

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”**

На правах рукопису

**Шандрович Віра Тарасівна**

УДК 546.39: 66.067.8.081.3: 579.695

**ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ШЛЯХОМ  
УДОСКОНАЛЕННЯ РОБОТИ МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД**

*21.06.01 – екологічна безпека*

Дисертація на здобуття наукового ступеня  
кандидата технічних наук

Науковий керівник –  
доктор технічних наук, професор  
Мальований М.С.

*Ідентичність усіх примірників дисертації*

**ЗАСВІДЧУЮ:**

*Вчений секретар спеціалізованої*

*вченої ради*

*Сабадаш В.В.*

**Львів – 2015**

## З М І С Т

	стор.
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ СКРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ	7
ВСТУП	9
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	14
1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери	14
1.1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери господарсько-побутовими стоками.	14
1.1.1.1. Загальна характеристика систем водопостачання та водовідведення.	14
1.1.1.2. Основні забруднюючі речовини, що потрапляють з господарсько-побутовими стоками.	15
1.1.1.2.1. Забруднення амонієм.	16
1.1.1.2.2. Забруднення нітратами та нітритами.	17
1.1.1.2.3. Забруднення фосфатами.	18
1.1.1.2.4. Забруднення поверхнево-активними речовинами.	18
1.1.2. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери фільтратами звалищ твердих побутових відходів (зокрема, Львівського сміттєзвалища).	19
1.2. Огляд технологій очищення господарсько-побутових стічних вод	21
1.2.1. Традиційна технологія очищення господарсько-побутових стічних вод.	21
1.2.2. Технологія очищення господарсько-побутових стічних вод ГК «Промтехвод».	24
1.2.3. Принцип роботи загальноміських очисних споруд.	26
1.3. Сучасні технології очищення господарсько-побутових стоків від амонійного азоту	28
1.3.1. Очищення стоків ANAMMOX-процесом.	31

1.3.2.	Очищення стоків процесами OLAND та CANON	33
1.4.	Огляд технологій очищення фільтратів звалищ твердих побутових відходів	34
1.5.	Цілі та завдання досліджень	38
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ.		39
2.1.	Загальна характеристика об'єкту та предмету дослідження.	39
2.2.	Характеристика досліджуваних матеріалів.	40
2.2.1.	Характеристика цеоліту, що застосовувався для іммобілізації ANAMMOX-бактерій.	40
2.2.2.	Характеристика активного мулу.	42
2.2.3.	Характеристика досліджуваних поверхнево-активних речовин (ПАР).	44
2.3	Методики експериментальних досліджень.	45
2.3.1.	Методика та експериментальна установка для дослідження ANAMMOX-процесу.	45
2.3.1.1.	Приготування модельного розчину для дослідження ANAMMOX-процесу.	47
2.3.2.	Методика та експериментальна установка для дослідження процесу аерації.	48
2.3.2.1.	Приготування модельного середовища для дослідження процесу аерації.	53
2.3.3.	Методика експериментального дослідження біорозкладу ПАР.	54
2.3.4.	Методика експериментального дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах КОС-II м. Львова.	54
2.3.4.1.	Методика та експериментальна установка періодичної дії для дослідження впливу фільтратів звалища на процес	55

біологічного очищення на КОС-ІІ м. Львова.	
2.3.4.2. Методика та експериментальна установка неперервної дії для дослідження впливу фільтратів звалища на процес біологічного очищення на КОС-ІІ м. Львова.	57
2.4. Методи аналізування проб	61
2.4.1. Методи визначення сполук азоту.	61
2.4.1.1. Методики визначення іонів амонію.	62
2.4.1.1.1. Методика фотометричного визначення амоній-іонів.	62
2.4.1.1.2. Методика визначення концентрації амоній-іонів іоноселективними електродами.	63
2.4.1.2. Методика фотометричного визначення нітрит-іонів.	64
2.4.1.3. Методика фотометричного визначення нітрату.	65
2.4.1.4. Методика фотометричного визначення нітратів.	65
2.4.2. Методики визначення концентрації розчиненого кисню (РК).	66
2.4.2.1. Методика вимірювання концентрації розчиненого кисню киснеміром <i>sension6</i> <sup>™</sup> .	66
2.4.2.2. Йодометричний метод визначення розчиненого кисню.	67
2.4.3. Метод аналізування біохімічного споживання кисню (БСК).	67
2.4.4. Методика визначення хімічної потреби в кисні.	67
2.6. Висновки та узагальнення до 2 розділу	67
РОЗДІЛ 3. ОЦІНКА РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД НЕЕФЕКТИВНОЇ РОБОТИ МУНІЦИПАЛЬНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД	69
3.1 Оцінка джерел екологічної небезпеки муніципальних очисних споруд	69
3.2 Моніторинг забруднення гідросфери залишковими продуктами неефективного очищення муніципальних стоків	71
3.2.1. Моніторинг забруднення гідросфери по Україні.	71
3.2.1.1. Стан басейну р. Дніпра.	72
3.2.1.2. Стан басейну р. Південний Буг.	72



3.2.1.3. Стан басейну р. Західний Буг і Сян.	73
3.2.1.4. Стан басейну р. Дунай.	73
3.2.1.5. Стан басейну р. Дністер.	74
3.2.1.6. Стан басейну річок Приазов'я.	74
3.2.1.7. Стан басейну р. Сіверський Донець.	75
3.2.2. Моніторинг забруднення гідросфери на Львівщині.	77
3.3. Розроблення стратегії уникнення екологічної небезпеки шляхом удосконалення роботи муніципальних очисних споруд	82
3.3.1. Видалення мікроелементів.	82
3.3.1.1. Видалення сполук азоту.	82
3.3.1.2. Видалення фосфору.	84
3.3.2. Очищення стічних вод від нетипових забруднювачів (ПАР, фільтрати сміттєзвалищ).	84
3.3.3. Видалення завислих речовин як фінальна стадія очищення.	85
3.3.4. Анаеробний розклад мулу.	86
3.3.5. Раціональне використання площі станції водоочистки.	87
3.4. Висновки та узагальнення до 3 розділу	88
<b>РОЗДІЛ 4. ВСТАНОВЛЕННЯ ОПТИМАЛЬНИХ РЕЖИМІВ ТА ЕФЕКТИВНОГО КОНТРОЛЮ АЕРАЦІЇ В АЕРОТЕНКАХ МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД</b>	90
4.1. Моніторинг ефективності роботи аеротенків Львівських очисних споруд	90
4.2. Дослідження ефективних умов аерації для очищення муніципальних стоків від амонійних сполук в статичних умовах	102
4.3. Моделювання процесу аерації в умовах очищення стоків від амонійних сполук в промисловому аеротенку	108
4.3.1. Моделювання процесу аерації у випадку високих концентрацій амонійного азоту.	112
4.3.2. Моделювання процесу аерації у випадку низьких концентрацій	114

амонійного азоту	
4.3.3. Моделювання процесу аерації у випадку дуже низьких концентрацій амонійного азоту.	117
4.4. Висновки та узагальнення до 4 розділу	121
<b>РОЗДІЛ 5. ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ МУНІЦИПАЛЬНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД В ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД ВІД НЕТИПОВИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ</b>	123
5.1 Застосування процесу Анамокс для очищення висококонцентрованих амонійних фільтратів зневоднення активного мулу	123
5.2 Перспективи очищення муніципальних стоків від поверхнево активних речовин	129
5.3 Дослідження ефективності очищення на муніципальних очисних спорудах фільтратів сміттєзвалища	132
5.3.1. Результати досліджень впливу фільтратів на процес біологічного очищення міських стічних вод у періодичному режимі.	132
5.3.2. Результати досліджень впливу фільтратів на процес біологічного очищення стоків у неперервному режимі.	135
5.4. Висновки та узагальнення до 5 розділу	139
<b>ВИСНОВКИ</b>	141
<b>СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ</b>	143
<b>ДОДАТКИ</b>	160

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

АМ	Активний мул
БПК <sub>повн.</sub>	Біологічна потреба кисню (повна)
БСК	Біохімічне споживання кисню
ГДК	Гранично допустима концентрація
ГДК <sub>гп</sub>	Гранично допустима концентрація у воді господарсько-побутового використання
ГДК <sub>рг</sub>	Гранично допустима концентрація у воді рибогосподарського призначення
ГДС	Гранично допустимі скиди
ЕП	Електропровідність
КОС1, КОС2	Каналізаційні очисні споруди 1 та 2
Н1, Н2	Насос 1 та 2
ПАР	Поверхнево активні речовини
РК	Розчинений кисень
СВ	Стічні води
ТПВ	Тверді побутові відходи
ТСК	Теоретичне споживання кисню
ХПК	Хімічна потреба в кисні
ХСК	Хімічне споживання кисню
ч.д.а.	Чистий для аналізу
ANAMMOX	Anaerobic ammonium oxidation – анаеробне окиснення амонію
С	Концентрація
С <sub>0</sub>	Початкова концентрація іонів амонію
CANON	Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite –повне автотрофне вилучення азоту за нітритом
С(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), NH <sub>4</sub>	Концентрація амонійного азоту
Е <sub>NH4+</sub>	Ефект очищення для амонійного азоту

ISE	Іоноселективний електрод
$k_0$	Концентрація напівнасичення
$k_N$	Коефіцієнт визначений експериментами
KTH	Kungliga Tekniska Högskolan – Королівський технологічний інститут
L	Довжина коридору аеротенку
N	Концентрація амонійного азоту у реакторі
$N_{\text{вх.}}$	Концентрація амонійного азоту на вході в реактор
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	Амонійний азот
NLR	Показник завантаження азотом
$\text{NO}_2^- - \text{N}$	Нітритний азот
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	Нітратний азот
NRR	Показник вилучення азоту
OLAND	Oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification – кисне-обмежена автотрофна нітрифікації-денітрифікації
Q	Швидкість подачі стічних вод
$R^2$	Коефіцієнт детермінації
r	Швидкість проходження процесу аерації, швидкість росту мікроорганізмів
$r_{\text{max}}$	Максимальна швидкість росту мікроорганізмів
SHARON	Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite – одномісний реактор з високою активністю вилучення амонію за нітритом
V	Об'єм реактора
$V_{\text{а. м.}}$	Об'єм активного мулу
$V_{\text{в.}}$	Об'єм води
$W_{\text{пов.}}$	Витрата повітря
X	Концентрація активного мулу в реакторі

## ВСТУП

**Актуальність теми.** В результаті розвитку промислових технологій та збільшення ступеня урбанізації збільшується і кількість господарсько-побутових стоків, що в свою чергу підвищує навантаження на міські каналізаційні очисні споруди та на гідросферу в цілому. Основними забруднюючими речовинами, що потрапляють з господарсько-побутовими стоками, є сполуки азоту (азот амонійний, нітрити та нітрати, основним із яких є азот амонійний), фосфати та поверхнево активні речовини (ПАР). Більшості працюючих каналізаційних очисних споруд притаманний ряд недоліків, викликаних використанням в системах очищення застарілих технологій та обладнання. Зокрема, характерними ознаками для більшості станцій очищення муніципальних стоків є низька енергоефективність, низький рівень очищення стоків від амонійного азоту та невирішені питання утилізації активного мулу.

Основними спорудами, на яких проходить очищення від азотних сполук, є аеротенки. Проте сучасний стан регулювання подачі кисню в аеротенки є енергозатратним та неефективним. Покращити ефективність цього процесу можна за рахунок регулювання необхідного ступеня аерації в залежності від концентрації амонійного азоту, на окиснення якого і витрачається Оксиген керованого повітря.

Що ж стосується питання утилізації активного мулу, то використання процесу центрифугування відпрацьованого активного мулу призводить до утворення великої кількості висококонцентрованих амонійних стоків, які у випадку подачі їх в існуючу технологію очищення створюють значну екологічну загрозу. Мінімізація цієї екологічної загрози може бути досягнута шляхом застосування для очищення висококонцентрованих амонійних стоків сучасного методу очищення, який носить назву ANAMMOX процес.

Ще одним джерелом екологічної небезпеки є забруднення навколишнього середовища фільтратами звалищ твердих побутових відходів, кількість яких зростає з кожним роком. Знизити ризик від такого забруднення можна шляхом подачі таких фільтратів на міські каналізаційні очисні споруди, розведення їх у певному співвідношенні з господарсько-побутовими стоками та наступне очищення. Проте

необхідно встановити безпечну кількість фільтратів звалища, що можуть подаватись на очисні споруди, без порушення нормальних умов життєдіяльності колоній мікроорганізмів активного мулу.

Тому дослідження, спрямовані на пошуки вирішення цих проблем є актуальними і важливими для підвищення екологічної безпеки гідросфери.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційна робота відповідає науковому напрямку кафедри «Екологія та збалансоване природокористування» Національного університету "Львівська політехніка" і виконувалась згідно з тематикою науково-дослідницької роботи кафедри з проблеми "Природоохоронні технології очищення рідинних середовищ адсорбційними (селективними) методами", № державної реєстрації 0111U003993 а також згідно із календарним планом госпдоговірної теми «Натурне дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах КОС-П м. Львова», яка виконувалась Національним університетом «Львівська політехніка» за темою (дисертантка була одним із виконавців цієї НДР).

**Мета і завдання дослідження.** Метою дисертаційної роботи є підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери шляхом удосконалення роботи міських каналізаційних очисних споруд.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- провести аналіз джерел екологічної небезпеки муніципальних каналізаційних очисних споруд;
- провести моніторинг ефективності роботи міських очисних споруд загалом, та аеротенків, зокрема;
- дослідити можливості удосконалення роботи аеротенків, для зменшення їх енергозатратності;
- побудувати математичну модель процесу аерації для різних вихідних концентрацій амонійного азоту та за різних витрат стічної води;

- провести дослідження можливостей очищення господарсько-побутових стоків від поверхнево активних речовин, шляхом експериментального дослідження їх здатності до біорозкладу;
- дослідити можливість використання ANAMMOX процесу для очищення висококонцентрованих амонійних стоків, що утворюються після стадії зневоднення відпрацьованого активного мулу;
- дослідити можливість очищення фільтратів звалищ твердих побутових відходів на міських каналізаційних очисних споруд.

*Об'єкт дослідження* – очищення міських стічних вод від забруднювачів різної природи.

*Предмет дослідження* – технології очищення стічних вод від амонійного азоту, ПАР та фільтратів звалищ твердих побутових відходів.

**Методи досліджень** включають в себе розроблені методики експериментальних досліджень, хімічні методи визначення концентрацій азотистих сполук, розчиненого кисню, біохімічного та хімічного споживання кисню. Електрохімічні методи: кондуктометричне визначення електропровідності, рН та розчиненого кисню; потенціометричне визначення іонів амонію.

**Наукова новизна одержаних результатів.** З ціллю підвищення екологічної безпеки гідросфери дисертантом отримані такі найбільш важливі наукові результати:

1. Вперше теоретично та експериментально доведено, що більш енергоефективно регулювати подачу кисню в аеротенки в залежності від зміни концентрації амонійного азоту в стічних водах, що дає можливість запровадити енергозберігаючий ефективний метод очищення стічних вод від амонійних сполук

2. Вперше побудована математична модель процесу очищення амонійних стоків в аеротенку в залежності від необхідної вихідної концентрації амонійного азоту та за різних постійних концентрацій розчиненого Оксигену, що дає можливість приймати ефективні рішення з управління екологічною безпекою.

3. Вперше проведено довготривалі експериментальні дослідження можливості очищення висококонцентрованих амонійних стоків, що утворюються після стадії

зневоднення відпрацьованого активного мулу ANAMMOX процесом, із використанням як носіїв ANAMMOX-бактерій природного цеоліту, що дозволяє використовувати цеоліти із іммобілізованими на них ANAMMOX-бактеріями для очищення висококонцентрованих амонійних стоків.

4. Отримали подальший розвиток дослідження біорозкладу різних типів ПАР, які використовуються у побутових мийних засобах, що дозволило рекомендувати попереднє очищення забруднених ПАР стоків у локальних очисних системах.

5. Отримали подальший розвиток дослідження можливості очищення фільтратів звалищ твердих побутових відходів на міських каналізаційних очисних спорудах, в результаті чого рекомендовані безпечні режими подачі фільтратів сміттєзвалищ на каналізаційні очисні споруди.

**Практичне значення одержаних результатів.** Аналіз даних експериментальних досліджень дав змогу розробити та запропонувати для впровадження спосіб очищення висококонцентрованих амонійних стоків із використанням ANAMMOX процесу, на який отримано 2 патенти України. Результати експериментального дослідження очищення від амонійного азоту описані в дисертаційній роботі та виконані за госпдоговором № 0507 та темою «*Натурне дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах КОС-II м. Львова*» та передані Львівському комунальному підприємству «Збиранка» для підтвердження можливості скидання попередньо знезаражених фільтратів полігону твердих побутових відходів на міські каналізаційні очисні споруди у співвідношенні 1:500.

**Особистий внесок здобувача.** Здобувачем особисто опрацьовано літературні джерела за темою дисертаційної роботи, проведено лабораторні та натурні експериментальні дослідження, систематизовано й узагальнено експериментальний матеріал, сформульовано науково обґрунтовані висновки, підготовлено та отримано два патенти на корисну модель України. Постановка задач, розроблення методик дослідження процесів очищення стоків, обговорення поставлених задач проводились та виконувались під керівництвом д.т.н., проф. Мальованого М.С.



**Апробація результатів дисертації.** Основні положення та результати дисертаційної роботи доповідалися, обговорювалися і були схвалені на таких міжнародних та всеукраїнських наукових конференціях: XXI (щорічна) міжнародна науково-технічна конференція «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів», 21-22 листопада 2013р., м. Харків; всеукраїнська науково-технічна конференції «Актуальні проблеми харчової промисловості», 8-9 жовтня 2013р., м. Тернопіль; п'ятий міжнародний екологічний форум «Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета» 2013р., м. Херсон; IV-й всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2013), 25-27 вересня 2013 р., м. Вінниця; 3-й міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування.» 17-19 вересня 2014р., м. Львів; міжнародна науково-технічна конференція «Новітні науково-технічні рішення в харчовій промисловості» 2-3 березня 2015р., м. Львів.

**Публікації.** За матеріалами дисертації опубліковано 14 друкованих наукових праць, в тому числі 1 стаття у наукових періодичних виданнях інших держав з напрямку, з якого підготовлено дисертацію, 5 статей у фахових виданнях з технічних наук України, 5 тез доповідей на міжнародних наукових конференціях, 1 доповідь на Всеукраїнській науково-технічній конференції та 2 деклараційних патенти України на корисні моделі.

**Структура та обсяг дисертаційної роботи.** Дисертаційна робота складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаної літератури та додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 178 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 84 рисунками, текст містить 23 таблиці, у бібліографії наведено 154 літературних джерела, дисертація містить 4 додатки.

## РОЗДІЛ 1

### ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

#### 1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери

**1.1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери господарсько-побутовими стоками.** Важлива роль серед галузей невиробничої сфери належить житлово-комунальному господарству України, яке є багатогалузевою технічно забезпеченою галуззю, що має розгалужену структуру і містить у собі комплекс послуг, спрямованих на задоволення першочергових життєвих потреб населення. Специфічною особливістю цієї галузі є територіальна роз'єднаність житлово-комунальних об'єктів, що потребують цілодобової надійної експлуатації [1]. А, отже, важливим, небезпечним і майже повсюдним джерелом забруднення водойм є неочищені або недостатньо очищені стічні води житлово-комунального господарства, тобто господарсько-побутові стічні води. Вони утворюються в населених пунктах в процесі використання питної води для фізіологічних потреб, побутової та господарської діяльності людини. Обсяг господарсько-побутових стічних вод майже дорівнює обсягу питної води, що споживається в населеному пункті [2].

**1.1.1.1. Загальна характеристика систем водопостачання та водовідведення.** Із року в рік, кількість води, що використовується одним жителем планети, зростає, причому основним джерелом водокористування і водоспоживання є річки. Згідно з даними Світового банку з 1950 року споживання води збільшилось в три рази, а протягом 20 років збільшиться ще на 40% [3].

У дослідженні [4] представлений аналіз екологічних тенденцій до 2030 р., відповідно до якого майже половина населення світу (47%) буде жити в умовах гострого дефіциту води до 2030 року. Дефіцит води посилиться через нестійке користування та управління водними ресурсами та під дією зміни клімату. У зону ризику потрапляє і Україна. У містах з населенням менше 100 тисяч чоловік, у середньому, від 1/5 до 2/5 населення отримує воду в будинки за встановленим графіком, тобто, не цілодобово. Втрати води у водопровідних мережах є значними і

складають у середньому 30% від загального обсягу води, що надходить у мережі [5]. Обсяг виробництва води на душу населення на Україні є високим у порівнянні з обсягами виробництва води та водоспоживання в країнах ЄС та Центральної Європи [6]. У поєднанні зі значними втратами і надмірним споживанням, це призводить до високих витрат на забір води, роботу насосних станцій і т.п. Норми витрати води на душу населення, які були встановлені ВОЗ, становлять 450 літрів на добу. У цей обсяг входить не тільки вода, споживана в побуті, але й необхідна для роботи шкіл, лікарень, комерційних підприємств і т.п. У країнах Європи на одну людину використовується 130-140 літрів води, у США – 200, в Україні цей показник варіюється від 350 до 400 літрів у залежності від регіону [6].

Норми водоспоживання залежать від багатьох факторів: благоустрою населеного пункту або окремо розташованого об'єкту, системи водоспоживання в населеному пункті, природно-кліматичних та інших умов [2]. У зв'язку з цим особливої актуальності набувають роботи та заходи, спрямовані на раціональне водокористування вже сьогодні. Згідно зі статистичними даними відсоток міського населення в Україні, охопленого послугою централізованого водопостачання, досить високий – 99,1%.

В ряді населених пунктів існують тимчасові обмеження на подачу води: 20% підприємств та близько 9% населення протягом останніх років подають воду за графіком. 12,6 % води, що подається населенню через систему централізованого водопостачання, не відповідає вимогам стандартів [6].

Відсоток охоплення послугами водовідведення в цілому в Україні становить 66,7%, або менше 50% для середніх міст, і понад 75% для великих. Компоненти всієї системи, у тому числі труби, колектори та очисні споруди в цілому, потребують суттєвої реконструкції. Загальна протяжність мереж водовідведення у 2008 році у цілому в країні становила 50 756,5 км, із них вимагало негайної заміни – 17 269,2 км або 34% [7].

**1.1.1.2. Основні забруднюючі речовини, що потрапляють з господарсько-побутовими стоками.** Господарсько-побутові стічні води забруднені великою кількістю органічних та неорганічних домішок, бактеріальними компонентами, у

них постійно присутні патогенні бактерії. Порівняно з водами, які відводяться від житлових будинків, стічні води лазень та пралень мають вище значення рН, велику кількість поверхнево-активних речовин (ПАР), проте меншу концентрацію всіх інших хімічних та бактеріальних компонентів, що не виключає їх небезпечності [8]. Максимальна кількість побутових стічних вод, що відводяться з 1 га житлової забудови, в залежності від щільності населення складає від 40 до 175 м<sup>3</sup>/добу [2]. За складом господарсько-побутові стічні води порівняно однорідні. Вони містять органічні та мінеральні домішки, через велику кількість мікроорганізмів мають високу біологічну активність, часто забруднені яйцями гельмінтів, кількість яких досягає декількох сотень на 1 л стічних вод [9]. Біологічне населення господарсько-побутових стічних вод представлено вірусами, бактеріями, бактеріофагами, яйцями гельмінтів, мікроскопічними грибами. Найбільше у господарсько-побутових стоках містяться сполуки азоту (амоній, нітрити і нітрати), фосфору та калію. Потрапляючи у поверхневі водойми вони спричиняють бурхливий розвиток рослин та збільшення чисельності зоопланктону. Як наслідок, відбувається евтрофікація, різко знижується кількість кисню та прозорість води [10]. В загальному господарсько-побутові стоки характеризуються таким хімічним складом: вміст сухої речовини – 550 мг/л, загальний азот – 35 мг/л, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 6 мг/л, K<sub>2</sub>O – 20 мг/л [9].

**1.1.1.2.1. Забруднення амонієм.** Велику небезпеку навколишньому середовищу та здоров'ю людини створює забруднення вод іонами амонію. За характером забруднення можна зробити попередні висновки про джерело та характер забруднення. Якщо у воді містяться іони амонію NH<sup>4+</sup>, але відсутні іони нітритів NO<sup>2-</sup> та нітратів NO<sup>3-</sup>, це свідчить про свіже її забруднення господарсько-фекальними стічними водами. Амоній є одним із біогенних елементів, що призводить до збільшення чисельності зоопланктону. Це в свою чергу призводить до евтрофікації, зменшення кількості розчиненого кисню та прозорості води. Ці фактори пояснюють підвищені вимоги до концентрації амонійного азоту у стічних водах. Основним нормуючим показником якості стічних вод є гранично допустима концентрація забруднюючої речовини. Допустимі концентрації амонійного азоту у водах наведені у таблиці 1.1 [11].

Перевищення вмісту в питній воді амонійного азоту викликає гострі та хронічні захворювання населення.

Таблиця 1.1

### Допустимі величини показників якості стічних вод

Назва речовини	ГДК у стічних водах, що надходять на споруди біологічної очистки (мг/л)	ГДК шкідливих речовин у воді водних об'єктів		
		господарсько-питного водопостачання (мг/л)	клас небезпеки	рибогосподарського призначення (мг/л)
Азот амонійний	30,0	2,0	3	0,5

**1.1.1.2.2. Забруднення нітратами та нітритами.** Сполуки азоту входять до переліку основних забруднювачів водних об'єктів України [12]. Вміст у воді нітритів вказує на те, що вода вже була забруднена і продовжує забруднюватись органічними речовинами, оскільки для того, щоб відбулася перша стадія мінералізації аміаку (перетворення його в нітрит) необхідний певний проміжок часу. Нітрати є кінцевим продуктом мінералізації органічних речовин, присутність їх у воді вказує на закінчення цього процесу. Отже, присутність нітратів у воді свідчить про давність забруднення води органічними речовинами [13]. Тому оцінка якості води у відношенні до азотовмісних речовин є дуже важливою. Якщо у воді разом з амонієм присутні нітрити, то це свідчить про систематичне забруднення водою органічними речовинами протягом відносно короткого проміжку часу. Але якщо у воді присутні амоній, нітрити і нітрати, то це свідчить про давнє та постійне забруднення протягом тривалого часу [13]. Допустимі концентрації нітратів та нітритів у водах наведені у Табл. 1.2 [11].

Вживання води з наднормативним вмістом нітратів небезпечно для здоров'я. З ним безпосередньо пов'язане захворювання – водно-нітратна метгемоглобінемія. Метгемоглобінемія обумовлена токсичною дією нітратів, яка полягає у кисневому голодуванні тканини (гіпоксії), що розвивається внаслідок порушення транспорту кисню крові, а також у пригніченні активності ферментних систем, що беруть участь у процесах тканинного дихання [12].

Таблиця 1.2

**Допустимі величини показників якості стічних вод**

Назва речовини	ГДК у стічних водах, що надходять на споруди біологічної очистки (мг/л)	ГДК шкідливих речовин у воді водних об'єктів		
		господарсько-питного водопостачання (мг/л)	клас небезпеки	рибогосподарського призначення (мг/л)
Нітрати (за NO <sub>3</sub> )	45,0	45,0	2	40,0
Нітрити	3,3	3,3	2	0,08

**1.1.1.2.3. Забруднення фосфатами.** В природній воді фосфор знаходиться у вигляді органічних та неорганічних сполук. Фосфати потрапляють у поверхневі води в основному з фекальними стоками, комунальними стічними водами, що містять поліфосфати (як компоненти мийних засобів), фотореагентами та пом'якшувачами води. Також джерелом забруднення фосфатами виступають змиви мінеральних добрив із сільськогосподарських угідь. На відміну від азоту кругообіг фосфору незбалансований, що визначає його більш низький вміст у воді. Допустима концентрація фосфатів у водах наведені у Таблиці 1.3 [11].

Таблиця 1.3

**Допустимі величини показників якості стічних вод**

Назва речовини	ГДК у стічних водах, що надходять на споруди біологічної очистки (мг/л)	ГДК шкідливих речовин у воді водних об'єктів		
		господарсько-питного водопостачання (мг/л)	клас небезпеки	рибогосподарського призначення (мг/л)
Фосфати	10,0	3,5	4	–

**1.1.1.2.4. Забруднення поверхнево-активними речовинами.** Біологічне значення ПАР, як фактора забруднення гідросфери, значною мірою визначається їх фізичними властивостями: спроможністю знижувати поверхневий натяг, високою здатністю до піноутворення, емульгування та стабілізації у воді інших забруднюючих речовин. ПАР не тільки самі по собі негативно впливають на якість води, але й підсилюють дію багатьох інших речовин, у тому числі інгредієнтів стічних вод, в певних концентраціях сприяють інтенсивному розвитку мікрофлори, в тому числі і сапрофітної [14].

Щодо негативному впливу ПАР на навколишнє середовище, спричиненого їх функціональним властивостям, слід зауважити, що зменшення поверхневого натягу у випадку потрапляння ПАР в водойми приводить до зниження вмісту вуглекислого газу та кисню в воді. ПАР разом із жирами, нафтопродуктами та маслами утворюють на поверхні води плівку, яка перешкоджає газообміну між водою та атмосферою, що додатково знижує ступінь насиченості води киснем. ПАР також адсорбуються на поверхні частинок піску, глини чи ґрунту, завдяки чому їх біорозклад значно сповільнюється. Побічною дією такої адсорбції є одночасна десорбція іонів важких металів, адсорбованих цими частинками, у водне середовище.

**1.1.2. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери фільтратами звалищ твердих побутових відходів (зокрема, Львівського сміттєзвалища).** Однією з найбільш невирішених проблем для більшості міст України є знешкодження твердих побутових відходів (ТПВ) і ліквідація міських звалищ – значних джерел забруднення навколишнього середовища. В даний час кожен житель України викидає щорічно в середньому 250-270 кг ТПВ або близько 0,7 кг на добу [15].

Львівський полігон ТПВ займає площу 33,6 га (рис. 1.1). Товщина шару сміття у південно-східній частині полігону досягає 50 м, у північно-західній коливається від 1–3 до 10 м [16].



Рис. 1.1 Космознімок Львівського полігону ТПВ з Google Earth

У тілі Львівського полігону ТПВ знаходиться (приблизно) 12 – 15 млн. т відходів. До 1990 р. на полігоні складували не лише побутові, але й промислові токсичні відходи 1 – 3 класів небезпеки. Починаючи з 1990 р. вивозяться лише промислові відходи 3 – 4 класів небезпеки [17]. Особливо негативно впливають на стан довкілля в районі Львівського полігону ТПВ чотири ставки-накопичувачі кислих гудронів (рис. 1.3). Крім того, один із накопичувачів засипаний сміттям. Загальна площа сховищ гудронів – близько 5 га [18].

Фільтрат Львівського полігону ТПВ формується в сміттевому тілі утворюючи зону насичення та розвантажується біля підніжжя сміттевого тіла [18]. Далі фільтрат дренажними канавами стікає в ставки-накопичувачі (рис. 1.1).

Залежно від кліматичних умов об'єм фільтрату, що утворюється протягом року з 1 га сміттевого тіла, становить у середньому від 2000 до 4000 м<sup>3</sup> [19].

Для попередження переповнення ставок-накопичувачів фільтрат витратою від 100 до 400 м<sup>3</sup>/добу перекачують на звалище. Частина фільтрату витрачається на змочування сміття, частина випаровується, а основний об'єм фільтрується в тіло звалища.

За даними лабораторних досліджень, фільтрат, що накопичується біля підніжжя звалища, є водним розчином складного хімічного складу, має темно-коричневий колір, різкий неприємний запах, велику кількість (6–8 мг/дм<sup>3</sup>) завислих речовин, надзвичайно високий вміст органічних речовин (БСК<sub>5</sub> – 7840 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), нітратів (10583 мг/дм<sup>3</sup>), хлору (5000–8000 мг/дм<sup>3</sup>), високу концентрацію низки важких металів, а також у край незадовільний санітарно-мікробіологічний стан (індекс ЛКП – 2,4·10<sup>5</sup> КУО/дм<sup>3</sup>, індекс E-coli – 2,4·10<sup>5</sup> КУО/дм<sup>3</sup>, коли-фаги – 1,6·10<sup>4</sup> БУО/дм<sup>3</sup>) [16]. Великий вміст важких металів зумовлений наявністю в сміттевому тілі металовмісних відходів, здатних кородувати та утворювати комплексні сполуки з органічними лігандами – продуктами біохімічного розкладання органічних речовин [18].

Клас небезпеки фільтрату Львівського полігону ТПВ – I, а ступінь небезпеки – надзвичайно небезпечний [20].



## 1.2. Огляд технологій очищення господарсько-побутових стічних вод

**1.2.1. Традиційна технологія очищення господарсько-побутових стічних вод.** Способи очищення стічних вод складають 4 групи: механічні, хімічні, фізико-хімічні та біологічні [21]. Споруди для очищення господарсько-побутових стічних вод розташовують таким чином, що вода проходить їх послідовно.

Суть механічного методу полягає в тому, що із стічних вод шляхом відстоювання та фільтрації видаляються механічні домішки. Грубодисперсні складові залежно від розмірів уловлюють ґратами, ситами, пісковловлювачами, гноєвловлювачами різних конструкцій. Поверхневі забруднення – нафтовловлювачами, відстійниками та ін. Механічне очищення дозволяє видаляти з побутових стічних вод до 60 – 75% нерозчинних домішок [22]. В залежності від продуктивності технологічні схеми механічного очищення можуть бути такими:

- за витрати до 300 м<sup>3</sup>/добу – двох'ярусні відстійники, хлораторна установка, мулові площадки;

- за витрати до 12 тис. м<sup>3</sup>/добу – решітки, пісколовки, двох'ярусні відстійники, хлораторна установка, контактні резервуари, мулові площадки;

- за витрати від 100 тис. м<sup>3</sup>/добу – решітки, пісколовки, відстійники (вертикальні відстійники, біокоагулятори - за витрати до 36 тис. м<sup>3</sup>/добу; радіальні відстійники - за витрати більше 50 тис. м<sup>3</sup>/добу), хлораторна установка, контактні резервуари, метантенки, мулові площадки [23].

Хімічний метод полягає в тому, що в стічні води додають різні хімічні реагенти, що вступають в реакцію із забруднювачами, які опадають у вигляді нерозчинних сполук. Хімічним очищенням досягається зменшення нерозчинних домішок до 95% і розчинних – до 25%.

У фізико-хімічному методі обробки із стічних вод видаляються тонкодисперсні та розчинені неорганічні домішки, подрібнюються органічні. Найчастіше з фізико-хімічних методів застосовується коагуляція, окиснення, сорбція, екстракція і т.д. Широке застосування знаходить також електроліз [22].

Серед методів очищення стічних вод велику роль відіграють *біологічні методи* очищення. Біологічні методи очищення господарсько-побутових стічних вод (та їх сумішей) від органічних речовин ґрунтуються на застосуванні мікроорганізмів, що використовують ці сполуки як поживні речовини та джерело енергії. Органічні сполуки зазнають деструктивного розкладання внаслідок окиснення у аеробному та відновних процесах з утворенням метану у анаеробному очищенні [24]. Основні типи біоценозів, що застосовуються на очисних спорудах наведені на рисунку 1.2.

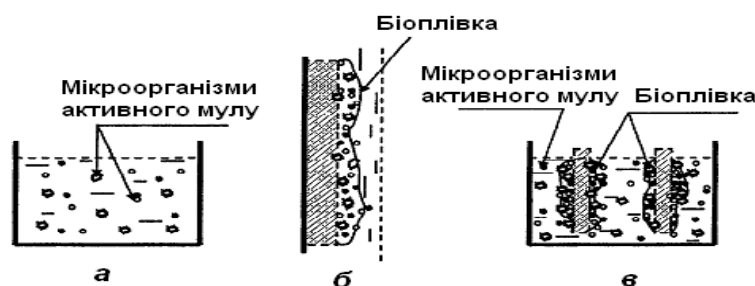


Рис. 1.2 Схема очисних систем: а – з активним мулом (аеротенки), б – з біоплівкою (біофільтри), в – з активним мулом і біоплівкою (біотенки)

Біологічне очищення стічних вод передбачає практично повне розкладання органічних сполук у воді. Деградація органічних речовин мікроорганізмами в аеробних і в анаеробних умовах здійснюється за різними енергетичними балансами сумарних реакцій. У аеробному біоокисненні глюкози 59% енергії, що міститься в ній, витрачається на приріст біомаси і 41% становлять теплові втрати. Цим обумовлюється активний ріст аеробних мікроорганізмів. Чим вища концентрація органічних речовин в оброблюваних стоках, тим сильніший розігрів, вища швидкість росту мікробної біомаси та накопичення надлишкового активного мулу. У анаеробній деградації глюкози з утворенням метану лише 8% енергії витрачається на приріст біомаси, 3% становлять теплові втрати і 89% переходить в метан. Анаеробні мікроорганізми ростуть повільно і потребують високої концентрації субстрату [25].

Ефективність процесів біологічного очищення залежить від температури, рН середовища, вмісту біогенних елементів, рівня живлення мікроорганізмів, кисневого режиму, вмісту токсичних речовин.

Найбільша ефективність біологічного очищення вод забезпечується за:

- температури 20 – 30 °С та рН середовища 5 – 9 (оптимальна 6,5 – 7,5);
- достатньої концентрації основних елементів живлення бактерій – органічного вуглецю, азоту і фосфору з розрахунку БПК : N : P = 100: 5:1;
- кількості забруднення, що припадає на 1 м<sup>3</sup> очисної споруди, на 1 г біомаси або на 1 г беззольної частини біомаси (100— 300 мг БПК<sub>пов</sub> на 1 г беззольної речовини);
- постійної концентрації розчиненого кисню не нижче 2 мг/л;
- допустимої дози токсичних речовин, яка могла б негативно вплинути на біологічні процеси [26].

Для реалізації біологічного очищення застосовують декілька типів пристроїв: біофільтри [26 - 28], біологічні ставки [29], аеротенки [30], поля фільтрації [31] та вторинні відстійники [31]. Зупинимось більш детально на описі процесу очищення стоків у аеротенку, як апараті, де витрачається значна кількість енергії технології очищення внаслідок необхідності створення необхідного рівня аерації.

Аеротенк – резервуар, у якому повільно рухається суміш активного мулу та стічних вод. Тривалість процесу очищення господарсько-побутових стічних вод в аеротенку – 2 - 6 год. У процесі біологічного очищення стічних вод в аеротенках розчинені органічні речовини, а також тонкодисперговані та колоїдні речовини, що не випадають в осад, переходять в активний мул, спричиняючи приріст вихідної біомаси. Слід зазначити, що в процесі окиснювання органічних речовин розмножуються аеробні мікроорганізми, і біомаса активного мулу збільшується, тому частину активного мулу повертають в аеротенк (циркуляційний активний мул), а частину (надлишковий активний мул) направляють на зневоднення [30]. Стічні води надходять в аеротенки після споруд механічного очищення. Концентрація завислих речовин у них не повинна перевищувати 150 мг/л, а допустима величина БПК<sub>повн.</sub> залежить від типу аеротенка. Аеротенки дозволяють отримувати високий ступінь очищення стічних вод з доведенням вмісту органічних речовин в очищених стічних водах за БПК<sub>повн.</sub> до 15 мг/л.

Біохімічні процеси в аеротенку протікають у два етапи:

- адсорбція поверхнею активного мулу органічних речовин і мінералізація легкоокиснювальних речовин за інтенсивного споживання кисню;
- доокиснення повільноокиснюваних органічних речовин і регенерація активного мулу. На цьому етапі кисень споживається досить повільно.

Перед надходженням до аеротенку стічна вода повинна містити не більше 150 мг/л збурених частинок і не більше 25 мг/л нафтопродуктів. Після аеротенку стічна вода з мулом надходить до вторинного відстійника, де мул відокремлюється від води. Більша частина мулу повертається до аеротенка, а його надлишок спрямовують у передаератор.

**1.2.2. Технологія очищення господарсько-побутових стічних вод ГК «Промтехвод».** ГК «Промтехвод» разом з «Vladix Corporation» (США), освоїла виробництво в Україні типового ряду економічних та простих в експлуатації блочних систем глибокого біологічного очищення господарсько-побутових стоків типу СПБО згідно ТУ В 16458959-005-99 [32]. Очисні установки заводського виготовлення мають продуктивність від 1,5 до 100 м<sup>3</sup> на добу. Очисні споруди більшої продуктивності можуть бути запроектовані й побудовані з використанням бетонних та залізобетонних конструкцій.

В установках СПБО реалізована технологія глибокого біологічного очищення та знезаражування стічних вод. Згідно цієї технології відбувається аерація, освітлення, очищення та безреагентне знезаражування стічних вод. Якість очищеної води на виході із блоку СПБО відповідає вимогам санітарних та природоохоронних органів до води, яка скидається у водоймища, дощову каналізацію, або яка використовується повторно, як технічна [32].

Технологічна схема біологічної очистки стічних вод СПБО представлена на рисунку 1.3 [32].

В установках СПБО реалізована 7-етапна технологія глибокого біологічного очищення та знезаражування стічних вод: 1) подача стічних вод на блок СПБО; 2) механічне очищення; 3) аерація й перемішування; 4) освітлення стічних вод; 5) знезаражування й доочищення стічних вод; 6) мулове господарство.

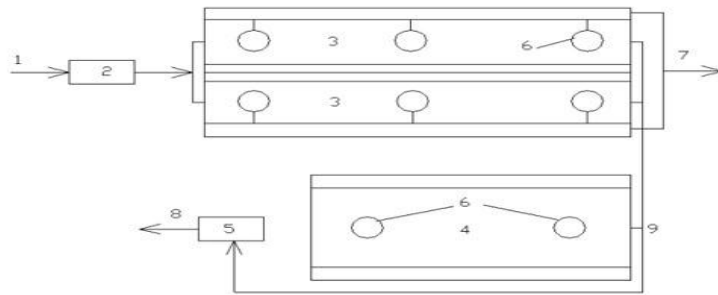


Рис. 1.3 Схема біологічного очищення стічних вод СПБО:

- 1 – подача стічних вод;
- 2 – споруди попереднього очищення;
- 3 – основний блок очищення;
- 4 – аеробний стабілізатор;
- 5 – станція зневоднювання осаду;
- 6 – заглибні електромеханічні аератори;
- 7 – випуск очищених стічних вод;
- 8 – видалення осаду;
- 9 – надлишковий активний мул.

У випадку відключення електроенергії установка СПБО працює як багатоступінчастий відстійник, забезпечуючи очищення стічних вод від зважених речовин, жирів та плаваючих забруднень. Після поновлення електропостачання установка переходить у нормальний режим роботи.

До переваг такої установки очищення стічної води відносяться:

- 1) відсутність неприємного запаху, оскільки у процесі очищення не виділяється метан та сірководень;
- 2) здатність працювати в умовах залпового скидання стічних вод;
- 3) автоматизованість установки, що не потребує постійної присутності обслуговуючого персоналу;
- 4) відмова від спеціальних дезінфікуючих розчинів та дозуючих систем (наприклад, рідкого хлору), оскільки проходить безреагентне електрохімічне знезаражування води;
- 5) можливість очищення стічної води без використання мулових насосних станцій та повітродувок (компресорів).

В загальному основними перевагами цих очисних споруд є насамперед підвищення продуктивності за одночасного зниження капітальних та експлуатаційних витрат.

Очищена вода порівнюється до технічної й може використовуватися повторно. Установка СПБО зберігає свою працездатність, як за 50 % так і, короткочасно, за 120 % навантаження. За цих параметрів гарантується якість очищеної води на виході з установки [32].

**1.2.3. Принцип роботи загальноміських очисних споруд.** Вода, що надходить у міську систему водовідведення, зазвичай є сумішшю господарсько-побутових та виробничих стічних вод. Системою водовідведення ці води подаються на загальноміські очисні споруди. Якщо дозволяє продуктивність цих споруд, сюди ж надходять частково або повністю дощові та талі води. Повний комплекс загальноміських очисних споруд містить блоки: *механічного і біологічного очищення, доочищення, знезараження, обробки осаду* [22].

До складу блоку механічного очищення входять решітки, іноді з дробарками, пісковловлювачами, переаератори та первинні відстійники. Решітки призначені для уловлюваних крупних включень, які за необхідності подрібнюються в дробарках. У пісковловлювачах завдяки різкому зменшенню швидкості потоку рідини, що очищається, відбувається осадження зважених речовин. Так видаляється із стічної води приблизно 40 – 60 % дрібних механічних домішок [22].

В переаераторах відбувається первинне насичення стічних вод киснем шляхом подачі стислого повітря. Процес змішування стічних вод з бульбашками повітря сприяє видаленню нафтопродуктів та інших домішок, що плавають на поверхні води. Видалення їх відбувається в первинних відстійниках [33].

З первинних відстійників стічні води подаються в *блок біологічного очищення*, де відбувається розпад органічних сполук, які піддаються біохімічному очищенню. Серед споруд біологічного очищення найбільшого поширення набули аеротенки, де відбувається контакт стічних вод з активним мулом за одночасного насичення їх киснем [22]. Активний мул - це сукупність спеціально культивованих мікроорганізмів, які споживають органічні сполуки, що містяться у воді.

Нормальний вміст активного мулу, як правило складає 2 г на 1 л стічної води (по сухій речовині). Для інтенсифікації процесу в аеротенки подається стиснуте повітря у співвідношенні 1:10 до води, яку очищують. Аеротенки в блоці біологічного очищення розміщують послідовно таким чином, щоб стічна вода проходячи через аеротенки знаходилась в контакті з активним мулом протягом 18 – 20 годин. Температура води в аеротенках повинна бути не нижче +5 °С і не вище +40 °С [33].

Очищені в аеротенках стічні води поступають на вторинні відстійники. В цих відстійниках відбувається осідання активного мулу, який потрапляє сюди разом із водою з аеротенків. Після вторинних відстійників стічні води класифікуються такими, що пройшли біологічне очищення і можуть бути скинуті у водні об'єкти. Перед скиданням обов'язково потрібно проводити їх *зnezараження* шляхом обробки хлорною водою. Після хлорування вода проходить дегазацію, оскільки потрапляння активного хлору у водойму може призвести до загибелі риби та інших живих організмів. Дегазацію проводять в каналах та водотоках на шляху від місця хлорування до місця випуску стічних вод у водний об'єкт [33].

Якщо якість очистки стічних вод не задовольняє умовам їх скидання у водні об'єкти або стічні води планують використовувати для технічного водокористування, то в цих випадках організують додаткове доочищення води. Для доочищення стічних вод використовують фільтри, установки пінної або напірної флотації, коагуляцію, сорбцію, озонування, установки для вилучення з води сполук фосфору та азоту. Для надання очищеним стічним водам якості природної води їх доочищення проводять в каскаді біологічних ставків або на біоінженерних спорудах типу біоплато.

В процесі біологічного очищення стічних вод утворюється велика кількість осаду, що складається з відмерлого або надлишкового активного мулу, який видаляють з аеротенків та вторинних відстійників. Цей мул має вологість 97 – 98% і погану здатність до зневоднення. Для зневоднення він спочатку обробляється в метантенках або в аеробних стабілізаторах, а потім підлягає механічному зневодненню в гідроциклонах, центрифугах, вакуум-фільтрах або прес-фільтрах.

Після цього його відправляють на мулові майданчики для остаточного висушування [33].

В метантенках на протязі декількох годин відбувається бродіння мулу за температури 33 – 53 °С. Вологість мулу знижується до 92 – 94%. Під час бродіння утворюється метан, який використовують в котельнях станцій біологічного очищення [33].

В аеробних стабілізаторах активний мул підлягає посиленій аерації на протязі декількох діб. Вологість мулу знижується на 2 – 3% і він втрачає свою здатність утримувати вологу. В процесі механічного зневоднення вологість осаду знижується до 65 – 70%, а об'єм зменшується в 15 – 20 разів.

Остаточне висушування осаду відбувається на мулових майданчиках. На них в природних умовах відбувається висушування та компостування мулу на протязі до 1 року [33].

Скид стічних вод у водні об'єкти після очищення на загальноміських очисних спорудах регламентується нормативами гранично допустимих скидів забруднюючих речовин (ГДС).

### **1.3. Сучасні технології очищення господарсько-побутових стоків від амонійного азоту**

Традиційно очищені стічні води містять у собі значну кількість біогенних елементів. Вважається, що надмірна евтрофікація водойм починається за вмісту у воді азоту в концентрації 0,2 – 0,3 мг/дм<sup>3</sup> [34]. Оскільки сполук фосфору у стічних водах знаходиться незначна кількість, то актуальним є пошук нових ефективних методів очищення стічних вод від сполук азоту [35].

Класичний процес комбінування нітрифікації та наступної денітрифікації на сьогодні є найбільш поширеним для видалення азоту [36].

Нітрифікація відбувається у два етапи. Перший етап перетворення амонію у нітрит здійснюється мікроорганізмами-нітрифікаторами родів *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio* [35]. За допомогою мікроорганізмів *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus* здійснюється другий етап



нітрифікації – перетворення нітриту у нітрат. Розчинений кисень у реакціях біохімічного окиснення амонійного азоту є акцептором електронів, в процесі перенесення яких і виділяється енергія, що витрачається на побудову клітинної речовини та підтримку функцій мікроорганізмів. Оптимальна концентрація кисню – 1,5 – 2 мг/дм<sup>3</sup> [34].

Що стосується гальмування процесу нітрифікації, то можна сказати, що NH<sub>3</sub> є основним інгібітором нітрифікації за високих значень рН (> 8), тоді як HNO<sub>2</sub> є основним інгібітором за низьких значень рН (<7,5). У літературі були запропоновані різні порогові значення для гальмування нітрифікації [37, 38], але вони є дуже чутливими до адаптації бактерій. Дослідники [39] стверджують, що вільний аміак має лише обмежений вплив на гальмування процесу окиснення нітриту. Оптимальне значення рН [40] для обох випадків (як для окиснювачів амонію так і для окиснювачів нітриту) лежить в межах 7 – 8. Окрім впливу рН на хімічну рівновагу існує прямий вплив рН на активність [31]. Дослідники [42] відзначали зниження на 8 показників приросту окиснювачів нітриту за рН = 7, у порівнянні з рН = 8, в той час як зміна темпу зростання окиснювачів амонію в цих значеннях рН є незначною. Однак високі показники нітрифікації за низького рН були виявлені в реакторі з псевдозрідженим шаром з крейдою, як носієм біоплівки [43]. У цій системі швидше за все крейда виступає, як локальна буферна система.

Процес денітрифікації ґрунтується на ферментативному відновленні нітратів до молекулярного азоту в анаеробних умовах. Збудники денітрифікації: *Bacterium denitrificans*, *Pseudomonas fluorescens*, які в процесі дихання використовують зв'язаний кисень нітритів та нітратів.

Промислові стічні води очищуються звичайним біологічним методом (у аеротенках), проте сполуки азоту практично не видаляються. Біологічні процеси глибокого очищення стічних вод від азоту можна здійснювати з використанням біомаси (активного мулу), яка знаходиться у завислому стані, або ж з використанням прикріпленої (імобілізованої) біомаси [44].

Використання анаеробного процесу на перших стадіях біологічного очищення дає змогу видалити основну кількість органічних забруднень, тим самим зменшити

витрату повітря на 50% в порівнянні із початковою аеробною стадією. Також зникає потреба у додаванні метанолу або іншого джерела вуглецю, оскільки стічні води перед біологічним очищенням містять достатньо субстрату для денітрифікації. Однак невеликий енергетичний вихід призводить до досить низьких швидкостей росту та метаболізму відповідних мікроорганізмів, які потребують суттєвого збільшення їх концентрації (утримання біомаси) у системі для інтенсифікації процесу очищення стічних вод [45]. Значно поліпшити очищення стічних вод можна за рахунок впровадження сучасних мікробних технологій обробки стоків, які засновані на частковій нітрифікації амонію до нітриту у поєднанні з окисненням анаеробного амонію [46].

У даний час широко застосовується нова технологія очищення побутових стічних вод, коли анаеробний блок видалення азоту (денітрифікатор) розташовується на початку процесу, і здійснюється рецикл очищеної в аеротенках води, збагаченої нітратами та нітритами ("Кейптаунська схема"). Це дозволяє зняти істотну частину азотних забруднень на початку процесу, скоротити час очищення та витрати енергії [47].

Відомі нові процеси: часткова нітрифікація або нітритація, денітрифікація з допомогою нітрифікуючих бактерій, анаеробне окиснення амонію, деамоніфікація, нітрифікація-денітрифікація метанотрофними бактеріями та ін., що отримали назви ANAMMOX, CANON, OLAND, SHARON та ін. [48]. Порівняльні характеристики процесів очищення від амонію наведена в таблиці 1.4 [49, 50].

Таблиця 1.4

**Порівняння характеристик процесів вилучення амонійного азоту, що базуються на ANAMMOX-реакції, з традиційними процесами**

Системи	SHARON	ANAMMOX	CANON	DEAMOX	Нітрифікація-денітрифікація
Умови	аеробні	анаеробні	обмежена подача кисню	анаеробні	аеробно-анаеробні
Утворювані речовини	$\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_2^-$	$\text{N}_2$ , $\text{NO}_3^-$	$\text{N}_2$ , $\text{NO}_3^-$	$\text{N}_2$	$\text{NO}_3^-$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{N}_2$
Контроль рН	нема	нема	нема	нема	є

Продовж. табл. 1.4

Потреба в кисні	низька	нема	низька	низька	висока
Потреба в ХПК	нема	нема	нема	низька	є
Продуктивність реакторів, кг N/м <sup>3</sup> /добу	1	6 – 12	1 – 3	1	0,05 – 4

Примітка. ХПК – хімічна потреба в кисні.

Одним із досліджуваних процесів очищення стоків від амонійного азоту є також і адсорбція іонів амонію природним цеолітом [50 - 55]. Досліджувався китайський клиноптилоліт [56], сардинський [57], закарпатський [58] природні цеоліти. З отриманих в результаті цих досліджень даних можна говорити про досить високу іонообмінну здатність досліджуваних матеріалів.

**1.3.1. Очищення стоків ANAMMOX-процесом.** В даний час велику увагу привертає процес анаеробного окиснення амонію нітритом з утворенням молекулярного азоту, який був виявлений близько 20 років тому [59, 60], хоча його можливість була доведена термодинамічними розрахунками трохи більше 30 років тому [61]. Теоретично передбачений процес отримав експериментальне підтвердження тільки в 90-х роках 20-го століття і отримав назву ANAMMOX-процес (ANAMMOX – AnaerobicAMMoniumOXidation) [60]. Після відкриття ANAMMOX-процесу ANAMMOX-бактерії були успішно реалізовані в повному обсязі в системах очищення стічних вод для ефективного вилучення амонію із стічних вод [62 – 65]. В даний час ANAMMOX застосовується за мезофільних температур на стічних водах, що містять високі концентрації амонію. На даний момент встановлено, що з світового океану в результаті анаеробного окиснення амонію за участю ANAMMOX-бактерій видаляється до 60% зв'язаного азоту [66].

У ANAMMOX-процесі амоній окиснюється в безкисневих умовах за присутності нітриту, що виступає акцептором електронів. Амоній та нітрит споживаються майже на еквімолярній основі. ANAMMOX-процес повинен завжди об'єднуватися з частковим процесом нітрифікації. Обидва автотрофні процеси підвищують стійкість очищення стічних вод, оскільки немає необхідності завантаження вуглецю (і супутнього збільшення кількості мулу) та споживання

кисню, а викиди закису азоту, який виступає вагомим фактором в слідах парникових газів у загальному ланцюгу води [67], протягом окиснення аміаку в значній мірі зменшені [60]. Біологічне автотрофне видалення азоту повинно бути переважно для концентрованих стічних вод, що містять амоній в діапазоні концентрацій від 100 до 5000 мгN/л [68].

Процес ANAMMOX включає окиснення аміаку в закис газ за відсутності кисню [69]. Було виявлено, що нітрит використовується не тільки для окиснення амонію, але також і сам окиснюється до нітрату. Це окиснення генерує відновлювальні еквіваленти, необхідні для фіксації вуглецю [70, 71]. Оскільки ANAMMOX-бактерії є автотрофними, перетворення аміаку в газ  $N_2$  може відбуватися без додавання органічної речовини [72]. ANAMMOX-бактерії є строго автотрофними, і тому умови їхнього існування повинні бути лише безкисневими.

Початкове відкриття ANAMMOX-процесу відбувалось в різних очисних спорудах [73], починаючи від установок очищення стічних вод з високим навантаженням азоту та низьких концентраціях розчиненого кисню [74], до міських очисних споруд [75]. Крім того, ANAMMOX-процес присутній у різних природних середовищах і робить значний внесок у світовий цикл азоту [76], оскільки реалізується в декількох морях та річках таких, як наприклад Чорне море [77] і гирло р. Темзи [78].

Важливими для нормального функціонування ANAMMOX-бактерій є величина температури та рН. Деякі автори виявили, що оптимальне значення температура для роботи ANAMMOX-бактерій було в межах 30 – 40 °C [79, 80]. Автори [81] використовували для спостереження декілька партій досліджень короткотермінового ефекту впливу температури на активність ANAMMOX-бактерій. Вони виявили, що максимальна активність неадаптованої ANAMMOX біомаси коливалася від 35 до 40 °C, а температура 45 °C викликала незворотне зниження активності ANAMMOX-бактерій. Оптимальний інтервал значень рН для ANAMMOX-процесу є від 6,7 до 8,3 з оптимальним значенням рівним 8,0 [79].

**1.3.2. Очищення стоків процесами OLAND та CANON.** Процес, в якому  $NH_4^+$  автотрофно окиснюється до  $N_2$  в присутності  $NO_2^-$ , що виступає як акцептор

електронів, в кисне-обмежених умовах називається OLAND – oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification) [82]. Цей автотрофний процес споживає на 63% менше кисню і на 100% менше біорозкладного органічного вуглецю в порівнянні із звичайним процесом нітрифікації-денітрифікації та має таким чином, більш низьку вартість експлуатації [83]. Процес OLAND вперше був описаний в змішаній культурі нітрифікуючих бактерій [82], але згодом був розглянутий і вивчений більш детально в змішаній системі біоплівки в лабораторних масштабах [84 – 86]. Зріла біоплівка OLAND з високою швидкістю навантаження  $\text{NH}_4^+$  складається в основному з двох основних груп бактерій, відповідальних за автотрофне вилучення азоту. Аеробні амоній-окиснюючі бактерії, (*Nitrosomonas sp.*) перетворюють  $\text{NH}_4^+$  в  $\text{NO}_2^-$  в присутності кисню, як акцептора електронів (нітрифікація) і анаеробні амоній-окиснюючі бактерії (близькі родичі *Kuenenia stuttgartiensis*) згодом окиснюють  $\text{NH}_4^+$  з  $\text{NO}_2^-$  як акцептора електронів (ANAMMOX) [69, 86]. Основним фактором, що впливає на процес, є солоність стічної води, отже, цей фактор найбільше досліджувався [87, 88]. Дослідження проводились в лабораторних масштабах в обертовому біологічному контакторі [89]. Максимальна досліджувана солоність досягла рівня 30 г NaCl/л. Навантаження солі в розмірі 30 г/л викликало зниження ефективності нітрифікації на 43% та зниження ANAMMOX ефективності на 96% в порівнянні з контрольною біомасою (яка не піддавалась солоним стокам). Проте після адаптації (3 – 4 тижні) біомаса показала зниження ефективності нітрифікації на 23%, і зменшення ANAMMOX активності на 58% в порівнянні з контрольною біомасою. В цілому, отримані в результаті цього дослідження дані вказують на те, що процес OLAND може мати потенціал для очищення амоній концентрованих стоків за високої їх солоності. Оптимальні температура та рН для процесу OLAND такі ж, як і для ANAMMOX: температура 28 – 32 °C, рН в межах 8.

Ще одним сучасним методом очищення висококонцентрованих амонійних стоків є процес повного автотрофного вилучення азоту за нітритом, який носить назву CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite). В процесі очищення стічних вод системою CANON обидва типи бактерій (ті, що відповідають

за нітрифікацію та ті, які беруть участь у ANAMMOX-процесі) можуть співіснувати в одному реакторі за рахунок кисневих та безкисневих зон в глибині біоплівки [90 – 93]. Аміак спочатку частково окиснюється в обмежених за киснем умовах до нітриту, а після цього нітрит разом із рештою аміаку перетворюється в газ діазот ANAMMOX-бактеріями [94]. Технологія на основі представлених вище процесів може застосовуватись для очищення висококонцентрованих амонійних стоків, які залишаються після зневоднення зброженого осаду.

CANON-процес досліджувався у лабораторних масштабах в Kungliga Tekniska Högskolan (КТН) [94]. Отримані в ході цих досліджень результати вказують на можливість використання електропровідності, як параметру моніторингу роботи комплексу очисних споруд.

**1.4. Огляд технологій очищення фільтратів звалищ твердих побутових відходів.** Характеристику основних методів знешкодження та утилізації фільтрату подано в таблиці 1.5. [95].

В даний час вивезення фільтрату автомобілями-асенізаторами на міські очисні споруди є досить поширеним і застосовується в СНД і в Польщі [15].

Таблиця 1.5

**Характеристика основних методів утилізації фільтрату**

№	Методи утилізації	Призначення	Особливості
1	Фізичні методи		
1.1	Відстоювання	Видалення завислих механічних домішок	<u>Недоліки:</u> не забезпечується очищення від розчинених домішок; - потреба у великих земельних площах
1.2	Випарювання	Використання за загального вмісту солей > 40 г/дм <sup>3</sup>	<u>Недоліки:</u> не забезпечується видалення розчиненої органіки
2.	Фізико-хімічні методи		
2.1	Адсорбція сорбентами	Доочищення від розчиненої органіки	<u>Недоліки:</u> чутливість до коливань складу фільтрату; проблеми регенерації сорбентів
2.2	Йонний обмін	Знезалізнення та знесолення	<u>Недоліки:</u> Проблеми утилізації розчинів, що утворюються після регенерації йонообмінної смоли

Продовж. табл.1.5

2.3	Мембранна технологія	Глибокий ступінь очищення від розчинених домішок і мінеральних солей, важких металів і домішок, що біологічно не розкладаються.	<u>Переваги:</u> високий ступінь очищення фільтрату і досягнення ГДК для скиду у водойму; стабільність за значного коливання складу фільтрату; компактність установок; відсутність додаткових хімічних реагентів, що вводяться. <u>Недоліки:</u> необхідність ретельної попередньої підготовки фільтрату
2.4	Коагуляція та флокуляція $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ і $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Часткове прояснення та зменшення ХСК	<u>Недоліки:</u> введення додаткових реагентів у значних кількостях; велика кількість шламів; потреба у великих земельних площах для розміщення споруд
3	Хімічні методи		
3.1	Оброблення активним хлором	Часткове освітлення та зменшення ХСК, знезараження	<u>Недоліки:</u> - утворення хлорорганіки
3.2	Окиснення перекисом водню	Часткове окиснення заліза та органічних домішок, прояснення	<u>Недоліки:</u> Малоефективний, може бути використаний не у всіх випадках
3.3	Озонування	Прояснення та зменшення ХСК, знезараження	<u>Недоліки:</u> - енергоємний процес; утворення токсичних низькомолекулярних радикалів.
4.	Біологічні методи		
4.1	Аеробне очищення	Видалення розчинених органічних сполук	<u>Недоліки:</u> обмеження використання за ХСК і солемістом; чутливість до наявності токсичних речовин і високих значень рН; застосовується лише за невисоких концентрацій забруднюючих речовин фільтрату; потреба у великих земельних площах для розміщення споруд; утворення великої кількості надлишкової біомаси; - висока трудомісткість.

Продовж. табл.1.5

4.2	Анаеробне очищення	Ефективний для очищення фільтрату з ХСК > 2000 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> )	<p><u>Переваги:</u> не потрібне попереднє прояснення фільтрату; досить легке технічне обслуговування.</p> <p><u>Недоліки:</u> застосовується лише за високих концентрацій забруднюючих речовин та за температури оброблюваного фільтрату <math>\geq 25^{\circ}\text{C}</math>.</p>
-----	--------------------	--	--

За неможливості скидання попередньо очищеного фільтрату в міську систему каналізації, його піддають двоступінчастому очищенню, під час якого він поступово проходить усереднювач, денітрифікатор та аеротенки. Після аеротенків фільтрат надходить у відстійник, де відділяється шлам, що направляється у шламонакопичувач, а фільтрат подається на флокуляцію. Після відстійника рідка фаза надходить через фільтр з активованим вугіллям у буферні ставки, а шлам через накопичувач і згущувач шламу надходить на полігон. Ця схема працює досить успішно у Німеччині (м. Хайнде) [96].

У країнах ЄС і в США очищення фільтрату здійснюють на локальних очисних спорудах, розміщених поблизу таких полігонів [97 - 100].

У Японії знешкоджують фільтрат за такою схемою: усереднення, повне біологічне очищення з денітрифікацією, осадження важких металів, адсорбція на активованому вугіллі. Такими очисними спорудами оснащені практично всі великі полігони твердих побутових відходів в Японії.

Останнім часом стало актуальним застосування нових методів очищення до яких можна віднести електроплазмовий, холодного випаровування, опромінення рідини імпульсними електромагнітними та безупинно знакозамінюваними електричними полями. Вони забезпечують знешкодження, знесолення та утилізацію осадів за незначних експлуатаційних витрат [96].

Технологія зворотного осмосу застосовується більше, ніж на 350 полігонах світу [100]. В Швейцарії, Голландії, Німеччині, зокрема, полігон "Huntere Dollart" (40 км від Карлсруе) [96], полігон "Guda-Buscheritz" (50 км від Дрездена) [96], полігон "Helvesiek" (90 км від Гамбургу) [102].



Ефективною та передовою є схема очищення фільтрату, основою якої є біологічне очищення. Такі системи працюють у штаті Огайо (США), де фільтрати змішують з побутовими стічними водами сталеливарного заводу та подають на біологічне очищення. Схожою технологією очищення фільтрату оснащено і міський полігон побутових відходів у Нью-Йорку (США), де реалізований багатостадійний процес. Працюють системи з використанням біологічного очищення і в Японії, Росії [103], Литві [104], Німеччині [15].

На підставі вивчення якісного та кількісного складу фільтратів полігонів ТПВ з'явився новий напрям його утилізації за допомогою ферментів класу оксигеназ. Після обробки таким ферментом фільтрат можна скидати в міську каналізацію з подальшим очищенням утвореної суміші на очисних спорудах.

Спеціалістами Інституту біоорганічної хімії та нафтохімії НАН України разом з Державною науково-виробничою корпорацією "Київський Інститут автоматики" та НВП "Альфа Стевія" розроблено високоефективну технологію комплексної переробки фільтрату полігону №5 київського міського звалища ТПВ [105].

У місті Івано-Франківськ розроблений технологічний регламент на очищення фільтрату зі сміттєзвалища с. Рибне на Івано-Франківській станції аерації [106].

### **1.5. Цілі та завдання досліджень**

Ціллю дисертаційної роботи було підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери шляхом удосконалення роботи міських каналізаційних очисних споруд. Для досягнення цієї цілі необхідно було вирішити такі завдання:

- провести аналіз джерел екологічної небезпеки муніципальних каналізаційних очисних споруд;
- провести моніторинг ефективності роботи міських очисних споруд загалом, та аеротенків, зокрема;
- дослідити можливості удосконалення роботи аеротенків, для зменшення їх енергозатратності;

- побудувати математичну модель процесу аерації для різних вихідних концентрацій амонійного азоту та за різних витрат стічної води;
- провести дослідження можливостей очищення господарсько-побутових стоків від поверхнево активних речовин, шляхом експериментального дослідження їх здатності до біорозкладу;
- дослідити можливість використання ANAMMOX процесу для очищення висококонцентрованих амонійних стоків, що утворюються після стадії зневоднення відпрацьованого активного мулу;
- дослідити можливість очищення фільтратів звалищ твердих побутових відходів на міських каналізаційних очисних споруд.

## РОЗДІЛ 2

### ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Загальна характеристика об'єкту та предмету дослідження

Об'єктом експериментальних досліджень було очищення міських стічних вод від забруднювачів різної природи (оптимізація процесу очищення стічних вод від сполук амонію в аеротенках, очищення висококонцентрованих амонійних стоків – фільтратів обезводнення відпрацьованого активного мулу, очищення від ПАР та очищення на міських каналізаційних спорудах фільтратів сміттєзвалищ).

Розроблення заходів зниження рівня екологічної небезпеки шляхом очищення муніципальних стоків від перелічених вище забрудників і було предметом дисертаційних досліджень.

Основним процесом очищення стічних вод від іонів амонію є процес нітрифікації. Проте цей процес є досить енергозатратним у зв'язку із постійною високою витратою кисню на аерацію. Тому доцільним було б мінімізувати енергозатрати, шляхом впровадження автоматичного регулювання подачі кисню залежно від концентрації амонійного азоту у стоках, які очищаються.

Забруднення відхідних очищених стоків ПАР відбувається коли період біологічного розкладу ПАР перевищує період перебування їх у муніципальних очисних спорудах. Тому необхідно дослідити період біорозкладу ПАР, для можливості регулювання подачі забруднених такими сполуками стоків із підприємств на муніципальні очисні споруди. Це можна здійснити шляхом попереднього очищення стоків із вмістом ПАР з великим періодом біорозкладу, спочатку на локальних очисних спорудах підприємств, а після цього скиданням їх на міські каналізаційні очисні споруди.

Фільтрат від центрифугування відпрацьованого активного мулу має високу концентрацію азоту амонійного (до 1500 мг/л). В даний час великого поширення набуває процес ANAMMOX. Можливість його впровадження на міських каналізаційних очисних спорудах дозволила б очищувати такі висококонцентровані

амонійні стоки, з мінімальною кількістю енергозатрат. Так як за різними даними фільтрат з анаеробного розкладу мулу містить від 10 до 20% усього амонію, що поступає на станцію очищення стічних вод і його очищення разом із основним потоком стічної води вимагає значних затрат енергії та реагентів.

Залишкове забруднення відхідних очищених стоків фільтратами звалища твердих побутових відходів на даний час є дуже великою проблемою. Оскільки фільтрати містять ті ж забруднювачі, що і муніципальні стоки, але у набагато більших концентраціях можна розглядати можливість їхнього очищення на муніципальних очисних спорудах. Проте важливим є встановлення режиму та кількостей дозування фільтратів сміттєзвалищ в загальний муніципальний каналізаційний потік очисних споруд.

## 2.2. Характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях

**2.2.1. Характеристика цеоліту, що застосовувався для іммобілізації ANAMMOX-бактерій.** Природні цеоліти - це кристали (рис. 2.1), структура яких утворена тетраедрами  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  та  $[\text{AlO}_4]^{5-}$ , що з'єднані спільними кутами в тривимірний каркас, який пронизаний порожнинами і каналами.

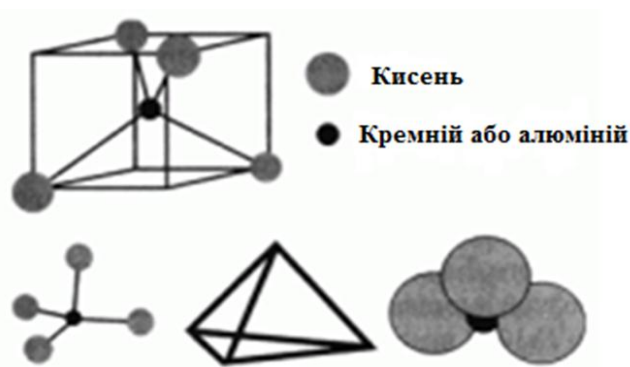


Рис. 2.1 Структура кристалу клиноптилоліту

В дисертації досліджувався природний цеоліт клиноптилоліт Сокирницького родовища (Хустський район, Закарпатської області). Сокирницьке родовище природних цеолітів є одним із найбільших у світі. Цеолітові породи представлені двома туфовими горизонтами висотою 70-80 м, розділені пластом туфоартилітів висотою біля 20 м. Продукти продуктивної товщі заглиблюються в західному

напрямку під кутом 7-11°. Покриваючі породи представлені суглинками, глинами, галечниками, аргілітами.

Мінеральний склад цеолітової породи представлений клиноптилолітом 60-90%, кварцом та польовим шпатом 6-7%, глинистими мінералами - 2-6%, плагіоклазом - до 2%.

Хімічний склад та фізико-хімічні властивості цеоліту клиноптилоліту наведено в таблицях 2.1 та 2.2.

Таблиця 2.1

### Хімічний склад клиноптилоліту

Компонент	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	FeO	TiO <sub>2</sub>	MnO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	SO <sub>3</sub>	CaO+MgO
Вміст, %	70,21	12,27	1,2	0,55	0,14	0,073	0,033	3,05	1,77	0,10	10,604

Хімічний склад відповідає формулі для цеоліту клиноптилоліту:  
 $0,2\text{Na}_2\text{O} \times 0,26\text{K}_2\text{O} \times 0,43\text{CaO} \times 0,2\text{MgO} \times 9,57\text{SiO}_2 \times \text{Al}_2\text{O}_3 \times 0,09\text{Fe}_2\text{O}$

Таблиця 2.2

### Фізико-хімічні властивості клиноптилоліту

Властивості	Показник
Пористість, %	44
Щільність, кг/м <sup>3</sup>	2,370
Питома поверхня, м <sup>2</sup> /г	50 – 65
Вміст клиноптилоліту, %	60 – 70
Катіонообмінна ємність, мг.екв./г	1,5
Термічна стійкість, °С	до 700
Вологість, %	до 7
Стійкість до дії лугів, рН	7 – 13
Стійкість до дії кислот, рН	0 – 7
Механічна стійкість при стисканні, кг/см <sup>2</sup>	200
Можливість стирання, %	до 4

Як видно з таблиці 2.2 клиноптилоліт має високу термостійкість, кислотостійкість та стійкість до дії лугів, що дозволяє використовувати його в

різних технологічних процесах. Стійкість кристалічної ґратки в значній мірі збільшує ефективність їх дії [107].

**2.2.2. Характеристика активного мулу.** Активний мул (АМ) – це біоценоз організмів-мінералізаторів, здатних сорбувати на своїй поверхні і окиснювати в присутності кисню органічні речовини стічних вод. Активний мул - це складна екологічна система, організми якої знаходяться на різних трофічних рівнях. Популяція мікроорганізмів активного мулу залежить від складу стічних вод та умов аеробного окиснення [108].

В різних типах очисних споруд утворюються неоднакові фізико-хімічні умови, в результаті чого в них розвиваються різні групи організмів [109, 110].

Крім фізіологічних груп у бактеріальному складі активного мулу розрізняють екологічні групи, кожна з яких об'єднує мікроорганізми, що існують у певному температурному діапазоні і за певних концентрацій розчиненого кисню. В активному мулі розвиваються мікроорганізми усіх трьох температурних груп - психрофільні, мезофільні та термофільні, але домінують факультативні психрофіли та мезофіли. В умовах достатньої концентрації кисню в активному мулі переважають аероби, однак поряд з ними поширені й факультативні анаероби. В активному мулі виявляються також і облігатні анаероби, існування яких можливе в мікронах з малим вмістом кисню чи повною його відсутністю. Такі мікронах можуть виникати всередині пластівців активного мулу, коли їх розмір та густина збільшуються. Зміна температурного та кисневого режимів в аеротенку призводить до зміни співвідношень між організмами різних екологічних груп [110].

Оскільки в аеротенку можуть інтенсивно розвиватись лише еврибіонтні організми, що пристосовані до циклічної зміни сапробних умов (що пов'язано із рециркуляцією активного мулу) екосистема споруди буде характеризуватись практично повною відсутністю організмів з автотрофним типом живлення. Окрім того, розвитку фотосинтезуючих водоростей перешкоджатиме нестача світла в товщі активного мулу через високу концентрацію останнього [111].

В діапазоні рН 4-9 пластівці активного мулу несуть негативний заряд, мають розвинену поверхню та велику адсорбційну здатність. Механізм утворення

пластівців пов'язаний з процесом розвитку колоній бактерій. Основна маса позаклітинних полімерів складається з полісахаридів та білків. В процесі очищення стічних вод інтенсивне накопичення бактеріями полімерів відбувається в фазі ендогенного дихання: спочатку клітини окиснюють запасні речовини, потім клітинні ліпіди, вуглеводи, білки. У змішаних культурах пластівці утворюються інтенсивніше. Структура пластівців мулу видозмінюється за масового розвитку в активному мулі нитчастих бактерій та деяких грибів. Пластівці збільшуються в розмірі, стають пухкими. Це явище називається "спухання активного мулу". Спостерігається спухання за надлишку вуглеводів в стічній воді або недолику біогенних елементів за умови недостатньої аерації. Спухлий мул виноситься з вторинних відстійників, погіршуючи якість очищеної води. Спухлий мул має і корисні властивості. Активна поверхня такого мулу більша, ніж у звичайного і він краще вилучає зі стічної води органічні забруднення. Також потреба в азоті та фосфорі у нитчастих бактерій істотно нижче, ніж у звичайних бактерій, тому такий мул вигідно використовувати для очищення стічних вод з недостатньою кількістю біогенних елементів [112].

Органічна або беззольна речовина активного мулу складається з білків, жирів, вуглеводів (з кисню, азоту, водню, вуглецю). Співвідношення цих елементів залежить від складу оброблюваних стічних вод та технологічного режиму очищення. Для мулу міських очисних станцій зольність становить 25 – 30%. Порівняно з клітинною речовиною в мулі зростає вміст заліза та кремнію. Після очищення жорсткої води в масі мулу знаходиться нерозчинний фосфат кальцію, що збільшує щільність маси та зольність активного мулу [112].

Концентрація активного мулу каналізаційних очисних споруд (КОС-II) м. Львова приблизно 2 г/л.

**2.2.3. Характеристика досліджуваних поверхнево-активних речовин (ПАР).** Сучасна класифікація ПАР, заснована на хімічній будові сполук, номенклатура речовин була прийнята на III Міжнародному конгресі по ПАР і рекомендована Міжнародною організацією стандартизації (ISO) в 1960 р [113]. Залежно від структури гідрофільної частини молекул та здатності до дисоціації у

водних розчинах розрізняють чотири основні класи ПАР: аніонні, катіонні, неіоногенні та амфотерні (амфолітні). Найбільш широкого застосування у мийних засобах отримали аніонні, неіоногенні та амфотерні ПАР, які і були предметом наших досліджень. Для дослідження було вибрано найбільш характерні для відповідних класів ПАР та такі, що мають найбільші об'єми використання, інформація по яких наведена в таблиці 2.3.

Таблиця 2.3

### Характеристика ПАР

Номер ПАР	Хімічна назва	Хімічна формула
Неіоногенні ПАР		
1	Алкілполіглюкозид (C8-C10, C10-C16) (Alkyl Polyglucoside)	Не визначена
2	Алкіглюкозид (C8-C10) (Alkyl glucoside)	Не визначена
3	Етоксильований жирний спирт (C13-C15), EO8 Alkoxyated fatty alcohol	Не визначена
4	Етоксильований спирт (C9-C11), EO8 (Alcohol ethoxylate)	Не визначена
Аніонні ПАР		
5	Додецилбензосульфо кислота (Dodecylbenzene sulfonic acid)	$C_{18}H_{30}SO_3$
6	Натрію лаурет сульфат (Sodium laureth sulphate)	$C_{12}H_{25}SO_4Na$
Амфотерні ПАР		
7	Динатрій кокоамфодіпропіонат (Disodium cocoamphodipropionate)	$C_{10}H_{18}N_2Na_2O_5$
8	N-алкіламінопропіл гліцин (N-Alkyl aminopropyl glycine)	Не визначена

Усі перераховані та описані в табл. 2.3 ПАР виступають сировиною для виробництва промислових та побутових мийних засобів. ПАР, особливо амфотерної групи, виступають базовим компонентом косметичних, побутових та індустріальних очищувачів, та забезпечують високу піноутворюючу здатність.



## 2.3. Методики експериментальних досліджень

**2.3.1. Методика та експериментальна установка для дослідження ANAMMOX-процесу.** Для дослідження ANAMMOX-процесу було змонтовано експериментальну установку (рис. 2.2 та 2.3).

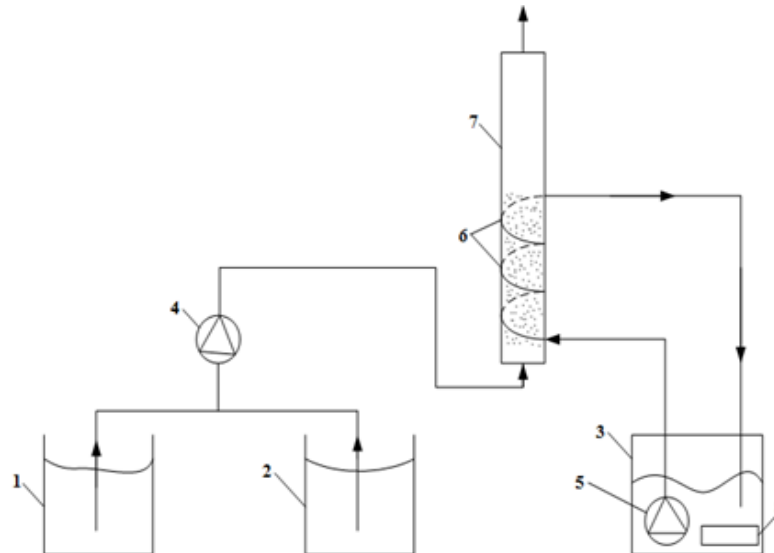


Рис. 2.2 Схема експериментальної установки:

- 1,2 – ємності з штучно створеним водним середовищем;
- 3 – ємність з теплоносієм;
- 4, 5 – насоси;
- 6 – трубка з теплоносієм;
- 7 – експериментальна колона з мікроорганізмами;
- 8 – нагрівач.

Принцип роботи експериментальної установки: з ємностей 1 та 2 за допомогою насоса 4 штучно створене водне середовище подається в нижню частину колони 7 (рис. 2.4). В ній вода проходить через шар мікроорганізмів, іммобілізованих на природному носії (в нашому випадку цеоліті (клинотилоліті)) і виходить зверху колони вже з невеликою концентрацією азотовмісних сполук. В свою чергу з ємності 3, де знаходиться теплоносій (в нашому випадку – це вода), за допомогою насоса 5 відбувається постійна циркуляція води трубкою 6 для підтримання постійної температури в колоні, оскільки для ефективної роботи

біомаси температура повинна бути сталою в межах 25 – 32 °С. Для нагрівання води в ємності 3 використовується нагрівач 8.

Методика експериментального дослідження ANAMMOX-процесу полягала у довготривалому (320 діб) визначенні ефективності ANAMMOX-процесу. Для цього з періодичністю 3 рази в тиждень проводились відбори проб на вході та на виході із експериментальної колони, та аналізувались шляхом визначення концентрацій азотистих сполук, зокрема, амонійного азоту, нітриту, та нітрату. Визначення нітрату проводили не весь період дослідження, а лише 1,5 місяця (для підтвердження проходження саме ANAMMOX-процесу, а не простої нітрифікації-денітрифікації). З такою ж періодичністю вимірювались значення рН та електропровідності.



Рис. 2.3 Фото експериментальної установки



Рис. 2.4 Колона з мікроорганізмами

Як носій для іммобілізації ANAMMOX-бактерій, використовували цеоліт Сокирницького родовища, основним мінералом якого є клиноптилоліт (п. 2.2.1.).

Мікробіологічні культури (ANAMMOX-бактерії) для дослідження були надані для дослідження Королівським технологічним університетом Стокгольма.

**2.3.1.1. Приготування модельного розчину для дослідження ANAMMOX-процесу.** Для дослідження ANAMMOX-процесу використовувалось штучно створене водне середовище, яке містило іони амонію та нітриту [114]. Модельний розчин готувався в 4-х 60-літрових бочках відповідно до потреби (залежно від витрати). Середовище містило такі речовини, з відповідними концентраціями:  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  – 59 мг/л;  $\text{NaNO}_2$  – 100 мг/л;  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – 70 мг/л;  $\text{NaHCO}_3$  – 714 мг/л;  $\text{KCl}$  – 373 мг/л; розчин мікроелементів – 1 мл/л.

Розчин мікроелементів, що забезпечував нормальний розвиток ANAMMOX-бактерій, готували за такою методикою і з використання таких речовин в г/л: трилон Б – 19,1;  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 0,43;  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  – 0,24;  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  – 0,99;  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  – 0,25;  $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  – 0,22;  $\text{NiNO}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  – 0,18;  $\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  – 0,098;  $\text{H}_3\text{BO}_4$  – 0,014.

Приготування розчину мікроелементів:

- ✓ Набираємо в мірну колбу об'ємом 1 л приблизно 0,5 л дистильованої води.
- ✓ Важимо і добавляємо в колбу необхідну кількість трилону Б.
- ✓ Важимо і добавляємо інші солі.
- ✓ Добавляємо води до приблизно 900 – 950 см<sup>3</sup>. Перемішуємо до повного розчинення всіх солей.
- ✓ Вимірюємо рН в тій же мірній колбі. Воно буде низьким (в межах 2–3). Підвищуємо його додаванням лужного розчину (наприклад,  $\text{NaOH}$ ) доки рН не підвищиться до рівня 7,5–8. Після досягнення необхідного значення рН добавляємо води до мітки. Зберігаємо розчин у скляній пляшці.

Температура колони з мікроорганізмами була постійною в межах 25 – 32 °С. рН середовища на вході підтримувалось в межах 7,5 – 8,1. У приготованому водному середовищі рН було вищим від потрібного для нормального функціонування біомаси. Тому його величина коригувалась до необхідного значення додаванням розведеної  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Витрата стічної води коливалась в межах 14,5 – 19,0 мл/хв.

pH визначався потенціометрично, за допомогою портативного pH/ISE/mB/°C-метра марки *sensIon*<sup>TM</sup>2 [115] (рис. 2.5). Електропровідність вимірювалась портативним кондуктометром марки *sensIon*<sup>TM</sup>5 [116] (рис.2.6).



Рис. 2.5 pH-метр марки *sensIon*<sup>TM</sup>2



Рис. 2.6 Кондуктометр марки *sensIon*<sup>TM</sup>5

**2.3.2. Методика та експериментальна установка для дослідження процесу аерації.** Для дослідження процесу аерації було змонтовано експериментальні установки, які наведені на рисунках 2.7 – 2.9.

Принцип роботи експериментальної установки № 1: повітря за допомогою компресора 1 через реометр 2 (РДС-6) подавалось у ємність 3, де через перфоровану силіконову трубку 4 барботувало через шар модельного розчину. Концентрація амонію вимірювалась pH/ISE/mB/°C-метром *sensIon*<sup>TM</sup>2 5. Концентрація розчиненого кисню вимірювалась портативним киснеміром *sension6*<sup>TM</sup> 6. Для підтримання активного мулу у завислому стані, за умови невеликої витрати повітря використовувалась електрична мішалка 7.



Рис. 2.7 Фото експериментальної установки № 1

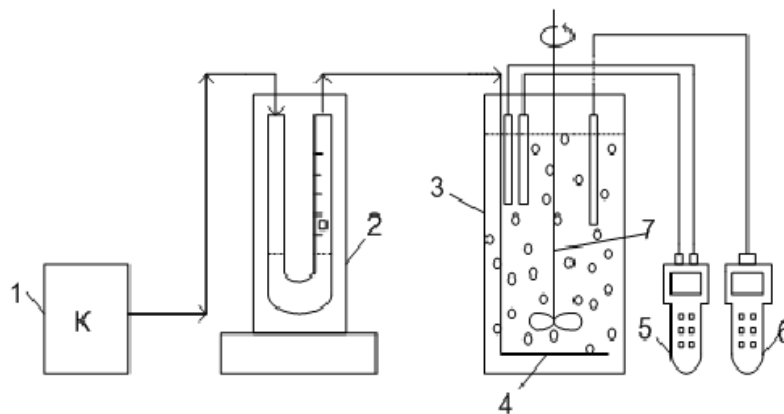


Рис. 2.8 Схема експериментальної установки № 1:

- 1 – компресор;
- 2 – реометр;
- 3 – ємність, із модельним розчином;
- 4 – перфорована силіконова трубка;
- 5 – рН/ISE/мВ/°С-метр *sensIon*<sup>TM</sup>2;
- 6 – киснемір *sension6*<sup>TM</sup>;
- 7 – електрична мішалка.

На установці № 1 (рис. 2.7 та 2.8) досліджували процес аерації двома способами. Дослідження процесу аерації проводились за такою методикою.

Перший спосіб полягав у наступному: в ємності готувалось модельне середовище з використанням водопровідної води, амонію хлористого та активного мулу. Після цього протягом тривалого часу (10 – 26 годин) вимірювалась зміна концентрації іонів амонію ( $C(\text{NH}_4^+)$ ) в мг/л за постійної витрати повітря ( $W_{\text{пов.}}$ ) та за відносно постійної концентрації РК ( $C(\text{РК})$ ). Витрата повітря вимірювалась реометром марки РДС-6 ГОСТ 9932-75. Для нагнітання повітря використовувались два типи компресорів: 1) Atman Aquarium Air Pump II, model: At-8500; 2) Atman High-class Aquarium Air Pump, model: HP-4000.

Другий спосіб полягав у вимірюванні протягом 1 години зміни концентрації амонію ( $C(\text{NH}_4^+)$ ) за сталого значення РК ( $C(\text{РК})$ ). В ємності готувалось модельне середовище з використанням водопровідної води, амонію хлористого та активного мулу. Після цього впродовж 1 години з інтервалами у 10 хвилин за постійної концентрації РК вимірювалась зміна концентрації амонію ( $\text{NH}_4^+$ ) в мг/л. Для

кожного відповідного значення концентрації розчиненого кисню готувались чотири модельні розчини з початковими концентраціями амонію рівними приблизно 30, 20, 10 та 5 мг/л. Таке дослідження проводилось для визначення швидкості проходження процесу очищення шляхом аерації та для визначення необхідного значення концентрації РК за відповідної концентрації амонію у СВ.

Робота експериментальної установки № 2 проходила у два етапи. Спочатку (рис. 2.9 а) готували модельне середовище з використанням дистильованої води та  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (ч.д.а.) з концентрацією 30 мг/л у колбі 3. Колбу поміщали на магнітну мішалку марки ММ-5 (400 об./хв.). Після цього середовище барботували з допомогою компресора 1 через аератори 4. Після досягнення концентрації РК приблизно 8 мг/л, яку вимірювали киснеміром 5, аерування розчину припинялось. До модельного середовища додавали певну відому кількість АМ (рис. 2.9 б) в колбу поміщали електрод киснеміра 5 і герметично закривали, та вимірювали зміну (зменшення) концентрації РК до  $\sim 0$  мг/л. У обох випадках вимірювання концентрації РК та амонію проводилось із використанням портативних приладів.



а



б

Рис. 2.9 Фото експериментальної установки № 2:

- 1 – компресор,
- 2 – магнітна мішалка,
- 3 – колба,
- 4 – аератори,
- 5 – киснемір.



Концентрація амонію ( $\text{NH}_4^+$ ) визначалась за допомогою портативного рН/ISE/mV/°C-метра *sensIon*<sup>TM</sup>2 [115] (рис.2.10), до якого підключались іоноселективні електроди: іоноселективний електрод ЭЛИС-121  $\text{NH}_4$  (рис. 2.11) та електрод порівняння ЭСр-10103 (рис. 2.12) [117]. Перед проведенням вимірювань прилад був відкалібрований. Концентрація розчиненого кисню (РК) визначалась за допомогою портативного киснеміра *sension6*<sup>TM</sup> [118] (рис. 2.13).



Рис. 2.10 рН/ISE/-метра *sensIon*<sup>TM</sup>2



Рис. 2.11 Іоноселективний електрод ЭЛИС-121  $\text{NH}_4$



Рис. 2.12 Електрод порівняння ЭСр-10103



Рис. 2.13 Киснемір *sension6*<sup>TM</sup>

**2.3.2.1. Приготування модельного середовища для дослідження процесу аерації.** Для приготування модельного розчину стічних вод з необхідною концентрацією іонів амонію застосовувався хімічний реактив – амоній хлористий ч.д.а. ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ). Для отримання розчину з відповідною концентрацією іонів амонію, необхідну наважку  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , зважену на аналітичних вагах ВЛА-200 г-М, розчиняли в ємності 3. Для дослідження процесу аерації в ракурсі ефективності вилучення

амонійного азоту із стічних вод готувались розчини з такими концентраціями амонію в мг/л:  $\approx 30$ ,  $\approx 20$ ,  $\approx 10$ ,  $\approx 5$ .

Також в ємність із приготованим модельним середовищем додавався необхідний об'єм активного мулу з діючої очисної станції м. Львова – КОС-П. Концентрація активного мулу з очисної станції складала близько 2 г/л. Відповідно до цього значення розраховувався необхідний об'єм активного мулу.

Узагальнені кількості речовин, необхідних для приготування модельного середовища, наведені в табл. 2.4.

Таблиця 2.4

**Необхідні кількості активного мулу та  $\text{NH}_4\text{Cl}$  для приготування модельного середовища**

Об'єм води, ( $V_{\text{в.}}$ ), л	Об'єм АМ, ( $V_{\text{а. м.}}$ ), мл	Маса $\text{NH}_4\text{Cl}$ , ( $C(\text{NH}_4^+) \approx 30$ мг/л), г	Маса $\text{NH}_4\text{Cl}$ , ( $C(\text{NH}_4^+) \approx 20$ мг/л), г	Маса $\text{NH}_4\text{Cl}$ , ( $C(\text{NH}_4^+) \approx 10$ мг/л), г	Маса $\text{NH}_4\text{Cl}$ , ( $C(\text{NH}_4^+) \approx 5$ мг/л), г
1	133	0,0892	0,0594	0,0297	0,0149
2	267	0,1783	0,1188	0,0594	0,0298
3	400	0,2675	0,1782	0,0891	0,0447
4	533	0,3566	0,2376	0,1188	0,0596
5	667	0,4458	0,2970	0,1485	0,0745
6	800	0,5349	0,3564	0,1782	0,0894
7	933	0,6241	0,4158	0,2079	0,1043
8	1066	0,7133	0,4752	0,2376	0,1192
9	1200	0,8024	0,5346	0,2673	0,1341
10	1334	0,8916	0,5940	0,2970	0,1490

**2.3.3. Методика експериментального дослідження біорозкладу ПАР.** З метою оцінювання здатності до повного аеробного біологічного розкладання ПАР у водному середовищі впродовж 28 діб у склянках аналізували біохімічне споживання кисню (БСК).

Розчин випробовуваної ПАР у водному середовищі, як єдине джерело вуглецю і енергії, інокулювали відносно малою кількістю мікроорганізмів і зберігали у заповнених доверху закритих склянках у темряві за постійної температури.



Ступінь (або рівень) біологічного розкладу (у відсотках) обчислювали як відношення БСК до теоретичного споживання кисню (ТСК). Якщо ж ТСК визначити було неможливо, використовували вимірюване значення хімічного споживання кисню (ХСК).

Умови проведення досліджень:

1. Як інокулянт використовували проби стічної води з вторинних відстійників Львівських міських очисних споруд (без пластівців мулу) з оптимальною кількістю активних клітин від  $10^3$  до  $10^5$  в  $\text{см}^3$ ;

2. Як стандартну сполуку (відома органічна сполука, здатна до повного біологічного розкладання у середовищі випробувань) використовували ацетат натрію ( $\text{CH}_3\text{COONa}$ );

3. Температура інкубування складала  $21 \pm 0,5$  °C;

4. Аналізування біохімічного споживання кисню в склянках проводили періодично через 7, 14, 21 та 28 діб.

**2.3.4. Методика експериментального дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах КОС-II м. Львова.** Методика експериментального дослідження базувалась на виконанні двох етапів робіт.

Перший етап – це виконання на експериментальній установці біологічного очищення періодичної дії натурного дослідження впливу фільтрату Львівського полігону ТПВ на процес біологічного очищення протягом 6 годин аерації для різних значень концентрації фільтрату у діапазоні від 1:10 до 1:1500, а також виконання аналогічних досліджень для водомулової суміші з аеротенків КОС-II без додавання фільтрату. На цьому етапі виконувались хімічні аналізи стічних вод на вході та на виході з експериментальної установки для різних значень концентрації фільтрату та попереднє встановлення допустимої концентрації фільтрату та графіку його подачі.

Другий етап – це виконання на експериментальній установці біологічного очищення *неперервної дії* натурного дослідження впливу фільтрату Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення протягом 10–14 діб з метою вивчення тривалого в часі впливу суміші стічних вод Львівських

КОС-II з фільтратом на активний мул аеротенків КОС-II та на ефект очищення стічних вод. На цьому етапі виконувались хімічні аналізи стічних вод на вході та на виході експериментальної установки.

**2.3.4.1. Методика та експериментальна установка періодичної дії для дослідження впливу фільтратів звалища на процес біологічного очищення на КОС-II м. Львова.** Експериментальні дослідження в періодичному режимі для попереднього встановлення допустимих концентрацій фільтратів, які не порушуватимуть процес біологічного очищення стічних вод, виконували на дослідній установці, схематично зображеній на рис. 2.14. Вона складається з модельної аераційної установки 1 (рис. 2.15), виготовленої з поліетилену діаметром  $D = 1,2$  м, на дні якої встановлений трубчастий аератор 2 (рис. 2.16). Подача повітря здійснювалась від діючої компресорної станції. Концентрацію розчиненого кисню приймали таку, як і в натурній споруді та контролювали за допомогою переносного електронного киснеміра. Регулювання кількості повітря здійснювалося за допомогою вентиля 3, встановленого на подавальному трубопроводі. Перед проведенням досліджень фільтрат у кількості  $1 \text{ м}^3$  був відібраний зі ставка-накопичувача №5 Львівського полігону твердих побутових відходів, і доставлений на початку першого етапу досліджень на Львівські КОС-I.



Рис. 2.14 Схеми експериментальної установки періодичної дії:

- 1 – експериментальна аераційна установка;
- 2 – трубчастий аератор;
- 3 – вентиль.



Рис. 2.15 Фото модельної аераційної установки



Рис.2.16 Фото трубчастого аератора

Для запуску установки щодня протягом 10 днів до місця проведення досліджень доставляли суміш стічних вод з активним мулом, відібрану з другого коридору аеротенка №5 Львівських КОС-ІІ. Щодня вранці в експериментальну аераційну установку заливали суміш стічних вод і активного мулу та додавали розрахункову кількість фільтрату для отримання сумішей, які відповідали таким ступеням розбавлення: 1:10; 1:500; 1:1000; 1:1250; 1:1500. Далі добавляли в ємність суміш стічних вод з активним мулом до отримання загального об'єму  $1,64 \text{ м}^3$ , після чого відбирали проби для виконання хімічних аналізів та запускали експериментальну аераційну установку в роботу.

Потрібно зазначити, що передбачалося виконання восьми дослідів у періодичному режимі: по одному для шести різних значень кратності розбавлення стічних вод і фільтрату, а також два досліді – для стічних вод без додавання фільтрату. У процесі виконання робіт графік був скоригований у зв'язку з необхідністю уточнення результатів у важливому діапазоні концентрацій фільтрату,

для чого повторно було виконано дослідження для концентрацій фільтрату 1:1000 та 1:1250.

Дослідження у періодичному режимі тривали протягом 6 годин. Через кожні 30 хвилин заміряли значення температури суміші та концентрацію розчиненого у ній кисню. Дані заносилися у журнал для спостережень.

Щодня після 6 годин роботи аераційної установки з неї відбирали пробу суміші фільтрату зі стічною водою та активним мулом об'ємом 1,5 дм<sup>3</sup> для проведення хімічних аналізів.

**2.3.4.2. Методика та експериментальна установка неперервної дії для дослідження впливу фільтратів звалища на процес біологічного очищення на КОС-II м. Львова.** Експериментальні дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на КОС-II м. Львова у неперервному режимі проводили на дослідній установці наведеній на рисунках 2.17 та 2.18.

Очищення суміші стічних вод з фільтратами у неперервному режимі відбувалося на експериментальній аераційній установці 1 в поліетиленовому корпусі діаметром  $D=1,2$  м. На дні ємкості 1 був встановлений трубчастий аератор 2 для насичення киснем та забезпечення перемішування водомулової суміші.

Подача повітря здійснювалась від компресорної станції КОС-I. Концентрацію розчиненого кисню підтримували на такому ж рівні, як і в натурному аеротенку, та контролювали за допомогою переносного киснеміра. Регулювання кількості повітря здійснювалося за допомогою вентиля 3, встановленого на подавальному трубопроводі.

Установка включала два модельні первинні відстійники: первинний модельний відстійник для суміші стічних вод з фільтратом 4 та первинний модельний відстійник 5 для стічних вод без фільтрату.

Протягом 8 денних досліджень суміш стічних вод та фільтрату рівномірно подавали в аераційну установку 1. Регулювання витрати здійснювалося за допомогою циркуляційного насоса 5 та вентиля 7. Однорідності суміші досягали за допомогою аератора 6. Після 8 годин подачі суміші стічних вод із фільтратом моделювали процес роботи аеротенку протягом 16 годин без додавання фільтрату.

Стічну воду з модельного первинного відстійника 9, який складався із двох гідравлічно з'єднаних між собою резервуарів об'ємом по  $1 \text{ м}^3$  кожний, за допомогою циркуляційного насоса 5 марки Grundfos UPE 25-40 подавали в експериментальну аераційну установку 1. Регулювання подачі рідини здійснювали за допомогою насоса 5 та вентиля 7.

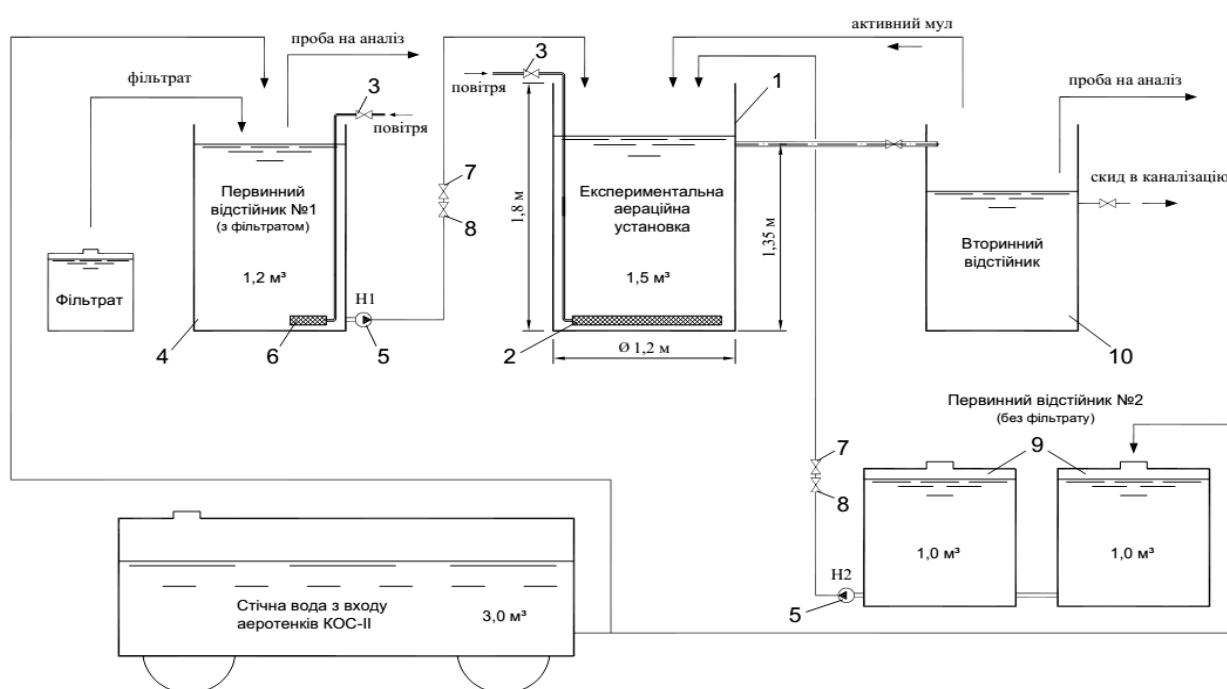


Рис. 2.17 Схема експериментальної установки неперервної дії:

- 1 – експериментальна аераційна установка;
- 2, 6 – трубчасті аератори;
- 3, 7 – вентиля;
- 4 – первинний відстійник №1 (з фільтратом) ;
- 5 – насос Grundfos UPE 25-40;
- 8 – кульовий кран;
- 9 – первинний відстійник №2 (без фільтрату) ;
- 10 – вторинний відстійник.

Очищена стічна вода з експериментальної аераційної установки подавалася у вторинний відстійник. Переключення між подачею стічних вод з первинних відстійників № 1 та № 2 здійснювали за допомогою кульових кранів 8.

У перший день (18.05.2015 р.) в експериментальну аераційну установку (аеротенк) залили 1500 л водомулової суміші з другого коридору аеротенку №5 КОС-П та додали 3 л (1:500) фільтрату. Проаерувавши 05 хв., з отриманої суміші відібрали пробу для виконання повного аналізу. Після цього суміш барботували протягом 08 год. (9.30-17.30). Кожні пів години в мірному циліндрі визначали, через 05 хв. протягом 30 хв., об'єм мулу в  $1,0 \text{ дм}^3$  стоків. Одночасно асенізаційною машиною доставили стічні води після первинного відстійника КОС-П (взяли з розподільного лотка аеротенків) та заповнили ними дві кубових ємності (первинний відстійник (рис. 2.19)).



Рис. 2.18 Фото експериментальної установки неперервної дії



Рис. 2.19 Фото первинного відстійника





Рис. 2.20 Фото вторинного відстійника

В 17.30 год. включали подачу насосом Н2 в експериментальну аераційну установку (аеротенк) стічних вод з первинного відстійника.

Одночасно відкривали відвідний трубопровід з аеротенка і наповнювали вторинний відстійник (рис. 2.20). Стічної води у первинному відстійнику вистачало до 09.00 год. ранку наступного дня.

О 8 год 45 хвилин наступного дня асенізаційною машиною доставляли 3000 л стічної води. Заливали: 1200 л у первинний відстійник-1, 1800 л - у первинний відстійник-2.

У первинний відстійник-1 додавали 2,4 л фільтрату (1:500) і в 09.00 год. виключали насос Н2 з первинного відстійника-2 та включали насос Н1 з первинного відстійника-1. Витрата насоса Н1 –  $1200\text{л}/8\text{год}=150\text{ л/год}$ .

В 17.00 год. виключали насос Н1 первинного відстійника-1, і включали насос Н2, який подавав стічну воду без фільтрату з первинного відстійника-2 протягом 16 годин з 17.00 год. до 09.00 наступного дня. Витрата насоса Н2:  $1800\text{л}/16\text{год}=112,5$

л/год. Таким чином, реалізували нерівномірний притік стічних вод на КОС-II та на вході в аеротенки КОС-II.

Всі наступні дні (19.05.-28.05.2015 р.) виконували дослідження аналогічно (регулярно кожні 0,5 години визначали об'єм мулу в 1,0 дм<sup>3</sup> стоків та значення температури стоків в аеротенку). Дані заносилися у журнал для спостережень.

Періодично у випадку зменшення об'єму мулу перекачували стоки із вторинного відстійника у аеротенк (подавали циркуляційний активний мул), який вимивався із вторинного відстійника.

Щодня, о 09.15 год. та о 17.15 год. (на початку та після закінчення досліджень), відбиралася проба суміші об'ємом 1,5 дм<sup>3</sup> для проведення хімічних аналізів за основними показниками.

## **2.4. Методи аналізування проб**

**2.4.1. Методи визначення сполук азоту.** Для визначення ефективності досліджуваних процесів вимірювались концентрації іонів амонію, нітритів та нітратів за відомими методиками, які були пристосовані для вимірювання в необхідному нам діапазоні концентрацій.

### **2.4.1.1. Методики визначення іонів амонію.**

**2.4.1.1.1. Методика фотометричного визначення амоній-іонів.** Для визначення концентрації іонів амонію використовували відому методику [119] за якою будували калібрувальні графіки (рис.2.21). Для побудови калібрувального графіку готували серію із 10 розчинів та вимірювали світлопоглинання за довжини хвилі  $\lambda = 425$  нм. Калібрувальні графіки будувались для кожного нового приготування необхідних реактивів (сегнетової солі та реактиву Неслера).

Після відбору проб на вході та на виході із експериментальної установки проводилось їхнє розбавлення. Відібрані на вході проби розбавлялись в 100 разів, а на виході в 50,25 або 5 разів, в залежності від необхідності.



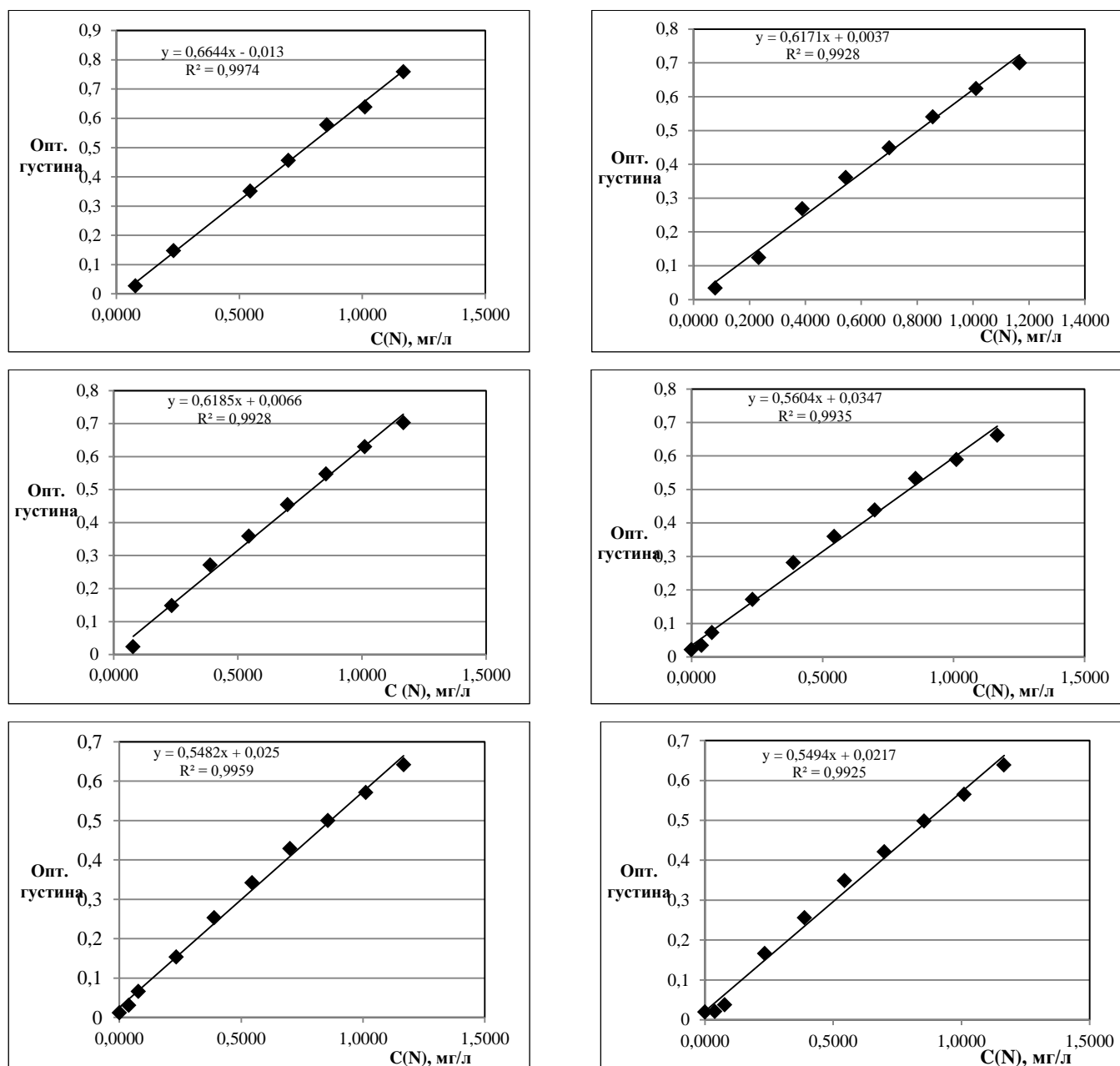


Рис. 2.21 Калібрувальні графіки для визначення іонів амонію, в перерахунку на концентрацію азоту

**2.4.1.1.2. Методика визначення концентрації амоній-іонів іоноселективними електродами.** Для визначення концентрації амонію іоноселективними електродами спочатку проводився процес калібрування, для якого готувались необхідні калібрувальні розчини. Оскільки потрібно було вимірювати концентрацію, а не активність іонів  $\text{NH}_4^+$ , то до калібрувальних розчинів додавали буферний розчин.

Для калібрування електродів використовувались 7 розчинів з концентраціями  $\text{NH}_4\text{Cl}$  рівними 5, 10, 15, 20, 25, 30 та 35  $\text{мг/дм}^3$ .

Як буферний розчин використовувався розчин  $\text{CaCl}_2$  з концентрацією 1 моль/ $\text{дм}^3$ . Для його приготування важилось 110,99 г попередньо висушеного  $\text{CaCl}_2$ , який розчинявся в мірній колбі об'ємом 1  $\text{дм}^3$ .

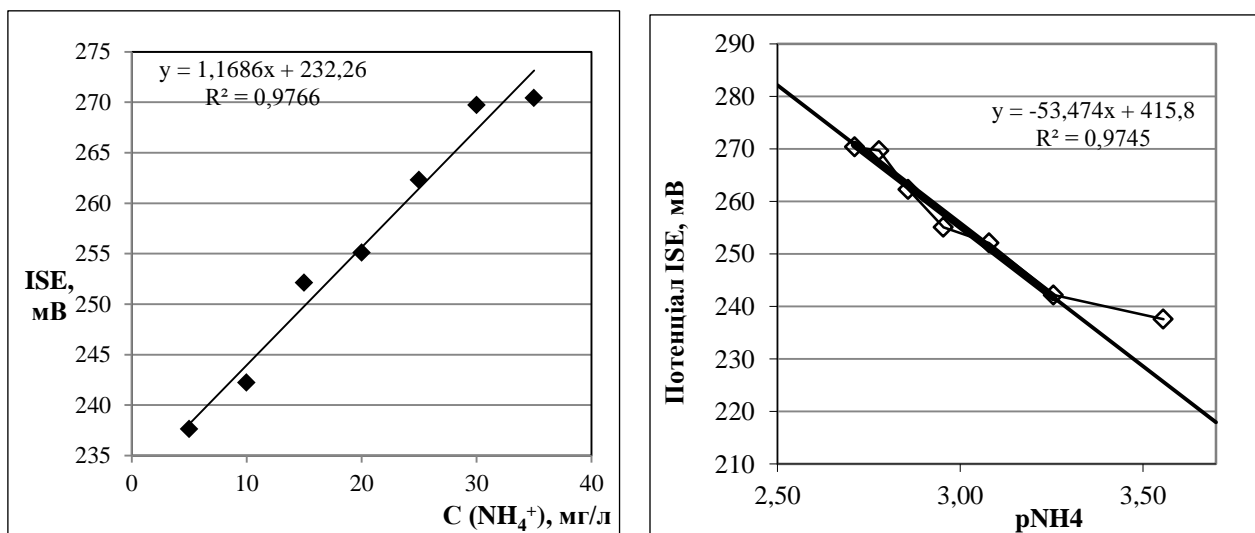


Рис. 2.22 Калібрувальний графік для визначення концентрації амонію з використання іоноселективних електродів (ISE)

Саме калібрування проводилось наступним чином: після під'єднання іоноселективних електродів (ISE) до рН-метра з них знімались захисні ковпачки, електроди промивались дистильованою водою та осушувались фільтрувальним папером. Після цього занурювали електроди в калібрувальний розчин з найменшою концентрацією  $\text{NH}_4\text{Cl}$  та проводили вимірювання. Після отримання результату електроди промивались дистильованою водою та осушувались фільтрувальним папером. Ці ж дії повторювались для інших калібрувальних розчинів. В результаті отриманих даних був побудований калібрувальний графік (рис.2.22).

**2.4.1.2. Методика фотометричного визначення нітрит-іонів.** Для визначення концентрації нітрит-іонів використовували відому методику [120] за якою будували калібрувальні графіки (рис. 2.23). Для побудови калібрувального графіка готували серію із 10 розчин та вимірювали світлопоглинання за довжини хвилі  $\lambda = 520$  нм. Калібрувальні графіки будували для кожного нового приготування реактиву Грісса.

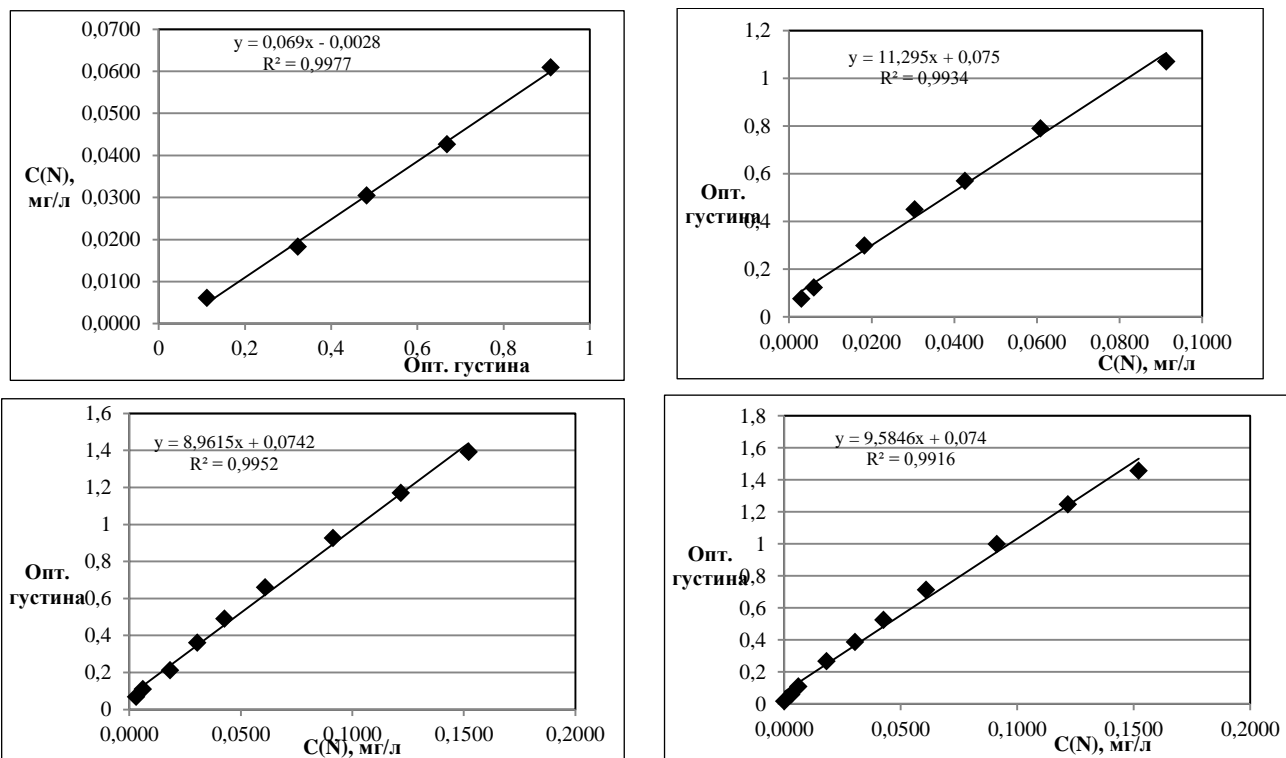


Рис. 2.23 Калібрувальні графіки для визначення нітрит-іонів, в перерахунку на концентрацію азоту

Після відбору проб на вході на виході із експериментальної установки проводилось їхнє розбавлення. Відібрані на вході проби розбавлялись в 2500 разів, а на виході в 1250, 500 або 25 разів, в залежності від необхідності.

**2.4.1.3. Методика фотометричного визначення нітрату.** Для визначення концентрації нітрат-іонів використовували відому методику [121] за якою будували калібрувальний графік (рис. 2.24). Для побудови калібрувального графіка готували серію із 5 розчинів та вимірювали світлопоглинання за довжини хвилі  $\lambda = 415$  нм.

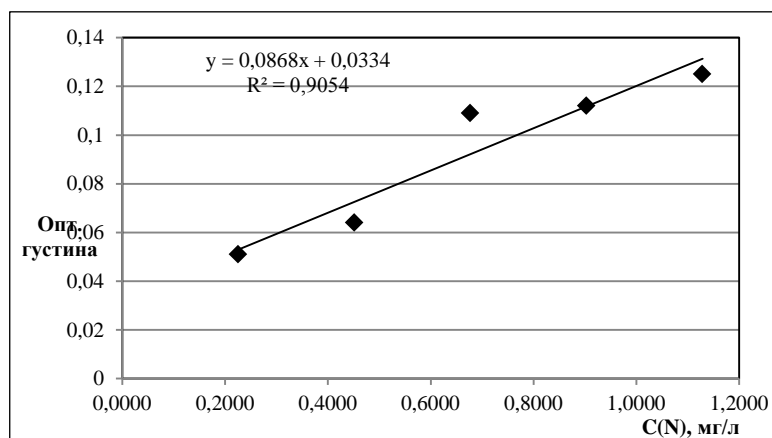


Рис. 2.24 Калібрувальний графік для визначення концентрації нітрату, в перерахунку на концентрацію азот

**2.4.1.4. Методика фотометричного визначення нітратів.** Для визначення концентрації нітратів використовували відому методику [122] за якою будували калібрувальний графік (рис. 2.25).

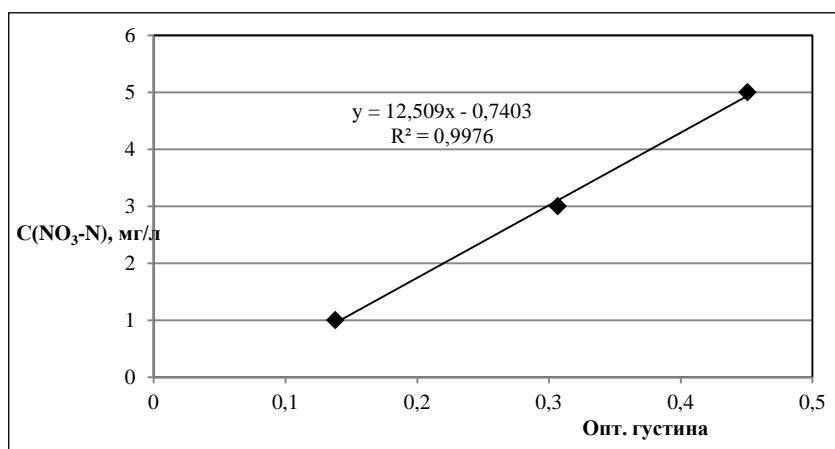


Рис. 2.25 Калібрувальний графік для визначення концентрації нітратів

Для побудови калібрувального графіка готували серію розчинів із вмістом нітрат-іонів 1, 3, 5 мг та вимірювали світлопоглинання за довжини хвилі  $\lambda = 410$  нм. Вимірювання оптичної густини у всіх випадках проводились на фотоколориметрі марки ФЭК-56.

## 2.4.2. Методики визначення концентрації розчиненого кисню (РК).

**2.4.2.1. Методика вимірювання концентрації розчиненого кисню киснеміром *sension6*<sup>TM</sup>.** Перед початком вимірювання концентрації РК портативний киснемір марки *sension6*<sup>TM</sup> [118] калібрували. Процес калібрування проходив у два етапи:

1 – Процес “обнулення” датчика, який виконувався таким чином: в хімічний стакан з магнітною мішалкою об’ємом 250 см<sup>3</sup> наливали приблизно 150 см<sup>3</sup> дистильованої води. Після цього додавали до води 0,25 г сульфіту натрію (Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>). Включали мішалку марки ММ-5, щоб перемішати розчин до повного розчинення реагенту. Поміщали датчик в пробу, яка перемішується, щонайменше на 10 хвилин. Після цього натискали кнопку **CAL** та тричі кнопку **READ/ENTER**. В результаті виконання цих дій після досягнення критерію «НУЛЯ» киснемір повертається від режиму калібрування до режиму вимірювання.

2 – Калібрування за повітрям насиченим водою. Це калібрування проходить у камері для зберігання електроду. Після поміщення електроду у камеру, його залишали принаймні на десять хвилин для досягнення постійного стану. Потім натискали кнопку **CAL**. Після чого на екрані з'являється поточне значення атмосферного тиску. На цьому етапі вводиться необхідне значення атмосферного тиску. Натискаємо кнопку **READ/ENTER**. На дисплеї буде відображатися поточне значення висоти над рівнем моря. Якщо було введено правильне значення атмосферного тиску, то значення висоти над рівнем моря рівне «0». Після цього знову натискаємо клавішу **READ/ENTER** і на дисплеї з'являється поточне значення солоності проби, яке за умови калібрування в повітрі, насиченому водою рівне 0 ‰. Натискаємо кнопку **READ/ENTER**. На дисплеї відображається значення 100% насичення. Натискаємо клавішу **READ/ENTER**. На дисплеї з'являється значок **Stabilizing...**, у той час як киснемір завершує процес калібрування. Після завершення калібрування прилад повертається у режим вимірювання.

Після описаного вище калібрування проходило вимірювання концентрації РК у воді, шляхом безпосереднього контакту електроду з досліджуваною пробю стічної чи модельної води за умови постійного перемішування магнітною мішалкою марки ММ-5.

**2.4.2.2. Йодометричний метод визначення розчиненого кисню.** Для визначення концентрації РК використовували відому методику [123]. Суть та принцип її роботи полягає у реакції РК в пробі з щойно осадженим гідроксидом марганцю (II) (одержаним шляхом додавання гідроксиду натрію до сульфату марганцю (II)). Здійснювалось підкиснювання та окиснювання йодиду одержаною сполукою марганцю до вищої валентності із вивільненням еквівалентної кількості йоду. Визначали вивільнену кількість йоду титруванням із тіосульфатом натрію.

**2.4.3. Метод аналізування біохімічного споживання кисню (БСК).** Для визначення біохімічного споживання використовували відому методику [124], де розчин випробовуваної органічної сполуки в мінеральному середовищі інокулювали відносно малою кількістю мікроорганізмів і зберігали у заповнених доверху закритих склянках у темряві за постійної температури.

**2.4.4. Методика визначення хімічної потреби в кисні.** Для визначення хімічного споживання кисню використовували відому методику [125].

## **2.5. Висновки та узагальнення до 2 розділу**

Відповідно до мети дисертаційної роботи приведено загальну характеристику об'єкту та предмету досліджень.

Приведена загальна характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях. Детально описані методики експериментальних досліджень: методика та експериментальна установка для дослідження ANAMMOX-процесу, методика та експериментальна установка для дослідження процесу аерації, методика експериментального дослідження біорозкладу ПАР, методика експериментального дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах КОС-II м. Львова.

Описані методики аналізування проб, які відбирались в процесі досліджень: методики визначення іонів амонію фотометричним методом та іоноселективними електродами, методики фотометричного визначення нітрит- та нітрат-іонів, методики визначення розчиненого кисню киснеміром та йодометричним методом, методики визначення БСК та ХСК.

Результати, які приведені у цьому розділі детально висвітлені в публікаціях [126 – 138].

## РОЗДІЛ 3

### ОЦІНКА РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД НЕЕФЕКТИВНОЇ РОБОТИ МУНІЦИПАЛЬНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД

#### 3.1. Оцінка джерел екологічної небезпеки муніципальних очисних споруд

Серед точкових джерел забруднення водного середовища муніципальні очисні споруди є одними із найвагоміших. Стічна вода, до утворення якої прикладається кожен з нас, несе у собі велику кількість органічних речовин та іонів амонію, що походять із туалетних стоків, органічні речовини, поверхнево-активні речовини від миття посуду, сполуки фосфору від прання одягу та нафтопродукти від миття авто. Також, за умови спільного збору комунальних стоків та атмосферних опадів, що характерно для м. Львова, стоки насичуються іонами важких металів та дрібних неорганічних твердих часток. На доповнення до цих стоків долучаються стоки від деяких підприємств і тоді якісний склад стічної води прогнозувати складно.

Уся ця вода повинна пройти через очисні споруди і на виході мати такі характеристики, які би не зашкодили рибному господарству та гарантували можливість застосування води в рекреаційних цілях. Акценти змінюються і тепер у всьому світі стічна вода розглядається не тільки як відходи, які потрібно знешкоджувати, але і як цінний ресурс, з якого можна отримувати енергію.

Провівши аналіз стану міських очисних споруд можна прийти до висновку, що стан міських очисних споруд не дозволяє ні гарантувати якісне очищення, ні додатково одержувати енергію із стічних вод, а очищені стоки, які випускаються у гідросферу, створюють значну екологічну небезпеку.

Для оцінки проблемних ділянок очисних споруд слід провести аналіз існуючої схеми очищення стічних вод (рис. 3.1).

Очисні споруди складаються із двох ліній (КОС1 та КОС2), які працюють за однаковим принципом, проте лінія першої черги має меншу продуктивність і дещо інше обладнання.

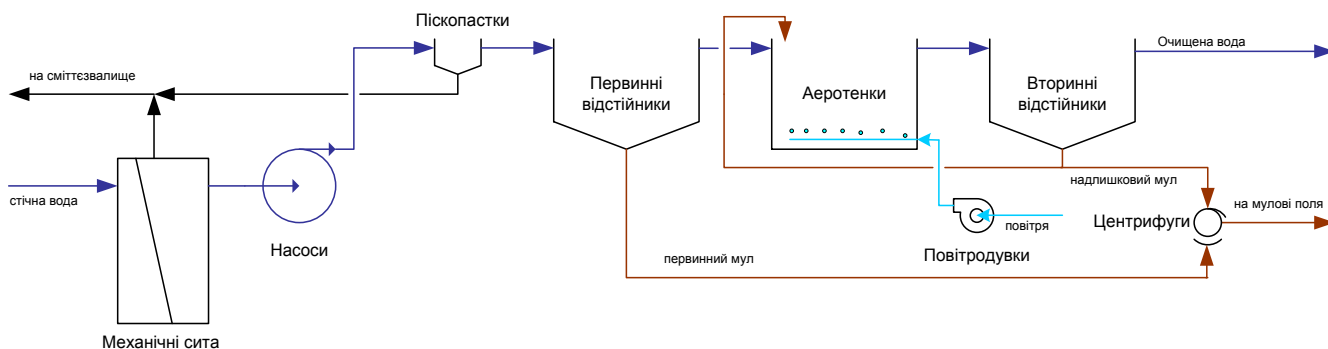


Рис. 3.1 Технологічна схема Львівських муніципальних очисних споруд

Слід зазначити, що це стандартна схема міських очисних споруд другого покоління. Вона дозволяє відділити механічні домішки від води, окиснити органічні речовини, (знижуючи БСК) та окиснити іони амонію до нітратів.

Оскільки станція працювала довгий час без модернізації, обладнання було морально застарілим, що спричинювало недостатнє очищення стічних вод та забруднення річки Полтва. Оскільки ця річка належить до басейну Балтійського моря, це викликало занепокоєння міжнародної спільноти. Тому уряд Королівства Швеції виділив гроші для модернізації станції із використанням обладнання шведського виробництва. Внаслідок модернізації було замінено застаріле обладнання, що призвело до покращення ефективності очищення, але схема роботи станції залишилася незмінною.

Аналізуючи роботу муніципальних очисних споруд та якість очищених стічних вод, які випускаються в гідросферу, нами виділені джерела екологічної небезпеки, для яких сформульовані можливі шляхи їх мінімізації. Результати аналізу приведені на рисунку 3.2. У відповідності із цією схемою виділені такі джерела екологічної небезпеки:

1. Понаднормативне забруднення очищених стоків сполуками азоту.
2. Відсутність стадії очищення муніципальних стоків від сполук фосфору.
3. Залишкове забруднення відхідних очищених стоків ПАР.
4. Залишкове забруднення відхідних очищених стоків фільтратами сміттєзвалищ.



5. Залишкове забруднення відхідних очищених стоків завислими агломераціями бактерій.
6. Забруднення висококонцентрованими амонійними фільтратами зневоднення відпрацьованого активного мулу.

Відповідність джерел екологічної небезпеки шляхам мінімізації їх негативного впливу на довкілля представлена на рис.3.2.

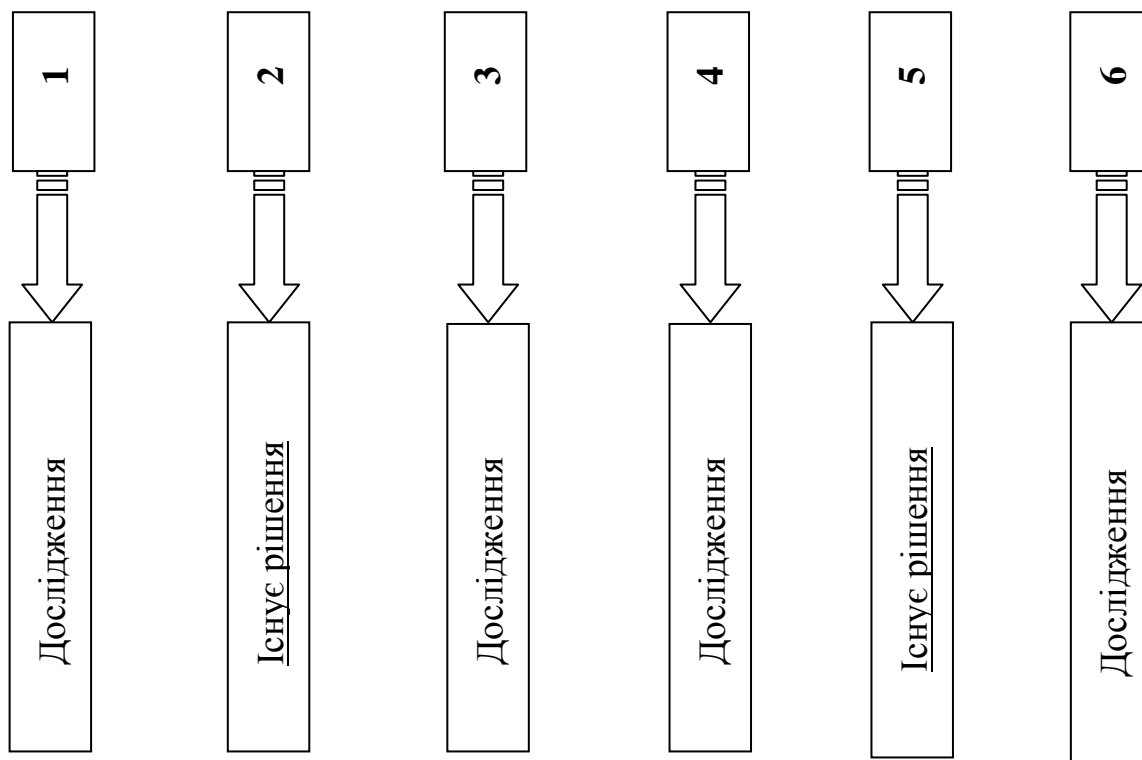


Рис. 3.2 Відповідність джерел екологічної небезпеки станцій очищення муніципальних стічних вод шляхам мінімізації їх негативного впливу на довкілля

Мінімізація екологічної небезпеки від 1, 3, 4 та 6 джерел екологічної небезпеки і були ціллю наших досліджень.

### **3.2. Моніторинг забруднення гідросфери залишковими продуктами неефективного очищення муніципальних стоків**

**3.2.1. Моніторинг забруднення гідросфери по Україні.** Моніторинг якості поверхневих вод, ведення якого покладено на Державне агентство водних ресурсів України, є складовою частиною державного моніторингу довкілля, який

здійснюється згідно з Положенням про державну систему моніторингу довкілля, затвердженим постановою Кабінету Міністрів України від 30.03.1998 № 391 [139].

Згідно з інформаційним бюлетенем про якісний стан поверхневих вод в Україні за I квартал 2013 року [139] та інформаційно-аналітичним оглядом, виконаним Українським науково-дослідним інститутом екологічних проблем Міністерства екології та природних ресурсів України [140], моніторинг стану поверхневих вод здійснювався за басейновим принципом. Розглядалися такі головні річкові басейни: Західного Бугу й Сяну, Дунаю, Дністра, Дніпра, Південного Бугу, Сіверського Дінця, а також групи приазовських річок.

**3.2.1.1. Стан басейну р. Дніпра.** Так води басейну р. Дніпро за середніми рівнями показників характеризувалися, як достатньо чисті (3 категорія), а за середніми з найгірших, як слабо забруднені (4 категорія).

Протягом 2013 року у басейні Дніпра відмічалось забруднення води переважно за вмістом органічних сполук. Показник ХСК перевищував норматив від 2,1 ГДК до 5,1 ГДК, марганцю - до 3,4 ГДК, заліза загального - до 5,8 ГДК.

Зниження до критичних рівнів розчиненого кисню у водах басейну Дніпра відбувалось (наприкінці лютого - початку березня) на окремих мілководних ділянках малих річок, у Київському водосховищі та Сулинській затоці, до 2,4 - 2,9 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> [139].

У водах басейну відзначено підвищені середні концентрації азоту нітритного (1,5 ГДК у воді рибогосподарського призначення (ГДК<sub>рг</sub>)). Максимальний вміст сполук біогенних елементів зафіксовано:

- азоту амонійного (4,1 ГДК<sub>рг</sub>, 1,4 ГДК у воді господарсько-побутового використання (ГДК<sub>гп</sub>)) і нітритного (18,5 ГДК<sub>рг</sub>) – у р. Устя, нижче м. Рівне;
- нітратного азоту (7,7 ГДК<sub>рг</sub>, 7 ГДК<sub>гп</sub>) – у р. Інгулець, с. Андріївка [140].

**3.2.1.2. Стан басейну р. Південний Буг.** Води басейну за середніми рівнями показників якості відносилися до достатньо чистих із переходом у слабо забруднені (3 категорія з переходом у 4), а за середніми з найгірших рівнів до помірно забруднених (5 категорія).

У водах басейну спостерігався підвищений середній вміст азоту амонійного (2,1 ГДК<sub>р</sub>) і нітритного (1,6 ГДК<sub>р</sub>). За показниками трофо-сапробіологічного блоку найгіршу якість води відзначено:

- по БСК<sub>5</sub> (1,7 ГДК<sub>гп</sub> і ГДК<sub>р</sub>) – у р. Південний Буг, нижче м. Хмельницький.
- по ХСК (2 ГДК<sub>гп</sub>) – у р. Інгул, с. Первозванівка;
- по вмісту азоту амонійного (17,2 ГДК<sub>р</sub>, 5,7 ГДК<sub>гп</sub>) і азоту нітритного (7 ГДК<sub>р</sub>) – у р. Південний Буг, нижче м. Хмельницький;

Спостерігалися підвищені середні концентрації заліза загального (2,1 ГДК<sub>р</sub>) і фенолів (3,3 ГДК<sub>р</sub> та ГДК<sub>гп</sub>) [140].

**3.2.1.3. Стан басейну р. Західний Буг і Сян.** Води басейну за середніми рівнями показників, відносилися до досить чистих із переходом у слабо забруднені (3 категорія з переходом у 4), а за середніми з найгірших – до слабо забруднених – помірно забруднених (між 4 і 5 категоріями).

Максимальну концентрацію сульфатів (3,8 ГДК<sub>р</sub>) було відзначено у р. Шкло, с.м.т. Краковець.

Спостерігалися підвищені середні концентрації органічних речовин (1,7 ГДК<sub>гп</sub> і ГДК<sub>р</sub> за БСК<sub>5</sub> і 1,8 ГДК<sub>гп</sub> за ХСК), азоту амонійного (3,3 ГДК<sub>р</sub>, 1,1 ГДК<sub>гп</sub>) і нітритного (6,6 ГДК<sub>р</sub>) [140].

Також згідно отриманих в процесі моніторингу даних, залишаються на досить високому рівні значення контрольованих основних показників гідрохімічного забруднення у р.Полтва, де зафіксовані перевищення нормативів по таких показниках, як амонію сольового (10 ГДК), нітритів (13 ГДК), БСК<sub>5</sub> (10ГДК), ХСК (3 ГДК). Вміст розчиненого у воді кисню становив 1,8 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (за норми не менше 6 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). Перевищення нормативних значень ГДК для рибогосподарських водойм, що фіксувались у пункті спостереження р. Полтва, с. Кам'янопіль, спричинені неефективною роботою каналізаційних очисних споруд м. Львів [139].

**3.2.1.4. Стан басейну р. Дунай.** За середніми рівнями показників води басейну Дунаю характеризувалися, як чисті, а за середніми з найгірших, як достатньо чисті – слабо забруднені (між 3 і 4 категоріями).

Води басейну характеризувалися підвищеною середньою концентрацією азоту нітритного (1,3 ГДКрг) та заліза загального (2,6 ГДКрг). Найгірші рівні показників було зафіксовано:

- вмісту кисню ( $1,3 \text{ мг/дм}^3$ , у 4,6 разів нижче ГДКрг) – у р. Сірет, с. Теремблече;
- БСК<sub>5</sub> (1,8 ГДКгп і ГДКрг) – у каналі Клиновський, ст. Клиново;
- вмісту азоту амонійного (2,9 ГДКрг) – у р. Прут, с. Магала;
- азоту нітритного (13,7 ГДКрг) – у р. Прут, с. Тарасівці;
- заліза загального (7,8 ГДКрг, 2,6 ГДКгп) – у р. Шопурка, с.м.т. В. Бичків;
- цинку (1,5 ГДКрг) – у р. Тиса, м Тячів [140].

**3.2.1.5. Стан басейну р. Дністер.** За середніми рівнями показників, води басейну Дністра характеризувалася, як чисті з переходом у достатньо чисті, а за середніми з найгірших, як слабо забруднені (4 категорія).

Найбільші концентрації компонентів сольового складу відзначено у р. Турунчук, с. Троїцьке: 7,3 ГДКрг, 1,5 ГДКгп сульфатів, 2,9 ГДКрг, 2,3 ГДКгп магнію і 2,3 ГДКрг, 1,4 ГДКгп натрію.

Води басейну характеризувалися підвищеною середньою концентрацією азоту амонійного (1,2 ГДКрг) і нітритного (5,3 ГДКрг). Максимальні концентрації зафіксовано:

- вмісту кисню ( $1,4 \text{ мг/дм}^3$ , у 4,3 разів нижче ГДКрг) – у р. Тисмениця, вище м. Дрогобич;
- БСК<sub>5</sub> (2 ГДКрг і ГДКгп) – у р. Бистриця, с. Єзупіль;
- ХСК (1,6 ГДКрг, 5,2 ГДКгп) – у р. Турунчук, с. Троїцьке
- азоту амонійного (6,2 ГДКрг, 2,1 ГДКгп) – у р. Тисмениця, нижче м. Дрогобич;
- азоту нітритного (30 ГДКрг,) – у р. Дністер, вище м. Самбір [139, 140].

**3.2.1.6. Стан басейну річок Приазов'я.** Річки Приазов'я за середніми рівнями показників характеризуються, як слабкозабруднені з переходом у помірно забруднені (4 категорія з переходом у 5), а за середніми з найгірших, як брудні – помірно забруднені (між 6 і 5 категоріями). Найнижча якість води спостерігалася за показниками сольового складу.

У водах приазовських річок, за наявною інформацією, спостерігалися підвищені середні рівні вмісту сульфатів (4,6 ГДК<sub>рг</sub>), а максимальні концентрації зафіксовано:

- хлоридів (1,6 ГДК<sub>рг</sub>, 1,4 ГДК<sub>гп</sub>) – у р. Токмак, нижче м.Токмак;

- сульфатів (5,3 ГДК<sub>рг</sub>, 1,1 ГДК<sub>гп</sub>), магнію (1,6 ГДК<sub>рг</sub>, 1,3 ГДК<sub>гп</sub>), органічних речовин за ХСК (1,2 ГДК<sub>гп</sub>), заліза загального (1,1 ГДК<sub>рг</sub>) і хрому загального (2 ГДК<sub>рг</sub>) – у Янівському водосховищі, с. Янівка.

- органічних речовин за БСК<sub>5</sub> (1,1 ГДК<sub>гп</sub> і ГДК<sub>рг</sub>) і азоту нітритного (1,3 ГДК<sub>рг</sub>) – у р. Молочна, м. Мелітополь [140].

**3.2.1.7. Стан басейну р. Сіверський Донець.** Води басейну за середніми рівнями показників характеризувалися, як слабкозабруднені (4 категорія), а за середніми з найгірших рівнів, як брудні з переходом у помірно забруднені (6 категорія з переходом у 5).

Серед показників сольового складу відзначено підвищену середню концентрацію сульфатів (3,8 ГДК<sub>рг</sub>) і магнію (1,3 ГДК<sub>рг</sub>). Максимальні рівні показників сольового складу відзначені:

- хлоридів (1,6 ГДК<sub>рг</sub>, 1,4 ГДК<sub>гп</sub>) – у ставі Н.-Орлові, м. Алчевськ;

- сульфатів (6,7 ГДК<sub>рг</sub>, 1,3 ГДК<sub>гп</sub>) – у водосховищі Должанське, с. Бірюкове;

- кальцію (1,1 ГДК<sub>рг</sub>) – у р. Лугань, с. Веселеньке;

- магнію (2,5 ГДК<sub>рг</sub>, 2 ГДК<sub>гп</sub>) – у р. Біленька, м. Лисичанськ.

Води басейну характеризувалися підвищеним середнім вмістом органічних речовин (1,2 ГДК<sub>гп</sub> і ГДК<sub>рг</sub> за БСК<sub>5</sub> і 1,4 ГДК<sub>гп</sub> за ХСК), а також азоту нітритного (1,9 ГДК<sub>рг</sub>). Максимальні значення спостерігалися:

- за БСК<sub>5</sub>, (2 ГДК<sub>гп</sub> і ГДК<sub>рг</sub>) і ХСК (2,2 ГДК<sub>гп</sub>), вмістом азоту нітритного (22,8 ГДК<sub>рг</sub>) та вмістом фосфатів (1,8 ГДК<sub>рг</sub>, 1,1 ГДК<sub>гп</sub>) – у р. Уди, с. Хорошево;

- за вмістом азоту амонійного (9,7 ГДК<sub>рг</sub>, 3,2 ГДК<sub>гп</sub>) – у ставі Н.-Орлові, м. Алчевськ.

Із групи специфічних речовин спостерігалися підвищені середні концентрації заліза загального (1,4 ГДК<sub>рг</sub>), хрому загального (4,2 ГДК<sub>рг</sub>) і нафтопродуктів (1,1 ГДК<sub>рг</sub>) [140].

Отже, згідно з рис. 3.3. [140] та результатами моніторингу можна говорити про перевищення нормативів ГДК у воді рибогосподарського призначення майже у всіх басейнах по азоту амонійному та нітритному.

Максимальне перевищення нормативів у місці відбору проб по азотистих сполуках було зафіксовано:

✓ у басейні р. Південний Буг по азоту амонійному для вод рибогосподарського призначення – 17,2 ГДК та для вод господарсько-побутового використання – 5,7 ГДК;

✓ у басейні р. Дністер по азоту нітритному для вод рибогосподарського призначення – 30 ГДК;

✓ у басейні р. Дніпро по азоту нітратному для вод рибогосподарського призначення – 7,7 ГДК та для вод господарсько-побутового використання – 7 ГДК;

✓ у басейні р. Сіверський Донець по фосфатах для вод рибогосподарського призначення – 1,8 ГДК та для вод господарсько-побутового використання – 1,1 ГДК.

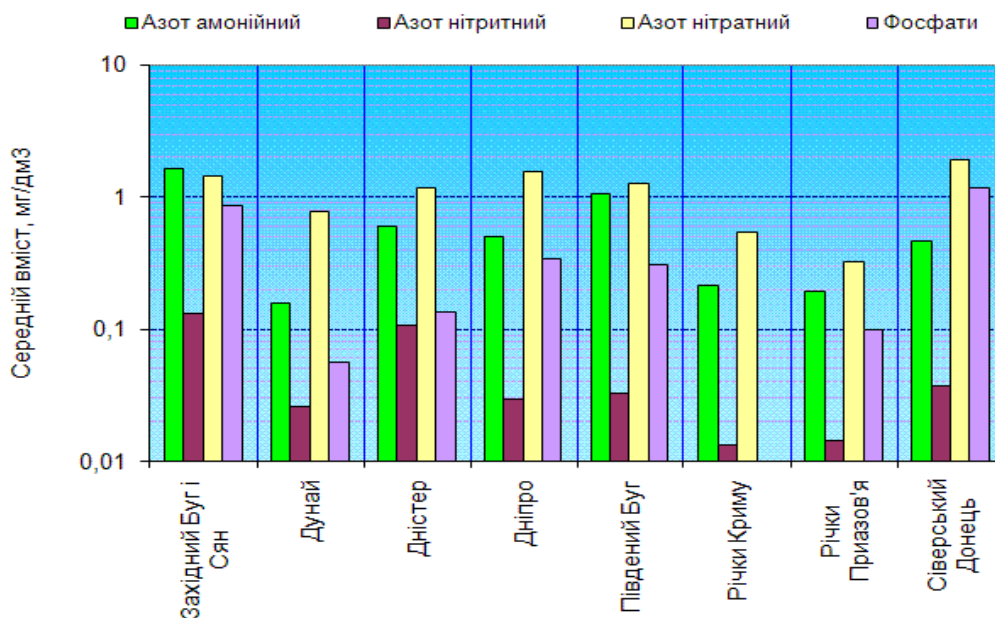


Рис. 3.3 Середні за I квартал 2013 року значення вмісту сполук біогенних елементів у водах основних річкових басейнів України

Якість води в природних джерелах належить за чинною методикою екологічної оцінки у більшості до III-IV класів (помірно забруднена і забруднена).

**3.2.2. Моніторинг забруднення гідросфери на Львівщині.** Спостереження та контроль за скидами стічних вод у 2013 році проводилися Державною екологічною інспекцією у Львівській області.

Львівським обласним управлінням водних ресурсів надано інформацію щодо обліку заборів вод та скидів стічної води. Згідно даних Львівського обласного управління водних ресурсів, у таблиці 3.1. [141, 142] наведено кількості стічних вод що не відповідають нормативам (у млн. м<sup>3</sup>) з розбивкою по районах.

Таблиця 3.1

**Скид стічних вод після очисних споруд, що не відповідають нормативам (млн. м<sup>3</sup>)**

Район	Не відповідають нормативам					
	2013 р.	2012 р.	+/-2013 до 2012	2014 р.	2013 р.	+/-2014 до 2013
1	2	3	4	5	6	7
Бродівський	-	-	-	-	-	-
Буський	-	0,076	-0,076	-	-	-
Городоцький	0,228	0,023	<b>+0,205</b>	0,274	0,228	<b>+0,046</b>
Дрогобицький	1,029	1,259	-0,23	0,350	1,029	-0,679
Жидачівський	0,313	0,466	-0,153	0,219	0,313	-0,094
Жовківський	0,546	0,552	-0,006	0,328	0,546	-0,218
Золочіський	0,061	0,061	-	0,059	0,061	-0,002
Камянко-Бузький	0,238	0,228	<b>+0,01</b>	0,205	0,238	-0,033
Миколаївський	0,232	0,509	-0,277	0,524	0,232	<b>+0,292</b>
Мостиський	0,136	0,027	<b>+0,109</b>	0,134	0,136	-0,002
Перемишлянський	0,143	0,142	<b>+0,001</b>	0,153	0,143	<b>+0,010</b>
Пустомитівський	0,348	0,307	<b>+0,041</b>	0,306	0,348	-0,042
Радехівський	0,482	0,382	<b>+0,1</b>	0,447	0,482	-0,035
Самбірський	0,67	0,640	<b>+0,03</b>	0,628	0,67	-0,042
Сколівський	0,110	0,184	-0,074	0,122	0,110	<b>+0,012</b>
Сокальський	2,004	1,998	<b>+0,006</b>	1,935	2,004	-0,069

Продовж. табл. 3.1

Ст. Самбірський	0,020	0,020	-	0,019	0,020	-0,001
Стрийський	2,756	3,387	-0,631	2,506	2,756	-0,250
Турківський	-	-	-	-	-	-
Яворівський	0,342	0,349	-0,007	0,344	0,342	<b>+0,002</b>
м. Львів	36,50	32,88	<b>+3,62</b>	36,50	36,50	-
Разом по області	46,16	43,49	+2,67	45,05	46,16	-1,11

Примітка. Виділені показники свідчать про погіршення ситуації з очищенням СВ.

З метою контролю якості очищення стічних вод у 2013 та 2014 роках Державною екологічною інспекцією у Львівській області було проведено 95 та 23 контрольні заміри, відповідно.

У 2013 році найбільше перевищень зафіксовано для таких забруднюючих речовин: азот амонійний – 43,8 %; ХСК – 39,4 %; залізо загальне – 38,7%; фосфати – 20,7 % замірів [141]. У 2014 році найбільше перевищень зафіксовано для таких забруднюючих речовин: азот амонійний – 68,4 %; залізо загальне – 63,6 %; ХСК – 54,5 %; ПАР – 42,8 % замірів [142]. Як видно з даних моніторингу перевищення по азоту амонійному зросло у 2014 році у 1,56 разів в порівнянні з 2013 роком. Також у 2014 році зафіксовано перевищення по ПАР у 42,8 % замірів. Як видно з вище наведених даних найбільше перевищень зафіксовано за показниками азоту амонійного, ХСК, фосфатів та ПАР, що в першу чергу залежить від роботи каналізаційних очисних споруд.

Очисні споруди в сільських населених пунктах, як правило, зруйновані і не виконують свого функціонального призначення. Практично всі каналізаційні очисні споруди збудовані до 1990 року на технологіях, розроблених у 60-70-х роках минулого століття і на даний час вимагають реконструкції, а в окремих населених пунктах – будівництва нових. У 2013 році лише у 34 пробах із 95 виконаних контрольних замірів (31,6 %) не зафіксовано перевищення вмісту того чи іншого хімічного елементу. У всіх інших випадках було встановлено перевищення нормативів по тих чи інших показниках. Детальна інформація на рис. 3.4 [128].



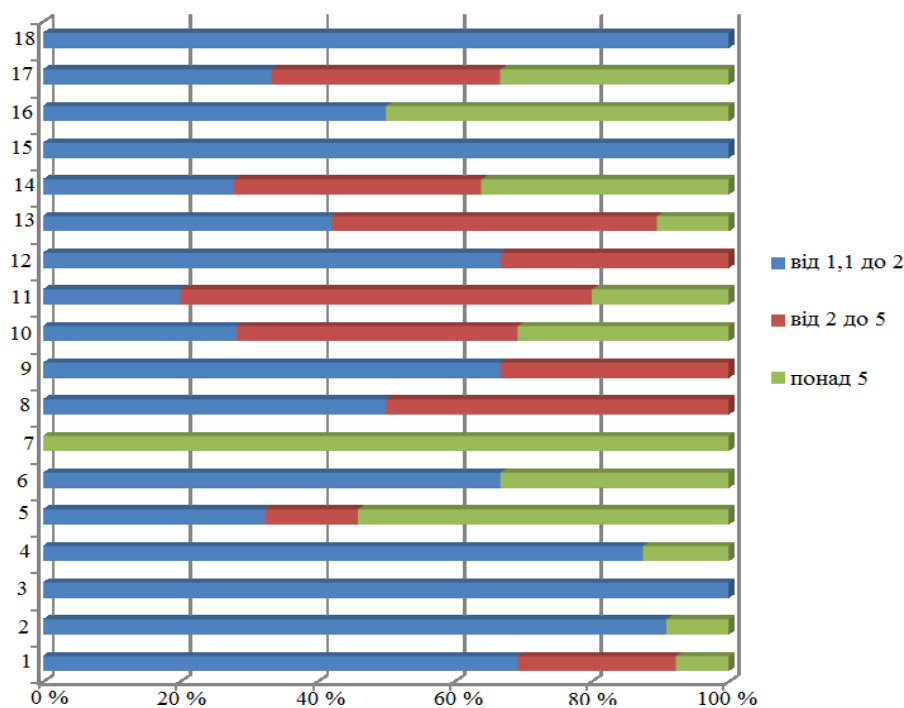


Рис. 3.4 Кратність перевищень встановлених нормативів хімічних елементів у досліджуваних пробах стічних вод у 2013 р.:

- 1 – завислі речовини;
- 2 – сухий залишок;
- 3 – мінералізація;
- 4 – БСК<sub>5</sub>;
- 5 – ХСК;
- 6 – ПАР;
- 7 – нафтопродукти;
- 8 – сульфати;
- 9 – хлориди;
- 10 – азот амонійний;
- 11 – нітрати;
- 12 – нітрити;
- 13 – фосфати;
- 14 – залізо загальне;
- 15 – свинець;
- 16 – марганець;
- 17 – кадмій;
- 18 – цинк.

Результати моніторингових спостережень у 2013 році відображено на рис. 3.5 [141], з яких видно, що майже у всіх контрольних точках було зафіксовано перевищення нормативів. У трьох точках було зафіксовано перевищення нормативів за понад 8 показниками, що вказує на критичний стан поверхневих вод.

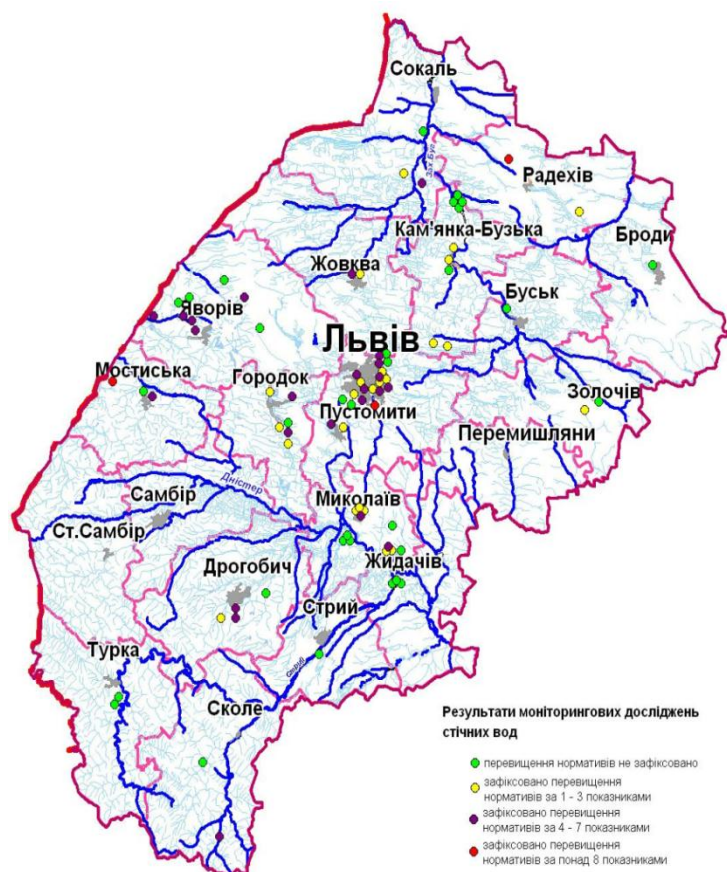


Рис. 3.5 Результати моніторингових досліджень стічних вод у 2013 році

У 2014 році лише у 6 пробах із 23 виконаних контрольних замірів (26,1 %) не зафіксовано перевищення вмісту того чи іншого хімічного елемента. Детальна інформація про рівень перевищень наведена на рис. 3.6 [142].

Результати моніторингових спостережень відображено на рис. 3.7 [142]. Згідно з даними у 13 точках спостерігалось перевищення нормативів за 4 – 7 показниками, а у 2 – за понад 8 показниками.

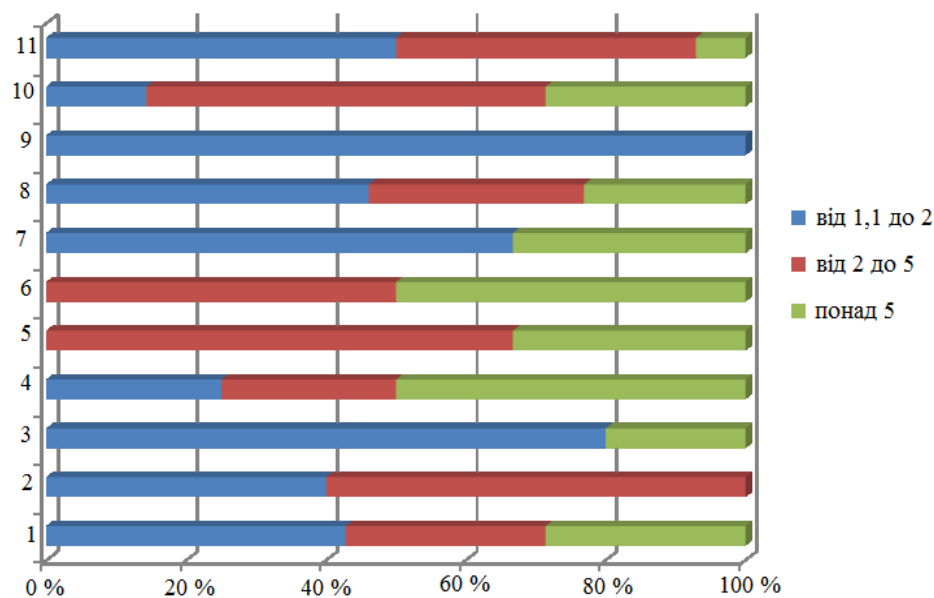


Рис. 3.6 Кратність перевищень встановлених нормативів хімічних елементів у досліджуваних пробах стічних вод у 2014 р.:

- 1 – завислі речовини;
- 2 – мінералізація;
- 3 – БСК<sub>5</sub>;
- 4 – ХСК;
- 5 – ПАР;
- 6 – нафтопродукти;
- 7 – хлориди;
- 8 – азот амонійний;
- 9 – нітрити;
- 10 – фосфати;
- 11 – залізо загальне.

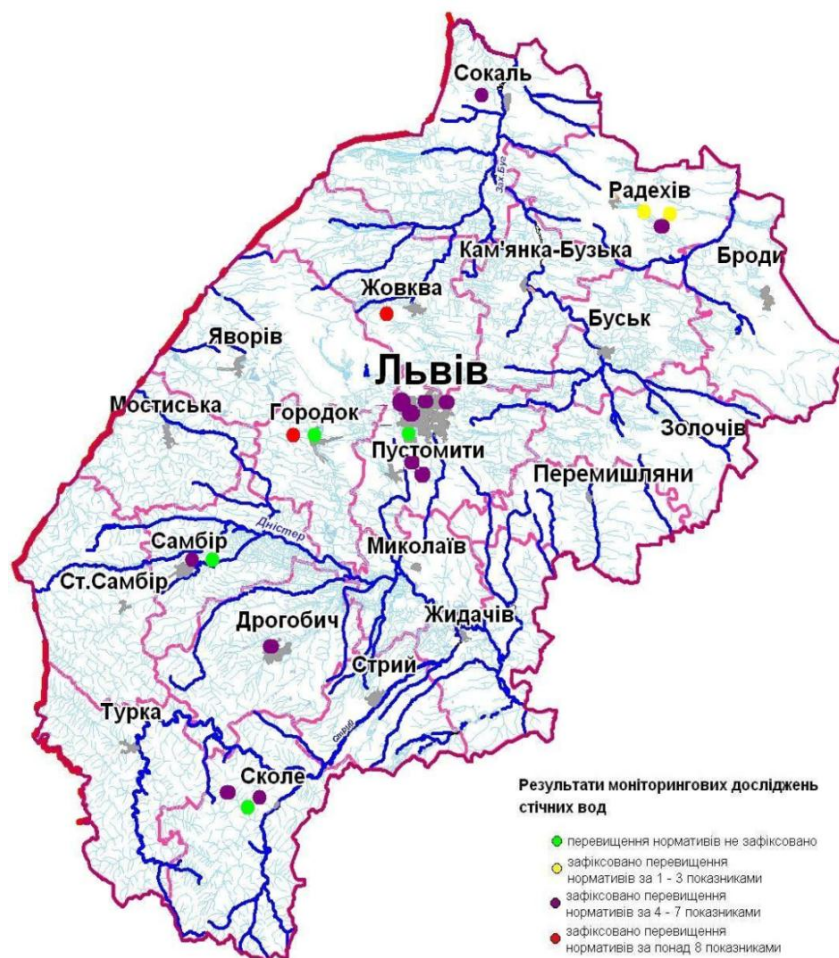


Рис. 3.7 Результати моніторингових досліджень стічних вод у 2014 році

Ще одним впливовим чинником на стан поверхневих вод виступають фільтрати звалищ твердих побутових відходів. Вони містять в собі відносно такі ж забруднюючі речовини, що і господарсько-побутові стоки, хіба що у набагато більших концентраціях.

### 3.3. Розроблення стратегії уникнення екологічної небезпеки шляхом удосконалення роботи муніципальних очисних споруд

**3.3.1. Видалення мікроелементів.** Перехід від технології очищення стічних вод першого покоління (сепарація завислих речовин) до технології другого покоління відбувся внаслідок реалізації концепції, згідно з якою для окиснення висококонцентрованих органічних речовин та іонів амонію, що містяться у стічній воді, необхідна велика кількість кисню. Якщо це окиснення проходить у водних об'єктах із природною аерацією, то рівень розчинного кисню у воді різко падає, що

призводить до загибелі водної біоти. Слід врахувати, що концентрація амонію вища за 1 мг/л є токсичною для риби.

Надалі прийшло розуміння того, що внаслідок підвищення концентрації фосфору та азоту у воді прискорюється ріст та розвиток синьо-зелених водоростей, що у свою чергу також призводить до падіння розчинного кисню.

Тому, відбувся перехід до технологій очищення стічних вод третього покоління, які передбачають видалення із стічної води сполук фосфору та азоту. На даний момент скид макроелементів у складі стічних вод регламентується директивою Європейської Комісії 91/271/ЕЕС. Сучасна версія директиви зобов'язує видалення азоту до рівня 10 мг загального азоту на літр та фосфору до рівня 1 мг загального фосфору на літр з мінімальним рівнем видалення 80% для агломерацій з скидом 100 000 еквівалентів людини (е.л.) для стічних вод, що скидаються у чутливих зонах. Для уникнення процесу евтрофікації водойм та для гармонізації українського законодавства із законодавством ЄС вважаємо за необхідне прийняття аналогічних норм на викид макроелементів.

**3.3.1.1. Видалення сполук азоту.** Основним методом вилучення сполук азоту із стічної води є біологічний метод нітрифікації-денітрифікації.

У сучасній системі очищення стічних вод іони амонію переводяться до нітратів (нітрифікація). Для успішної реалізації цього процесу необхідно впровадити енергоефективний метод аерації, який би дозволив мінімізувати кількість кисню, який подається на аерацію, з одночасним досягненням необхідного ступеня очищення. Це завдання вдасться реалізувати впровадивши ефективний метод автоматичного регулювання подачі кисню в залежності від його потреб на реалізацію процесу окиснення. Дослідження з ціллю оптимізації процесу окиснення іонів амонію в промисловому аераторі і були однією із цілей наших досліджень.

Другим кроком у вилученні азоту є переведення нітратів до газоподібного азоту в результаті біологічного процесу денітрифікації. Цей процес здійснюється гетеротрофними бактеріями, які в основному належать до грам-негативних альфа та бета класів *Proteobacteria*. Процес протікає у безкисневих умовах, де нітрит та нітрат замінюють кисень у ролі електрон-акцепторів. Оскільки в процесі перетворення

використовуються гетеротрофні бактерії, вони потребують джерела вуглецю для отримання енергії та для цілі будівництва нових клітин.

Виходячи з цього існує дві схеми проведення процесу нітрифікації-денітрифікації, кожна з яких має свої переваги та недоліки:

- Пост-денітрифікація. Безкисневий процес денітрифікації проходить після аеробної стадії окислення, тому увесь азот переведений у нітратну форму, але відсутність органіки вимагає додавання зовнішнього джерела вуглецю (зазвичай використовується метанол).
- Пре-денітрифікація. Безкисневий процес денітрифікації є першою стадією процесу, тому у стічній воді присутні органічні речовини, необхідні для денітрифікації, але більшість азоту є у амонійній формі. У цьому випадку застосовують інтенсивну рециркуляцію потоку після аеробної стадії для притоку нітрату у першу стадію денітрифікації. Процес не вимагає внесення зовнішнього джерела вуглецю але збільшує енергозатрати на очищення.

Процес пре-денітрифікації застосовується частіше, хоча у кожному випадку окремо потрібно порівнювати затрати на закупівлю метанолу із затратами на збільшення витрати енергії. Тому в подальшому рекомендуємо трансформацію процесу очищення стічних вод від сполук азоту шляхом реалізації цього очищення із використанням процесу пре-денітрифікації.

**3.3.1.2. Видалення фосфору.** Для видалення фосфору застосовуються також два методи.

Першим методом є хімічне осадження фосфору у вигляді нерозчинних фосфатів. У цьому випадку у потік стічної води вводяться двох- або трьохвалентні солі металів (в основному солі  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$  та  $Al^{3+}$ ) за умови інтенсивного перемішування перед стадією первинного осадження. Проходить реакція з утворенням нерозчинних солей фосфатів відповідних металів, які осаджуються та видаляються разом із первинним мулом.

Другим методом є біологічне видалення фосфору, яке включає додаткову анаеробну стадію, де фосфати засвоюються із стічної води і зберігаються у формі

поліфосфатів у клітинах бактерій. Цей метод дозволяє уникнути застосування хімічного осадження, але збільшує енергозатрати на очищення. Також, в зв'язку із необхідністю введення ще однієї стадії процесу, постає необхідність у побудові ще одного реактора, що веде до одноразових фінансових затрат та вимог до площі.

Аналогічно із видаленням азоту, у кожному окремому випадку застосування того чи іншого методу є більш чи менш вигідним. Наприклад, часто як осаджувачі застосовуються солі, що утворюються як відходи в процесі роботи певних підприємств і постачаються за невелику вартість.

Оскільки дослідження щодо видалення фосфору не було ціллю наших дисертаційних досліджень, вважаємо за доцільне в майбутньому трансформацію процесу очищення від сполук фосфору на Львівських муніципальних очисних спорудах із введенням не існуючої на сьогоднішній день стадії очищення згідно відомих і детально розроблених технологічних схем.

**3.3.2. Очищення стічних вод від нетипових забруднювачів (ПАР, фільтрати сміттєзвалищ).** ПАР потрапляють на очисні споруди із муніципальними стоками. Біологічне значення ПАР, як фактора забруднення гідросфери, значною мірою визначається їх фізичними властивостями: спроможністю знижувати поверхневий натяг, високою здатністю до піноутворення, емульгування та стабілізації у воді інших забруднюючих речовин. ПАР не тільки самі по собі негативно впливають на якість води, але й підсилюють дію багатьох інших речовин, у тому числі інгредієнтів стічних вод, в певних концентраціях сприяють інтенсивному розвитку мікрофлори, в тому числі і сапрофітної [143]. Тому недопустимим є потрапляння ПАР у очищені стоки, які відводяться після очисних споруд у гідросферу. А це може трапитись тоді, коли період біологічного розкладу ПАР перевищує період перебування їх у муніципальних очисних спорудах. З ціллю недопущення цього явища необхідно провести дослідження періоду біорозкладу різного типу ПАР, які можуть знаходитись у муніципальних стоках, і виходячи із цієї інформації регламентувати правила прийому стоків в каналізаційні споруди від підприємств – джерел утворення стоків, що містять ПАР (у випадку надто великого періоду біорозкладу ПАР їх потрібно направляти на попереднє очищення у локальних

очисних спорудах цих підприємств). Результати таких досліджень відображені у цій дисертаційній роботі.

Що ж відноситься до фільтратів сміттєзвалищ, то в умовах економічного стану України адресація їх на очищення на муніципальні очисні споруди є об'єктивною необхідністю. Тим більше що практика такого очищення фільтратів практикується у багатьох країнах світу (Німеччина, Бельгія, Японія і т.п.). Ці фільтрати в принципі містять ті ж забруднювачі, що і муніципальні стоки, але у набагато більших концентраціях. Тому важливим є встановлення режиму та кількостей дозування фільтратів сміттєзвалищ в загальний муніципальний каналізаційний потік. Встановлення оптимальних схем очищення фільтратів сміттєзвалищ на муніципальних очисних спорудах були однією із цілей цих досліджень, результати цих досліджень відображені в 5 розділі дисертації.

**3.3.3. Видалення завислих речовин як фінальна стадія очищення.** Після вторинного осадження у відстійниках у воді все ще є завислі речовини, що видно неозброєним оком. Це агломерації бактерій, які через свою розвинену просторову структуру не повністю осаджуються у відстійниках.

Ці бактерії потрапляючи у водний об'єкт, гинуть внаслідок відсутності поживного субстрату і самі стають джерелом забруднення. Тому доцільно їх видаляти у швидких піщаних фільтрах. Звичайно застосовують паралельно декілька фільтрів з почерговим зворотнім вимиванням завислих речовин. Технологічне рішення такого очищення широковідоме, а тому воно не було ціллю наших досліджень.

**3.3.4. Анаеробний розклад мулу.** В зв'язку з тим, що у м. Львові застосовується спільний збір та очищення комунальних стоків та атмосферних опадів, в стічній воді є важкі метали в концентраціях, що не дозволяють застосовувати мул у сільському господарстві. Частково мул використовують для рекультивації земель, але в основному після стадії центрифугування, де вміст вологи знижується до 60-65%, первинний та надлишковий активний мул поступають на мулові майданчики.



Для усунення вологи та біологічної стабілізації мулу необхідні великі площі земель. Мул має неприємний запах, який, особливо під час жаркої погоди, поширюється на житлову та промислову зону. Також під час часткового анаеробного розкладу на мулових полях у атмосферу виділяється метан, який є парниковим газом.

Метод анаеробного розкладу мулу відомий досить давно і є стандартним методом його стабілізації, який додатково дозволяє виробляти із мулу горючий газ метан, що може бути використаний для виробництва електроенергії, тепла, та використовуватись як паливо для автотехніки.

У рамках продовження співпраці між шведським урядом та урядом м. Львова досягнута домовленість про встановлення станції анаеробного розкладу мулу та електрогенераторів, які б працювали на виробленому метані. Досягнута домовленість про покриття половини необхідних коштів урядом Королівства Швеції та надання пільгових умов кредитування на другу половину коштів. Підтримання цього проекту на усіх рівнях дозволить значно знизити кількість необхідних площ для складування мулу, знизити викид метану у атмосферу та усунути неприємний запах від мулових майданчиків. Анаеробний розклад мулу є широко дослідженим процесом, у випадку його запровадження на очисних муніципальних спорудах м. Львова необхідно використати відомі наукові та технологічні розробки.

Фільтрат від центрифугування переробленого мулу має високу концентрацію амонію – 800-1500 мг  $\text{NH}_4\text{-N}$ /л. Тому для видалення амонію фільтрат на першій стадії впровадження проекту буде поступати на вхід станції очистки. За різними даними фільтрат з анаеробного розкладу містить від 10 до 20% усього амонію, що поступає на станцію очищення стічних вод і його очищення разом із основним потоком стічної води вимагає значних затрат енергії та реагентів. Тому доцільно на другій стадії сконструювати та впровадити станцію окремого очищення фільтрату з використанням новітнього біологічного процесу ANAMMOX, що дозволить очищати фільтрат від амонію із значно меншими затратами. Дослідження щодо очищення фільтрату центрифугування активного мулу із застосуванням

біологічного процесу ANAMMOX були однією із цілей наших досліджень, а результати цих досліджень відображені у 5 розділі дисертації.

**3.3.5. Раціональне використання площі станції водоочистки.** Слід відзначити, що дві лінії водоочищення займають дуже велику площу і розміщення реакторів та агрегатів є нераціональним. На жаль, перебудова станції очищення вимагала би значних затрат коштів, тому не розглядається як варіант.

Проте, велика площа територій на даний момент пустує і може бути використана для розміщення інших підприємств. Також потрібно взяти до уваги той факт, що фактично після впровадження станції анаеробного розкладу звільняється велика частина мулових майданчиків, які після вивезення стабілізованого мулу можуть бути також використані.

Відомо, що біологічно стабілізований мул є ідеальним матеріалом для рекультивації земель, який використовується для цих цілей в усьому світі і на який зазвичай не поширюються жорсткі норми відносно вмісту важких металів. Беручи до уваги той факт, що у Львівській області є багато кар'єрів, які потребують рекультивації, а також те, що незабаром розпочнеться рекультивація Грибовицького сміттєзвалища, існують підстави для прогнозу, що відпрацьований мул може користуватись великим попитом та не буде вимагати великих площ для складування.

Більшість із запропонованих заходів вимагають значних початкових інвестицій та поточних затрат. Тому використання частини площ міської станції водоочищення дозволить залучити необхідні інвестиції для впровадження природоохоронних заходів. Необхідно враховувати, що законодавством встановлено санітарно-захисну зону для станцій водоочищення продуктивністю від 50 до 280 м<sup>3</sup>/добу у розмірі 500 м на якій не можуть бути розміщені житлова забудова та прирівнювані до неї об'єкти, тому площі можуть бути використані лише для промислових об'єктів.

Одним із варіантів для використання вільної території є побудова станції виробництва теплової енергії за допомогою теплових насосів. Метод пониження температури стоків для виробництва тепла широко застосовується у розвинутих державах. Подібні пропозиції звучали від потенційних інвесторів і є реальними

альтернативами для зниження споживання енергоносіїв та зменшення впливу викидів на глобальне потепління.

За будь-яких варіантів перепланування величезних територій, на яких розміщена станція очищення, із виділенням значних площ, які можуть бути реалізовані чи використані для інших потреб, потребує проведення техніко-економічних розрахунків і розроблення бізнес-плану використання звільнених площ.

### **3.4. Висновки та узагальнення до 3 розділу**

Проведена оцінка джерел екологічної небезпеки муніципальних очисних споруд. Для цього проведений аналіз роботи Львівських муніципальних очисних споруд, як типових для України очисних споруд другого покоління. Виділені джерела екологічної небезпеки та приведена їх відповідність шляхам мінімізації негативного впливу на довкілля.

Розроблена і запропонована до впровадження стратегія уникнення екологічної небезпеки шляхом удосконалення роботи муніципальних очисних споруд, яка включає:

1. Удосконалення процесу видалення із муніципальних стоків сполук азоту шляхом оптимізації аерації та запровадження стадії пре-денітрифікації.
2. Введення в технологічний процес очищення муніципальних стоків стадії очищення від сполук фосфору.
3. Розроблення рекомендацій щодо регламентування правил прийому в каналізаційні споруди стоків забруднених ПАР на основі дослідження періоду біорозкладу цих ПАР
4. Встановлення режиму та кількостей дозування фільтратів сміттєзвалищ в загальний муніципальний каналізаційний потік на основі результатів досліджень процесу очищення сумішей муніципальних стоків та фільтратів.
5. Застосування швидких піщаних фільтрів для очищення відхідних стоків від завислих агломерацій бактерій.

6. Впровадження стадії анаеробного розкладу відпрацьованого мулу з ціллю отримання енергоносіїв.
7. Запровадження стадії очищення фільтратів зневоднення відпрацьованого мулу із використанням процесу ANAMMOX.
8. Розроблення заходів щодо раціонального використання площі станції водоочистки.

Результати, приведені у третьому розділі дисертаційної роботи, детально висвітлені в публікаціях [126 – 138].

## РОЗДІЛ 4

### ВСТАНОВЛЕННЯ ОПТИМАЛЬНИХ РЕЖИМІВ ТА ЕФЕКТИВНОГО КОНТРОЛЮ АЕРАЦІЇ В АЕРОТЕНКАХ МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД

#### 4.1. Моніторинг ефективності роботи аеротенків Львівських очисних споруд

Визначальним на наш час є метод біологічного очищення стічних вод. Найпоширенішими спорудами, де відбувається цей процес, є аеротенки, робота яких ґрунтується на використанні активного мулу. Аеротенки мають незаперечні позитивні якості, що особливо виявляються під час очищення побутових стічних вод: це їхня конструктивна простота, надійність у роботі (коли очищаються стабільні, нетоксичні та помірно концентровані за забрудненням стічні води), відносна дешевизна обробки води, можливість застосування для очищення стічних вод різного складу, тощо [144].

Для очищення стічних вод широко застосовуються аеротенки, що працюють у комплексі із вторинними відстійниками. Роль вторинних відстійників у комплексі біологічного очищення стічних вод полягає в затриманні мікроорганізмів активного мулу, що надходять у мулову суміш з аеротенків.

Активний мул, що поступає у вторинний відстійник, відділяється від води, частина мулу, що випала в осад, повертається назад до аеротенку (зворотній мул), а інша частина (надлишковий мул) подається на споруди для обробки осаду [145, 146].

Ефективність процесу очищення в аеротенках, стан та окиснювальна здатність активного мулу визначаються низкою умов, до яких належать: склад та властивості стічних вод, гідродинамічні умови перемішування, співвідношення кількості поданих забруднень та життєздатного мулу, кисневий режим у споруді, температура та активна реакція середовища, присутність елементів живлення, присутність активаторів або інгібіторів процесу [147].

Нами досліджувалась ефективність роботи каналізаційних очисних споруд (КОС) м. Львова. Очисні споруди м. Львова складаються з двох частин (КОС1 та

КОС2) (рис.4.1), які знаходяться в безпосередній близькості, в північно-східній частині міста (табл.4.1) [148].

Таблиця 4.1

### Очисні споруди м. Львова

Очисні споруди м. Львів	Гідравлічна потужність (тис. м <sup>3</sup> /добу)	Фактична кількість стічних вод (тис. м <sup>3</sup> /добу)
Споруда 1	140	100
Споруда 2	350	300
Очисні споруди сумарно	490	Біля 400

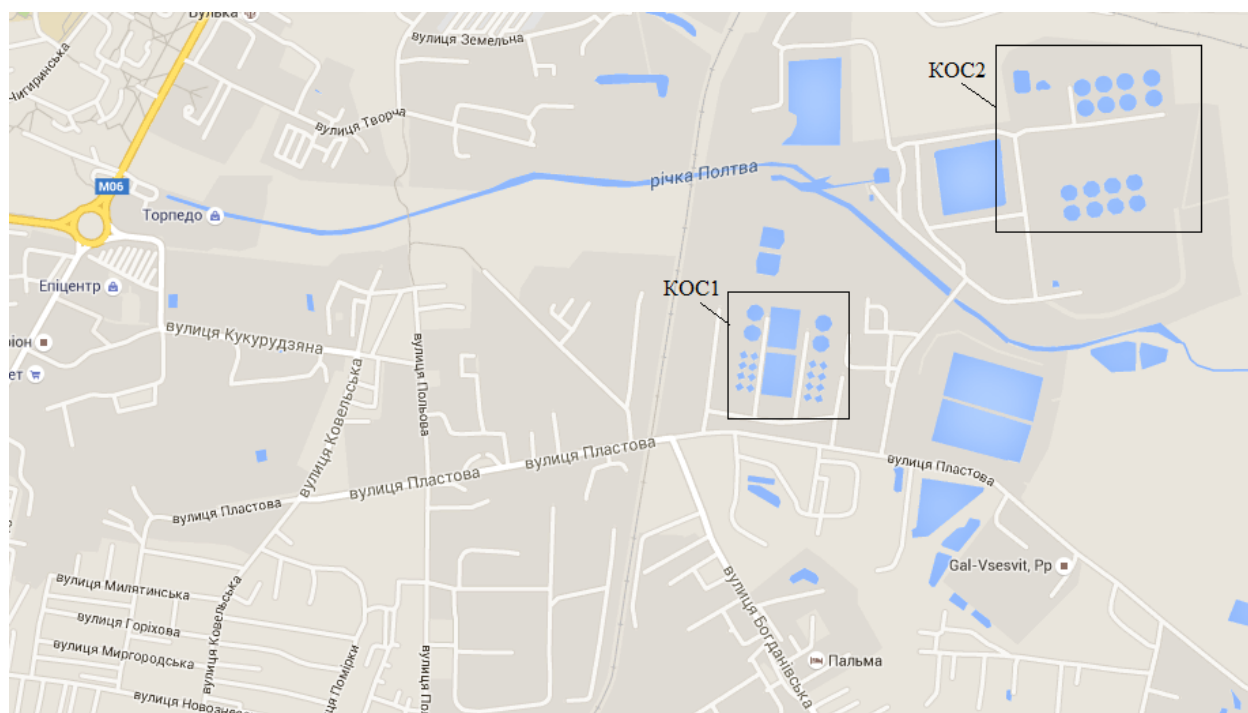


Рис. 4.1 Карта розташування каналізаційних очисних споруд м. Львова

Господарсько-побутові, виробничі та дощові стічні води (СВ) міста закритим колектором (р. Полтва) потрапляють на КОС.

Загальна проектна потужність Львівських КОС, як видно з таблиці 4.1, дорівнює 490 тис.м<sup>3</sup>/добу. Середньодобове очищення стічних вод – 440 тис.м<sup>3</sup>/добу.

За складом стічні води (СВ), що надходять на КОС1, належать до промислово-побутових, а на КОС2 – переважно до побутових.

Нами проводилось дослідження в аеротенках КОС2. Очищення стічних вод на КОС2 полягає у первинному механічному очищенні (пісколовки, механічні решітки, первинні відстійники) та біологічному очищенні в аеротенках із використанням мікроорганізмів активного мулу. Після аеротенків водно-муловий потік потрапляє у вторинні відстійники, де завислі частинки активного мулу осаджуються і одна частина перекачується в аеротенки для підтримання процесу, а інша надходить спочатку на зневоднення а після цього вивозиться на мулові майданчики. Мул зневоднюється в цеху механічного зневоднення мулу з використанням центрифуг. Очищені стоки після вторинних відстійників скидаються у р. Полтву.

Для оцінки ефективності роботи аеротенків розглянуто середньомісячні дані роботи лінії КОС2 хіміко-бактеріологічної лабораторії, Львівського міського комунального підприємства «Львівводоканал» (табл.4.2).

Таблиця 4.2

**Середньомісячні дані про роботу КОС2 м. Львова (серпень 2014 р.)**

<i>Місце відбору</i>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>
<i>Показники</i>						
<i>1.1</i>	20,7	20,7	20,7	20,7	28	20
<i>1.2</i>	7,36	7,36	7,31	7,27	6,5..8,5	6,5...8,5
<i>1.3</i>	сірий	сірий	св.сірий	б/к	б/к	б/к
<i>1.4</i>	фек.	фек.	сл. фек.	б/з	б/з	б/з
<i>1.5</i>	2,4	2,5	3,7	23,5	-	-
<i>1.6</i>	6,4	6,3	1,5	сліди	-	-
<i>1.7</i>	142,0	142,0	123,2	109,0	300	350,0
<i>1.8</i>	1,102	-	0,866	0,0	-	0
<i>1.9</i>	7,4	7,3	6,6	5,8	-	-
<i>1.10</i>	25,9	25,9	19,2	1,55	0,5	2,0
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>
<i>1.11</i>	0,090	0,090	0,128	0,282	0,08	3,3
<i>1.12</i>	-	-	-	11,9	40,0	45,0

Продовж. табл. 4.2

<i>1.13</i>	-	-	-	4,04	≥ 4	≥ 4
<i>1.14</i>	78,0	75,0	28,8	14,4	-	-
<i>1.15</i>	238,0	236,0	147,0	14,6	-	≤15,0
<i>1.16</i>	316,5	313,8	195,5	19,4	-	-
<i>1.17</i>	700,0	-	400,0	60,0	-	≤80,0
<i>1.18</i>	754,0	746,0	731,0	723,0	-	-
<i>1.19</i>	392,0	387,0	380,0	375,0	500	500,0
<i>1.20</i>	0,0	-	0,0	0,0	0,001	0,05
<i>1.21</i>	0,0	-	0,0	0,0	0,005	0,1
<i>1.22</i>	2,2	-	1,2	0,37	0,05	0,3
<i>1.23</i>	10,0	-	8,0	0,0	0,05	0,3
<i>1.24</i>	252,72	-	89,72	49,39	100	500,0
<i>1.25</i>	4,8	-	2,3	0,8	-	3,5
<i>1.26</i>	0,0	-	0,0	0,0	0,01	0,1
<i>1.27</i>	0,0	-	0,0	0,0	0,01	1,0
<i>1.28</i>	2,1	-	0,75	0,0	0,2	не норм.
<i>1.29</i>	0,0	-	0,0	0,0	0,001	0,001
<i>1.30</i>	0,0	-	0,0	0,0	0,1	0,03
<i>1.31</i>	6,4	-	4,0	0,0	норм. за БСК	норм. за БСК

Примітки. **Показники:** *1.1* – температура, °С; *1.2* – реакція середовища (рН); *1.3* – колір; *1.4* – запах; *1.5* – прозорість, *1.6* – осадок по об'єму, мг/дм<sup>3</sup>; *1.7* – хлориди, мг/дм<sup>3</sup>; *1.8* – сірководень, мг/дм<sup>3</sup>; *1.9* – лужність, моль/дм<sup>3</sup>; *1.10* – азот амонійний, мг/дм<sup>3</sup>; *1.11* – нітрити, мг/дм<sup>3</sup>; *1.12* – нітрати, мг/дм<sup>3</sup>; *1.13* – розчинений кисень, мг/дм<sup>3</sup>; *1.14* – окисляємість, мг/дм<sup>3</sup>; *1.15* – БСК<sub>5</sub>, мг/дм<sup>3</sup>; *1.16* – БСК<sub>20</sub>, мг/дм<sup>3</sup>; *1.17* – ХСК, мг/дм<sup>3</sup>; *1.18* – густий залишок, мг/дм<sup>3</sup>; *1.19* – мінералізація, мг/дм<sup>3</sup>; *1.20* – хром загальний, мг/дм<sup>3</sup>; *1.21* – мідь, мг/дм<sup>3</sup>; *1.22* – залізо, мг/дм<sup>3</sup>; *1.23* – нафтопродукти, мг/дм<sup>3</sup>; *1.24* – сульфати, мг/дм<sup>3</sup>; *1.25* – фосфати, мг/дм<sup>3</sup>; *1.26* – нікель, мг/дм<sup>3</sup>; *1.26* – цинк, мг/дм<sup>3</sup>; *1.28* – СПАР, мг/дм<sup>3</sup>; *1.29* – феноли, мг/дм<sup>3</sup>; *1.30* – свинець, мг/дм<sup>3</sup>; *1.31* – жири, мг/дм<sup>3</sup>. **Місце відбору проб:** 2 – перед решітками; 3 – після пісковловлювача; 4 – після первинних відстійників; 5 – після загального виходу; 6 – ГДК у воді рибогосподарського призначення; 7 – ГДК у воді господарсько-побутового використання.



Порівняння отриманих на виході після КОС2 концентрацій забруднюючих компонентів із відповідним значенням ГДК не дає підстави стверджувати про повне очищення стічних вод на очисних спорудах та придатність очищених вод для господарсько-побутового та рибогосподарського водопостачання, оскільки за рядом показників (азот амонійний, нітриту та залізо) не досягається необхідний ступінь очищення згідно ГДК для рибогосподарського призначення очищених стічних вод.

В аеротенках на КОС2 нами проводилось вимірювання концентрації розчиненого кисню (РК) та амонію. Отримані результати наведені в таблиці 4.3, де крім показів сенсора очисних споруд та потенціометричних вимірювань в лабораторії дано результати вимірювання кисню методом Вінклера для окремих проб на виході з аеротенку, отримані в хіміко-бактеріологічній лабораторії КОС.

Таблиця 4.3

### Концентрація розчиненого кисню в аеротенках КОС2

Суб'єкт вимірювань		Аеротенки											
		№1		№2		№3		№4		№5		№6	
		П коридор	Вихід	П коридор	Вихід	П коридор	Вихід	П коридор	Вихід	П коридор	Вихід	П коридор	Вихід
17.07.2013 р.	1	0,18	0,25	9,9	6,04	5,69	0,24	8,55	4,01	6,3	0,29	0,32	0,19
	2	0,44	0,41	3,67	2,33	3,4	0,54	2,69	1,73	3,15	2,6	0,11	0,37
	3	-	0,96	-	3,12	-	2,24	-	1,68	-	2,56	-	0,37
02.10.2014 р.	1	0,32	0,26	0,35	3,64	0,36	4,82	0,99	6,16	0,28	1,69	0,82	0,80
	2	0,46	0,35	0,89	2,16	3,64	2,12	0,61	2,21	0,12	1,23	0,42	0,39

Примітки. 1 - покази сенсора ОС; 2 - покази киснеміра; 3 - дані виміряні лабораторією.

Вимірювання кисню в аеротенках, які є трьохкоридорними, проводиться обладнанням фірми Endress+Hauser, зокрема як чутливі елементи використовуються

два датчики марки COS 41, які розташовані на виході з першого коридору та на виході з аеротенку. Від датчиків, розташованих стаціонарно і занурених на глибину 50 см, сигнал поступає на пристрій реєстрації показів марки Liquisys M COM 223/253, який крім концентрації розчиненого кисню відображає покази температури СВ.

Для контрольних досліджень роботи аеротенку нами використовувалась така методика. Проби відбирались з допомогою пробовідбірника, який занурювався на глибину приблизно 50 см. Вимірювання РК виконували в межах 5 годин після відбору в умовах лабораторії, забезпечуючи мінімальний контакт повітря з пробною СВ.

З таблиці 4.3 видно, що покази киснеміра та приладу очисних споруд дещо відрізняються, а у деяких випадках відрізняються суттєво. Однак існує певна кореляція у співвідношенні між РК, виміряним датчиком очисних споруд та нами в лабораторних умовах, що представлено на рис. 4.2а та 4.2б.

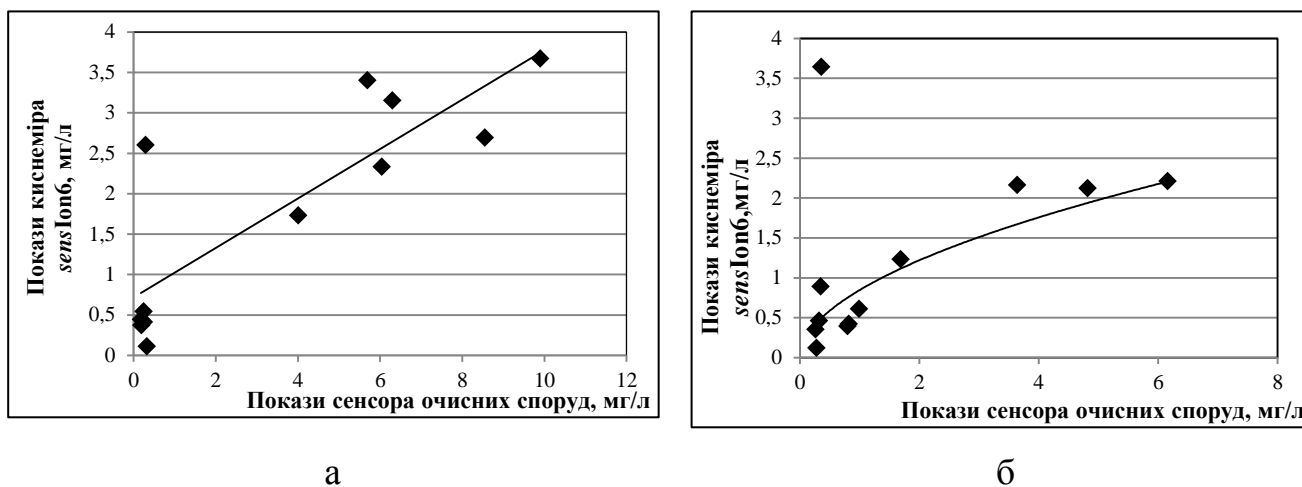


Рис. 4.2 Співвідношення концентрації РК виміряного сенсорами очисних споруд та приладом марки sensIon6: а) 17.07.2013, б) 02.10.2014.

Краща відповідність у результатах вимірювань спостерігається для потенціометричних вимірювань та результатів хіміко-бактеріологічної лабораторії, які вимірюють РК методом Вінклера (рис. 4.3).

Найбільш ймовірним поясненням такої різниці можна вважати нестабільність показів стаціонарного приладу РК на очисних спорудах, що може бути зумовлено

такими причинами. Мембрани у вольтамперометричних датчиках Кларка можуть забруднюватись активним мулом, потрапляння бульбашок повітря на мембрану може спричинити раптове збільшення показів концентрації РК.

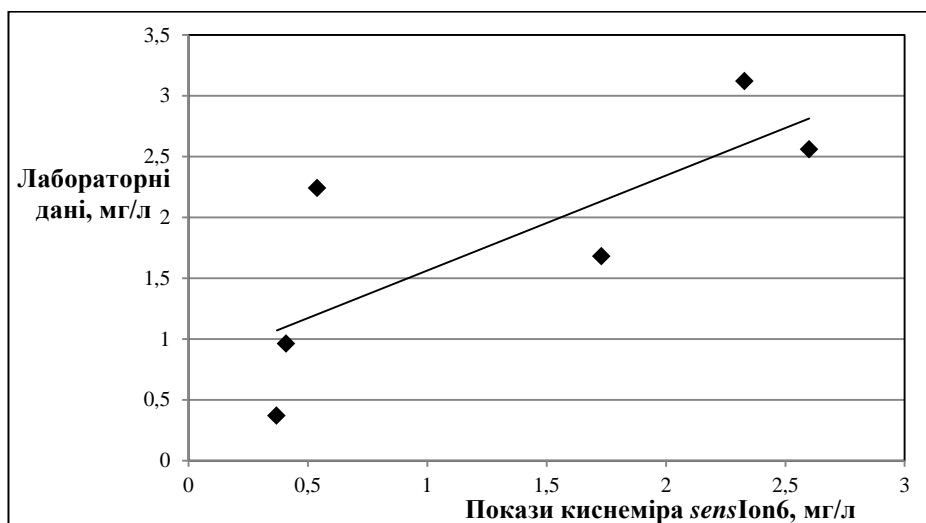


Рис. 4.3 Співвідношення потенціометричних вимірювань та результатів хіміко-бактеріологічної лабораторії

Крім того, для роботи таких датчиків необхідно забезпечити належний приплив води з загального об'єму, що як правило реалізується з допомогою веслових мікромішалок, якими обладнуються такі чутливі елементи (приклад YSI 5905 and 5010 BOD Probes, [149]). Більш доцільно в цьому випадку використовують сучасні оптичні датчики РК [150], які в порівнянні із пристроями Кларка мають ряд переваг.

Якщо ж використовувати для вимірювання РК в стічних водах електрохімічні датчики, то доцільно організувати стаціонарний забір води з певних точок аеротенку і подавати її до датчиків, які розташовуються в спеціальних боксах, де забезпечено належні умови для роботи мембрани та усунено дифузійні проблеми вимірювання РК.

Результати також свідчать про те, що найвищі значення РК зафіксовані у 2-му аеротенку. Тому нами було вирішено дослідити профіль концентрації РК більш детально в границях 2-го аеротенку. Виміряні значення представлені на графіках нижче (рис. 4.4 та 4.5).

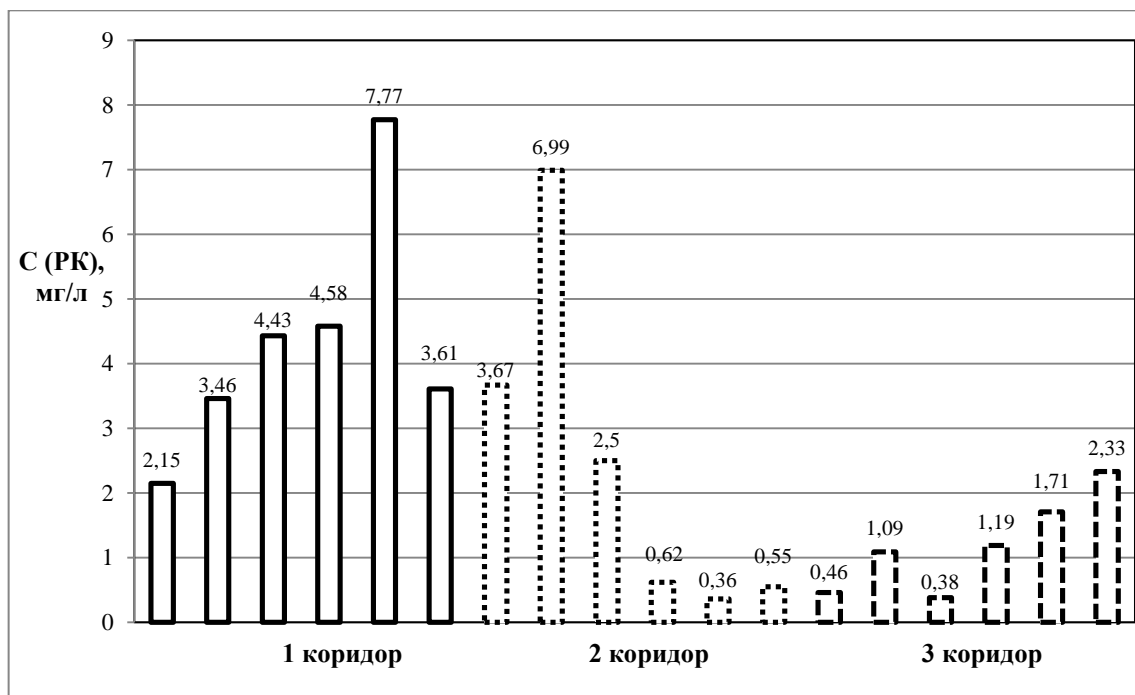


Рис. 4.4 Профіль концентрації РК в аеротенку № 2 (17.07.2013 р.)

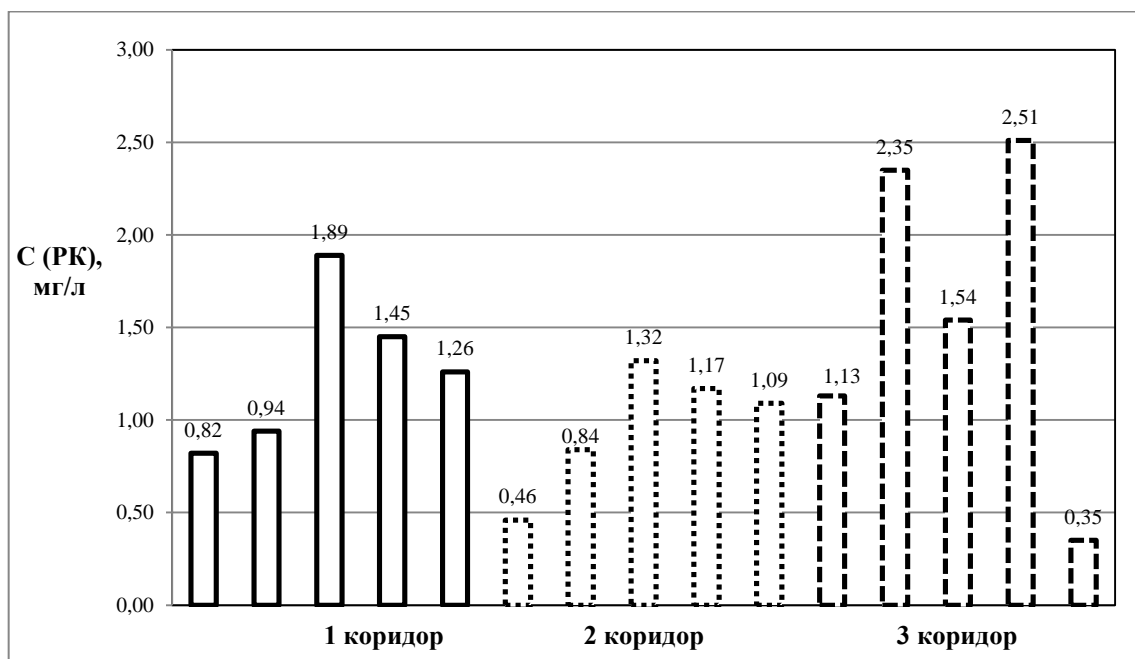


Рис. 4.5 Профіль концентрації РК в аеротенку № 2 (02.10.2014 р.)

З отриманих результатів можна зробити висновок, що не у всіх випадках концентрація РК є в границях значень, які забезпечують необхідний ступінь очищення. У деяких точках його забагато (9,9 мг/л), у інших занадто мало (0,18 мг/л), у той час, коли для нормальної аерації концентрація РК повинна бути в межах

2,0 мг/л. Існуючий же рівень аерації не забезпечує необхідного ступеня очищення стоків та веде до більших енергозатрат.

Для оцінки ефективності роботи аеротенків, було визначено концентрацію амонію у аеротенках у тих же точках, де визначалась концентрацію РК. Отримані дані наведені нижче (табл.4.4, рис.4.6).

Таблиця 4.4

### Концентрація амонію у стічній воді аеротенків (02.10.2014 р.)

Номер аеротенка		$C(\text{NH}_4^+)$ , мг/л
№ 1	II коридор	12,27
	Вихід	15,35
№ 2	II коридор	3,56
	Вихід	0,03
№ 3	II коридор	19,12
	Вихід	6,71
№ 4	II коридор	7,56
	Вихід	10,90
№ 5	II коридор	2,86
	Вихід	14,41
№ 6	II коридор	6,13
	Вихід	9,02

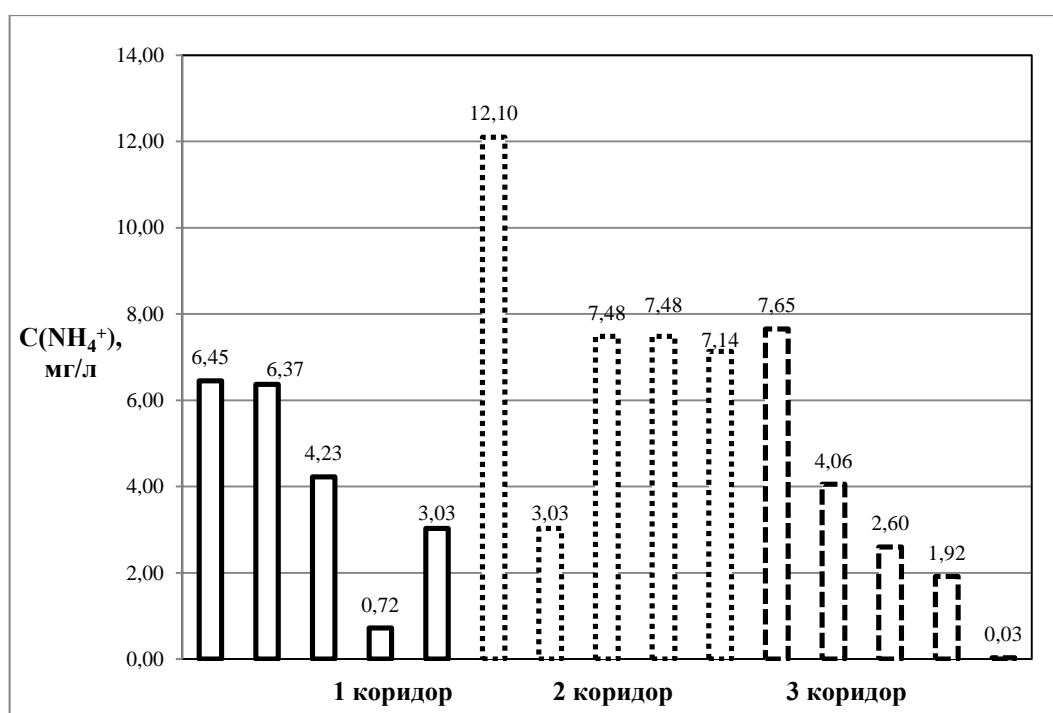


Рис. 4.6 Профіль концентрації РК в аеротенку № 2 (02.10.2014 р.)

Аналіз отриманих даних дозволяє стверджувати про недостатнє очищення аеротенками стічних вод. Лише у одному аеротенку (№ 2) на виході спостерігалась концентрація амонію нижча ГДК (ГДК амонійного азоту у воді господарсько-питного водопостачання і рибогосподарського призначення рівні 2,0 та 0,5 мг/л відповідно). А отже, після аеротенків стоки необхідно направляти на вторинні відстійники для зменшення концентрації амонійного азоту до допустимих норм.

Аналіз даних моніторингу свідчать про відсутність системності в організації процесу очищення стічних вод від іонів амонію. Перш за все дані, приведені на рис.4.4 та рис.4.5, не дають підстави стверджувати, що автоматичне регулювання постійного значення концентрації розчиненого кисню профілем аеротенку є ефективним. Дані рис. 4.4 та 4.5 свідчать, що ця концентрація РК профілем аеротенку носить швидше випадковий характер. Це може бути пояснене або недосконалою системою роботи сенсорів, або недосконалою схемою автоматичного регулювання, або недосконалим встановленням системи подачі повітря в аеротенки, а швидше всього – спільною дією всіх цих факторів.

Однак навіть досягнення постійної концентрації РК профілем аеротенка не спричинить встановлення оптимальних умов окиснення іонів амонію із залученням мікробіологічного комплексу активного мулу – як відомо, швидкість окиснення і відповідно необхідна концентрація РК визначаються в першу чергу концентрацією іонів амонію, яка в системі оптимізації режиму очищення в очисних спорудах взагалі не приймається до уваги. Тому, на нашу думку, для досягнення належної оптимізації сенсори повинні вимірювати концентрацію іонів амонію, і в залежності від її значення формувати керуючий сигнал на подачу повітря в аеротенки та формування концентрації РК в стічній воді.

Що ж відноситься до профілю концентрації іонів амонію в аеротенку № 2 (рис.4.6), то він також підтверджує відсутність системності роботи очисних споруд.

Перш за все за умови правильної організації роботи очисних споруд профіль концентрації іонів амонію в аеротенку повинен би мати монотонний спадаючий вигляд, однак в отриманому експериментально профілі спостерігається суттєва випадкова складова. В першому та третьому коридорах згідно рисунку 4,6 можна

помітити закономірне зменшення концентрації амонію, однак видно також неузгодженість між концентрацією на виході з першого коридору, яка є меншою (3,03 мг/л), ніж на вході у третій коридор (7,65 мг/л). Аналіз профілю концентрацій іонів амонію у другому коридорі вказує на малу ефективність цієї ділянки аеротенку, оскільки концентрація в межах цього коридору є майже постійною і переважно міститься в інтервалі від 7,14 до 7,48 мг/л. Звертає на себе увагу добра узгодженість результатів вимірювання на виході з другого коридору (7,14 мг/л) та на початку третього коридору (7,65 мг/л). Раціональним поясненням такого розподілу концентрації амонію могло би бути те, що в другий коридор не узгоджено з технологічним циклом надходить потік свіжих стічних вод, наприклад з першого коридору через можливі придонні руйнування перегородки між першим та другим коридорами, а також внаслідок роботи переливів за умови потокових перевантажень аеротенку.

Таким чином найбільш придатними для моделювання роботи коридору аеротенка можна вважати результати отримані в третьому коридорі, які добре апроксимуються модельним рівнянням (1) [151] для потокового реактора (рис. 4.7).

$$C(\text{NH}_4^+) = 9,29 \times \exp(-0,0262 \times L) , \quad (4.1)$$

де  $C(\text{NH}_4^+)$  – концентрація іонів амонію, мг/л;

9,29 – початкова концентрація іонів амонію ( $C_0$ , мг/л);

-0,0262 – числовий коефіцієнт;

L – довжина коридору аеротенку, м.

Час перебування СВ в цьому коридорі може бути розрахований за його геометричними розмірами (84×6×5 – довжина, ширина та глибина відповідно, об'єм – 2520 м<sup>3</sup>) та об'ємною витратою СВ (330 тис. м<sup>3</sup>/добу) і складає приблизно 11 хв.

Концентрація РК залишається приблизно однаковою (близько 1 мг/л) на всій довжині аеротенку і її середні значення у коридорах складають: в першому коридорі – 1,27 мг/л, в другому – 0,98 мг/л та в третьому – 1,58 мг/л. Постійність концентрації РК довжиною аеротенку узгоджується з технологічним процесом очищення СВ, за

якого повітря подається постійно у всі коридори в розрахунковій кількості  $10 \text{ м}^3$  повітря на  $1 \text{ м}^3$  СВ. За умови мінералізації СВ  $400 \text{ мг/л}$  та температури  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  орієнтовна максимальна розчинність кисню у воді повинна бути рівною  $9 \text{ мг/л}$ .

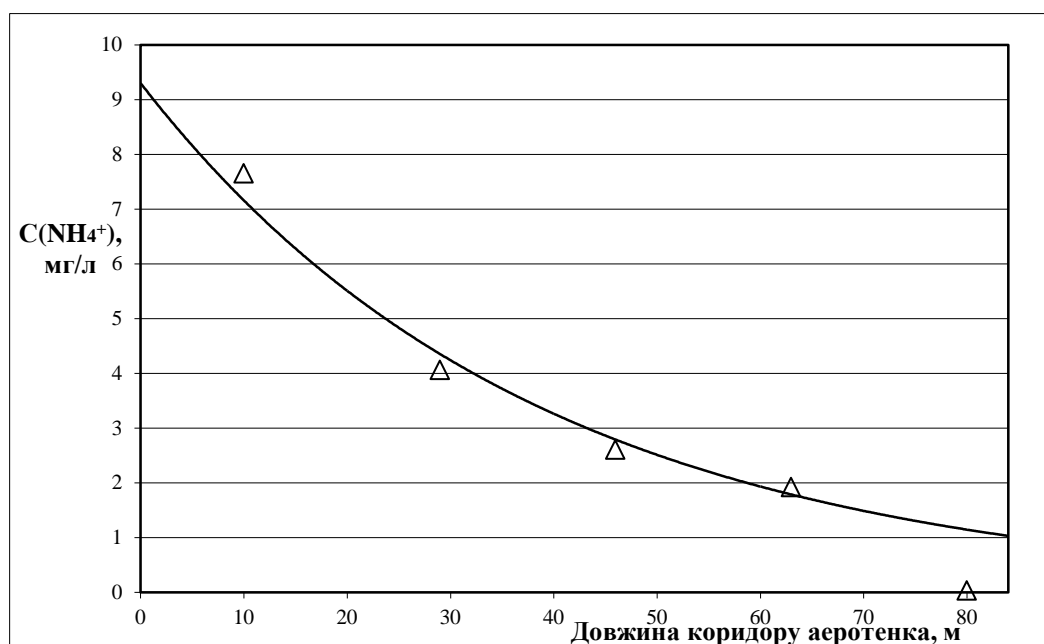


Рис. 4.7 Залежність концентрації амонію від довжини коридору аеротенка

Менший вміст кисню в порівнянні з максимальним за вказаних умов можна пояснити співвідношенням між подачею повітря та його споживанням в технологічному процесі.

Таким чином в результаті проведених вимірювань та отриманих результатів, можна зробити висновок, що після загального виходу очищена стічна вода має необхідну якість для наступного її господарсько-побутового використання, але не в повній мірі відповідає нормам для води рибогосподарського призначення. Робота аеротенків на КОС2 є недостатньо ефективною і потребує вдосконалення. Це вдосконалення повинно було б полягати у зміні системи подачі кисню в аеротенк в залежності від керуючих сигналів сенсорів. Керуючі сигнали повинні були б формуватись на основі концентрацій іонів амонію, а не концентрацій РК.

#### 4.2. Дослідження ефективних умов аерації для очищення муніципальних стоків від амонійних сполук в статичних умовах



Для дослідження процесу аерації та його ефективності щодо вилучення амонійного азоту із господарсько-побутових стічних вод було досліджено процес у лабораторних статичних умовах. В ході дослідження було отримано зміни концентрацій розчиненого кисню та амонійного азоту в часі. Отримані результати наведені на рис. 4.8.

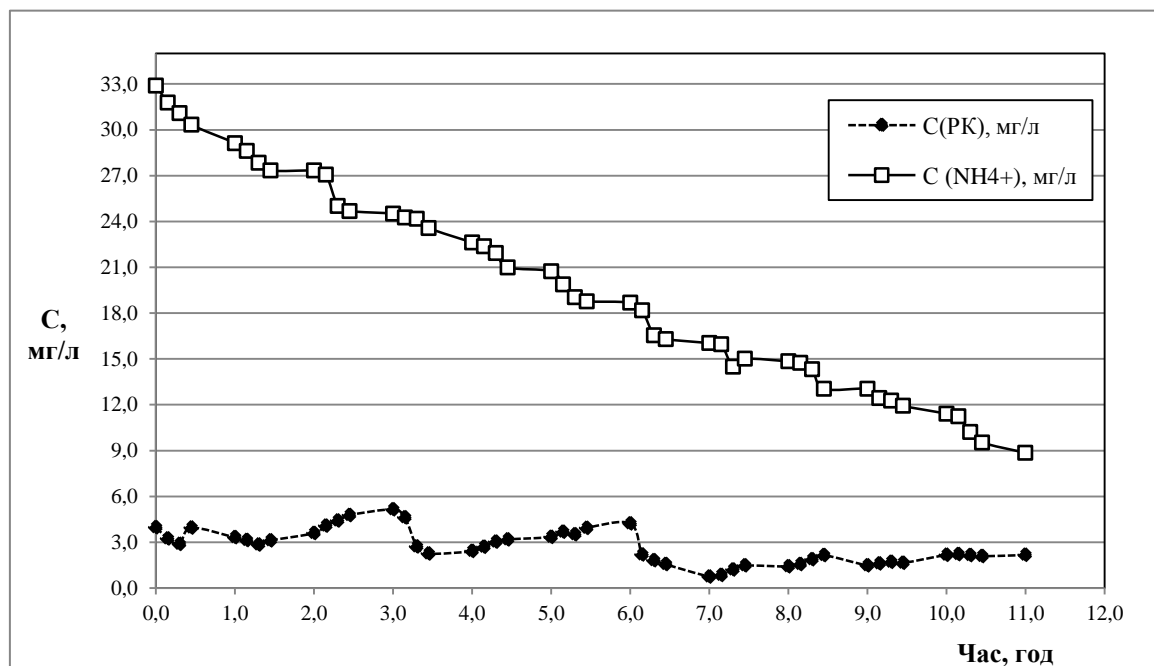


Рис. 4.8 Зміна концентрацій РК та  $\text{NH}_4^+$  в часі

Представлені на рис.4.8 дані свідчать про те, що у випадку підтримання постійної концентрації розчиненого кисню (для умов експерименту концентрація розчиненого кисню підтримувалась на рівні 2,8 мг/л, середня величина відхилення складала 0,8 мг/л) концентрація амонійного азоту змінюється за лінійним законом і може бути описана рівнянням (4.2):

$$y = -2,0471x + 30,85 \quad (4.2)$$

Для дослідження ефективності процесу аерації було проведено серію дослідів з визначення швидкості процесу очищення аерацією (мг N/г мулу·год) відносно концентрації амонійного азоту у стічних водах (в нашому випадку модельних стічних вод) та отримано наступні результати наведені на рисунку 4.9.

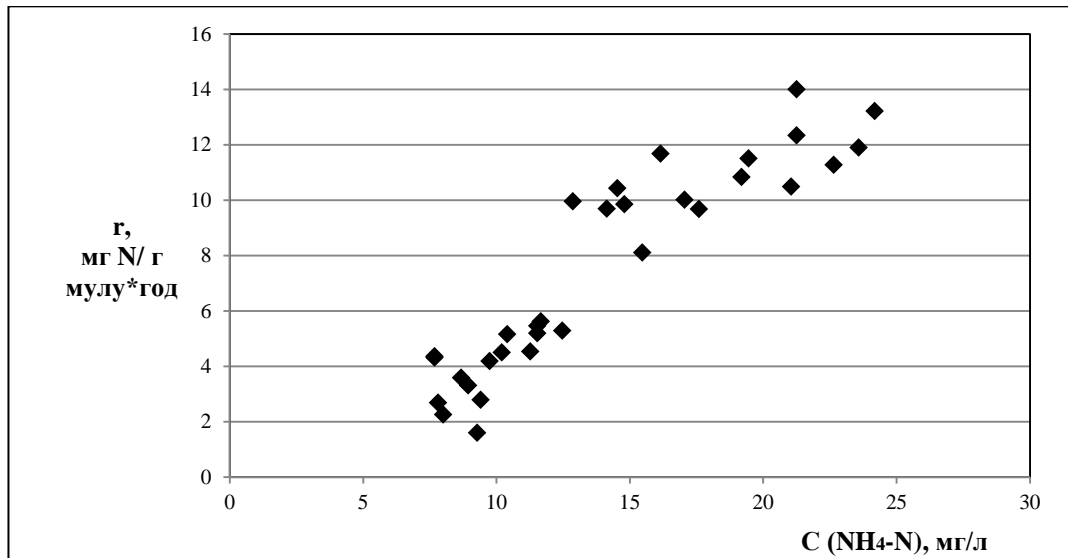


Рис. 4.9 Швидкість процесу аерації відносно концентрації  $\text{NH}_4^+$

Для знаходження найбільш сприятливих умов для роботи АМ було проведено експерименти з дослідження швидкості проходження процесу відносно концентрації РК. Отримані результати наведені на рис. 4.10 та 4.11.

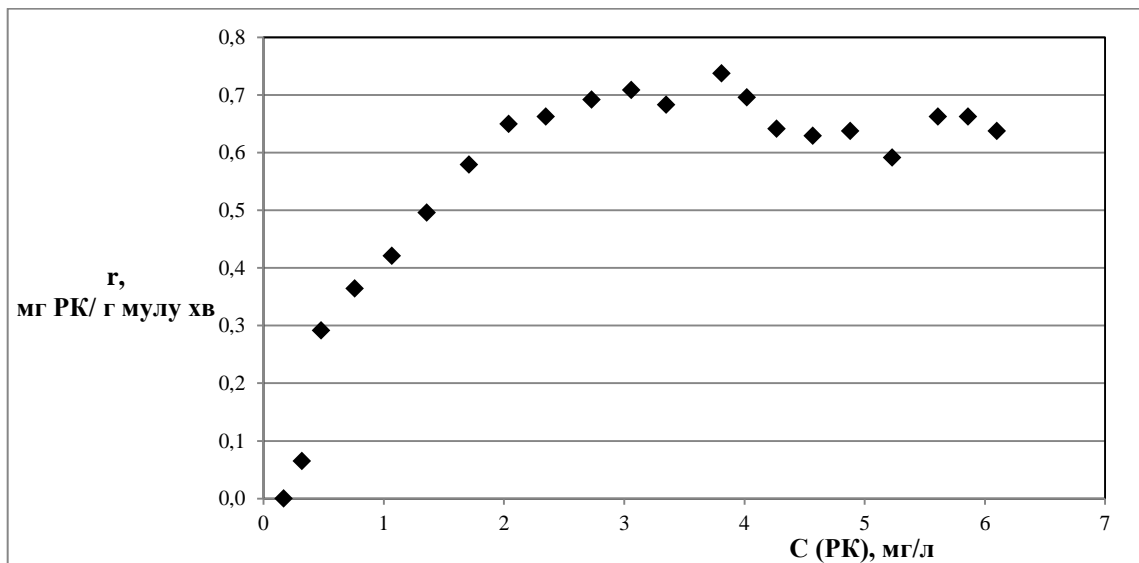


Рис. 4.10 Швидкість процесу нітрифікації відносно концентрації РК

Питома швидкість приросту специфічна для кожного виду мікроорганізмів і середовища в якому вони розвиваються. Залежність її від концентрації субстрату (забруднювача) виражається рівнянням Моно [152]:

$$r = r_{\max} * \frac{[DO]}{[DO] + k_0} \quad (4.3),$$

де  $r$  – швидкість росту мікроорганізмів;

$[DO]$  – концентрація розчиненого кисню;

$r_{\max}$  – максимальна швидкість росту мікроорганізмів;

$k_0$  – концентрація напівнасичення.

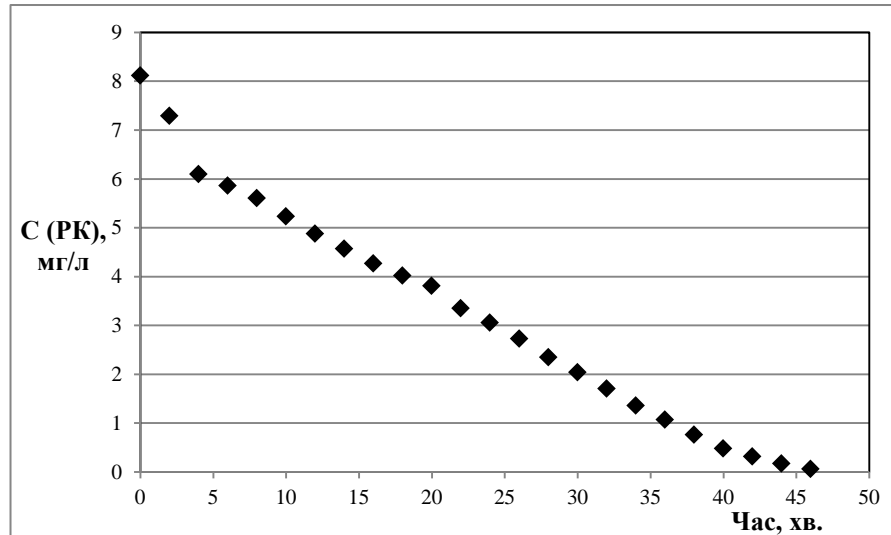


Рис. 4.11 Зміна концентрації РК в ході експерименту

Для описаних вище досліджень були розраховані константи та максимальна швидкість росту мікроорганізмів, значення яких приведені у розділі 4.3.

За умови безперервного поступлення свіжого субстрату (речовин забруднювачів ( $NH_4^+$ )) і відводу продуктів розкладу виникає реальна можливість підтримання високої швидкості розмноження мікроорганізмів і проведення таким чином безперервного процесу біологічного очищення шляхом аерації, що відповідає ідеальним умовам очищення. У цьому випадку можливе також регулювання залишкової кількості речовин забруднювачів у середовищі очищення. Результати досліджень процесу аерації за різних постійних значень РК та за різних початкових концентрацій  $NH_4^+$  представлені на рис. 4.12.

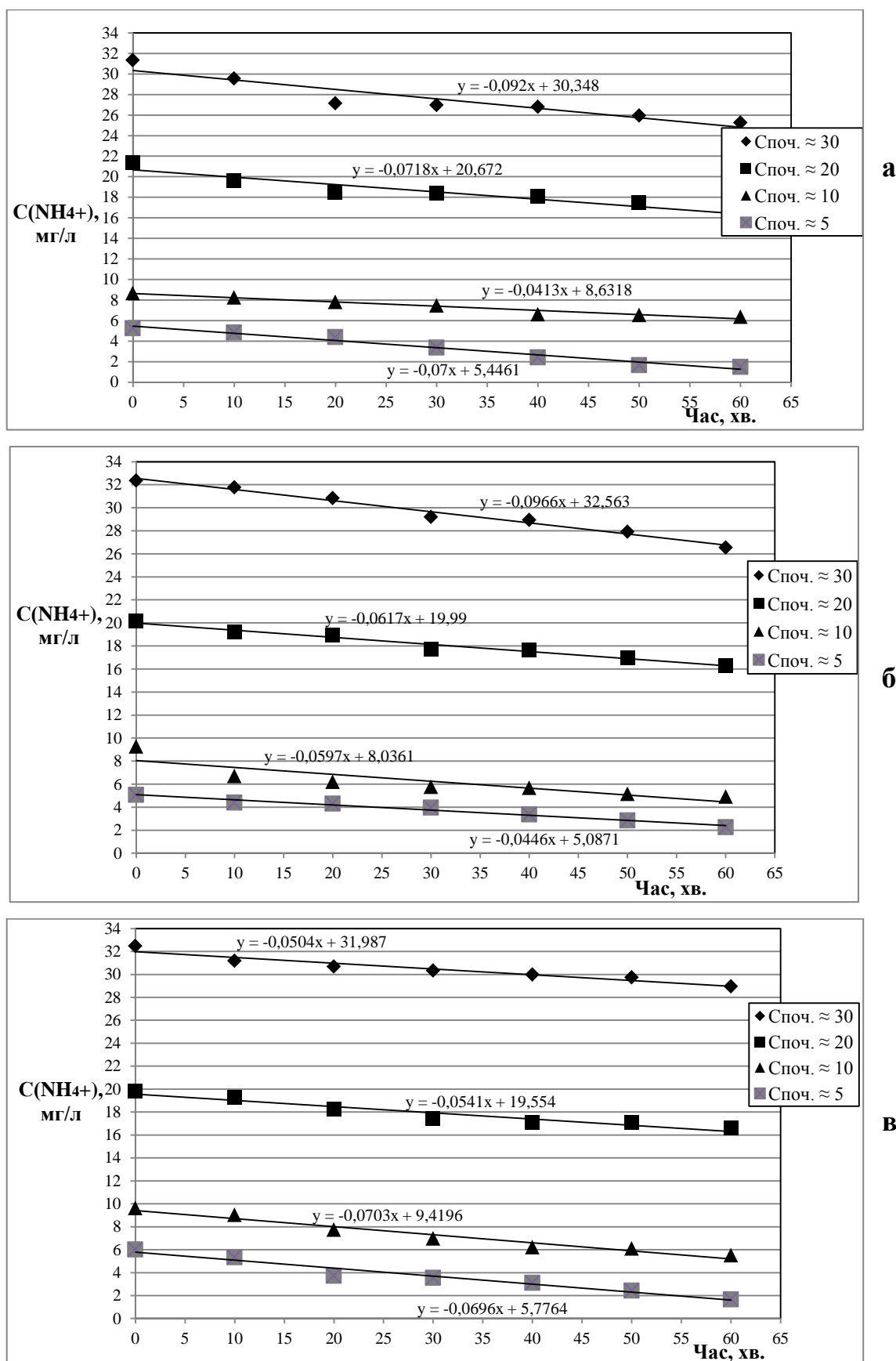
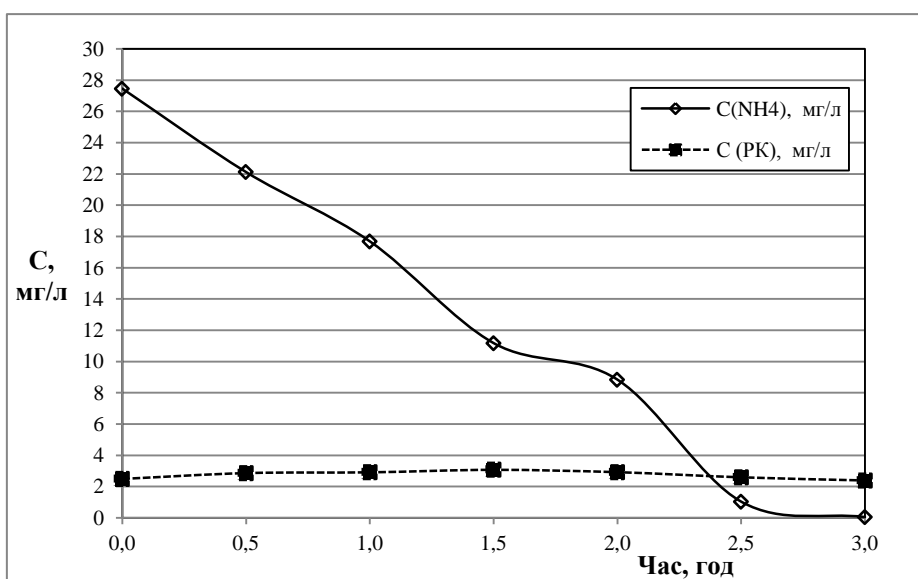


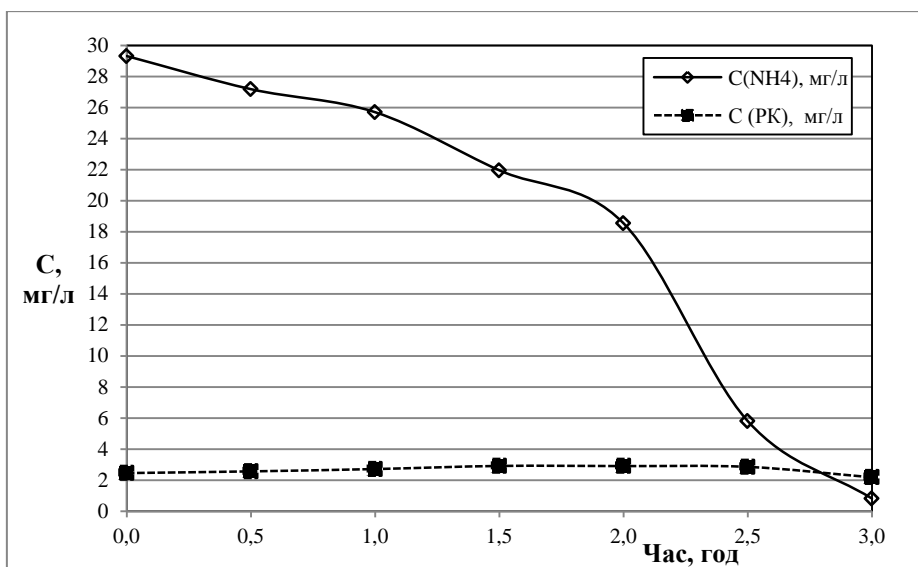
Рис. 4.12 Зміна концентрації  $\text{NH}_4^+$  за постійної концентрації РК протягом 1 години: а –  $C(\text{PK}) = 3,5$  мг/л; б –  $C(\text{PK}) = 4,5$  мг/л; в –  $C(\text{PK}) = 5,5$  мг/л.

Вимірювання концентрації  $\text{NH}_4^+$  відбувались протягом 1 години з інтервалом у 10 хвилин. Як видно із рис.4.12, у всьому досліджуваному діапазоні зміна концентрації  $\text{NH}_4^+$  за постійної концентрації РК може бути описана лінійним трендом.

Проводились дослідження залежності динаміки окиснення іонів амонію в залежності від витрати повітря, яке поступало на аерацію, та ступеня дисперсності керованого повітря. Дослідження проводились протягом 3 годин з інтервалом у 30 хвилин, за постійної витрати повітря. Отримані результати наведені на рис. 4.13 та 4.14.



а



б

Рис. 4.13 Зміна концентрацій РК та  $\text{NH}_4^+$  у аераторі з дрібнодисперсним розподілом повітря за витрати повітря: а  $-2,6 \text{ л/хв.}$ ; б  $-3,7 \text{ л/хв.}$

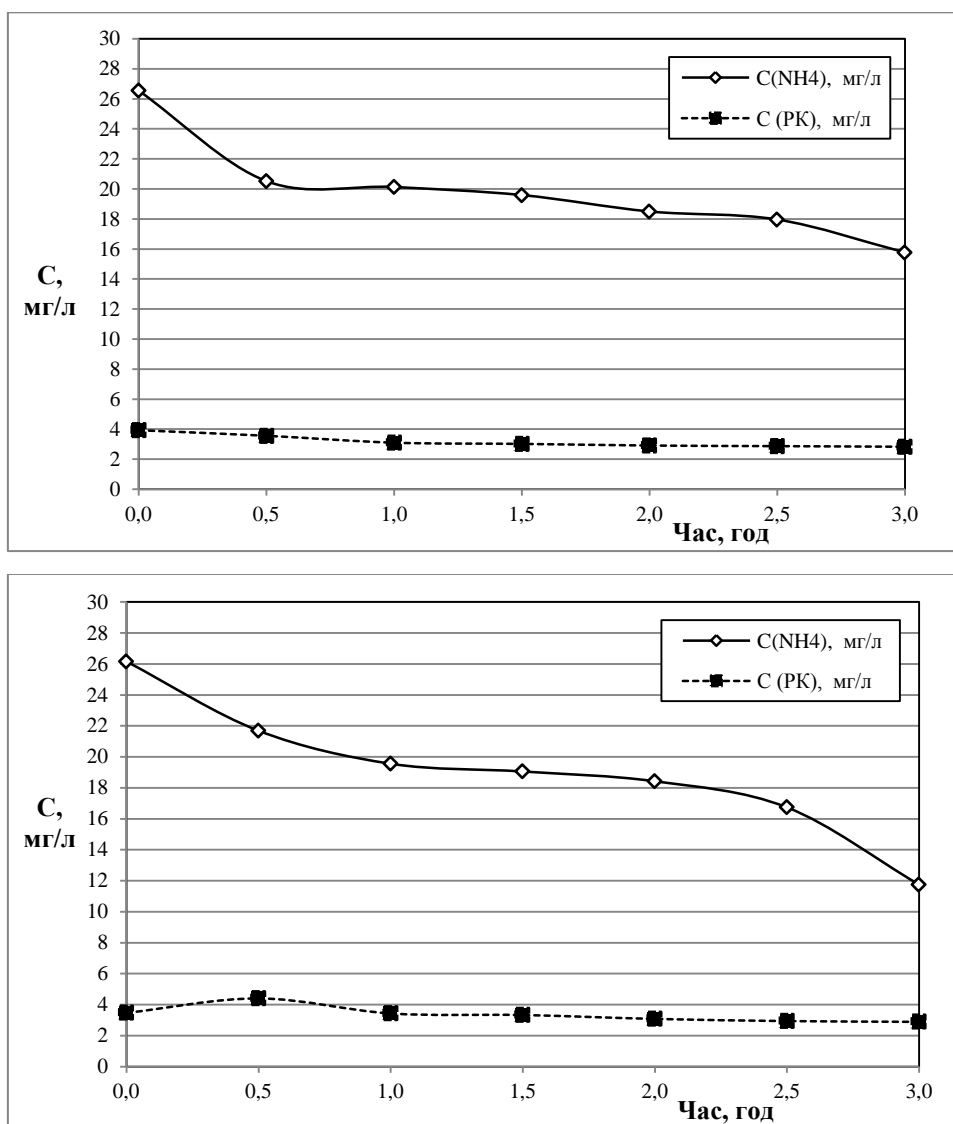


Рис. 4.14 Зміна концентрацій РК та  $\text{NH}_4^+$  у аераторі з крупнодисперсним розподілом повітря за витрати повітря: а – 5 л/хв.; б – 6 л/хв.

Як видно із представлених на рис. 4.13 та 4.14 даних, з достатньою мірою наближення отримані графічні залежності можуть бути апроксимовані лінійними трендами. Динаміка окиснення іонів амонію визначається рядом факторів, серед яких вирішальними є конструкція пристрою аератора. Як показали дані досліджень, навіть за умови значного збільшення витрати повітря, яке поступає на аерацію, у випадку отримання крупнодисперсного розподілу цього повітря в товщі стоків, які очищаються, не вдається отримати достатнього ступеня очищення. Очевидно це пов'язано із зменшенням у цьому випадку поверхні масообміну, яка відіграє вирішальну роль для забезпечення очищення стоків від іонів амонію.

### 4.3. Моделювання процесу аерації в умовах очищення стоків від амонійних сполук в промисловому аеротенку

Отримані залежності швидкості нітрифікації від концентрацій амонійного азоту та розчиненого кисню лягли в основу розроблення математичної моделі процесу окиснення амонію в умовній елементарній комірці промислового аератора для очищення муніципальних стоків.

Залежність швидкості процесу від концентрації розчиненого кисню описується рівнянням Моно (4.3). Апроксимуючи експериментальні дані (рис.4.10) рівнянням (4.3) за принципом максимального значення коефіцієнта детермінації цієї залежності ( $R^2=0,88$ ) методом підбору знаходимо значення констант  $r_{\max} = 0,8$  мг/л та  $k_0 = 0,83$  мг/л. Отримана апроксимаційна крива представлена на рис.4.15.

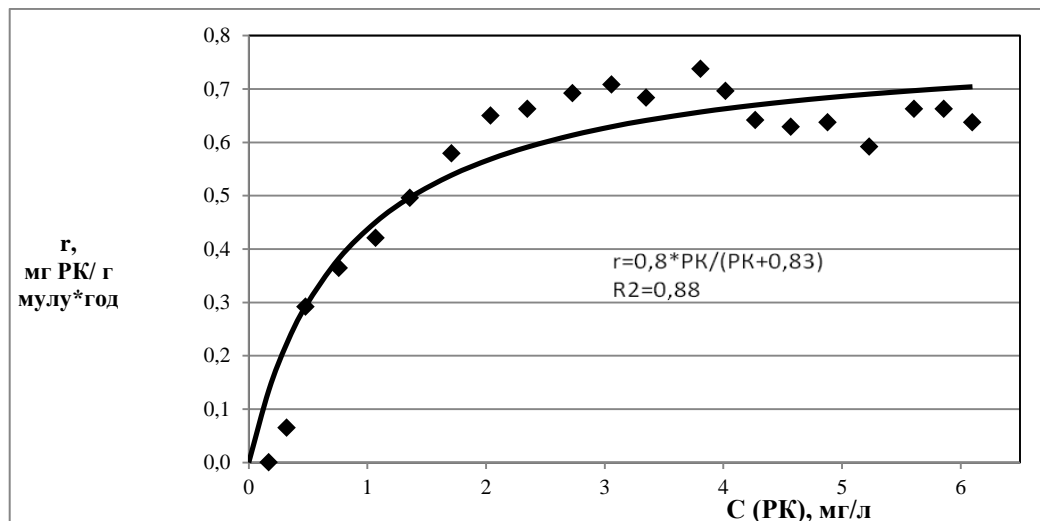


Рис. 4.15 Апроксимація швидкості процесу нітрифікації залежно від концентрації розчиненого кисню залежністю Моно

Що ж відноситься до залежності швидкості процесу від концентрації амонійного азоту, то для ідеальної системи вона також повинна була б підпорядковуватись рівнянню Моно. Але в реальній системі, де розчинений кисень витрачається не тільки на окиснення іонів амонію, але і на інші окисні процеси, як видно із рис.4.9, експериментальні точки відхиляються від залежності Моно. Нами зроблена спроба описати експериментальну залежність 4.9 лінійною залежністю, і як видно із рис.4.16 така залежність дійсно існує (коефіцієнт детермінації рівний 0,7906, що для вибраного ступеня свободи дозволяє стверджувати із вірогідністю

99% про лінійність залежності 4.16 [153]). У цьому випадку залежність швидкості процесу від концентрації амонійного азоту можна представити у вигляді:

$$r = k_N * C(N) \quad (4.4),$$

де  $C(N)$  – концентрація амонійного азоту;

$k_N$  – коефіцієнт визначений згідно з експериментами рівний 0,54 л/(г мулу·год)  
(рис. 4.16).

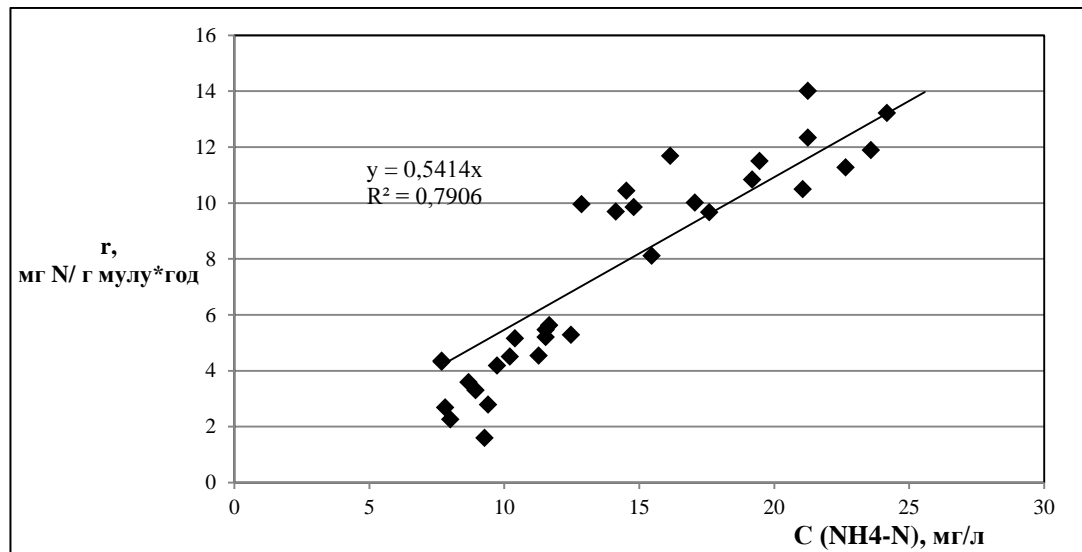


Рис. 4.16 Апроксимація швидкості процесу нітрифікації залежно від концентрації амонійного азоту лінійною залежністю

Загальне рівняння процесу має вигляд [152]:

$$\frac{dN}{dt} = Q \cdot \frac{N_{вх} - N}{V} - k_N \cdot N \cdot \frac{[DO]}{[DO] + K_0} \cdot X \quad (4.5),$$

де  $X$  – концентрація активного мулу в реакторі (приймалась рівною 3500 мг/л);

$Q$  – швидкість подачі стічних вод, яка мала змінне значення для кожного із досліджуваних випадків;

$V$  – об'єм реактора (приймався рівним 1 м<sup>3</sup>);

$N$  – концентрація амонійного азоту у реакторі, (мг/л);

$N_{вх}$  – концентрація амонійного азоту на вході в реактор. Це змінна величина відповідно до коливання концентрації амонійного азоту у міських каналізаційних



очисних спорудах впродовж доби. Для моделювання приймалась залежність концентрації амонійного азоту на вході в реактор у вигляді, представленому на рис. 4.17 [152].

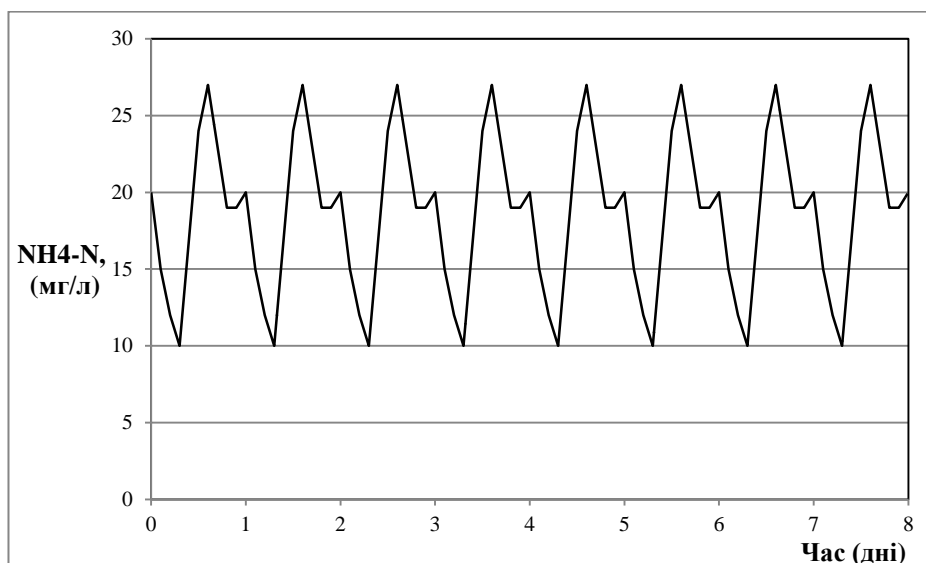


Рис. 4.17 Коливання концентрації амонійного азоту на вході в каналізаційні очисні споруди

Моделювання процесу згідно рівняння (4.5) проводилось методом чисельного диференціювання із використанням програми Excel (для обчислень з ціллю досягнення коректності отриманих результатів був вибраний крок обчислень 0,001 доби). Результати розрахунків приведені в додатку А.

Розрахунок витрати повітря проводився згідно з загальноприйнятими рівняннями, описаними у [152] з використанням констант згідно таблиці 4.5.

Таблиця 4.5

#### Значення констант для розрахунку витрати повітря

Константа	Значення
$\alpha$	0,6
$\beta$	0,98
Температура води та повітря	25 °C
Теоретична концентрація насичення кисню	8,2 мг/л
Глибина реактора	4 м
Атмосферний тиск	100 кПа
Фактор F	0,9
Ефективність аераторів	30%

Процес аерації моделювався для трьох випадків:

- 1 – для високих концентрацій амонійного азоту;
- 2 – для низьких концентрації амонійного азоту;
- 3 – для дуже низьких концентрацій амонійного азоту.

У всіх трьох випадках процес моделювання здійснювалось для 4 варіантів контролю аерації – з постійним значенням розчинного кисню 1, 2 та 3 мг/л та зі змінним значенням розчиненого кисню в залежності від концентрації азоту у реакторі згідно з таблицею 2 (залежно від концентрації амонійного азоту).

Таблиця 4.6

**Необхідна концентрація РК для контрольної вихідної концентрації  $\text{NH}_4^+$**

			C( $\text{NH}_4$ ), мг/л		
			7,5	3,5	1,8
delta $\text{NH}_4 <$	-1	РК =	3	3	3
delta $\text{NH}_4 <$	-0,75	РК =	2,2	2,5	2,5
delta $\text{NH}_4 <$	-0,5	РК =	1,7	1,9	1,9
delta $\text{NH}_4 <$	-0,25	РК =	1,2	1,2	1,2
delta $\text{NH}_4 <$	0	РК =	0,8	0,8	0,8
delta $\text{NH}_4 <$	0,25	РК =	0,7	0,7	0,7
delta $\text{NH}_4 <$	0,5	РК =	0,6	0,6	0,6
delta $\text{NH}_4 <$	0,75	РК =	0,5	0,5	0,5
delta $\text{NH}_4 <$	1	РК =	0,4	0,4	0,4
delta $\text{NH}_4 >$	1	РК =	0,3	0,3	0,3

Примітки. delta  $\text{NH}_4$  – різниця між бажаною концентрацією амонійного азоту, яка була різною для різних випадків, які аналізувались, та концентрацією в даний момент часу; РК – необхідна концентрації розчиненого кисню.

**4.3.1. Моделювання процесу аерації у випадку високих концентрацій амонійного азоту.** Змодельований для високих концентрацій амонійного азоту процес наведений на рисунках 4.18 – 4.22 та у таблиці 4.7. Швидкість подачі стічних вод для даного випадку була рівною 24 м<sup>3</sup>/день.

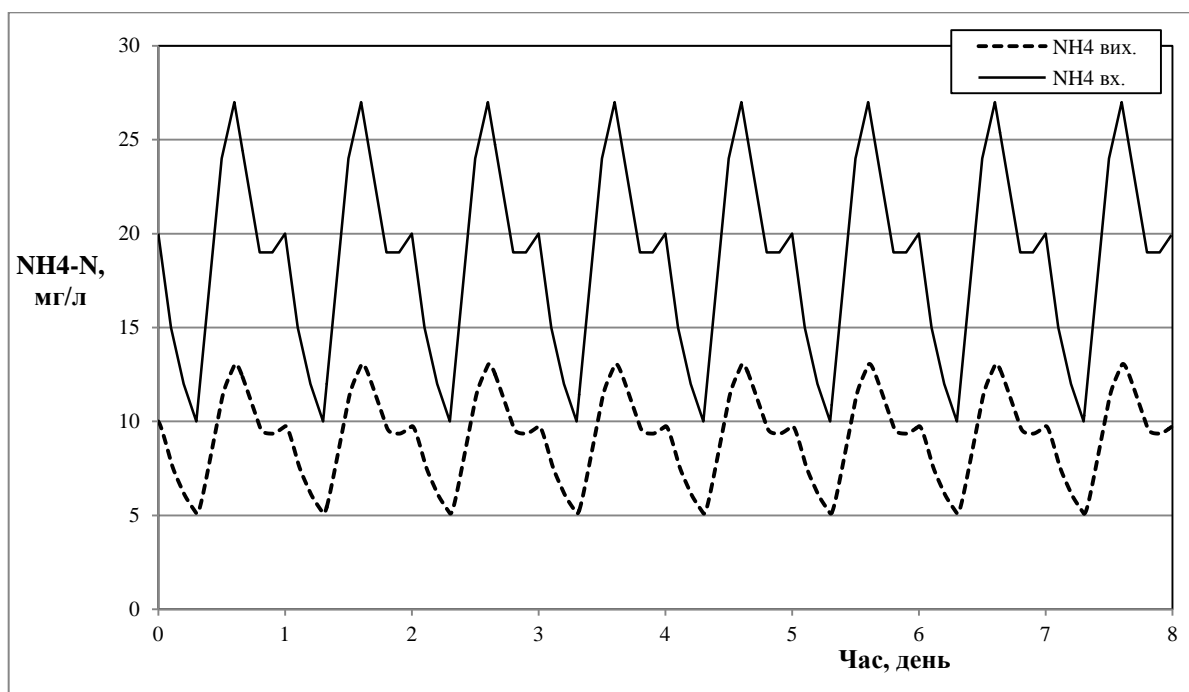


Рис. 4.18 Процес нітрифікації за концентрації РК рівної 1

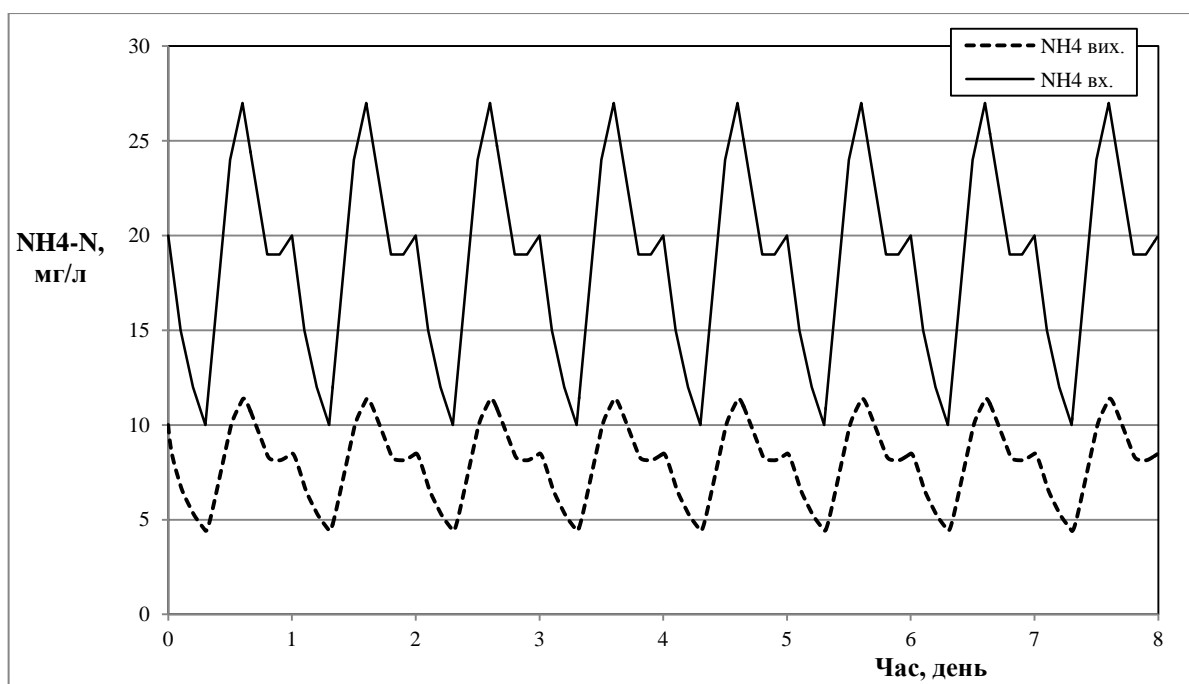


Рис. 4.19 Процес нітрифікації за концентрації РК рівної 2

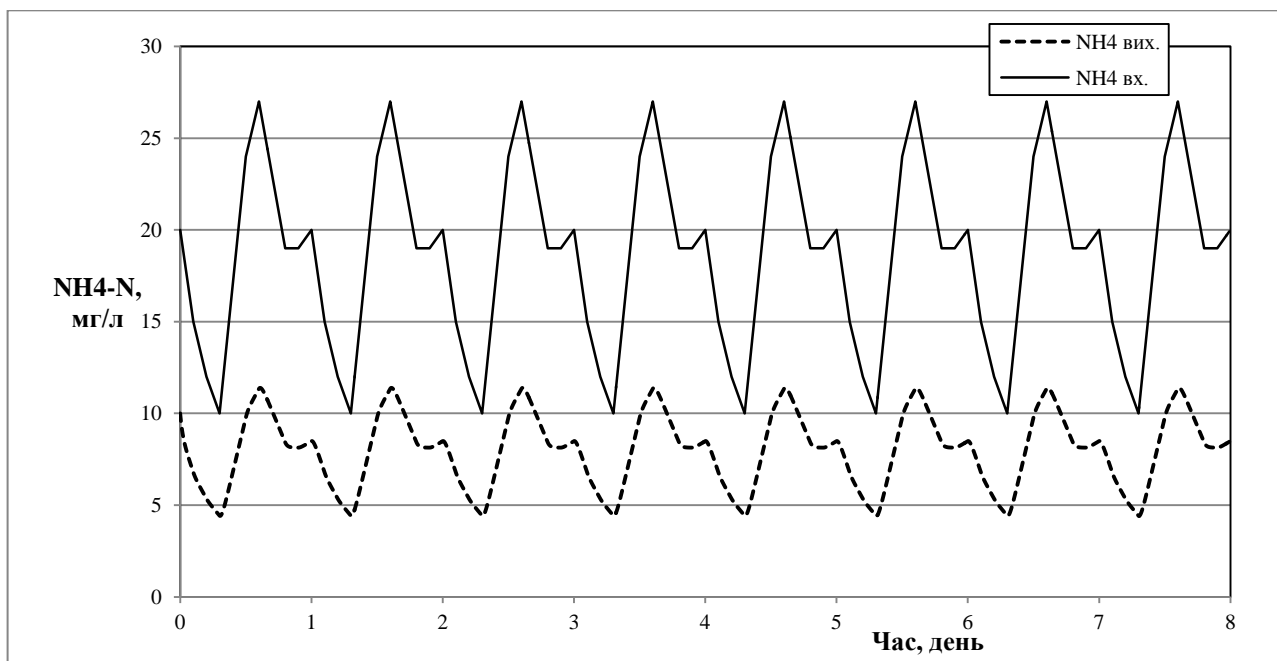


Рис. 4.20 Процес нітрифікації за концентрації РК рівної 3

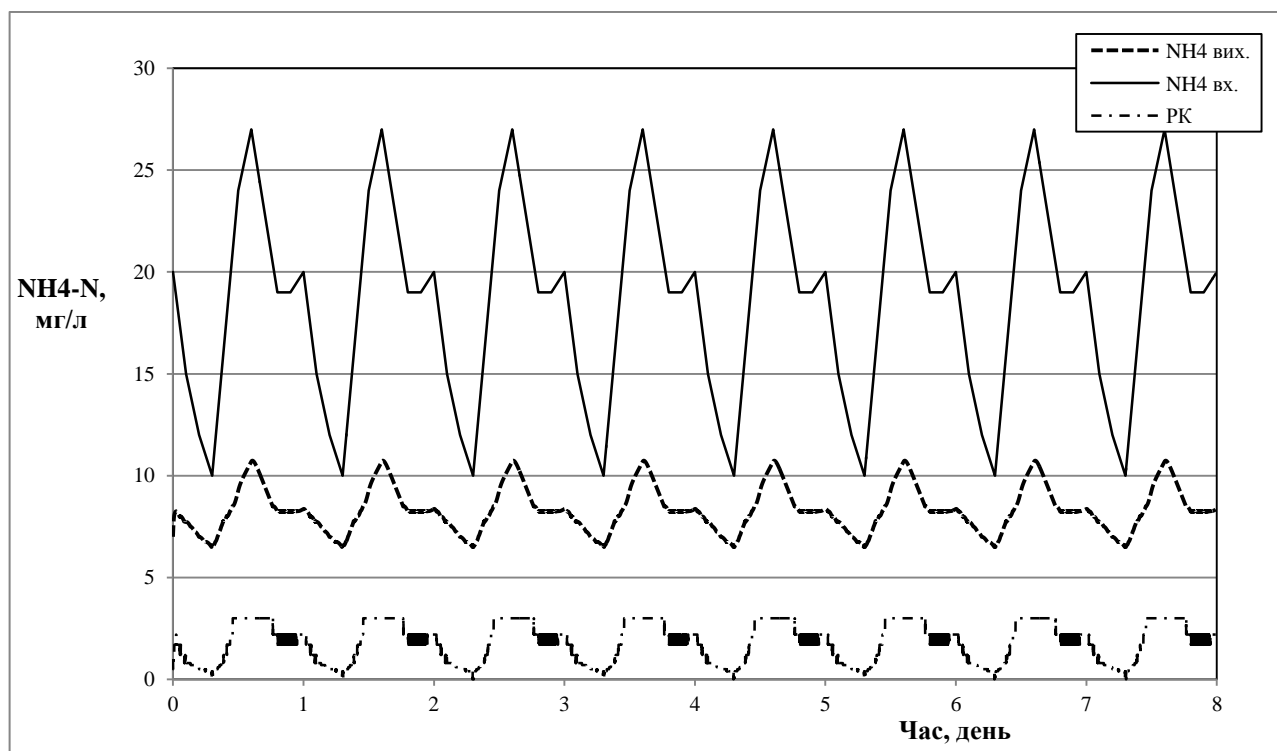


Рис. 4.21 Процес нітрифікації у випадку контролю витрати повітря відносно концентрації амонійного азоту рівної 7,5  $\text{mg/l}$

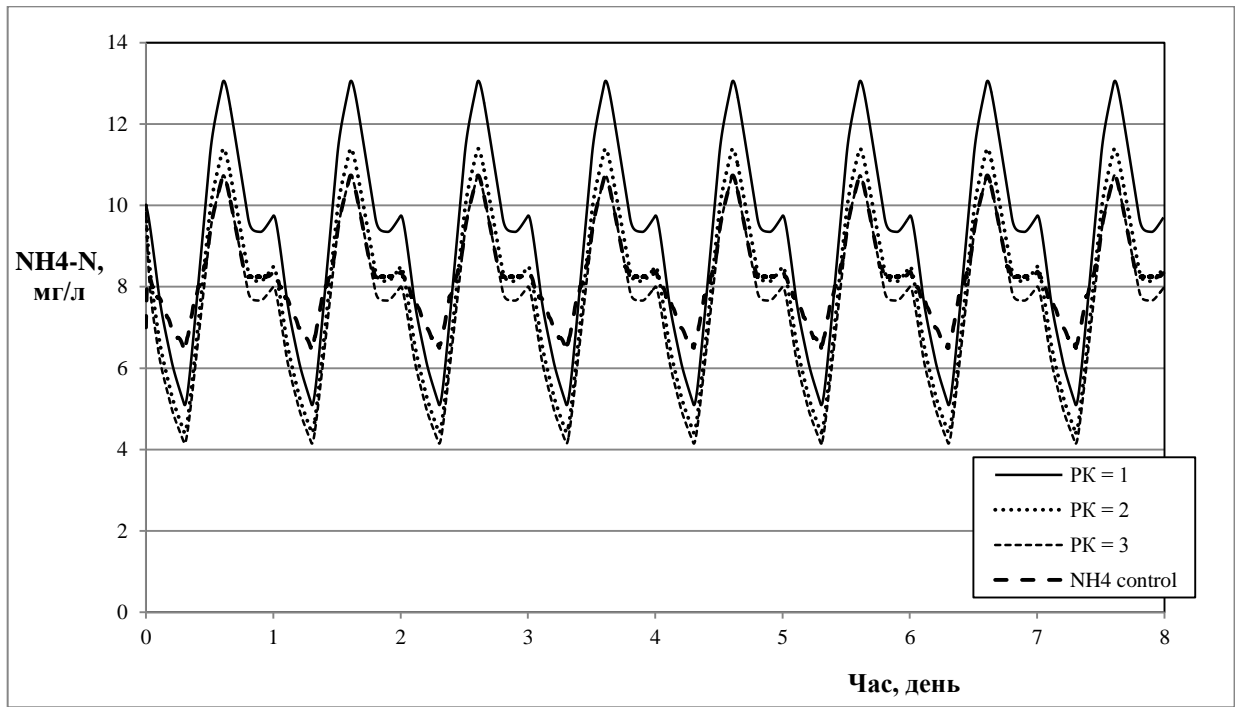


Рис. 4.22 Узагальнені результати моделювання для високих концентрацій амонійного азоту

Таблиця 4.7

**Узагальнені середні значення для 4 варіантів у випадку високих концентрацій амонійного азоту**

	PK = 1 мг/л	PK = 2 мг/л	PK = 3 мг/л	Контроль за амонієм
PK, мг/л	1	2	3	7,5
Окиснений азот, г N /д	226,8	255,4	266,6	246,0
Азот на виході з реактора, г N/д	219,6	191,2	180,1	200,2
Витрата повітря, м <sup>3</sup> /д	21,0	27,0	32,9	27,1
Питома витрата повітря м <sup>3</sup> /кг N	92,7	105,8	123,4	110,1

**4.3.2. Моделювання процесу аерації у випадку низьких концентрацій амонійного азоту.** Змодельований для низьких концентрацій амонійного азоту процес наведений на рисунках 4.23 – 4.27 та у таблиці 4.8. Змінні значення розчиненого кисню в залежності від концентрації азоту у реакторі відповідно до

концентрації амонійного азоту наведені в табл. 4.6. Швидкість подачі стічних вод для даного випадку була рівною  $6 \text{ м}^3/\text{день}$ .

Бажана концентрація амонійного азоту приймалась рівною  $3,5 \text{ мг/л}$ .

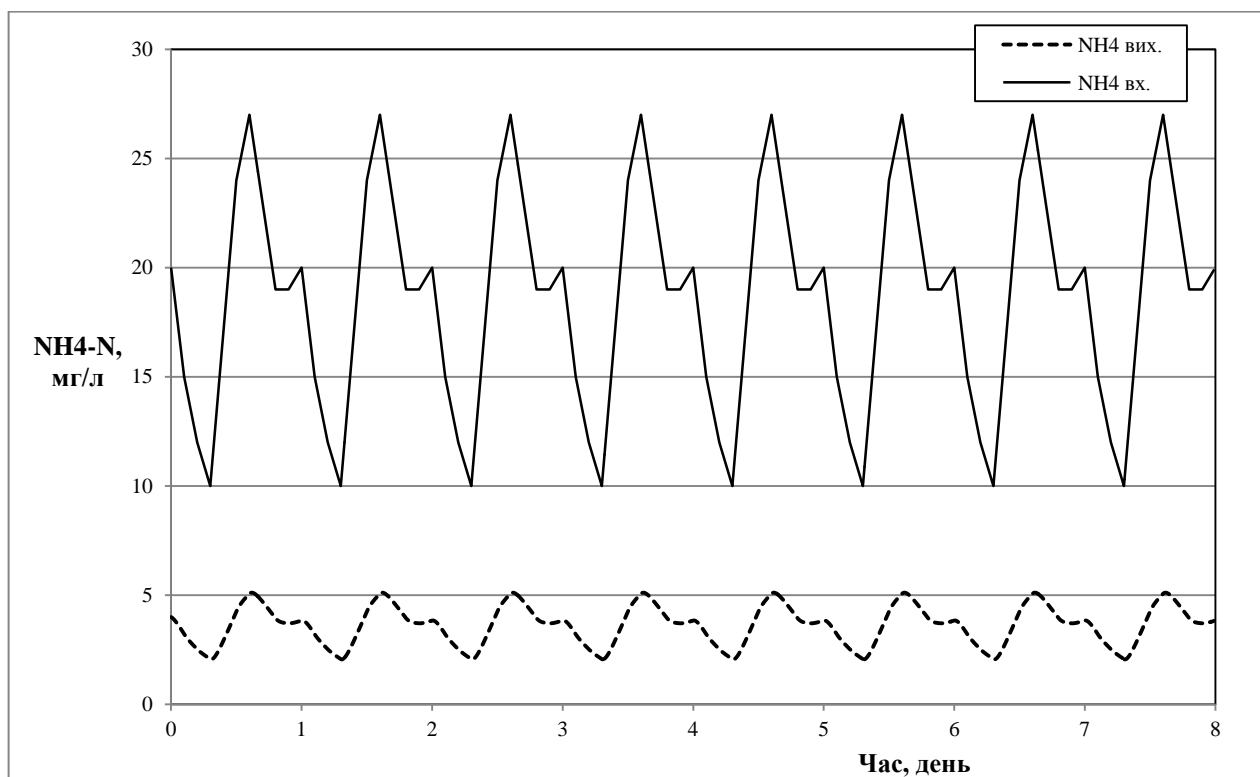


Рис. 4.23 Процес нітрифікації за концентрації РК рівної 1

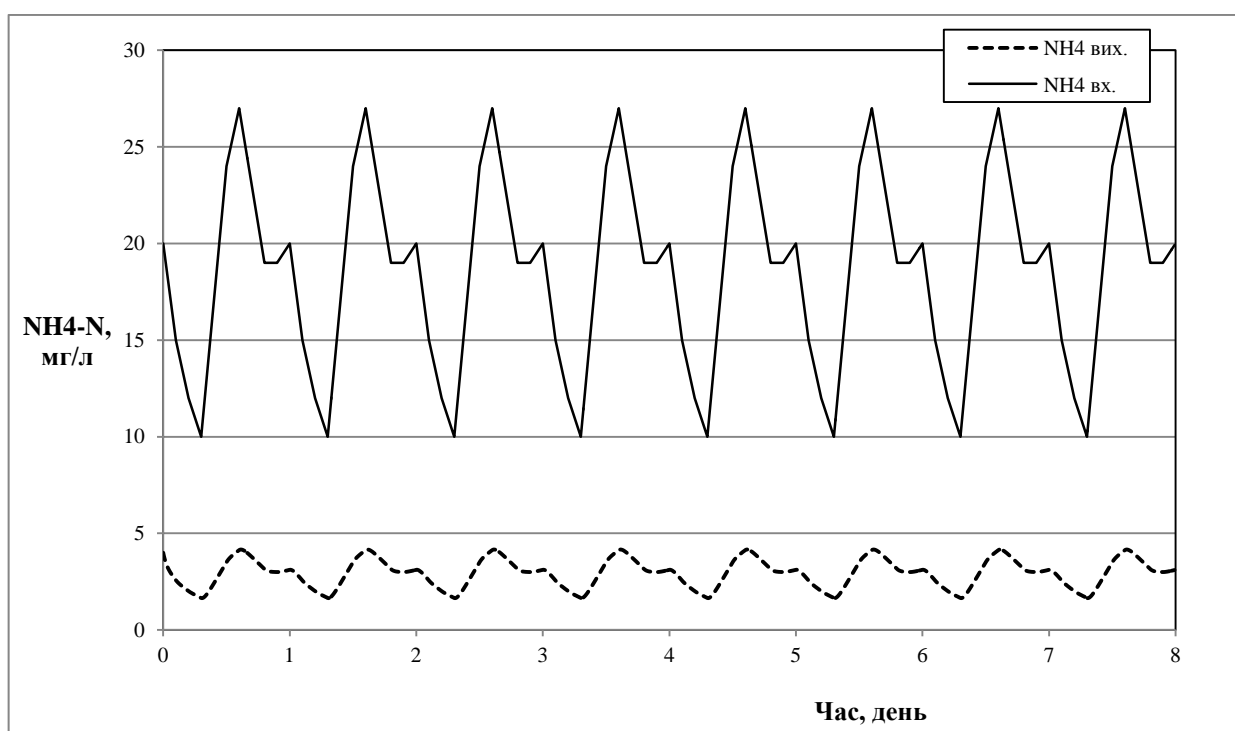


Рис. 4.24 Процес нітрифікації за концентрації РК рівної 2

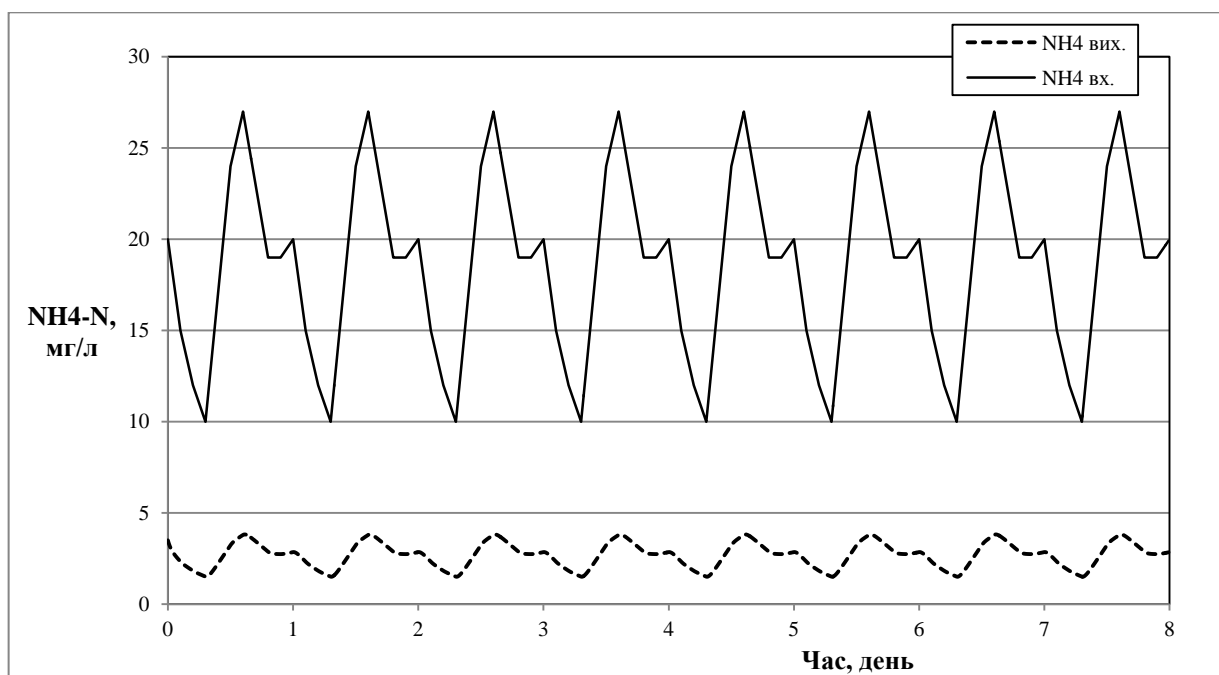


Рис. 4.25 Процес нітрифікації при концентрації РК рівної 3

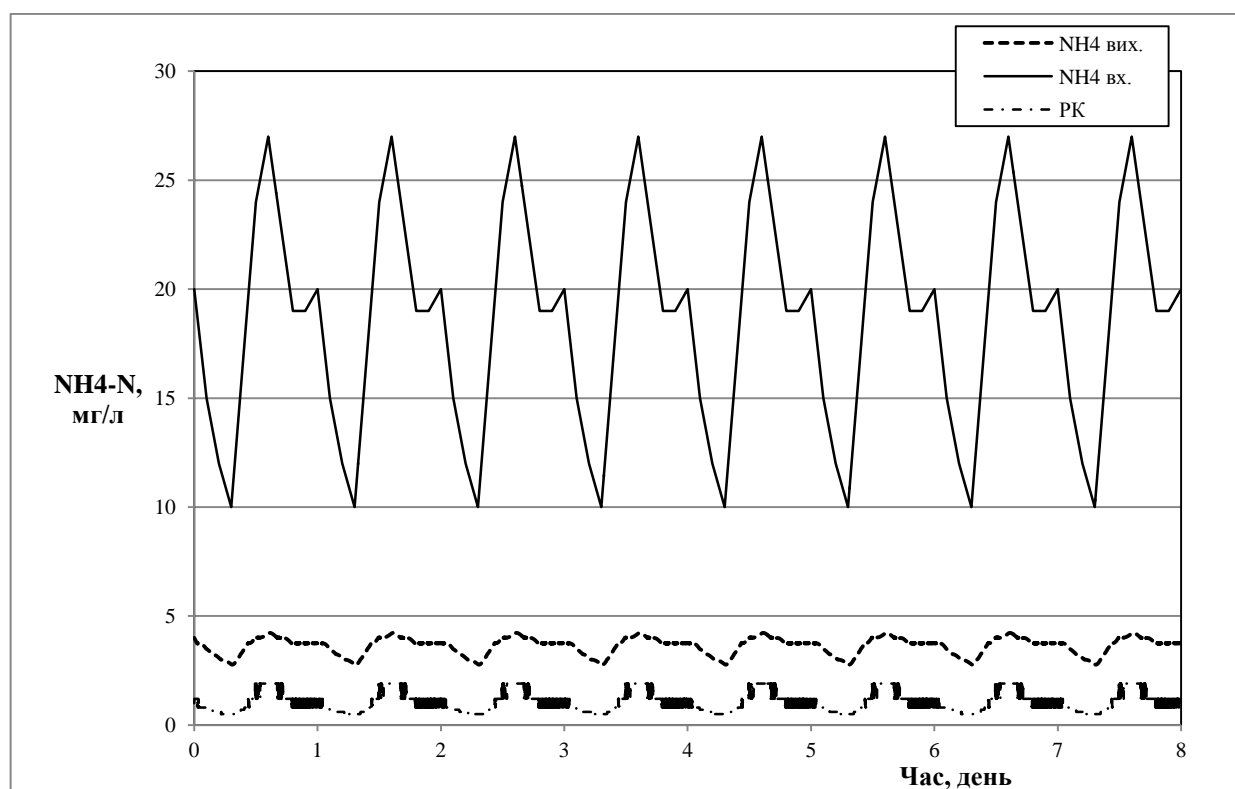


Рис. 4.26 Процес нітрифікації у випадку контролю витрати повітря відносно концентрації амонійного азоту рівної 3,5 мг/л

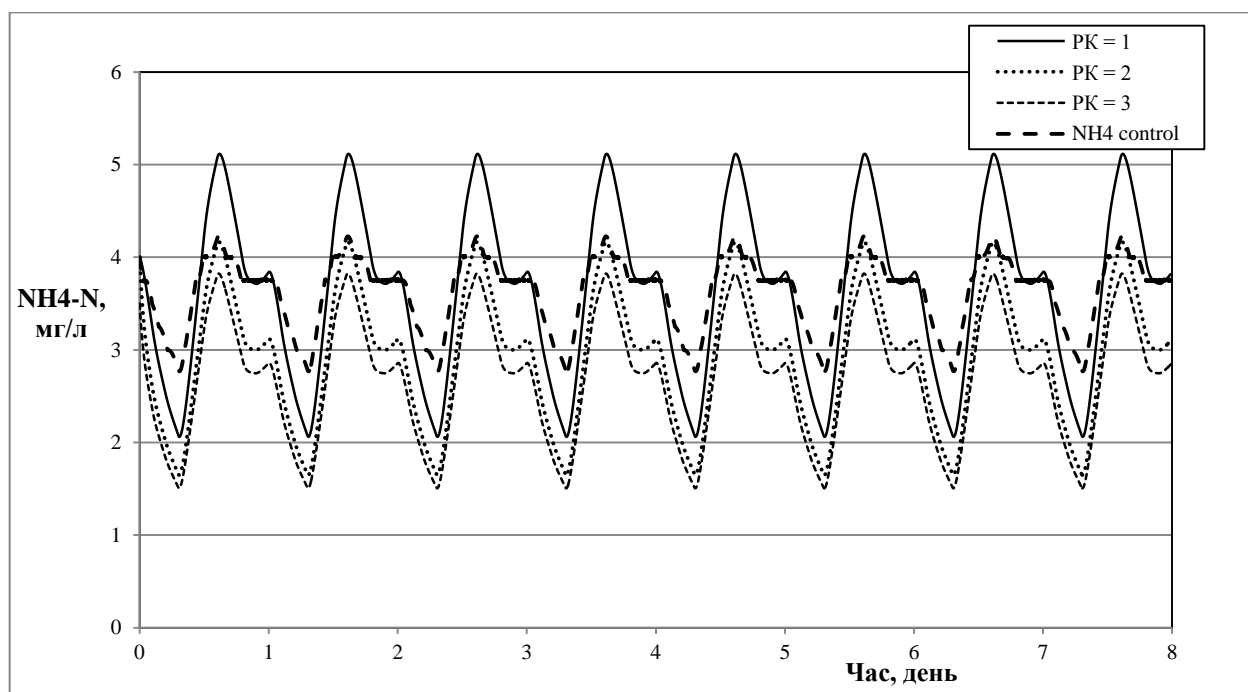


Рис. 4.27 Узагальнені результати моделювання для низьких концентрацій амонійного азоту

Таблиця 4.8

**Узагальнені середні значення для 4 варіантів у випадку низьких концентрацій амонійного азоту**

	PK = 1 мг/л	PK = 2 мг/л	PK = 3 мг/л	Контроль за амонієм
PK, мг/л	1	2	3	3,5
Окиснений азот, г N /д	21,8	17,6	16,1	21,8
Азот на виході з реактора, г N/д	89,9	94,1	95,5	89,8
Витрата повітря, м <sup>3</sup> /д	8,3	10,0	11,8	8,6
Питома витрата повітря м <sup>3</sup> /кг N	92,7	105,8	123,4	95,4

**4.3.3. Моделювання процесу аерації у випадку дуже низьких концентрацій амонійного азоту.** Змодельований для дуже низьких концентрацій амонійного азоту процес наведений на рисунках 4.28 – 4.32 та у таблиці 4.9. Змінні значення розчиненого кисню в залежності від концентрації азоту у реакторі відповідно до концентрації амонійного азоту наведені в таблиці 4.6.



Швидкість подачі стічних вод для даного випадку була рівною  $3 \text{ м}^3/\text{день}$ .

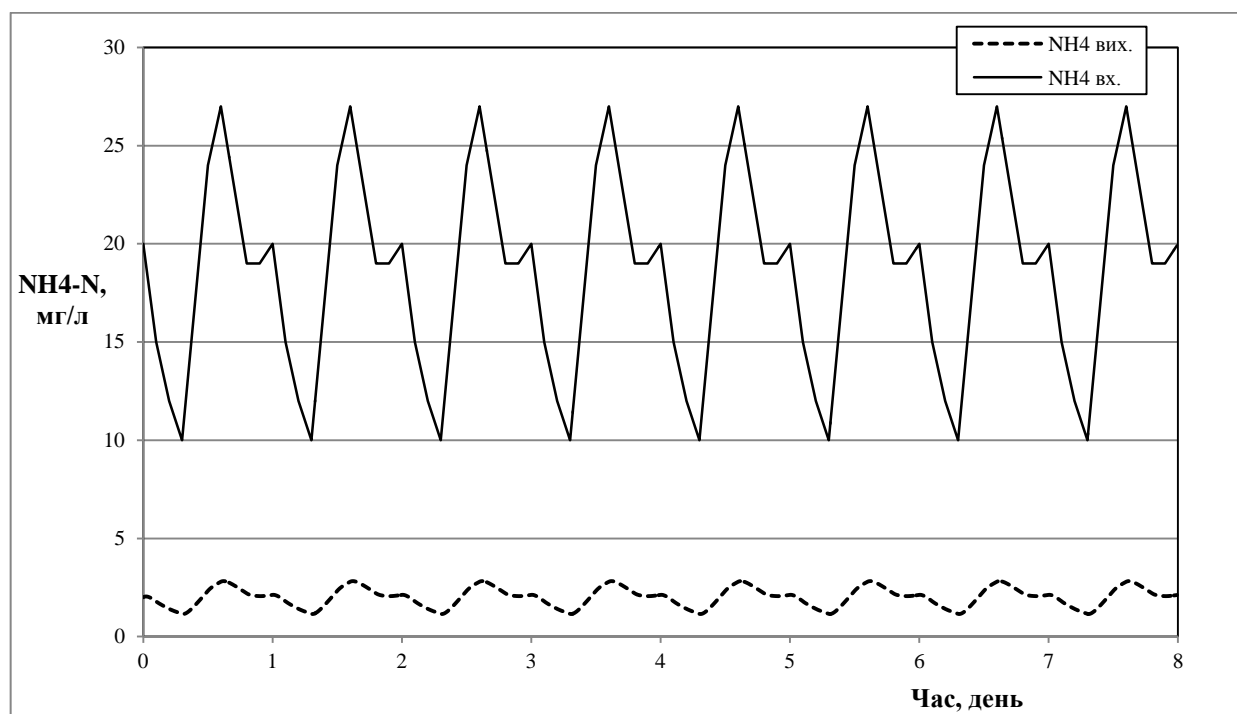


Рис. 4.28 Процес нітрифікації при концентрації РК рівної 1

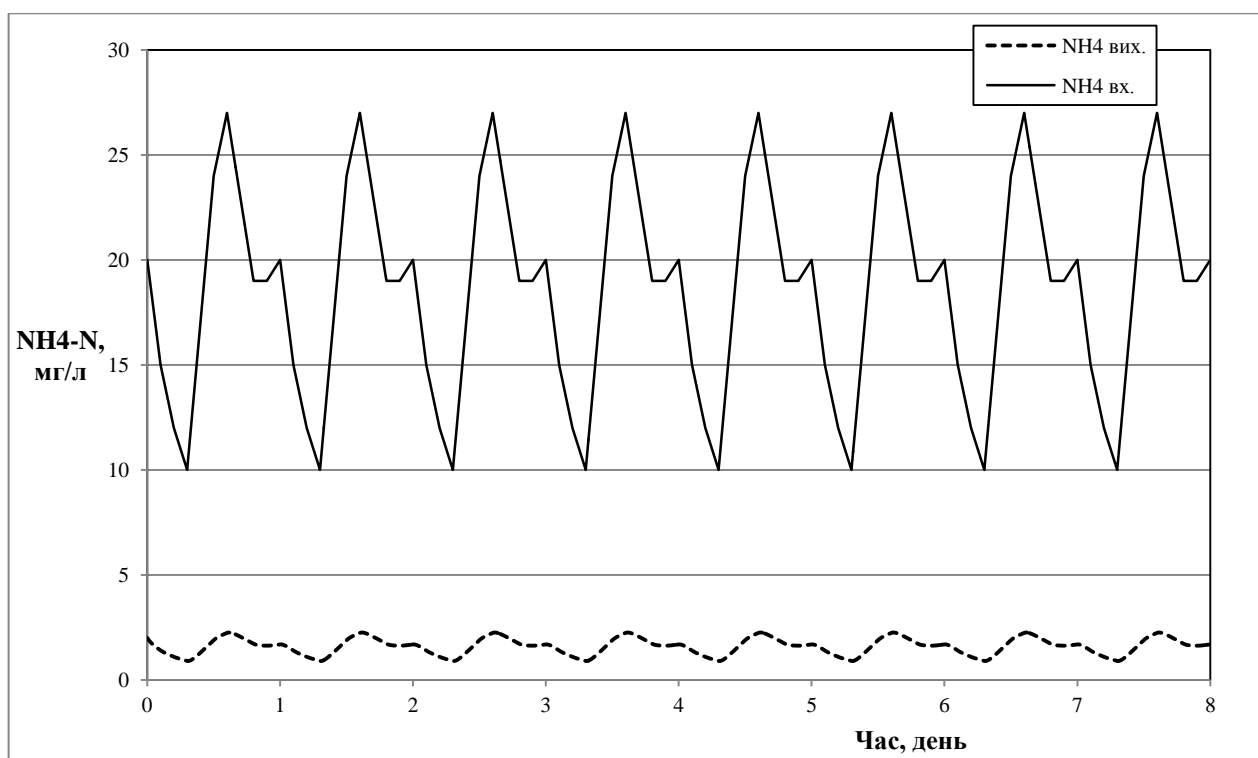


Рис. 4.29 Процес нітрифікації при концентрації РК рівної 2

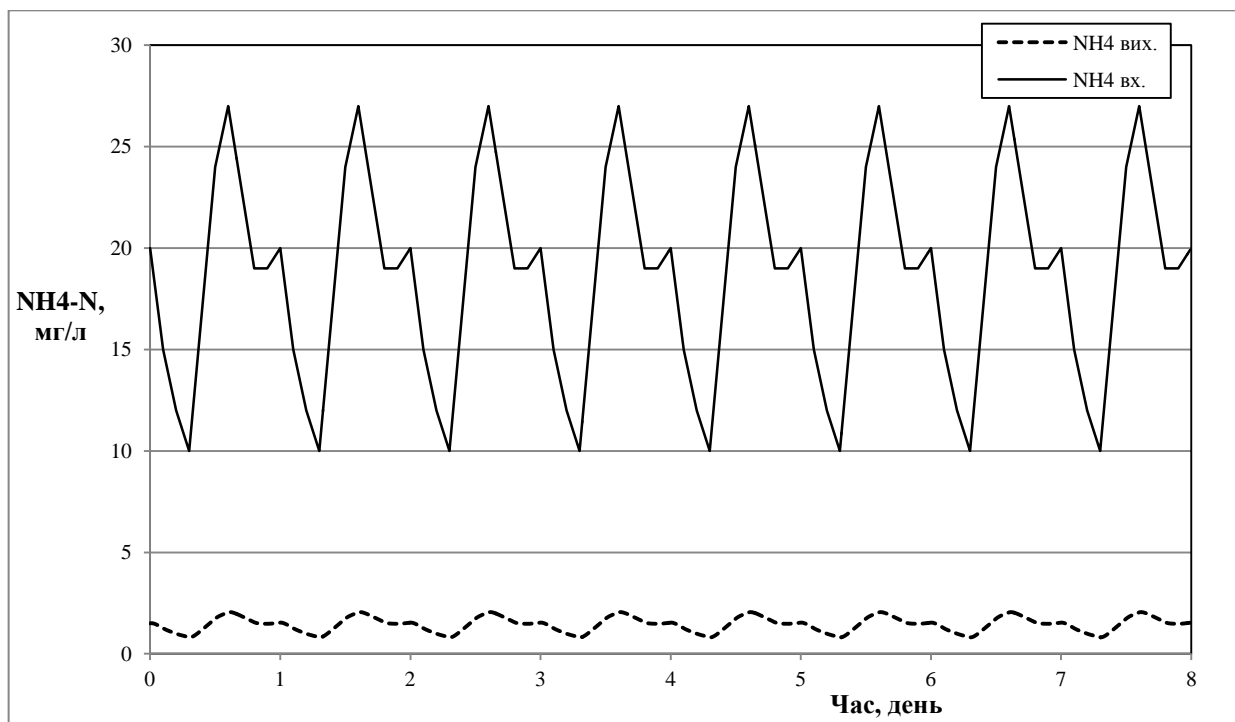


Рис. 4.30 Процес нітрифікації при концентрації РК рівної 3

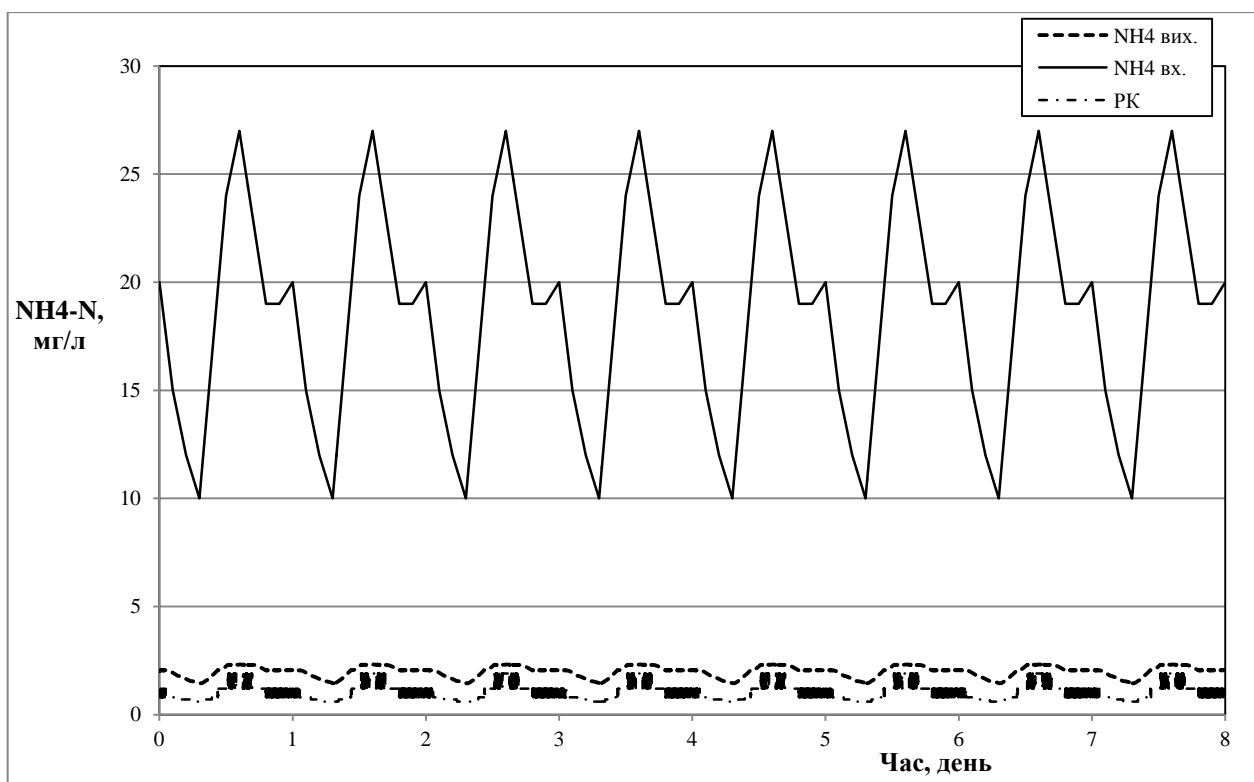


Рис. 4.31 Процес нітрифікації у випадку контролю витрати повітря відносно концентрації амонійного азоту рівної 1,8 мг/л

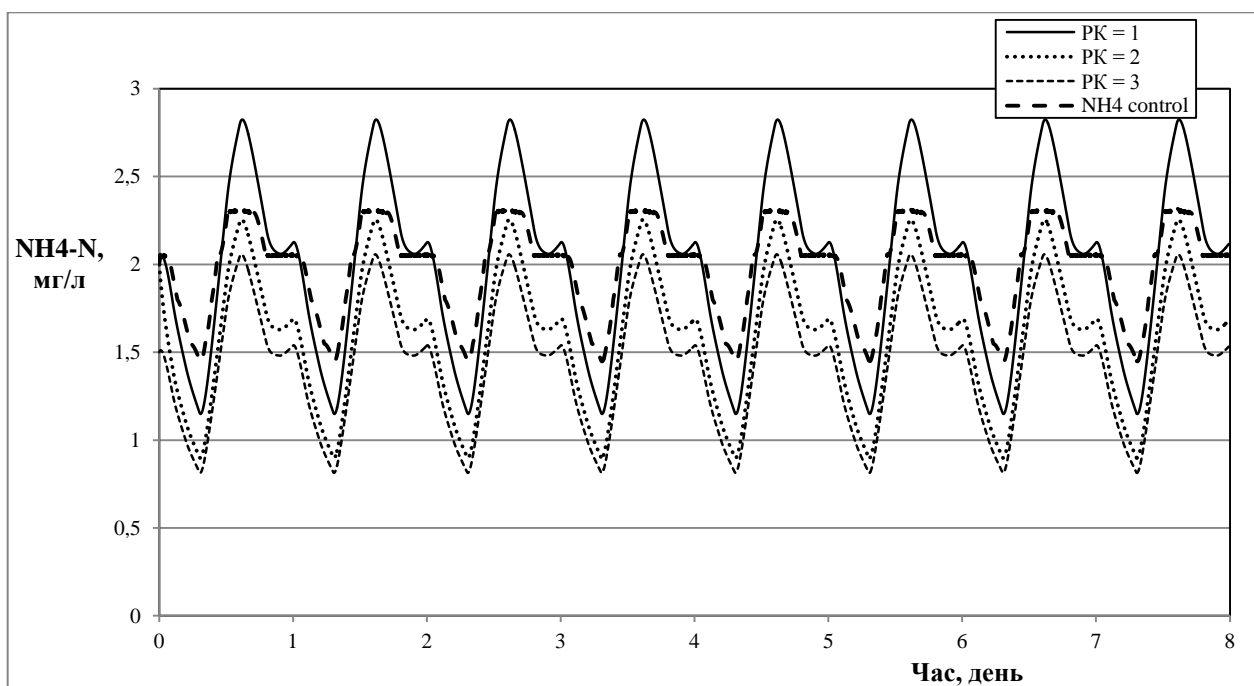


Рис. 4.32 Узагальнені результати моделювання для дуже низьких концентрацій амонійного азоту

Таблиця 4.9

**Узагальнені середні значення для 4 варіантів у випадку дуже низьких концентрацій амонійного азоту**

	PK = 1 мг/л	PK = 2 мг/л	PK = 3 мг/л	Контроль за амонієм
PK, мг/л	1	2	3	1,8
Окиснений азот, г N /д	6,0	4,8	4,3	6,0
Азот на виході з реактора, г N/д	49,8	51,1	51,4	49,8
Витрата повітря, м <sup>3</sup> /д	4,6	5,4	6,3	4,7
Питома витрата повітря м <sup>3</sup> /кг N	92,7	105,8	123,4	94,8

Як видно з отриманих результатів, у випадку використання сталого значення кисню можна добитись меншої витрати повітря з тим же ж ступенем вилучення азоту. Проте, для цього необхідно знати наперед як буде змінюватись концентрація амонію у майбутньому та правильно вибрати концентрацію розчиненого кисню. Використання концентрації амонію для контролю аерації дозволяє змінювати

аерацію в автоматичному режимі та гарантує не тільки достатній рівень очищення, а також стабільну концентрацію азоту у стоках на виході із аератора. Оскільки навіть недовготривалий скид підвищеної концентрації амонію може нести значний вплив на стан біоти, такий вид контролю забезпечує покращення рівня екологічної безпеки.

#### **4.4. Висновки та узагальнення до 4 розділу**

Аналіз даних моніторингу ефективності роботи аеротенків Львівських очисних споруд свідчать про відсутність системності в організації процесу очищення стічних вод від іонів амонію. Аналіз проведених вимірювань та отриманих результатів, свідчить, що після завершення процесу очищення стоків у Львівських муніципальних очисних спорудах очищена стічна вода має необхідну якість для наступного її господарсько-побутового використання, але не в повній мірі відповідає нормам для води рибогосподарського призначення. Робота аеротенків на КОС2 є недостатньо ефективною і потребує вдосконалення. Це вдосконалення повинно було б полягати у зміні системи подачі кисню в аеротенк в залежності від керуючих сигналів сенсорів. Керуючі сигнали повинні були б формуватись на основі концентрацій іонів амонію, а не концентрацій РК.

Результати дослідження ефективних умов аерації для очищення муніципальних стоків від амонійних сполук в статичних умовах показали, що в переважній більшості випадків кінетичні залежності окиснення іонів амонію повітрям за участю мікробіологічної структури активного мулу можуть бути апроксимовані прямолінійними залежностями. Динаміка окиснення іонів амонію визначається рядом факторів, серед яких вирішальними є конструкція пристрою аератора. Навіть за умови значного збільшення витрати повітря, яке поступає на аерацію, у випадку отримання крупнодисперсного розподілу цього повітря в товщі стоків, які очищаються, не вдається отримати достатнього ступеня очищення. Очевидно це пов'язано із зменшенням у цьому випадку поверхні масообміну, яка відіграє вирішальну роль для забезпечення очищення стоків від іонів амонію.

Як видно з результатів моделювання процесу аерації в умовах очищення стоків від амонійних сполук в промисловому аеротенку, у випадку використання сталого значення кисню можна добитись меншої витрати повітря з тим же ж ступенем вилучення азоту. Проте, для цього слід використовувати інформацію щодо зміни концентрації амонію в аеротенку в процесі очищення стоків, і на основі цієї інформації регулювати необхідну концентрацію розчиненого кисню. Використання концентрації амонію для контролю аерації дозволяє змінювати аерацію в автоматичному режимі та гарантує не тільки достатній рівень очищення, а також стабільну концентрацію азоту у стоках на виході із аератора. Оскільки навіть недовготривалий скид підвищеної концентрації амонію може нести значний вплив на стан біоти, такий вид контролю забезпечує покращення рівня екологічної безпеки.

Результати власних досліджень, які приведені у четвертому розділі дисертаційної роботи, в достатній мірі знайшли своє відображення в публікаціях [136, 154].

## РОЗДІЛ 5

### ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ МУНІЦИПАЛЬНИХ ОЧИСНИХ СПОРУД В ОЧИЩЕННІ СТИЧНИХ ВОД ВІД НЕТИПОВИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ

#### 5.1. Застосування процесу ANAMMOX для очищення висококонцентрованих амонійних фільтратів зневоднення активного мулу

Дослідження процесу ANAMMOX проводилось для визначення його можливостей, щодо очищення стоків з великим вмістом азотистих сполук. Для дослідження ефективності процесу були проведені довготривалі експерименти (320 днів).

Для нормальної роботи ANAMMOX-бактерій рН середовища на вході в експериментальну колону підтримувалось у межах 7,5 – 8. На виході рН підвищувалось до позначки рівної ~ 8,4. Зміна значення рН наведена на рис. 5.1.

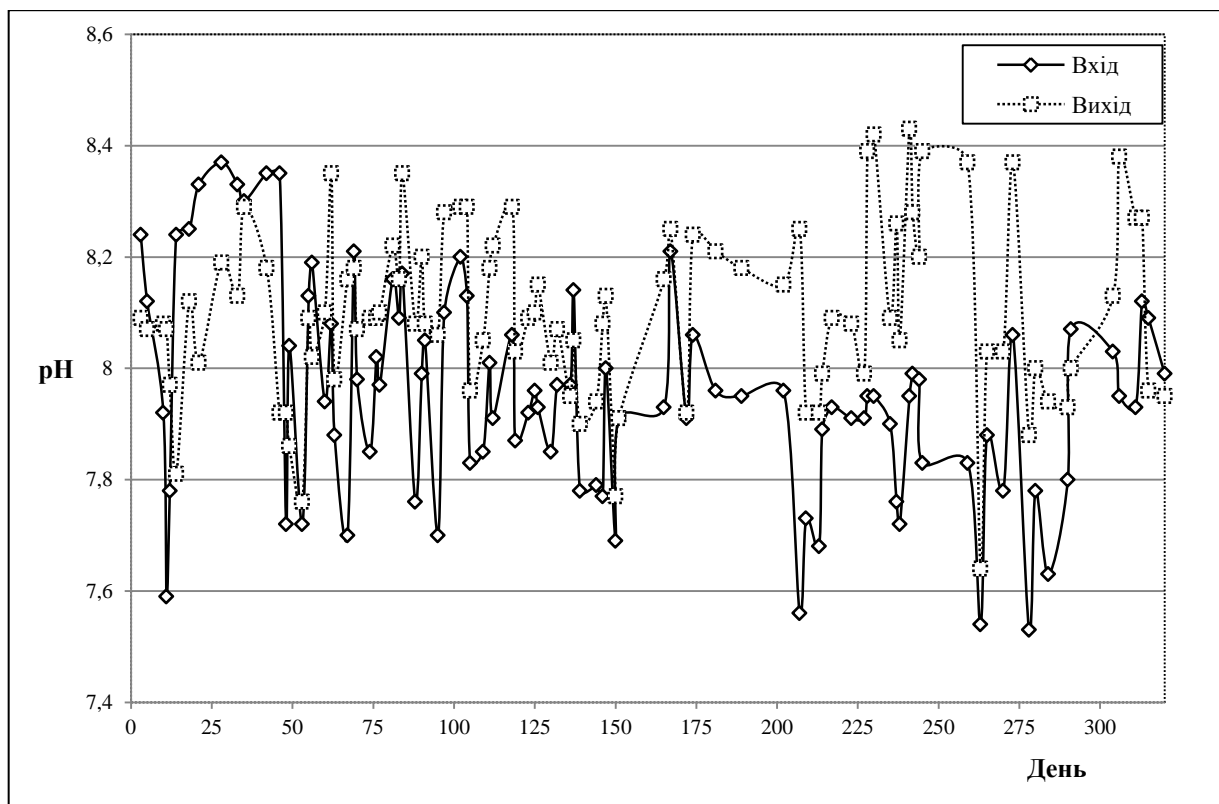


Рис. 5.1 Зміна значення рН на вході та на виході з експериментальної установки

Також протягом експерименту вимірювалась і підтримувалась приблизно на одному рівні температура експериментальної колони з іммобілізованими мікроорганізмами. Коливання температури протягом дослідження наведені на рис. 5.2.

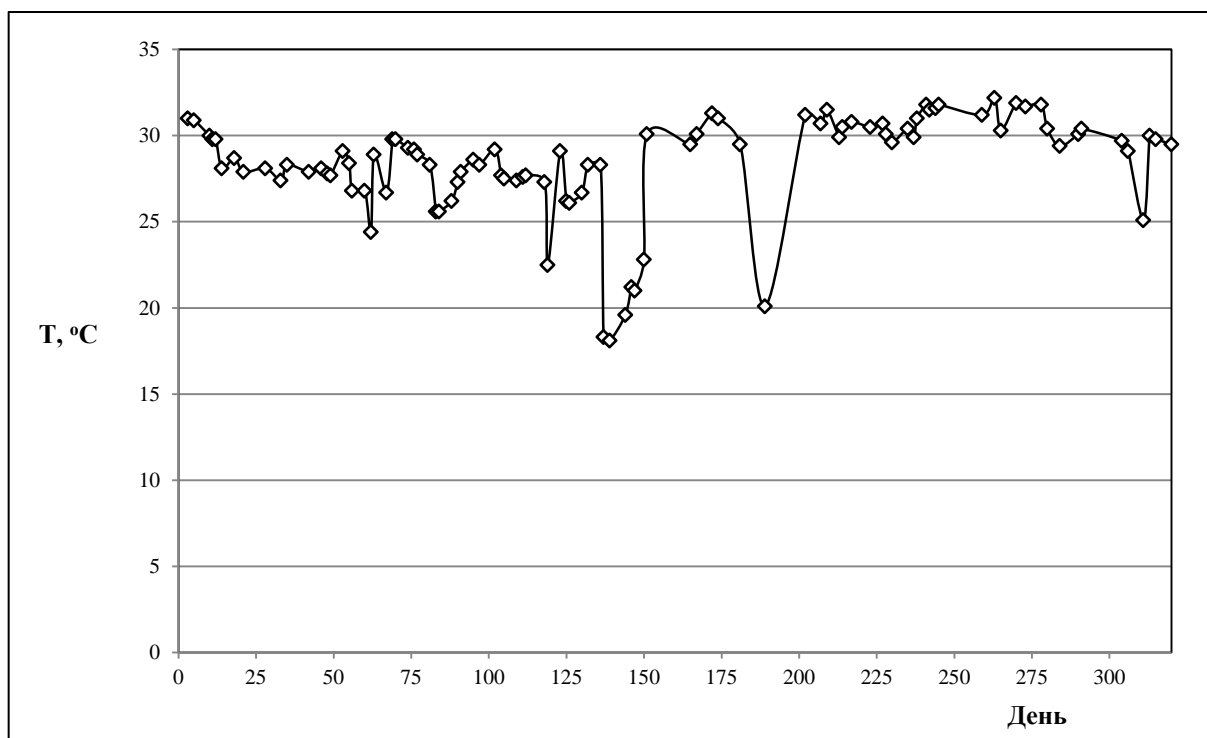


Рис. 5.2 Значення температури експериментальної колони з мікроорганізмами

Протягом експерименту вимірювалась і величина електропровідності (ЕП) водного середовища на вході та на виході з експериментальної колони. Отримані дані представлені рис. 5.3.

Як видно з рис. 5.3. величина електропровідності на вході була вищою, ніж на виході. Це пов'язано із збільшенням кількості електроносіїв на виході з експериментальної колони.

В ході дослідження були отримані позитивні результати щодо зміни (зменшення) концентрації азотистих сполук (амонійного азоту, нітриту та нітрату) у модельних висококонцентрованих стоках після очищення в експериментальній колоні з іммобілізованими на клиноптилоліті ANAMMOX-бактеріями. Отримані дані представлені на графіках нижче (рис. 5.4 – 5.6).

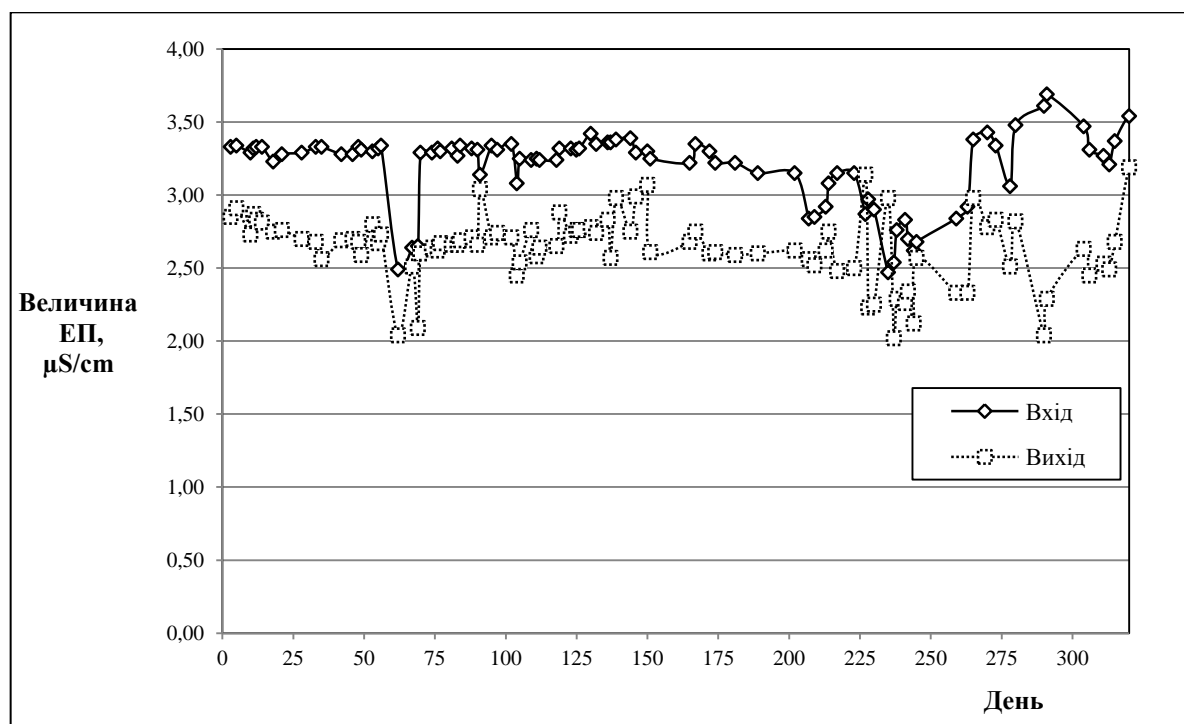


Рис. 5.3 Зміна величини електропровідності протягом дослідження

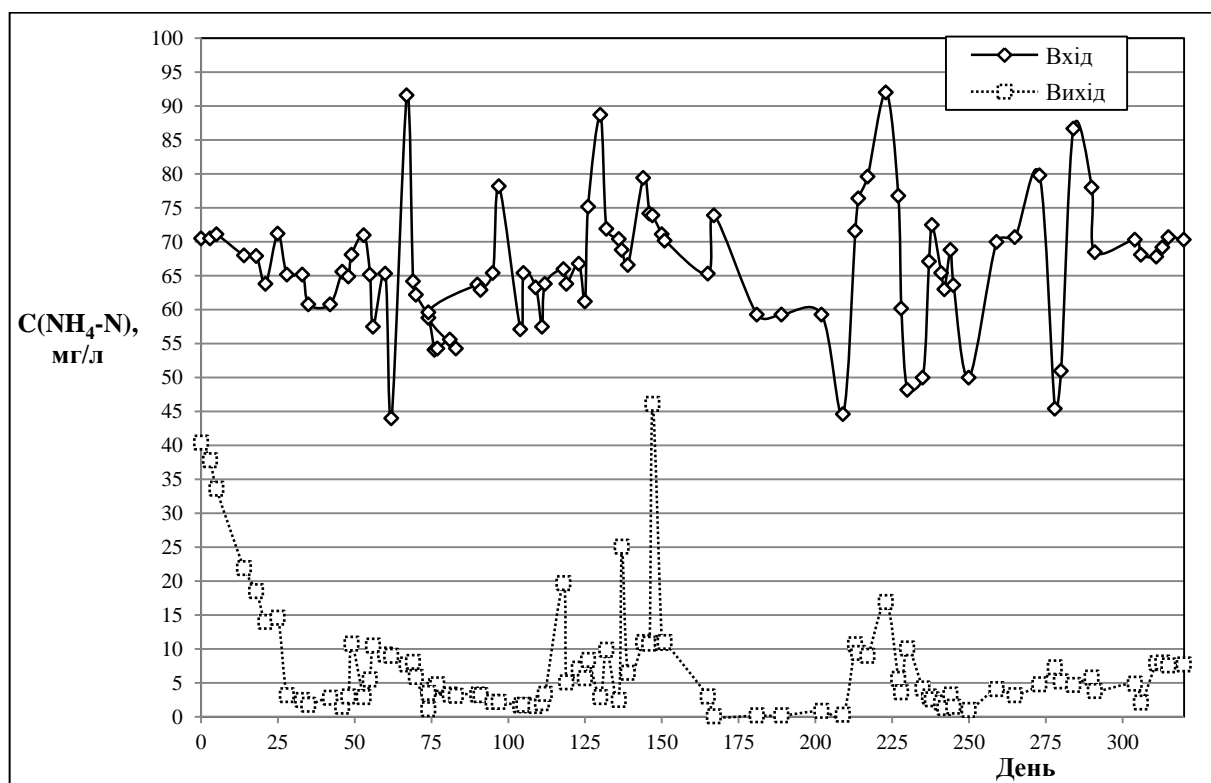


Рис. 5.4 Зміна концентрації амонійного азоту на вході та на виході з експериментальної колони



Концентрація іонів амонію у воді підтримувалась в межах 50 – 75 мг/л. Після очищення на виході з експериментальної колони концентрація іонів амонію зменшувалась до кількості від 1 до 10 мг/л (у більшості випадків).

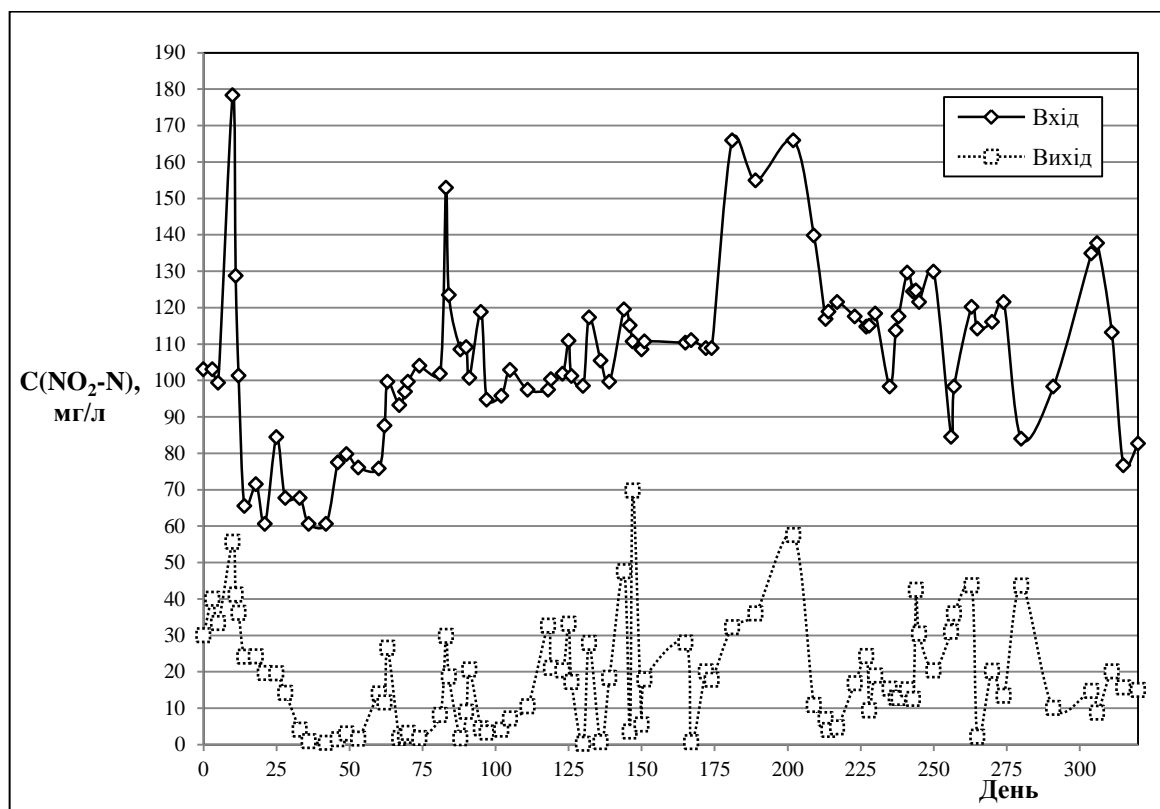


Рис. 5.5 Зміна концентрації нітриту на вході та на виході з експериментальної колони

Концентрація нітрит іонів у водному середовищі на вході в експериментальну колону була в межах 80 – 120 мг/л, а після колони з мікроорганізмами концентрація нітриту зменшувалась до 10 – 40 мг/л.

Спочатку визначались лише концентрації амонію та нітриту. Оскільки кисень в реактор не подавався, то процес нітрифікації не міг значно впливати на трансформацію азотовмісних сполук. Для доведення того, що в колоні реалізується саме процес ANAMMOX та для визначення стехіометрії процесу, було проведено визначення концентрації нітрату впродовж 2 місяців (рис. 5.6).

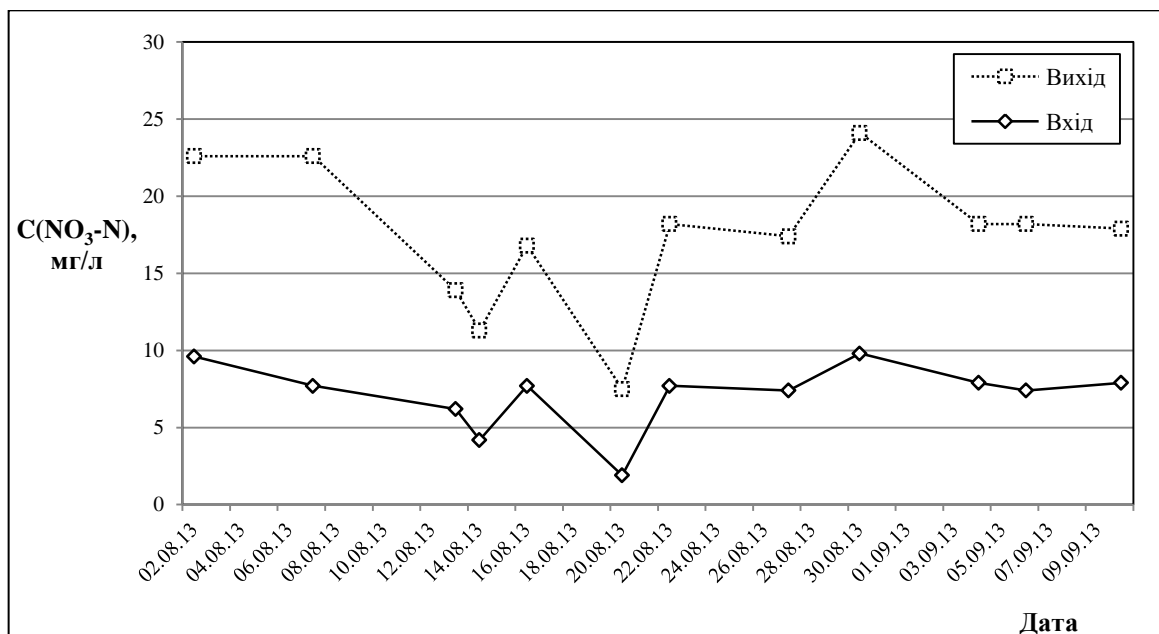


Рис.5.6 Зміна концентрації нітрату на вході та на виході з експериментальної колони

Для більшої характеристики процесу ANAMMOX на рис. 5.7 наводяться дані загальної кількості азоту у воді протягом дослідження до та після очищення.

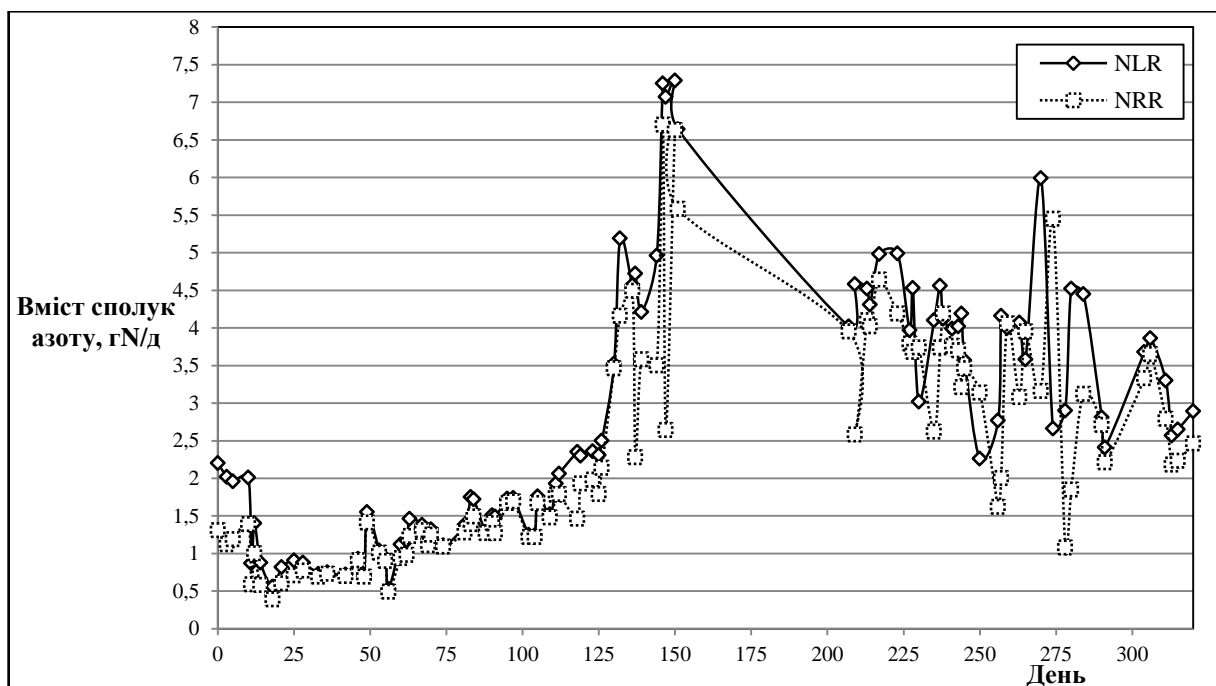


Рис. 5.7 Графік вмісту сполук азоту у воді до та після очищення (за азотом (г N/день)):

NLR – показник завантаження азотом;

NRR – показник вилучення азоту.

Ефективність процесу ANAMMOX щодо загального вилучення азотистих сполук із стічних вод наведена на рис. 5.8.

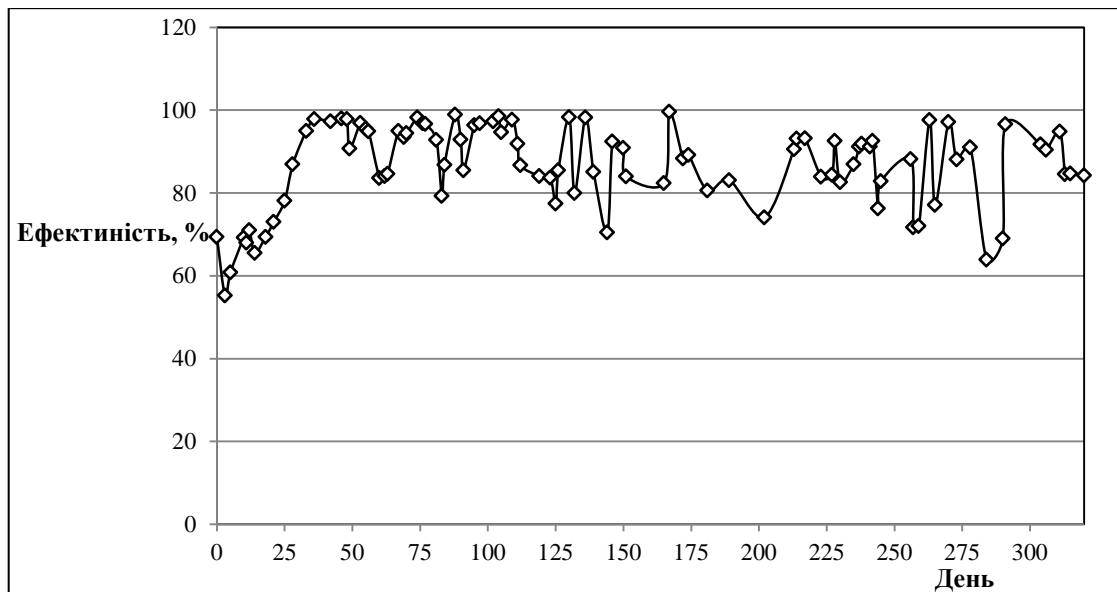


Рис. 5.8 Ефективність процесу ANAMMOX, щодо вилучення азотистих сполук із стічної води

Виходячи з даних приведених на рис. 5.6 концентрація нітратів на вході є незначною, а на виході підвищується на значення рівне приблизно 10 % від вилучених амонію та нітриту. Представлені результати свідчать про проходження саме ANAMMOX-процесу.

Зменшити енергозатрати на реалізацію очищення можна було б вводячи попередню стадію очищення від органічних сполук шляхом отримання біогазу. Такий спосіб апробований нами і захищений патентом України [137].

В загальному аналізуючи отримані результати, можна зробити висновок, що в ході досліджуваного процесу амоній окиснюється до газоподібного азоту з використанням нітриту, а продуктами такого очищення є газ ( $N_2$ ) та вода. Це дозволяє стверджувати те, що дійсно проходить процес ANAMMOX, а не просто нітрифікація (хоча нітрифікація і так є неможливою тому, що в процесі відсутнє джерело кисню).

Як видно із рис. 5.8, ефективність досліджуваного процесу протягом дослідження становила більше 80 %, що говорить про можливість застосування

цього процесу у промислових масштабах. Досліджуваний процес захищений патентом України [138].

## 5.2. Перспективи очищення муніципальних стоків від поверхнево активних речовин

Метою наших досліджень було встановлення кінетики біорозкладу поверхнево активних речовин (ПАР) різних класів у водному середовищі та розроблення рекомендацій щодо мінімізації впливу ПАР на довкілля.

Для експериментальних досліджень були вибрані найпопулярніші поверхнево активні речовини, що використовуються для виробництва миючих та чистячих засобів, які відносяться до трьох основних груп. До них відносяться *неіоногенні*: 1 – алкілполіглюкозид; 2 – алкіглюкозид; 3 – етоксильований жирний спирт; 4 – етоксильований спирт; *аніонні*: 5 – додецилбензосульфокислота; 6 – натрію лаурет сульфат; та *амфотерні*: 7 – динатрій кокоамфодіпропіонат; 8 – N-алкіламінопропіл гліцин.

В результаті проведених експериментальних досліджень були отримані значення БСК, та здатності до біологічного розкладання досліджуваних поверхнево активних речовин. Отримані після проведення дослідження результати приведені в таблицях 5.1 і 5.2 та на рис. 5.9 – 5.11.

Таблиця 5.1

### Біохімічне споживання кисню

Номер ПАР	БСК, мгО <sub>2</sub> /мг				ХСК (ТСК), мгО <sub>2</sub> /мг
	7 доба	14 доба	21 доба	28 доба	
Ацетат натрію	50,73	63,25	64,78	67,90	0,7805
1	42,77	79,76	89,01	102,88	1,1560
2	62,88	90,03	105,75	124,33	1,4291
3	116,44	182,25	207,57	212,63	2,5313
4	125,18	144,95	166,90	182,28	2,1961
5	122,45	179,93	209,92	227,41	2,4990
6	69,75	103,97	100,02	110,55	1,3161

Продовж. табл. 5.1

7	22,29	24,96	33,87	34,32	0,4457
8	31,27	96,22	163,57	165,98	2,4055

Таблиця 5.2

## Рівень біологічного розкладу досліджуваних ПАР

Номер ПАР	Рівень біологічного розкладу, %			
	7 доба	14 доба	21 доба	28 доба
Ацетат натрію	65	81	83	87
1	37	69	77	87
2	44	63	74	90
3	46	72	82	84
4	50	66	76	83
5	49	72	84	91
6	53	79	76	84
7	50	56	76	77
8	13	40	68	69

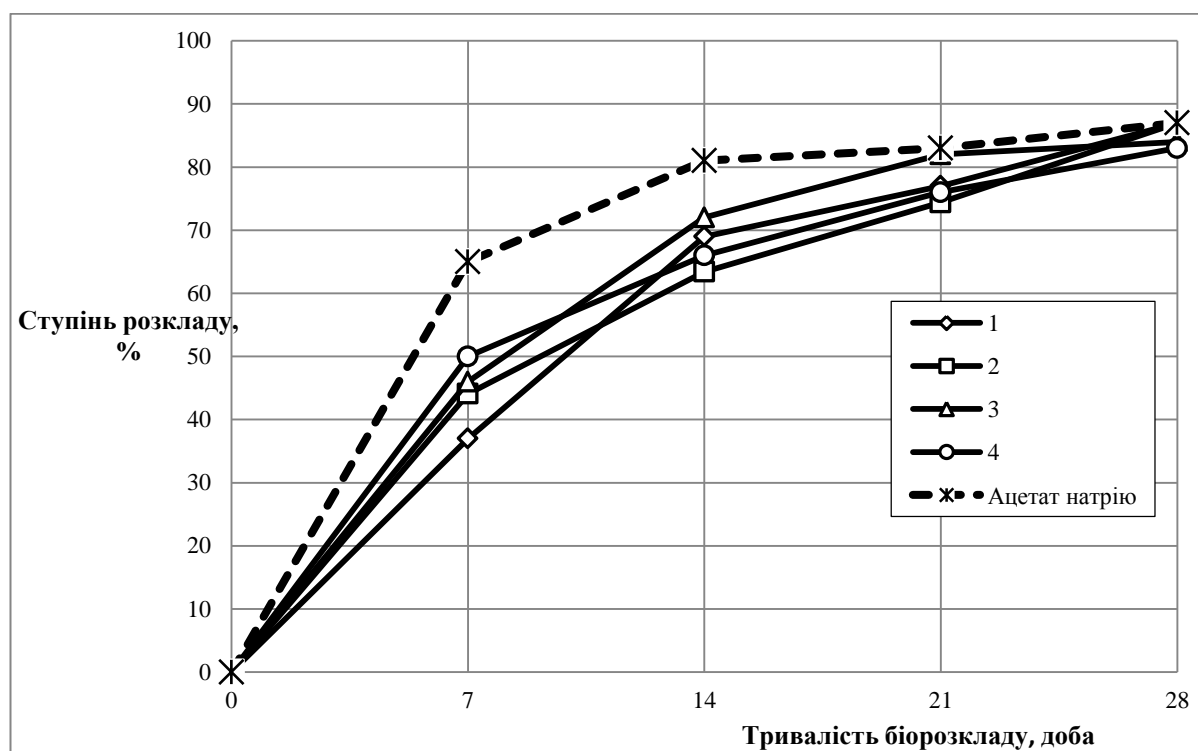


Рис. 5.9 Кінетика біорозкладу неіоногенних ПАР

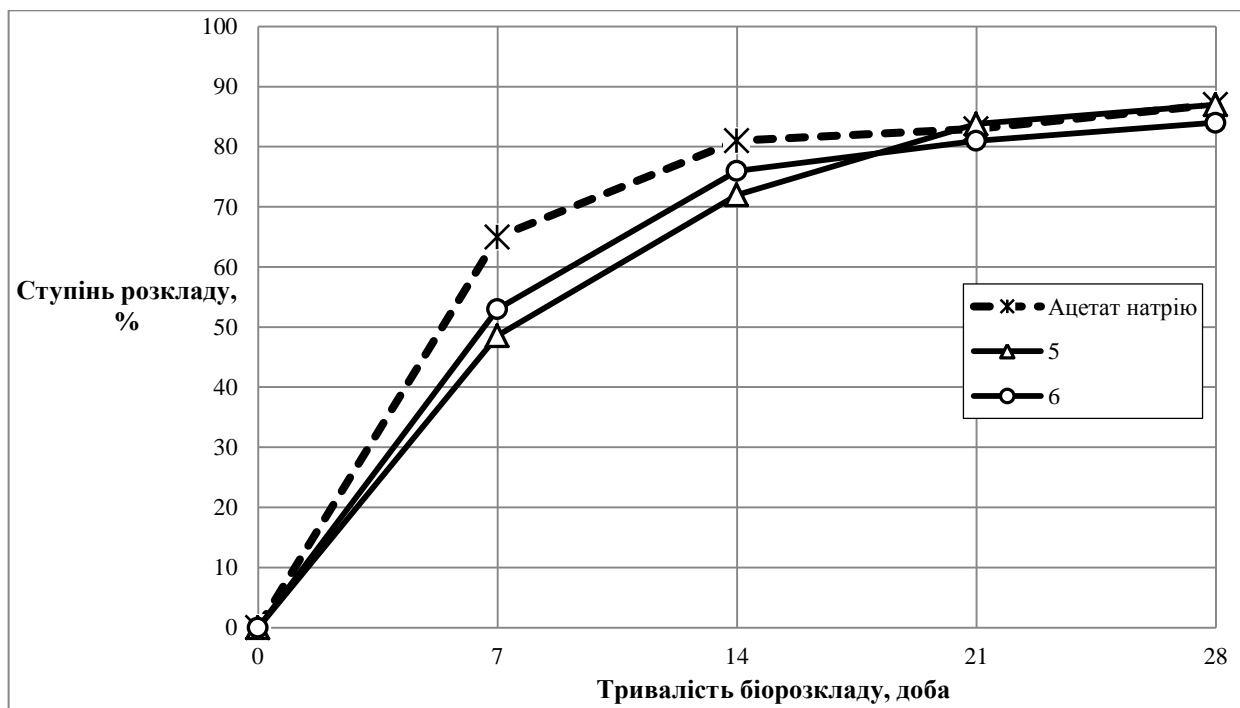


Рис. 5.10 Кінетика біорозкладу аніонних ПАР

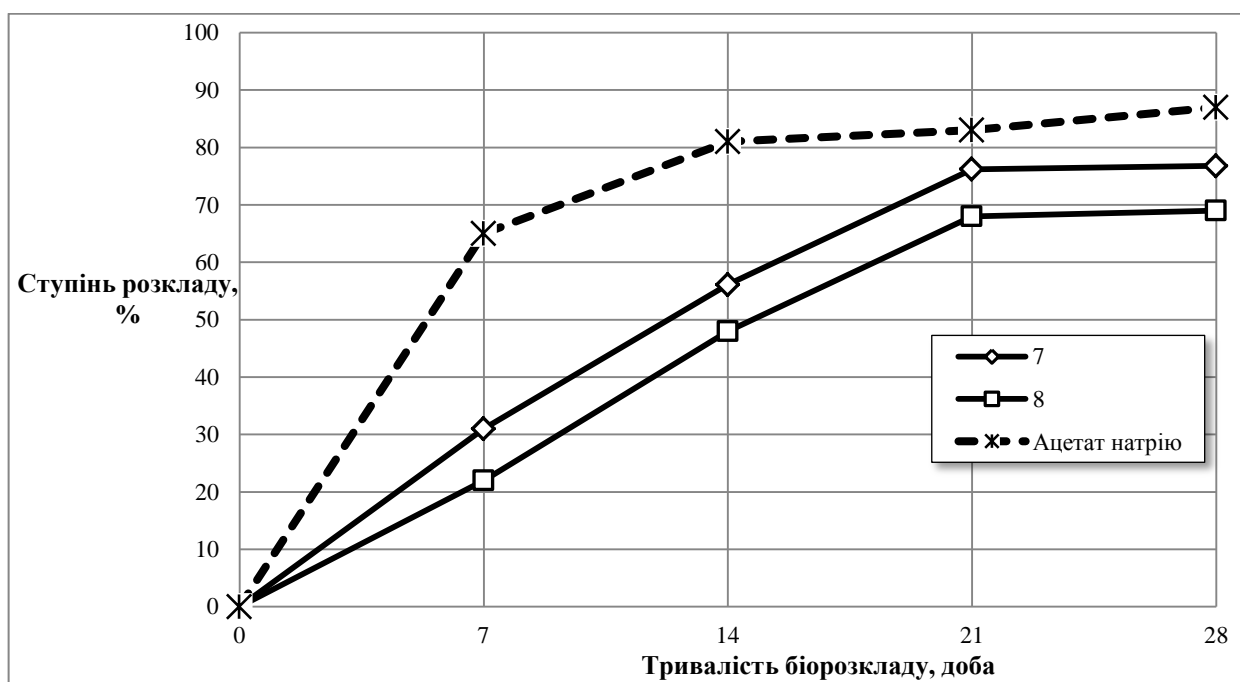


Рис. 5.11 Кінетика біорозкладу амфотерних ПАР

За результатами експериментальних даних можна зробити висновок, що рівень біорозкладу ПАР, вибраних для досліджень, відповідає вимогам Технічного регламенту мийних засобів, тобто становить більше ніж 60 % за двоокисом вуглецю.

Як видно із приведених рисунків, неіоногенні та аніонні ПАР піддаються

біорозкладу швидше, ніж амфотерні. Кінетика біорозкладу аніонних ПАР найбільш інтенсивна. Вже через 14 днів для аніонних ПАР досягається показник 70 – 80 %, для неіоногенних цей показник складає 60 – 70 %, а для амфотерних – 50 – 60 %. Проте на 28 день ступінь біорозкладу і неіоногенних і аніонних ПАР знаходиться в межах 80 – 90 %, тоді як для амфотерних – 70 – 80%.

За інтенсивністю біорозкладу всі досліджувані групи (неіоногенні, аніонні та амфотерні) ПАР відповідають нормативним вимогам України щодо рівня (ступеня) біорозкладу, проте для очищення стічних вод в реальних умовах очисних споруд цього недостатньо. Тому на нашу думку раціональним є встановлення локальних очисних споруд для первинного розкладу ПАР на спорудах, куди потрапляють у стоки ПАР, що містять їх у великих об'ємах (пральні, мийки, заклади громадського харчування).

### **5.3. Дослідження ефективності очищення на муніципальних очисних спорудах фільтратів сміттєзвалища**

**5.3.1. Результати досліджень впливу фільтратів звалища на процес біологічного очищення міських стічних вод у періодичному режимі.** Перший етап досліджень впливу фільтратів на процес біологічного очищення міських стічних вод проводили у періодичному режимі.

На змонтованій дослідній установці біологічного очищення міських стічних вод періодичної дії виконано серію з дев'яти дослідів тривалістю 6 год. кожен. В усіх дослідах співвідношення об'ємів фільтрату та суміші стічних вод з активним мулом було різним. Зокрема по одному досліді виконано для співвідношення об'ємів фільтрату та суміші стічних вод з активним мулом 1:10, 1:500 та 1:1500, а також по два досліді для співвідношень 1:1000 і 1:1250. Також виконано два досліді для суміші стічних вод з активним мулом без додавання фільтрату. На початку та після проведення кожного досліді відбирали пробу суміші фільтрату та стічних вод з активним мулом для визначення відповідно вхідних і вихідних концентрацій забруднювальних речовин.

Результати досліджень за показниками концентрації амонійного азоту, нітриту та нітрату представлено у табл. 5.3, на рис. 5.12 – 5.14 та в додатку Б1.

Таблиця 5.3

### Результати хімічного аналізу стоків за різного розбавлення

Показник Кратність розбавлення	Азот амонійний, мг/л			Нітрати, мг/л			Нітрити, мг/л		
	Вхід	Вихід	Ефект, %	Вхід	Вихід	Ефект, %	Вхід	Вихід	Ефект, %
Без фільтрату	19,55	5,36	53	11,1	40,65	-68	0,065	0,1	41
1:10	84,11	62	26	613,8	703	-15	0,171	0,92	-437
1:500	21	1,55	92,6	21,3	278	-1205	0,11	0,16	-38,4
1:1000	8,83	18,1	-105	173	13,80	92	0,03	0,07	-152
'1:1000	13,6	0,89	93	7,51	77,6	-933	0,2	1,03	-421
1:1250	17	1,17	93,1	0	3,76	-	0,08	0,06	26,6
'1:1250	16,78	36,76	-119	2,5	12,51	-400	0,022	0,037	-68
1:1500	15,1	1,73	89	0	21,6	-	0,03	0,13	-393
Фільтрат	690,4			6025,3			0,764		

Примітка. ' – повторне дослідження даного співвідношення.

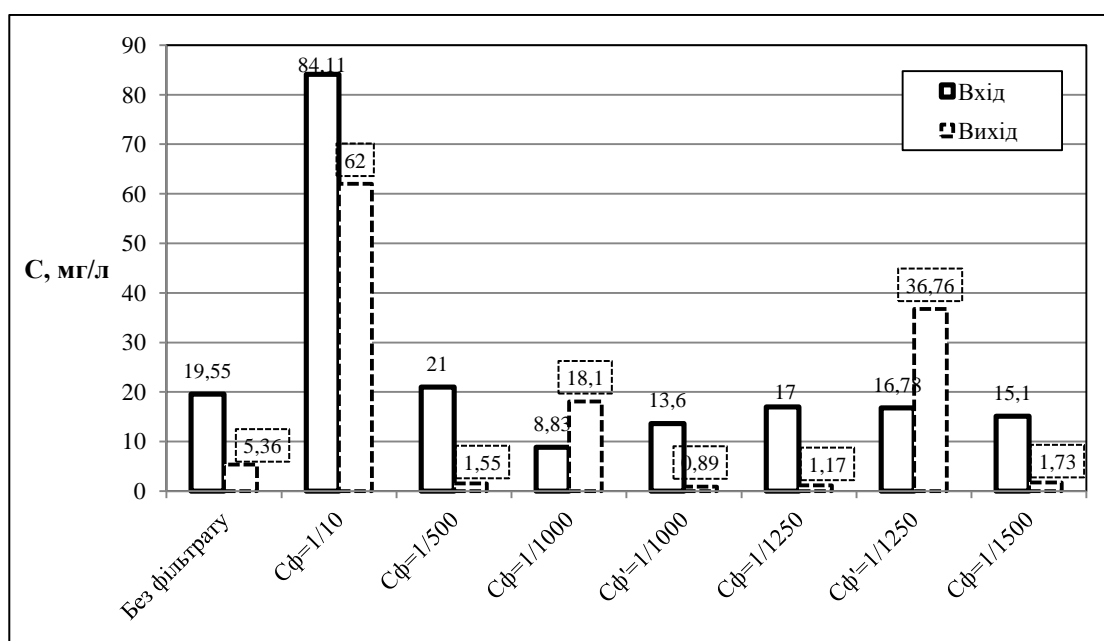


Рис. 5.12 Зміна концентрації амонійного азоту в суміші фільтрату та стічних вод з активним мулом до та після очищення



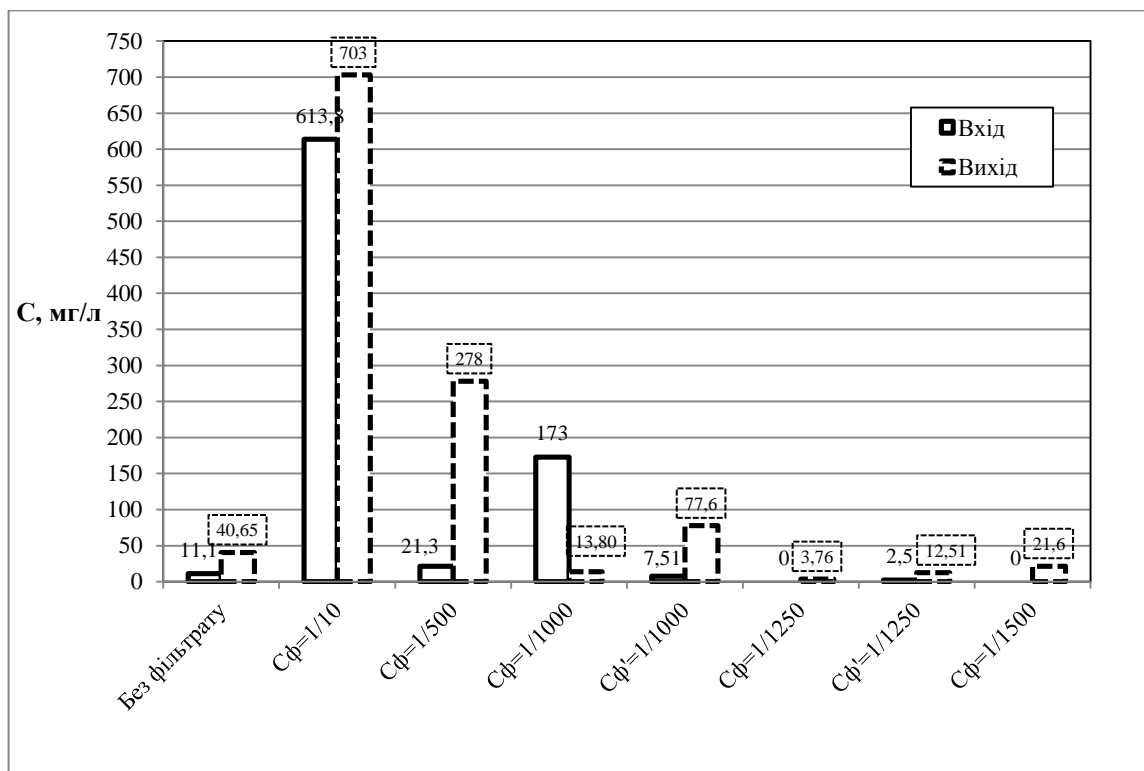


Рис. 2.13 Зміна концентрації нітрату в суміші фільтрату та стічних вод з активним мулом до та після очищення

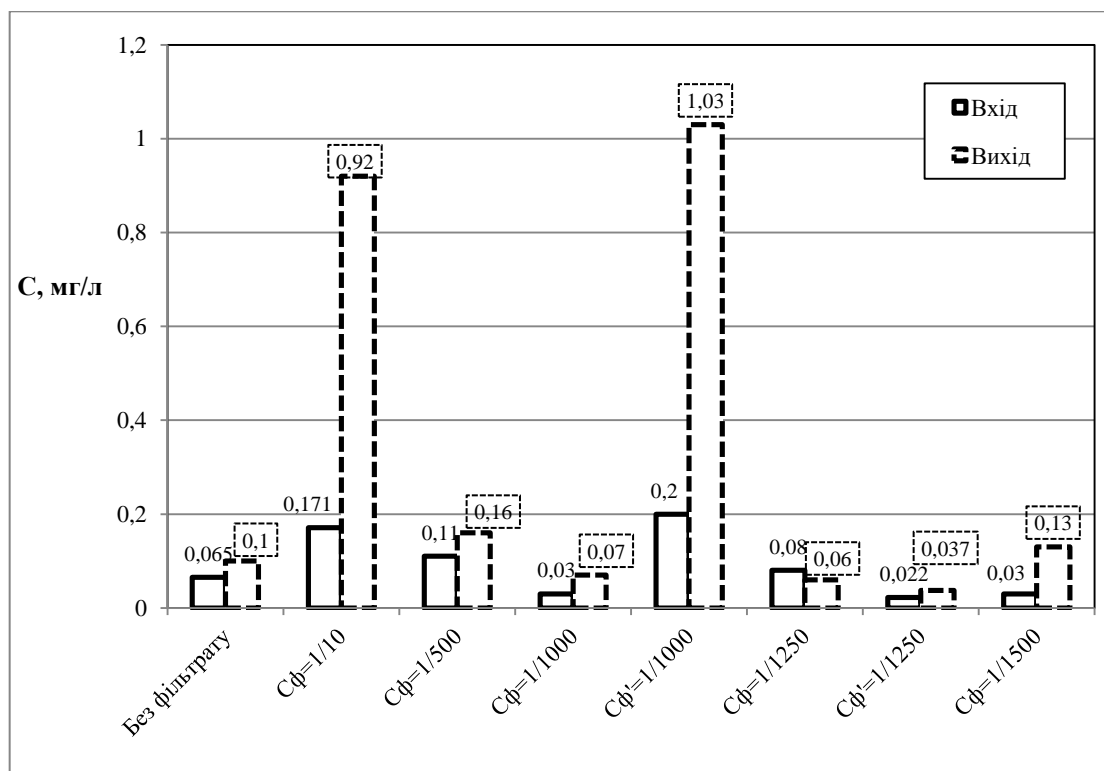


Рис. 2.14 Зміна концентрації нітриту в суміші фільтрату та стічних вод з активним мулом до та після очищення

Дані, наведені в табл. 5.3 та на рис. 5.12 – 14 свідчать про те, що лише для кратності розбавлення 1:10 концентрація амонійного азоту на 64,30% перевищують граничні норми на скид у міську каналізацію м. Львова. Вміст нітратів перевищує граничні норми при кратності розбавлення 1:10 та 1:1000 на 92,7% та 73,9% відповідно. Концентрація нітриту при всіх розбавленнях не перевищує граничних норм для скиду на міські каналізаційні очисні споруди.

В таблиці 5.3 наведено залежності ефекту біологічного очищення суміші фільтрату та стічних вод з активним мулом відповідно за всіма показниками.

Значення величини ефекту очищення для амонійного азоту ( $E_{NH_4^+}$ ) визначались за формулою (5.1):

$$E_{NH_4^+} = \frac{C(NH_4^+)_{ex} - C(NH_4^+)_{вих}}{C(NH_4^+)_{ex}} \cdot 100\% \quad (5.1)$$

Результати досліджень свідчать, що для кратностей розбавлення 1:500 та 1:1500 ефект очищення за амонійним азотом становить відповідно 92,6% та 93%. Це майже дорівнює ефекту очищення стічних вод без додавання фільтрату за подібних умов експерименту (95%).

**5.3.2. Результати досліджень впливу фільтратів звалища на процес біологічного очищення стоків на міських каналізаційних очисних спорудах у неперервному режимі.** На Львівських каналізаційних очисних спорудах застосовано біологічне аеробне очищення стоків в аеротенках, яке здійснюється за участю біологічно активної маси (активного мулу).

Організми активного мулу, які використовуються на Львівських каналізаційних очисних спорудах біологічного очищення, є аеробними. Для їх життєдіяльності потрібен кисень. Критичною концентрацією розчиненого кисню є 0,2 мг/л. Робочою кількістю розчиненого кисню в аеротенках є 2 – 3 мг/л.

Вміст розчиненого Оксигену контролювався в дослідженнях кожних півгодини протягом усього етапу дослідження і був у межах 1,8...3,2 мг/л. На підставі аналізу експериментальних результатів на установці періодичної дії прийнято рішення щодо методики та режиму досліджень на установці неперервної дії.

На експериментальній установці біологічного очищення неперервної дії виконано дослідження неперервного процесу біологічного очищення суміші стічних вод після первинних відстійників Львівських КОС-II з фільтратами Львівського полігону твердих побутових відходів щодоби протягом 8 годин (з 9<sup>00</sup> до 17<sup>00</sup>) – очищення суміші фільтратів та стічних вод у співвідношенні 1:500. Отримані результати приведені в табл. 5.4, на рис 5.15 – 5.17 та в додатку Б1.

Таблиця 5.4

**Значення концентрацій азотистих сполук до та після очищення на установці неперервної дії**

№	Показник		Азот амонійний (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), мг/л	Нітрити (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ), мг/л	Нітрати (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), мг/л
	Дата і місце відбору				
1	20.05.2015 р.	Вхід	24,43	0,05	22,52
		Вихід	1,32	1,40	26,27
2	21.05.2015 р.	Вхід	25,16	0,02	11,26
		Вихід	1,0	2,33	21,27
3	22.05.2015 р.	Вхід	21,25	0,10	16,26
		Вихід	0,77	0,42	48,79
4	24.05.2015 р.	Вхід	22,75	0,11	45,03
		Вихід	0,77	3,50	13,76
5	25.05.2015 р.	Вхід	22,38	0,09	7,51
		Вихід	0,44	2,56	45,03
6	26.05.2015 р.	Вхід	15,60	0,09	51,28
		Вихід	1,31	0,64	17,52

Згідно з отриманими та приведеними в табл. 5.4 даними можна говорити про достатньо високу ступінь очищення суміші фільтратів звалища твердих побутових відходів та стічних вод від усіх азотистих сполук.

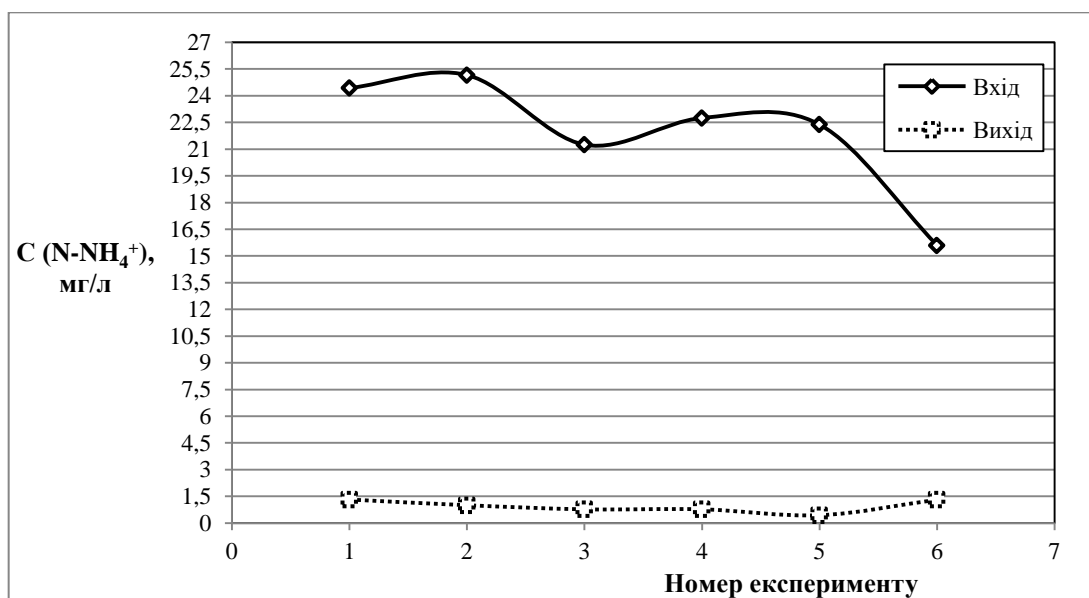


Рис. 5.15 Зміна концентрації азоту амонійного у суміші фільтратів та стічних вод до та після очищення

Найбільш показовими і важливими є значення концентрацій амонійного азоту. У всіх 6 випадках на виході із експериментальної установки його концентрація була меншою за ГДК у воді господарсько-побутового водопостачання (2,0 мг/л), та лише у одному випадку (0,44 мг/л) менша ГДК у воді рибогосподарського призначення (0,5 мг/л).

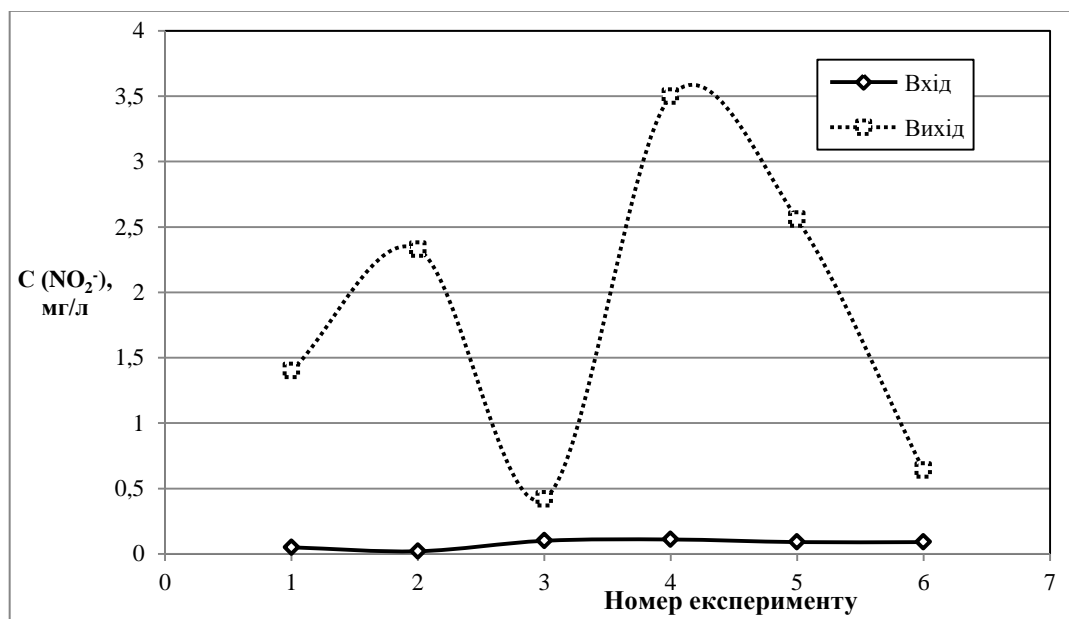


Рис. 5.16 Зміна концентрації нітриту у суміші фільтратів та стічних вод до та після очищення

Аналізуючи вихідні концентрації нітриту, лише у одному випадку (3,50 мг/л) є незначне перевищення ГДК у воді господарсько-побутового водопостачання (3,3 мг/л). Концентрації меншої аніж ГДК у воді рибогосподарського призначення (0,08 мг/л) не зафіксовано.

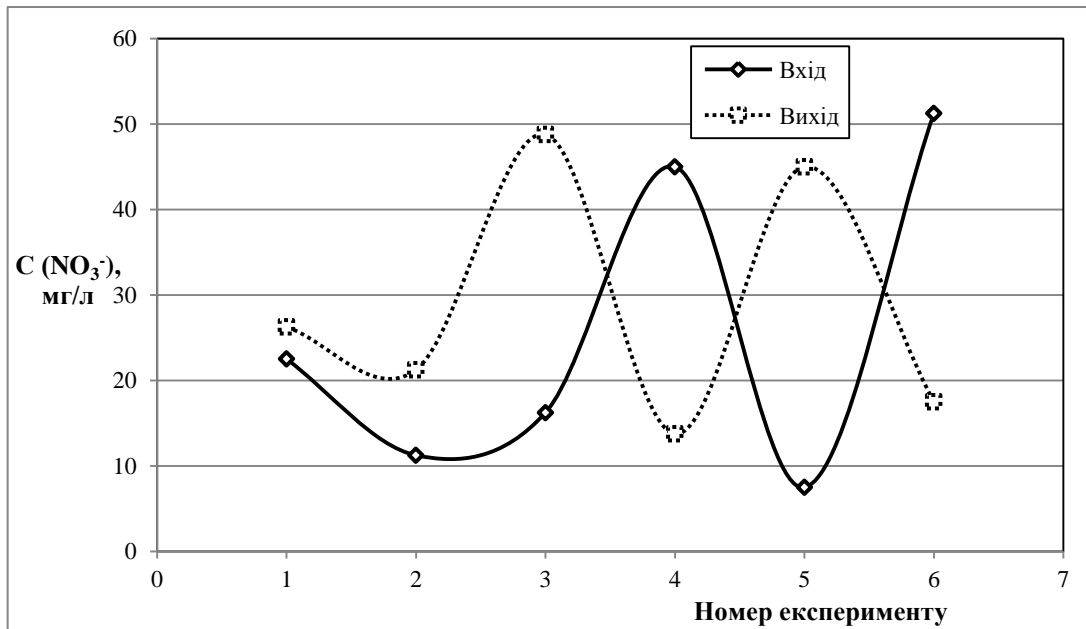


Рис. 5.17 Зміна концентрації нітрату у суміші фільтратів та стічних вод до та після очищення

Що ж стосується вихідних концентрацій нітрату, то лише у двох експериментах було виявлено незначне перевищення (48,79 та 45,03 мг/л) ГДК у воді господарсько-побутового водопостачання та рибогосподарського призначення (45 та 40 мг/л відповідно).

В загальному аналізуючи усі отримані в результаті довготривалих експериментальних досліджень даних можна зробити висновок про можливість очищення фільтратів звалищ твердих побутових відходів на муніципальних каналізаційних очисних споруд, при змішуванні їх із господарсько-побутовими стоками, що поступають на них.

Найкращим співвідношенням між фільтратами і стоками є 1:500. За такого співвідношення для змішування потоків висококонцентровані фільтрати звалища не чинять негативного впливу на діяльність мікроорганізмів активного мулу.

Результати досліджень ефективності очищення на муніципальних очисних спорудах фільтратів сміттєзвалища, які виконувались згідно із господарським договором №0507 між Національним університетом «Львівська політехніка» та Львівським комунальним підприємством «Збиранка» (дисертантка була одним із виконавців договору) передані Львівському комунальному підприємству «Збиранка» для практичного впровадження (Додаток В).

#### **5.4. Висновки та узагальнення до 5 розділу**

1) Довготривалі спостереження за процесом ANAMMOX дозволяють зробити висновок про те, що він є вискоефективним та перспективним методом очищення стоків від азотовмісних сполук. Ще одним позитивним моментом в прийнятій стратегії досліджень є те, що як носій використовувався цеоліт (клинотилоліт), у сукупності з яким, мікроорганізми ефективно видаляють сполуки азоту із забрудненої води. Використання природного носія дозволяє ефективно очищувати стічну воду від амонійного азоту, оскільки клинотилоліт може і сам виступати адсорбентом. Це в свою чергу сприяє регулюванню приросту біомаси за рахунок адсорбування поверхнею клинотилоліту іонів амонію у випадку їх надмірної кількості та віддача адсорбованих іонів за недостатньої їх кількості у стічній воді, для забезпечення нормальної життєдіяльності та росту ANAMMOX-бактерій. Також зменшується вартість очищення за рахунок доступності та незначної вартості природного носія.

2) Лімітуючим заходом забруднення поверхневих вод фосфатами є не обмеження їх вмісту в мийних засобах, а введення на всіх муніципальних очисних спорудах України стадії очищення від фосфатів. Досліджувані нами ПАР відповідають вимогам щодо рівня біорозкладу і забруднені такими речовинами стоки можуть скидатись на муніципальні очисні споруди. Проте їх технологічні можливості не забезпечують очищення від такого роду забруднень. Тому було б добре поблизу споруд, де утворюються забруднені ПАР стоки, встановити локальні очисні споруди. Там стоки можна очищувати з використанням таких відомих методів, як озонування або деструктивна руйнація.

3) Після проведених експериментальних досліджень можливості скидання фільтратів звалища твердих побутових відходів в систему загальноміської каналізації та подальшого очищення їх в аеротенках КОС-II, можна зробити висновок про можливість його скиданням за умови, що концентрація забруднювальних речовин у суміші фільтратів та міських стоків на вході не перевищуватиме граничних норм на скид у міську каналізацію м. Львова. Експериментальним шляхом було обрано найсприятливіше співвідношення яке є рівним 1:500. За такого розведення висококонцентрований фільтрат не погіршує вихідних показників міських каналізаційних очисних споруд.

Результати, які приведені у п'ятому розділі дисертаційної роботи детально висвітлені в публікаціях [126 – 138].

## ВИСНОВКИ

В результаті виконання дисертаційної роботи розв'язано актуальну науково-практичну задачу підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери шляхом удосконалення роботи міських каналізаційних очисних споруд. Основні наукові та практичні результати роботи полягають у:

1. Проведений аналіз джерел екологічної небезпеки муніципальних каналізаційних очисних споруд, виділені джерела екологічної небезпеки, мінімізація впливу яких на гідросферу (що було предметом досліджень у дисертації) дозволить підвищити рівень екологічної безпеки: понаднормативне забруднення очищених стоків сполуками азоту; залишкове забруднення відхідних очищених стоків ПАР; залишкове забруднення відхідних очищених стоків фільтратами сміттєзвалищ; забруднення висококонцентрованими амонійними фільтратами зневоднення відпрацьованого активного мулу.
2. Проведений моніторинг ефективності роботи міських очисних споруд загалом, та аеротенків, зокрема, на основі аналізу результатів цього моніторингу розроблена та запропонована до впровадження стратегія уникнення екологічної небезпеки шляхом удосконалення роботи муніципальних очисних споруд.
3. Досліджена можливість удосконалення роботи аеротенків, для зменшення їх енергозатратності шляхом запровадження регулювання необхідного ступеня аерації в залежності від концентрації амонійного азоту в стоках, які очищаються.
4. Побудована математична модель процесу аерації для різних вихідних концентрацій амонійного азоту та за різних витрат стічної води, аналіз якої підтверджує, що використання концентрації амонію для контролю аерації дозволяє змінювати аерацію в автоматичному режимі та гарантує не тільки достатній рівень очищення, а також стабільну концентрацію азоту у стоках на виході із аератора.
5. Дослідженнями біорозкладу ПАР, які застосовуються в побутових мийних засобах, показав, що очищення від них стоків у муніципальних очисних спорудах не дозволяє досягти необхідного ступеня очищення, найбільш доцільно для



очищення забруднених ПАР стоків використовувати локальні очисні споруди із використанням таких відомих методів, як озонування або деструктивна руйнація.

6. Дослідження очищення висококонцентрованих амонійних стоків із застосуванням бактерій ANAMMOX, іммобілізованих на природному цеоліті, підтвердили високу ефективність та перспективність методу, його незначну вартість реалізації і можливість забезпечення необхідного ступеня очищення.
7. Експериментальними та напівпромисловими дослідженнями доведена перспективність очищення на міських каналізаційних очисних спорудах фільтратів сміттєзвалища за умови розведення їх міськими стоками перед подачею на очищення до співвідношення 1:500. Результати досліджень передані у Комунальне підприємство «Збиранка» для використання на практиці.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Тарнижевский М.В. Жилищно-коммунальное хозяйство / Тарнижевский М. В. – М.: Стройиздат, 1989. – 248 с.
2. Медичний портал MedicLab (Medical information portal): електронний ресурс / Режим доступу: <http://mediclab.com.ua/index.php?newsid=13091> Походження, властивості і склад господарсько-побутових стічних вод.
3. Сухарев С.М. Основи екології та охорони довкілля: навчальний посібник [для студ. вищ. навч. закл.] / С.М. Сухарев, С.Ю. Чундак, О.Ю. Сухарева. – К.: Центр навчальної літератури, 2006. – 394 с.
4. OECD ENVIRONMENTAL OUTLOOK TO 2030 ISBN 978-92-64-04051-9. – 2008.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/40204814.pdf>.
5. Природоохранный финансовая стратегия для секторов водоснабжения и водоотведения для Украины. Базовый анализ. – Датское агентство по охране окружающей среды. Датский фонд содействия охране окружающей среды в Восточной Европе. (DEPA/DANCEE), 2003.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.oecd.org/env/outreach/34055341.pdf>.
6. Бабенко Т.В. Системи водопостачання населених пунктів України/ Т.В. Бабенко, Ю.В. Почта // Науковий вісник НГУ «Екологічна безпека. Охорона праці» № 2, 2012. – С. 105-108.
7. Обзор участия частного сектора в водоснабжении и водоотведении стран ВЕКЦА. Институт экономики города, 2010.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.oecd.org/env/outreach/34072474.pdf>.
8. Відходи виробництва і споживання та їх вплив на ґрунти і природні вод : [навчальний посібник] / [В.М. Савицький, В.К. Хільчевський, О.В. Чунарьов, М.В. Яцюк]. – К.: Видавничо-поліграфічний центр "Київський університет", 2007. – 152 с.
9. Ушкаренко В.О. Зрошуване землеробство : [Електронний ресурс] підручник для студ. та викладачів вищих навч. закладів агроном. спец. / Віктор Олександрович Ушкаренко. – К.: Урожай, 1994. – 326 с. – Режим доступу до підручника: <http://buklib.net/books/34325/>.

10. Саблій Л. А. Сучасні біотехнології видалення азоту із стічних вод / Л.А. Саблій, В.С. Жукова // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування : зб. наук. праць. – Рівне, 2010. – Вип. 1 (49) : Технічні науки. – С. 25-31.

11. Державний комітет будівництва, архітектури та житлової політики України: Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України № 37 від 19.02.2002, м. Київ.

12. Нітратне забруднення джерел питної води в Україні: дослідження ВЕГО «МАМА-86» 2001-2008 роки. – Київ, 2009.

13. Коткова Т.М. Моніторинг забруднення сполуками азоту річок Лугинського району Житомирської області / Т. М. Коткова, В. І. Котков, Г. О. Селезньова // Вісник ЖНАЕУ. – 2011. – № 2, т. 1. – С. 106-112.

14. Болдін А.А. Хімічне забруднення природних вод / А.А. Болдін // Світ хімії : зб. наук. праць. – 2004. – № 9. – С. 123-128.

15. Управління та поводження з відходами. Частина 3. Полігони твердих побутових відходів: навчальний посібник / [Петрук В.Г., Васильківський І.В., Іщенко В.А., Петрук Р.В.]. – Вінниця: ВНТУ, 2013. – 139 с.

16. Волошин П. Аналіз впливу Львівського сміттєзвалища на природне середовище/ П. Волошин// Вісник Львівського університету. Серія геологічна. Випуск 26. – 2012. – С. 139-147.

17. Голець Н.Ю. Розрахунок класу небезпеки фільтрату Грибовицького полігону твердих побутових відходів / Н.Ю. Голець, М.С. Мальований, Ю.О. Малик // Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. – 2013. – №7. – С. 219-224.

18. Хімічний склад фільтрату Львівського полігону твердих побутових відходів / А.М. Гайдін, В.О. Дяків, В.Д. Погребенник, А.В. Пашук // Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки. – Луцьк, 2013. – № 10. – С. 43-49.

19. Шишкин Я. С. Снижение экологической нагрузки полигонов ТБО на объекты гидросферы на завершающих этапах жизненного цикла : автореф. дис. на

здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 03.00.16 «Екологія» / Я.С. Шишкин. – Пермь, 2007. – 18 с.

20. Гидравлический расчет сетей водоотведения: Расчетные таблицы / [Ю.М. Константинов, А.А. Василенко, А.А. Сапунин, Б.Ф. Батченко]. – К.: Будівельник, 1987. – 120 с.

21. Способи очищення стічних вод: електронний ресурс / Режим доступу: <http://expertmeet.org/topic/17316-способи-очищення-стічних-вод/>.

22. Кіндюк Б.В. Житлово-комунальне господарство міст: Конспект лекцій для студентів Енергетичного інституту спеціальності 8.07.08.01 – екологія та охорона навколишнього середовища / Кіндюк Б.В., Бизова М.Б., Бірюков О.В.. – Одеса: Наука і техніка, 2008. – 120 с.

23. Ваганов І.І. Інженерна геологія та охорона навколишнього середовища / І.І. Ваганов, І.В. Маєвська, М.М. Попович. – Вінниця: Універсум, 2009.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://posibnyky.vntu.edu.ua/geologiya/12.1.htm>.

24. Новицька Л.Л. Промислова екологія: електронний ресурс/ Режим доступу: [http://lubbook.net/book\\_353.html](http://lubbook.net/book_353.html).

25. Біологічне очищення стічних вод: електронний ресурс / Режим доступу: [http://pidruchniki.com/1584072041610/ekologiya/promislova\\_ekologiya](http://pidruchniki.com/1584072041610/ekologiya/promislova_ekologiya).

26. Wastewater Treatment / [Henze M., Harremoes P., Jansen C., Arwin E.]. – Berlin, New York: Springer, 2002. – 430 p.

27. Моделирование процессов доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод на фільтрах / Олейник А.Я., Василенко Т.В., Рыбаченко С.А., Хамад Ихаб Ахмад // Пробл. водопостачання, водовідведення та гідравліки, 2006. – Вип. 7. – С. 85-97.

28. Очищення стічних вод у біологічних ставках: електронний ресурс / Режим доступу: <http://lektsiopedia.org/ukr/lek-9850.html>.

29. Біологічне очищення стічних вод в аеротенках: електронний ресурс / Режим доступу: <http://lektsiopedia.org/ukr/lek-9858.html>.

30. «Експлуатація систем водопостачання, каналізації і газопостачання»: довідник / [В.Д. Дмитрієв, Д.О. Коровій, О.І. Корабльов та ін.]. – Ленінград:

Стройиздат, 1976 р., 1981р., 1988 р., із змінами: електронний ресурс / Режим доступу: <http://bibliograph.com.ua/spravochnik-137-oborudovanie/index.htm>.

31. Проектно-монтажне підприємство ЕКВЕНТ [офіційна сторінка]: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.ekvent.com.ua/технологии/очистка-сточных-вод-гк-промтехвод>.

32. Картава О.Ф. Екологія міських систем: конспект лекцій [для студ. спец. 6.0401601 “Екологія та охорона навколишнього середовища” денної та заочної форм навчання] [Електронний ресурс]/ О.Ф. Картава, А.Г. Картавий. – Луцьк: ЛНТУ, 2011. – 108 с. – Режим доступу: [http://studopedia.net/9\\_49434\\_tema-misto-i-miske-seredovishche.html](http://studopedia.net/9_49434_tema-misto-i-miske-seredovishche.html).

33. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками / Н.С. Жмур. – М. : АКВАРОС, 2003. – 512 с.

34. Саблій Л. А. Сучасні біотехнології видалення азоту із стічних вод / Л.А. Саблій, В.С. Жукова // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування : зб. наук. праць. – Рівне, 2010. – Вип. 1 (49) : Технічні науки. – С. 25-31.

35. Бляшина М.В. Анаеробно-аеробний біореактор – параметри роботи при очищенні міських стічних вод /М.В. Бляшина, Л.А. Саблій // Науковий вісник Національного університету водного господарства та природокористування: зб. наук. праць. – Рівне, 2012. – Вип. 4 (60). – С. 95-100.

36. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid / Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G. // Journal of Water Pollution Control Federation. – 1976. – № 48. – p. 835-852.

37. Prakasam T.B.S. Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes / T.B.S. Prakasam, R.C. Loehr // Water Research. – 1972. – № 6. – p. 859-869.

38. Limited impact of free ammonia on Nitrobacter spp. Inhibition assessed by chemical and molecular techniques / S. Hawkins, K. Robinson, A. Layton, G. Sayler // Bioresource Technology. – 2010. – № 101. – p. 4513-4519.

39. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams / S.W.H. Van Hulle et al. // *Chemical Engineering Journal*. – 2010. – № 162. – p. 1-20.
40. Influence of temperature and pH on the kinetics of the SHARON nitrification process / S.W.H. Van Hulle, E.I.P. Volcke, J. Lypez Teruel, B. Donckels, M.C.M. van Loosdrecht, P.A. Vanrolleghem // *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. – 2007. – № 82. – p. 471-480.
41. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater / C. Hellinga, A. Schellen, J.W. Mulder, M.C.M. van Loosdrecht, J.J. Heijnen // *Water Science & Technology*. – 1998. – № 37. – p.135-142.
42. High nitrification rate at low pH in a fluidized bed reactor with chalk as the biofilm carrier / S. Tarre, M. Beliavski, N. Denekamp, A. Gieseke, D. de Beer, M. Green // *Water Science & Technology*. – 2004. – № 49 (11–12). – p. 99-105.
43. Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод: учебник для вузов / Ю.В. Воронов, С.В. Яковлев. – М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2006. – 704 с.
44. Калюжный С.В. Высокоинтенсивные анаэробные биотехнологии очистки промышленных сточных вод / С.В. Калюжный // *Катализ промышленности*. – 2004. – №6. – С. 42-50.
45. Khin T. Novel microbial nitrogen removal processes / T. Khin, A.P. Annachhatre // *Biotechnology Advances*. – 2004. – № 225. – p. 19-532.
46. Опыт промышленного внедрения технологий биологического удаления азота и фосфора / Загорский В. А., Данилович Д. А., Козлов М. Н., Мойжес О. В., Белов Н. А., Дайнеко Ф. А., Мухин В. А. // *Водоснабжение и санитарная техника*. – 2001. – № 12. – С. 21–27.
47. Гладченко М. А. Новые процессы биокаталитической очистки сточных вод от азотных загрязнений / М. А. Гладченко, С. В. Калюжный / *Катализ в промышленности*. – 2006. – №1. – С. 37-41.
48. Нездойминов В. И. Кинетические модели одноиловых биологических систем с окислением углерода, нитрификации и денитрификации / В.И.

Нездойминов // Вісник Донбаської національної академії будівництва і архітектури. – 2013. – Випуск 5(103): Інженерні системи та техногенна безпека. – С. 150-154.

49. Анюшева М.Г. Анаэробное окисление аммония: микробиологические, биохимические и биотехнологические аспекты / М.Г. Анюшева, С.В. Калюжный // Успехи современной биологии. – 2007. – Том 127, №1. – С. 34-43.

50. Koon H. Ammonia removal from municipal wastewaters by ion exchange / H. Koon, W.J. Kaufman // Journal of Water Pollution Control Federation. – 1975. – № 47. – p. 448-465.

51. Ammonia removal by use of clinoptilolite / S.E. Jorgensen, O. Libor, K. Lea Graber and K. Barkacs // Water Research. – 1976. – № 10. – p. 213-224.

52. Klieve J.R. An evaluation of pretreated natural zeolites or ammonia removal / J.R. Klieve, M.J. Semmens // Water Research. – 1980. – № 14. – p. 161-168.

53. Investigations on natural Hungarian zeolite for ammonia removal / Hlavay J., Vigh Gy., Olaszi V., Inczedy J. // Water Research. – 1982. – № 16. – p. 417-420.

54. Ammonia removal from sewage using natural Australian zeolite / N.A. Booker, E.L. Cooney, A.J. Priestley // Water Science & Technology. – 1996. – № 34. – p. 17-24.

55. Modeling ammonium exchange and regeneration on clinoptilolite / M. Semmens, J. Klieve, D. Schnobrich, George W. Tauxe // Water Research. – 1981. – № 15. – p. 655-666.

56. Ammonia removal from aqueous solution using natural Chinese clinoptilolite / Qi Du, Shijun Liu, Zhonghong Cao, Yuqiu Wang // Separation and Purification Technology. – 2005. – № 44. – p. 229-234.

57. Sardinian natural clinoptilolites for heavy metals and ammonium removal: experimental and modeling / A. Cincotti, N. Lai, R. Orr`u, G. Cao // Chemical Engineering Journal. – 2001. – № 84. – p. 275-282.

58. Ammonium sorption from aqueous solutions by the natural zeolite Transcarpathian clinoptilolite studied under dynamic conditions / Sprynskyy M., Lebedynets M., Terzyk A. P. [et al.] // Journal of Colloid and Interface Science. – 2005. – № 284. – p. 408-415.

59. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor / A. Mulder, A.A. van de Graaf, L.A. Robertson, J.G. Kuenen // *FEMS Microbiology Ecology*. – 1995. – № 16. – p. 177-184.

60. Broda E. Two kinds of lithotrophs missing in nature / E. Broda // *Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie*. – 1977. – № 17. – p. 491-493.

61. Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater / Abma W.R., Driessen W., Haarhuis R., van Loosdrecht M.C.M. // *Water Science & Technology*. – 2010. – № 61. – p. 1715-1722.

62. CANON and Anammox in a gas-lift reactor / Sliemers A.O., Third K.A., Abma W. [et al.] // *FEMS Microbiology Letters*. – 2003. – № 218. – p. 339-344.

63. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam / van der Star W.R.L., Abma W.R., Blommers D. [et al.] // *Water Research*. – 2007. – № 41. – p. 4149-4163.

64. Wett B. Development and implementation of a robust deammonification process / Wett B. // *Water Science & Technology*. – 2007. – № 56. – p. 81-88.

65. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process in different reactor configuration / Strous M., Van Gerven E., Zheng P. [et al.] // *Water Research*. – 1997. – № 31(8). – p. 1955-1962.

66. Бескровная М.В. Современные биотехнологии очистки сточных вод от минеральных соединений азота / М.В. Бескровная, Н.В. Быковская // *Вісник Національного Донецького університету*. – 2009. – Випуск 2: Природничі науки. – С. 345-348.

67. Nitrous oxide emission during wastewater treatment / M.J. Kampschreur, H. Temmink, R. Kleerebezem [et al.] // *Water Research*. – 2009. – № 43. – p. 4093-4103.

68. Mulder A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies / A. Mulder // *Water Science & Technology*. – 2003. – № 48(1). – p. 67-75.

69. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium oxidizing microorganisms / Strous M., Heijnen J.J., Kuenen J.G., Jetten M.S.M. // *Applied Microbiology & Biotechnology*. – 1998. – № 50. – p. 589-596.



70. Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidation on the basis of  $^{15}\text{N}$  studies in a fluidized bed reactor / A.A. van de Graaf, P. De Bruijn, L.A. Robertson [et al.] // *Microbiology*. – 1997. – № 143. – p. 2415-2421.

71. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor / A.A. van de Graaf, P. De Bruijn, L.A. Robertson [et al.] // *Microbiology*. – 1996. – № 142. – p. 2187-2196.

72. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('ANAMMOX') process / M.S.M. Jetten, M. Wagner, J. Fuerst [et al.] // *Current Opinion in Biotechnology*. – 2001. – № 12. – p. 283-288.

73. Biomarkers for in situ detection of anaerobic ammonium oxidizing (Anammox) bacteria / M. Schmid, B. Maas, A. Dapena [et al.] // *Applied & Environmental Microbiology*. – 2005. – № 71. – p. 1677-1684.

74. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon / Siegrist H., Reithaar S., Koch G., Lais P. // *Water Science & Technology*. – 1998. – № 38(8-9). – p. 241-248.

75. Molecular evidence for novel planctomycete diversity in a municipal wastewater treatment plant / R. Chouari, D. Le Paslier, P. Daegelen [et al.] // *Applied & Environmental Microbiology*. – 2003. – № 69. – p. 7354-736.

76. The anaerobic oxidation of ammonium / Jetten M.S.M., Strous M., van de Pas Schoonen K.T. [et al.] // *FEMS Microbiol. Reviews*. – 1999. – № 22. – p. 421-437.

77. Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea / M. Kuypers, A.O. Sliemers, G. Lavik [et al.] // *Nature*. – 2003. – № 422. – p. 608-611.

78. Trimmer M. Anaerobic ammonium oxidation measured in sediments along the Thames Estuary / Trimmer M., Nicholls J.C., Deflandre B. // *Applied & Environmental Microbiology*. – 2003. – № 69. – p. 6447-6454.

79. Strous M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation / Strous M., Kuenen J.G., Jetten M.S.M. // *Applied & Environmental Microbiology*. – 1999. – № 65. – p. 3248-3250.

80. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate / K. Egli, U. Fanger, P.J.J. Alvarez [et al.] // *Archive of Microbiology*. – 2001. – № 175. – p. 198–207.

81. Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process / J. Dosta, I. Fernandez, J.R. Vazquez-Padun [et al.] // *Journal of Hazardous Materials*. – 2008. – №154. – p. 688–693.

82. Kuai L.P. Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification–denitrification system / L.P. Kuai, W. Verstraete // *Applied & Environmental Microbiology*. – 1998. – № 64(11). – p. 4500-4506.

83. Verstraete W. Nitrification–denitrification processes and technologies in new contexts / W. Verstraete, S. Philips // *Environmental Pollution*. – 1998. – № 102. – p. 717-726.

84. Oxygen-limited nitrification and denitrification in a lab-scale rotating biological contactor / Pynaert K., Sprengers R., Laenen J., Verstraete W. // *Environmental Technology*. – 2002a. – № 23(3). – p. 353-362.

85. Oxygen-limited nitrogen removal in a lab-scale rotating biological contactor treating an ammonium-rich wastewater / Pynaert K., Wyffels S., Sprengers R. [et al.] // *Water Science & Technology*. – 2002b. – № 45(10). – p. 357-363.

86. Characterisation of an autotrophic nitrogen removing biofilm from a highly loaded lab scale rotating biological contactor / Pynaert K., Smets B.F., Wyffels S. [et al.] // *Applied & Environmental Microbiology*. – 2003. – № 69 (6). – p. 3626-3635.

87. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit / Campos J.L., Mosquera-Corral A., Sarnchez M. [et al.] // *Water Research*. – 2002. – № 36 (10). – p. 2555-2560.

88. Panswad T. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds / T. Panswad, C. Anan // *Water Research*. – 1999a. – № 33 (5). – p. 1165-1172.

89. Windey K. Oxygen-limited autotrophic nitrification–denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater / K. Windey, I. De Bo, W. Verstraete // *Water Research*. – 2005. – № 39. – p. 4512-4520.

90. Hao X. Sensitivity analysis of biofilm model describing a one-stage completely autotrophic nitrogen removal (CANON) process / X. Hao, J. J. Heijnen, M.C.M. van Loosdrecht // Biotechnology & Bioeng. – 2002. – №77(3). – p. 266-277.

91. CANON and Anammox in a gas-lift reactor / Sliemers A. O., Third K. A., Abma W. [et al.] // FEMS Microbiology Letters. – 2003. – № 218. – p. 339-344.

92. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor / Sliemers A. O., Derwort N., Campos Gomez J. L. [et al.] // Water Research. – 2002. – № 36. – p. 2475-2482.

93. The CANON system (Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria / Third K. A., Sliemers A. O., Kuenen J. G. and Jetten M. S. M. // Systematic and Applied Microbiology. – 2001. – № 24. – p. 588-596.

94. Szatkowska B. Partial nitrification/anammox and CANON – Nitrogen removal systems followed by conductivity measurements / B. Szatkowska, E. Płaza, J. Trela // Department of Land and Water Resources Engineering, Sweden. – 2005. – № 13. – p. 109-117.

95. Методичні рекомендації із збирання, утилізації та знешкодження фільтрату полігонів побутових відходів // Затверджені наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України № 421 від 20.08.2012 р.

96. Звіт про науково-дослідну роботу "Проведення досліджень щодо збирання, утилізації та знешкодження фільтрату на полігонах побутових відходів". Договір №17/180-11 від 30.11.2011 р., ТОВ "Благоустрій-Сервіс". – Київ, 2012. – 70 с.

97. Твердые бытовые отходы. Проблемы и решения. Технологии, оборудование. / [А.М. Касимов, В.Т. Семенов, А.М. Коваленко, А.М. Александров]. – Харьков: ХНАГХ, 2006. – 301 с.

98. Твердые промышленные и бытовые отходы, их свойства и переработка / [А.А. Дрейер, А.Н.Сачков, К.С. Никольский и др.]. – М.: Эколайн, 2004. – 156 с.

99. Черп О.М. Проблема твердых бытовых отходов: комплексный подход / О.М. Черп, В.Н. Виниченко. – М.: Эколайн, 1996. – 48 с.

100. Саратов И.Е. Полимерные отходы в коммунальном хозяйстве города: [уч. пособие] / И.Е. Саратов, В.А. Юрченко, Н.П. Горохов. – Харьков: ХНАГХ, 2004. – 375 с.

101. Маслов В.М. Рекомендуемые методы очистки фильтрата / В.М. Маслов // Інформаційно-аналітичний збірник "Санітарна очистка міст та комунальний автотранспорт". – Київ, 2002. – С. 44–50.

102. Проспект фирмы Pall "Оборудование Pall для очистки жидких сред": Звіт про науково-дослідну роботу Проведення досліджень щодо збирання, утилізації та знешкодження фільтрату на полігонах побутових відходів: електронний ресурс / Режим доступу: [http://www.minregion.gov.ua/attachments/files/bydivnitstvo/tehnichne-regulyuvannya/naukovo-tehnichnyy-rozvytok/Zvity% 2 02012%20rik/5.pdf](http://www.minregion.gov.ua/attachments/files/bydivnitstvo/tehnichne-regulyuvannya/naukovo-tehnichnyy-rozvytok/Zvity%202012%20rik/5.pdf).

103. Комплексная установка по очистке дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов / А.А. Поворов, В.Ф. Павлова, Л.В. Ерохина, и др. / Материалы Международного Конгресса ВейстТэк-2003. – Москва, 2003.

104. Научно-производственная фирма ЗАО «Биоцентрас»: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.biocentras.lt/filtrata-svalok/>.

105. Інститут біоорганічної хімії та нафтохімії, НАН України: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.bpci.kiev.ua/devs/ibonh3.pdf>.

106. Технологічний регламент на очищення фільтрату сміттєзвалища с. Рибне на Івано-Франківській станції аерації. – Івано-Франківськ, 2007.– 5 с.

107. Ліпец А.А. Використання природних цеолітів типу клиноптилоліт для декальцинації очищеного соку перед випарною установкою / А.А. Ліпец, В.О. Малишев // Наукові праці НУХТ. – 2009. – № 28. – С. 41-43.

108. Сушкова В.І. Безвідходна конверсія рослинної сировини в біологічно активні речовини / В.І. Сушкова, Г.І. Воробйова. – Кіров, 2007. – 204 с.

109. Карюхина Т.А. Химия воды и микробиология / Т.А. Карюхина, И.Н. Чурбанова. – М: Сройиздат, 1983. – 167 с.

110. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод / В.А. Ковальчук. – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2002. – 622 с.

111. Характеристика гідробіологічного складу аеробного активного мулу / О. І. Семенова, Л. Р. Решетняк, Т. Л. Ткаченко [та ін.] // Економіка. Екологія. Управління. Збірник наук. праць. – 2012. – № 1. – С. 213-220.

112. Фізико-хімічна і хімічна характеристика активного мулу: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.mikrobiki.ru/mikrobiologiya/mikrobiologiya-i-biotehnologii/fiziko-himicheskaya-i-himicheskaya-harakteristika-aktivnogo-ila.html>.

113. Нікітченко Ю.С. Отримання поверхнево – активних речовин на основі вторинної сировини переробки відходів / Ю.С. Нікітченко // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2014. – № 10 (70), том 4. – С.26-30.

114. Classification of eight new species of ammonia\_oxidizing bacteria: *Nitrosomonas communis*, sp. nov., *Nitrosomonas ureae* sp. nov., *Nitrosomonas aestuarii* sp. nov., *Nitrosomonas marina* sp. nov., *Nitrosomonas nitrosa* sp. nov., *Nitrosomonas eutropha* sp. nov., *Nitrosomonas oligotropha* sp. nov. / Koops H.P., Buttcher B., Muller U. [et al.] // Journal of general microbiology. – 1991. – № 13. – p. 1689-1699.

115. Фірма «Hach»: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.hach.com/sension2-%20portable-ph-ise-meter-with-platinum-ph-15electrode/%20product?id=7640485680>.

116. Фірма «Hach»: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.hach.com/sension5-conductivity-meter-with-electrode-3-meter-cable/product?id=7640486656&callback=qs>.

117. Фірма «Измерительная техника»: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.izmteh.ru/elis/>.

118. Фірма «Hach»: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.hach.com/sension6-dissolved-oxygen-meter-with-do-probe-15-meter-cable-115-vac-docking-station/product?id=7640486673>.

119. Методика фотометричного визначення амоній іонів з реактивом Неслера в стічних водах: КНД 211.1.4.030-95. – К., 1995. – 16 с. – (Керівний нормативний документ).

120. Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Грісса в поверхневих та очищених стічних водах: КНД 211.1.4.023-95. – К., 1995. – 14 с. – (Керівний нормативний документ).

121. Якість води. Визначення нітрату. Частина 3: Спектрометричний метод із застосуванням сульфосаліцилової кислоти (ISO 7890-3: 1988, MOD) : ДСТУ 4078-2001. – [Чинний від 2001-12-28]. – К.: Держстандарт України, 2002. – 7 с. – (Національний стандарт України).

122. Методика фотометричного визначення нітратів з саліциловою кислотою у поверхневих та біологічно очищених водах: КНД 211.1.4.027-95. – К., 1995. – 11с. – (Керівний нормативний документ).

123. Якість води. Визначення розчиненого кисню. Йодометричний метод (ISO 5813:1983, IDT): ДСТУ ISO 5813:2004. – [Чинний від 2004-08-02]. – К.: Держспоживстандарт України, 2005. – 7 с. – (Національний стандарт України).

124. Оцінювання здатності до повного аеробного біологічного розкладання органічних сполук у водному середовищі. Метод із застосуванням аналізу біохімічного споживання кисню (метод закритої склянки) (ISO 10707:1994, MOD): ДСТУ 4175:2003. – [Чинний від 2004-07-01]. – К.: Держспоживстандарт України, 2004. – 12 с. – (Національний стандарт України).

125. Якість води. Визначання хімічної потреби в кисні (ISO 6060:1989, IDT): ДСТУ ISO 6060:2003. – [Чинний від 2003-10-06]. – К.: Держспоживстандарт України, 2004. – 6 с. – (Національний стандарт України).

126. Шандрович В.Т. Застосування процесу Anammox для очищення стічної води / В.Т. Шандрович, М.С. Мальований // Матеріали XXI (щорічної) міжнародної науково-технічної конференції «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів» (Харків, 21-22 листопада 2013 р.). – Харків, 2013. – 113 с.

127. Шандрович В.Т. ANAMMOX-процес – ефективний метод очищення стічної води від амонійного азоту / В.Т. Шандрович, М.С. Мальований, А.М. Мальований // Матеріали Всеукраїнської науково-технічної конференції

«Актуальні проблеми харчової промисловості» (Тернопіль, 8-9 жовтня 2013 р.) – Тернопіль: Видавництво ТНТУ, 2013. – 186 с.

128. Шандрович В.Т. Очищення води від азотовмісних сполук з використанням процесу ANAMMOX / В.Т. Шандрович, М.С. Мальований, А.М. Мальований // П'ятий Міжнародний Екологічний Форум «Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета». – Херсон, 2013.– с. 166-170.

129. Мальований М.С. Очищення стічної води з використанням процесу ANAMMOX / М.С. Мальований, В.Т. Шандрович, А.М. Мальований // IV-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2013). Збірник наукових статей. (Вінниця, 25-27 вересня 2013 р.). – Вінниця: Видавництво-друкарня ДІЛО, 2013. – 525 с.

130. Мальований М.С. Очищення стічної води від сполук азоту за допомогою ANAMMOX-процесу / М.С. Мальований, А.М. Мальований, В.Т. Шандрович // 3-й міжнародний конгрес. Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. Збірник матеріалів. (Львів, 17-19 вересня 2014 р.). – Львів: ТЗОВ «ЗУКЦ», 2014. – 117 с.

131. Очищення амонійних стоків цукрової промисловості від сполук азоту із використанням ANAMMOX процесу / Шандрович В.Т., Мальований М.С., Мальований А.М., Петрушка К.І. // Матеріали міжнародної науково-технічної конференції «Новітні науково-технічні рішення в харчовій промисловості» (Львів 2-3 березня 2015 р.). – Львів: Видавництво «СПОЛОМ», 2015. – С. 260-265.

132. Шандрович В.Т. Застосування ANAMMOX-процесу для очищення стічних вод від сполук азоту / В.Т. Шандрович, М.С. Мальований, А.М. Мальований // Вісник Національного університету “Львівська політехніка” Хімія, технологія речовин та їх застосування, Львів. – 2014. – №787. – С. 352-357.

133. Шандрович В.Т. Ефективність процесу ANAMMOX для очищення стічних вод від азотовмісних сполук / В.Т. Шандрович, М.С. Мальований, А.М. Мальований // Науковий журнал «Екологічна безпека»: Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського, Кременчук: КрНУ, 2014. – Випуск 2 (18). – С.114-118.

134. ANAMMOX процес – сучасний та дієвий метод очищення амонійних стоків цукрової промисловості від сполук азоту / В.Т. Шандрович, М.С. Мальований, А.М. Мальований, К.І. Петрушка // Науково-практичний галузевий журнал «Цукор України». – 2015. – №2 (110). – С. 15-18.

135. Проблема негативного впливу на гідросферу поверхнево-активних речовин та синтетичних мийних засобів / Мальований М.С., Дедик Л.М., Мараховська С.Б. та ін. // Науковий вісник національного лісотехнічного університету України: збірник науково-технічних праць. – Львів: РВВ НЛТУ України. – 2015. – № 25.2. – С. 96-103.

136. Шандрович Вера Повышение уровня экологической безопасности путем улучшения работы канализационных очистных сооружений (на примере г. Львова) / Вера Шандрович, Мирослав Мальований // Устойчивое развитие. Международный журнал, Болгария. – 2015. – № 3(24). – С. 71-77.

137. Пат. № 93545 на корисну модель України МПК C02F 3/00, C02F 3/34 (2006.01), C02F 9/00. Спосіб очищення стічних вод / Мальований М.С., Корбут М.Б., Гуглич С.І., Мальований А.М., Шандрович В.Т.; заявник і патентовласник Національний університет «Львівська політехніка». – № u 2014 03474; заявл. 04.04.2014; опубл. 10.10.2014, Бюл. №19, 2014 р.

138. Пат. № 101665 на корисну модель України МПК C02F 3/00, C02F 3/34 (2006.01), C02F 101/16 (2006.01). Спосіб очищення стічних вод від амонійного азоту / Мальований М.С., Шандрович В.Т., Мальований А.М.; заявник і патентовласник Національний університет «Львівська політехніка». – № u 2015 02931; заявл. 30.03.2015; опубл. 25.09.2015, Бюл. №18, 2015 р.

139. Державне агентство водних ресурсів України: здійснення державного моніторингу вод у системі держводагентства, інформаційний бюлетень про якісний стан поверхневих вод в Україні за I квартал 2013 року: електронний ресурс / Режим доступу: [http://www.scwm.gov.ua/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1901:-04042013&catid=74:r&Itemid=171](http://www.scwm.gov.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=1901:-04042013&catid=74:r&Itemid=171).

140. Міністерство екології та природних ресурсів України, інформаційно-аналітичний огляд стану довкілля в Україні за I квартал 2013 року: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/dopovidi/infooglyad>.



141. Матеріали до Національної доповіді України про стан навколишнього природного середовища у 2013 році, «Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Львівській області в 2013 році»: електронний ресурс / Режим доступу: [http://www.ekologia.lviv.ua/file/monitoring/nacdop\\_2014.pdf](http://www.ekologia.lviv.ua/file/monitoring/nacdop_2014.pdf).

142. Матеріали до Національної доповіді України про стан навколишнього природного середовища у 2014 році, «Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Львівській області в 2014 році»: електронний ресурс / Режим доступу: [http://www.ekologia.lviv.ua/file/monitoring/ND\\_2015.pdf](http://www.ekologia.lviv.ua/file/monitoring/ND_2015.pdf).

143. Болдін А.А. Хімічне забруднення природних вод / А.А. Болдін // Світ хімії : зб. наук. праць. – 2004. – № 9. – С. 123-128.

144. Святенко А.І. Важливість урахування особливостей біологічного очищення в аеротенках для поліпшення показників їх роботи / А.І. Святенко, Л.М. Корнійко // Екологічна безпека, КДПУ. – 2009. – № 4 (8) – С. 93-96.

145. Очистка производственных сточных вод / [Яковлев С.В., Карелин Я.А., Ласков Ю.М., Воронов Ю.В.]. – М.: Стройиздат, 1985. – 335 с.

146. Таршиш М.С. Моделирование на ЭВМ параллельной работы аэротенков-смесителей с учетом неравномерности распределения воды, воздуха и активного ила / М.С. Таршиш, И.В. Скирдов // Химия и технология воды. – 1987. – Т. 9. – № 2. – С. 25-27.

147. Скирдов И.В. Влияние концентрации активного ила на скорость биохимического окисления / И.В. Скирдов, Е.А. Дмитриева // Очистка промышленных сточных вод. Труды ВНИИ ВОДГЕО: Сборник. – 1974. – № 43. – С. 21-23.

148. Заключний звіт – «Транскордонний менеджмент водного господарства в українсько-польському прикордонному регіоні басейну річок Західний Буг та Сян» Проект з надання консультативної допомоги FKZ 308 01 143, Дрезден. – 2008 р.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3737.pdf>.

149. Фірма «YSI Incorporated» (W6-5905-5010-BOD-Probes.pdf): електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.y.si.com/media/pdfs/W6-5905-5010-BOD-Probes.pdf>.

150. Фірма «YSI Incorporated» (ysi the dissolved oxygen handbookw390909web.pdf): електронний ресурс / Режим доступу: <https://www.y.si.com/parameters/dissolved-oxygen>.

151. Брайнес Я.М. Введение в теорию и расчеты химических и нефтехимических реакторов / Я.М. Брайнес. – Москва: Химия, 1976. – 232 с. – (Издательство 2)

152. Metcalf and Eddy. Wastewater Engineering Treatment & Reuse 4TH Edition.

153. Львовский Е.Н. Статистические методы построения эмпирических формул/ Е.Н.Львовский. – М.: Высшая школа, 1988. – 239 с.

154. Шандрович В.Т. Моніторинг ефективності роботи аеротенків на Львівських очисних спорудах / В.Т. Шандрович, М.С. Мальований, І.П. Полюжин // Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. – Кременчук: КрНУ, 2015. – Випуск 1 част. 1 (90). – С. 1 26-132.

## Додаток А

### Моделювання процесу аерації для випадку високих концентрацій амонійного азоту

ВИХІДНІ ДАНІ			
Q	24 000 L/d	r <sub>max</sub>	0,8 mg O <sub>2</sub> /(g MLSS*min)
V	1 000 L		0,252 mg NH <sub>4</sub> -N/(mg MLSS*d)
MLSS (X)	3500 mg/L		10,5 mg/g h
HRT	1 h	K <sub>o</sub>	0,83
		kN=	0,54 L/g MLSS h
			0,013 L/mg MLSS d
		if(N=20),	
		r <sub>max</sub> =	0,259 mg NH <sub>4</sub> -N/(mg MLSS*d)

$$dN/dt = Q \cdot (N_{in} - N) / V - k_N \cdot N \cdot DO / (K_O + DO) \cdot X \quad (1)$$

Згідно з цією формулою моделювався 8-денний процес аерації для промислового аеротенка. Обчислення проводились з кроком в 0,001 день. Розрахунки моделювання для всіх випадків в Додатку А приведені для 0,02 дня.

Залежність за киснем

$$r = 0,8 \cdot PK / (PK + 0,83)$$

$$R^2 = 0,88$$

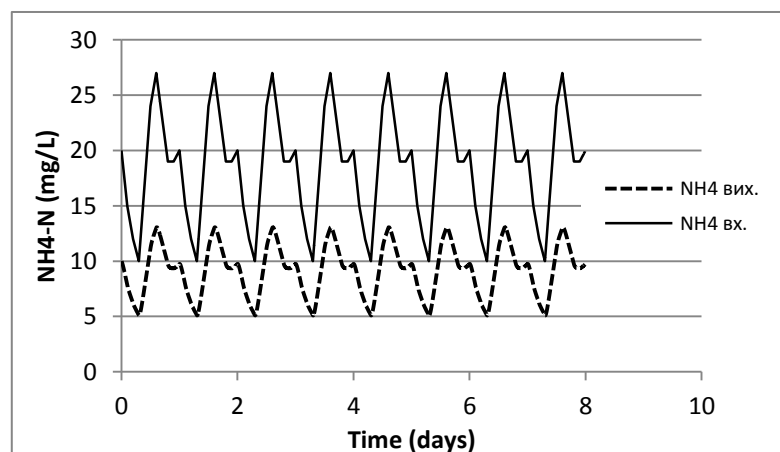
Залежність за азотом

$$y = 0,54x$$

<b>1) Постійний PK =</b>	<b>1 мг/л</b>	
Total N out=	219,6	g N/d
Total N oxidized=	226,8	g N/d
Air consump=	21,0	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	92,7	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	3,5	mg/L



$$1 \text{ mg } NH_4\text{-N} = 4,57 \text{ O}_2$$

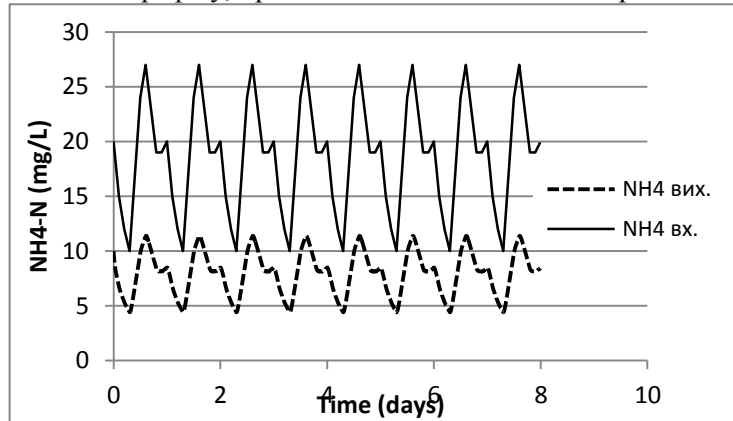


NH <sub>4</sub> вх.	PK	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	1	0	10			
19,95	1	0,001	9,990931148	247,9	1,133	23,0
19,9	1	0,002	9,981104736	247,6	1,132	22,9
19,85	1	0,003	9,970557725	247,4	1,131	22,9
19,8	1	0,004	9,959325269	247,1	1,130	22,9
19,75	1	0,005	9,94744081	246,9	1,129	22,9

19,7	1	0,006	9,934936157	246,6	1,127	22,8
19,65	1	0,007	9,921841567	246,3	1,126	22,8
19,6	1	0,008	9,908185821	245,9	1,124	22,8
19,55	1	0,009	9,893996296	245,6	1,123	22,8
19,5	1	0,01	9,879299034	245,2	1,121	22,7
19,45	1	0,011	9,864118806	244,9	1,119	22,7
19,4	1	0,012	9,848479174	244,5	1,118	22,7
19,35	1	0,013	9,83240255	244,1	1,116	22,6
19,3	1	0,014	9,815910255	243,7	1,114	22,6
19,25	1	0,015	9,799022568	243,3	1,112	22,5
19,2	1	0,016	9,781758779	242,9	1,110	22,5
19,15	1	0,017	9,764137236	242,5	1,108	22,5
19,1	1	0,018	9,746175393	242,0	1,106	22,4
19,05	1	0,019	9,727889852	241,6	1,104	22,4
19	1	0,02	9,709296406	241,1	1,102	22,3

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

<b>2) Постійний РК =</b>	<b>2 мг/л</b>	
Total N out=	191,2	g N/d
Total N oxidized=	255,4	g N/d
Air consump=	27,0	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	105,8	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	2,9	mg/L

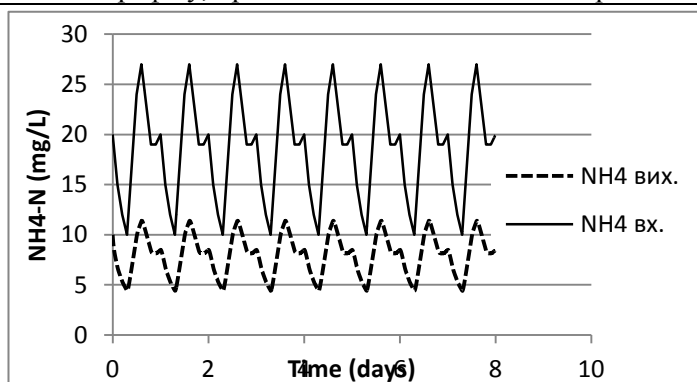


NH <sub>4</sub> вх.	РК	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (g O <sub>2</sub> /d)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	2	0	10			
19,95	2	0,001	9,918235	320,6	1,465	33,9
19,9	2	0,002	9,839853	317,9	1,453	33,7
19,85	2	0,003	9,764665	315,4	1,442	33,4
19,8	2	0,004	9,692491	313,0	1,431	33,1
19,75	2	0,005	9,623164	310,7	1,420	32,9
19,7	2	0,006	9,556523	308,5	1,410	32,6
19,65	2	0,007	9,492417	306,3	1,400	32,4
19,6	2	0,008	9,430705	304,3	1,391	32,2
19,55	2	0,009	9,371252	302,3	1,382	32,0
19,5	2	0,01	9,313932	300,4	1,373	31,8
19,45	2	0,011	9,258626	298,6	1,365	31,6
19,4	2	0,012	9,205219	296,8	1,357	31,4
19,35	2	0,013	9,153606	295,1	1,349	31,2
19,3	2	0,014	9,103687	293,4	1,341	31,1
19,25	2	0,015	9,055366	291,8	1,334	30,9
19,2	2	0,016	9,008553	290,3	1,327	30,7

19,15	2	0,017	8,963165	288,8	1,320	30,6
19,1	2	0,018	8,919121	287,3	1,313	30,4
19,05	2	0,019	8,876346	285,9	1,307	30,3
19	2	0,02	8,834769	284,5	1,301	30,1

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

<b>3) Постійний РК =</b>	<b>3 мг/л</b>	
Total N out=	180,1	g N/d
Total N oxidized=	266,6	g N/d
Air consump=	32,9	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	123,4	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	2,7	mg/L

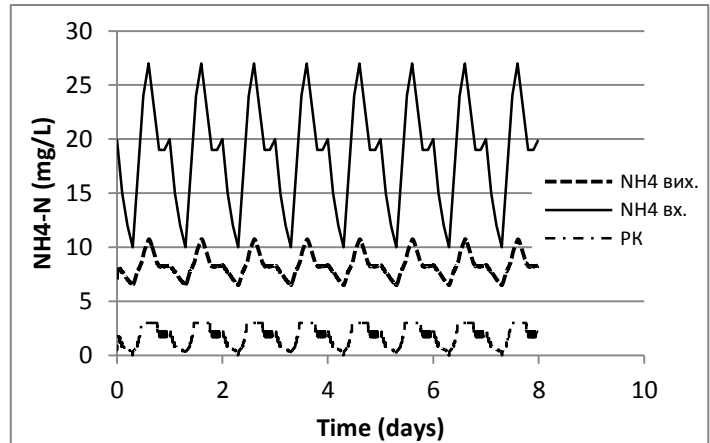


NH <sub>4</sub> вх.	РК	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	3	0	10			
19,95	3	0,001	9,8835	355,3	1,624	43,8
19,9	3	0,002	9,772735	351,2	1,605	43,3
19,85	3	0,003	9,667364	347,2	1,587	42,8
19,8	3	0,004	9,567065	343,5	1,570	42,4
19,75	3	0,005	9,471538	339,9	1,554	41,9
19,7	3	0,006	9,380497	336,5	1,538	41,5
19,65	3	0,007	9,293675	333,3	1,524	41,1
19,6	3	0,008	9,210823	330,2	1,510	40,7
19,55	3	0,009	9,131702	327,3	1,496	40,4
19,5	3	0,01	9,056092	324,4	1,483	40,0
19,45	3	0,011	8,983782	321,8	1,471	39,7
19,4	3	0,012	8,914578	319,2	1,459	39,4
19,35	3	0,013	8,848293	316,7	1,448	39,1
19,3	3	0,014	8,784753	314,4	1,437	38,8
19,25	3	0,015	8,723797	312,1	1,427	38,5
19,2	3	0,016	8,665269	310,0	1,417	38,2
19,15	3	0,017	8,609025	307,9	1,407	38,0
19,1	3	0,018	8,55493	305,9	1,398	37,7
19,05	3	0,019	8,502855	304,0	1,390	37,5
19	3	0,02	8,452679	302,1	1,381	37,3

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

**4) Контроль за амонієм**

Total N out=	200,2	g N/d
Total N oxidized=	246,0	g N/d
Air consump=	27,1	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	110,1	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	2,8	mg/L



NH <sub>4</sub> вх.	PK	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	1	0	7			
19,95	0,5	0,001	7,191432	119,4	0,546	10,4
19,9	0,6	0,002	7,359569	136,9	0,626	12,1
19,85	0,7	0,003	7,506606	152,7	0,698	13,6
19,8	0,8	0,004	7,634531	167,1	0,764	15,1
19,75	0,8	0,005	7,755338	170,0	0,777	15,4
19,7	1,2	0,006	7,83406	208,0	0,951	19,8
19,65	1,2	0,007	7,907582	210,1	0,960	20,0
19,6	1,2	0,008	7,976168	212,0	0,969	20,1
19,55	1,2	0,009	8,040068	213,9	0,978	20,3
19,5	1,7	0,01	8,070053	245,1	1,120	24,9
19,45	1,7	0,011	8,097204	246,0	1,124	25,0
19,4	1,7	0,012	8,121676	246,8	1,128	25,1
19,35	1,7	0,013	8,143615	247,5	1,132	25,1
19,3	1,7	0,014	8,163159	248,2	1,135	25,2
19,25	1,7	0,015	8,180437	248,8	1,137	25,3
19,2	1,7	0,016	8,195575	249,3	1,140	25,3
19,15	1,7	0,017	8,208688	249,8	1,142	25,4
19,1	1,7	0,018	8,219886	250,2	1,144	25,4
19,05	1,7	0,019	8,229275	250,5	1,145	25,4
19	1,7	0,02	8,236952	250,8	1,147	25,5

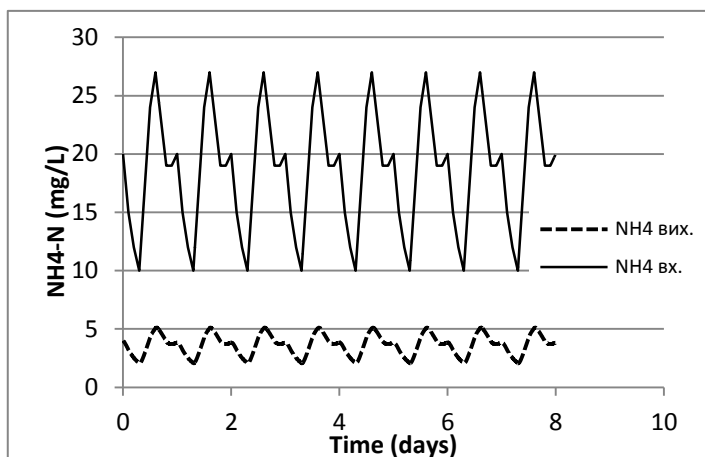
Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

### Моделювання процесу аерації для випадку низьких концентрацій амонійного азоту

#### ВИХІДНІ ДАНІ

Q	24 000 L/d	r <sub>max</sub>	0,8 mg O <sub>2</sub> /(g MLSS*min)
V	1 000 L		0,252 mg NH <sub>4</sub> -N/(mg MLSS*d)
MLSS (X)	3500 mg/L		10,5 mg/g h
HRT	1 h	K <sub>o</sub>	0,83
		k <sub>N</sub> =	0,54 L/g MLSS h
			0,013 L/mg MLSS d
		if(N=20),	
		r <sub>max</sub> =	0,259 mg NH <sub>4</sub> -N/(mg MLSS*d)

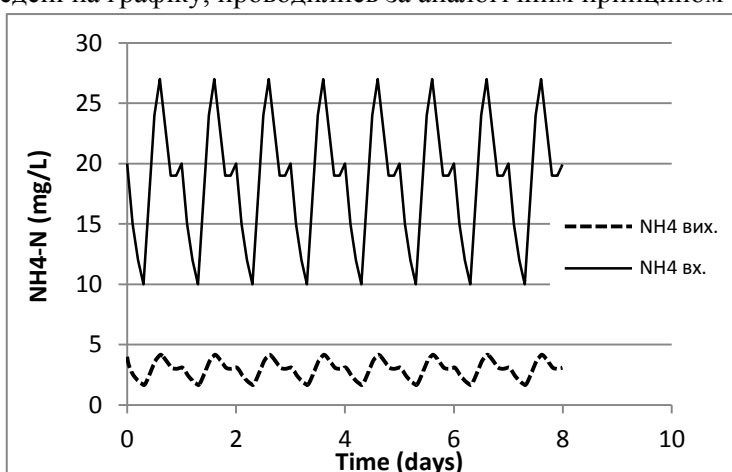
<b>1) Постійний РК =</b>	<b>1 мг/л</b>	
Total N out=	21,8	g N/d
Total N oxidized=	89,9	g N/d
Air consump=	8,3	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	92,7	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	1,8	mg/L



NH <sub>4</sub> вх.	РК	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	1	0	4			
19,95	1	0,001	3,996552	99,1	0,453	9,2
19,9	1	0,002	3,992911	99,1	0,453	9,2
19,85	1	0,003	3,989082	99,0	0,452	9,2
19,8	1	0,004	3,98507	98,9	0,452	9,2
19,75	1	0,005	3,980882	98,8	0,452	9,2
19,7	1	0,006	3,976523	98,7	0,451	9,1
19,65	1	0,007	3,971999	98,6	0,451	9,1
19,6	1	0,008	3,967313	98,5	0,450	9,1
19,55	1	0,009	3,962472	98,3	0,450	9,1
19,5	1	0,01	3,95748	98,2	0,449	9,1
19,45	1	0,011	3,952341	98,1	0,448	9,1
19,4	1	0,012	3,947061	98,0	0,448	9,1
19,35	1	0,013	3,941643	97,8	0,447	9,1
19,3	1	0,014	3,936092	97,7	0,447	9,1
19,25	1	0,015	3,930412	97,6	0,446	9,0
19,2	1	0,016	3,924607	97,4	0,445	9,0
19,15	1	0,017	3,918681	97,3	0,445	9,0
19,1	1	0,018	3,912637	97,1	0,444	9,0
19,05	1	0,019	3,906479	97,0	0,443	9,0
19	1	0,02	3,900211	96,8	0,443	9,0

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

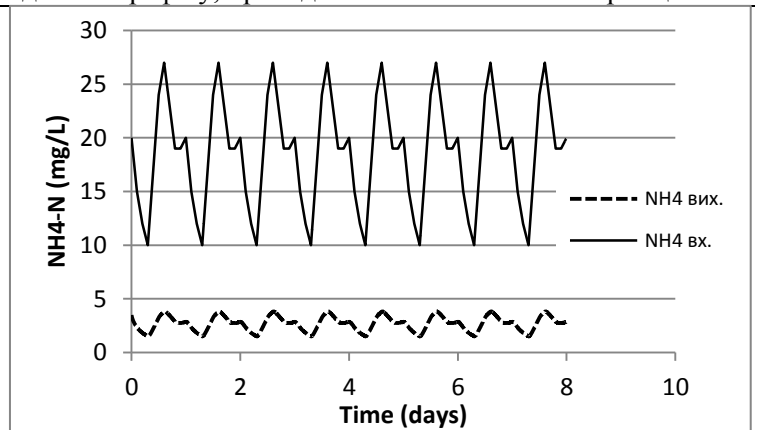
<b>2) Постійний РК =</b>	<b>2 мг/л</b>	
Total N out=	17,6	g N/d
Total N oxidized=	94,1	g N/d
Air consump=	10,0	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	105,8	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	1,8	mg/L



NH <sub>4</sub> вх.	PK	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	2	0	4			
19,95	2	0,001	3,967474	128,2	0,586	13,6
19,9	2	0,002	3,935886	127,2	0,581	13,5
19,85	2	0,003	3,905199	126,2	0,577	13,4
19,8	2	0,004	3,875381	125,2	0,572	13,2
19,75	2	0,005	3,846397	124,2	0,568	13,1
19,7	2	0,006	3,818217	123,3	0,564	13,1
19,65	2	0,007	3,790809	122,4	0,560	13,0
19,6	2	0,008	3,764144	121,5	0,556	12,9
19,55	2	0,009	3,738193	120,7	0,552	12,8
19,5	2	0,01	3,712931	119,8	0,548	12,7
19,45	2	0,011	3,688329	119,0	0,544	12,6
19,4	2	0,012	3,664364	118,2	0,541	12,5
19,35	2	0,013	3,641011	117,5	0,537	12,4
19,3	2	0,014	3,618247	116,7	0,534	12,4
19,25	2	0,015	3,596049	116,0	0,530	12,3
19,2	2	0,016	3,574396	115,3	0,527	12,2
19,15	2	0,017	3,553267	114,6	0,524	12,1
19,1	2	0,018	3,532642	113,9	0,521	12,1
19,05	2	0,019	3,512502	113,2	0,518	12,0
19	2	0,02	3,492828	112,6	0,515	11,9

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

<b>3) Постійний РК =</b>	<b>3 мг/л</b>	
Total N out=	16,1	g N/d
Total N oxidized=	95,5	g N/d
Air consump=	11,8	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	123,4	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	1,8	mg/L



NH <sub>4</sub> вх.	PK	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	3	0	3,5			
19,95	3	0,001	3,474345	124,4	0,568	15,3
19,9	3	0,002	3,449455	123,4	0,564	15,2
19,85	3	0,003	3,425299	122,6	0,560	15,1
19,8	3	0,004	3,401847	121,7	0,556	15,0
19,75	3	0,005	3,379068	120,9	0,553	14,9
19,7	3	0,006	3,356935	120,1	0,549	14,8
19,65	3	0,007	3,335421	119,3	0,545	14,7
19,6	3	0,008	3,314501	118,5	0,542	14,6
19,55	3	0,009	3,29415	117,8	0,538	14,5

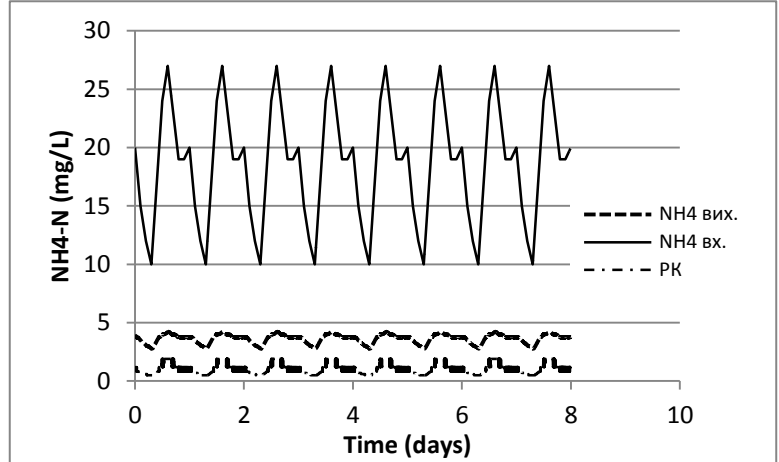


19,5	3	0,01	3,274344	117,0	0,535	14,4
19,45	3	0,011	3,25506	116,3	0,532	14,4
19,4	3	0,012	3,236277	115,7	0,529	14,3
19,35	3	0,013	3,217975	115,0	0,526	14,2
19,3	3	0,014	3,200132	114,3	0,523	14,1
19,25	3	0,015	3,182731	113,7	0,520	14,0
19,2	3	0,016	3,165752	113,1	0,517	14,0
19,15	3	0,017	3,149178	112,5	0,514	13,9
19,1	3	0,018	3,132993	111,9	0,511	13,8
19,05	3	0,019	3,117179	111,3	0,509	13,7
19	3	0,02	3,101723	110,8	0,506	13,7

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

#### 4) Контроль за амонієм

Total N out=	21,8	g N/d
Total N oxidized=	89,8	g N/d
Air consump=	8,6	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	95,4	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	1,7	mg/L



NH <sub>4</sub> вх.	РК	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	1	0	4			
19,95	1,2	0,001	3,988445	107,3	0,490	10,2
19,9	1,2	0,002	3,976969	106,9	0,489	10,2
19,85	1,2	0,003	3,965569	106,6	0,487	10,1
19,8	1,2	0,004	3,954244	106,3	0,486	10,1
19,75	1,2	0,005	3,94299	106,0	0,485	10,1
19,7	1,2	0,006	3,931806	105,7	0,483	10,0
19,65	1,2	0,007	3,920688	105,4	0,482	10,0
19,6	1,2	0,008	3,909636	105,1	0,481	10,0
19,55	1,2	0,009	3,898646	104,8	0,479	10,0
19,5	1,2	0,01	3,887716	104,5	0,478	9,9
19,45	1,2	0,011	3,876846	104,2	0,477	9,9
19,4	1,2	0,012	3,866032	104,0	0,475	9,9
19,35	1,2	0,013	3,855272	103,7	0,474	9,9
19,3	1,2	0,014	3,844566	103,4	0,473	9,8
19,25	1,2	0,015	3,833912	103,1	0,471	9,8
19,2	1,2	0,016	3,823306	102,8	0,470	9,8
19,15	1,2	0,017	3,812749	102,5	0,469	9,7
19,1	1,2	0,018	3,802238	102,2	0,467	9,7
19,05	1,2	0,019	3,791773	102,0	0,466	9,7

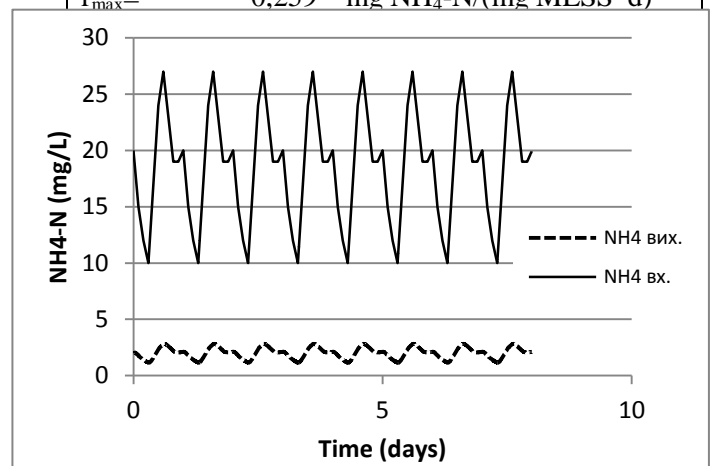
19	1,2	0,02	3,78135	101,7	0,465	9,7
----	-----	------	---------	-------	-------	-----

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

### Моделювання процесу аерації для випадку дуже низьких концентрацій амонійного азоту

ВИХІДНІ ДАНІ					
Q	3 000	L/d	$r_{\max}$	0,8	mg O <sub>2</sub> /(g MLSS*min)
V	1 000	L		0,252	mg NH <sub>4</sub> -N/(mg MLSS*d)
MLSS (X)	3500	mg/L		10,5	mg/g h
HRT	8	h	K <sub>o</sub>	0,83	
			kN=	0,54	L/g MLSS h
				0,013	L/mg MLSS d
			if(N=20),		
			$r_{\max}$ =	0,259	mg NH <sub>4</sub> -N/(mg MLSS*d)

<b>1) Постійний РК =</b>	<b>1 мг/л</b>	
Total N out=	6,0	g N/d
Total N oxidized=	49,8	g N/d
Air consump=	4,6	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	92,7	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	1,9	mg/L
AVG NH <sub>4</sub>	2,0	

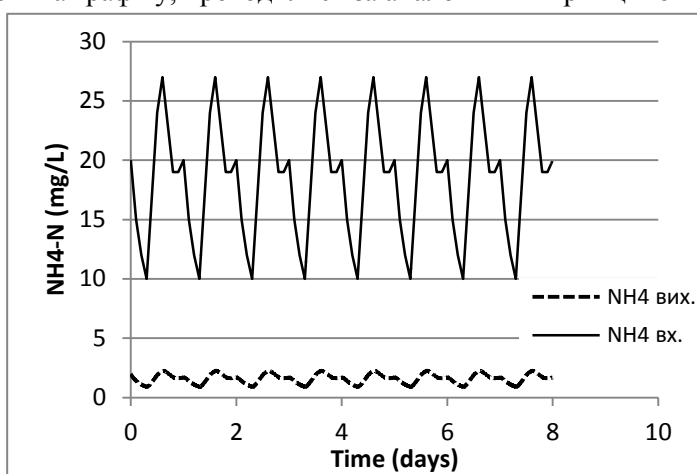


NH <sub>4</sub> вх.	РК	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	1	0	2			
19,95	1	0,001	2,004276	49,6	0,227	4,6
19,9	1	0,002	2,008284	49,7	0,227	4,6
19,85	1	0,003	2,01203	49,8	0,228	4,6
19,8	1	0,004	2,015522	49,9	0,228	4,6
19,75	1	0,005	2,018767	50,0	0,228	4,6
19,7	1	0,006	2,021771	50,0	0,229	4,6
19,65	1	0,007	2,024543	50,1	0,229	4,6
19,6	1	0,008	2,027087	50,2	0,229	4,7
19,55	1	0,009	2,02941	50,2	0,230	4,7
19,5	1	0,01	2,031519	50,3	0,230	4,7
19,45	1	0,011	2,03342	50,4	0,230	4,7
19,4	1	0,012	2,035117	50,4	0,230	4,7
19,35	1	0,013	2,036618	50,4	0,231	4,7
19,3	1	0,014	2,037927	50,5	0,231	4,7
19,25	1	0,015	2,039049	50,5	0,231	4,7
19,2	1	0,016	2,03999	50,5	0,231	4,7
19,15	1	0,017	2,040755	50,6	0,231	4,7
19,1	1	0,018	2,041349	50,6	0,231	4,7

19,05	1	0,019	2,041776	50,6	0,231	4,7
19	1	0,02	2,042042	50,6	0,231	4,7

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

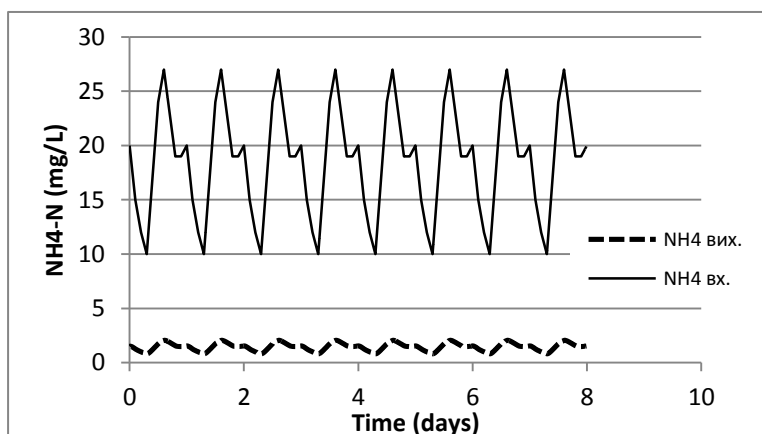
<b>2) Постійний РК =</b>	<b>2 мг/л</b>	
Total N out=	4,8	g N/d
Total N oxidized=	51,1	g N/d
Air consump=	5,4	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	105,8	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	2,0	mg/L
AVG NH <sub>4</sub>	1,6	



NH <sub>4</sub> вх.	РК	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (г O <sub>2</sub> /д)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	2	0	2			
19,95	2	0,001	1,989737	64,1	0,293	6,8
19,9	2	0,002	1,979684	63,8	0,292	6,8
19,85	2	0,003	1,969833	63,5	0,290	6,7
19,8	2	0,004	1,960177	63,1	0,289	6,7
19,75	2	0,005	1,95071	62,8	0,287	6,7
19,7	2	0,006	1,941425	62,5	0,286	6,6
19,65	2	0,007	1,932315	62,2	0,285	6,6
19,6	2	0,008	1,923375	61,9	0,283	6,6
19,55	2	0,009	1,914598	61,7	0,282	6,5
19,5	2	0,01	1,905979	61,4	0,281	6,5
19,45	2	0,011	1,897512	61,1	0,279	6,5
19,4	2	0,012	1,889192	60,8	0,278	6,4
19,35	2	0,013	1,881013	60,6	0,277	6,4
19,3	2	0,014	1,872972	60,3	0,276	6,4
19,25	2	0,015	1,865062	60,0	0,274	6,4
19,2	2	0,016	1,857279	59,8	0,273	6,3
19,15	2	0,017	1,849619	59,5	0,272	6,3
19,1	2	0,018	1,842078	59,3	0,271	6,3
19,05	2	0,019	1,834651	59,1	0,270	6,2
19	2	0,02	1,827335	58,8	0,269	6,2

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

<b>3) Постійний РК =</b>	<b>3 мг/л</b>	
Total N out=	4,3	g N/d
Total N oxidized=	51,4	g N/d
Air consump=	6,3	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	123,4	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	2,1	mg/L
AVG NH <sub>4</sub>	1,4	

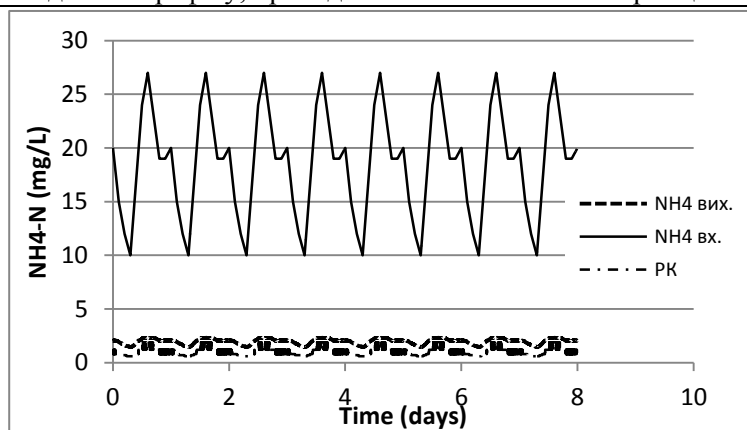


NH <sub>4</sub> вх.	PK	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (g O <sub>2</sub> /d)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	3	0	1,5			
19,95	3	0,001	1,502055	53,3	0,244	6,6
19,9	3	0,002	1,503881	53,4	0,244	6,6
19,85	3	0,003	1,505486	53,4	0,244	6,6
19,8	3	0,004	1,50688	53,5	0,245	6,6
19,75	3	0,005	1,50807	53,5	0,245	6,6
19,7	3	0,006	1,509064	53,6	0,245	6,6
19,65	3	0,007	1,509869	53,6	0,245	6,6
19,6	3	0,008	1,510494	53,6	0,245	6,6
19,55	3	0,009	1,510945	53,7	0,245	6,6
19,5	3	0,01	1,511228	53,7	0,245	6,6
19,45	3	0,011	1,51135	53,7	0,245	6,6
19,4	3	0,012	1,511318	53,7	0,245	6,6
19,35	3	0,013	1,511137	53,7	0,245	6,6
19,3	3	0,014	1,510813	53,7	0,245	6,6
19,25	3	0,015	1,510351	53,7	0,245	6,6
19,2	3	0,016	1,509757	53,7	0,245	6,6
19,15	3	0,017	1,509036	53,6	0,245	6,6
19,1	3	0,018	1,508193	53,6	0,245	6,6
19,05	3	0,019	1,507232	53,6	0,245	6,6
19	3	0,02	1,506159	53,6	0,245	6,6

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

#### 4) Контроль за амонієм

Total N out=	6,0	g N/d
Total N oxidized=	49,8	g N/d
Air consump=	4,7	m <sup>3</sup> /d
Specific air cons	94,8	m <sup>3</sup> /kg N
Standard deviation	1,9	mg/L
AVG NH <sub>4</sub>	2,0	



NH <sub>4</sub> вх.	PK	Час, д	NH <sub>4</sub> вих.	N споживання (г N/д)	O <sub>2</sub> витрата (g O <sub>2</sub> /d)	Air cons (м <sup>3</sup> пов./д)
20	1	0	2			
19,95	0,8	0,001	2,009325	44,5	0,204	4,0
19,9	0,8	0,002	2,018264	44,7	0,204	4,0
19,85	0,8	0,003	2,026828	44,9	0,205	4,1
19,8	0,8	0,004	2,035025	45,1	0,206	4,1
19,75	0,8	0,005	2,042865	45,3	0,207	4,1
19,7	0,8	0,006	2,050357	45,5	0,208	4,1
19,65	1,2	0,007	2,048178	55,0	0,251	5,2
19,6	0,8	0,008	2,055236	45,6	0,208	4,1
19,55	1,2	0,009	2,052611	55,1	0,252	5,2

19,5	1,2	0,01	2,049915	55,0	0,252	5,2
19,45	0,8	0,011	2,056479	45,6	0,209	4,1
19,4	1,2	0,012	2,053367	55,1	0,252	5,2
19,35	1,2	0,013	2,050199	55,1	0,252	5,2
19,3	1,2	0,014	2,046975	55,0	0,251	5,2
19,25	0,8	0,015	2,053013	45,6	0,208	4,1
19,2	1,2	0,016	2,049405	55,0	0,252	5,2
19,15	0,8	0,017	2,055081	45,6	0,209	4,1
19,1	1,2	0,018	2,051112	55,1	0,252	5,2
19,05	1,2	0,019	2,04711	55,0	0,251	5,2
19	0,8	0,02	2,052395	45,6	0,208	4,1

Подальші розрахунки, результати яких приведені на графіку, проводились за аналогічним принципом

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”**  
**Випробувальна лабораторія “ЕКОХІМСЕРТ”**  
**(НДЛ-113)**

Свідоцтво про атестацію № РЛ 141/12  
 Видане ДП «Львівстандартметрологія»  
 Чинне до 25 грудня 2015 року

79013, м. Львів, пл. Св. Юра, 3/4  
 Тел.(032)243-43-13  
 Факс(032)243-43-13  
 E-mail: ekochimsert@polynet.lviv.ua



**ЗАТВЕРДЖУЮ**  
 Професор з наукової роботи  
 Національного університету  
 “Львівська політехніка”  
 Н.І.Чухрай  
 “ ” 2015 р.

**ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 001**  
 від 04 червня 2015 р.

**1 Об'єкти випробувань і реєстраційний(і) номер(и):**

- № 001 Суміш стічних вод і мулової води з коридору №2 аеротенка №5 КОС-II (вхід)
- № 002 Суміш стічних вод і мулової води з коридору №2 аеротенка №5 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)
- № 003 Суміш стічних вод і мулової води з коридору №2 аеротенка №5 КОС-II (вхід)
- № 004 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 10:1 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)
- № 005 Фільтрат озера №5 Львівського полігону ТПВ
- № 006 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 500:1 до очищення на експериментальній установці (вхід)
- № 007 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 500:1 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)
- № 008 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1500:1 до очищення на експериментальній установці (вхід)
- № 009 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1500:1 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)
- № 010 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1000:1 до очищення на експериментальній установці (вхід)

Протокол № 001  
Сторінка 2  
Всього сторінок 5

№ 011 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1000:1 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)

№ 012 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1250:1 до очищення на експериментальній установці (вхід)

№ 013 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1250:1 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)

№ 014 Суміш стічних вод і мулової води з коридору №2 аеротенка №5 КОС-II (вхід)

№ 015 Суміш стічних вод і мулової води з коридору №2 аеротенка №5 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)

№ 016 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1000:1 до очищення на експериментальній установці (вхід)

№ 017 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1000:1 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)

№ 018 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1250:1 до очищення на експериментальній установці (вхід)

№ 019 Суміш стічних вод і мулової води з фільтратом у співвідношенні 1250:1 після 6 годин очищення на експериментальній установці (вихід)

**2** Замовник: Львівське комунальне підприємство "Збиранка" (договір № 507 від 02 квітня 2015 року "Натурне дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах КОС-II м. Львова")

**3** Зразки відібрані представниками: ЛМКП «Львівводоканал», НУ «Львівська політехніка», ЛКП «Збиранка»

**4** Дата проведення випробувань: 21.04.2015 р. – 06.05.2015 р.

**5** Умови довкілля при проведенні випробувань: відповідають вимогам ДСН 3.3.6.042-99

Протокол № 001  
Сторінка 3  
Всього сторінок 5

**6 Результати випробувань:**

Назва показників	Ресстраційний номер та скорочена назва об'єкту випробувань. Дата відбору проб								
	Фактичні значення показників								
	21.04.2015 р.		22.04.2015 р.			23.04.2015 р.		24.04.2015 р.	
	№ 001 (вихід)	№ 002 (вихід)	№ 003 (вихід)	№ 004 (вихід)	№ 005 фільтрат	№ 006 (вихід)	№ 007 (вихід)	№ 008 (вихід)	№ 009 (вихід)
Показник концентрації водневих іонів, од. рН	7,05	6,9	7,35	7,35	8,0	7,25	7,2	7,2	7,25
Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	122	-	-	-	-
Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	19176	-	-	-	-
Хлориди (Cl <sup>-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	5964	-	-	-	-
Сульфати (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	526,68	-	-	-	-
Залізо (Fe <sup>3+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	29,8	-	-	-	-
Фосфати (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	613,45	-	-	-	-
Азот амонійний (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	20,75	9,83	16,74	61,97	690,36	21,02	1,55	15,11	1,73
Азот нітритний (NO <sub>2</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	0,11	0,06	0,11	0,92	0,76	0,11	0,16	0,03	0,13
Азот нітратний (NO <sub>3</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	17,51	28,77	12,51	702,89	6025,3	21,27	277,7	відс.	21,63
БСК-5, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	37,2	33,4	38,4	269,1	-	29,1	6,93	15,9	13,0
ХСК, мг O/дм <sup>3</sup>	95,3	124,7	95,9	538,2	7345	64,7	23,1	32,5	36,3

Протокол № 001  
Сторінка 4  
Всього сторінок 5

**Продовження таблиці**

Назва показників	Ресстраційний номер та скорочена назва об'єкту випробувань. Дата відбору проб									
	Фактичні значення показників									
	27.04.2015 р.		28.04.2015 р.		29.04.2015 р.		05.05.2015 р.		06.05.2015 р.	
	№ 010 (вихід)	№ 011 (вихід)	№ 012 (вихід)	№ 013 (вихід)	№ 014 (вихід)	№ 015 (вихід)	№ 016 (вихід)	№ 017 (вихід)	№ 018 (вихід)	№ 019 (вихід)
Показник концентрації водневих іонів, од. рН	7,35	7,35	7,0	7,25	7,0	7,25	7,45	7,2	7,35	7,5
Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	22,2	27,0	-	-	-	-	-	-
Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	7600	654	-	-	-	-	-	-
Хлориди (Cl <sup>-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	76,33	78,1	-	-	-	-	-	-
Сульфати (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	1317,12	823,2	-	-	-	-	-	-
Залізо (Fe <sup>3+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	0,9	1,2	-	-	-	-	-	-
Фосфати (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	-	-	669,94	703,84	-	-	-	-	-	-
Азот амонійний (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	8,83	18,10	16,78	36,76	18,33	0,89	13,54	0,89	16,96	1,17
Азот нітритний (NO <sub>2</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	0,03	0,07	0,02	0,04	0,02	0,14	0,20	1,03	0,08	0,10
Азот нітратний (NO <sub>3</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	172,62	13,76	2,50	12,51	5,00	52,54	7,51	77,56	відс.	3,74
БСК-5, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ХСК, мг O/дм <sup>3</sup>	115,1	31,4	47,1	34,2	45,5	32,3	37,7	158,4	45,3	178,2



**7 Нормативні документи на методи випробувань:**

ДСТУ 4077-2001 Якість води. Визначення рН  
ДСТУ 4078-2001 Якість води. Визначення нітрату. Частина 3. Спектрометричний метод із застосуванням сульфосаліцилової кислоти  
КНД 211.1.4.021-95 Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в поверхневих і стічних водах  
КНД 211.1.4.023-95 Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Грісса в поверхневих та очищених стічних водах  
КНД 211.1.4.024-95 Методика визначення біохімічного споживання кисню після п днів (БСК) в природних і стічних водах  
КНД 211.1.4.030-95 Методика фотометричного визначення амоній-іонів з реактивом Несслера в стічних водах  
КНД 211.1.4.037-95 Методика меркуретричного визначення хлоридів в поверхневих і стічних водах  
КНД 211.1.4.039-95 Методика гравіметричного визначення завислих (суспендованих) речовин в природних і стічних водах  
КНД 211.1.4.040-95 Методика фотометричного визначення заліза (ІІІ) та заліза (ІІ, ІІІ) з сульфосаліциловою кислотою в стічних водах  
КНД 211.1.4.042-95 Методика гравіметричного визначення сухого залишку (розчинених речовин) в природних та стічних водах  
КНД 211.1.4.043-95 Методика фотометричного визначення фосфатів у стічних водах  
Унифицированные методы исследования качества вод. М., 1987 г. Частина І, том 1 с. 893. Сульфаты. Весовое определение

**8 Результати випробувань стосуються лише зразків, що випробувувались**

**9 Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)**

Науковий керівник  
ВЛ «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)

Мальований М.С.



Відповідальні виконавці:

Дзлик Л.М.

Мараховська С.Б.

Шандрович В.Т.



**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”**  
**Випробувальна лабораторія “ЕКОХІМСЕРТ”**  
**(НДЛ-113)**

Свідоцтво про атестацію № РЛ 141/12  
 Видане ДП «Львівстандартметрологія»  
 Чинне до 25 грудня 2015 року

79013, м. Львів, пл.Св. Юра, 3/4  
 Тел.(032)243-43-13  
 Факс(032)243-43-13  
 E-mail: ekochimsert@polynet.lviv.ua



**ЗАТВЕРДЖУЮ**

Проректор з наукової роботи  
 Національного університету  
 “Львівська політехніка”

Н.І.Чухрай  
 2015 р.

**ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 002**

від 04 червня 2015 р.

**1 Об'єкти випробувань і реєстраційний(і) номер(и):**

№ 020 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 (вхід)

№ 021 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці (вихід)

№ 022 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 (вхід)

№ 023 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці (вихід)

№ 024 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 (вхід)

№ 025 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці (вихід)

№ 026 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 (вхід)

№ 027 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці (вихід)

№ 028 Стічні води, відібрані з входу в аеротенки КОС-II (після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці) СВ (вихід)

Протокол № 002  
Сторінка 2  
Всього сторінок 3

№ 029 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 (вхід)

№ 030 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці (вихід)

№ 031 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 (вхід)

№ 032 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці (вихід)

№ 033 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 (вхід)

№ 034 Суміш фільтрату зі стічними водами, відібраними з входу в аеротенки КОС-II у співвідношенні 1:500 після очищення протягом 8 годин в експериментальній аераційній установці (вихід)

**2 Замовник:** Львівське комунальне підприємство "Збиранка" (договір № 507 від 02 квітня 2015 року "Натурне дослідження впливу фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах КОС-II м. Львова")

**3 Зразки відібрані представниками:** ЛМКП «Львівводоканал», НУ «Львівська політехніка», ЛКП «Збиранка»

**В присутності представника:** НДЛ-113 НУ «Львівська політехніка»,

**4 Дата проведення випробувань:** 20.05.2015 р. – 27.05.2015 р.

**5 Умови довкілля при проведенні випробувань:** відповідають вимогам ДСН 3.3.6.042-99

**6 Нормативні документи на методи випробувань:**

ДСТУ 4078-2001 Якість води. Визначання нітрату. Частина 3. Спектрометричний метод із застосуванням сульфосаліцилової кислоти

**КНД 211.1.4.021-95** Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в поверхневих і стічних водах

**КНД 211.1.4.023-95** Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Грісса в поверхневих та очищених стічних водах

**КНД 211.1.4.024-95** Методика визначення біохімічного споживання кисню після п днів (БСК) в природних і стічних водах

**КНД 211.1.4.030-95** Методика фотометричного визначення амоній-іонів з реактивом Несслера в стічних водах

Протокол № 002  
Сторінка 3  
Всього сторінок 3

**7 Результати випробувань:**

Назва показників	Ресстраційний номер та скорочена назва об'єкту випробувань. Дата відбору проб															
	Фактичні значення показників															
	20.05.2015 р.		21.05.2015 р.		22.05.2015 р.		24.05.2015 р.		25.05.15р.		25.05.2015 р.		26.05.2015 р.		27.05.2015 р.	
	№ 020 (вихід)	№ 021 (вихід)	№ 022 (вихід)	№ 023 (вихід)	№ 024 (вихід)	№ 025 (вихід)	№ 026 (вихід)	№ 027 (вихід)	№ 028 (вихід)	№ 029 (вихід)	№ 030 (вихід)	№ 031 (вихід)	№ 032 (вихід)	№ 033 (вихід)	№ 034 (вихід)	
Азот амонійний (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	24,43	1,32	25,16	1,0	21,25	0,77	22,75	0,77	1,59	22,38	0,44	15,60	1,31	14,55	-	
Нітри (NO <sub>2</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	0,05	1,40	0,02	2,33	0,10	0,42	0,11	3,50	3,61	0,09	2,56	0,09	0,64	0,02	-	
Нітрати (NO <sub>3</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	22,52	26,27	11,26	21,27	16,26	48,79	45,03	13,76	22,52	7,51	45,03	51,28	17,52	12,51	-	
БСК-5, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	-	-	118,5	3,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ХСК, мг O/дм <sup>3</sup>	198,8	13,7	207,9	9,1	131,0	4,44	189,1	63,0	32,84	171,3	104,2	180,2	100,3	181,2	-	

8 Результати випробувань стосуються лише зразків, що випробувались

9 Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)

Науковий керівник  
ВЛ «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)

Мальований М.С.

Відповідальні виконавці:

Делік Л.М.

Мараховська С.Б.

Шандрович В.Т.

Затверджую

Проректор з науково-дослідницької роботи  
 Національного університету «Львівська політехніка»  
 Н. Г. Черняк

М.П.



Затверджую

Львівське комунальне підприємство "Збиранка"

Б. М. Горбаль

М.П.

**ТЕХНІЧНИЙ АКТ**

приймання-здавання науково-технічної продукції  
 з госпдоговору № 0507

Ми, які нижче підписалися,  
 представник Замовника  
 з однієї сторони, і представник вузу-  
 Виконавця

інженер-еколог Львівського комунального підприємства  
 "Збиранка" Бутін О. З.  
 завідувач кафедри гідравліки та сантехніки  
 Національного університету «Львівська політехніка»  
 Чернюк В. В.

з іншої сторони, склали цей акт про  
 те, що науково-дослідна робота

"Натурне дослідження впливу фільтратів Львівського  
 полігону твердих побутових відходів на процес  
 біологічного очищення на каналізаційних очисних  
 спорудах КОС-II м. Львова"

виконана згідно з завданням у повному обсязі.

У результаті досліджень

на експериментальних установках періодичної та  
 неперервної дії досліджено вплив фільтратів Львівського  
 полігону твердих побутових відходів на роботу  
 аеротенків Львівських каналізаційних очисних споруд  
 КОС-II за різних значень концентрації фільтратів у  
 стічних водах. За час неперервного десятидобового  
 експерименту з концентрацією фільтрату в стоках 1:500  
 виявлено, що ефект очищення за амонійним азотом  
 залишався стабільно високим. Рекомендовано допустити  
 скидання фільтрату у каналізаційну мережу м. Львова  
 протягом 8 годин (з 9 год. до 17 год.) у кількості, що не  
 перевищить концентрацію 1:500 фільтрату в стоках з  
 дотриманням вимог, вказаних у висновках до звіту по  
 госпдоговірній роботі №0507.

Наукове значення роботи –

за умов загрози екологічній безпеці довкілля, з причини  
 вичерпання наявних резервів ставків-накопичувачів,  
 вперше в Україні обґрунтовано можливість скидання  
 попередньо знезаражених фільтратів з полігону твердих  
 побутових відходів на міські каналізаційні очисні  
 споруди.

ПРЕДСТАВНИК ВИКОНАВЦЯ

В. В. Чернюк

ПРЕДСТАВНИК ЗАМОВНИКА

О. З. Бутін



03301



УКРАЇНА

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**  
**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»**

вул. С. Бандери, 12, Львів, 79013, тел. (380-32) 237-49-93, 258-27-58, факс: (380-32) 258-26-80  
 ел. пошта: [coffice@lp.edu.ua](mailto:coffice@lp.edu.ua), інтернет: [www.lp.edu.ua](http://www.lp.edu.ua)

*26.10.2015 № 67-01-1846*

на № \_\_\_\_\_

До спеціалізованої вченої ради  
 К 35.052.22 Національного університету  
 «Львівська політехніка»

**ДОВІДКА**

про використання у навчальному процесі  
 Національного університету «Львівська політехніка»  
 результатів досліджень та розробок, одержаних  
 при виконанні дисертаційної роботи  
 Шандрович Віри Тарасівни

Основні положення та результати дисертаційного дослідження Шандрович Віри Тарасівни на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека, впроваджені у навчальний процес Національного університету «Львівська політехніка» та застосовуються при викладанні дисципліни «Технології та устаткування для очищення промислових стічних вод» на кафедрі екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка» для студентів спеціальності 7.04010601 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування». Зокрема, у навчальному процесі використовується аналіз роботи аеротенків діючих очисних споруд (Розділ 9, Тема "Біологічне очищення стічних вод").

Проректор з науково-педагогічної роботи  
 Національного університету  
 «Львівська політехніка»  
 доц.

Давидчак О.Р.