

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ФАКУЛЬТЕТ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ,
ІНЖЕНЕРІЇ ТА ТЕХНОЛОГІЙ
КАФЕДРА ЕКОЛОГІЇ

ДОПУСТИТИ ДО ЗАХИСТУ
Завідувач випускової кафедри
_____ Дудар Т.В.
«_____» _____ 2022 р.

ДИПЛОМНА РОБОТА

(ПОЯСНЮВАЛЬНА ЗАПИСКА)

ВИПУСКНИКА ОСВІТНЬОГО СТУПЕНЯ МАГІСТРА

ЗА СПЕЦІАЛЬНІСТЮ 101 «ЕКОЛОГІЯ»,
ОСВІТНЬО-ПРОФЕСІЙНОЮ ПРОГРАМОЮ
«ЕКОЛОГІЯ ТА ОХОРОНА НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА»

**Тема: «Удосконалення технології очищення господарсько- побутових
стічних вод від сполук фосфору мікрободоростями»**

Виконавець: студентка групи ЕК-201М Макоїд Анастасія Андріївна

(студент, група, прізвище, ім'я, по батькові)

Керівник: канд. техн. наук, доцент кафедри екології Павлюх Леся Іванівна,
(науковий ступінь, вчене звання, прізвище, ім'я, по батькові)

Консультант розділу «Охорона праці»:

(підпис)

Кажан К. І.
(П.І.Б.)

Нормоконтролер:

(підпис)

Явнюк А. А.
(П.І.Б.)

КИЇВ 2022

НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет екологічної безпеки, інженерії та технологій

Кафедра екології

Спеціальність, освітньо-професійна програма: спеціальність 101 «Екологія»,
ОПП «Екологія та охорона навколишнього середовища»

(шифр, найменування)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

_____ Дудар Т.В.

«_____» _____ 2022 р.

ЗАВДАННЯ

на виконання дипломної роботи

Макоїд Анастасії Андріївни

1. Тема роботи «Удосконалення технології очищення господарсько- побутових стічних вод від сполук фосфору мікроводоростями» затверджена наказом ректора від «26» серпня 2022 р. №1132/ст.
2. Термін виконання роботи: з 26.09.2022р. по 30.11.2022р.
3. Вихідні дані роботи: дані досліджень Інституту гідробіології НАН України.
4. Зміст пояснювальної записки: надання загальної характеристики сучасного стану водних об'єктів в Україні, аналіз актуальних методів та технологій очищення для видалення фосфору з господарсько-побутових стічних вод, аналіз застосування вищих водних рослин *Euglena gracilis* для очищення стічних вод від біогенних сполук.
5. Перелік обов'язкового графічного (ілюстративного) матеріалу: рисунки, діаграми, таблиці.

6. Календарний план-графік

№ з/п	Завдання	Термін виконання	Підпис керівника
1	Пошук літературних джерел за темою дипломної роботи	28.09.2022-02.10.2022	
2	Оброблення знайденого літературного матеріалу	03.10.2022-10.10.2022	
3	Написання основної частини	11.10.2022-31.10.2022	
4	Написання висновків	01.11.2022-03.11.2022	
5	Оформлення дипломної роботи	04.11.2022-08.11.2022	
6	Оформлення дипломної роботи згідно вимог діючих стандартів	09.11.2022-21.11.2022	
7	Перший етап перед захисту дипломної роботи	15.11.2022	
8	Підготовка до захисту: доповідь, презентація, ілюстративний (роздатковий) матеріал	16.11.2022-21.11.2022	
9	Захист дипломної роботи	22.11.2022	

7. Консультація з окремого(мих) розділу(ів):

Розділ	Консультант (посада, П.І.Б.)	Дата, підпис	
		Завдання видав	Завдання прийняв
Охорона праці	Консультант к.т.н., доцент кафедри цивільної та промислової безпеки ФЕБІТ НАУ Кажан К. І.		

8. Дата видачі завдання: «26» вересня 2022 р.

Керівник дипломної роботи (проекту): _____
(підпис керівника)

Павлюх Л.І.
(П.І.Б.)

Завдання прийняв до виконання: _____
(підпис випускника)

Макоїд А.А.
(П.І.Б.)

РЕФЕРАТ

Пояснювальна записка до дипломної роботи «Удосконалення технології очищення господарсько-побутових стічних вод від сполук фосфору мікроводоростями»: 90 с., 12 рис., 6 табл., 73 літературне джерело.

В останні роки суттєво зріс інтерес до штамів мікроводоростей, які здатні максимально швидко видаляти зі стічних вод біогенні елементи – фосфор та азот, що сприяють евтрофуванню водних об'єктів. Основною метою даного дослідження було оцінити здатність *Euglena gracilis* знижувати протягом короткотривалого терміну (4-х діб) концентрацію фосфору та азоту у стічних водах до рівня рекомендованого законодавством ЄС. Згідно з одержаними результатами, *E. gracilis* характеризується високими показниками вилучення біогенних речовин зі стічних вод, і здатна активно вегетувати в умовах різного навантаження водного середовища неорганічними сполуками азоту та фосфору. Про це свідчать високі показники накопичення нею біомаси та фотосинтетичних пігментів. Використання досліджуваної мікроводорості під час третинної обробки стічних вод дозволить за короткотривалий термін (2-4 доби) суттєво зменшити в них концентрацію азоту та фосфору. Оскільки *E. gracilis* властива здатність до міксотрофного росту, то вона може брати активну участь не лише у видаленні зі стічних вод неорганічних забруднюючих речовин, але й органічних. При засвоєнні сполук азоту та фосфору *E. gracilis* накопичує високу біомасу, яка після відповідної обробки може слугувати перспективною сировиною для отримання комерційно цінних метаболітів.

В магістерській роботі проаналізовано сучасну літературу стосовно умов формування, фізичних характеристик, хімічного складу і властивостей стічної води з завищеним вмістом сполук фосфору. Розглянуто існуючі на сьогодні біологічні методи очищення стічних вод від біогенних сполук. Запропоновано перспективний метод очищення стічних вод від біогенних сполук в біоставках з використанням вищих водних рослин *Euglena gracilis*.

СТІЧНІ ВОДИ, БІОГЕННІ ЕЛЕМЕНТИ, ФОСФАТИ, ЕВТРОФІКАЦІЯ,
EUGLENA GRACILIS, ДООЧИЩЕННЯ, ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ, ТЕРМІНІВ.....	8
ВСТУП.....	9
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ СКЛАДУ СТІЧНИХ ВОД.....	11
1.1 Сучасний стан водних об'єктів в Україні та світі	11
1.2. Умови формування та вміст біогенних сполук у стічних водах	19
1.3 Механізм розвитку та наслідки евтрофікації водойм.....	26
1.4. Висновки до розділу	31
РОЗДІЛ 2. ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДІВ ТА ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД.....	33
2.1. Огляд технологій очищення стічних вод від біогенних сполук	33
2.1.1. Первинне очищення стічних вод.....	38
2.1.2. Вторинне очищення стічних вод.....	39
2.1.3. Третинне очищення стічних вод	39
2.2. Аналіз промислового застосування біологічних технологій для видалення фосфору з господарсько-побутових стічних вод	41
2.3. Знезараження стічних вод	46
2.4. Висновки до розділу	47
РОЗДІЛ 3 .ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ФОСФОРУ ЗА ДОПОМОГОЮ <i>Euglena gracilis</i>.....	49
3.1. Матеріали та методи дослідження	49
3.2. Аналіз вищих водних рослин <i>Euglena gracilis</i> з метою використання для очищення стічних вод від біогенних сполук	57
3.3. Висновки до розділу	70

РОЗДІЛ 4. ОХОРОНА ПРАЦІ	72
4.1. Шкідливі та небезпечні виробничі фактори при дослідженні	72
4.2. Технічні та організаційні заходи для зменшення рівня впливу небезпечних та шкідливих виробничих факторів при дослідженні	74
4.3. Розрахунок загальнообмінної вентиляції для нормалізації температури робочого приміщення	77
4.4. Забезпечення вибухової та пожежної безпеки під час дослідження	78
4.5. Висновки до розділу	80
ВИСНОВКИ	82
СПИСОК БІБЛОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	83

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ, ТЕРМІНІВ

СВ – стічні води;

ОСВ – очищені стічні води;

ГДК – гранично допустима концентрація;

БСК – біологічне споживання кисню;

ХСК – хімічне споживання кисню;

ЗР – завислі речовини;

СПАР – синтетичні поверхнево активні речовини.

ВСТУП

Евтрофікація водних об'єктів на сьогодні визнана однією з найбільш серйозних екологічних проблем. Під терміном «евтрофікація» розуміють надмірне збагачення води поживними речовинами, зокрема сполуками фосфору та азоту, під дією природних та антропогенних чинників, що характеризується підвищенням продуктивності фітопланктону та макрофітів.

Актуальність теми роботи обумовлена значним збільшенням концентрацій фосфатів у водоймах. Недостатнє видалення цієї речовини зі стічних вод є причиною забруднення підземних і поверхневих вод, призводить до евтрофікації природних водоймищ. Наявність біогенних елементів призводить до розвитку ціанобактерій (синьо-зелених водоростей). Надмірний розвиток водоростей погіршує роботу водозабірних споруд та рибний промисел, зменшує гідравлічні параметри потоку. Цвітіння водойм також призводить до зменшення розчиненого кисню, погіршення умов для розвитку рослинного і тваринного світу та порушення нормального функціонування природних екосистем.

Проблема видалення сполук фосфору зі стічних вод не має оптимального вирішення на даний час та потребує наукових додаткових досліджень.

Мета роботи: є екологічна оцінка якості господарсько-побутових стічних вод за показником вмісту фосфатів для визначення основних джерел забруднення та розробки заходів щодо його зменшення за допомогою мікроводоростей.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі *завдання:*

1. Проаналізувати сучасний стан водних об'єктів України.
2. Вивчити проблему евтрофікаційного потенціалу водних ресурсів.
3. Дослідити метаболізм мікроводоростей по відношенню до сполук фосфору у стічних водах.
4. Дослідити ефективність вилучення біогенних елементів зі стічних вод *Euglena gracilis*.

5. Надати практичні рекомендації щодо вдосконалення технологічного очищення стічних вод від біогенних елементів.

Об'єкт дослідження – очищення господарсько-побутових стічних вод.

Предмет дослідження – метаболізм мікроводоростей по відношенню до сполук фосфору у стічних водах.

В результаті виконання роботи було встановлено, що основним джерелом надходження фосфатів у водойми являються господарсько-побутових стічних вод.

Наукова новизна отриманих результатів.

Вперше: на основі експериментальних досліджень встановлено здатність *Euglena gracilis* за короткотривалий термін знижувати концентрації основних біогенних елементів, які сприяють евтрофуванню водних об'єктів, до рівня нижчого за встановлений законодавством ЄС для скидів стічних вод;

Набуло подальшого розвитку: дослідження метаболізму *Euglena gracilis* по відношенню до сполук фосфору у стічних водах.

Удосконалено: технологію біологічного доочищення господарсько-побутових стічних вод від сполук фосфору за допомогою мікроводоростей.

Практичне значення отриманих результатів. полягає у комплексному аналізі досвіду подолання евтрофікації водойм та на основі аналізу досліджень, є ефективність у застосуванні мікроводоростей для подолання «цвітіння» водойм.

Особистий внесок випускника: за допомогою не прямого (дистанційного метода) отримання інформації дослідження проводився аналіз використання культури *Euglena* в системах доочистки стічних вод.

Апробація отриманих результатів. Результати дипломної роботи представлялися на X Всесвітньому конгресі "Авіація у XXI столітті" – "Безпека в авіації та космічні технології", Київ, Україна, 2021 рік.

Публікації: Л.І. Павлюх, А.А. Макоїд. Дослідження ефективності видалення біогенних елементів зі стічних вод мікроводоростями: **тези доп.** X Всесвітньому конгресі "Авіація у XXI столітті" – "Безпека в авіації та космічні технології".

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ СКЛАДУ СТИЧНИХ ВОД

1.1 Сучасний стан водних об'єктів в Україні та світі

Техногенне та антропогенне навантаження на українське довкілля в кілька разів перевищує відповідні показники розвинених країн.

Обсяг наявних водних ресурсів внаслідок забруднення та виснаження. Майже всі поверхневі та підземні води забруднені. Основними речовинами, що спричиняють забруднення, є сполуки азоту та фосфору, органічні речовини, що легко окислюються, пестициди, нафтопродукти, важкі метали, феноли та ін. Сильна евтрофікація внутрішніх водойм призвела до погіршення стану Чорного та Азовського морів.

За даними ЮНЕСКО Україна посідає 95 місце зі 122 країн світу за рівнем ефективного водокористування та якістю води.

Національна система управління у сфері охорони водних ресурсів потребує термінового реформування та переходу до комплексного управління водними ресурсами. Функції управління у сфері збереження, використання та відновлення водних ресурсів розподіляються між різними центральними органами, що здійснюють повноваження, що призводить до їх дублювання, різного трактування природоохоронного законодавства та неефективного використання бюджетних коштів.

Майже 80% питного водопостачання України забезпечується за рахунок використання поверхневих вод. Екологічний стан поверхневих водойм і якість води в них є основними факторами, що впливають на здоров'я населення та запобігання епідеміям. При цьому за ступенем забруднення більшість водойм поділяють на забруднені та сильно забруднені.

Якість підземних вод у багатьох регіонах України (АР Крим, Донбас, Придніпров'я) не відповідає нормативним вимогам до джерел водопостачання, в основному через антропогенне забруднення. Особливе занепокоєння викликає

ситуація із водопостачанням сільського населення, оскільки лише 25 відсотків сільських населених пунктів України мають централізоване водопостачання.

Забруднення води нітратами призводить до різноманітних захворювань, знижує загальну опірність організму, що призводить до підвищення загальної захворюваності, особливо на інфекційні та пухлинні захворювання. Неякісна питна вода, яка не відповідає нормативним вимогам, сприяє поширенню багатьох інфекційних і неінфекційних захворювань.

Україна належить до маловодних регіонів Європи. У Причорноморській низовині України відчувається дефіцит води для пиття, господарсько-побутового використання та зрошення. Крім того, якість поверхневих і підземних вод подекуди не придатна для пиття, проживання та поливу. Це зумовлено малою гідрологічною сіткою, деградацією малих річок (зникло 2 тис. малих річок), ландшафтно-кліматичними особливостями травостоїв, невеликою кількістю прісних підземних вод та величезним антропогенним водним навантаженням. Україна посідає останнє місце серед колишніх радянських республік за обсягом водозабору на душу населення. 70% населення використовує поверхневі води річок, озер і водосховищ.

Основним джерелом питної води є Дніпро, але 70% води не відповідає санітарним нормам. Площа сільськогосподарських угідь в Україні становить 41,576 млн кв. км (що становить 68% загальної площі країни). Площа зрошуваних земель становить 2,175 млн. кв. км (5% загальної площі країни). Після радянського періоду зрошувані площі різко скоротилися (з 2175 до 600 тис. га у 2010 р.) [1]. Необхідно збільшити площу зрошення на півдні країни до 1,5 млн га, щоб уникнути залежності від кліматичних умов. План використання річкової води. У більшості випадків класифікація якості води відповідає IV-V класам (за хімічним та бактеріальним станом) [2].

Найбільш забрудненими (за обсягами питної води) є басейни Дніпра, Сіверського Дінця, Приазов'я, Дністра та притоки Західного Бугу. Починаючи з 2016 року (табл. 1.1) наведено динаміку споживання прісної води, яка демонструє сильну тенденцію до зниження використання води промисловим

сектором та помірне зниження використання води сільським господарством, житловою та громадською інфраструктурою. Більш детальні дані за 2016-2021 рр. наведені в таблиці 1.1.

Таблиця 1.1

Динаміка водоспоживання в Україні у 2016-2021 роках

Характеристики	Рік						Середній показник
	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
Загальна кількість використаної води, км ³ :	<u>8,7218</u> 100 %	<u>8,597</u> <u>6</u> 100 %	<u>9,220</u> <u>1</u> 100 %	<u>8,580</u> <u>100</u> %	<u>8,719</u> <u>5</u> 100 %	<u>9,094</u> <u>2</u> 100 %	<u>8,8222</u> 100 %
- Питна вода	<u>2,409</u> 27,62 %	<u>2,298</u> 26,72 %	<u>2,192</u> 23,77 %	<u>2,103</u> 24,52 %	<u>1,956</u> 22,44 %	<u>1,917</u> 21,08 %	<u>2,145</u> 24,19 %
- Промисловість	<u>4,878</u> 55,93 %	<u>4,872</u> 56,68 %	<u>5,167</u> 56,04 %	<u>5,045</u> 58,80 %	<u>5,149</u> 59,05 %	<u>5,511</u> 60,62 %	<u>5,104</u> 56,35 %
- Сільське господарство для зрошення	<u>1,186</u> 14,00 %	<u>1,181</u> 13,74 %	<u>1,625</u> 17,63 %	<u>1,224</u> 14,26 %	<u>1,411</u> 16,18 %	<u>1,477</u> 16,23 %	<u>1,351</u> 15,34 %
- Сільське господарство для водопостачання	<u>0,2488</u> 2,85 %	<u>0,246</u> <u>6</u> 2,86 %	<u>0,236</u> <u>1</u> 2,56 %	<u>0,208</u> <u>2,42</u> %	<u>0,203</u> <u>5</u> 2,33 %	<u>0,189</u> <u>2</u> 2,07 %	<u>0,222</u> 2,52 %

Зниження ґрунтових вод призводить до погіршення якості води. У південному регіоні процес евтрофікації посилював надзвичайно спекотне літо, яке обмежувало нормальну роботу очисних споруд.

Система водопідготовки не відповідає сучасним вимогам. Наприклад, основним способом знезараження води є хлорування. Це пов'язано з утворенням хлорорганічних сполук, які дуже небезпечні для здоров'я людини. В усіх містах України зношеність (старіння) водопровідної мережі досягла 60-70%. Внаслідок

постійного переривання водопостачання відбувається вторинне забруднення питної води, що викликає розмноження шкідливих мікроорганізмів, синьо-зелених водоростей, корозію.

Основною причиною погіршення якості води поверхневих джерел є постійне забруднення їх антропогенними речовинами: нафтопродуктами, поверхнево-активними речовинами, органічними та біологічними елементами тощо, що пов'язано з недостатньою глибиною очищення стічних вод. Це свідчить про те, що технології та конструкції, розроблені в 1960-1970-х роках, не можуть витримати сучасні антропогенні навантаження. З розвитком промисловості, особливо миючих засобів, назви яких важко поррахувати, і використання автоматичних пральних машин у повсякденному житті різко зросло, що призвело до змін у складі домашніх стічних вод. З кожним днем рівень біологічних елементів (азоту та фосфору) зростає, оскільки розробляються нові склади миючих засобів для захисту нагрівальних елементів пральної машини від вапняного нальоту, покращення прання забрудненої тканини тощо.

Оскільки сполуки азоту та фосфору призводять до процесу евтрофікації водойм, необхідно видалити біологічні елементи зі стічних вод (рис. 1.1).



Рис.1.1. Процес евтрофікації водойм

Евтрофікація — це процес росту біологічної рослинності у водоймах, який відбувається внаслідок дисбалансу поживних речовин, що супроводжується надмірним розвитком водоростей, особливо зелених, синьо-зелених водоростей і діатомових водоростей, небажаних видів, які домінують над планктоном, і знищеням життя риби. -подібні дії. Метаболіти водоростей надають воді неприємного запаху і можуть викликати шкірні алергічні реакції та шлунково-кишкові розлади у людей і тварин.

До біоелементів належать вуглець, азот, фосфор і калій. При очищенні стічних вод найбільшу увагу слід приділяти видаленню азоту і фосфору, пов'язаного з евтрофікацією водойм. Процес евтрофікації в принципі можна сповільнити або навіть повернути назад, зупинивши надходження у водойму.

біологічний елемент. CO_2 поглинається водою з повітря, тому обмежити концентрацію вуглецю в питній воді відносно важко. На загальну продуктивність водойми впливає кількість і природа сполук азоту і фосфору. За сприятливих умов з 1 мг азоту утворюється 20-25 мг водоростей, з 1 мг фосфору – 40-250 мг.

Ефективна технічна оцінка та вибір методів очищення стічних вод має ґрунтуватися на кінетиці процесу очищення, а також знаннях гідродинаміки споруди для конкретних умов водогосподарського об'єкта.

Фосфор входить до складу фосфатів, які широко використовуються в миючих і пральних порошках. Фосфати широко використовуються в харчовій промисловості та процесах водопідготовки сільського господарства. Фосфати можуть потрапляти у водойми кількома шляхами, зокрема через побутові та промислові стічні води та, звичайно, змиваючись із сільськогосподарських угідь. Важливою частиною комплексного контролю складу природної та питної води є аналіз вмісту фосфатів.

Фосфати широко використовуються при обробці котлової та казанної води. Фосфат додають у воду-теплоносій для зменшення відкладень на теплообмінних поверхнях, тому важливою частиною обробки котлової води є безперервний контроль концентрації фосфатів для забезпечення відповідності робочим характеристикам.

Хороша розчинність фосфорорганічних сполук у воді становить безперечну небезпеку для навколишнього середовища та організму людини. Це пов'язано зі здатністю фосфорорганічних сполук хімічно зв'язувати та деактивувати біокатализатори різних реакцій в організмі.

Фосфорорганічні сполуки мають накопичувальні властивості в організмах, що ще більше посилює їх токсичну дію на навколишнє середовище.

Фосфорорганічні сполуки входять до складу багатьох системних інсектицидів. Фосфорорганічні сполуки різної будови є основою багатьох бойових отруйних речовин. У зв'язку з цим виникає нагальна потреба у розробці ефективних технологій запобігання наслідкам терористичних актів із застосуванням отруйних речовин. Висока розчинність у воді фосфорорганічних сполук вимагає створення надійних методів дезактивації, насамперед для видалення води з цих сполук. Багато дослідників аналізували шляхи поглинання фосфору поверхневими водоймами та їх вміст.

Так, у Китаї загальне надходження в озера за рік становить 3,1-3,2 г/м³, при цьому 80% фосфору надходить із стічними водами, решта – з атмосферними опадами.

У Німеччині приблизно 38% сполук фосфору потрапляє у водойми з побутовими стічними водами. Важливим джерелом надходження фосфору в поверхневі водойми є також сільськогосподарський бізнес. Встановлено, що основна частина фосфору (80-90%) виноситься зі стічними водами з орних ґрунтів, які використовуються в сільському господарстві, особливо восени з полів, зораних на мороз.

Концентрація фосфатів у деяких водоймах біля м. Києва (рис. 1.2).

- Р. Нивка – 0,1-2,29 мг/дм³
- р. Ірпінь – 0,26 мг/дм³
- р. Дніпро вище м. Києва – 0,2 мг/дм³
- Скидний канал води з станції аерації Бортничі - 4,5 мг/дм³

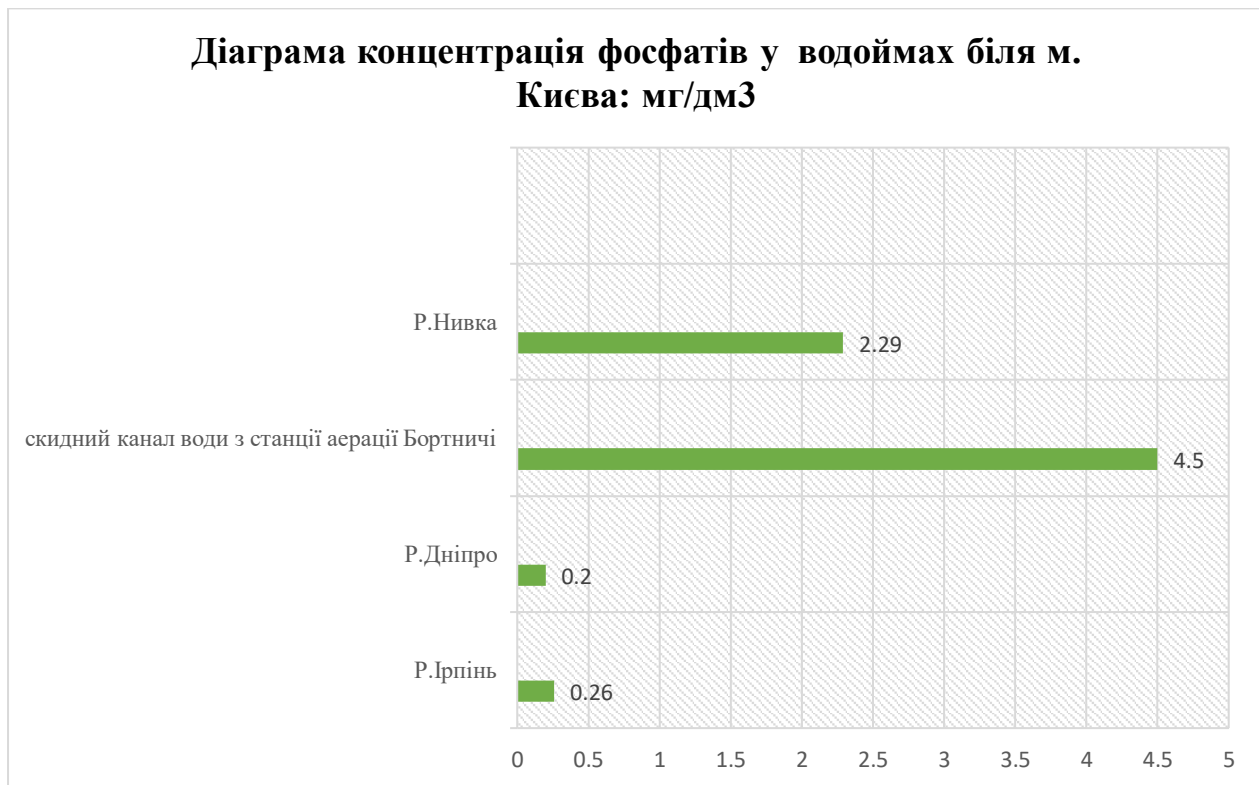


Рис. 1.2. Концентрація фосфатів у водоймах біля м. Києва

Фосфати (до 0,58 мг/дм³) перевищували ГДК рибогосподарської води в 1,5-6,9 рази в усіх притоках р. Дніпро.

Слід зазначити, що на неорганічні сполуки фосфору припадає не більше 10% загального вмісту фосфору в поверхневих водах водоймища, а їх запаси в основному відкладаються на дні води в органічній формі. Фосфор у воді існує у вигляді неорганічних, органічних і органо-мінеральних сполук, а також входить до складу клітин гідробіонтів. Фазовий стан і дискретність його сполук у класифікації домішок у воді, розробленій в Інституті колоїдної хімії та хімії води імені Л. А. Кульського академіка О. В. Думанського НАН України, можна в кожній із 4 груп. (Таблиця 1.2).

Сполуки Фосфору в класифікації домішок води фазового стану та дискретності

	I група (суспензії, що містять фосфор)	II група (домішки колоїдної дисперсності)	III група	IV група
Характеристика	Включає водні організми або їх мікроскопічно пошкоджені фрагменти, присутні в стічних і природних водах.	До них відносяться нерозчинні у воді фосфати, а також віруси, полімерні речовини, що викликають колір води.	До них відносяться, наприклад, молекулярно розчинні фосфати, що містяться в миючих засобах.	Належать фосфорна кислота, її солі та інші розчинні фосфорні кислоти. сполуки, що дисоціюють у воді на іони.

У міських стічних водах фосфор зустрічається у вигляді кислих і звичайних ортофосфатів, поліфосфатів і органофосфатів, у розчинній і нерозчинній формах. У фосфаті розчиняється лише прошарок лужних металів і амонію, всі інші катіони утворюють майже нерозчинні солі. При цьому можуть бути подвійні солі та подвійні солі змінного складу. Крім того, фосфати активно адсорбуються на поверхні багатьох речовин.

Основним джерелом ортофосфату в міських стічних водах є синтетичні миючі засоби. Значна кількість прального порошку містить тринатрійфосфат Na_3PO_4 як лужний агент з великою буферною ємністю. Поліфосфат піддається поступовому гідролізу, перетворюючись на ортофосфат. Швидкість гідролізу сильно залежить від рН, температури та вмісту солі у воді. Наявність бактерій прискорює процес гідролізу.

Фосфор є найважливішим біологічним елементом, необхідним для життя, тому фосфорорганічні сполуки є будівельним матеріалом будь-якого живого

організму. Фосфорорганічні сполуки легко гідролізуються, особливо під дією ферментів, і внаслідок цього утворюються також ортофосфати. Таким чином відбувається гідроліз більшості фосфоровмісних сполук у воді, а кінцевим продуктом цих процесів є кислий фосфат. Вміст фосфору і азоту особливо важливий при біологічному очищенні стічних вод. Якщо їх буде недостатньо, то очищення стічних вод сповільнюватиметься, а якщо ні, то взагалі буде неможливим.

1.2 Умови формування та вміст біогенних сполук у стічних водах

Стічні води – це вода, яка використовується людиною для побутових або технічних потреб і відрізняється своїми фізичними та хімічними властивостями, вмістом забруднюючих речовин і походженням. При попаданні у воду різноманітних забруднюючих речовин змінюються їх фізичні та хімічні властивості.

В Україні спостерігається тенденція до збільшення частки міського населення та міської території. Тому відповідно змінюється і вплив на показники якості природної води. У зв'язку з життєдіяльністю населення, промисловою діяльністю та утворенням атмосферних стічних вод стічні води, що надходять на міські очисні споруди, поділяються на такі категорії:

- господарство і сім'я;
- Виробництво;
- Атмосфера [3].

Вони містять фізіологічні виділення людини, а також побутове сміття: залишки їжі, пісок, мило та мийні засоби, тканину, папір тощо. Побутові стічні води можна розглядати як розведену суміш сечі та фекалій, кухонні (стічні води від приготування їжі та миття посуду), а також стічні води ванних кімнат і пралень (стічні води від санітарних процедур і прання). Характерною рисою господарсько-побутових стічних вод є відносно постійний їх склад, що зумовлено подібністю фізіологічної та господарської діяльності людини [4].

Промислові стічні води є результатом технологічних процесів. Якість стічних вод і концентрація забруднюючих речовин визначаються такими чинниками: видом промислового виробництва і сировиною, способом технологічного процесу. Наприклад, на підприємствах металообробного виробництва стічні води забруднені мінералами. Харчова промисловість викликає забруднення органічними домішками.

Більшість підприємств мають різні пропорції забруднення мінеральними та органічними стічними водами. Концентрація забруднення стічних вод на різних підприємствах неоднакова. Залежно від витрат води на одиницю продукції, ступеня досконалості технологічного процесу і виробничого обладнання діапазон варіації великий [4].

Характеристики забруднення промислових стічних вод зазвичай поділяють на п'ять категорій: біологічно нестійкі органічні сполуки; малотоксичні органічні солі; нафтопродукти; біологічні сполуки; речовини зі специфічною токсичністю, включаючи важкі метали, біологічно жорсткі органічні синтетичні сполуки, які не розкладаються. Промислові стічні води, що містять органічні речовини, а також токсичні домішки, що перешкоджають біохімічному окисленню цих органічних речовин, перед скиданням у міську каналізацію проходять локальну очистку від токсичних домішок [4].

Скидання промислових стічних вод у міську каналізацію регламентується правилами скидання промислових стічних вод у житлові каналізації [5].

Атмосферні стічні води утворюються в процесі випадання дощів і танення снігу, будь то в житлових районах в концентрованих районах або на таких територіях, як промислові підприємства та автозаправні станції. До таких стічних вод відносяться талі води, а також води вуличного поливу.

Крім вимитого піском і галькою сміття, атмосферні стічні води сучасних міст містять також органічні речовини, тому за своїм складом їх часто можна віднести до малозабруднених побутових стічних вод.

Залежно від каналізаційної системи, господарство-побуту та промисловості, або господарство-побуту, промисловості та атмосферні стічні

води потрапляють у мережу міських каналізаційних труб для формування міських стічних вод [5].

Стічні води перед скиданням у природні водойми підлягають очищенню на очисних спорудах, для цього визначають склад та якість стічних вод.

Оскільки природа стічних вод і склад забруднювачів різноманітні, визначення кількісного і якісного вмісту домішок є головною передумовою правильного вибору методів очищення стічних вод і подальшого формування оптимальних технологічних планів очисних споруд.

Для міських стічних вод кількість забруднень з органічних джерел є значною і становить 45-58%. Корисні копалини та забруднення становили відповідно 42-55% [5].

Важливо також визначити вміст у стічних водах біологічних елементів - сполук фосфору та азоту. Біоеlementи - це сполуки, які беруть активну участь у житті водних рослин і тварин. До них належать сполуки азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), фосфору (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), кремнію (HSiO_3^- , SiO_3^{2-}), заліза (Fe^{2+} , Fe^{3+}) та деякі мікроelementи [5]. Біологічні сполуки можуть надходити в поверхневі води природним шляхом (вимивання з верхніх шарів ґрунту, атмосферні опади, перебіг супутніх процесів у самій водоймі) або в результаті діяльності людини (потрапляють разом із промисловими та побутовими стічними водами), із сільськогосподарських угідь і тваринництва. комплекси стоку). Фосфор і азот присутні також у природних водоймах у вигляді різноманітних органічних і неорганічних сполук у концентраціях у межах однієї-двоєї соті 1 мг/дм³.

Скидання в природні водойми біологічних сполук, що перевищують гранично допустимі концентрації, може призвести до цвітіння та евтрофікації водойм, підвищення вмісту біологічних і органічних речовин, зниження насиченості води киснем, шарів анаеробної зони на дні, підвищення каламутності води, зміни кольору води. до зеленого, жовтого, коричневого або червоного, а також забруднення мікроорганізмами (в тому числі патогенними), які потрапляють туди зі стічними водами [6]. Процес утворення метану, водню, сірководню та аміаку починається, коли надлишок органічної речовини осідає в

донному муловому відкладенні, утворюється та виділяється у вигляді бульбашок газу, які, розчиняючись у воді, є токсичними для флори та фауни водойми, питної води. якісні показники значно погіршилися [6].

Важливу роль у біологічному очищенні стічних вод відіграє наявність фосфору та азоту. Фосфор і азот як біогенні сполуки входять до складу живих бактеріальних клітин. При недостатній концентрації фосфору та азоту в стічних водах процес біологічного очищення сповільнюється, а при повній відсутності такий процес неможливий [6]. Для забезпечення нормального протікання біологічних процесів при очищенні стічних вод співвідношення ОЦКкомплект:Н:П має становити відповідно 100:5:1 [6].

У побутових стічних водах фосфор міститься переважно у формі поліфосфату, ортофосфату та органічного фосфату. У середньому міські стічні води містять від 5 до 10 мг/дм³ фосфатів [7]. Надходження фосфатів у стічні води обумовлено діяльністю людини та її фізіологічними виділеннями, відходами господарської та побутової діяльності людини.

Крім того, надходження фосфатів відбувається за рахунок роботи промислових підприємств та надходження частини промислових стічних вод у міську каналізацію. Проте в системах громадської та відомчої каналізації населених пунктів України діють правила прийому корпоративних стічних вод [8], які забороняють підприємствам скидати стічні води з вмістом фосфатів понад 10 мг/дм³ у міську каналізацію.

Концентрації фосфатів після очисних споруд коливаються від 1,5 до 5 мг/дм³. Рік за роком рівень фосфатів у стічних водах різко зростає. Це пов'язано зі зміною складу більшості синтетичних поверхнево-активних речовин (SSP), куди додають поліфосфати. У малопроточні та стоячі природні водойми потрапляє велика кількість фосфатів, що призводить до евтрофікації водойми, утворення осаду на дні, утворення плівки на поверхні водойми, нестачі кисню на глибині, що призводить до загибелі тварин. і рослин у водоймі, і зміни кольору і запаху води[9] . Крім того, високі концентрації фосфору можуть вплинути на здоров'я людей при вживанні забрудненої питної води.

Тому актуальним є видалення сполук азоту та фосфору із забруднених стічних вод перед їх скиданням у природні водойми та вдосконалення існуючої технології біологічного очищення стічних вод.

Основним джерелом антропогенного надходження біомаси у водойми є неочищені або недостатньо очищені міські стічні води. Велика кількість біогенних речовин, що надходять у воду зі стічними водами, призведе до незбалансованої евтрофікації, найнебезпечнішими наслідками якої є масове «розмноження» ціанобактерій, накопичення токсичних речовин у водному середовищі, порушення кисневого статусу, руйнування риб та інших водних організмів гинуть.

Необхідність вирішення цієї проблеми пов'язана не тільки з природоохоронними та рибогосподарськими цілями, а й з подоланням величезних труднощів, що виникають під час очищення питної води та промислового водопостачання з евтрофних водойм. Щоб запобігти евтрофікації води та забрудненню фосфором і азотом, були сформульовані суворі норми концентрації скиду стічних вод.

Враховуючи еквівалент населення (е.р.), визначений законодавством ЄС (Директива 91/271/ЕЕС), скиди стічних вод повинні відповідати наступним вимогам: для е.р. – 10-100 000 – загальний вміст фосфору та азоту до 2 та 15 мг/дм³ відповідно. для еп - Більше 100 000 - загальний вміст фосфору та азоту досягає 1 та 10 мг/дм³ відповідно.

Вода є цінним природним ресурсом, який має багато способів використання. Вода становить більшість (70%-90%) усіх живих клітин. Вода є важливим фактором підтримки життя кожної клітини (мікросвіту), окремого організму, екосистеми та космосу. Прісна вода використовується для пиття, різних побутових потреб, промислового охолодження, виробництва електроенергії, сільськогосподарського зрошення та утилізації відходів. З давніх часів водойми (річки, озера та океани) були найменш дорогими транспортними шляхами. Воді (необхідній для всіх форм життя) природа не дає жодної заміни чи сурогату. Сьогодні майже в усіх сферах людської діяльності видобувається

набагато більше води, ніж насправді потрібно.

Через недбалість і надмірне використання багато води скидається як відходи в нечистому стані. Попит на прісну воду є вираженням так само швидко зростаючої кількості споживачів. Однак безрозсудне надмірне споживання, зловживання, забруднення, евтрофікація та виснаження ґрунтових вод, а не лише зростання населення, є фактичними причинами деградації прісної води.

Більшість світових водних екосистем різноманітної природи регулярно отримують різні кількості поживних речовин. Велика кількість біогенних речовин скидається з населених пунктів у водойми через стічні води. Ці поживні речовини призводять до екстенсивного росту водної флори.

Евтрофікація – це процес збагачення поживними речовинами будь-якої водойми, що призводить до надмірного росту фітопланктону. Це небажане зростання водних рослин і їх подальша загибель створює шар зеленого слизу над поверхнею водойми. Слизовий шар зменшує проникнення світла та обмежує повторне окислення води потоком повітря. Загибель і загнивання водних рослин може спричинити неприємний запах і зробити воду більш каламутною.

Надмірне внесення азотних і фосфорних добрив призводить до евтрофікації водостоків, у результаті чого відбувається перехід від переважно підводної рослинності до переважно плаваючої ряски. Це призводить до гіпоксичних умов, втрати біорізноманіття та перешкоджає сільськогосподарській функції цих каналів. Зміни умов евтрофії відображаються на морфології, властивостях поширення та різноманітності біологічних угруповань.

Багато природних водойм були описані як оліготрофні, оскільки вони містять чисті водні екосистеми, в яких первинна та вторинна продуктивність обмежена відсутністю основних поживних речовин. Якби ці бідні на поживні речовини водойми були передані природному порядку, знадобилися б тисячі років, щоб стати евтрофними.

Скид відходів із населених пунктів та надмірне удобрення сільськогосподарських угідь призводять до збагачення водних екосистем, що призводить до збільшення темпів евтрофікації водойм, що є небажаним.

Азот і фосфор є основними елементами, необхідними для росту і обміну речовин тварин і рослин. Усі вони містять невелику кількість нітратів і фосфатів у водних екосистемах і підтримують збалансоване біологічне зростання в таких екосистемах. У стічних водах ці поживні речовини присутні у великих кількостях у формі фосфатів, нітратів і аміаку або змішаного органічного азоту.

Евтрофікація є одним із серйозних видів забруднення води, який безпосередньо впливає на фауну через втрату розчиненого кисню. Це призводить до ранньої та відносно швидкої загибелі риби (рис. 1.3), що може порушити ідеальну якість води в ставках і озерах. Риболовля та плавання в евтрофних водах ускладнюються через клубки та щільний ріст рослин.



Рис.1.3. Загибель риби, як наслідок евтрофікації водойми.

Гідроелектроенергія, вироблена з цього водосховища, зазнає негативного впливу, оскільки багата поживними речовинами вода хімічно реагує на турбіни. Розкладені залишки також можуть зіпсувати ідеальну якість води в кінці цвітіння водоростей і призвести до зростання хвороботворних бактерій. Неконтрольована евтрофікація призвела до швидкого підйому водойм. Обмежена здатність до накопичення та поповнення менших прісноводних водойм зменшується через замулення.

Маленьке озеро і великий ставок втрачають сутність води і назавжди стають землею. Евтрофікація призводить до значних змін якості води. Це зменшує цінність поверхневих вод для промислового та рекреаційного використання. Занадто велика кількість водоростей робить воду непридатною для купання. Розростаючись водоростями, довгі линви часто заплутуються в човнових гвинтах, що ускладнює навігацію. Евтрофні води часто бувають в'язкими, каламутними і навіть темно-зеленими. Водяні рослини, що швидко ростуть, можуть бути викинуті на берег під час шторму або сильного вітру. Там, де ці рослини гинуть, гниття може створити неприємний запах навколо цих водойм.

1.3 Механізм розвитку та наслідки евтрофікації водойм

Для уповільнення цвітіння ціанобактерій слід розглянути такі методи: механічні, фізичні, хімічні, екологічні та біологічні.

До найбільш ефективних фізико-хімічних методів належать аерація води та використання альгіцидів. Хоча використання цих методів може призвести до різкого скорочення ціанобактерій, вони мають значні недоліки. Аерувати великі об'єми води (65-90 коп./м³) економічно не вигідно, а застосування альгіцидів можливе лише у водоймах, що не використовуються для пиття і рибальства, і в системах зворотного водопостачання.

Іншим методом, який може дати хороші результати, є збір ціанобактерій та їх подальший збір та утилізація (виробництво біогазу, ліпідів і добрив). В існуючій технології переробки ціанобактерій зосередитися на будівництві біологічних станцій для виробництва біогазу, добрив та інших продуктів промислового та сільськогосподарського значення.

В основі виробництва біогазу лежить метод очищення поверхневих вод від синьо-зелених водоростей, оскільки їх концентрована біомаса збирається та використовується як субстрат для виробництва біогазу за допомогою біотехнології метанової «ферментації» та забезпечує необхідний рівень якості

води в каскадних водосховищах на нижньому рівні. умови енергозбереження. При +28°C утворення біогазу суміші становило 200 мл на 1 дм³ субстрату за 1 добу. Аналіз спектра полум'я біогазу дозволив зробити висновок, що у досліджуваній газовій суміші переважає відсоток метану [9].

Економічну та екологічну ефективність виробництва біогазу з використанням ціанобактерій (на прикладі Кременчуцького водосховища з площею водного дзеркала 2250 км²) оцінювали наступним чином: припустивши збір планктону до 50 кг/м³ з 828 млн м³ води на мілководді, період її росту Біомаса 4 14107 т. Коли ця біомаса ферментується в процесі «бродіння» метану, можна отримати до 30 мільйонів кубічних метрів біогазу (18,8 мільйонів кубічних метрів метану), що еквівалентно до 20 тонн нафти або 17 000 тонн дизельного палива. Без використання попередньої обробки можна отримати лише невелику частину енергії, що міститься в біомасі.

Кавітація є ефективним методом механічного зміцнення рідин у хімічних, харчових, фармацевтичних, біологічних тощо процесах, але не знайшла широкого застосування в промисловій техніці. Ефективність процесу кавітації обумовлена кавітаційною фрагментацією твердої фази, турбулентністю фази, турбулентністю кавітаційної рідини, кавітаційними бульбашками до прикордонного дифузійного шару рідини, виникає аспект масообміну, який характеризується високе значення коефіцієнта масопередачі.

Обробка біологічних об'єктів у кавітаційних полях може здійснюватися як самостійний процес для забезпечення інактивації та знищення мікроорганізмів, або як етап попередньої обробки ціанобактерій для збільшення поверхні масообміну для подальших екстракційних чи біохімічних процесів.

Результати мікроскопічного аналізу показали, що при певних режимах обробки рідких речовин у кавітаційному полі спостерігалось зменшення кількості контрастних клітин, а також пошкодження клітинної оболонки клітинної мембрани, зменшення чіткість контуру, зміна форми клітин, агрегація клітин і механічне пошкодження.

Експериментальні дослідження показали, що за допомогою

гідродинамічної кавітації для підвищення ефективності біомаси ціанобактерій в отриманні енергії швидкість вилучення ліпідів зросла на 54,3%, а кількість синтетичної біомаси та синтетичного біогазу зросла на 28,3%. Обробка біомаси ціанобактерій в полі гідродинамічної кавітації.

На основі аналізу даних досліджень розроблено стратегію уникнення шкоди навколишньому середовищу від неконтрольованого розвитку ціанобактерій та їх негативного впливу на навколишнє середовище, що включає наступні етапи: збір ціанобактерій та транспортування їх на біостанцію, переробка гідродинамічна кавітація біомаси, польова концентрація біомаси, екстракція ліпідів і виділення біогазу шляхом біодеградації біомаси, використання відходів біомаси як добрива.

У багатьох помірно евтрофних водоймах цвітіння водоростей відбувається в певні сезони або роки, коли екологічні умови сприятливі. Цвітіння водоростей, викликане надходженням фосфору, також змінює кілька абіотичних факторів у товщі води. Ці фактори безпосередньо контролюють ріст, різноманітність і щільність біологічних компонентів. Вплив цвітіння водоростей на один або деякі з цих факторів опосередковано впливає на структуру та характер водойми.

У таблиці 1.3 обговорюється вплив поживних речовин на деякі з цих факторів.

Фактори впливу на цвітіння водоростей

<i>Фактор впливу</i>	<i>Механізм впливу</i>
<i>1</i>	<i>2</i>
Температура та солоність	<p>Цвітіння водоростей завжди відбувається в</p> <p>Температура коливається від 23 °С до 28 °С, а солоність коливається від 23% до 28%. Зміни температури та солоності також можуть впливати на цвітіння водоростей, і важливою умовою для цвітіння водоростей є швидше, ніж зазвичай, підвищення температури та зниження солоності протягом короткого періоду часу. Екологічно раптові зміни температури можуть призвести до руйнування біомів, що призведе до цвітіння водоростей, коли інші умови навколишнього середовища достатні. Статистичний аналіз показав, що найбільший вплив на швидкість росту водоростей мала температура, за нею йшла солоність і її взаємодія. Процес вилучення спорангіїв дуже чутливий до температури. При достатній температурі він може активно цвісти та дуже швидко утворювати цвітіння водоростей. На зміни солоності впливає також концентрація поживних речовин. Крім того, середня температура взимку дуже пов'язана з часом початку росту <i>Gymnodinium</i>, але чи є вона універсальною для всіх водоростей, ще потрібно вивчити.</p>
Рівень вуглекислого газу	<p>Більшість водоростей є фототрофами, організмами, які використовують енергію сонячного світла для перетворення вуглекислого газу та води в органічні речовини. Звичайно, є деякі винятки: зокрема окремі одноклітинні зелені види, деякі представники <i>Chrysophyta</i>, <i>Euglena</i> та інших груп водоростей мають повністю гетеротрофне живлення.</p>

1	2
Рівень вуглекислого газу	<p>Існує припущення, що стратегія адаптації <i>S. spp.</i> за певного діапазону слабкого легкого навантаження полягає у прискоренні подовження головних і бічних гілок і збільшенні щільності. Світло майже повністю поглинається планктоном на поверхні за кілька метрів, тому надто мало світла проникає до термокліну та далі для підтримки фотосинтезу. Однак на глибині дощом випадають трупи, для розкладання яких потрібен кисень. Оскільки глибинна вода була ізольована від повітря перед падінням, глибока вода стала безкисневою, а осад зменшився. Евтрофікація в лиманах є складним процесом, і зміна клімату може по-різному впливати на кожен естуарій через взаємодію з навантаженням поживними речовинами та фізичним циклом. Тому для успішного управління евтрофікацією важливо розглядати вплив зміни клімату в контексті окремих функцій естуарію.</p>
Світло	<p>Світло відіграє важливу роль у зростанні, різноманітності та щільності водної флори. Повідомлялося, що ріст водоростей посилюється зі збільшенням інтенсивності світла, і було визнано, що люмінесценція 4000 люкс є найбільш корисною. З розвитком евтрофікації кількість підводних макрофітів зменшилася в багатьох мілководних водоймах, можливо, через низьку інтенсивність освітлення внаслідок цвітіння водоростей. Існує припущення, що стратегія адаптації <i>S. spp.</i> за певного діапазону слабкого легкого навантаження полягає у прискоренні подовження головних і бічних гілок і збільшенні щільності. Світло майже повністю поглинається планктоном на поверхні за кілька метрів, тому надто мало світла проникає до термокліну та далі для підтримки фотосинтезу. Однак на глибині ллється дощ, і для розкладання потрібен кисень.</p>

1	2
рН і розчинений кисень	Визначено, що мінімальна і максимальна концентрації розчиненого кисню безпосередньо пов'язані з максимальною і мінімальною концентраціями фітопланктону. Багато дослідників спостерігали пряму залежність між фітопланктоном і рівнями розчиненого кисню. рН є одним із факторів, що обмежує ріст рослин. Зміни рН безпосередньо пов'язані з доступністю та поглинанням поживних речовин у розчині. На іонізацію електролітів або валентність різних іонів впливають зміни рН. Повідомлялося, що кислі значення рН сприяють швидшому росту <i>Spirodelapolyrrhiza</i> , але високі значення рН сприяють росту фітопланктону та викликають цвітіння водоростей. Слід зазначити, що багато факторів, що впливають на евтрофікацію, є відносними і взаємодіють один з одним.

1.4. Висновки до розділу

Проблема евтрофікації води стає дедалі гострішою в усьому світі, але механізм її виникнення до кінця не вивчений. Обмежені знання про процеси евтрофікації води додадуть труднощів для запобігання та усунення евтрофікації води. Тому слід більше досліджувати механізми евтрофікації води за різних умов водозбору. Наприклад, слід з'ясувати механізми адсорбції та вивільнення забруднювачів у донних відкладеннях, які назвали внутрішнє забруднення, що збирається у водоймах, особливо абсорбцію та виділення Р у донних відкладеннях. Механізм надмірного утворення водоростей і ціанобактерій, особливо надмірного утворення синьо-зелених водоростей у воді, необхідно додатково вивчити, що є ключовим для запобігання росту водоростей і ціанобактерій. Крім того, рекомендації щодо оцінки евтрофікації все ще дуже неповні. Комплексні вказівки для оцінки евтрофікації повинні бути встановлені з урахуванням різних факторів у поєднанні з розвитком економіки та суспільства,

особливо в сучасному суспільстві екології та здоров'ю приділяється все більше уваги, щоб уникнути несприятливого впливу на сталий екологічний розвиток та здоров'я людини. найкраще з наших можливостей. З огляду на високий рівень поживних речовин, які вже забруднені в озерах, водосховищах, лиманах тощо, розуміння функцій факторів, що впливають на ріст і цвітіння водоростей, безумовно, допоможе контролювати цвітіння водоростей навіть за високого навантаження поживними речовинами в поверхневих водоймах.

РОЗДІЛ 2

ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДІВ ТА ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

2.1 Огляд технологій очищення стічних вод від біогенних сполук

Технології очищення стічних вод повинні забезпечувати очищення стічних вод від відповідних рівнів забруднюючих речовин, у тому числі біологічних сполук, за найменших витрат. Залежно від ступеня очищення стічних вод, який необхідно провести, і того, де очищені стічні води будуть використовуватися в майбутньому, можна розглянути різні технічні варіанти. Традиційною схемою очищення побутових стічних вод є двоступенева технічна схема, яка складається з двох ступенів: механічного очищення стічних вод і біологічного очищення [12].

Механічне очищення стічних вод передує біологічному очищенню і використовується для видалення зі стічних вод нерозчинених домішок: піску, глини, скла, предметів побуту та ін. Об'єкти механічного очищення включають решітки, грохоти, дробарки, пісков'яни та первинні відстійники [13].

Для затримання великої кількості домішок мінерального та органічного походження використовують сітки та сита. Пісковловлювачі використовуються для уловлювання домішок мінерального походження: піску, глини та ін. Осадкові та плаваючі стічні води затримуються в первинному відстійнику. Механічне очищення дозволяє видалити до 60% нерозчинених забруднюючих речовин у стічних водах [13].

Біологічні методи очищення засновані на використанні різноманітної біоти (мікроорганізмів: бактерій, грибів, водоростей, найпростіших, коловороток, хижих трихомонад, черв'яків, членистоногих тощо), які використовують органічні та неорганічні сполуки стічних вод як джерело живлення та енергії. Мікроорганізми здатні перетворювати органічні сполуки в мінеральні.

Біологічні очисні споруди поділяються на такі категорії: з штучно створеними умовами:

- аеротенки та біофільтри;
- вторинні відстійники;
- з умовами, максимально наближеними до природніх: поля фільтрації і біологічні ставки.

Останнім процесом перед скиданням стічних вод у водойму є дезінфекція, яка використовується для знищення патогенних мікроорганізмів. Найпоширенішим методом дезінфекції є використання газоподібного хлору. Стічні води також можна знезаразити за допомогою озонових або бактерицидних ультрафіолетових ламп.

Не менш важливим етапом є очищення відкладень, що утворюються в результаті очищення стічних вод. Це включає зменшення їх вологості та об'єму. Забруднювачі, що вловлюються на ситах, вивозяться на звалища або відправляються на дробарки, де вони утилізуються разом з осадам у відстійниках. Пісок з бункера зневоднюється і вивозиться в кар'єр. Осад з первинного відстійника і ущільнений осад з вторинного відстійника направляють в метантенки або проходять анаеробну стабілізацію. Вологість можна додатково знизити за допомогою вакуумних фільтрів, фільтр-пресів і центрифуг. Метою облаштування мулового поля є зневоднення осаду, що зброджується в біогазовому реакторі в природних умовах.

З усіх відомих на сьогодні методів очищення стічних вод біологічні методи очищення стоків залишаються найбільш економічно вигідними та доступними, а також найменш небезпечними з точки зору гігієни.

Схеми біологічного очищення стічних вод біогенних сполук

Серед найвідоміших структурних схем активного мулу для одночасного видалення сполук вуглецю, азоту та фосфору можна виділити процес A²/O,

5-ступінчастий процес Барденфо, процес UCT (рис. 2.1).

A²/O процес

Ключовим фактором біологічного видалення фосфору є почергове існування мікроорганізмів в анаеробних і аеробних умовах. Для денітрифікації необхідна безкиснева зона, час перебування якої становить 1 годину, де хімічно зв'язаний кисень у вигляді нітратів або нітритів потрапляє в безкисневу зону при поверненні стічних вод і активного мулу з аеробної зони. Кінцева концентрація фосфору становила 2 мг/дм³ [30].

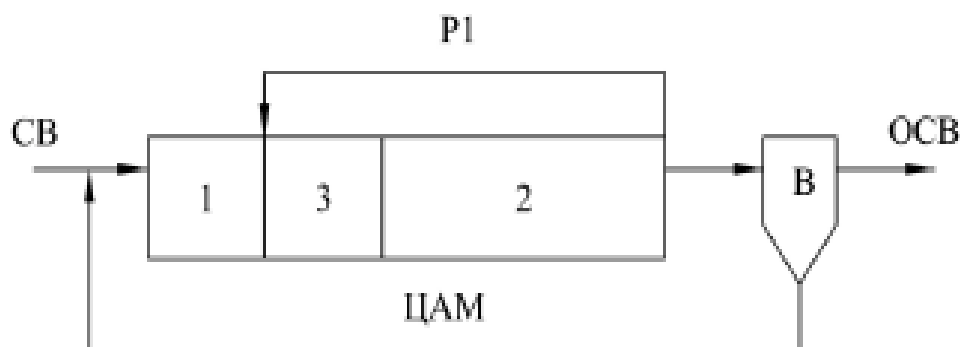
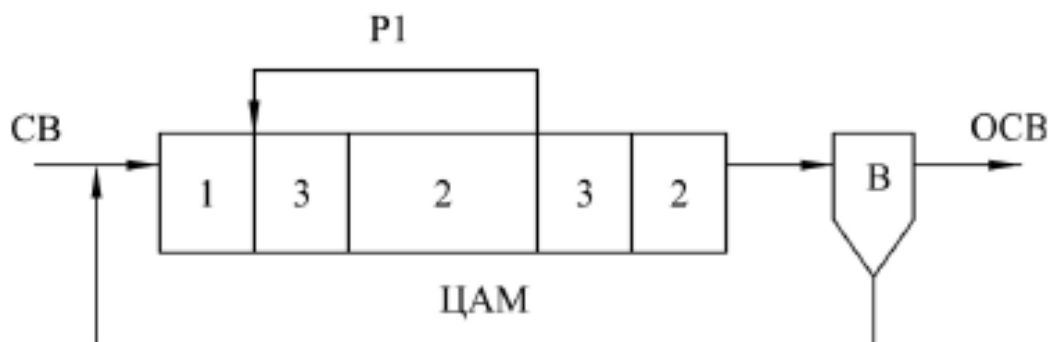


Рис. 2.1 – Схема процесу A2/O: 1 – анаеробна зона (виникає за відсутності в рідині як розчиненого, так і зв'язаного кисню для нітритів і нітратів); 2 – аеробна зона (утворюється при аерації суміші); 3 – безкиснева зона (спричинена наявністю нітритів і нітратів і відсутністю молекулярного кисню); СВ – стічні води, що надходять на об'єкт; ОСВ – очищені стічні води; П1 – відновлення нітратів; ЦАМ – цикл активного мулу; В – вторинний відстійник [14].

Процес Барденфо (Bardenpho)

5-етапний протокол включає анаеробний, 2 аноксичні та 2 аеробні етапи. Друга безкиснева зона забезпечує додаткову денітрифікацію з використанням нітрату як акцептора електронів, що утворюється в аеробній зоні, і органічного вуглецю як донора електронів у окисно-відновній реакції. Під час кінцевої аеробної стадії в атмосферу виділяється газоподібний азот.

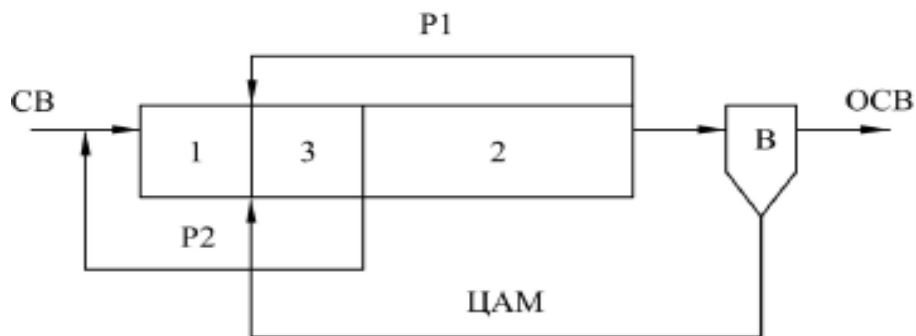
Цей же етап забезпечує мінімальний вихід фосфору у вторинний відстійник. Суміш активного мулу і стічної води циркулює з першої аеробної зони в безкисневу зону.



Як показано на малюнку. 2.2 – Модифікована схема процесу Барденфо (Bardenpho): 1 – Анаеробна зона (виникає за відсутності як розчиненого, так і зв'язаного кисню для нітритів і нітратів у рідині); 2 – Аеробна зона (де суміш аерується); 3 – аноксична зона (спричинена за наявності нітритів і нітратів і відсутності молекулярного кисню); СВ – стічні води, що надходять на об'єкт; ОСВ – очищені стічні води; П1 – відновлення нітратів; ЦАМ – оборотний активний мул; В – вторинний відстійник [14].

Процес UCT

Ця схема схожа на процес A2/O, за винятком того, що зворотний активний мул повертається в безкисневу зону, а внутрішня циркуляція здійснюється з безкисневої зони в анаеробну. Таким чином, нітрати не надходять в анаеробну зону, покращуючи видалення фосфору в анаеробній зоні. Внутрішня циркуляція покращує швидкість використання органічної речовини в анаеробній стадії. Стічні води після безкисневої зони містили значні показники BSK, але менші концентрації нітратів. Циркуляція з безкисневої зони забезпечує оптимальні умови для бродіння [14].



Як показано на малюнку. 2.3 – Схема процесу УСТ: 1 – Анаеробна зона (виникає за відсутності як розчиненого, так і зв’язаного кисню для нітритів і нітратів у рідині); 2 – Аеробна зона (створюється під час аерації суміші); 3 – безкиснева зона (спричинена наявністю нітритів і нітратів і відсутність молекулярного кисню); СВ - стічні води, що надходять на об’єкт; СОС - очищені стічні води; P1 - відновлення нітратів; P2 - денітрифікація Мулова суміш рециркулює в анаеробну зону; ЦАМ - циркуляційний активний мул; В – вторинний відстійник [14].

У таблиці 2.1 наведено переваги та недоліки наведених технічних варіантів очищення стічних вод біологічними препаратами.

Таблиця 2.1

Переваги та недоліки споруд біологічної очистки з одночасним видаленням біогенних сполук

Процес	Переваги	Недоліки
A ² /O	Надлишковий активний мул має високий вміст фосфору (3-5%) і може використовуватись як добриво	За низьких температур очищення відбувається погано
<u>Барденфо (Bardenpho)</u>	Кількість надлишкового активного мулу мінімальна. Активний мул має високий вміст фосфору і може використовуватись як добриво. Загальний вміст азоту знижується до мінімального значення.	Потребує великі об’єми споруд і затрати електроенергії ніж A ² /O. Первинний відстійник скорочує вилучення азоту і фосфору. Відбувається за високих значеннях БСК/Р.
УСТ	Має дещо менші об’єми споруд, ніж <u>Барденфо</u> .	Відбувається при високих значеннях БСК/Р. Потребує більших затрат електроенергії на внутрішні <u>рецикли</u> .

У системах очищення стічних вод головною метою отримання очищених стічних вод є видалення біохімічного споживання кисню (БСК), зважених твердих речовин, біологічних елементів (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), коліформ і токсичних речовин. БСК використовує здатність мікроорганізмів окислювати органічні речовини в CO_2 і воду, використовуючи молекулярний кисень як окислювач. Отже, БСК виснажує розчинений кисень у воді, що приймає, що призводить до загибелі риби та анаеробних умов, тому його видалення є основною метою очищення стічних вод. Завислі речовини видаляють переважно фізичним відстоюванням.

Це стає важливою стадією очищення в системах очищення стічних вод, призначених для видалення поживних речовин, головним чином розчиненого азоту та фосфору. Скидання цих поживних речовин у чутливі водойми може призвести до евтрофікації, стимулюючи ріст шкідливих рослин, таких як водорості та водні макрофіти. Іншими наслідками впливу сполук азоту в стічних водах є токсичність неіонного аміаку для риб та інших водних організмів, утруднення дезінфекції, де бажаний залишковий вільний хлор, і метгемоглобінемія в стічних водах. Питна вода. Було зроблено висновок, що жоден окремих процес на даний момент не задовольняє всім цим вимогам успішно та ефективно, і що потрібна їх комбінація.

2.1.1 Первинне очищення стічних вод

Після видалення крупнодисперсного матеріалу стічні води надходять у відстійник, метою якого є видалення осаду (до 70% від загального осаду) під дією сили тяжіння. Добре сконструйований відстійник може видалити 40% БСК у вигляді твердих речовин, що осіли. Видалення збудника під час первинного очищення значно змінюється залежно від швидкості екстракції.

2.1.2 Вторинне очищення стічних вод

Процес вторинного очищення спрямований на зменшення органічних речовин і, таким чином, на зниження BSK. В основному це відбувається за допомогою змішаних популяцій гетеротрофних бактерій, які використовують органічні компоненти для енергії та росту.

Існує велика кількість операцій біологічної установки для досягнення аеробного окислення BSK. Усі операції можна класифікувати відповідно до їхніх мікробних популяцій, будь то на фіксованих плівках або в окремих процесах росту. Реактори з нерухою плівкою мають біоплівку, прикріплену до нерухої поверхні, де органічні сполуки адсорбуються біоплівкою та розкладаються аеробно. У реакторах із суспензійним середовищем (наприклад, активним мулом) мікроорганізми вільно змішуються зі стічними водами та утримуються в суспензії шляхом механічного перемішування або змішування за допомогою повітряного дифузора.

Деякі дослідники стверджують, що системи біологічного окислення можуть видалити понад 90 відсотків патогенних бактерій у стічних водах, але методи видалення вірусів набагато різноманітніші. Вважається, що основним механізмом видалення вірусу є адсорбція. У суспензійних реакторах для вирощування тісне змішування твердих пластівців і стічної води призвело до 90% видалення, тоді як менша площа поверхні ділянок біосорбції в тонкоплівкових реакторах призвела до різного ступеня очищення.

2.1.3 Третинне очищення стічних вод

Процес третинного очищення призначений для видалення всіх органічних іонів. Це можна зробити біологічним або хімічним шляхом. Біологічні процеси для третинної очистки, здається, працюють добре порівняно з хімічними процесами, які, як правило, занадто дорогі для впровадження в більшості місць і викликають вторинне забруднення. Крім того, кожна додаткова стадія очищення

в системі очищення стічних вод значно збільшує загальну вартість.

За оцінками, вартість повного третинного процесу видалення амонію, нітратів і фосфатів приблизно в чотири рази перевищує вартість первинної обробки. Четвертинна обробка, призначена для видалення важких металів, органічних сполук (відновлених і токсичних) і розчинних мінералів, коштуватиме приблизно вісім-шість тисяч доларів. Мінерали будуть приблизно у 8-16 разів дорожчі, ніж первинна обробка відповідно.

Розширені методи очищення часто базуються на технічно складних методах, таких як хімічне осадження, озонування, зворотний осмос або адсорбція вуглецю. Ці методи включають процеси, спрямовані на видалення певних поживних речовин, таких як фосфор або азот, які в деяких випадках сприяють евтрофікації.

Для загального покращення якості стічних вод, особливо на малих підприємствах, видалення дрібних твердих частинок може забезпечити викиди нижче цільових стандартів. Ці системи включають зберігання в ставках, внесення в ґрунт і фільтрацію через піщані або гравійні фільтри.

У деяких промислових і сільськогосподарських стічних водах сумарна концентрація азоту і фосфору на три порядки вище, ніж у природних водоймах. Традиційні процеси первинної та вторинної очистки. Процеси первинної та вторинної очистки впроваджуються у все більшій кількості місць для видалення речовин, що легко осідають (первинна очистка) та окислення органічних речовин, присутніх у стічних водах (вторинна очистка).

Кінцевим результатом є чисті, на перший погляд чисті стічні води, які скидаються у природні водойми. Однак ці вторинні стоки містять неорганічний азот і фосфор, що призводить до евтрофікації та довгострокових проблем через скидання тугоплавких органічних речовин і важких металів. Природні процеси очищення, які називаються природними процесами очищення, ідентифікують хемоорганотрофні мікроби, відповідальні за руйнування органічної речовини, а також показують, що аеробні та анаеробні процеси відбуваються одночасно.

Вони також зазначають, що сучасні методи біологічного очищення стічних

вод все ще базуються на тому ж самоочищенні, що й у природному середовищі. Різниця в тому, що вони обмежені одиницями, призначеними для прискорення очищення.

2.2 Аналіз промислового застосування біологічних технологій для видалення фосфору з господарсько-побутових стічних вод

Фосфору, як одному з основних забруднювачів міських стічних вод, останнім часом приділяється все більше уваги. Відновлення фосфору також підвищує стійкість побутових стічних вод. Очищення стічних вод із залученням мікроводоростей привернуло інтерес багатьох дослідників завдяки здатності водоростей ефективно переносити поживні речовини, включаючи фосфор, зі стічних вод до біомаси водоростей. Видалення фосфору залежить від потенціалу мікроводоростей поглинати, зберігати або розкласти фосфор у міських стічних водах. Тому дуже важливо вивчити механізм поглинання, зберігання та деградації фосфору мікроводоростями, щоб переконатися в доцільності цього процесу видалення фосфору зі стічних вод.

Біологічні методи видалення фосфору з міських стічних вод широко застосовуються в промислово розвинених країнах. В основі цього процесу лежить так зване «жадібне поглинання» фосфору мікроорганізмами активного мулу, яке відбувається при створенні певних умов культивування.

Наприкінці 1960-х — на початку 1970-х років багато дослідників займалися проблемою підвищеного споживання фосфору мікроорганізмами активного мулу. Встановлено, що створення анаеробної та аеробної зон в басейні аерації є лише однією з багатьох умов, необхідних для сталого управління організацією процесу біологічного видалення фосфору.

Сьогодні процеси біологічного видалення фосфору добре вивчені з мікробіологічної точки зору. Він заснований на здатності певних типів бактерій зберігати велику кількість розчинного ортофосфату у своїх клітинах у вигляді нерозчинних поліфосфатів, які відкладаються в бактеріальних клітинах у вигляді

гранул, які виявляються під мікроскопом за допомогою специфічного фарбування (метиленовим синім або Несслером).

На рис. 2.4 представлено мікроколонію фосфатакumuлюючих організмів (РАВ, біо-Р бактерій) в активному мулі.

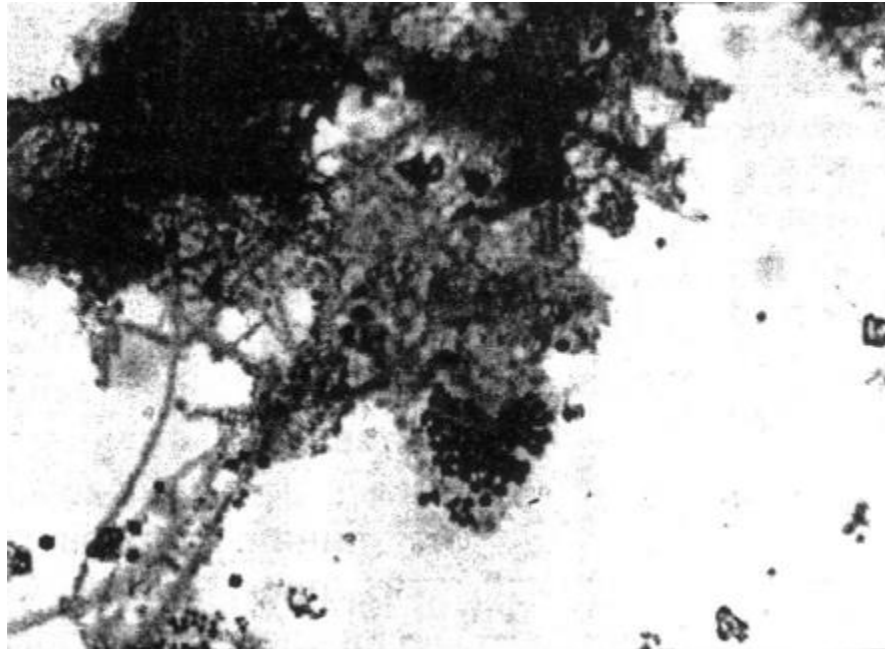


Рис. 2.4. Гранули поліфосфатів у клітинах фосфатакumuлюючих бактерій (збільшення 1x40, забарвлення метиленовим синім)

Відповідно до сучасних уявлень, однією з основних умов організації процесу біологічного видалення фосфору зі стічних вод є послідовне проходження анаеробної зони та аеробної зони з активним мулом. В анаеробній зоні частина органічної речовини забруднювача ферментативно розщеплюється з утворенням доступного субстрату – летких жирних кислот (ЛЖК). Однак в анаеробних умовах гетеротрофні бактерії активного мулу (крім бактерій РАВ) не змогли споживати субстрат через брак джерел енергії. У бактерій РАВ джерелом енергії є розщеплення накопиченого в клітині поліфосфату (з виходом ортофосфату в рідку фазу). Бактерії РАО в анаеробних умовах утилізують субстрати у вигляді МАФ і перетворюють їх на запасні речовини (РНБ, глікоген та ін.). В аеробних або гіпоксичних умовах органічні речовини, присутні в клітинах у вигляді РНКаз, окислюються киснем або нітратами.

Бактерії використовують вивільнену енергію для поглинання ортофосфату з водного середовища, перетворення його на поліфосфат (повторюючи цикл) і росту. Важливою умовою цього процесу є відсутність в анаеробній зоні не тільки кисню, але й нітратів, які є джерелом енергії для денітрифікуючих бактерій.

В Україні, незважаючи на діючі надзвичайно жорсткі норми вмісту сполук азоту та фосфору в очищеній воді, промислове впровадження біотехнології їх видалення тільки почалося. На даний момент у розрахунку, проектуванні та експлуатації установок біологічної денітрифікації (в певному обсязі) накопичено достатній досвід, але розвиток процесу біологічної дефосфоризації все ще знаходиться в зародковому стані. Близько 80% великої кількості спожитого фосфору потрапляє у воду, очищену різними станціями аерації, тому розробка та впровадження технологій очищення від фосфору (поряд із видаленням азоту) є однією з найактуальніших завдань сьогодення.

Оскільки бактерії, що не належать до RAV, не мають доступу до достатнього субстрату для росту в анаеробній зоні, використання описаного фосфатно-глікогенового циклу надає перевагу бактеріям RAV і дозволяє їм утворювати значну частку біомаси мулу. Поліфосфат, що накопичується в батареях, видаляється з будівель із надлишковим мулом.

Біологічні методи очищення стічних вод стали поширеними, оскільки вони включають одночасне видалення сполук фосфору разом із видаленням азоту та органічних сполук за допомогою методів нітрифікації-денітрифікації. Основними схемами біологічного очищення з видаленням азоту і фосфору є: AA/O - процес Phoredox (Phosphorus, redox, oxidation), також відомий під назвою Phoredox modification; UCT процес (University of Cape Town); JNB (Johannesburg) і низка інших. За даними експериментальних досліджень, біологічними методами можна видалити із залишкового активного мулу приблизно 1,5% фосфору від маси сухої речовини. Кількість видаленого із системи залишкового мулу залежить від його збільшення, яке в свою чергу залежить від віку активного мулу та кількості окисленої органіки. Слід враховувати, що під час очищення осаду частина вилученого фосфору виділяється з активного мулу і зазвичай

повертається в «голову» очисної споруди через протитечію. «Молодий» мул активніше росте і тому поглинає фосфор. Концентрацію фосфору в побутовій воді фактично можна знизити до значень 1,2-1 мг/л за допомогою біологічних методів. Для біологічних методів це граничні значення, що визначаються властивостями осаду.

Біологічно активований мул є складною системою, в якій вміст фосфоракумулюючих бактерій, таких як *Acinetobacter* і *Saccharomyces*, становить невелику частку від загальної біомаси і мало впливає на загальне поглинання фосфору.

Для того щоб оцінити можливість видалення фосфору зі стічних вод, етапи очищення слід розглядати як єдину систему з взаємопов'язаними елементами. Взаємозв'язок елементів досягається не тільки технічно, але й функціонально за допомогою процесів, які відбуваються на кожній стадії активного мулу: аеротенку, вторинному відстійнику, системі очищення осаду.

Вторинне забруднення води фосфатами внаслідок загибелі клітин може спостерігатися на будь-якому етапі. Наприклад, при тривалій аерації стічних вод в аеротенку або аеробної стабілізації активного мулу, внаслідок нестачі органічних поживних речовин для мікроорганізмів. Слід зазначити, що при аеробній стабілізації надлишкового активного мулу концентрація фосфору у фосфаті досягає 20-30 мг/л.

Поглинання неорганічного фосфору також залежить від заряду неорганічного фосфору та значення рН клітинної мембрани мікробіодоростей. Загалом, чим нижчий молекулярний заряд, тим вища біодоступність неорганічного фосфору для мікробіодоростей. Більшість мікробіодоростей асимілюють неорганічні солі, такі як HPO^- , HPO^{2-} і PO_4^{3-} .

Поліфосфати включають кислоторозчинні та кислотонерозчинні поліфосфати. Хоча деякі мікробіодорості не використовують поліфосфат як основне джерело фосфору, за відсутності фосфору мікробіодорості можуть асимілювати та метаболізувати поліфосфат. Крім того, якщо неорганічний P є в надлишку, мікробіодорості можуть поглинати надлишок P і відкласти його у

вигляді нерозчинного поліфосфату, який можна використовувати для клітинного метаболізму за відсутності неорганічного Р [16]. Надмірний вміст фосфору та висока інтенсивність освітлення в міських стічних водах, як правило, сприяють видаленню фосфору мікрободоростями; Однак деякі дослідження показали, що надлишок фосфору пригнічує ріст деяких мікрободоростей через надмірне накопичення поліфосфату в клітинах [16].

Існує кілька внутрішніх і зовнішніх факторів, які впливають на видалення фосфору мікрободоростями, таких як температура, інтенсивність і тривалість освітлення, а також рН.

Хоча технології на основі мікрободоростей пропонують стійку альтернативу для видалення фосфору з муніципальних стічних вод, заміна звичайних технологій очищення води залишається серйозною проблемою. У цій статті ми познайомимося з методом культивування мікрободоростей і процесом дефосфорації мікрободоростей. Крім того, міркування, що впливають на видалення фосфору мікрободоростями з міської води, включають традиційні фактори, а також характеристики видів мікрободоростей і типи міських стічних вод. Однак це дослідження не може повністю підсумувати всі фактори, що впливають на дефосфорилювання мікрободоростей. Необхідно продовжувати вивчати механізми та фактори, що впливають на дефосфорилювання у мікрободоростей, з мікроскопічної точки зору.

Дослідження з використанням мікрободоростей для видалення фосфору показало, що мікрободорості часто використовуються в поєднанні з іншими міськими системами очищення стічних вод. Симбіотичні відносини між бактеріями та мікрободоростями поширені на муніципальних очисних спорудах. Біоплівки широко використовуються для очищення стічних вод у 21 столітті, і їх поєднання з мікрободоростями може допомогти видалити фосфор зі стічних вод. Хоча біомасу мікрободоростей і ефективність видалення фосфору можна підвищити шляхом збільшення концентрації іонів магнію та заліза у воді, механізм видалення фосфору шляхом включення певних металів досі неясний. Крім того, деякі металеві наноматеріали мають хороші властивості, такі

як адсорбція, хоча досліджень металевих наноматеріалів на мікробіодоростей недостатньо. Дослідження також показує, що технологія іммобілізованих мікробіодоростей може не тільки вирішити проблеми переробки мікробіодоростей і стійкості міських стічних вод, але й підвищити ефективність видалення фосфору. Ця технологія іммобілізації також дає дослідницьку ідею для вирішення проблеми вторинного забруднення, спричиненого додаванням іонів металів для підтримки росту мікробіодоростей.

2.3 Знезараження стічних вод

Первинна, вторинна або навіть третинна обробка не видаляє 100% вхідних відходів, тому багато організмів залишаються в потоці відходів. У результаті багато організмів залишаються в потоці відходів. Щоб запобігти поширенню хвороб, що передаються через воду, і звести до мінімуму занепокоєння для здоров'я населення, регуляторні органи можуть вимагати знищення патогенних організмів у стічних водах. Хоча більшість цих мікроорганізмів не є патогенними, слід припустити, що патогени можуть бути присутніми. Дезінфекція - це очищення стічних вод для знищення всіх хвороботворних мікроорганізмів. Ще один термін, який також іноді використовують для опису знищення мікроорганізмів, це стерилізація.

Стерилізація - це знищення всіх мікроорганізмів. Дезінфекція відноситься до знищення всіх патогенних мікроорганізмів, тоді як очищення стічних вод не намагається досягти стерилізації. Проте процедури дезінфекції, що застосовуються до стічних вод, призводять до значного зменшення всіх мікроорганізмів, таким чином знижуючи кількість бактерій до безпечного рівня. буде знижено до безпечного рівня. Загалом, будь-який метод, який може вбити патогенні мікроорганізми, може досягти мети дезінфекції. Різні фізичні або хімічні методи здатні знищити мікроорганізми за певних умов.

Фізичні методи можуть включати, наприклад, нагрівання до кипіння або спалювання або опромінення рентгенівським або ультрафіолетовим світлом.

Хімічні методи теоретично можуть включати використання сильних кислот, спиртів або різних окислювачів або поверхнево-активних речовин (наприклад, спеціальних мийних засобів). Однак очищення стічних вод для знищення патогенних мікроорганізмів вимагає застосування практичних заходів, які можна легко використовувати економічно та ефективно для великих обсягів стічних вод, які були очищені різним ступенем. У минулому практика очищення стічних вод покладалася переважно на використання хлору для дезінфекції. Основне використання хлору полягає в тому, що хлор є чудовим дезінфікуючим засобом і донедавна був доступний за розумною ціною.

Як озон, так і ультрафіолетове світло є ефективними дезінфікуючими засобами, не залишаючи токсичних залишків. Озон також збільшує вміст розчиненого кисню у воді. Однак озон необхідно виробляти, і він лише нещодавно почав економічно конкурувати з хлоруванням. Нещодавно було вивчено ультрафіолетове світло, щоб визначити його ефективність і вартість при використанні на великих очисних спорудах. Незважаючи на те, що дослідження ще не завершено, ультрафіолетове світло зараз видається ефективним і конкурентоспроможним за ціною з хлорованими дезінфікуючими засобами. Окремо буде розглянуто використання хлору та озону як хімічних дезінфектантів, їх дезінфекційні властивості та дію. Однак, оскільки хлор продовжує широко використовуватися як дезінфікуючий засіб, ми в першу чергу розглянемо принципи та практику хлорування.

2.4 Висновки до розділу

Для очищення стічних вод розроблено багато фізичних, хімічних і біологічних методів. Однак застосування хімічних реагентів призведе до вторинного забруднення води, а застосування фізичних методів обмежене через їх високу вартість. Сьогодні все більше уваги привертають біологічні підходи до очищення стічних вод з використанням одноклітинних і багатоклітинних гідробіонтів, з яких найбільш перспективними вважаються мікрководорості. Це

пояснюється тим, що альгофлора бере активну участь у біологічному очищенні води та сприятливо впливає на гігієну води. Багатьма дослідниками доведено високу ефективність застосування мікроводоростей на різних стадіях очищення стічних вод - основній технічній і кінцевій. Потенціал використання мікроводоростей для видалення азоту та фосфору під час третинної очистки стічних вод також був детально оцінений.

Аналіз результатів багатьох наукових досліджень показує, що ці фотосинтезуючі мікроорганізми можуть зменшувати загальний вміст фосфору та азоту в міських стічних водах на 90-95% протягом різних періодів впливу.

Інтерес до пошуку штамів мікроводоростей, здатних якомога швидше видаляти сполуки азоту та фосфору зі стічних вод, значно зріс в останні роки.

РОЗДІЛ 3

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ФОСФОРУ ЗА ДОПОМОГОЮ *Euglena gracilis*

3.1 Матеріали та методи дослідження

В експериментах використовували штам *Euglena gracilis* G.A. Klebs HPDP–114, який був отриманий із Колекції живих культур мікрободоростей Інституту гідробіології НАН України.

Штам мікрободорості культивували на автоклавованих синтетичних стічних водах з різними концентраціями фосфатів та амонійного азоту:

- варіант експерименту I: 4 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 30 mg N-NH₄⁺ l⁻¹;
- варіант експерименту II: 7 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 50 mg N-NH₄⁺ l⁻¹;
- варіант експерименту III: 14 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 90 mg N-NH₄⁺ l⁻¹.

Хімічний склад синтетичних стічних вод базувався на рецептурі модифікованого поживного середовища для культивування евгленових водоростей (Gromov, 1983): NaCl – 0,1 g l⁻¹; MgSO₄ × 7H₂O – 0,4 g l⁻¹; CaCl₂ × 2H₂O – 0,05 g l⁻¹; глюкоза – 5 g l⁻¹; α-глутамінова кислота – 1 g l⁻¹; розчин мікроелементів – 1 ml; розчин Fe-EDTA – 1 ml; як джерело фосфатів та амонійного азоту використовували відповідно KH₂PO₄ та NH₄Cl, які додавали до середовища у різних кількостях для досягнення досліджуваних концентрацій фосфору та азоту. Перед використанням культури в експериментах було проведено попередню її адаптацію до досліджуваних композицій стічних вод (період адаптації складав 7 діб).

Мікрободорість інокулювали в скляні колби об'ємом 500 ml. Співвідношення інокулят: стічні води становило 1:10. Початкова концентрація біомаси мікрободорості складала 120 mg l⁻¹. Культивування *E. gracilis* на стічних водах проводили при температурі 27 ± 2 °C та в умовах штучного освітлення з використанням люмінесцентних ламп Philips TL-D 18W 54-765 G13 daylight.

Інтенсивність освітлення складала 48-52 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, світловий режим: 16 годин світла: 8 годин темряви.

Відбір проб для аналізів здійснювали на 0, 1, 2, 3 та 4 доби культивування мікроводорості.

Концентрацію амонійного азоту і фосфору фосфатів у воді досліджували згідно (Arsan et al. 2006).

Процент видалення біогенних речовин зі стічних вод за участю мікроводорості розраховували за формулою 3.1:

$$\text{Removal efficiency (\%)} = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (3.1)$$

де C_0 – початкова концентрація біогенних речовин; C_t – концентрація біогенних речовин, яку вимірювали в період часу t .

Інтенсивність росту культури за досліджуваних умов оцінювали за змінами величини сухої маси (Методи..., 1975). Продуктивність біомаси розраховували згідно формули 3.2:

$$\text{Biomass productivity} = \frac{N - N_0}{T} \quad (3.2)$$

де N ($\text{mg L}^{-1}\text{day}^{-1}$) – концентрація біомаси наприкінці культивування, N_0 ($\text{mg L}^{-1}\text{day}^{-1}$) – концентрація біомаси на початку культивування, T – тривалість культивування (4 доби).

Фотосинтетичні пігменти (хлорофіл а та каротиноїди) екстрагували 90% розчином ацетону і їх кількість вимірювали спектрофотометрично [53]. Концентрацію хлорофілу а розраховували за рівнянням Jeffrey & Humphrey (1975), суми каротиноїдів – за рівнянням Parsons & Strickland (1963).

Всі показники визначали у трьохкратній повторності. Статистичну обробку даних проводилася із застосуванням програми SPSS Statistics 17.0. Розраховували середнє арифметичне, стандартне відхилення і t-критерій Стьюдента. Різницю вважали вірогідною при $p \leq 0,05$.

Результати досліджень

На рисунку 3.1 та 3.2 показана динаміка змін концентрації фосфору та азоту в синтетичних стічних водах протягом 4-добового періоду культивування на них *E. gracilis*. Згідно одержаних результатів, на 1 добу експерименту процент

видалення фосфору зі стічних вод за участю мікрободорості складав 19,86-22,50 %. На 2 добу експерименту спостерігалось більш інтенсивне використання фосфору культурою і ефективність його видалення складала 70,21-94,5 %. При цьому, найвищі показники реєструвалися у варіанті дослідження з найнижчими концентраціями фосфатів та амонійного азоту (варіант експерименту I). У варіантах стічних вод з вищим рівнем навантаження біогенними речовинами (варіант експерименту II та III) видалення фосфору *E. gracilis* більш ніж на 90 % спостерігалось починаючи з 3 доби.

Щодо, амонійного азоту, то процент його видалення зі стічних вод культурою *E. gracilis* був меншим, ніж фосфатів. Так, на 1 добу експерименту він складав 4,44-6,70 %, на 2 добу – 15,00-17,78 %, на 3 добу – 28,36-46,67 % та на 4 добу – 43,00-63,33 %, в залежності від його вихідної концентрації. До складу синтетичних стічних вод крім NH_4Cl – джерела неорганічної форми азоту – входила α -глутамінова кислота ($\text{C}_5\text{H}_9\text{NO}_4$), яка є джерелом органічної форми азоту. Оскільки *E. gracilis* для підтримання свого метаболізму може використовувати як неорганічні, так і органічні речовини, то це пояснює нижчий процент вилучення амонійного азоту, порівняно з фосфатами.

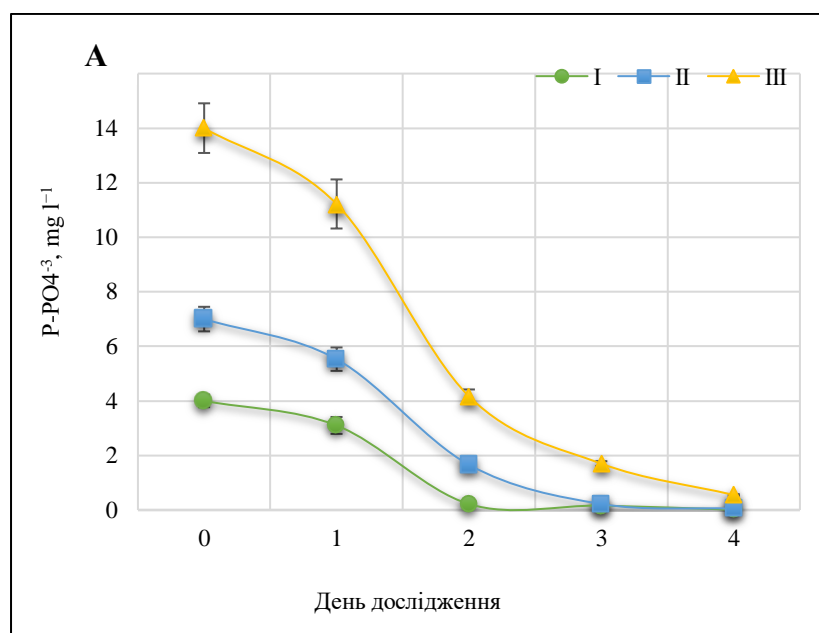


Рис. 3.1. Зміни концентрації фосфору (А)) в культуральних середовищах *E. gracilis*

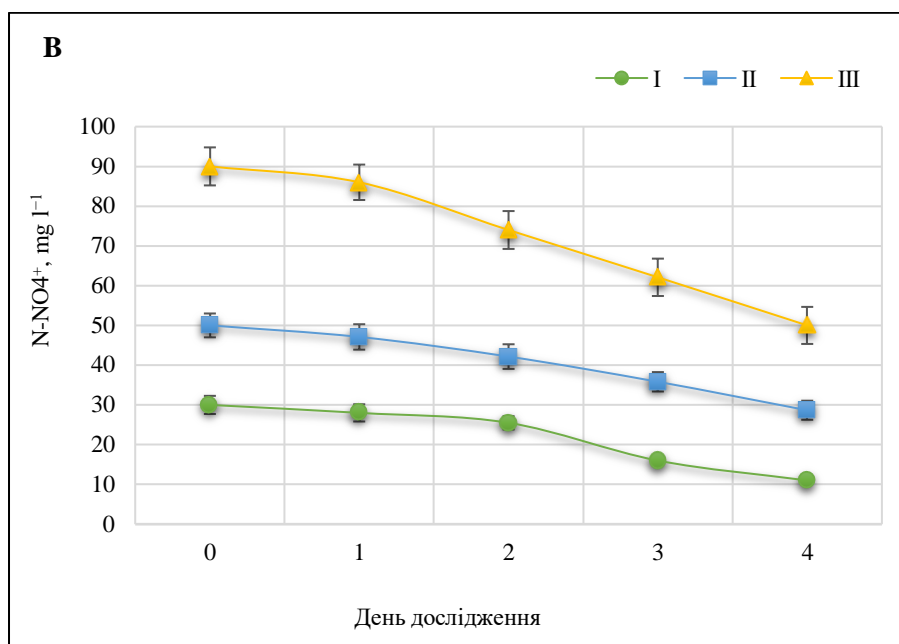


Рис. 3.2. Зміни концентрації азоту (В) в культуральних середовищах *E. Gracilis*

Для оцінки інтенсивності росту *E. gracilis* протягом періоду її культивування на стічних водах досліджували зміни сухої маси (рис. 3.3). На 1 добу експерименту зареєстровані найнижчі показники накопичення біомаси культурою в усіх варіантах стічних вод, що узгоджується з найнижчими показниками вилучення біогенних речовин протягом цієї доби. Починаючи з 2 доби приріст біомаси помітно збільшився, це пов'язано з переходом культури у фазу інтенсивного росту. В результаті чого ефективність видалення біогенних речовин також помітно збільшилася, що слід враховувати при використанні мікроводоростей під час доочистки стічних вод. За вищих концентрацій біогенних речовин мікроводорість характеризувалася вищими показниками накопичення біомаси. Для варіанту експерименту з 4 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 30 mg N-NH₄⁺ l⁻¹ продуктивність біомаси складала 112.50 mg l⁻¹day⁻¹; для варіанту з 7 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 50 mg N-NH₄⁺ l⁻¹ вона складала 137.00 mg l⁻¹day⁻¹; для варіанту експерименту з 14 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 90 mg N-NH₄⁺ l⁻¹ продуктивність біомаси складала 167.50 mg l⁻¹day⁻¹. Отримані дані свідчать про збільшення функціональної активності та виходу біомаси мікроводорості зі збільшенням

концентрації амонійного азоту та фосфатів у воді.

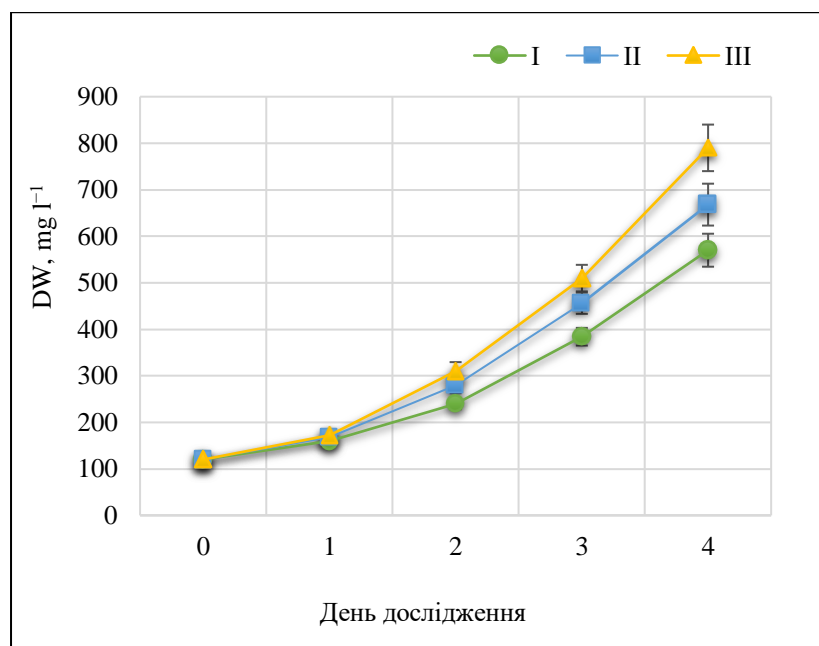


Рис. 3.3. Зміни сухої маси у *E. gracilis* за різних композицій стічних вод: I – $4 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1} + 30 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$; II – $7 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1} + 50 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$; III – $14 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1} + 90 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$.

Фотосинтетичну активність *E. gracilis* оцінювали за зміною вмісту фотосинтетичних пігментів – хлорофілу *a* та суми каротиноїдів (рис. 3.4). На 1 добу росту культури на стічних водах помітного приросту вмісту пігментів, як і сухої маси, не спостерігалось в жодному варіанті досліду ($p > 0,05$ щодо вихідних значень). Починаючи з 2 доби позитивна динаміка накопичення хлорофілу *a* та каротиноїдів культурою мікрободорості простежувалася за усіх досліджуваних композицій стічних вод. Варто відмітити, що протягом перших трьох діб статистично значимої різниці ($p > 0,05$) між величинами показників вмісту фотосинтетичних пігментів не реєструвалося. Під кінець експерименту при культивуванні *E. gracilis* на стічних вод з $4 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1} + 30 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$ вміст хлорофілу *a* складав 7.49 ± 0.44 мг/г с.м., вміст каротиноїдів складав 2.00 ± 0.16 мг/г с.м. Водночас, в умовах композицій стічних вод II ($7 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1} + 50 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$) та III ($14 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1} + 90 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$) вміст хлорофілу *a* в культурі становив 8.77 ± 0.55 та 9.12 ± 0.56 мг/г с.м. відповідно, вміст каротиноїдів

– 2.16 ± 0.12 та 2.40 ± 0.15 мг/г с.м. відповідно. Це свідчить про інтенсифікацію фотосинтетичної активності та процесів асиміляції сполук азоту та фосфору в клітинах мікробіодорості при більшому навантаженні цими біогенними речовинами водного середовища.

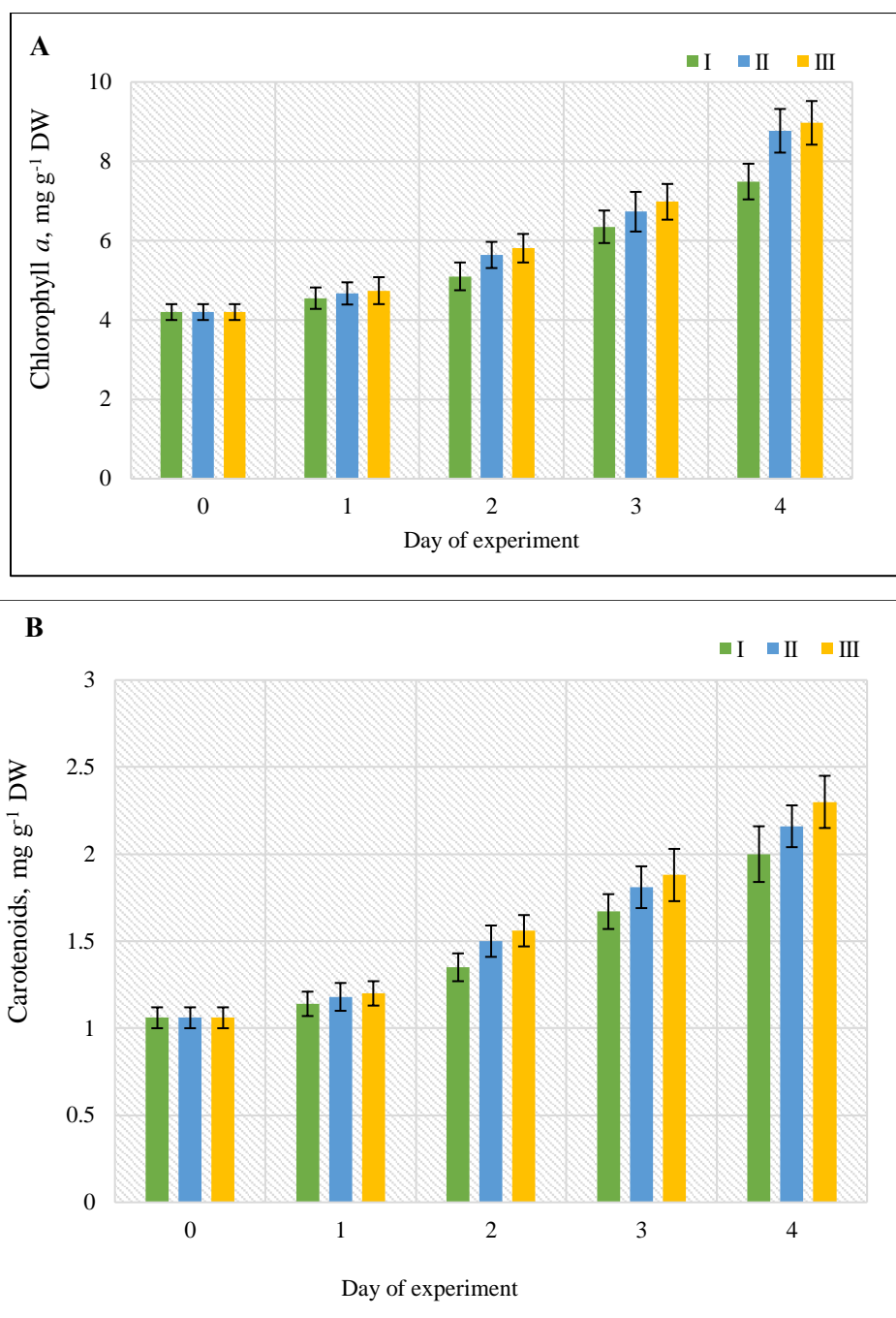


Рис. 3.4. Зміни хлорофілу *a* (A) та суми каротиноїдів (B) у *E. gracilis* за різних композицій стічних вод: I – 4 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 30 mg N-NH₄⁺ l⁻¹; II – 7 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 50 mg N-NH₄⁺ l⁻¹; III – 14 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹ + 90 mg N-NH₄⁺ l⁻¹.

Згідно з одержаними результатами, *E. gracilis* характеризується високими показниками вилучення біогенних речовин зі стічних вод, і здатна активно вегетувати в умовах різного навантаження водного середовища неорганічними сполуками азоту та фосфору. Про це свідчать високі показники накопичення нею біомаси та фотосинтетичних пігментів. Використання досліджуваної мікробіодорості під час третинної очистки стічних вод дозволить за короткотривалий термін (2-4 доби) суттєво зменшити в них концентрацію азоту та фосфору. Спираючись на дані літератури [45], а також зареєстровану нами тенденцію щодо збільшення у мікробіодорості показників функціональної активності фотосинтетичного апарату зі збільшенням концентрації біогенних речовин можна припустити, що фотосинтез відіграє ключову роль у процесах видалення клітинами мікробіодоростей неорганічних сполук азоту та фосфору зі стічних вод. Враховуючи те, що головним побічним продуктом процесу фотосинтезу є кисень [49], висока фотосинтетична активність культури *E. gracilis* сприятиме не лише швидкому вилученню біогенних речовин, але й збільшенню концентрації кисню у стічних водах та, як наслідок, прискоренню окиснювальних процесів і мінералізації органічних домішок, присутніх у стічних водах.

Згідно [40], *E. gracilis* зустрічається у багатьох прісноводних біотопах і особливо часто у мілководних евтрофних ставках, що пояснює резистентність цього виду до високих концентрацій азоту та фосфору. Важливою особливістю *E. gracilis*, яка дозволяє їй адаптуватися до різних умов навколишнього середовища є здатність до фотоавтотрофного (синтезує із неорганічних речовин всі необхідні для метаболічних потреб речовини, використовуючи енергію фотосинтезу), гетеротрофного (використовує наявні в середовищі існування органічні речовини для підтримання свого метаболізму) та міксотрофного (поєднання обох режимів) росту [40]. Показано, що *E. gracilis* може метаболізувати широкий спектр альтернативних джерел вуглецю: глюкозу, глютамат, малат, піруват, лактат та етанол [50]. Оскільки для цього виду водоростей характерний міксотрофного тип живлення, то він може брати участь у видаленні органічних забруднюючих

речовин зі стічних вод не лише опосередковано (продукуючи кисень і таким чином сприяючи прискоренню мінералізації органічних речовин), але й прямим шляхом, використовуючи їх для підтримання свого метаболізму. Види роду *Euglena* надзвичайно стійкі до таких стресових умов, як низький рівень рН (нижче 4), коливання температури та високої концентрації іонів металів [61], що також робить їх успішними агентами для біоремедіації стічних вод.

При засвоєнні сполук азоту та фосфору клітинами мікроводоростей спостерігається значний приріст їхньої біомаси. На думку авторів [56], накопичена водоростева біомаса на стічних водах може слугувати сировиною для отримання промислово цінних метаболітів. Показано, що *E. gracilis* у великій кількості (до 80 % від сухої маси) акумулює парамілон – тип β -1,3-глюкану, який є унікальним для евгленових водоростей, зокрема видів роду *Euglena* [35]. Парамілон - перспективна альтернатива для пластиків виготовлених на основі нафти [35].

У біопластиках парамілон виконує роль наповнювача та покращує характеристики кінцевих продуктів [59]. Використання біоматеріалів для виробництва пластиків, зокрема парамілону отриманого з біомаси *E. gracilis*, розглядається як ефективний шлях вирішення проблеми скорочення викидів парникових газів та споживанням енергії під час цього процесу [35].

Профіль жирних кислот *E. gracilis* вирізняється високим вмістом поліненасичених жирних кислот, в тому числі α -ліноленової, арахідонової, ейкозапентаєнової та докозагексаєнової кислот [40].

Таким чином, накопичена біомаса *E. gracilis* на стічних водах після відповідної обробки може бути перетворена в біопаливо або додаткову сировину для отримання інших комерційно цінних продуктів, що також значно підвищує інтерес до технології доочищення стічних вод від біогенних елементів за допомогою цієї мікроводорості.

3.2 Аналіз вищих водних рослин *Euglena gracilis* з метою використання для очищення стічних вод від біогенних сполук

Мікродорості очищають воду, безпосередньо поглинаючи забруднюючі речовини або перетворюючи їх на нешкідливі продукти. Повідомлялося, що водорості забезпечують кисень через фотосинтез, щоб допомогти бактеріям розкласти органічну речовину, що зменшує витрати та енергію, пов'язану з процесом газифікації/перемішування аерації. Для збільшення біомаси мікродорості поглинають азот, фосфор і вуглець. Засвоєний азот засвоюється у вигляді аміаку, нітратів і нітритів, тоді як можливе вилучення вуглекислого газу, оскільки він є субстратом для фотосинтезу. Крім того, мікродорості здатні видаляти важкі метали з води і можуть використовуватися для виробництва біопалива, оскільки їх урожайність з одиниці площі значно вища, ніж у наземних олійних культур.

Метою цього дослідження було оцінити здатність *Euglena gracilis* G.A.Klebs скорочувати концентрації основних біоелементів (фосфору та азоту), відповідальних за евтрофікацію водойм, до рівнів, рекомендованих законодавством ЄС, у короткостроковій перспективі.

Euglena gracilis — одноклітинна джгутикова мікродорість, яка вважається одним із найперспективніших видів мікродоростей як сировина для функціональних продуктів харчування та біопалива. Залежно від умов культивування мікроби евкаліпта можуть синтезувати та накопичувати кілька цінних продуктів, таких як ефіри воску, парамілон (бета-1,3-глюкан), бета-каротин і вітаміни С і Е. Ці продукти мають численні комерційно важливі застосування. Воскові ефіри, які в основному складаються з насичених жирних кислот C14:0, міристинової кислоти, насичених жирних спиртів C14:0 і миристилового спирту, вважаються високоцінним біопаливом. Ці ефіри воску *E. gracilis* придатні для використання в біодизельному та реактивному паливі.

Підвищення продуктивності біомаси *E. gracilis* має вирішальне значення для створення ефективної системи виробництва біопалива та зниження ціни на

біопаливо. Генетична рекомбінація, селективне розведення, оптимізація умов росту та додавання добавок, включаючи поживні речовини та фітогормони, були досліджені для збільшення біомаси та виробництва ліпідів. Від *E. gracilis*. Однак розробка синергетичних технологій для подальшого посилення росту *E. gracilis* необхідна для впровадження ефективної системи виробництва біопалива *E. gracilis*. пластівці (рис. 3.5).

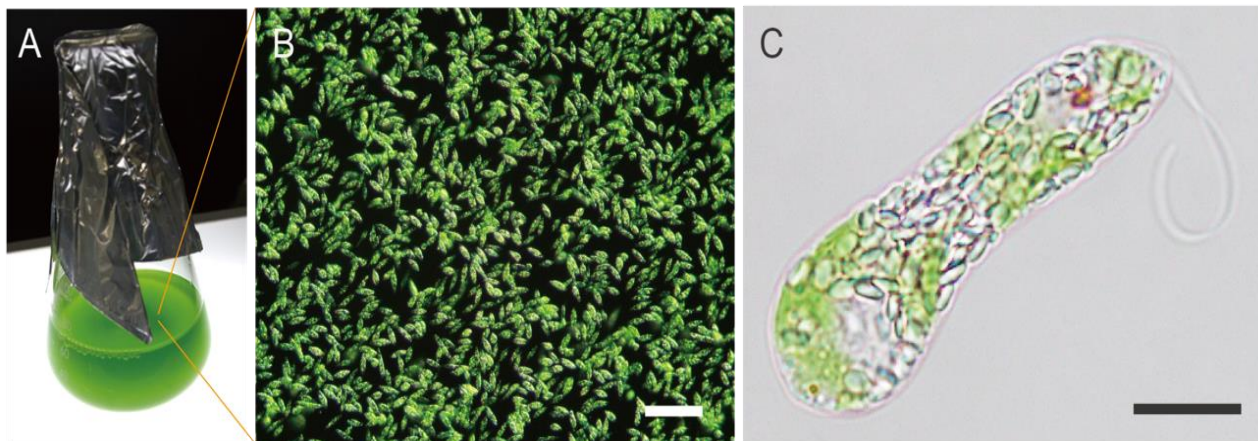


Рис. 3.5 Виробництво біомаси *E. gracilis*

Було виявлено, що в природних водних середовищах і культурах мікроводоростей певні бактерії сприяють росту мікроводоростей, створюючи сприятливе мікросередовище, наприклад, надаючи поживні речовини, вітаміни, фітогормони, хелатні агенти або летючі органічні сполуки. Ці бактерії були охарактеризовані як бактерії, що сприяють розвитку мікроводоростей. Повідомлялося про MGPB для різних мікроводоростей.

Культури *Euglena gracilis*, багатообіцяючого джерела вітамінів і унікальних біологічно активних речовин, швидко ростуть за допомогою екзогенно доданих джерел вуглецю або при високому рівні освітлення в автотрофному режимі. На відміну від багатьох інших мікроводоростей, *Euglena gracilis* відносно легко переходить до анаеробного життя та здатна залишатися в безкисневих умовах, які сприяють виробленню водню протягом тривалого часу.

E. gracilis — це одноклітинний рухливий динофлагеллят з *Euglenophyta*, який зустрічається в багатьох прісноводних водних біомах, особливо в евтрофних мілких ставках. Завдяки швидкій і чутливій реакції на різні токсичні

речовини, такі як важкі метали, неорганічні та органічні сполуки, *Eucalyptus spp.* є одним із мікроорганізмів, які широко використовуються в екотоксикологічних дослідженнях. Багато поведінкових, біохімічних, морфологічних і фізіологічних параметрів евглени використовуються як кінцеві точки для біомоніторингу забруднювачів води. Наприклад, ріст клітин евглени використовувався в багатьох дослідженнях для оцінки впливу різних речовин. Його рухливість, орієнтація та морфологічні параметри, такі як відсоток руху, швидкість плавання, плавучість і форма клітин, широко використовуються для оцінки токсичності. Показано, що фотосинтетична ефективність і фотосинтетичний пігментний склад цих джгутиків чутливі до різних хімічних речовин і використовуються як кінцеві точки в оцінці впливу токсичних хімічних речовин.

Ми могли спостерігати зниження вмісту хлорофілу та збільшення вмісту каротиноїдів у стаціонарній фазі для обох штамів порівняно з фазою експоненціального росту. Ці взаємозв'язки дозволяють припустити, що каротиноїди можуть брати участь в утворенні хлорофілу. Дослідження показали, що одна і та ж порфірин-подібна молекула може впливати на синтез обох пігментів.

Водорості відомі своєю здатністю видаляти забруднюючі речовини. Евтрофікація - це природний ріст водоростей у водних шляхах, викликаний надлишком поживних речовин і частинок, якими водорості можуть харчуватися. Використовуючи процес евтрофікації та навмисно застосовуючи його на очисних спорудах у контрольований спосіб, забруднювачі видаляються до того, як остаточні стічні води скидаються у водні шляхи з набагато вищою ефективністю, ніж альтернативні рішення для очищення. Це також більш екологічно чисте, без додавання потенційно шкідливих хімікатів.

Утилізація поживних речовин Залишки азоту та фосфору в стічних водах можуть спричинити проблеми з навколишнім середовищем, а вартість вирощування мікрководоростей можна зменшити шляхом утилізації поживних речовин, що містяться у стічних водах.

Існує великий інтерес до розробки біопалива як альтернативи викопному паливу, і мікроводорості вважаються перспективним джерелом ліпідів для виробництва біодизеля або для перетворення біомаси мікроводоростей на метан або етанол. Однак, хоча все більше хімічних речовин із доданою вартістю, таких як поліненасичені жирні кислоти, каротиноїди/пігменти, антиоксиданти, біополімери та інші нутрицевтичні та фармацевтичні сполуки, зараз комерційно виробляються з мікроводоростей, економічне виробництво біопалива з мікроводоростей залишається нереалізованою метою.

Вартість є головним фактором, що обмежує масштабне виробництво відновлюваного палива з мікроводоростей, але ще одним важливим обмежуючим фактором є поживні речовини. Забезпечення хімічними поживними речовинами, які підтримують ріст мікроводоростей, не тільки дороге, але й доступність фосфору, зокрема, ймовірно, буде обмежувальним фактором у осяжному майбутньому. Використання мікроводоростей для очищення стічних вод може знизити вартість їх вирощування, оскільки поживні речовини, що містяться у стічних водах, головним чином азот і фосфор, можуть перероблятися та використовуватися мікроводоростями. Застосування мікроводоростей для очищення стічних вод головним чином зосереджено на тонкій обробці стічних вод для видалення азоту та фосфору після видалення більшості органічних забруднювачів, але деякі дослідження також показали, що мікроводорості можуть замінити активний мул як основний метод очищення стічних вод. Видаляє органічні та неорганічні забруднення.

Мікроводорості використовують фосфор для утворення нуклеїнових кислот - ДНК (дезоксирибонуклеїнова кислота) і РНК (рибонуклеїнова кислота), АТФ для отримання енергії та мембранних фосfolіпідів. Найбільш переважними формами поглинання є PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, з яких менш заряджені мають вищу біодоступність, але поліфосфати також можна використовувати в мікроводоростей. Використання фосфіту (PO_3^{3-}) було продемонстровано лише в ціанобактеріях. Неорганічний фосфат потрапляє в клітину через транспортер P_i , тоді як фосфатази на поверхні мембрани

гідролізують органічні сполуки, що містять фосфат, і імпортують вивільнений фосфат. Фосфат, асимільований у клітині, подовжується з утворенням кислоторозчинного поліфосфату або кислотонерозчинного поліфосфату шляхом гідролізу АТФ до АДФ (аденозиндифосфату) поліфосфаткіназою.

Висока інтенсивність світла сприяє утворенню АМФ і його перетворенню в білок і ДНК. Позаклітинні фосфосполуки інтерналізуються та перетворюються на клітинний фосфат для синтезу фосфоліпідів і РНК, хоча перенесення фосфату на РНК гальмується світлом. Коли в навколишньому середовищі занадто багато фосфору або клітина переміщується з середовища з дефіцитом фосфору в середовище, багате фосфором, вона приймає більше фосфору, ніж їй потрібно для виживання. Цей надлишок поглиненого фосфату в основному перетворюється АТФ і зберігається у вакуолі для майбутнього використання в разі дефіциту фосфору, забезпечуючи життєздатність клітини шляхом перенесення до інших сполук, що містять фосфор у водоростях. Мікроводорості *E. gracilis* широко використовуються для видалення сполук азоту, фосфору та важких металів зі стічних вод під час третинного очищення.

Біологічне видалення фосфору з води досягається за допомогою бактерій за допомогою процесу посиленого біологічного видалення фосфору. Процес використовує здатність бактерій накопичувати поліфосфат у своїх клітинах і видаляти його через послідовні аеробні та анаеробні стадії. Він використовує два типи бактерій: організми, що накопичують фосфор, і організми, які накопичують цукор. Цей процес іноді ненадійний, оскільки дві категорії конкурують за вуглець, що призводить до руйнування EBPR. Вважається, що для уникнення цього необхідно стимулювати ріст актиноміцетів.

Мікроводорості можна розглядати як потенційних кандидатів для очищення стічних вод, оскільки вони можуть засвоювати азот, вуглець і фосфор, а також адсорбувати або поглинати інші проблемні елементи, такі як важкі метали.

Крім того, їх висока адаптивність до нових умов дозволяє їм рости в різноманітних умовах, включаючи міські, промислові та сільськогосподарські

стічні води. Однак існують певні проблеми при обробці стічних вод мікроводоростями, включаючи вибір умов культивування (переважно інтенсивність світла, фотоперіод і температура) і процес збору. Збір врожаю залишається одним із основних вузьких місць для будь-якого біотехнологічного застосування, що включає мікроводорості, і вимагає подальших досліджень. Сучасні методи збору стічних вод є або дорогими, трудомісткими або витратними, і їх можна вдосконалити залежно від вибору біореактора або системи культури, яка використовується для процесу очищення стічних вод. Хоча мікроводорості можуть сприяти циркулярній біоекономіці, для подолання існуючих проблем все ще потрібні подальші дослідження та розробки.

Біологічні елементи (БЕ) у міських стічних водах (МВ) – це переважно сполуки фосфору та азоту, які при попаданні у воду призводять до евтрофікації. Ці елементи прискорюють розвиток фітопланктону в поверхневих водах, тим самим зменшуючи потребу у світлі та воді. Вплив світла може призвести до зменшення та відмирання глибоких відкладень. Чавун викликає загибель інших гідробіонтів, а також відновлює воду з оксидів: заліза, перекису водню, азоту амонійного, марганцю та ін. Евтрофікація не тільки призводить до загибелі риби в рибогосподарських водоймах та непридатності для водного туризму рекреаційних водойм – вона також є причиною здорожчання питної водопровідної води через збільшення затрат на реагенти, якщо водойм є поверхневим джерелом питного водопостачання. Забезпечення ефективності поділу ВЕ і СВ є важливим питанням, яке необхідно вирішити.

Обсяг біологічних елементів, що надходять у водний об'єкт внаслідок споживання води, підраховується для того, щоб мати систему чіткого та недвозначного регулювання надвисоких скидів цих елементів і водних об'єктів. та стан питного водопостачання в Україні, та як національну та регіональну доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні та області.

В Україні триває велика кількість досліджень, пов'язаних з вивченням поверхні водойм, концентрацій біоелементів у воді та динаміки змін водойм. На основі цього ми зробимо висновки про сучасні тенденції типового відновлення

після високого вмісту БЕ у воді. Це посилює незрілий розвиток біохімічних процесів у повітрі, які, при прискоренні, призводять до масового зростання блакитно-зелених водоем, що призводить до високих рівнів цинку, які є шкідливими для навколишнього середовища. Багато досліджень також показали негативний вплив ціанотоксинів на здоров'я людини та інші організми.

Інший проблемний обсяг очищених стічних вод, концентрація біологічних елементів у загальному середовищі, невідомий. У Постанові зазначається, що скидання зворотних вод у водні об'єкти допускається лише за умови отримання дозволу на спеціальне водокористування, порядок видачі якого, відповідно до Водного кодексу України, встановлюється Кабінетом Міністрів України.

У зв'язку з цим очищення інших завислих речовин і стічних вод здійснюється органами, уповноваженими видавати спеціальні дозволи на забір води. Оплата та повернення коштів здійснюється після попередньої реєстрації та прийому. При цьому використовується принцип, відповідно до якого скидання стічних водах не повинно призводити до перевищення у водоемі гранично допустимих концентрацій забруднень у місцях водокористування відповідно до виду водокористування (господарсько-питного, рекреаційного та господарського двох категорій).

Такі ГДК були встановлені ще за радянських часів. Якщо концентрація і поглинання речовини перевищують встановлені значення, ГДК і КБ повинні бути встановлені на повні задані значення. Такий підхід позбавить від необхідності створювати індивідуальний досвід для кожної дитини та кожного окремого випадку в країні.

Наразі поточна централізація та впровадження підпорядковуються правилам Центрального банку, прийнятим комунальними та промисловими очисними підприємствами та системами в цільових точках України. Відповідно до вимог цих нормативних документів визначати граничну кількість ГДК і біологічних елементів. Разом із значенням СанПиН 4630-88 вміст, що проходить поблизу цієї ділянки, містить фосфор, переважно пізнього фосфатного типу.

Офіційних норм щодо кількості біологічних елементів і стічних вод, які

житлові будинки скидають у каналізацію на межі цільової території, немає. Купони призначені лише для підприємств. Правилами приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України, які за визначенням спрямовані на запобігання порушенням у роботі населених пунктів та забезпечення охорони навколишнього середовища від забруднення СВ, передбачено, що допустимі концентрації кожної завислої речовини у СВ підприємств визначаються місцевими Правилами приймання Корпоративний центральний банк – це повна система каналізації. Це правило затверджує виконавчі розпорядження муніципалітетів щодо забезпечення муніципальними водними шляхами за умови попереднього схвалення муніципальних жителів.

За Правилами, стоки, що скидаються підприємствами, серед іншого не повинні містити речовин, що не піддаються біологічному розкладу, не повинні мати ХСК більше біологічного споживання кисню (БСК) за 5 діб більше ніж у 2,5 рази, не повинні мати БСК, що Вища точка цільової точки КОС. Головне, не сплутати ЗП з підвищеними рівнями концентрації, які визначаються об'єктивними правилами приймання. Допустима концентрація ЗР повинна визначатися згідно з цими правилами (крім вимог щодо скидання важких металів):

- 1) За виявленням концентрації ЗР і ліміту стічних вод;
- 2) При виявленні концентрації приладами ЗР і БО;
- 3) Розмір обмежений випромінюванням ЗР у .

Мінімальне значення серед вимірних значень повинно визначатися як виміряна концентрація.

Граничну концентрацію визначають за оптимальним методом Правил, а ГДК на межі стічних вод становить: для БЦК - не більше 350 г/м³, для важких речовин - не більше 500 г/м³. Проте вимоги до вмісту азоту і фосфору значні. Допустимі концентрації визначаються за другим способом правил, допустимі концентрації сполук і КБ, що використовуються в балонах повітря, складають: для азоту амонійного - 30 г/м³, для нітратного NO₃ - 45 г/м³, для нітритного - 3,3 г/м³

Фосфат - 10 г/м³. Для визначення ГДК за третім методом правила рекомендують вимірювати середньодобове споживання установок ТВ та коефіцієнт видалення завислих речовин ТЕЦ. Коефіцієнти встановлення: азот амонійний - 0,2 - 0,6, NO₃ і нітрит - 0, фосфат - 0,1 - 0,2.

У ДБН В.2.5-75:2013 також зазначено, що КБ для БО має містити всі біологічні елементи: азот загальний - на 100 г/м³ ґрунту, БПК не менше 5 г/м³, загальний фосфор - на 100 г/м³ ґрунту БПК не менше, ніж 1 г/м³. Для КОС, відповідального за видалення СВ з РЕ з більш ніж 500 частинками, необхідно запобігти забрудненню ВО азотом і визначити потреби та технології додаткового видалення вуглецю. За даними, загальний вміст фосфору в побутових стічних водах становить від 5 до 20 грамів на кубічний метр. Вміст органічної речовини в ньому становить від 1 до 5 г/м³. Все решта - непублічний конфлікт. Мешканці житлових будинків скидають у каналізацію приблизно від 0,65 до 4,80 г/добр фосфору. Сучасне значення становить 2,18 г/добу протягом 6 років. Збільшене використання миючого засобу посилить цей ефект.

Кількість азоту і фосфору, що скидається на 1 мешканця за добу (ДБН 13.2.5-75:2013)

Азот загальний N=11 г/добу

- У тому числі амонійних солей =8 г/добу

Фосфор загальний P – 1,8 г/добу

- У тому числі фосфор фосфатів- 1,44 г/добу

Нормативи водоспоживання у середньому за рік (ДБН В.2.5-74:2013) на людину

$Q_{\min}=100$ л/добу

$Q_{\max}=285$ л/добу

Концентрація загального азоту у сполуках

$$S_N^{\min} = \frac{N}{Q_{\max}} * 1000 = \frac{11}{285} * 1000 = 38,6 \text{ мг/л}$$

$$S_N^{\max} = \frac{N}{Q_{\min}} * 1000 = \frac{11}{100} * 1000 = 110 \text{ мг/л}$$

Для усередненого водоспоживання (150:230 л/добу)

(ванни і місцеві водонагрівачі)

$$S_N^{\min} = \frac{11}{230} * 1000 = 47,8 \text{ мг/л}$$

$$S_N^{\max} = \frac{11}{150} * 1000 = 73,3 \text{ мг/л}$$

Концентрація амонійних солей

$$S_{\text{NH}_4}^{\min} = \frac{8}{285} * 1000 = 28,1 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NH}_4}^{\max} = \frac{8}{100} * 1000 = 80 \text{ мг/л}$$

Для усередненого водоспоживання (150+230 л/добу)

$$S_{\text{NH}_4}^{\min} = \frac{8}{230} * 1000 = 34,8 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NH}_4}^{\max} = \frac{8}{150} * 1000 = 53,3 \text{ мг/л}$$

Концентрація азоту в інших сполуках (NO_2 ; NO_3)

$$S_{\text{NO}_2 \text{ NO}_3}^{\min} = S_N^{\min} - S_{\text{NH}_4}^{\min} = 38,6 - 28,1 = 10,5 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NO}_2 \text{ NO}_3}^{\max} = S_N^{\max} - S_{\text{NH}_4}^{\max} = 110 - 80 = 30 \text{ мг/л}$$

Те ж саме для усередненого водоспоживання

$$S_{\text{NO}_2 \text{ NO}_3}^{\min} = 47,8 - 34,8 = 13 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NO}_2; \text{NO}_3}^{\max} = 73,3 - 53,3 = 20 \text{ мг/л}$$

Концентрація іонів амонійних солей NH_4^+

$$C_{\text{NH}_4}^{\min} = \frac{28,1}{0,778} = 36,1 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{NH}_4}^{\max} = \frac{80}{0,778} = 102,8 \text{ мг/л}$$

Те саме для усередненого водоспоживання

$$C_{\text{NH}_4}^{\min} = \frac{34,8}{0,778} = 44,7 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{NH}_4}^{\max} = \frac{53,3}{0,778} = 68,5 \text{ мг/л}$$

Концентрація у СВ абонентів Києва (Привила приймання СВ у систему каналізації міста)

Нітриди (NO_2^-)- 3,3 мг/л

Нітрати (NO_3^-)- 45 мг/л

Розподілимо пропорційно концентрацію азоту

Азот в нітридах (NO_2^-)

$$S_{\text{NO}_2}^{\text{min}} = 10,5 \frac{3,3}{48,3(45+3,3)} = 0,72 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NO}_2}^{\text{max}} = 30 \frac{3,3}{48,3(45+3,3)} = 2,05 \text{ мг/л}$$

Те саме для усередненого водоспоживання

$$S_{\text{NO}_2}^{\text{min}} = 13 * \frac{3,3}{48,3} = 0,89 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NO}_2}^{\text{max}} = 20 * \frac{3,3}{48,3} = 1,37 \text{ мг/л}$$

Азот в нітратах (NO_3^-)

$$S_{\text{NO}_3}^{\text{min}} = 10,5 \frac{45}{48,3} = 9,78 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NO}_3}^{\text{max}} = 30 \frac{45}{48,3} = 27,95 \text{ мг/л}$$

Те саме для усередненого водоспоживання

$$S_{\text{NO}_3}^{\text{min}} = 13 * \frac{45}{48,3} = 12,11 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{NO}_3}^{\text{max}} = 20 * \frac{45}{48,3} = 18,63 \text{ мг/л}$$

Перерахунок азоту у нітрит та нітрат іони

Концентрація нірит іонів (NO_2^-)

$$C_{\text{NO}_2}^{\text{min}} = \frac{0,72}{0,304} = 2,35 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{NO}_2}^{\text{max}} = \frac{2,05}{0,304} = 6,74 \text{ мг/л}$$

Те саме для усередненого водоспоживання

$$C_{\text{NO}_2}^{\text{min}} = \frac{0,89}{0,304} = 2,93 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{NO}_2}^{\text{max}} = \frac{1,37}{0,304} = 4,51 \text{ мг/л}$$

Концентрація нітрат іонів (NO_3^-)

$$C_{\text{NO}_3}^{\text{min}} = \frac{9,78}{0,226} = 43,27 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{NO}_3}^{\text{max}} = \frac{27,95}{0,226} = 123,67 \text{ мг/л}$$

Те ж саме для усередненого водоспоживання

$$C_{\text{NO}_3}^{\text{min}} = \frac{12,11}{0,226} = 53,58 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{NO}_3}^{\text{max}} = \frac{18,63}{0,226} = 82,43 \text{ мг/л}$$

Таблиця 3.1

Зведена таблиця концентрацій азоту

Концентрації	Увесь діапазон		Для усередненого водоспоживання	
	min	max	min	max
N	38,6	110	47,8	73,3
NH ₄ ⁺	36,1	102,8	44,7	68,5
NO ₂ ⁻	2,35	6,74	2,93	4,51
NO ₃ ⁻	43,27	123,67	53,58	82,43
Азот амонійних солей N- NH ₄ ⁺	28,1	80	34,8	53,3
Азот нітритів N- NO ₂ ⁻	0,72	2,05	0,89	1,37
Азот нітратів N- NO ₃ ⁻	9,78	27,95	12,11	18,63

Концентрація загального фосфору у стоках

$$S_{\text{P}}^{\text{min}} = \frac{P}{Q_{\text{max}}} * 1000 = \frac{1,8}{285} * 1000 = 6,31 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{P}}^{\text{max}} = \frac{P}{Q_{\text{min}}} * 1000 = \frac{1,8}{100} * 1000 = 18,0 \text{ мг/л}$$

Те саме для усередненого водоспоживання

$$S_{\text{P}}^{\text{min}} = \frac{1,8}{230} * 1000 = 7,83 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{P}}^{\text{max}} = \frac{1,8}{150} * 1000 = 12,0 \text{ мг/л}$$

Концентрація фосфору у фосфатах

$$S_{\text{PO}_4}^{\text{min}} = \frac{1,44}{285} * 1000 = 5,05 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{PO}_4}^{\text{max}} = \frac{1,44}{100} * 1000 = 14,4 \text{ мг/л}$$

Те ж саме для усередненого водоспоживання

$$S_{\text{PO}_4}^{\min} = \frac{1,44}{230} * 1000 = 6,26 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{PO}_4}^{\max} = \frac{1,44}{150} * 1000 = 9,60 \text{ мг/л}$$

Концентрація фосфору в інших формах (органічних)

$$S_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\min} = \frac{1,8-1,44}{285} * 1000 = 1,26 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\max} = \frac{1,8-1,44}{100} * 1000 = 3,60 \text{ мг/л}$$

Те ж саме для усередненого водоспоживання

$$S_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\min} = \frac{1,8-1,44}{230} * 1000 = 1,57 \text{ мг/л}$$

$$S_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\max} = \frac{1,8-1,44}{150} * 1000 = 2,40 \text{ мг/л}$$

Перерахунок фосфору у фосфат іони (PO_4^{3-})

Перерахунок фосфору у фосфатах

$$C_{\text{PO}_4}^{\min} = \frac{5,05}{0,326} = 15,49 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{PO}_4}^{\max} = \frac{14,4}{0,326} = 44,17 \text{ мг/л}$$

Те ж саме для усередненого водоспоживання

$$C_{\text{PO}_4}^{\min} = \frac{6,26}{0,326} = 19,20 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{PO}_4}^{\max} = \frac{9,60}{0,326} = 29,45 \text{ мг/л}$$

Перерахунок фосфору інших форм у фосфати

$$C_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\min} = \frac{1,26}{0,326} = 3,87 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\max} = \frac{3,60}{0,326} = 11,04 \text{ мг/л}$$

Те ж саме для усередненого водоспоживання

$$C_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\min} = \frac{1,57}{0,326} = 4,82 \text{ мг/л}$$

$$C_{\text{PO}_4\text{орг}}^{\max} = \frac{2,40}{0,326} = 7,36 \text{ мг/л}$$

Перерахунок загального фосфору у фосфати

$$C_{\text{P}}^{\min} = \frac{6,31}{0,326} = 19,36 \text{ мг/л}$$

$$C_p^{\max} = \frac{18,0}{0,326} = 55,21 \text{ мг/л}$$

Те ж саме для усередненого водоспоживання

$$C_p^{\min} = \frac{7,83}{0,326} = 24,02 \text{ мг/л}$$

$$C_p^{\max} = \frac{12,0}{0,326} = 36,81 \text{ мг/л}$$

Таблиця 3.2

Зведена таблиця концентрацій фосфору

Концентрації	Увесь діапазон		Для усередненого водоспоживання	
	min	max	min	max
P	6,31	18,0	7,83	12,0
PO_4^{3-} фосфати	15,49	44,17	19,20	29,45
PO_4^{3-} Органічні сполуки	3,87	11,04	4,82	7,36
PO_4^{3-} Загальний фосфор	19,36	55,21	24,02	36,81
Фосфор фосфатів $P - PO_4^{3-}$	5,05	14,4	6,26	9,60
Фосфор органічних сполук P	1,26	3,60	1,57	2,40

3.3 Висновки до розділу

Використання культури *Euglena gracilis* G.A. Klebs HPDP-114 в системах доочистки стічних вод має ряд суттєвих переваг, зокрема:

- 1) зниження протягом короткотривалого терміну концентрації основних біогенних елементів, які сприяють евтрофуванню водних об'єктів до рівня нижчого за встановлений законодавством ЄС для скидів стічних вод;
- 2) збільшення концентрації кисню завдяки високій фотосинтетичної

активності та, як наслідок, позитивний вплив на окиснювальні процеси і мінералізацію органічних домішок, присутніх у стічних водах;

3) пряме видалення органічних забруднювачів зі стічних водах завдяки здатності до гетеротрофного росту;

4) накопичення протягом короткотривалого періоду високої водоростевої біомаси, яка може слугувати перспективною сировиною для отримання комерційно цінних метаболітів: парамілону, поліненасичених жирних кислот, білків тощо

РОЗДІЛ 4

ОХОРОНА ПРАЦІ

4.1 Шкідливі та небезпечні виробничі фактори при дослідженні

Охорона праці — система соціально-економічних, правових, лікувально-профілактичних, гігієнічних і організаційно-технічних засобів і заходів, спрямованих на охорону життя, здоров'я та працездатності людини під час виконання трудової діяльності. Роботодавець зобов'язаний створити на кожному структурно відокремленому робочому місці умови праці відповідно до чинного законодавства та забезпечити дотримання всіх вимог законодавства щодо прав працівників у галузі охорони праці.

Працівники повинні пройти навчання, інструктаж з охорони праці, надання першої медичної допомоги потерпілим, правил поведінки при нещасних випадках.

Якщо на робочому місці є небезпечні місця, такі як падіння людей або предметів через характер роботи, повинно бути небезпечне місце, щоб запобігти падінню людей або предметів, а також прохід для входу та виходу людей. персонал. При недостатньому природному освітленні відкриті робочі місця повинні мати штучне освітлення.

Тому дослідження професійних шкідливостей, їх причин та методів усунення є одним із найважливіших змістів. Під час роботи необхідно вирішувати питання охорони праці

Проаналізовано умови праці в період досліджень в Інституті гідробіології НАН України виявлено шкідливі виробничі фактори, що впливають на здоров'я та працездатність. Відповідно до ДСТ 12.0.003-74 працівники піддаються впливу шкідливих для організму виробничих факторів у лабораторії. До них відносяться: недостатнє природне освітлення робочої зони, зниження руху повітря, підвищений вміст пилу і газу в повітрі робочої зони, підвищення температури

повітря в робочій зоні, підвищення рівня шуму на робочому місці [61].

Забезпечити достатнє освітлення робочих місць і робочих поверхонь для лабораторних робіт. Якщо природного освітлення не вистачає, необхідно передбачити персонал для забезпечення достатнього освітлення для проведення досліджень. Недостатнє або надмірне неоднорідне освітлення може напружувати очі та знижувати продуктивність праці, водночас збільшуючи ймовірність неправильної поведінки та нещасних випадків. [62].

Лабораторії обладнуються штучним освітленням при недостатньому природному освітленні та освітленні в темний час доби. На момент дослідження це була візуальна робота класу II дуже високої точності (A-2) з мінімальною роздільною здатністю від 0,15 до 0,3 розміру об'єкта. мм, відповідно до ДБН В.2.5-28:2018 значення показника освітленості наземного цеху становить 400 лк на горизонтальній площині на висоті 0,8 м над землею, а лабораторне освітлення штучно закладеного приміщення має становити 750 лк [63]. Джерелом штучного освітлення у лабораторіях є флуоресцентне світло.

Зниження маневреності повітря. Одним із основних факторів ризику в лабораторії є сидячий повітрообмін. Без системи вентиляції, що забезпечує стабільну температуру, відносну вологість, швидкість руху повітря та ГДК газоподібних шкідливих речовин. Для підтримки стабільного мікроклімату потрібні не тільки вентиляційні витяжки, а й системи припливу та витяжки. Відповідно до ДБН В.2.5-67:2013 зазор витяжної труби у верхній зоні лабораторії повинен бути влаштований під покриттям або стелею, але не менше 2 м щілини від землі до дна лабораторії. [64].

Підвищена запиленість та загазованість повітря у робочій зоні.

Для регулювання швидкості руху повітря використовують природну вентиляцію та штучну вентиляцію. Робочі місця для промислових об'єктів ДСН 3.3.6.042-99 встановлює нормативи температури, відносної вологості і швидкості руху повітря в теплу і холодну погоду відповідно до складності розряду робіт, призначення об'єкта, надлишку тепла. Швидкість повітря на робочому місці повинна перевищувати 0,1 м/с [65].

Якщо швидкість повітря занадто мала, виникає застій. Де накопичуються шкідливі виділення (газ, волога, пил, пари). Мікроклімат робочої зони є основним фактором, що визначає умови праці. Наявність патогенних мікроорганізмів у потоці повітря може вплинути на робоче місце та чистоту повітря. Будь-яка схема вентиляції повинна забезпечувати як приплив, так і відтік зовнішнього повітря, забезпечуючи таким чином збалансоване повітря в приміщенні.

Підвищена температура у робочій зоні. Походження цього фактора - термостати, автоклави, сушильні шафи, гоночні куби, електронагрівальні плитки. При високих температурах робота цих апаратів призводить до підвищення температури в робочому приміщенні до 34-40°C і відносної вологості повітря 40-60%, що негативно впливає на робочі органи працівників [65].

Підвищений рівень шуму під час роботи. Основними джерелами шуму є: електричні термостати для сушіння повітря, сушильні шафи та побутові холодильники. Відповідно до ДСН 3.3.6.037-99 нормальний рівень шуму для виконання якісних аналітико-вимірвальних робіт становить 50 дБА [67].

4.2 Технічні та організаційні заходи для зменшення рівня впливу небезпечних та шкідливих виробничих факторів при дослідженні

Підвищення рівня освітленості робочого місця. У виробничих приміщеннях застосовуються системи загального штучного освітлення, лише джерела світла з колірною температурою від 2400К до 6800К, інтенсивність ультрафіолетового випромінювання не повинна перевищувати 0,03Вт/м² згідно з ДБН Б. 2.5-28:2018 [63]. Випромінювання нижче 320 нм не допускається. У приміщенні слід використовувати найбільш енергоефективні джерела світла з найвищою світловіддачею та терміном служби без шкоди для якості освітлювальних приладів. Важливою вимогою є забезпечення правильного взаємного розташування світильників відносно робочої поверхні, обмеження яскравості або збільшення площі поверхні освітлювального елемента з

урахуванням відбивної здатності оздоблювальних матеріалів стелі та стін.

Для місцевого освітлення робочих місць лабораторії слід застосовувати лампи з непрозорими відбивачами. Лампи повинні бути розташовані так, щоб їх світяться елементи не потрапляли в поле зору працівників, які освітлюють робочі та інші робочі місця. Місцеве освітлення на робочих місцях повинно бути обладнане регуляторами освітлення.

Збільшення рівня повітрообміну, зменшення запиленості та загазованості повітря робочої зони. Для підтримки оптимального іонного складу повітря, зниження ступеня запиленості та видалення небезпечних і шкідливих газоподібних речовин у лабораторії рекомендуються такі заходи [64]:

- При проектуванні вентиляції та кондиціонування лабораторій з економічних міркувань рекомендується використовувати відносну вологість повітря в приміщеннях: для теплого періоду року - в межах від 60 до 45%, для холодного періоду року - в діапазоні між 45% і 30%;
- При будівництві будинку встановлюють припливно-витяжні системи, а також необхідну кількість локальних переробних місць;
- Використання вентиляторів, фільтрів, у тому числі бактерицидних, клапанів, іонізаторів повітря відповідної потужності;
- Об'ємно-планувальні рішення для будівель і споруд, що виділяють шкідливі речовини та мають уявну теплоємність понад 20 ккал/м³.

Необхідно стежити за тим, щоб у приміщенні не утворювалося непровітрюваних застійних зон.

Зменшення рівня впливу підвищеної температури. Нормалізація несприятливих умов мікроклімату в лабораторії здійснюється за допомогою комплексу заходів і методів: будівельно-планувальних, організаційно-технологічних, санітарно-технологічних та ін. Заходи колективного захисту. Для захисту працівників від перегріву та переохолодження застосовують засоби індивідуального захисту, медичні біопрепарати тощо. Оптимальна температура, значення якої відповідає вимогам ДСН 3.3.6.042-99 на робочих місцях, досягається за рахунок раціонального планування приміщення та оптимального

розташування тепло-, холодо- і вологорозділювального обладнання.

Максимальна механізація, автоматизація та дистанційне керування технологічними процесами та обладнанням обіцяє знизити теплове навантаження на працівників. Щоб зменшити вплив підвищення температури приміщення на великі скляні поверхні, в теплу пору року вживаються заходи щодо запобігання перегріву при попаданні прямих сонячних променів (напрямок віконних отворів схід-захід, розташування жалюзі тощо). При температурі внутрішніх поверхонь закритих конструкцій вище допустимої робоче місце повинно бути віддалено від них на відстань не менше 1 м. У виробничих приміщеннях з надмірним (видимим) теплом використовують природну вентиляцію (пріветрювання).

Аераційні лампи і шахти розміщують безпосередньо над основним джерелом тепла на одній шахті. Там, де вентиляція неможлива або неефективна, встановлюють механічну загальнообмінну вентиляцію. Якщо є єдине джерело тепла для виділення, обладнайте обладнання локальними витяжними пристроями, такими як локальні витяжні вентилятори, витяжні зонти тощо. У невеликих приміщеннях при виконанні робіт застосовуються системи кондиціонування з індивідуально регульованою температурою і подачею повітря [65].

Зменшення впливу підвищеного рівня шуму. Відповідно до ДБН А.3.2-2-2009 для запобігання підвищеним рівням шуму в лабораторіях можуть застосовуватися колективні та індивідуальні заходи, а також заходи захисту [68]. Метою засобів індивідуального шумозахисту є перекриття проникнення звуку в найчутливіший канал людського організму – вухо. Цей метод захищає як захворювання, так і всю нервову систему від сильних подразників (шуму). До засобів захисту від шуму належать навушники, протишумні навушники, протишумні шоломи, протишумний одяг тощо. Колективний захист від шуму в лабораторіях може бути досягнутий шляхом зменшення шуму в самому джерелі, шляхом розподілу шуму та організаційно-технічними заходами.

Найкращими заходами захисту від шуму, які можна застосовувати в

лабораторіях, є організаційно-технічні засоби, що передбачають дотримання технічних правил експлуатації, регулярні та профілактичні огляди та ремонти, розміщення центрифуг і холодильників на відстані від робочих місць. Крім того, для боротьби з шумом в лабораторії рекомендується ввести додаткові акустичні заходи - звукоізоляцію і звукопоглинання (встановлення звукоізоляційних кожухів).

4.3 Розрахунок загальнообмінної вентиляції для нормалізації температури робочого приміщення

Підвищена студійна температура є небезпечним і шкідливим фактором для виробництва. Джерелами цього фактора в лабораторії є термостати, автоклави, сушильні шафи, куби та нагрівальні плити. У теплу пору року при роботі цих апаратів температура повітря в робочих приміщеннях підвищується до 34-40 °С при відносній вологості 40-60%, що негативно позначається на здоров'ї працівників. Працівники не повинні відчувати більше 140 Вт/м² теплового випромінювання від відкритих джерел (розігрітого металу, скла, «відкритого вогню» тощо) [69].

Оскільки у лабораторії було щонайменше 6 джерел додаткового тепловиділення (термостати, автоклави, сушильні шафи, дистиллятори та електричні плитки), то можливо розрахувати повітрообмін (L_H) для нормалізації температури робочого приміщення згідно формули 4.1.

При боротьбі з надмірним теплом необхідний повітрообмін визначається з умов асиміляції теплових надлишків об'ємом повітря, що подається, м³/год [70].

$$L_H = \frac{Q_{\text{надл}}}{C * \rho_{\text{пр}} * (t_{\text{вид}} - t_{\text{пр}})} \quad (4.1)$$

де - $Q_{\text{надл}}$ — надлишкові тепловиділення, кДж/год; C — питома теплоємність припливного повітря, в розрахунках беремо 1,01 кДж/(кг·К); $\rho_{\text{пр}}$ — густина припливного повітря, в розрахунках беремо 1,2 кг/м³;

$t_{вид}$ - температура повітря, яке видаляється з приміщення, °К; $t_{пр}$ - температура повітря, яке подається в приміщення, °К.

Враховуючи індивідуальні значення джерел додаткового тепловиділення у лабораторії сумарне значення $Q_{надл}$ становить 1000 кДж/год. Температура повітря, яке видаляється з приміщення ($t_{вид}$) - 40 °С або 311,14 °К, температура повітря, яке подається в приміщення ($t_{пр}$) - 20 °С або 289,70 °К. Розрахуємо необхідний повітрообмін L_H , що забезпечить оптимальні умови праці згідно формули 4.1:

$$L_H = \frac{Q_{надл}}{c \cdot \rho_{пр} \cdot (t_{вид} - t_{пр})} = \frac{1000}{1,01 \cdot 1,2 \cdot (311,14 - 289,70)} = 38,4 \text{ м}^3/\text{год}$$

У зв'язку з невеликими розмірами робочого приміщення, при проведенні науково-дослідної роботи необхідною і достатньою умовою успішної роботи є використання системи кондиціонування з індивідуальним регулюванням температури та об'єму подачі повітря.

4.4 Забезпечення вибухової та пожежної безпеки під час дослідження

З метою запобігання пожежі в лабораторії заборонено палити та використовувати відкритий вогонь. Електрообладнання та освітлювальне обладнання є вибухобезпечними. Увімкніть мережу перед входом у приміщення.

Можливими джерелами загоряння під час проведення дослідницьких робіт можуть бути: полум'я та пошкодження проводів при перевантаженні електрообладнання (ультрафіолетові лампи, електронагрівальні плитки, автоклави); несправний стан електрообладнання, порушення правил його монтажу та експлуатації, легкозаймісті матеріали. Правила зберігання Легкоокислювані органічні та неорганічні речовини при контакті з вогнем або

окислювачами (етанол у спиртівках для стерилізації), вогонь, використання відкритого вогню, прями удари блискавки в будівлі [71].

Порядок дій в разі виникнення небезпечної ситуації

Працівники повинні бути проінформовані та проінструктовані про необхідні дії, безпосередню загрозу життю та здоров'ю, а також про профілактичні та захисні заходи, які були або будуть вжиті у разі виникнення надзвичайної ситуації на робочому місці. Вичерпна інформація з питань охорони праці для працівників та їх уповноважених осіб щодо потенційно небезпечних ситуацій, заходів щодо їх запобігання та усунення, поведінки працівників у надзвичайних ситуаціях. На випадок пожежі на робочому місці завжди мати на місці: пожежний рукав; шухляду з піском; азбестові ковдри; вогнегасники; чотирихлористий вуглець.

У разі пожежі в лабораторії негайно використовуйте всі наявні засоби гасіння та викликайте місцеву пожежну охорону.

Лабораторний протипожежний захист може бути досягнутий:

- використовувати по можливості негорючі та негорючі речовини та матеріали;
- обмеження маси та об'єму горючих речовин, матеріалів та їх найбільш безпечне розміщення;
- підтримувати концентрацію горючих газів, парів, суспензій і окислювачів у суміші вище межі спалаху;
- підтримувати температуру і тиск горючого середовища, щоб полум'я не поширювалося;
- максимальна механізація і автоматизація технічних процесів, пов'язаних з використанням горючих речовин;
- встановлення пожежонебезпечного обладнання в ізольованих приміщеннях або на відкритих майданчиках, якщо це можливо;
- користуватися герметичним обладнанням і ємностями для горючих речовин;
- використання пристроїв для захисту виробничого обладнання від

пошкоджень і аварій, встановлення відключаючих, відсікаючих та інших пристроїв;

- У разі виникнення пожежі в лабораторії будуть вжиті такі організаційні заходи:

- провести інструктаж з пожежної безпеки;
- Приміщення різної пожежної небезпеки відокремлені вогнетривкими перегородками з гіпсокартонних плит з наповненням мінеральними плитами (межа вогнестійкості 1,25 години);

- У коридорах шляхів евакуації персоналу встановлювати димо- та вогнезахисні перегородки.

- Шляхи евакуації та виходи повинні бути вільними, безперешкодними та безпечними у випадку пожежі

- Під час евакуації всіх, хто знаходиться в будівлі;
- Пожежний кран розміщується в пожежній шафі, а шафа - в ніші проходу евакуації персоналу.

- Проводи за підвісною стелею виконані з мідножилевих кабелів з негорючою оболонкою.

- Розводка кабелів і проводів, що проходять через стіни, виконана з різаних сталевих труб і покрита вогнетривким компаундом;

- Приміщення підприємства обладнані пожежною сигналізацією [72].

- Максимальне використання негорючих і негорючих речовин і матеріалів;

Шляхи евакуації проектують згідно з вимогами ДБН В.1.1.7-2016[13].

4.5 Висновки до розділу

Проаналізовано шкідливі та небезпечні виробничі фактори при виконанні дипломної роботи у лабораторії на базі Факультету екологічної

безпеки інженерії та технологій Національного авіаційного університету можна виділити ряд шкідливих та небезпечних виробничих факторів, які впливають на працездатність і здоров'я людини. Відповідно до ДСТ 12.0.003-74 на працівника у лабораторії діяли фізичні небезпечні виробничі фактори. У лабораторії вживаються заходи щодо дотримання всіх норм і правил протипожежної безпеки.

ВИСНОВКИ

1. У магістерській роботі було проаналізовано сучасний стан водних об'єктів в Україні та світі. Умови формування та вміст біогенних сполук у стічних водах що призводить до такого процесу як - евтрофікація водойм. Наслідками якої є масове «цвітіння» ціанобактерій, накопичення у водному середовищі токсичних речовин, порушення кисневого режиму, загибель риб та інших гідробіонтів.

2. Встановлено, що на разі існують наступні методи очищення стічних вод: механічний метод, фізико-хімічний метод, екологічний метод та біологічний метод. З усіх цих методів біологічні методи очищення стічних вод залишаються, безумовно, найбільш економічно вигідними та доступними, а також найменш шкідливими з гігієнічної точки зору.

3. Проаналізувавши дослідження ефективності очищення стічних вод від сполук фосфору за допомогою *Euglena gracilis* можна зробити висновок, що процеси очищення побутових стічних вод можуть бути потенційно модернізовані до процесів виробництва біомаси з водоростей. Культура *Euglena gracilis* є перспективним джерелом вітамінів і унікальних біологічно активних речовин, швидко зростає з використанням екзогенно доданих джерел вуглецю, або при високих рівнях освітлення в автотрофному режимі. На відміну від багатьох інших мікр водоростей, *Euglena gracilis* відносно легко переходить до аноксигенного існування і здатна тривалий час перебувати за умов аноксії, сприятливих для продукування водню.

4. У роботі наведені основні вимоги до охорони праці в аварійних ситуаціях при проведенні експериментальних робіт в лабораторіях.

СПИСОК БІБЛІОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ ВИКОРИСТАНИХ

ДЖЕРЕЛ

1. Основи гідроекології: теорія й практика: навч. посіб. / М. В. Боярин, І. М. Нетробчук. – Луцьк: Вежа-Друк, 2016. – 365 с.
2. Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти: підручник / В. К. Хільчевський. – К. : ВЦ —Київ. ун-т, 1999. – 319 с.
3. Никифоров В.В. Обеспечение экологической безопасности Днепровского бассейна путём использования гидробионтов для получения биогаза / В.В. Никифоров, С.В. Дегтярь, Е.В. Шмандий // Машиностроение и безопасность жизнедеятельности: межвузовский сб. науч. работ. – М.: Машиностроение, 2008. – Вып. 5. – С. 51-56.
4. Батог С. В. Еколого-гідрологічна характеристика водойм м. Києва: дис. канд. геогр. наук: 11.00.07 / С. В. Батог; Київ. нац. ун-т ім. Тараса Шевченка. – Київ, 2018.– 249 с.
5. Екологічна біотехнологія переробки синьо-зелених водоростей : монографія / Загірняк М. В., Никифоров В. В., Мальований М. С., Самешова Д., Козловська Т. Ф., Єлізаров М. О., Штрбова Е., Шлик С. В., Дігтяр С. В. – Кременчук: ПП Щербатих О. В., 2017. – 104 с.
6. Clay-based Management for Removal of Harmful Red Tides in Korea: A Multiperspective Approach / M.-H. Choi, S.C. Lee, Y.-K. Oh , H.U. Lee , Y.-S. Lee. // Journal of Marine Bioscience and Biotechnology. – 2014. – Vol. 6(1). – 17-25 pp.
7. Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України: Довідковий посібник. За ред. В. М. Хорєва, К. А. Алієва. – Київ: Ніка-Центр, 2001. – 392 с.
8. Яцик А.В. Малі річки України. Довідник / А.В. Яцик. – К.: Урожай, 1991. – 296 с.

9. Джуган В.О. Склад водного фонду України / В.О. Джуган // Прикарпатський юридичний вісник. – 2011. – № 1. – С. 150-161.
10. Клименко М.О., Залеський І.І. Збалансоване використання водних ресурсів: навчальний посібник. – Рівне : НУВГП, 2016. – 337 с.
11. Горбань С.С. Тече річка в синє море // Водне господарство України. – 2006. – С. 15-18.
12. Мкртчян С.С., Петренко С.О. Альголізациа водоёмов одноклеточной водорослью *Chlorella Vulgaris* для предотвращения их «цветения» / С.С. Мкртчян, С.О. Петренко // Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Річки та лимани Причорномор'я на початку ХХІ сторіччя» (17-18 жовтня 2019 р., Одеса): зб. тез доп. – Одеса: ТЕС, 2019 . – 164 с.
13. Триліс, В. В. Досвід боротьби з «цвітінням» природних водойм за допомогою внесення концентрату хлорелли (*Chlorella vulgaris beijer.*) / В. В. Триліс, Т. М. Серета // Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти : матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції, 14-15 листопада 2019 р., м. Київ. – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. – С. 198-200.
14. Василенко О.А. Впровадження технології біологічної очистки стічних вод від сполук азоту і фосфору на міських очисних спорудах / О.А. Василенко,
15. О.В. Поліщук, Л.О. Василенко // Екологічна безпека та природокористування. - 2014. - Вип. 15. - С. 90-101.
16. Станкевич В.В. Використання біоплато для доочищення стічних вод від малих населених пунктів / В.В. Станкевич, С.Б. Тарабарова, А.Ю. Береза – Гігієна населених місць, 2015. № 65. С. 108-113.
17. Wu S. Response of Removal Rates to Various Organic Carbon and Ammonium Loads in Laboratory-Scale Constructed Wetlands Treating Artificial Wastewater / S. Wu, P. Kusch, A. Wiessner // Water Environ. Res. – 2013. – Т. 85, № 1. – С. 44–53. 8.

18. Стольберг В. Ф. Биоплато — эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод / В. Ф. Стольберг, В. Н. Ладыженский, А. И. Спирин // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. — 2003. — №3. — С. 32–34.
19. Романенко В.Д. Природні і штучні біоплато. Фундаментальні та практичні аспекти. / В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Т.Я. Киризія, І.М. Коваль, Л.С. Кіпніс, О.С. Потрохов, О.Г. Зінковський, Т.І. Леконцева. — К. : Наук. думка, 2012. — 110 с.
20. Маджд С.М. Удосконалення контролю техносфери сучасними біологічними методами / С.М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць. — К. : КНУБА, 2015. — Вип.19. — С. 19–26.
21. A. M. Cawleyb Nutrient Processing Capacity of a Constructed Wetland in Western Ireland. – Journal of Environmental Quality, 2002. – Volume 31, P. 39-47.
22. Lloyd S.D. , Fletcher T.D., Wong T.H., Wootton R.M (Australia). Assessment of Pollutant Removal Performance in a Biofiltration System. – Preliminary Results, 2nd South Pacific Stormwater Conference; Rain the Forgotten Resource, 27 – 29 June, 2001, Auckland, New Zealand. – P. 20-30.
23. Захарченко М.А. Очищення стічних вод та забруднених ґрунтів за допомогою екофітотехнологій / М.А. Захарченко, І.А. Рижикова // Мат. наук.-практ. Конференції III міжнародного водного форуму «Аква Україна-2005». 2005. – С. 144-147.
24. Еколого - економічні основи природокористування: Курс лекцій. Для аспірантів денної форми навчання, галузь знань 10 «Природничі науки», спеціальність 101 «Екологія». Освітньо-кваліфікаційний рівень «доктор філософії». / Укладач: О.О. Дмитрієва. – Х: УНДІЕП, 2016. – 277с.
25. Ansari, A.A., Gill, S.S., Lanza, G.R., & Rast W. (2011). Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Netherlands: Springer.
26. Arsan, O.M., Davydov, O.A., Dyachenko, T.M., Yevtushenko, N.Yu.,

Zhukinskiy, V.M. et al. (2006). *Metody gidroekologichnykh doslidzhen poverkhnevyykh vod.* (Methods of hydroecological investigations of surface waters.) Kyiv: Logos Press.

27. Biris-Dorhoi E.S., Tofana M., Mihăiescu T., Mihăiescu, R., Odagiu, A. (2016). Applications of Microalgae in Wastewater Treatments: a Review. *ProEnvironment*. 9(28): 459–463.

28. Buetow, D.E. (2011). *Euglena*. Hoboken: John Wiley & Sons, Ltd.

29. EC. (2016). Eighth report on the implementation status and the programmes for implementation (as required by Article 17) of Council Directive 91/271/EEC concerning urban waste water treatment. COM (2016) 105.

30. Eladel, H., Esakkimuthu, S., Abomohra, A. (2019). Dual role of microalgae in wastewater treatment and biodiesel production. In: *Application of microalgae in wastewater treatment*. Ed. Gupta S.K., Bux F., Cham : Springer: 85–121.

31. Empanan, Q., Harun, R., Danquah, M.K. (2019). Role of phycoremediation for nutrient removal from wastewaters: A review. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 17(1): 889–915.

32. Gissibl, A., Sun, A., Care, A., Nevalainen, H., & Sunna, A. (2019). Bioproducts From *Euglena gracilis*: Synthesis and Applications. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 7: 108. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2019.00108>

33. Grimm, P., Risse, J. M., Cholewa, D., Müller, J. M., Beshay, U., Friehs, K., & Flaschel, E. (2015). Applicability of *Euglena gracilis* for biorefineries demonstrated by the production of α -tocopherol and paramylon followed by anaerobic digestion. *J. Biotechnol.* 215: 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2015.04.004>

34. Gromov, B.V. (1983). *Cultivation of collection strains of algae*. Leningrad: Leningr. Gos. Univ.

35. Harada, R., Nomura, T., Yamada, K., Mochida, K., & Suzuki, K. (2020). Genetic Engineering Strategies for *Euglena gracilis* and Its Industrial Contribution to Sustainable Development Goals: A Review. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 8: 790. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.00790>

36. Hwang, S. J. (2020). Eutrophication and the Ecological Health Risk. *Int.*

J. Environ. Res Public Health. 17(17): 6332. <https://doi.org/10.3390/ijerph17176332>

37. Jeffrey, S. & Humphrey, F.H. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophyll a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.* 167: 171–194.

38. Khatiwada, B., Sunna, A., & Nevalainen, H. (2020). Molecular tools and applications of *Euglena gracilis*: From biorefineries to bioremediation. *Biotechnology and bioengineering*, 117(12): 3952–3967. <https://doi.org/10.1002/bit.27516>

39. Klochenko, P.D., Grubinko, V.V., Gumenyuk, G.B., & Arsan, O.M. (2003). Peculiarities of Ammonium Nitrogen Assimilation in Green and Blue-Green Algae. *Hydrobiol. J.* 39(6): 102–108.

40. Korn, E.D. (1964). The fatty acids of *Euglena gracilis*. *J. Lipid Res.* 5: 352–362.

41. Larsdotter, K. (2006). Wastewater treatment with microalgae - a literature review. *Vatten.* 62: 31–38.

42. Lin, S. S., Shen, S. L., Zhou, A., & Lyu, H. M. (2021). Assessment and management of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai, China. *Sci Total Environ.* 751: 141618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141618>

43. Mohsenpour, S. F., Hennige, S., Willoughby, N., Adeloye, A., & Gutierrez, T. (2021). Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review. *Sci. Total Environ.* 752: 142168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142168>

44. Nezbyrtska, I. M., Shamanskyi, S. Y., Boichenko, S. V., Kharchenko, G. V. (2021). Some Problems of the Use of Microalgae for Nitrogen and Phosphorus Removal from Wastewater (a Review). *Hydrobiol. J.* 57(2): 62–78.

45. Oswald, W.J., Gotaas, H.B. (1957). Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Am. Soc. Civil. Eng.* 122: 73–105.

46. Parsons, T.R. & Strickland, J. D. H. (1963). Discussion of spectrophotometric determination of marine plant pigments and carotinoids. *J. Marine. Res.* 21 (3): 155 –163.

47. Pittman, J., Dean, A., and Osundeko, O. (2011). The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresour. Technol.*

102: 17–25. doi:10.1016/j.biortech.2010.06.035

48. Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z. (2021). Mitigation of eutrophication caused by wastewater discharge: A simulation-based approach. *Ambio*. 50(2): 413–424. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01346-4>

49. Reynolds, C.S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>

50. Rodríguez-Zavala, J. S., Ortiz-Cruz, M. A., Mendoza-Hernández, G., & Moreno-Sánchez, R. (2010). Increased synthesis of α -tocopherol, paramylon and tyrosine by *Euglena gracilis* under conditions of high biomass production. *J. Appl. Microbiol.* 109(6): 2160–2172. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04848.x>

51. Ruiz-Marin, A., Mendoza-Espinosa, L., Stephenson, T. (2010). Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi continuous cultures treating real wastewater. *Bioresour. Technol.* 101: 58–64.

52. Ryding, S.O., Rast, W. (1989). *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. Paris: Unesco, The Parthenon Publishing Group.

53. SCOR-UNESCO (1966). *Determination of Photosynthetic Pigments*. Monographs on Oceanographic Methodology 1. Paris: UNESCO.

54. Shevchenko, T., Klochenko, P., Nezbyrtska, I. (2020). Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 49(3): 267–280. <https://doi.org/10.1515/ohs-2020-0024>

55. Silva, N. F. P., Gonçalves, A. L., Moreira, F. C., Silva, T. F. C. V., Martins, F. G., Alvim-Ferraz, M. C. M., Boaventura, R. A. R., Vilar, V. J. P. & Pires, J. C. M. (2015). Towards sustainable microalgal biomass production by phycoremediation of a synthetic wastewater: A kinetic study. *Algal Research*. 11: 350-358. DOI: 10.1016/j.algal.2015.07.014.

56. Solovchenko, A. E., Lukyanov, A. A., Vasilieva, S. G., Savanina, Ya.V., Solovchenko, O.V. & Lobakova E.S. (2013). Possibilities of Bioconversion of Agricultural Waste with the Use of Microalgae. *Moscow Univ. Biol. Sci. Bull.* 68 (4): 206–215.

57. Sun, A., Hasan, M. T., Hobba, G., Nevalainen, H., & Te'o, J. (2018).

58. Comparative assessment of the *Euglena gracilis* var. *saccharophila* variant strain as a producer of the β -1,3-glucan paramylon under varying light conditions. *J. Phycol.* 54(4): 529–538. <https://doi.org/10.1111/jpy.12758>
59. Suzuki, K., Nakano, R., Yamaguchi, H., Maruta, A., and Nakano, Y. (2013). Function of paramylon from *Euglena gracilis* as filler. *J. Soc. Powder Technol. Jpn.* 50: 728–732. <https://doi:10.4164/sptj.50.728>
60. Tahedl, H., Häder, D. P. (2001). Automated biomonitoring using real time movement analysis of *Euglena gracilis*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 48(2): 161–169. <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.2004>
61. Wang, Y., Seppänen-Laakso, T., Rischer, H., & Wiebe, M. G. (2018). *Euglena gracilis* growth and cell composition under different temperature, light and trophic conditions. *PloS one*, 13(4): e0195329. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195329>
62. ДСТ 12.0.003-74*. ССБТ. Небезпечні і шкідливі виробничі фактори
63. Основи охорони праці / Запорожець О. І. [та ін.]. – Підручник. – К.: Центр учбової літератури, 2009. – 264 с.
64. ДБН В.2.5-28:2018. Природне і штучне освітлення.
65. ДБН В.2.5-67:2013. Опалення, вентиляція та кондиціонування.
66. ДСН 3.3.6.042-99. Санітарні норми мікроклімату виробничих приміщень. – Київ, 2000.
67. Березюк О. В. Безпека життєдіяльності/ О. В. Березюк, М. С. Лемешев.– Вінниця : ВНТУ, 2011. – 204 с.
68. ДСН 3.3.6.037-99. Санітарні норми виробничого шуму, ультразвуку та інфразвуку.
69. Определение интенсивности теплового излучения [Електронний ресурс]: учебное электронное текстовое издание / В.С. Мушников, И.Н. Фетисов, Е.Е. Барышев. – Екатеринбург: Изд-во ГОУ ВПО УГТУ-УПИ, 2005. – 15 с.
70. Методичні вказівки до дипломного проекту «Розрахунок

загальнообмінної вентиляції» з розділу «Охорона праці» /Укладачі: Л.О.Гурець, О.П.Будьоний.– Суми: Видавництво СумДУ, 2010. – 23с.

71. Захаров Л. П. Техника безопасности в химических лабораториях. – Л.: Химия, 1985. – 184 с.

72. Иванов Б. И. Пожарная безопасность в химических лабораториях. М.: Химия, 1988. – 112 с.

73. ДБН В.1.1-7:2016. ПОЖЕЖНА БЕЗПЕКА ОБ'ЄКТІВ БУДІВНИЦТВА