаціях природного, техногенного та військового характеру, концепції та програми цивільного захисту, національна нормативна правова база у цій галузі, міжнародне гуманітарне право та практика;

- зниження ризику надзвичайних ситуацій природного, технічного та військового характеру, що включає дослідження причин та закономірностей

виникнення та розвитку небезпек та загроз природного, техногенного та військового характеру, організації їх моніторингу, проблем прогнозування та оцінки наслідків, розробки рекомендацій, заходів та технологій щодо зниження ризику надзвичайних ситуацій природного, техногенного та військового характеру;

– використання сил і засобів системи цивільного захисту, що вивчає характер, закономірності, принципи та способи підготовки та використання сил і засобів, у тому числі закономірності їх створення та розвитку, удосконалення структури, підтримки в готовності, визначення складу та структури, підготовки резервів, системи підготовки кадрів, технічного оснащення сил.

– засоби та способи захисту населення та території за надзвичайних ситуацій природного, техногенного та військового характеру, що вивчає процеси їх розвитку та використання, характер, обсяги, способи накопичення та використання резервів необхідних ресурсів для запобігання, локалізації та ліквідації надзвичайних ситуацій, шляхи підвищення стійкості об'єктів економіки за надзвичайних ситуацій, проблеми першочергового життєзабезпечення постраждалого населення.

Балони із киснем використовуються для зварювання металів. На території відбулася умовна аварія. Вибухнув балон із киснем із літражем = 40Л (одиначне зберігання). Визначити характер руйнування приміщення при надзвичайній ситуації. Балон із азотом знаходиться на відстані $R_{об} = 600$ м.

Розрахунки:

1. Радіус зони детонаційної (бризантної) дії вибуху R_1 , що визначається за формулою:

$$R_1 = 17,5 \sqrt[3]{M}$$

де R_1 – радіус зони детонаційної (бризантної) дії вибуху, м;

Так як 40 літрів можна перевести через коефіцієнт щільності у масу, для розрахунків буде враховуватися маса 57 т кисню в балоні.

M – маса ГПС, ППС у резервуарі, кг. За M приймається 50 % вмісту

резервуара при одиночному збереженні і 90 % – при груповому. В випадку із завданням , балон із азотом тільки один, тому М приймаємо за 50%.

$$R_1 = 17,5 \sqrt[3]{0,5 \cdot 57} = 53,4 \text{ м}$$

2. Радіус зони дії продуктів вибуху (осколків) R_2 об'ємного вибуху розраховуємо за формулою:

$$R_2 = 1,7 \cdot R_1,$$

де R_2 – радіус зони дії продуктів вибуху (осколків), м;

$$R_2 = 1,7 \cdot 53,4 = 90,78 \text{ м}$$

3. Надмірний тиск ΔP_ϕ у зоні розльоту продуктів вибуху дорівнює:

$$\Delta P_\phi = 1300 \cdot \left(\frac{R_1}{R_{об}} \right)^3 + 50 ,$$

де – надмірний тиск у зоні розльоту продуктів вибуху, кПа;

$R_{об}$ – відстань від центру вибуху до об'єкта, м.

$$\Delta P_\phi = 1300 \cdot \left(\frac{90,78}{600} \right)^3 + 50 = 54,50 \text{ кПа}$$

4. Радіус дії R_3 ударної хвилі визначається в залежності від формули:

$$R_3 = 12 \cdot R_1 ,$$

де R_3 – радіус дії ударної хвилі, м;

$$R_3 = 12 \cdot 90,78 = 1089 \text{ м}$$

5. Надмірний тиск ΔP_{yx} у зоні дії ударної хвилі обчислюється за формулою

$$\Delta P_{yx} = \frac{233}{\sqrt{1 + 0,41 \left(\frac{R_{об}}{R_1} \right)^3 - 1}},$$

де – надмірний тиск у зоні дії ударної хвилі, кПа.

$$\Delta P_{yx} = \frac{233}{\sqrt{1 + 0,41 \left(\frac{600}{90,78} \right)^3 - 1}} = 21,41 \text{ кПа}$$

Висновок. Дивлячись на розрахунки, надмірний тиск у зоні дії ударної хвилі = 21,41 кПа - ступінь руйнування об'єкту слабкий.

ВИСНОВКИ

1. Водні ресурси є головним екологічним фактором, який визначає соціальний, економічний, екологічний розвиток суспільства. Систематичне інтенсивне антропогенне навантаження на навколишнє природне середовище спричинило погіршення еколого-гігієнічного стану поверхневих та підземних вод. Гідрологічний режим міської території характеризується екстремальними умовами водонепроникної поверхні (асфальт, дахи будівель). У містах частка проникної поверхні набагато нижче, ніж на природних ґрунтах. Це призводить до змін у балансі обміну через те, що поверхневий стік з території міст великий, а живлення підземних вод незначне. Зміни водного балансу на урбанізованих територіях супроводжується погіршенням якості вод і збільшенням їх агресивності.

2. Основним фактором забруднення природних вод є надходження до водних об'єктів неочищених або недостатньо очищених стічних вод. Деяка кількість забруднюючих речовин може надходити також з атмосферного повітря. Основу забруднення складають мінеральні і органічні речовини. Тому необхідність доведення якості поверхневих стічних вод до показників водойм рибогосподарського призначення змушує використовувати різноманітні технології для доочищення стоку. Це значно збільшує вартість очисних споруд через дорожнечу матеріалів та обладнання. При цьому глибоке очищення на локальному об'єкті без достатньої очистки решти стоку не призводить до значного поліпшення екологічного стану водного об'єкта в цілому.

3. Економічна ситуація, що склалася в країні, призводить до неможливості забезпечення нормативного очищення поверхневих стічних вод за традиційними схемами. З цієї причини на сьогоднішній день очищенню піддається не більше 10% поверхневих стічних вод, що організовано відводяться з міських територій. Враховуючи зазначені недоліки існуючих споруд очищення та характерні особливості поверхневого стоку, можна сформулювати низку вимог, яким мають відповідати сучасні системи

очищення побутових стічних вод: можливість очищення широкого спектру забруднень; екологічність будівництва та експлуатації; можливість експлуатації з урахуванням кліматичних особливостей регіону; функціонування без підведення електроенергії та постійного знаходження персоналу; мінімізація матеріальних та тимчасових витрат при зведенні та експлуатації; естетичний вигляд при розміщенні на міських територіях. Цим вимогам відповідають системи, що у беруть участь самоочищенні природного довкілля. Однак природа не встигає самостійно адаптуватися до стрімкого технічного прогресу та його негативного впливу, тому перспективним напрямом розвитку очисних споруд є їхнє поєднання в єдині біотехнічні системи, дія яких заснована на використанні природних здібностей біологічних об'єктів до очищення (біоремедіації).

4. Біологічні методи з використанням рослин для очищення водойм, стають ефективною альтернативою традиційним методам. Водні рослини, які використовуються в процесах фіторемедіації, повинні бути стійкими до високої концентрації ксенобіотиків та мати здатність накопичувати кілька забруднюючих речовин одночасно, високий рівень забруднення, здатність до біологічного розкладання, навіть при відносно низькому рівні забруднення, швидкий ріст, велике виробництво біомаси, стійкість до хвороби та шкідники, а також складні умови навколишнього середовища. Іншою перевагою фіторемедіації є її низька вартість, порівняно з традиційними методами. Методи фіторемедіації не потребують спеціального обладнання.

5. Найбільш часто використовуються занурені та плаваючі типи та види водних рослин, перевіреними на можливість їх використання в біомоніторингу водних екосистем та фіторемедіації стічних вод є *Elodea canadensis* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spiticum* L., *Potamogetonaceae* та *Lemna* мінор L. Проведені дослідження доводять, що фіторемедіація стічних вод із застосуванням занурених і плавучих водних установок може бути ефективним і економічно доцільним методом очищення поверхневих вод і додаткового очищення промислових стічних вод.

6. На основі проведеного аналізу з вибору системи очищення стічних вод нами пропонується екобіотехнологічний комплекс з регулюючою ємністю на основі фіторе mediaції спільно з габіонно-фільтраційним очищенням. Цей комплекс складається з 3 модулів: перший модуль очищення складається з габіонів з сорбуючим і фільтруючим завантаженням на основі біосорбенту, додаванням гравію, щебеню та каменю. Другий модуль очищення – фіторе mediaційний, заснований на проходженні стоків через угруповання вищих водних рослин – макрофітів. Як макрофіти ми пропонуємо використовувати такі рослини: ейхорнія, водяний горіх, ряска, латаття жовте. А також водорості: водопериця кільчаста, кушир. Фіторе mediaційне очищення протікає за рахунок наступних механізмів: фітоекстракція, фітодеградація, фітовипарування, фітостабілізація та ризофільтрація. Як головний елемент використовуватиметься рослина Ейхорнія. Вона засвоює різні біогенні речовини – органічні речовини, нафтопродукти, СПАРи, різні отрути, має антибактеріальну здатність та інгібує розвиток синьо-зелених водоростей – ініціаторів «цвітіння» води. Також ейхорнія збагачує воду киснем. Інші макрофіти – водяний горіх та латаття жовте за допомогою кореневої системи і листя, що контактують з водою, засвоюють неорганічний вуглець карбонатів, мінеральні солі, низькомолекулярні вуглеводи, амінокислоти та інші речовини. Така коренева система забезпечує ефективну адсорбцію поживних речовин. Третій модуль очищення – це біофільтраційні фільтри з використанням пливчастих фільтрів BioSteps, які будуть вмонтовані у габіонні сітки.

7. Ефективність очищення стоків здійснювали за допомогою ейхорнії та ряски. Дані засновані на результатах очищення 1 л стічної води однією рослиною ейхорнії та наступним вмістом забруднюючих речовин: завислі речовини – 182 мг/л, сухий залишок – 481 мг/л, фосфати – 12 мг/л, нітрати – 2,25 мг/л, нітрити – 14,43 мг/л, амоній – 0,59 мг/л, залізо – 0,97 мг/л, хлориди – 152,4 мг/л, сульфати – 112 мг/л, нафтопродукти – 2,55 мг/л. Одержані показники ефективності очищення стоків у відсотках за допомогою ейхорнії у

‰: зважені речовини – 94, сухий залишок – 65,9, фосфати – 95,7, нітрати – 99,93, нітрити – 99,9, амоній – 27,11, залізо – 100, хлориди – 58, сульфати – 60, нафтопродукти – 98,74, ХСК – 75, БСК – 50.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Васютинська К.А., Барбашев С.В., Кімінчиджи М.І. Оцінка комплексного показника екологічної урбанізації регіонів України. Екологічні науки. 2020. № 3(30). С. 7 – 14.
2. Vasutynska K.A., Barbashev S.V. Analysis of urbanization impact on the dynamics of emergencies and risks for population in Ukraine. Odes'kyi Politechnichnyi Universytet. Pratsi. 2018. № 2 (55). P. 137–144
3. Halder J.N., Islam M.N. Water pollution and its impact on the human health. Journal of environment and human. 2015. Vol. 2(1). Pp. 36–46.
4. Rietveld L.C., Siri J.G., Chakravarty I. Improving health in cities through systems approaches for urban water management. Environ. Health. 2016. 15(Suppl 1). Vol. 31. Pp. 152–171.
5. Scott J., McGrane. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. Hydrological Sciences Journal. 2016. Vol. 61:13. Pp. 2295–2311.
6. Mikovits C., Rauch W., Kleidorfer M. Dynamics in urban development, population growth and their influences on urban water infrastructure. Procedia Engineering. 2014. Vol. 70. Pp. 1147–1156.
7. Eshtawi T., Evers M., Tischbein B. Quantifying the impact of urban area expansion on groundwater recharge and surface runoff. Hydrological Sciences Journal. 2016. Vol. 61. Pp. 826–843.
8. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод. Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня». 2002. 622 с.
9. Лобода Н.С., Отченаш Н.Д. Підземні води, їх забруднення та вплив на навколишнє середовище. Харків : Харків. 2017. 351 с.
10. Кравчук А.М. Водопостачання і водовідведення : навчальний посібник. К: КНУБА. 2012. 180 с.
11. Постанова КМУ від 25.03.1999 № 465 Про затвердження Правил охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами.

12. Закон України Про водовідведення та очищення стічних вод. Від 12.01.2023 № 2887-IX
13. Запольський А. К., Мішкова-Клименко Н. А. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод. Київ : Лібра. 2000. 552 с.
14. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування: ДБН В.2.5-75: 2013. Київ : Мінрегіон України, 2013. 214 с.
15. Технології захисту навколишнього середовища. Ч. 2. Методи очищення стічних вод : підручник / [В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, Р. В. Петрук, Г. В. Сакалова та ін.]. Херсон : Олді-плюс, 2019. 298 с.
16. ДСТУ ISO.7027:2003 Якість води. Визначання каламутності (ISO 7027:1999, IDT)
17. ДСТУ ISO 7887:2003 Якість води. Визначання і дослідження забарвленості (ISO 7887:1994, IDT)
18. ДСТУ 4077-2001 Якість води. Визначання рН (ISO 10523:1994, MOD)
19. ДСТУ ISO 9963-1:2007 Якість води. Визначення лужності. Частина 1. Визначення загальної та часткової лужності (ISO 9963-1:1994, IDT)
20. ДСТУ ISO 9963-2:2007 Якість води. Визначення лужності. Частина 2. Визначення карбонатної лужності (ISO 9963-2:1994, IDT)
21. ДСТУ ISO 6060:2003 Якість води. Визначання хімічної потреби в кисні (ISO 6060:1989, IDT)
22. Salt D. E., Smith R. D., Raskin I. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology. 1998. Vol. 49:1. P. 643-668
23. Thomas G., James J. Phytoremediation of Organic Contaminants in Soil and Groundwater. 2nd EuCheMS Chemistry Congress. Vol. 1, Issue 8-9. 2008. P. 708 – 717
24. Cunningham S. D., Berti W. R. Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. In Vitro, Cell & Developmental Biology. 1997. № 29. P. 207 – 212.
25. Dordio A. V., Carvalho A. J. P. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix.

Journal of Hazardous Materials. 2013. P. 252 – 253.

26. Edwards R. Metabolism of natural and xenobiotic substrates by the plant glutathione S-transferase superfamily. In: Molecular Ecotoxicology of Plants (ed. H. Sandermann), Ecological Studies. 2014. V. 170. P. 17 – 50.

27. Persistent organic pollutants in environment of the Pearl River Delta, China: an overview / J. Fu [others]. Chemosphere, 2004. № 52. P. 1411 – 1422.

28. Gabler D. Ecological status assessment of rivers using macrophytes on selected examples. Scientific Review. Eng and Environ Sci., 2011. № 52. P. 75 – 83.

29. Zazouli M., Bazrafshan Y., Balarak D. Phytodegradation potential of bisphenol A from aqueous solution by *Azolla Filiculoides*. Journal of environmental health science & engineering. 2014. Vol. 12. P. 66 – 71.

30. Hasanuzzaman M. Prasad M. N. V. Handbook of Bioremediation : Physiological, Molecular and Biotechnological Interventions. Elsevier Science 2020. P. 715 – 726

31. Alkio M., Tabuchi T. M., Wang X. Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms. Journal of Experimental Botany. 2005. №56. P. 2983 – 2994.

32. Andre I., Schneider H., Rubio J. Sorption of heavy metal ions by the nonliving biomass of freshwater macrophytes. Environ Sci Technol. 1999. №33. P. 2213 – 2217.

33. Burken J. G., Schnoor J. L. Distribution and volatilization of organic compounds following uptake by hybrid poplar trees. International Journal of Phytoremediation, 1999. № 1. P. 139 – 151.

34. Coleman J. Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation // Trends in Plant Science, 1997. № 2. P. 144 – 151.

35. Rabajczyk A., Jozwiak M. A. The possibilities of using macrophytes as bioindicators of heavy metals occurring in sediments. Monit Srodow Przyrod. 2008. № 9. P. 19 – 26.

36. Environmental Protection Agency. Introduction to Phytoremediation; EPA/600/R-99/107. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA,

2000.

37. Glass D.J. The 1998 United States Market for Phytoremediation. Needham, MA, USA. 1998. p. 140.

38. Van Epps A. Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons; Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2006. P. 236 – 245.

39. Drake E.N. Phytoremediation of aged petroleum hydrocarbons in soil. In Proceedings of the IBC Phytoremediation Conference, Seattle, WA, USA, 18–19 June 1997.

40. Pilon-Smits E. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 2005. № 56. P. 15–39.

41. Hassan S., Labreque. M, Hijri M. Phytoremediation: Biotechnological procedures involving plants and arbuscular mycorrhizal fungi. In *Mycorrhizal Biotechnology*; Devarajan Thangadurai, C.A.B., Hijri, M., Eds.; CRC Press: New York, NY, USA. 2010. P. 152.

42. Khan A.G. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 2005. № 18. P. 355–364.

43. Vidali, M. Bioremediation. An overview. *Pure Appl. Chem.* 2001. № 73. P. 1163–1172.

44. Miller, R. Phytoremediation: Technology Overview Report; Ground Water Remediation Technologies Analysis Center: Pittsburgh, PA, USA. 1996. Volume 39. P. 80.

45. Wenzel W.W. Adriano D.C., Salt D., Smith, R. Phytoremediation: A plant-microbe-based remediation system. *Bioremediat. Contam. Soils* 1999. № 37. P. 457 – 508.

46. Bissonnette L., St-Arnaud M., Labrecque M. Phytoextraction of heavy metals by two salicaceae clones in symbiosis with arbuscular mycorrhizal fungi during the second year of a field trial. *Plant Soil.* 2010. Vol. 332. P. 55 – 67.

47. Desjardins D., Pitre, F., Guidi Nissim W., Labrecque M. Differential uptake of silver, copper and zinc suggests complementary species-specific

phytoextraction potential. *Int. J. Phytorem.* 2016. Vol. 18. P. 598 – 604

48. Guidi W., Kadri H., Labrecque M. Establishment techniques to using willow for phytoremediation on a former oil refinery in southern Quebec: Achievements and constraints. *Chem. Ecol.* 2012. Vol. 28. P. 49–64.

49. Samecka A., Kempers A. Radboud University Biomonitoring of Water Pollution with *Elodea Canadensis*. A Case Study of Three Small Polish Rivers with Different Levels of Pollution. *Water Air and Soil Pollution.* 2003. № 145(1). P.139-153

50. Mazej Z, Germ M. Trace element accumulation and distribution in four aquatic macrophytes. *Chemosphere.* 2009 № 74. P. 642 – 647

51. Munteanu V., Munteanu G. Biomonitoring of mercury pollution: A case study from the Dniester River. *Ecolog Indic.* 2007. № 7. P. 489 – 496.

52. Axtell N., Sternberg A., Claussen K. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresour Technol.* 2003. № 89(1). P. 41-48.

53. Veglio F., Beolchini, F. Removal of Metals by Biosorption: A Review. *Hydrometallurgy*, 1997. № 44. P. 301-316

54. Gajewska E. Effect of nickel on antioxidative enzyme activities, proline and chlorophyll contents in wheat shoots. *Biologia Plantarum.* 2005. № 50. P. 653-659.

55. Chaychuk Dale. Gabion Baffle System Mount Barker. SOUTH AUSTRALIA. URL.: <https://www.geofabrics.co/news/gabion-baffle-system> (дата звернення: 26.09.2023)

56. НПАОП 73.1-1.11-12. Правила охорони праці під час роботи в хімічних лабораторіях. Міністерство надзвичайних ситуацій України. 2012. 20 с.

57. Концепція захисту населення і територій у разі загрози та виникнення надзвичайних ситуацій. веб-сайт. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/284/99#Text> (дата звернення: 07.11.2023)