

**МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ
ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ**

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Поштаренко Анна Віталіївна

УДК 628.33:664.642 (043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**Удосконалення процесу очищення стічних вод дріжджового
виробництва**

21.06.01 – Екологічна безпека

Галузь знань: технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

А.В. Поштаренко

підпис

ініціали та прізвище дисертанта

Науковий керівник: Ісаєнко Володимир Миколайович, доктор біологічних
наук, професор

Київ - 2021

АНОТАЦІЯ

Поштаренко А.В. Удосконалення процесу очищення стічних вод дріжджового виробництва. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – Екологічна безпека. – Національний авіаційний університет. – Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Київ, 2021.

Дисертаційна робота присвячена вирішенню актуального науково-практичного завдання підвищення рівня екологічної безпеки очищення та знезараження стічних вод дріжджового виробництва шляхом застосування фізико-хімічних способів (електродіаліз, ультразвук, магнітне поле, низькочастотне та надвисокочастотне випромінювання). Визначено перелік основних способів очищення виробничих стоків від органічного, мінерального та біологічного забруднення. Встановлено переваги та недоліки цих методів очищення. Детально розглянуто застосування фізико-хімічних способів очищення стічних вод дріжджового виробництва в Україні та закордоном, визначено характеристики фізико-хімічних методів, галузь та умови їх застосування. Відзначено перспективність застосування електродіалізу, ультразвуку, магнітного поля, низько- та надвисокочастотного випромінювання, як способів очищення та знезараження стічних вод дріжджового виробництва. За допомогою фізико-хімічного та мікробіологічного аналізу досліджено фізико-хімічний та мікробіологічний склад стічних вод 3-х ступенів сепарації дріжджів та стічних вод загального стоку (дріжджовий завод Київської області). З метою отримання інформації про перебіг процесу очищення проведено експериментальні дослідження на лабораторних установках, за результатами яких встановлено оптимальні параметри дії фізичних чинників, при яких спостерігається збільшення ефективності процесу очищення та знезараження.

При використанні електродіалізу в стічній воді збільшився рівень рН, концентрація вільного хлору, знизилась кольоровість і окиснюваність. Найкраще знезараження стічної води відбулося в анодній зоні при тривалості дії електродіалізу 20 хвилин.

Після очищення ультразвуком з робочою частотою 840 кГц, потужністю 91 Вт, інтенсивністю 0,7 Вт/см² та тривалістю 12 хв. ступінь очищення води за фізико-хімічними показниками знаходиться в межах 55-79%, а ступінь знезараження дорівнює 98%.

Після дії магнітного поля інтенсивністю магнітної індукції 75 мТл протягом 10 хв. відбулося зниження фізико-хімічного показника ХСК до 72%. Ступінь очищення за іншими показниками знаходиться в межах 30 - 50%, а ступінь знезараження мікроорганізмів становить 87%.

Результат дії низькочастотного випромінювання частотою 100 кГц, амплітудою напруги 5 В протягом 17 хв. показав зменшення рівня органічних речовин на 60%, мінеральних речовин - 73%, ступінь знезараження складає 76%.

Результати очищення надвисокочастотним випромінюванням з частотою 60 ГГц, довжиною хвилі 270 мм тривалістю 24 хв. свідчать про зниження завислих речовин, хлоридів і сульфатів в межах 72 - 80%, ступінь знезараження становить 64%.

Таким чином, використання фізико-хімічних способів очищення стічної води дозволяє отримати високий антимікробний ефект і значне зниження забруднюючих речовин, що сприяє поліпшенню санітарно епідеміологічних показників якості стічних вод.

Експериментально підтверджено, що серед усіх досліджених фізико-хімічних способів процес очищення та знезараження стічної води дріжджового виробництва найбільш ефективно пройшов при дії ультразвуку, при якому ступінь знезараження від мікроорганізмів становить 98% та очищення від органічних та мінеральних речовин в середньому до 71%.

На підставі розрахунку економічного ефекту від застосування ультразвуку для очищення стічних вод дріжджового виробництва у порівнянні з традиційними методами очищення встановлено зниження в 5519 раз від собівартості процесу очищення. При цьому загальна економія коштів при середньодобовому об'ємі стічних вод у 3500 м³ зменшиться з 66 833,49 грн/м³ до 12,108 грн/м³.

Наукова новизна роботи полягає у наступному. Вперше теоретично обґрунтовано та експериментально підібрано оптимальні параметри дії електродіалізу, ультразвуку, магнітного поля, низькочастотного та надвисокочастотного випромінювання. Встановлено зниження вмісту забруднюючих речовин та мікроорганізмів в стічних водах за допомогою фізико-хімічних способів до нормативного рівня. Отримали подальший розвиток знання щодо впливу електродіалізу, ультразвуку, магнітного поля, низькочастотного та надвисокочастотного випромінювання на процес очищення стічних вод дріжджового виробництва в залежності від їх параметрів та часу дії.

Результати дослідження можуть бути використані для добору очисного обладнання на дріжджових підприємствах.

Ключові слова: екологічна безпека, стічна вода, електродіаліз, ультразвук, магнітне поле, низькочастотне випромінювання, надвисокочастотне випромінювання.

ANNOTATION

Poshtarenko AV Improving the process of wastewater treatment of yeast production. – Qualified scientific work on the rights of the manuscript. Thesis for a degree candidate of Technical Sciences in specialty 21.06.01 – Environmental Safety. – National Aviation University. – State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, Kyiv, 2021.

The dissertation is devoted to the solution of the actual scientific and practical task of increasing the level of ecological safety of treatment and disinfection of wastewater of yeast production by using physicochemical methods (electrodialysis, ultrasound, magnetic field, low - frequency and ultrahigh - frequency radiation). The basic ways of treatment of industrial drains from organic, mineral and biological pollution is defined. The advantages and disadvantages of that wastewater treatment methods are established. The application of physico-chemical methods of wastewater treatment of yeast production in Ukraine and abroad is considered in detail, the characteristics of physico-chemical methods, industry and conditions of their application are determined. The prospects of using electrodialysis, ultrasound, magnetic field, low- and ultra-high-frequency radiation as methods of purification and disinfection of yeast production wastewater are noted. Physicochemical and microbiological analysis is used to study the physicochemical and microbiological composition of wastewater of 3 stages of yeast separation and wastewater of total runoff (yeast plant of Kyiv region). The experimental studies are carried out at laboratory facilities, the results of which established the optimal parameters of factors that increase the efficiency of the cleaning and disinfection process.

When using electrodialysis in wastewater treatment, the pH level and the concentration of free chlorine increases, and the color and oxidation decreases. The best disinfection of wastewater occurred in the anode zone with duration of electrodialysis of 20 minutes.

After ultrasonic treatment with an operating frequency of 840 kHz, a power of 91 W, an intensity of 0.7 W / cm^2 and a duration of 12 minutes, the degree of water purification by physicochemical parameters is in the range of 55-79%, and the degree of disinfection is 98%.

After the action of a magnetic field with an intensity of magnetic induction of 75 mT for 10 minutes there is a decrease in the physico-chemical index of

HSC to 72%. The degree of purification by other indicators is in the range of 30 - 50%, and the degree of disinfection of microorganisms is 87%.

The result of the action of low-frequency radiation with a frequency of 100 kHz, voltage amplitude of 5 V for 17 minutes shows a decrease in the level of organic matter by 60%, mineral matter - 73%, the degree of disinfection is 76%.

The results of purification by ultrahigh-frequency radiation with a frequency of 60 GHz, a wavelength of 270 mm and duration of 24 minutes indicate a decrease in concentrations of suspended solids, chlorides and sulfates in the range of 72-80%, the degree of disinfection is 64%.

Thus, the use of physico-chemical methods of wastewater treatment allows to obtain a high antimicrobial effect and a significant reduction of pollutants, which contributes to the improvement of sanitary and epidemiological indicators of wastewater quality.

It is experimentally confirmed that among all the studied physicochemical methods, the process of purification and disinfection of yeast wastewater is the most effective under the action of ultrasound, in which the degree of disinfection from microorganisms is 98% and purification from organic and mineral substances on average up to 71%.

Based on the calculation of the economic effect of the use of ultrasound for wastewater treatment of yeast production in comparison with traditional treatment methods, a reduction in 5519 times from the cost of the treatment process is achieved. At the same time, the total cost savings with an average daily volume of wastewater of 3,500 m³ decreases from UAH 66,833.49 / m³ to UAH 12,108 /m³.

The scientific novelty of the work is as follows. For the first time, the optimal parameters of electro dialysis, ultrasound, magnetic field, low-frequency and ultra-high-frequency radiation are theoretically substantiated and experimentally selected. The reduction of the content of pollutants and microorganisms in wastewater by physico-chemical treatment methods to the normative level are established. Further development of knowledge on the influence of electro dialysis, ultrasound, magnetic field, low-frequency and ultra-

high-frequency radiation on the process of wastewater treatment of yeast production depends on their parameters and time of action.

The results of the study can be used to select treatment equipment at yeast plants.

Key words: ecological safety, wastewater, electro dialysis, ultrasound, magnetic field, low-frequency radiation, ultrahigh-frequency radiation.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті Scopus:

1. **A V Poshtarenko.** Optimization of the process of electrochemical wastewater treatment //IOP Conference Series: Materials Science and Engineering (MSE), 2021.

Особистий внесок – аналіз результатів експериментальних досліджень електродіалізу, побудова математичних моделей.

Статті у наукових фахових виданнях України, які індексуються міжнародними науко-метричними базами даних:

2. **Поштаренко А.В.** Пригнічення росту та активності культури дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* за допомогою надвисокочастотного електромагнітного випромінювання // Проблеми екологічної біотехнології: електронний фаховий науковий журнал. – Електронні дані. – [Київ : Національний авіаційний університет, 2014]. – № 2(2014). – Режим доступу: <http://nau.edu.ua>.

Особистий внесок – вибір методики дослідження процесу очищення та знезараження стічної води та аналіз результатів експериментальних досліджень.

3. **Поштаренко А.В.** Вплив харчової промисловості на екологічну безпеку природних вод // Проблеми екологічної біотехнології: електронний фаховий науковий журнал. – Електронні дані. – [Київ: Національний

авіаційний університет, 2015]. – № 2(2015). – Режим доступу: <http://nau.edu.ua>.

Особистий внесок – аналіз існуючих та обґрунтування обраних способів очищення стічних вод.

4. Ісаєнко В.М., **Поштаренко А.В.** Інтенсифікація процесу очищення стічної води фізико-хімічними способами // Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва, Випуск 96, Частина 1, 2020. – С. 167-178.

Особистий внесок – аналіз результатів експериментальних досліджень, узагальнення та формування висновків.

5. **Poshtarenko A.V.** Application of alternating magnetic field in wastewater treatment at yeast enterprises. Ukrainian Journal of Ecology. 2021. № 11(1). P. 158–162.

Особистий внесок – вибір методики дослідження та аналіз результатів експериментальних досліджень впливу змінного магнітного поля на ступінь очищення стічних вод.

Праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

6. Геращенко Л.В., Кисла Л.В., **Струтинська А.В.**, Плигун О.В. Екологічні аспекти дріжджової промисловості і методи їх покращення// Матеріали V Міжнародної наукової конференції студентів та молодих учених "Політ", 12-13 квітня 2005 р. – Київ: НАУ, 2005. С. 765

Особистий внесок – аналіз існуючих та обґрунтування обраних способів очищення стічних вод.

7. **Струтинська А.В.**, Кисла Л.В., Геращенко Л.В., Шевченко Ю.С. Електродіалізні процеси в спиртовій промисловості // Політ: Матеріали V Міжнародної наукової конференції студентів та молодих учених. – К. : НАУ, 2005. –С. 243.

Особистий внесок – аналіз та обґрунтування фізико-хімічного способу очищення стічних.

8. **Струтинська А.В.**, Геращенко Л.В., Обухівська О.Б., Кисла Л.В. Використання електрохімічних процесів в виробництві хлібопекарських дріжджів // Політ: Матеріали VI Міжнародної наукової конференції студентів та молодих учених. –К.: НАУ, 2006. С. 299

Особистий внесок – аналіз існуючих та обґрунтування обраних способів очищення стічних вод.

9. Застосування електроактивування в області виробництва дріжджів [Текст] / **А.В. Струтинська** // Матеріали VIII міжнародної науково-технічної конференції "АВІА-2007", 25-27 квітня 2007 року / Бабак В.П., гол. оргком.; Національний авіаційний університет. — Київ, 2007. С. 44.62–44.65.

Особистий внесок – обґрунтування методики досліджень та аналіз результатів.

10. **Струтинська А.В.**, Максименко О.А. Загальна характеристика стічних вод дріжджового заводу та методи їх утилізації // Політ: Матеріали VIII Міжнародної наукової конференції студентів та молодих учених. – К. : НАУ, 2008. С. 457.

Особистий внесок – визначення складу стічних вод дріжджового виробництва.

11. Максименко О.А., Кисла Л.В., **Струтинська А.В.** Технологія очищення стічних вод у дріжджовому виробництві // Політ: Матеріали VIII Міжнародної наукової конференції студентів та молодих учених. – К. : НАУ, 2008. С. 455.

Особистий внесок – формулювання мети дослідження та висновків.

12. **Струтинська А.В.**, Гаркава К.Г., Косоголова Л.О. Електрохімічне знезараження післядріжджової барди // Матеріали Всеукраїнської наукової конференції студентів і аспірантів "Екологічна безпека держави". – К. : НАУ, 2009. С. 184.

Особистий внесок – аналіз результатів експериментальних досліджень.

13. **Струтинська А.В.**, Гаркава К.Г., Косоголова Л.О. Перспективи застосування фізичних методів для очищення стічних вод біотехнологічних виробництв. // Матеріали III Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених «Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва». – Київ, 22–25 вересня 2009 року. – Київ: ТОВ «ДІА», 2009. С. 29–30.

Особистий внесок – аналіз результатів експериментальних досліджень.

14. **Струтинська, А. В.** Використання низьких та надзвичайно високих частот для очистки стічних вод / А.В. Струтинська, Л.О. Косоголова, К.Г. Гаркава // Український науково-медичний молодіжний журнал: Наук. журн./ Глав. ред. О.В. Курченко. – Київ, 2009. N 3. С. 152. – ISSN 1996-353X.

Особистий внесок – аналіз результатів експериментальних досліджень.

15. **Струтинська А.В.**, Косоголова Л.О., Лошицький П.П., Ніжанківська В.Є. Застосування електрохімічних методів для очистки стічної води / VII Всеукраїнська науково-технічна конференція «Фізичні процеси та поля технічних і біологічних об'єктів». Тези наукових доповідей. – Кременчук: КДУ імені Михайла Остроградського, 2009. С. 292–294.

Особистий внесок – вибір методики досліджень та аналіз результатів експериментальних досліджень.

16. **Струтинська А.В.**, Косоголова Л.О., Гаркава К.Г., Нежанківська В.Є. Сучасні підходи очищення стічної води біотехнологічних виробництв / II Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2009) // Збірник наукових статей. – Вінниця, 23-26 вересня 2009 року. – Вінниця: ФОП Данилюк, 2009. С. 55–58.

Особистий внесок – аналіз існуючих способів очищення стічних вод та вибір критеріїв оцінки ефективності процесу очищення.

17. Бржезицкий В.А., Гаран Я.А., Драпей М.В., Косоголова Л.А., Лошицкий П.П., Лобатенко В.А., **Струтинская А.В.** Очистка сточных вод биотехнологического производства физическими методами // Электроника и связь: научно-технический журнал. - №2(55), 2010. С. 197–199.

Особистий внесок – опис методики дослідження та аналіз результатів експериментальних досліджень.

18. **Струтинська А.В.**, Косоголова Л.О., Ковтун С., Сіленко В. Оцінка впливу магнітного поля на ступінь знезараження стічних вод дріжджового виробництва // Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів „Екологічна безпека держави”. –К.: НАУ, 2010. С. 195.

Особистий внесок – вибір методики досліджень та аналіз результатів експериментальних досліджень.

19. **Поштаренко А.В.**, Франко І.Р., Косоголова Л.О. Вплив ультразвуку на виживання дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* // Перспективи і напрями сучасної біотехнології : наук.-практ. семінар, 14-15 жовтня 2011 р.: тези доп. – К.: Вид-во «Мегапринт», 2011. С. 117.

Особистий внесок – вибір методики досліджень та аналіз результатів експериментальних досліджень.

20. **Поштаренко А.В.**, Косоголова Л.О., Франко І.Р., Лошицький П.П., Веселовська Т.Є. Використання ультразвуку при обробці стічної води дріжджового виробництва // Біотехнологія ХХІ століття: VII Всеукр. наук.-практ. конф., 5 квітня 2012р.: тези доп. – К., 2012. С. 76.

Особистий внесок – опис методики ультразвукового дослідження та аналіз результатів експериментальних досліджень.

21. **Поштаренко А.В.** Ефективність фізичних методів в очистці стічної води дріжджової промисловості // Новітні досягнення біотехнології та нанофармакології : III Міжн. наук.-практ. конф., 20-22 жовтня 2015 р.: тези доп. – К.: Вид-во «Мегапринт», 2015. С. 94–95.

Особистий внесок – аналіз результатів експериментальних досліджень.

22. **Поштаренко А.В.**, Юзвенко Ю.В. Вплив дріжджових підприємств на стан водних об'єктів // Екологічна безпека держави: X Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених та студентів, 21 квітня 2016 р.: тези доп. – К., 2016. С. 116.

Особистий внесок – аналіз існуючих та обґрунтування обраних способів очищення стічних вод.

23. **Поштаренко А.В.**, Гладішева В.О. Спосіб руйнування дріжджових клітин в стічній воді дріжджового виробництва // Екологічна безпека держави: тези доповідей XIV Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів. – К.: НАУ, 2020. С. 41.

Особистий внесок – аналіз результатів експериментальних досліджень.

24. **Поштаренко А.В.**, Решетняк Л.Р. Характеристика фізико-хімічних показників стічної води процесу сепарації дріжджів // Міжнародна науково-практична конференція «Біорізноманіття України в контексті сучасних природніх умов середовища». – Тернопіль, 2020. С. 6162.

Особистий внесок – визначення показників складу стічних вод, аналіз результатів експериментальних досліджень.

Патенти:

25. Патент України №144885 «Спосіб руйнування дріжджових клітин *Saccharomyces cerevisiae* в стічній воді дріжджового виробництва».

Особистий внесок – участь у патентному пошуку, проведені експериментальних досліджень та оформленні патенту.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	18
РОЗДІЛ 1. СУЧАСНИЙ СТАН ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДРІЖДЖОВОГО ВИРОБНИЦТВА	27
1.1. Оцінка забруднення водних об'єктів стічними водами харчових підприємств.....	27
1.2. Характеристика методів очищення стічних вод дріжджового виробництва.....	33
1.2.1. Методи знезараження стічної води.....	39
1.3. Фізико-хімічні методи інтенсифікації процесу очищення.....	44
1.4. Застосування фізико-хімічних методів для очищення води з різними видами забруднень.....	50
1.5. Цілі та завдання досліджень.....	70
Висновки до розділу 1.....	71
РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ОПРАЦЮВАННЯ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ.....	72
2.1. Характеристика об'єктів досліджень.....	72
2.2. Опис лабораторної установки електродіалізера.....	75
2.3. Опис лабораторної ультразвукової установки.....	77
2.4. Опис лабораторної електромагнітної установки.....	77
2.5. Опис лабораторного низькочастотного установки.....	79
2.6. Опис лабораторної надвисокочастотної широкосмугової установки.....	80
2.7. Опис лабораторної надвисокочастотної вузькосмугової установки.....	80
2.8. Методика проведення аналізів і оброблення результатів досліджень.....	81
2.8.1. Методика проведення електродіалізу стічної води.....	81
2.8.2. Методика проведення ультразвукової обробки.....	82

2.8.3. Методика електромагнітної обробки.....	83
2.8.4. Методика обробки стічної води надвисокочастотним широкосмуговим шумовим сигналом.....	83
2.8.5. Методика обробки стічної води надвисокочастотним вузькосмуговим випромінюванням.....	83
2.8.6. Методика обробки стічної води низькочастотним електромагнітним полем.....	84
2.8.7. Методика відбору і зберігання проб.....	85
2.8.8. Визначення температури.....	85
2.8.9. Визначення показника рН.....	85
2.8.10. Визначення завислих речовин і прожареного залишку.....	85
2.8.11. Визначення хімічного споживання кисню (ХСК).....	86
2.8.12. Визначення нітриту з сульфанілою кислотою і α -нафтіламіном.....	86
2.8.13. Визначення вмісту хлоридів.....	86
2.8.14. Визначення вмісту сульфат-іонів.....	86
2.8.15. Визначення загальної кількості мікроорганізмів.....	86
2.8.16. Визначення ступеня знезараження стічної води.....	87
2.9. Методики оброблення результатів досліджень.....	87
Висновки до розділу 2.....	88
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ ЕЛЕКТРОХІМІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ СТОКІВ.....	89
3.1. Дослідження фізико-хімічного та мікробіологічного складу стічних вод.....	89
3.2. Дослідження дії електродіалізу на процес очищення стічних вод.....	92
3.3. Дослідження впливу електродіалізу на процес знезараження стічних вод.....	103
3.4. Принципова технологічна схема очищення післядріжджових стічних вод з використанням електродіалізу.....	110

Висновки до розділу 3.....	112
РОЗДІЛ 4. ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ФІЗИЧНИХ МЕТОДІВ НА ПРОЦЕС ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДРІЖДЖОВОГО ВИРОБНИЦТВА.....	114
4.1. Дослідження дії ультразвуку на процес очищення та зnezараження стічних вод.....	114
4.2. Дослідження впливу змінного магнітного поля на процес очищення стічних вод дріжджового виробництва.....	127
4.3. Дослідження впливу низькочастотного електромагнітного поля на процес очищення стічних вод.....	135
4.4. Дослідження впливу надвисокочастотного широкосмугового та вузькосмугового випромінювання на процес очищення стічних вод.....	139
Висновки до розділу 4.....	143
РОЗДІЛ 5. ЗАКОНОМІРНОСТІ ВПЛИВУ ПАРАМЕТРІВ ФІЗИКО- ХІМІЧНИХ СПОСОБІВ НА ПРОЦЕС ВОДООЧИЩЕННЯ.....	145
5.1. Математичне моделювання процесу очищення та зnezараження стічних вод дріжджового виробництва.....	145
5.1.1. Математичне моделювання процесу зnezараження стічних вод дріжджзаводу при дії електродіалізу.....	146
5.1.2. Математичне моделювання процесу зnezараження стічних вод дріжджзаводу при дії ультразвуку.....	148
5.1.3. Математичне моделювання процесу зnezараження стічних вод дріжджзаводу при дії змінного магнітного поля.....	152
5.1.4. Математичне моделювання процесу зnezараження стічних вод дріжджзаводу при дії низькочастотного електромагнітного поля.....	155
5.1.5. Математичне моделювання процесу зnezараження стічних вод дріжджзаводу при дії надвисокочастотного випромінювання.....	158
Висновки до розділу 5	161

РОЗДІЛ 6. ОБГРУНТУВАННЯ ЕКОНОМІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ УЛЬТРАЗВУКОВОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ.....	163
6.1. Економічна ефективність ультразвукового очищення.....	163
6.1.1. Техніко-економічні розрахунки ефективності ультразвукового очищення.....	163
6.1.2. Еколого-економічна оцінка ефективності ультразвукового очищення.....	165
Висновки до розділу 6.....	169
ВИСНОВКИ.....	171
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	173
ДОДАТКИ	

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

- БСК – біологічне споживання кисню
- ЕМП – електромагнітне поле
- ЗМЧ – загальне мікробне число
- КОС – комплекс очисних систем
- КУО – колонієутворююча одиниця
- МО – мікроорганізми
- МП – магнітне поле
- МПА – м'ясопептонний агар
- НВЧ – надвисока частота
- НЧ ЕМП – низькочастотне електромагнітне поле
- СВ – стічні води
- УЗ – ультразвук
- УЗК – ультразвукові коливання
- УФ – ультрафіолет
- УФВ – ультрафіолетове випромінювання
- ХСК – хімічне споживання кисню
- ШПАР – штучні поверхнево-активні речовини

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження

Вода в якості основної або допоміжної сировини використовується у переважній більшості технологічних процесів виробництва харчових продуктів. Практично всі харчові виробництва пов'язані зі споживанням води з водопроводу і підземних водоносних горизонтів [1].

Розвиток промислових виробництв, зокрема зростання підприємств харчової промисловості, збільшує кількість відходів, що шкідливо впливає на навколишнє середовище.

Відходи харчової промисловості утилізуються, в основному, за технологіями, притаманними утилізації твердих побутових відходів житлово-комунального господарства.

Сьогодні більшість міських очисних споруд біологічного очищення стічних вод працюють вкрай неефективно, внаслідок чого спричиняють забруднення природних водойм, процеси їх цвітіння і заростання тощо [2].

Промислові підприємства отруюють водойми стічними водами, які містять велику кількість важких металів, ціанідів та ін. Побутові стоки і відходи харчової промисловості особливо шкідливі внаслідок того, що на окислення цих речовин у водоймах йде дуже багато кисню [3].

Сучасні технології очищення води (мембранні, сорбційні, каталітичні тощо) дозволяють очистити воду від будь-яких забруднень. Проте при застосуванні цих методів зростає вартість очищеної води і не завжди однозначні наслідки від її вживання. Типові схеми очищення стічних вод охоплюють попереднє очищення фізичними (відстоювання, фільтрація, флотація), фізико-хімічними (коагуляція) та біологічним (переважно аеробний) методами. [4].

Типовим методом очищення подібних стічних вод є біологічне. Однак, дуже часто обмеженість площ і розташування підприємств поблизу

садиб, не дають змоги як з технічної, так і санітарної точок зору облаштувати біологічне очищення стічних вод. [5].

Тому пошук альтернативних засобів утилізації та ефективного очищення стічних вод є актуальним для всієї переробної галузі. Вагомими аргументами на користь необхідності вирішення цих проблем виступають підвищення вимоги до екологічного стану підприємств та необхідність сплати коштів за розміщення відходів згідно з діючим законодавством України [6, 7, 8].

На сьогодні, підприємства з виробництва хлібопекарських дріжджів є практично в кожній області України, де їх технологічний цикл призводить до виникнення великої кількості стічної води. Стічна вода містить високі концентрації органічних забруднень, сполуки азоту, сульфати, сполуки фосфору, а також багато стійких до біологічного розкладу речовин та сильно забарвлених речовин (меланоїди та ін.). Небезпека стічних вод дріжджових підприємств ще виявляється в тому, що вони окрім забруднюючих речовин містять дріжджові клітини та інші мікроорганізми, які здатні продовжувати свою життєдіяльність при надходженні в природне навколишнє середовище. Збільшення кількості мікроорганізмів у природних водоймах призводить до зменшення кількості розчиненого кисню у воді, а в подальшому до загибелі водних організмів.

В даний час підприємства, які виробляють дріжджі, зіткаються з проблемою знезараження стічних вод перед їх скидом в міську каналізацію з метою зниження навантаження на органічні речовини та попередження екологічної небезпеки при можливих взаємодіях компонентів стічної води з загальним стоком.

На дріжджовому виробництві стічна вода направляється після значного розбавлення водою на очисні споруди, які обслуговують декілька промислових об'єктів. Наявне на виробництві фільтруюче та сепараторне обладнання практично не в змозі виділити з водяного розчину в зв'язку з високою дисперсністю дріжджів значну частину продуктів. Концентрація

органіки в стічній воді дуже висока і досягає $80000 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$. Така стічна вода може направлятися на переробку на очисні споруди тільки після значного розбавлення водою. Підприємства, що виробляють дріжджі несуть значні витрати на воду. Втрачається значна кількість органічного продукту, який може бути використаний як частина початкової сировини при виробництві дріжджів [9].

Щоб зменшити негативний вплив стічних вод на навколишнє середовище особливої актуальності набуває удосконалення існуючих і впровадження нових перспективних технологій водоочищення, здатних знезаражувати і очищати воду незалежно від ступеня її хімічного чи біологічного забруднення. Один із перспективних шляхів вдосконалення очисних технологій є використання для знезараження від мікроорганізмів та очищення від органічних забруднень у водному середовищі фізико-хімічних способів.

Розробка теоретичних основ фізико-хімічних способів очищення стічних вод розглядається в ряді робіт вітчизняних і зарубіжних дослідників [Білявський Г. О., 2002, Мальований М.С., 2017, Дичко А.О., 2016, Merkel W., 2017, Айрапетян Т. С., 2017, Саблій Л.А., 2011, , Хмелев В.Н., 2010, Попович О. Р., 2018, Баран Б.А., 2000, Лошицький П.П., 2011, Іванько О. М., 2012, Wolski T., 2017].

Найбільш безпечною і високоефективною технологією з безреагентних способів очищення є фізико-хімічна обробка води. Висока адаптивність до існуючих технологій, гнучкість і ефективність дозволяє застосовувати фізичні технології як в якості основних, так і в якості допоміжних, що дозволить інтенсифікувати процес очищення стоків і суттєво зменшити техногенне забруднення гідросфери. Таким чином, актуальним питанням є зменшення впливу дріжджового виробництва на навколишнє середовище шляхом підбору режимів фізико-хімічних способів очищення стічної води.

Ефективність фізико-хімічних способів доведена використанням їх в багатьох технологічних процесах у різних галузях народного господарства. Через відносну дешевизну, надійність та екологічну безпечність використання фізико-хімічного очищення води відіграє значну роль в охороні водного басейну. Разом з тим, фізико-хімічні способи не є досконалыми. Вартість та ефективність процесу очищення стічних вод в значній мірі залежить від ступеню їх забрудненості, а також технологій і обладнання, які використовуються для їх обробки. Найбільш придатні режими устаткування для очищення води (потужність, частота, інтенсивність, температура, швидкість потоку, хімічний склад та концентрація компонентів тощо) впливають на ефективність процесу знезараження та очищення. Однак вони мало досліджені, потребують ґрунтовних лабораторних та виробничих випробувань, адаптації до конкретних виробничих умов. Це свідчить про актуальність теоретико-експериментальних досліджень, спрямованих на створення високопродуктивних і ефективних очисних технологій із використанням фізико-хімічних процесів та явищ, що матиме широке застосування у промисловості та спроможне підвищити екологічну безпеку підприємств завдяки зменшенню скидів шкідливих речовин у водне середовище.

Мета і завдання дослідження

Перед дріжджовою промисловістю, як і перед іншими підприємствами харчової промисловості, поставлене завдання з розробки раціональних методів підготовки технологічної води й скороченню кількості промислових стоків. Одним з перспективних способів очищення промислових стоків, на наш погляд, є фізико-хімічні способи.

У літературі є багато повідомлень про подібні експериментальні роботи з очищення природних і стічних вод з використанням фізичних методів, однак вплив ряду факторів на процес фізико-хімічного очищення вивчено недостатньо. Очистка ряду специфічних промислових стоків

дріжджових заводів (промислові води цехів сепарації хлібопекарських дріжджів) цим методом взагалі не вивчалася.

Тому виникає нагальна потреба у вирішенні цих питань, що і є метою дисертаційної роботи.

Мета роботи полягає в підвищенні рівня екологічної безпеки підприємств дріжджової галузі шляхом удосконалення фізико-хімічних способів очищення стічних вод.

Для досягнення визначеної мети необхідно було вирішити наступні задачі досліджень:

- проаналізувати сучасний стан утворення стічних вод дріжджового виробництва, їх шкідливий вплив на навколишнє середовище, а також виявити шляхи удосконалення процесу їх очищення;
- провести експериментальне дослідження з виявлення впливу технологічних параметрів фізико-хімічних способів на склад стічних вод дріжджового виробництва;
- розробити математичні моделі залежностей впливу параметрів електродіалізу, ультразвуку, змінного магнітного поля, низькочастотного електромагнітного поля і надвисокочастотного випромінювання на процес очищення стічних вод;
- дати економічну оцінку ефективності удосконаленого процесу фізико-хімічного очищення стічних вод дріжджового виробництва;
- розробити вихідні дані для створення промислового технологічного процесу очищення стічних вод із використанням фізико-хімічних способів.

Об'єктом дослідження є процес очищення стічних вод дріжджового виробництва при дії електродіалізу, ультразвуку, змінного магнітного поля, низькочастотного електромагнітного поля і надвисокочастотного випромінювання.

Предметом дослідження є вплив параметрів фізико-хімічних способів на процес очищення стічних вод дріжджового виробництва.

Методи дослідження

Для досягнення визначеної у дослідженні мети та розв'язання поставлених у роботі задач використано методи: планування проведення експериментів, статистичного аналізу, аналітичні і експериментальні методи, а саме: органолептичні, електрохімічні, гравіметричні, титрометричні та фотоелектроколориметричні методи. Для визначення загальної кількості мікроорганізмів використовували метод граничних розведень з подальшим висівом на чашки Петрі.

Використовувались також методи математичної статистики для обробки експериментальних даних та узагальнення отриманих результатів, методи математичного моделювання параметрів процесу очищення стічних вод з використанням програмного забезпечення Microsoft Excel 2016.

Наукова новизна одержаних результатів

Наукова новизна одержаних результатів полягає у вирішенні актуального наукового завдання – підвищення екологічної безпеки дріжджових підприємств при застосуванні методів електродіалізу, ультразвуку, змінного магнітного поля, низькочастотного електромагнітного поля і надвисокочастотного випромінювання в процесі очищення стічних вод.

При цьому:

уперше:

- розроблено обґрунтування застосування процесу фізико-хімічного очищення стічних вод дріжджових підприємств, який забезпечує підвищення екологічної безпеки підприємств за рахунок зменшення обсягів накопичення стічних вод та запобігає наднормативному скиду шкідливих речовин в навколишнє середовище;

- встановлено закономірність впливу фізико-хімічних параметрів: сили струму, інтенсивності, магнітної індукції, напруги та частоти, на процес очищення стічних вод дріжджового виробництва;

удосконалено:

- процес очищення стічних вод цехів сепарації хлібопекарських дріжджів при дії електродіалізу шляхом зміни параметрів обробки;

- процес ультразвукового очищення стічних вод дріжджового виробництва за рахунок зміни тривалості та інтенсивності обробки;

набуло подальшого розвитку:

- застосування математичних моделей дозволить прогнозувати зміни в процесі очищення стічних вод в залежності від параметрів обробки;

- застосування фізико-хімічних способів в технологічних процесах очищення стічних вод дріжджового виробництва з визначеними параметрами.

Практичне значення одержаних результатів

1. Встановлено параметри фізико-хімічного очищення стічних вод, що дасть можливість значно знизити техногенне навантаження підприємств харчової промисловості, зокрема, дріжджових заводів, на навколишнє середовище.

2. Розроблено спосіб очищення стічних вод від дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* за допомогою дії ультразвуку, що дозволяє збільшити ефективність очищення стоків та зменшити собівартість очистки.

Новизна та корисність отриманих результатів досліджень підтверджена патентом України на корисну модель (Патент України №144885 «Спосіб руйнування дріжджових клітин *Saccharomyces cerevisiae* в стічній воді дріжджового виробництва»).

Практична цінність основних теоретичних результатів, науково-технічних та практичних пропозицій підтверджується актом упровадження у навчальний процес Національного авіаційного університету (Акт упровадження від 02.12.2020 р.)

Особистий внесок здобувача полягає в аналізі літературних джерел, загальній постановці проблеми, плануванні, особистому проведенні та аналізі експериментальних досліджень, узагальненні та формулюванні основних висновків, підготовці заявки на патент.

Основні експериментальні дані, одержані здобувачем особисто: визначено фізико-хімічні та мікробіологічні показники стічних вод дріжджзаводу, проведено і встановлено параметри процесу очищення та знезараження стічних вод електродіалізом, ультразвуком, магнітним полем, надвисокочастотним та низькочастотним випромінюванням, розроблено математичні моделі залежностей впливу параметрів на процес очищення стічних вод.

Постановку завдань, обговорення одержаних результатів, їхнє узагальнення та підготовку публікацій за результатами досліджень проводили спільно з науковими керівниками д.т.н., проф. Кислою Л.В., д.б.н., проф. Гаркавою К. Г., д.б.н., проф. Ісаєнком В.М.

Апробація результатів дисертації

Основні положення та результати дисертаційної роботи були представлені та обговорювались на конференціях різного рівня: Міжнародна наукова конференція студентів та молодих учених «Політ» (м. Київ, 2005-2008); Міжнародна науково-технічна конференція «Авіа-2007» (м. Київ, 2007); Всеукраїнська наукова конференції студентів і аспірантів «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 2009-2020); Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю «Екологія/ Ecology - 2009" (м. Вінниця, 2009); Всеукраїнська науково-практична конференція молодих вчених «Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва» (м. Київ, 2009); Міжнародний конгрес студентів і молодих вчених «Актуальні проблеми сучасної медицини» (м. Київ, 2009); Всеукраїнська науково-технічна конференція «Фізичні процеси та поля технічних і біологічних об'єктів» (м. Кременчук, 2009); Міжнародна науково-практична конференція «Біорізноманіття України в контексті сучасних природних

умов середовища» (м. Тернопіль, 2020), Міжнародний Конгрес «Авіація в XXI столітті» (м. Київ, 2020) .

Публікації результатів досліджень

За матеріалами дисертаційного дослідження опубліковано 24 наукові праці, у тому числі 4 статті у фахових виданнях, 1 стаття у виданні Scopus, 19 тез доповідей на наукових конференціях різного рівня. Отримано 1 патент України на корисну модель.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами

Дисертаційна робота виконана відповідно до реалізації Закону України «Основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року» від 28 лютого 2019 року № 2697-VIII; Розпоряджень КМУ «Концепція реформування системи державного нагляду (контролю) у сфері охорони навколишнього середовища в Україні» від 31 травня 2017 р. № 616-р. Робота виконувалась відповідно до плану наукових досліджень кафедри біотехнології Національного авіаційного університету і є складовою НДР «Удосконалення очистки стічних вод дріжджових виробництв» (№ ДР 0086U100205, 2009–2011 рр.), у якій автор брав участь, як відповідальний виконавець.

Обсяг і структура дисертації

Дисертація складається зі вступу, шести розділів, висновків, списку використаних джерел зі 210 найменувань, містить 29 рисунків, 24 таблиці. Загальний обсяг роботи складає 196 сторінок, у тому числі 156 сторінок основного тексту.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНИЙ СТАН ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДРІЖДЖОВОГО ВИРОБНИЦТВА

1.1. Оцінка забруднення водних об'єктів стічними водами харчових підприємств

За ступенем інтенсивності негативного впливу підприємств харчової промисловості на об'єкти навколишнього середовища перше місце займають водні ресурси. За витратою води на одиницю продукції, що випускається, харчова промисловість займає одне з перших місць серед галузей народного господарства [10]. Високий рівень споживання зумовлює великий обсяг стічних вод на підприємствах, при цьому вони характеризуються значним забрудненням і становлять небезпеку для навколишнього середовища. Основний обсяг стічних вод утворюється під час гідротранспортування і миття сировини. Для стічних вод харчової галузі характерний високий показник вмісту завислих органічних речовин. Цей осад протягом багатьох років накопичується у відстійниках і на полях фільтрації, що призводить до переповнення карт полів фільтрації і потрапляння стічних вод до відкритих водойм. Як основну стадію очищення стоків харчової промисловості переважно використовують біологічне очищення. Залежно від концентрації забруднень у стічних водах можна вдаватися до анаеробного чи аеробного зброджування. В основу покладено окиснення забруднень мікроорганізмами, що знаходяться в активному мулі, з яким змішують стоки. Необхідність пошуку та розроблення нових технологій очищення стічних вод підприємств харчової промисловості обґрунтована низькою ефективністю роботи очисних споруд. Використання класичної технології біологічного очищення, що характеризується наявністю рециркуляційних потоків, пов'язано із порівняно високими витратами електроенергії на обробку стічних вод та утворенням значної кількості надлишкової біомаси.

Необхідність стабілізації утворених осадів вимагає додаткових витрат. Потреба у розробленні нових технологій очищення стічних вод обґрунтована також зміною характеру та фазово-дисперсного стану забруднень стічних вод підприємств. Альтернативою існуючим методам водоочищення може стати застосування фізико-хімічної технології. Переважна більшість літературних даних демонструє ефективність застосування фізико-хімічних способів для прискорення окиснення органічних сполук або позитивний вплив на руйнування мікроорганізмів. Узагальнених даних щодо одночасного очищення води від хімічного та біологічного забруднення практично немає, тому в цій статті розглянуто питання встановлення оптимальних умов очищення води від різних типів забруднень.

Харчова та переробна промисловість, як і багато інших галузей народного господарства, є джерелом негативного впливу на навколишнє середовище. Проте, серед основних джерел забруднення гідросфери біологічними і органічними домішками варто виділити саме підприємства харчової промисловості і сільськогосподарські підприємства. А високий рівень споживання харчових продуктів обумовлює великий обсяг утворення стічних вод, які скидаються недостатньо очищеними у найближчі водні об'єкти, тому становлять значну небезпеку для навколишнього середовища [11, 12, 13].

Підприємства харчової промисловості (дріжджзаводи, молокозаводи, винзаводи, кондитерські фабрики, м'ясокомбінати та ін.), є найбільшими водоспоживачами, для отримання готової продукції яких витрачається в декілька разів більше води, ніж обробляється сировини. Незважаючи на значну витрату води, стічні води підприємств харчової промисловості відносяться до категорії висококонцентрованих і мають нестабільні за якістю і кількістю показники [14, 15, 16]. Такі стоки представляють собою складні полідисперсні системи і містять різні за природою забруднення: жир, молоко, луску, шерсть, кров, солі, мінеральні нерозчинні домішки,

миючі засоби та ін. Ці води характеризуються високими показниками БПК, ХПК, зважених речовин, жирів та ін. Середньостатистичні показники стічних вод підприємств харчової промисловості представлено в таблиці 1.1.

Таблиця 1.1

Характеристики стічних вод підприємств харчової промисловості [17, 18]

Підприємства	pH	Завислі речовини, мг/дм³	ХСК, мг/ дм³	БСК₅, мгО₂/ дм³
Сахарні виробництва	6 - 9	1200-2600	4900	1400 - 3600
Виробництво дріжджів	6,8	1900	1800	1500
Пивоваренні підприємства	6,9	2650	2000 - 6000	1500- 4000
Спиртзаводи (барда)	4	32 000-45 000	20000-48000	15500-29900
Виробництво слабоалкогольних напоїв	6	-	1760	1200
Крохмальні переробні (картоплю) заводи	7,2	600-4700	100-2520	300-1300
Молочні підприємства	6,5-9	350-600	1200-3000	500-2000
Сирзаводи	3,55	400 -750	51200	40 000
Виробництво казеїну	4,4	300-500	52 587	41 083
Фільтрат біоміцину	3,35	-	22 200	19 900
Плодоовочеві виробництва	4	20-1800	440-2690	350-2175
М'ясопереробні виробництва	6,5-7,5	410-12000	1800-12500	650-5100
Кондитерські (усереднений стік) підприємства	4,5-9,9	1220- 1790	6060	2190
Виробництва морозива	6 - 11	8000	6000	4000

Серед галузей промисловості, що скидають значну кількість забруднених органічними речовинами стічних вод одне з перших місць займає молочне, дріжджове та спиртове виробництво [19, 20, 21].

При виготовленні пресованих хлібопекарських дріжджів на заводах утворюються відходи, такі як: діоксид вуглецю, мелясна барда, промивні води.

Практичний вихід CO_2 складає 60% теоретичного при виробленні рідкої вуглекислоти. Кількість мелясної барди з промивними водами залежить від величини виходу пресованих дріжджів і витрати чистої води на їх промивання.

На заводі, що виробляє 20 т дріжджів за добу, для охолодження і промивання дріжджів витрачається 170 м^3 води за годину. За добу витрати води на технологічні потреби складає близько 3500 м^3 . Одночасно здійснюється скидання води в каналізацію: 2600 м^3 умовно чистої води і 850 м^3 забрудненої води [22].

Стічні води дріжджових заводів складаються з відпрацьованого мелясного суслу – бражки, і промивних вод, тому в їх склад входить велика кількість органічних речовин [23].

Відомо, що органічні відходи з високим біохімічним окислювальним коефіцієнтом виснажують запас кисню того джерела, в яке вони скидаються. Згідно з літературними даними, в 1 дм^3 річкової води міститься 8-10 мг кисню. На окислення органічних речовин, що містяться в 1 дм^3 дріжджового концентрату, необхідно 5000 мг кисню, а на 1 дм^3 виробничого загального стоку $1500\text{—}1800 \text{ мг}$ [24]. Внаслідок цього кількість кисню у водоймищах із стічними водами різко зменшується. Це завдає великої шкоди флорі і фауні водоймищ і приносить значний збиток рибному господарству.

Зазвичай, біологічна потреба в кисні (БПК_5) дріжджової бражки дорівнює $4600\text{--}5200 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, в три рази більше, ніж для загального стоку забрудненої води, для якого БПК_5 складає $1400\text{--}1600 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ (Табл. 1.2) [25].

Вирішення проблеми очищення стоків підприємств дріжджової промисловості має значно покращити екологічний стан відповідної

Склад стічних вод дріжджових заводів

Показники	Одиниця вимірювання	Загальний виробничий стік
pH	-	4,5-5,5
Зважені речовини при 120°C	мг/дм ³	1000-4110
Зола	%	3,2-6,1
Щільний залишок при 105°C	мг/ дм ³	4030-4660
Зола	%	30,4-36,9
Окиснюваність	мгО ₂ / дм ³	1510-2309
БСК ₅	мгО ₂ / дм ³	1404-1840
Загальні розчинні речовини	мг/ дм ³	1500-760
Пентози	мг/ дм ³	1040-700
Фурфурол	мг/ дм ³	36-78
Азот:	мг/ дм ³	33,8-49,0
загальний амонійний	мг/ дм ³	18,2-28,0
амінокислотний	мг/ дм ³	-
нітритний	мг/ дм ³	-
нітратний	мг/ дм ³	-
Фосфор (P ₂ O ₅)	мг/ дм ³	0-5,0
Сульфати	мг/ дм ³	5.5-6,0
Залізо	мг/ дм ³	13,0-14,5

місцевості, адже в більшості випадків стічні води дріжджзаводів скидають в каналізаційну мережу, що може призвести до порушення роботи міських очисних споруд, чи у водойму без попереднього очищення.

Оскільки, при проектуванні об'єктів дріжджової промисловості в 60-70-х роках ХХ століття вважалося, що стічні води цих виробництв не несуть загрози для міських очисних споруд, вони легко окислюються, не токсичні і забруднені в основному органічними речовинами. З цієї причини багато дріжджзаводів не тільки позбавлені локальної системи очищення, але й не передбачено території для їх розміщення.

Якщо врахувати, що органічні та біологічні забруднення стічних вод, окрім молокопереробних виробництв, притаманні й іншим галузям переробки сільськогосподарської продукції, наприклад, приготуванню різноманітних соків, пивоварінню, консервуванню тощо, то постає очевидним, що проблема очищення стічних вод від даного різновиду забруднень набуває глобальних масштабів.

Проблема захисту підземних вод від забруднення є зараз важливою складовою загальної проблеми охорони навколишнього середовища. Стічні води, що містять суспензії органічного походження чи розчини органічних речовин, згубно впливають на стан водойм. Осідаючи, суспензії заливають дно і затримують розвиток чи цілком припиняють життєдіяльність донних мікроорганізмів (МО), що беруть участь у процесі самоочищення води. При гнитті даних відходів можуть утворюватися шкідливі сполуки і отруйні речовини, такі як сірководень, що призводить до забруднення усієї води у водоймі. Наявність суспензій перешкоджає також проникненню світла в глиб води і сповільнює процеси фотосинтезу.

Поверхнево-активні речовини – жири, олії, мастильні матеріали створюють на поверхні води плівку, що перешкоджає газообміну між водою й атмосферою, що знижує ступінь насиченості води киснем. Органічні відходи можуть стати середовищем для патогенних МО [21].

Фізико-хімічні показники виробничих стічних вод підприємств свідчать про широкий діапазон коливань складу цих вод, що викликає необхідність ретельного обґрунтування вибору оптимального методу очищення для кожного виду виробничих стічних вод. Вибір оптимальних технологічних схем очищення води – досить складна задача, яка обумовлена переважно різноманіттям домішок, що знаходяться у воді, і високим вимогам, які ставляться до якості очищеної води.

1.2. Характеристика методів очищення стічних вод дріжджового виробництва

Існування ряду способів очищення стічних вод спрямоване на збереження водних запасів та покращення якості вод різного виду призначень.

Більшість існуючих методів, якщо їх застосовувати у комплексах практично не потребують великих затрат. Очищувати води можливо швидко і просто, без зайвих затрат. Головне у цій справі – це бажання підприємців заощаджувати природні ресурси [26 - 29].

Для очищення стічних вод біотехнологічних підприємств застосовуються, головним чином, механічні методи (проціджування, подрібнення, відстоювання, фільтрування), хімічні (окиснення, нейтралізація, відновлення, коагуляція, флокуляція), фізико-хімічні (флотація, сорбція, екстракція, іонний обмін), електрохімічні (електрокоагуляція, електроосмос, електродіаліз), біологічні (біофільтри, біологічні ставки, аеротенки) та комбіновані методи [14].

Застосування того чи іншого методу в кожному конкретному випадку визначається характером забруднення і ступенем небезпеки домішок.

Механічне очищення застосовують для виділення зі стічних вод нерозчинних у ній мінеральних і органічних домішок. Домішки в залежності від розмірів вловлюються ґратами, ситами, ковшами різних конструкцій, а поверхневі забруднення – нафтопастками, бензопастками, відстійниками, пісковловлювачами, у гідроциклонах, осаджувальних центрифугах. Механічне очищення є, як правило, попереднім етапом і служить для підготовки стічних вод до біологічного, фізико-хімічного або іншого методу більш глибокого очищення. Цей метод забезпечує виділення завислих речовин на 90-95% і зниження органічних забруднень (за БСК) на 20 - 25 % [31, 36, 37].

Хімічний метод полягає в тому, що у стічні води додають різні хімічні реагенти, що вступають у реакцію з забруднювачами й осаджують їх у вигляді нерозчинних осадів [32]. Нейтралізацію кислих стоків здійснюють речовинами основного характеру: оксидами (негашене вапно CaO), гідроксидами (гашене вапно Ca(OH)_2 , каустична сода NaOH , водний розчин аміаку (NH_4OH), солями слабких кислот, карбонатами (кальцинована сода Na_2CO_3 , поташ K_2CO_3) [26, 37]. Окиснення застосовують для видалення ціанідів, сірководню, сульфідів, органічних домішок. З широко поширених окиснювачів виє озон, хлор, пероксид водню, перманганат калію. В Україні для знезараження води застосовують хлор-газ (98%), гіпохлорид натрію (1,1%), діоксид хлору, озон та інші реагенти і технології (0,9 %) [38].

Обробка стічної води гіпохлоритом натрію за вартістю практично рівноцінна обробці хлором і в 1,5 – 2 рази дешевше, ніж хлорним вапном [39].

Широкому поширенню хлору в технологіях водопідготовки сприяла його ефективність, доступність, простота технологічного оформлення і здатність консервувати вже очищену воду тривалий час [40, 41]. Однак хлорування має істотні недоліки [34, 42]: утворення, внаслідок неповного окиснення органічних речовин, ряду токсичних побічних продуктів (хлорованих фенолів, хлороформу, тригалометанів, діоксинів, галоген оцтові кислоти, галогенацетонітрили, хлорфеноли, N-хлораміни, галогенфуранони тощо), яким притаманні мутагенні, канцерогенні, ембріотоксичні та інші властивості. Порівняльний аналіз реакційної здатності різних хлорвмісних реагентів до утворення побічних продуктів знезараження дозволив виявити залежність [40]: газоподібний хлор > гіпохлорид натрію = хлорне вапно > діоксид хлору. Традиційне хлорування води з використанням вільного хлору і гіпохлориту натрію при залишковому хлорі $0,8 \text{ мг/дм}^3$ є неефективним щодо цист лямблій і кріптоспоридій [42], а при дозі залишкового хлору $1,5 \text{ мг/дм}^3$ не забезпечує необхідної епідемічної безпеки щодо вірусів [43]. Повна інактивація

патогенів настає при залишковому хлорі $1,4 \text{ мг/дм}^3$ протягом 180 хв., що робить таку воду непридатною для пиття і вимагає її дехлорування за допомогою сірчастого газу або тіосульфату натрію [42].

Озон знаходить все ширше застосування для знезараження питної води та очищення стічних вод промислових підприємств [44-48]. Сьогодні існує більш ніж 1000 водопровідних станцій у Європі, США, Канаді, Японії, Франції, Німеччині, Швейцарії на яких застосовується озонування. У країнах СНД озонування застосовують на водопровідних станціях великих міст (Київ, Москва, Нижній Новгород, Мінськ, Тюмень та ін.) [46, 47]. Підставою для розгляду озону як альтернативи хлору послужили деякі його переваги [40]: висока біоцид на активність, особливо до хлор резистентних бактерій, спор, вірусів і цист найпростіших; високий рівень знезараження води; мінеральний склад, лужність, рН води залишаються беззмін; дозволяє знизити кольоровість та вміст заліза, марганцю;

Знезаражуюча дія озону в 15-20 разів, а на спорові форми бактерій приблизно в 300-600 разів, сильніша за дію хлору [49]. Віруліцидний ефект озону відзначається при концентраціях $0,5-0,8 \text{ мг/дм}^3$ і експозиції 12 хв. [50].

Аналіз досвіду і результатів застосування озону в процесі водопідготовки виявив і суттєві недоліки цієї технології. Озонування природних вод з високим вмістом органічних домішок призводить до утворення продуктів їх окиснення – більш токсичних, ніж початкові забруднювачі води, а їх мутагенність і токсичність взагалі недостатньо вивчені [48]. При озонуванні отримують біологічно нестабільну воду, що інтенсифікує зростання МО. Озон більш токсичний, ніж хлор (ГДК для озону становить $0,1 \text{ мг/дм}^3$), тому необхідно організувати систему спалювання непрореагованого газу [40, 51]. Висока собівартість технології обумовлена невисокою якістю промислових озонаторних установок, їх пропускною здатністю (10-50 кг/год) і малим ступенем використання (50 - 70 %) озону [39].

Одним із найбільш ефективних і перспективних окисників, які використовуються в наш час, є пероксид водню. Перевагами пероксиду водню в порівнянні з іншими окиснювачами є [52]: ефективний у широкому діапазоні рН; окисний потенціал вище, ніж у хлору і перманганату калію ($E=1,77$ В); добре розчинний у воді, при розкладанні не утворює побічних продуктів; здатний руйнувати хлорорганічні сполуки у воді; ефективний для видалення сполук заліза і сірки; високі бактерицидні властивості. Але широкому використанню пероксиду водню перешкоджає його порівняно висока вартість і здатність до розкладу, тому його використовують разом з каталізаторами, наприклад Fe^{2+} (реактив Фентона), Fe^{3+} (реактив Раффа), тощо [47].

Важливу роль в технологіях очищення води відіграє коагуляція. Активний розвиток коагуляція отримала в 30-ті роки минулого століття, і до сьогодні це одна з головних стадій очищення на водопровідних станціях, як у нас, так і в усьому світі [40]. Найбільш великі станції із застосуванням коагуляційної обробки води працюють в США, Японії, Швеції [53]. В якості коагулянтів застосовують [53]: сульфат алюмінію (глинозем) $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ при рН вихідної води 6,5-7,5; сульфат заліза (залізний купорос) $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ при рН води 4-10; хлорне залізо $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ для води з рН=4-10; полігідроксихлорид алюмінію $Al_2(OH)_5Cl$. Найчастіше використовується сульфат алюмінію або хлорид заліза в кількості 5-150 г/м³, що дозволяє видаляти до 90 % фосфатів при одночасному зниженні БСК на 60-85 % (до 9-15 г/м³) і ГДК на 40-70 % [27]. У роботі [54] показано, що ефективність алюмінієвих коагулянтів вища, в порівнянні із залізними і зростає із підвищенням їх основності. У процесі коагуляційного очищення води на 90-99 % видаляються різні мікробіологічні забруднення [55].

Однак у коагулянтів є і серйозні недоліки: ефективність очищення залежить від каламутності, кольоровості й перманганатної окиснюваності оброблюваної води, умов процесу; очищення можливе лише коли утворюється колоїдна система з розвиненою поверхнею; солі алюмінію є

сильним нейротоксикантом, тому необхідно контролювати норму вмісту залишкового алюмінію в очищеній воді.

Впровадження флокулянтів дозволило інтенсифікувати процеси коагуляційного очищення води і значно покращити якість очищеної води по кольоровості, каламутності і залишковому алюмінію [40, 56]. Встановлено [54], що кращими флокулянтами для освітлення води та обезводнення осадів є поліетилен та катіонований поліакриламід, що ефективні вже при дозах 2-10 мг/дм³. На даний час основними флокулянтами, які використовуються в Україні і країнах СНД є «Біопаг», «Фосфопаг», «Фогусепт» та «Полісепт» - Росія, «Акватон», «Валеус» - Україна та інші препарати, які мають в своїй основі похідні полігексаметиленгуанідину [57].

При фізико-хімічному методі обробки зі стічних вод видаляються тонкодисперсні і розчинені неорганічні домішки і руйнуються органічні речовини. Найчастіше з фізико-хімічних методів застосовується окиснення, сорбція, екстракція тощо. Широке застосування знаходить також електроліз [33, 35]. Очищення стічних вод за допомогою електролізу ефективно на підприємствах переробки свинцю та міді, у лакофарбовій і деяких інших галузях промисловості [58].

З фізико-хімічних методів очищення стічних вод найбільш ефективним для підприємств харчової промисловості є метод напірної флотації, який дозволяє забезпечити високу ступінь очищення від нерозчинених домішок, завислих речовин, жирів і ПАР. Для інтенсифікації швидкості флотаційного вилучення частинок за рахунок їх укрупнення доцільне застосування коагуляції і флотації, що дозволяє збільшити ефективність очищення стоків на 15-20 %. Переваги його полягають у високому ступені очищення і безперервності процесу, простоті і компактності установки. Основними недоліками є: недостатньо висока ступінь очищення за ХСК і БСК, оскільки більшість біогенних елементів у стічних водах знаходиться в розчиненому вигляді; утворення флотошламу, що вимагає подальшої утилізації [42].

Іонообмінні смоли (ІОС) – одні з найбільш поширених фільтруючих матеріалів на ринку водопідготовки. ІОС застосовують для знесолення та очищення води від іонів металів та інших домішок. Виробництвом ІОС займаються багато компаній – від найбільших світових хімічних концернів до відносно невеликих заводів [59]: ВО «Азот» м. Черкаси і ДП «Смоли» в м. Дніпродзержинську (Україна), інтерконтинентальна компанія Dow Chemical (випускає смоли під торговими марками Dowex і Amberlite), німецька компанія Lanxess (Lewatite), американська компанія Purolite. До недоліків іонітів можна віднести те, що вони є хорошим середовищем для розвитку бактерій, водоростей, грибків [60].

Біологічні методи очищення стічних вод засновані на життєдіяльності МО, які мінералізують розчинені органічні сполуки, що є для МО джерелами живлення. Споруди біологічного очищення умовно поділяються на два види: споруди, в яких процес біологічного очищення протікає в умовах, близьких до природних (поля фільтрації та біологічні ставки); споруди, в яких очищення здійснюється в штучно створених умовах (аеротенки і біофільтри). При біологічному очищенні стічних вод на штучних спорудах загальний вміст бактерій зменшується на 95 %, при очищенні на полях зрошення – на 99%.

При концентрації розчинених органічних забруднень $BCK_{\text{повн}}$ до 1000 мг/дм³ найбільш вигідне застосування аеробних методів, при $BCK_{\text{повн}}$ від 1000 до 5000 мг/дм³ – як аеробних, так і анаеробних методів, а при $BCK_{\text{повн}}$ понад 5000 мг/дм³ – анаеробних методів [39]. Однак, анаеробні методи ведуть до утворення таких кінцевих продуктів, як метан, аміак, сірководень тощо і не дозволяють отримати високу якість очищеної води, порівняно з аеробними методами. Незважаючи на певні недоліки, в усьому світі застосовують різноманітні типи анаеробних реакторів, одним із найбільш ефективних і продуктивних визнані UASB – реактори з висхідним потоком рідини через шар гранульованої біомаси. Застосування який дозволяє швидко (за 10-12 год.) видаляти до 90 % органічних речовин у стічних водах

[61]. При використанні цих методів не потрібна аерація води киснем і утворюється незначна кількість надлишкового мулу [58].

Проте у технології біологічного очищення стічних вод найбільше застосування отримав аеробний метод [62]. А при високих концентраціях забруднень застосовується поєднання анаеробних методів на першій ступені очищення і аеробних методів на останній ступені очищення. При цьому утворюється велика кількість біогазу (вміст метану 60-80 %), який є альтернативним джерелом енергії. Основним недоліком даної технології є значні капіталовкладення [39, 63, 42].

Однак, багато шкідливих органічних речовин не повністю окислюються на спорудах біологічного очищення стічних вод, вони довго зберігають стабільність у воді і можуть спричиняти токсичну дію на живі організми [64]. І крім того, ці технології мають суттєві недоліки [61]: високі енерговитрати на аерацію і проблеми, пов'язані з обробкою та утилізацією великої кількості утвореного надлишкового мулу. Його спухання і спінювання. До того ж використання технології природної тривалої сушки мулу на майданчиках призводить до відчуження значної площі родючих земель і погіршення екологічної ситуації.

1.2.1. Методи знезараження стічної води

Однією з важливих стадій очищення є знезараження води, суть якого полягає в знищенні різного роду мікроорганізмів та вірусів, що спричиняють розвиток інфекційних захворювань, шкідливих для людини, тварин та риб [41]. Сьогодні існує багато способів знезараження води, які відрізняються за принципом дії на мікроорганізми та віруси. Основними з них є безреагентні або фізичні та реагентні або хімічні способи. Суть фізичних способів знезараження води полягає у фізичній дії на мікроорганізми та віруси. Зокрема, до них належить електролітична дезінфекція, знезараження ультразвуком [65], термічне знезараження [65],

дезінфекція іонізуючим випромінюванням [66], видалення мікроорганізмів за допомогою баромембранних процесів (ультрафільтрація та зворотний осмос) (EP 2439177 A1, EP 2086890 A1), а також знезараження ультрафіолетовим випромінюванням (US 8269190 B2). Останній з перерахованих способів одержав найбільш широке застосування в практиці водопідготовки та водоочищення [67].

Основними недоліками відомих фізичних способів знезараження води є відсутність пролонгованої дезінфікуючої дії, залежність дезінфікуючої активності від ряду санітарнохімічних показників якості води, що знезаражується (мутності, жорсткості та ін.), високі капітальні та операційні витрати, пов'язані з високою вартістю обладнання і великим споживанням електроенергії, відсутністю можливості оперативного контролю ефективності знезараження води. Хімічні способи знезараження води позбавлені більшості перерахованих вище недоліків, але їм притаманні інші недоліки, пов'язані з використанням хімічних реагентів, в тому числі окисної дії. Найпоширенішим хімічним способом знезараження води є хлорування. Для його реалізації використовують хлорвмісні реагенти: хлор-газ, діоксид хлору, гіпохлорит натрію, хлораміни. Основними недоліками відомих способів знезараження води з використанням газоподібного хлору та інших хлорвмісних реагентів є утворення побічних продуктів дезінфекції (органічних хлорпохідних), що негативно впливають на здоров'я споживача, а також незручність та небезпека зберігання великих запасів цих реагентів у газоподібному стані [68]. Ще одним недоліком хлор-реагентів є наявність стійких до їхньої дії мікроорганізмів. Використання, наприклад, гіпохлориту натрію та хлорамінів характеризується їх низькою ефективністю проти цист (*Giardia*, *Cryptosporidium*) [68].

Відомий також хімічний спосіб знезараження води з використанням озону. Недоліком відомого способу є, відсутність залишкової дезінфікуючої дії, утворення побічних продуктів дезінфекції (альдегідів, кетонів, органічних кислот, а в присутності бромю - трибромметану), токсичності

самого озону, а також можливості утворення вибухонебезпечних сумішей з повітрям [68]. Через суттєві недоліки різних хімічних способів знезараження води, як альтернатива в останній час розглядається дезінфекція з використанням реагентів неокисної дії [69, 70].

Відомий спосіб знезараження води лікувальних та плавальних басейнів, що передбачає обробку води фосфатною сіллю полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) в концентрації 0,5-1,5 мг/дм³, воду пропускають через шар кліноптилоліту, попередньо обробленого вказаною сіллю. Спосіб дозволяє забезпечити достатній антисептичний захист води. Солі ПГМГ в діапазоні концентрацій 1-10 мг/дм³ проявляють гостру токсичність відносно безхребетних і хребетних тварин, генотоксичність для тваринних і рослинних клітин, а при концентрації 10 мг/дм³ проявляють цитотоксичність відносно клітин тварин і рослин [71]. При більш низькій концентрації (0,01 мг/дм³) солі ПГМГ не проявляють токсичних цито- і генотоксичних властивостей при дії на тварин та рослинні тест-організми та клітини, отже концентрація 0,01 мг/дм³ є границею екологічної безпеки для солей ПГМГ [72].

У відомому способі концентрація солей ПГМГ складає 0,5-1,5 мг/дм³, тобто в 50-150 разів перевищують безпечну. Крім того, при певних умовах (підвищена температура, високий вміст кисню у воді та висока освітленість) альгіцидна, фунгіцидна та бактерицидна дія фосфату ПГМГ знижується, внаслідок чого ріст водоростей, грибів та бактерій посилюється.

Ще одним відомим способом є знезараження води шляхом постхлорування та амонізації з додатковим введенням ПГМГ. Вказаний спосіб достатньо успішно використовується в очищенні води, але основним його недоліком є використання полімерного дезінфікуючого агента (ПГМГ) в концентрації, що може становити собою небезпеку для здоров'я людини, тому цей спосіб непридатний для знезараження води. Крім того, даний спосіб передбачає одночасне використання хлораміну та ПГМГ, що не виключає можливість їх взаємодії з утворенням різних органічних похідних,

здатних проявляти токсичність та погіршувати органолептичні властивості води [73].

Знезараження води можна здійснювати шляхом введення іонів срібла. Перевагами методу є [40, 70, 74]: надійність, економічність та простота технології; широкий спектр антимікробної дії щодо грам-позитивних та грам-негативних МО, патогенних кишкових бактерій, патогенних грибів та вірусів; можливість автоматизації процесу і точного дозування реагенту; високий бактерицидний ефект іонів срібла досягається вже при концентрації $0,05 \text{ мг/дм}^3$, виражена післядія срібла, що дозволяє консервувати воду на термін до 6 місяців і більше. Разом з тим срібло є дорогим і досить дефіцитним реагентом, а на антимікробну дію срібла помітно впливають фізико-хімічні властивості оброблюваної води [40].

Відомий реагентний метод (Россия №2191163, МПК C02F 1/52, опубл. 20. 10. 2002) [75] знезараження стічної води, що включає використання біоциду, сорбенту, газоутворювача, коагулянта і флокулянта [74]. Отримана вода, після обробки відомим складом [75], відповідає прийнятим на сьогоднішній день санітарним нормам, зокрема, загальне мікробне число до обробки становило величину $8,2 \cdot 10^6$, а після - 40 (нормою по СанПиН 2.1.4.559-96 "Вода питьевая" [76] вважається до 100); коли-індекс практично зменшувався до мінімуму: до обробки 9,0, після 3,0 (норма - до 3). Однак в таких матеріалах срібло перебуває на поверхні сорбенту або у вигляді ізольованих іонів, або у вигляді комплексних сполук із органічними молекулами. Разом з тим відомо, що срібло відноситься до 2-го класу небезпеки, тобто до високонебезпечних речовин, відповідно до ГОСТ 12.1.007 "Вредные вещества. Классификация и общие требования безопасности" [77]. Це означає, що срібло знаходиться поруч зі свинцем, кобальтом, кадмієм, миш'яком та іншими загальновідомими отруйними речовинами, що мають такий же клас небезпеки та близькі рівні ГДК ($0,03 - 0,05 \text{ мг/дм}^3$). Крім того, срібло може ще й накопичуватися в живих організмах.

Відомий спосіб знезараження води (Россия № 1204575, МПК7 C02F 1/50, опубл. 15.07.93) [78] за допомогою пігулок, які містять активоване вугілля, йод, сірчаноокислий алюміній і крохмаль. В описаній пігулці йод призначений для знезаражування, а сірчаноокислий алюміній як розпушувач та коагулянт. Вода, після очищення таким матеріалом [78], відповідає прийнятим на сьогоднішній день санітарним нормам (загальне мікробне число після обробки становило не більше 50 - 60 при нормі - до 100). Основними недоліками відомого способу знезараження води є низькі органолептичні властивості очищеної води (є присутнім стійкий присмак йоду) та потенційна токсичність самої композиції, до складу якої входить сульфат алюмінію.

Використання високомолекулярних похідних гуанідину [79] для знезараження води за ефективністю рівноцінно її озонуванню або хлоруванню, але на відміну від останніх не супроводжується накопиченням канцерогених речовин і не викликає корозію устаткування. Зазначений склад має поліпшену біоцидну дію стосовно грамнегативних мікроорганізмів *E. coli* (діаметр затримки росту мікроорганізмів становить 10-15 мм, залежно від співвідношення компонентів складу). Однак, склад не є бактерицидним стосовно грампозитивних мікроорганізмів. Таким чином, недоліком відомого є дуже слабка бактерицидна активність стосовно грампозитивних мікроорганізмів, що не дозволяє одержати стічну воду, яка відповідає нормам.

Відомий також спосіб знезараження води [80] за допомогою синтетичного полімерного носія і біоцидного компоненту – теотропін. У роботі [80] досліджувалось пригнічення росту мікроорганізмів навколо проб сорбенту круглої форми, а саме визначали радіус досліджуваної зони пригнічення росту біоматеріалу. Максимальний діаметр пригнічення росту мікроорганізмів при дозі сорбенту 10 мг із вмістом біоцидного складового - теотропіну 3,87 ммоль/г становив: *E. coli* - 5,0 мм, *S. aureus* - 9,0 мм. До недоліків описаного методу [80] для знезараження води, насамперед варто

віднести недостатньо високу бактерицидність, а також використання синтетичних і не дуже доступних інгредієнтів для синтезу біоцидного матеріалу та тривалість (тиждень) проведення самого процесу [81].

1.3. Фізико-хімічні методи інтенсифікації процесу очищення

Стічні води дріжджової промисловості характеризуються високою мутністю, наявністю великої кількості органічних речовин та відповідно високим значенням ХСК та БСК.

Дослідження існуючих на деяких дріжджових заводах локальних очисних споруд підтвердило, положення про те, що в спорудах механічного очищення не відбувається помітного випадання осаду (пісколовки, первинні відстійники, двох'ярусні відстійники) [12, 13, 19].

Намагалися знешкоджувати стічні води хімічними методами - обробкою вапняним молоком, хлорним вапном, хлорним залізом, сірчаноокислим закисним залізом, сірчаноокислим амонієм, глиноземом, але найбільше БСК₅ зменшувався лише на 24 – 63%, тоді як за санітарними нормами гранично допустима величина його для стічних вод повинна становити 500 мг/дм³ [82].

Коагуляційно-флокуляційні системи використовують для видалення з післядріжджової барди органічні речовини, використовуючи при цьому коагуляцію, флокуляцію чи осадження. В якості флокулянтів використовують різні реагенти, які знижують рівень ХСК, БСК, мутність за рахунок швидкого осадження.

Недоліком цього методу є використання великих доз реагентів та в неможливості підтримувати їх необхідну концентрацію [83].

Для стічних вод дріжджового виробництва використання флотації як в присутності коагулянта, так і без нього недоцільно, тому що краще цей процес відбувається при прямій коагуляції стічних вод. Проте, високі показники ХСК очищеної води вказують на наявність в розчині розчинних

органічних з'єднань. Тому доочистку стічних вод слід проводити, використовуючи біологічну очистку чи сорбцію на активованому вугіллі [84].

Обробка стічної води коагулянтами призводить до зниження концентрації органічних забруднень на 35%, при цьому об'єм осаду складає 22% від кількості стічної води [85].

Отже, методи хімічного очищення є не раціональними і не економічними для очищення стічних вод дріжджових заводів через низький ефект очищення.

Одним із методів утилізації стічних вод є їх використання в сільському господарстві. Для стічних вод, які утворилися з 1 т дріжджів необхідно 140 га площ, призначених для посівів, або 8,4 - 28 га пасовищ.

Скид стічних вод дріжджових заводів на поля фільтрацій, поверхня яких повинна складати від 1 до 8 га на 1 т дріжджів є методом знешкодження їх, а не сільськогосподарського використання.

Стає очевидним, що потреба в земельній площі для скидання стічних вод дуже значна, і часто господарства, які розташовані поблизу дріжджових заводів, не мають в своєму розпорядженні таких великих площ. Крім того, слід при цьому враховувати також якість ґрунту, яка не завжди відповідає вимогам фільтрації [86].

Закордоном, на дріжджових заводах (Німеччина) працює установка для очищення стічних вод методом метанового бродіння продуктивністю 3000 м³ за добу стічних вод, при якому спостерігається зменшення БСК₅ в середньому 1800 мгО₂/дм³. Метановому бродінню підлягає бражка першої сепарації з БСК₅ 6500 мг О₂/дм³, причому цей показник влітку знижується на 80%, а взимку на 95%. Стічна вода надходить в ставки для біологічного очищення, звідки витікає цілком очищеною з БСК₅ 4 мг О₂/ дм³ [87].

Розроблені схеми, що передбачають повторну утилізацію післядріжджової барди на виробництві. Так, Грегр (Чехія) запропонував спосіб отримання дріжджів та інших мікроорганізмів без скидання стічних

вод. Для цього бражку після відділення дріжджів знов повертають на дріжджовирощувальні апарати, де її повністю використовуються для вирощування дріжджів. Це повторюється до того часу, поки концентрація незброджених речовин не підвищиться настільки, що подальше розмноження дріжджових клітин сповільниться. Тому кількість бражки, яка повторно використовується, рекомендується знижувати в порівнянні з первинним послідовно на 50%.

На дріжджових підприємствах Чехії очищають стічні води за допомогою активного мулу. Максимальне зниження БСК при цьому складає 40%. Очищення стічних вод даним методом потребує тривалого часу аерації [88].

Також стічну воду очищають на очисних спорудах до повного або часткового окислення органічних речовин, коли БСК в очищеній воді знижується до нормативних значень. Для цього застосовували очисні пристрої, такі як біофільтри та аеротенки.

В середньому на біофільтрі і в аеротенках вміст забруднення по показнику БСК₅ максимально знижується на 88 – 95%. Проте очищення стічних вод в аеротенках ускладнене тим, що утворюється "спухаючий активний мул", а це призводить до великих витрат і обумовлює нестійкі показники очищення.

Найбільш широкого використання набуло очищення стічних вод дріжджових заводів активним мулом, при застосуванні якого досягається зниження БСК₅ більш ніж на 99%. У зв'язку з можливістю збільшення навантаження аератора при очищенні більш розбавлених стоків місткість його можна зменшувати. Проте, зростає споживання енергії на перекачування більшої кількості стоків.

Відомі дослідження по попередньому очищенню стічних вод дріжджових заводів методом анаеробного збродження в мезофільних умовах та доочистки зброджених стоків, а також загального стоку дріжджового заводу в аеротенках-змішувачах. Були отримані позитивні

результати, досягнуто повне біологічне очищення і визначена економічна ефективність оптимального варіанту очищення, що включає попереднє очищення стічних вод після першої сепарації дріжджів в метантенках при мезофільному режимі та доочистку зброджених стоків разом зі всією рештою стічних вод підприємства в аеротенках.

Концентрація забруднень в стічних водах, що надходять в аеротенки була дуже високою ($BCK_{пов}$ до $2500 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$) і для їх очищення необхідні аеротенки великої місткості, а це вимагає значних капіталовкладень для будівництва, а також високі експлуатаційні витрати [84].

Останнім часом закордоном (Польща, Чехія, США, Японія та ін.) для очищення стічних вод дріжджових заводів широко використовують метод безкисневої ферментації, тобто анаеробного зброджування. Проте, результати зброджування не забезпечують належного ефекту очищення і цей метод може служити тільки попереднім ступенем очищення.

Одна із фірм Данії пропонує розпилювально-сушильні установки для спалювання в киплячому шарі стічні води, які близькі по складу стічним водам дріжджового виробництва, але це дорого [58, 85].

При переробці меляси стічні води перед спуском в каналізацію нейтралізують. Залежно від кількості стічних вод використовують відповідні очисні споруди: біофільтр (зрошуваний фільтр), регенератор активного мулу, перегнивач (окислювальні ями) і компактне устаткування. При кількості стічних вод понад $1000 \text{ м}^3/\text{добу}$ використовують регенератор мулу; при кількості стічних вод менше $1000 \text{ м}^3/\text{добу}$, частіше за все, використовують компактне устаткування, де біологічне розкладання і стабілізація мулу відбуваються в одній споруді. Всі способи біологічного очищення гарантують при нормальному складі субстрата розкладання органічних речовин до 95% залежно від тривалості аерації. Слабозабруднені стічні води після механічного очищення можна використовувати для зрошування. Після очищення стічних вод, мул можна використовувати як добриво [84].

Підприємство "Датська бродильна промисловість AS" працює за триступінчатою схемою очистки виробничої води: гнильне бродіння, резервуар з активним мулом і біофільтр. При переробці 20 т меляси утворюється за добу 350 м³ стічних вод і для біологічного очищення такої кількості стічних вод необхідна площа 7000 - 9000 м². Розкладання органічних речовин при цьому становить 96 % [58].

Для очищення стічних вод, що мають велику кількість органічних речовин, існує так званий "інтенсивний спосіб". Очисна споруда складається з двох резервуарів "інтенсивного" (перший ступінь очищення) і кінцевого (другий ступінь очищення). Резервуар першого ступеня очищення працює за принципом реактора з мішалками, відомого з виробництва дріжджів. Другий ступінь очищення - кінцевий резервуар - працює за принципом трубчатого реактора. Цим способом із стічних вод видаляється велика кількість забруднюючих речовин. Залежно від місцевих умов стічні води потім можуть надходити для очищення на міські очисні споруди або підлягати доочистці звичайним класичним способом.

В зв'язку з високим вмістом у мелясі важкорозчинних речовин (бетаїн), при переробці меляси у відходах є відносно високі величини БСК₅. На кінцевих стадіях очищення цим способом розкладання органічних речовин понад 85 % є дуже складним.

Для очищення стічних вод дріжджового виробництва в м. Йозефове (Німеччина) використовують головним чином метанове бродіння. Пристрій для очищення стічних вод на цьому підприємстві складається з метантенка, відстійника I ступеня; біофільтру, відстійника II ступеня і біологічних ставків [84].

Wolski Totasz (Німеччина) провів лабораторні і напіввиробничі дослідження з очищення стічних вод дріжджових заводів і встановив, що анаеробний спосіб очищення є кращим для сильно забруднених стічних вод дріжджових заводів. При цьому способі очищення значення БСК₅

знижується на 70 %. Доочистка стічних вод можлива спільно з іншими стічними водами на полях зрошування.

Merkel W. (Німеччина) наводить дані з очистки стічних вод дріжджового заводу, де сировиною є м'яса. Установа з очищення стічних вод працює за наступною схемою. Стічні води надходять в зрівняльний резервуар стічних вод, звідки в два метантенки і далі для видалення H_2S - на аерацію. Після аерації стічні води надходять в проміжний вертикальний відстійник і після розбавлення з відстоюваними побутовими стічними водами прямують на біохімічну доочистку. Після доочистки на біофільтрах (стічні води розбавляють промивними водами заводу і піддають рециркуляції). Після біофільтрів стічні води остаточно очищаються у вертикальних відстійниках. Також наголошується доцільність застосування очищення стічних вод активним мулом замість біофільтрів.

Brumme (Німеччина) проведено очищення концентрованих стічних вод дріжджових заводів активним мулом. При цьому BCK_5 знижується більш як на 75 %. Активний мул за 10 хв. осідає приблизно на 90 %. На підставі цих дослідів побудовані споруди, що включають буферний резервуар, аеротенк, вторинний відстійник [87].

Підсумовуючи огляд існуючих на сьогоднішній день методів очищення стічних вод можна зробити висновок, що кожен із застосовуваних методів володіє рядом переваг і недоліків. Технології водоочищення, що використовуються в наш час, не досконалі і потребують значних затрат електроенергії та реагентів. А застосування реагентів-окиснювачів (які є найбільш поширеними) в технологіях водоочищення призводить до значного забруднення продуктами окиснення органічних домішок, що значно підвищує токсичність води. З огляду на це, необхідно переходити на нові, більш досконалі, перспективні технології з використанням фізичних чи фізико-хімічних методів очищення стічних вод з врахуванням сучасних наукових досягнень у цій галузі, що призведе до зменшення негативного

впливу на гідросферу різного роду шкідливих та небезпечних факторів, що виникають при скиданні недостатньо очищених чи неочищених стічних вод.

1.4. Застосування фізико-хімічних методів для очищення води з різними видами забруднень

Альтернативою для реагентних способів очищення стічних вод дріжджового виробництва можуть бути різні електрохімічні методи: обробка вод змінним електричним струмом, електрофлотація, електрокоагуляція, електрохімічне окислення, електроліз, електродіаліз та ін.

У даний час ведеться інтенсивний пошук найбільш економічних і високоефективних способів очищення стічних вод. Характерною рисою є поєднання класичних методів очищення (механічний, фізико-хімічний, біологічний) з новими методами (зворотній осмос, ультразвук (УЗ), ультрафіолет (УФ), ультрафільтрація, електродіаліз, магнітне поле тощо), з використанням МО (дріжджі, бактерії). Розробляються різні фізичні і комбіновані методи дезінфекції води, в яких відзначається висока ефективність застосування лазерного випромінювання, накладення електричного поля, МП, УЗ, УФ, електричного розряду, електрохімічної обробки, мембранних технологій [86 - 88].

Розвиток технічного прогресу відкрив нові можливості для вивчення та оцінки фізичних способів водоочищення. Починаючи з 60 років ХХ століття доволі активно використовують ультрафіолетове випромінювання (УФВ). УФВ з довжиною хвилі 250-260 нм володіє найбільшою антимікробною дією. Доза, що забезпечує 90 % інактивацію бактерій кишкової палички, складає 3 мДж/см². Для більш глибокого знезараження, тобто зменшення кількості МО до 99,0 і 99,99 %, потрібні дози УФВ відповідно 6,9 і 15 мДж/см². Антимікробний ефект стосовно інших видів МО, за даними ряду авторів, знаходиться в діапазоні доз від 2,5 до 440

мДж/см² [72]. Встановлено, що знезаражуюча дія УФВ понижується в ряді *Escherichia coli* > *Candida albicans* > *Bacillus subtilis* > *Penicillium multicolor* > *Aspergillus niger* > *Cladosporium cladosporioides*. Дози для знезараження води від *E.coli*, *Bac. Subtilis* і *C. albicans*, відповідно рівні 5; 26 і 24 мДж/см². Тоді як для *A. niger* і *C. cladosporioides* – відповідно 180 і 270 мДж/см² [73]. Тобто діючі дози УФВ в 16-25 мДж/см² для питної води і 30 мДж/см² для господарсько-побутових і промислових стоків не забезпечують необхідної інактивації всіх видів патогенної мікрофлори. Саме тому зараз в економічно розвинених країнах мінімальна доза впливу УФВ визначена в 40 мДж/см², а у всіх проєктованих станціях по обробці питної води і стічних вод закладається доза УФВ 70-100 мДж/см² [89].

До переваг УФВ можна віднести [39]: широкий спектр антимікробної дії; не змінює запах і смак води; ефективність знезараження не залежить від рН і температури води; не має проблеми передозування і не викликає утворення токсичних сполук; мінімальний час контакту (секунди) для знезараження води; висока продуктивність і простота експлуатації; компактні установки, працюють у проточному режимі, надійні у відношенні техніки безпеки. Негативними сторонами знезараження води УФВ є: залежність бактерицидного ефекту від мутності і кольоровості оброблюваної води, виду МО, їхньої кількості, дози опромінення; можливість осадження гумінових кислот, заліза і солей марганцю на кварцовому чохлі ламп, що зменшує інтенсивність випромінювання. Дана технологія не має ефекту післядії, що уможлиблює вторинний ріст бактерій в оброблюваній воді.

У сучасних промислових технологіях все більшу роль відіграють нетрадиційні способи обробки стічних вод: електрофізичні процеси, інфрачервоне випромінювання, електроконтактний нагрів, обробка в електростатичному полі. Зокрема, інтенсивно розвивається техніка реалізації електроіскрового розряду в рідині, наслідком якого є електрогідралічний ефект (ЕГ-ефект). Обробка 15-25 електричними

розрядами з напругою 45 кВ забезпечує інактивацію МО сирної сироватки в середньому на 47-58 % [90].

Іонізуюче випромінювання також має виражену бактерицидну дію. Доза променів порядку 25000-50000 Р звільняє воду від вірусів. Переваги методу: велика проникаюча здатність γ -променів; незалежність бактерицидної дії від хімічного складу і фізичних властивостей води; відсутність впливу на органолептичні показники; відносна дешевизна. Недоліки методу: суворі вимоги до техніки безпеки для обслуговуючого персоналу; обмежене число джерел випромінювання; відсутність післядії і способу оперативного контролю за ефективністю знезараження [91].

Електрофлотація є однією з різновидів електрохімічного очищення. Електрофлотація в основному застосовується в процесах очищення транспортно-мийних вод від органічних і неорганічних суспензій, що містяться в них, та мікроорганізмів. [83].

Так як, електрофлотація вміщає в собі очищення води від зважених домішок, неповне біологічне очищення і знезаражування, то ефект очищення оцінюється наступними показниками: ефектом видалення зважених речовин, зниженням БСК₅, зменшенням загального числа бактерій у воді. Для досягнення більшого ефекту при електрофлотаційній очистці стічних вод потрібна обробка води коагулянтном або застосування розчинних електродів (електрокоагуляція). Недоліком застосування електрофлотації є очищення води за низької температури та при низькому значенні рН (кислі стічні води) [92].

Електрокоагуляція дає змогу здійснювати ефективне очищення води від зависей мінерального, органічного та біологічного походження, колоїдів та речовин у молекулярному та іонному стані. Електрокоагуляція має перевагу перед реагентними методами: компактність установки і можливість повної автоматизації. Недоліком методу є підвищенні витрати електричної енергії та в деяких випадках використання більш дорогого металу (алюмінію) [84, 93].

Зворотний осмос застосовується для демінералізації води, затримує практично всі іони на 92-99 %, а з двоступеневою системою і до 99,9 %. Нанофільтрація використовується для відділення барвників, пестицидів, гербіцидів, сахарози, деяких розчинених солей, органічних речовин, вірусів тощо. Ультрафільтрація застосовується для відділення деяких колоїдів (кремнію, наприклад), вірусів (в тому числі поліомієліту), вугільної сажі, поділу на фракції молока тощо. Мікрофільтрація використовується для відділення деяких вірусів і бактерій, тонкодисперсних пігментів, пилу активованого вугілля, азбесту, барвників, поділу водо-масляних емульсій тощо [53].

Одним із найбільш універсальних, високоефективних і часто використовуваних комбінованих способів очищення води є використання окисників з фізичними методами, який одержав назву Advanced Oxidation Process (AOP) [94, 95]. AOP методи вже використовуються для очищення води в Росії [96], Франції, США. Деякі з пілотних установок або повномасштабних розробок AOP відомі за вже зареєстрованими торговими марками, такі як Sonoxide [83], ULTROX, RAYOX, Wedeco, UVOX, ECOCLEAR, BioQuint [97]. Перспективність технологій AOP в порівнянні з традиційними, полягає в їх більш високій ефективності (особливо при очищенні від органічних домішок і патогенних МО), менших операційних витратах і гнучкості включення в існуючі технологічні схеми водоочищення [98].

Прогресивні AOP-процеси відносяться до груп технологій, які приводять до утворення гідроксильних радикалів в якості основного окиснювача. Утворення цих радикалів зазвичай прискорюється комбінуванням [99, 100, 101]: озону (O_3), пероксиду водню (H_2O_2), титан діоксиду (TiO_2), реактиву Фентона (Fe^{2+}), гетерогенного фото каталізу (УФВ/УЗ/ ZnO), УФВ, УЗ, високочастотним опроміненням пучком електронів. Особливо ефективним є використання в комбінованих методах обробки [102-106]: фотохімічної деструкції (УФВ/ H_2O_2 , УЗ/УФВ, УФВ/ O_3 ,

УЗ/УФВ/O₃); O₃/H₂O₂, УЗ/H₂O₂; каталізу (УЗ/реактив Фентона, УФВ/TiO₂) тощо.

При використанні струмів високої частоти середовище нагрівається і немає контакту з джерелом електроенергії. Основна частина електромагнітної енергії перетворюється на теплову в самому пастеризованому середовищі. При цьому має місце діелектричне нагрівання, яке спостерігається при частотах 0,5-100 МГц і при відповідних довжинах хвиль 600-3 м.

Застосування цього методу виявився дорожчим, ніж традиційні методи, та не знайшов широкого практичного застосування.

Електродіаліз відноситься до електрохімічних способів очищення рідин. Під дією різниці потенціалів починається переміщення йонів відповідно до знаку їх заряду. Катіони (позитивно заряджені йони) переміщуються до катода (негативно заряджений електрод), а аніони – до анода. При розрядці йонів на катодній пластині виділяється натрій, який миттєво розчиняється водою з утворенням луку, і вільний водень у вигляді бульбашок газу. Одночасно на поверхні анодної пластини виділяються кисень і хлор, який утворює соляну кислоту в результаті взаємодії з водою. Поблизу катода і анода вода стає відповідно лужною і кислою. Якщо розділити ванну йонопроникними мембранами на три камери, то солоня вода, що знаходиться між мембранами, поступово опріснюється. Це відбувається тому, що в електродних камерах накопичуються йони H⁺ і OH⁻, які беруть участь в перенесенні електрики через центральну камеру, де вони з'єднуються, утворюючи воду. Йони ж Na⁺ і Cl⁻, що перейшли в електродні камери, видаляються з них разом з кислою і лужною водою. Проте внаслідок дифузії відбувається одночасно і безладне переміщення йонів H⁺ і OH⁻, а також йонів солей. Для того, щоб виключити процес дифузії, необхідно, щоб йонопроникні мембрани володіли селективністю, тобто здатністю пропускати йони із зарядом одного знаку. Іншими словами, позитивно заряджені мембрани (аніоноактивні) повинні пропускати тільки

аніони, а негативно заряджені (катионоактивні) – тільки катіони. Серед селективнопроникних мембран виділяють гомогенні (поліконденсаційні, внутрішньополімерні, щеплені, активовані), гетерогенні й просочувальні йонітні мембрани, що набули широкого поширення в сучасних електродіалізних установках.

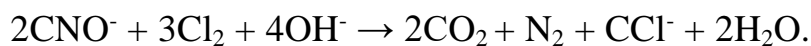
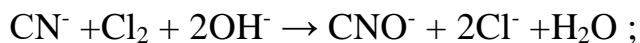
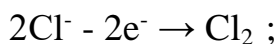
Робота електродіалізних установок супроводжується виділенням газів, зокрема водню і кисню, здатних утворити вибухонебезпечну суміш (гримучий газ); небезпеку становить і можливе виділення хлору. Тому установки виконуються герметичними, а приміщення, в яких вони знаходяться, повинні обладнуватися засобами автоматизованого контролю за станом повітряного середовища і вентиляцією [107, 108].

Електрохімічне очищення стічних вод часто економічно доцільніше, ніж інші методи їх знешкодження. Під час електрохімічного очищення відбувається декілька процесів: окиснення на аноді, електрокоагуляція, електрофорез колоїдних часточок, електрофлотація.

У разі електрохімічної обробки стічних вод процеси електрохімічного відновлення й окиснення відбуваються відповідно на катоді та аноді. Катодні процеси зумовлені приєднанням водню або заміщенням електронегативних функціональних груп органічних домішок на Гідроген. Анодне окиснення органічних речовин відбувається з утворенням проміжних або кінцевих продуктів окиснення (альдегідів, кетонів, органічних кислот, CO_2 , H_2O). Перебіг реакцій окиснення залежить від матеріалу електродів, густини струму, концентрації речовин, сольового складу, рН тощо).

Важливого значення під час електрохімічного окиснення набуває густина струму. За малої густини струму значна частина Оксисену, який утворюється на аноді, виділяється у вигляді газу кисню і практично не використовується в реакціях окиснення. Правильний підбір матеріалу електрода великою мірою впливає на ефективність електрохімічного окиснення.

Додавання хлориду натрію в стічну воду підвищує ефект очищення. Це зумовлено тим, що одночасно в електролітичній ванні відбуваються процеси окислювального хлорування. Наприклад:



У процесі електрохімічного окиснення води на аноді та на катоді виділяються різні продукти електролізу, особливо газу (водень і кисень), які утворюють вибухонебезпечні суміші. З метою запобігання їх змішуванню застосовують діафрагми, які розділяють катодний та анодний простір.

Очищення стічних вод відбувається внаслідок перебігу реакцій на обох електродах. В електрохімічних окисно-відновних процесах багато токсичних речовин змінюється, й утворюються інші, менш токсичні речовини. Іноді сполуки, які утворюються, мають малу розчинність у воді і випадають в осад [93].

Електродіаліз відноситься до групи електромембранних процесів, при яких частинки з від'ємним зарядом відділяються від частинок з позитивним зарядом, в результаті їх руху до відповідних електродів. Для управління цим рухом використовують іонообмінні мембрани, через які проходить тільки певний вид іонів, в залежності від заряду.

При електродіалізі постійний електричний струм впливає на рух дисоційованих компонентів солей у водному розчині таким чином, що катіони, які рухаються у напрямку до катоду, проникають через катіонітові мембрани і затримуються на аніонітових мембранах, в той час як аніони, які рухаються у напрямку до аноду, проникають через аніонітові мембрани і затримуються на катіонітових мембранах. При з'єднанні катіонітових та аніонітових мембран настає роз'єднання іонів у вхідному розчині і виникає знесолена зона, тобто дилуат та концентрована зона - концентрат.

Електродіаліз застосовують для концентрування електролітів, сепарації неелектролітів і електролітів з різною швидкістю міграції іонів, отримання кислот і лугів, а також для знесолення і пом'якшення води. Під час концентрування стічних вод одночасно отримують чисту (знесолену) воду, яку повторно використовують у циклах замкненого водообігу. Іноді досить ефективним є регенерування кислот і лугів або отримання їх із розчинів солей, що дає змогу застосовувати технологічні схеми з замкненим кислотним або лужним реагентом без скидання останніх разом зі стічними водами.

Електродіалізу піддають воду та розчини NaCl з метою отримання гіпохлориту натрію та послідовним його введенням в воду, що підлягає обробці, для знезараження стічної води.

В процесі електродіалізу стічної води, в залежності від умов, утворюється ряд сполук, які володіють різними окислювальними потенціалами та бактерицидністю: Cl_2 , HClO , ClO^- , ClO_2^- , HClO_3 , ClO_3^- , ClO_4 .

Молекулярний хлор Cl_2 , хлорноватиста кислота HClO , гіпохлорит-іон ClO^- та діоксид хлору ClO_2 належать до вільного хлору.

Знезаражування води гіпохлоритом, який отримують при електродіалізі води, є різновидом хлорування, тому що в обох випадках утворюються ті самі бактерицидні агенти - HClO та ClO^- .

Хлорноватиста кислота більш активна, чим гіпохлоритний іон ClO^- . Механізм її антимікробної дії обумовлений складним процесом взаємодії HOCl з органічними сполуками клітини. При цьому відбувається не тільки окислювання, але і взаємодія хлору з органічними речовинами клітини з наступним утворенням хлорпохідних. Таке пояснення механізму дії хлору добре погоджується з його дією на широкий спектр мікроорганізмів, що дуже важливо при знезаражуванні води, що містить велику кількість різноманітних мікроорганізмів.

Різниця в антимікробному ефекті хлорноватистої кислоти і гіпохлориту полягає в розмірі їх іонів та зарядів. Електрично нейтральна молекула HOCl легко проходить через клітинну стінку. Гіпохлорит-іон електрично заряджений, оточений гідратною оболонкою, що збільшує його розміри.

В стічних водах у великій кількості знаходяться дріжджі та кислотостійкі мікроорганізми, чутливість яких у відношенні до хлору різна.

Гіпохлорити, хлорноватиста кислота і молекулярний хлор легко взаємодіють з присутнім у воді аміаком, амонійними чи органічними солями, що містять аміногрупи, утворюючи при цьому моно- і дихлораміни, трьох хлористий азот.

При гідролізі отриманих з'єднань виділяється активний хлор, тому вони також мають бактерицидну дію. Розрізняють вільний хлор (молекулярний хлор, хлорноватиста кислота, гіпохлорити) і зв'язаний (хлор, що входить до складу хлорів - амінів). Вільний хлор у 20-25 разів більш бактерицидний, чим зв'язаний.

В результаті електричної обробки води трохи збільшується значення її рН, знижується кольоровість і окислюваність. Збільшення рН води відбувається в результаті утворення в прикатодному просторі луку, зниження кольоровості і, як наслідок, окислюваності - при взаємодії органічних речовин з окислювачами, зокрема, з електролітичним гіпохлорит-іоном.

Перевагою електродіалізу перед іншими методами є відсутність фазового перетворення води, яке простежується під час дистиляції, виморожування чи застосування газогідратного методу. Споживання енергії пропорційне вмісту солей у знесолюваній воді. Обробка стічної води відбувається при невисокій температурі та тиску, що дає змогу використовувати широкий асортимент корозійностійких матеріалів і автоматизувати процес.

Однак цей метод не позбавлений і недоліків, до яких належать: утворення осадів карбонату кальцію, гідроксиду магнію та гіпсу в разі роботи в умовах поляризації та «отруєння» катіонообмінних мембран.

Одним із перспективних методів очищення води є кавітаційна обробка води [87, 109]. Знезараження та очищення води ультразвуком (УЗ), як ефективним засобом генерування кавітації, вважається одним з найсучасніших способів дезінфекції. Дослідження з обробки водних систем УЗ [86, 44, 49] показують, що він є ефективним безреагентним екологічним методом очищення води від органічних забруднюючих речовин, МО та інтенсифікації різних хіміко-технологічних процесів.

Перевагами УЗ є: відсутність негативного впливу на органолептичні властивості води, незалежність бактерицидної дії від основних фізико-хімічних параметрів води, можливість автоматизації процесу. Ефективність бактерицидної дії УЗ залежить від цілого ряду обставин [49, 110]: параметрів УЗ (інтенсивності, частоти коливань, експозиції); фізичних параметрів середовища, що озвучується, (температури, в'язкості); морфологічних особливостей МО (розмірів і форми, віку, наявності капсули, хімічного складу мембрани). Процес знезараження води УЗ залишається в 2-4 рази дорожчим, ніж обробка УФВ, при енерговитратах 2-2,5 кВт. Стримуючим моментом широкого застосування залишаються труднощі конструювання установок великої продуктивності з надійністю в експлуатації і прийнятною собівартістю. Принципово-технологічна схема дезактивації дріжджових стоків показана на рис. 1.1 [49].

Ультразвуковими називаються коливання з частотою більшою за 20 кГц. Ультразвукової обробці піддають рідини з метою прискорення в них масо- і теплообміну, хімічних реакцій, руйнування, ущільнення й коагуляції тощо.

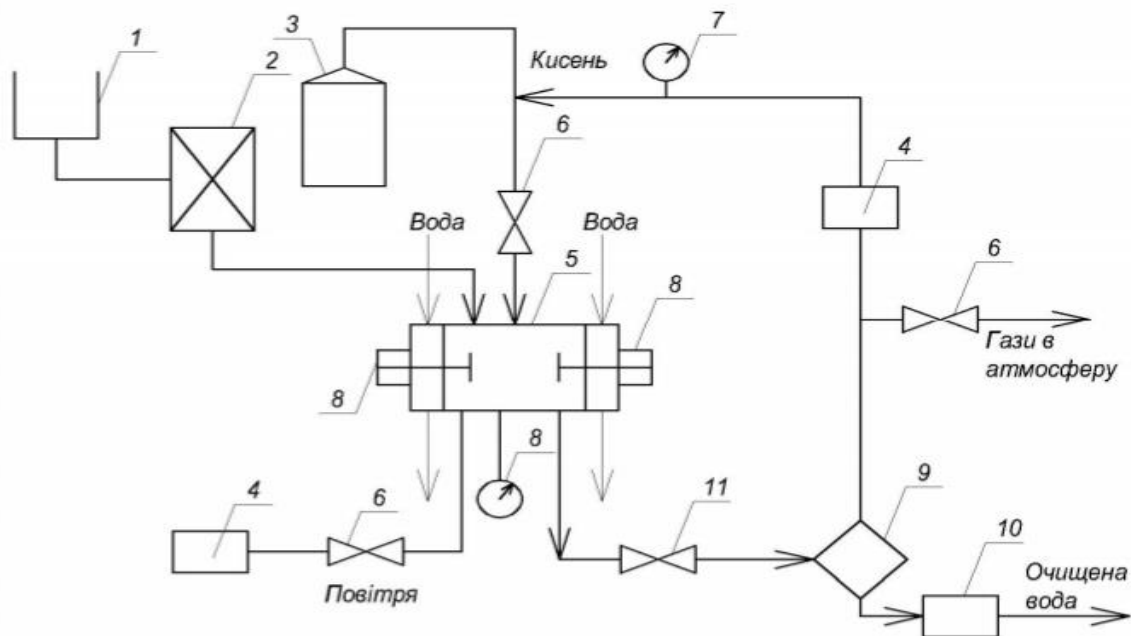


Рис. 1.1. Принципова технологічна схема дезактивації дріжджових стоків: 1 – ємність для води, 2 – адсорбер, 3 – кисневий балон, 4 – компресор, 5 – вібраційний електромагнітний кавітатор, 6 – регулювальний вентиль, 7 – манометр, 8 – електродвигун, 9 – сепаратор, 10 – ємність для очищеної води, 11 – дросель

Сучасний прогрес розвитку методів ультразвукової обробки пов'язаний з успішним застосуванням їх у багатьох хімічних технологіях (наприклад, в адсорбційних, хемосорбційних, ректифікаційних процесах), в ініціюванні вільнорадикальних реакцій, прискоренні хімічних реакцій, видаленні і руйнуванні певних видів мікроорганізмів. Більшість реакцій, що протікають в УЗ-полі, поділяють на два типи. До першого належать реакції, які прискорюються в УЗ-полі, але можуть протікати і при його відсутності з меншою швидкістю. Це реакції гідролізу, гідрування або активації гетерогенних каталітичних процесів. До другого типу належать реакції, які без впливу УЗ в певних умовах відбуватися не можуть. Дія УЗ-коливань характеризується великою різноманітністю. Основним чинником, що визначає їх хімічний вплив, очевидно, є кавітаційні явища, що зумовлюють флуктуацію тиску, виникнення, ріст і руйнування кавітаційних сфер (пустот, каверн). Тому ультразвукову обробку ще називають

ультразвуковою кавітацією. Одним із найбільш важливих результатів кавітації є ініціювання вільнорадикальних реакцій, які можливі через утворення гідроксильного радикала (сильного окисника). Існує ряд теорій і гіпотез, що пояснюють механізм хімічної дії УЗ-хвиль, а саме: кавітаційно-механічна теорія, згідно якої хімічні реакції відбуваються внаслідок розриву хімічних зв'язків силами, що виникають в результаті анігіляції кавітаційної сфери; кавітаційно-резонансна теорія, що базується на припущенні, що хімічні процеси відбуваються при дії механічних сил, які проявляються в об'ємі рідини при співпадінні власної частоти пульсуючих газових сфер з частотою УЗ-коливань; передбачається, що в цьому випадку в газових сферах (новоутвореннях) виділяється велика кількість теплоти; кавітаційно-електрохімічна теорія зводиться до того, що при розвитку кавітаційної порожнини на її поверхні виникають електричні напруги (заряди); такі електричні заряди обох знаків на стінках кавітаційної порожнини розташовані нерівномірно, в результаті чого з'являється можливість електричного пробою. Останній супроводжується випромінюванням в спектрі видимих ультрафіолетових променів, відомих під назвою ультразвукової люмінесценції. На підставі цього явища сформувався припущення, що при утворенні кавітаційної порожнини на її кордонах виникають йони різних знаків, у результаті чого в сферах-бульбашках з'являється електричне поле, напруженість якого за малих розмірів порожнини може досягати декількох вольт на сантиметр (В/см), що сприяє появі електричних розрядів. Вважають, що при електричному розряді в кавітаційній порожнині виникають йонізовані і збуджені молекули і йони, а також вільні радикали. Роль вільних радикалів особливо важлива для окислення стійких органічних речовин. Більш просто кавітаційно-механічна теорія дії ультразвуку пояснюється наступним чином. При поширенні ультразвукової хвилі в рідині виникає змінний звуковий тиск. Під дією цього тиску рідина поперемінно зазнає стиснення та розтягнення. Локальне зменшення тиску призводить до утворення в області розрідження

бульбашок, наповнених газом та парою. Наступне за розрідженням стиснення схлопує кавітаційні бульбашки. Внаслідок локальних гідроударів руйнуються домішки, присутні у даному місці. Таким чином пояснюється відомі бактерицидні властивості ультразвукової обробки. Пристрій для ультразвукової обробки обов'язково містить джерело механічних коливань ультразвукової частоти (ультразвуковий випромінювач). Ультразвуковий випромінювач перетворює подані на нього електричні коливання в механічні такої ж частоти. У більшості установок використовуються частоти від 18 до 44 кГц з інтенсивністю коливань від 0,5 до 10 Вт/см². Верхня межа частотного діапазону обумовлена механізмом утворення і руйнування кавітаційних бульбашок: при дуже великій частоті бульбашки не встигають захлопуватися, що знижує мікроударну дію кавітації. Перетворювачі можуть бути магнітострикційними (на основі зміни форми або розмірів тіл при їх намагнічуванні й розмагнічуванні) або п'єзокерамічними (з матеріалів, що змінюють свою форму чи розміри під дією електричного струму). Перші відрізняються великими розмірами і масою, значно більш низьким ККД, однак дозволяють досягати великих потужностей порядку декількох кіловат. П'єзокерамічні перетворювачі компактніші, легші, економічніші, але потужність їх, як правило, не така велика – до кількох сотень ват. Така потужність, втім, достатня для абсолютної більшості застосувань, враховуючи, що у великих установках використовуються відразу декілька випромінювачів. У даний час УЗ використовується в багатьох процесах хімічної технології, однак УЗ-генератори поки не мають необхідної продуктивності тому акустична кавітація в деяких випадках енергетично не вигідна. У зв'язку з цим у світовій практиці приділяється все більше уваги альтернативним джерелам збудження кавітації в об'ємі рідини. Перспективною різновидом УЗ-пристроїв для обробки водних систем є гідродинамічні кавітатори. Явище гідродинамічної кавітації може виникати в потоці рідини зі змінним полем тиску. Таке поле створюється різними способами: - у результаті зміни

швидкості потоку (в соплах Лавалю); - при зміні форми конструкції кавітатора (різні виступи); - внаслідок механічних впливів (пульсація потоку, вібрація тіл). У технологічній практиці найбільш поширені в основному три типи гідродинамічних апаратів: статичні, динамічні та струменеві. До статичних кавітаційним реакторів відносяться проточні апарати, забезпечені нерухомими кавітаторними пристроями, які омиваються потоком рідини. В них каверни утворюються за кавітатором, що представляє собою перешкоду на шляху прокачуваної рідини. Це проточні кавітаційні змішувачі, диспергатори, гомогенізатори, тепломасообмінні апарати. Динамічними кавітаційними реакторами вважаються апарати, оснащені обертовими крильчатками, лопатям яких надається особливий профіль. Вони можуть працювати в режимі як насоса, так і турбіни. Струменеві кавітаційні реактори характеризуються генерацією каверн допомогою течій рідин, які можуть створюватися зустрічним рухом струменів в стиснутому потоці всередині каналу [111].

Застосування ультразвукових хвиль базується на їх властивості викликати миттєвий розрив клітин. Це спостерігається у тому випадку, коли інтенсивність акустичних коливань є достатньою для утворення кавітаційних бульбашок у середовищі.

За даними багатьох дослідників в полі ультразвукових хвиль піддаються дезінтеграції граммпозитивні, грамнегативні, аеробні та анаеробні бактерії і дріжджі. В основному вибірковість дії ультразвукових хвиль на бактерії обумовлено морфологічними особливостями та їх функціональним станом.

Ефективність дії ультразвукових хвиль на мікроорганізми залежить від концентрації клітин в одиниці об'єму стічних вод, а також від рівня частоти ультразвуку.

В результаті впливу ультразвуку на дріжджі при частоті 0,6; 1 та 2 МГц можна відмітити, що максимальна загибель мікроорганізмів спостерігається при високій частоті.

Висока концентрація мікроорганізмів в середовищі негативно впливає на ефективність ультразвукового впливу. Так, при концентрації клітин 48 тис. в 1 мм³ їх загибель настає після 75 секунд обробки.

Деякі мікроорганізми дуже чутливі до ультразвукових коливань. Вже при 30 секундах обробки ультразвуком спостерігається «вспінювання» протоплазми або желатинізація. При збільшенні часу дії ультразвуку до п'яти хвилин встановлено наявність грубих механічних розривів клітин, а саме відрив кінця клітини, розрив на дві частини в місцях перегородок, утворення воронкоподібних дефектів в місцях клітинної стінки.

Дріжджові клітини дуже чутливі до дії ультразвукових коливань, в результаті яких спостерігається сильне ушкодження протоплазми, яке супроводжується звільненням великої кількості краплин жиру. Після 1–1,5 годин ультразвукової обробки кількість кисню, що споживається клітинами дріжджів знижується на 10–12 %.

Бактерицидний ефект може бути низьким, коли пригнічується кавітація. Це може бути досягнуто зміною в'язкості середовища або шляхом накладення великого зовнішнього тиску (4-5 атм.). Це пояснюється тим, що кавітація у рідині виникає там, де знаходяться мікробульбашки газу. Бактерицидна дія ультразвукових коливань не залежить від газу, яким насичувалась водна суспензія мікроорганізмів. Велике значення має відстань біологічного організму від бульбашки. Чим ближче до мікроорганізму розташовані кавітаційні полості тим більша інтенсивність ударної хвилі, яка виникає в результаті утворення газової бульбашки. Летальний ефект зменшується обернено пропорційно квадрату відстані біологічного об'єкту до місця захоплення газової бульбашки. Ударна хвиля в цих випадках виявляє свою дію на відстані декілька мікрон.

Важкий шлях виявлення тонких біохімічних функціональних змін, які виникають в живій клітині під дією ультразвуку. В клітині виникають фізико-хімічні зміни, які призводять до «розрихлення» внутріклітинних комплексів. В клітинах вивільняється ряд біологічно активних речовин.

Суть ультразвукового очищення полягає в тому, що при поширенні ультразвуку у воді, довкола об'єктів, що знаходяться в ній і мають іншу щільність, виникають мікроскопічні зони дуже високого тиску (десятки тисяч атмосфер), що змінюються високим розрідженням. Це явище називають ультразвуковою кавітацією. Жоден мікроорганізм не здатний витримати такі дії і відбувається механічне руйнування бактерій.

Під дією ультразвуку відбувається виділення (флокуляція, осадження агломерація або коагуляція) розчинених, суспендованих або емульгованих у водному середовищі інгредієнтів або мікроорганізмів з подальшим їх відділенням.

Методом ультразвуку знезаражують різні середовища, причому важливу роль в пригнобленні клітин бактерій відіграє перекисне окислення ліпідів мембран бактерій. При цьому в їх клітинах різко зростає концентрація ОН-радикалів, утворюється потужна окислювальна система, яка вражає бактерії і вони гинуть.

Недоліками цього методу є обмеження об'єму оброблюваного водного середовища через неоднорідність розподілу інтенсивності ультразвукових коливань в об'ємі пристрою, а для підвищення ефективності обробки потрібне збільшення часу експозиції.

Під час очищення стічної води магнітним полем в ній збільшується швидкість хімічних процесів та кристалізація розчинених речовин, інтенсифікуються процеси адсорбції, покращується коагуляція домішок і випадання їх в осад.

Для видалення з стічної води важкоосаджуваних тонких суспензій (муті) також застосовують магнітну обробку, а саме її здатність прискорювати коагуляцію (злипання і осадження) часток з подальшим утворенням пластівців. Магнітне очищення успішно застосовується на водопровідних станціях при значній каламутності стічних вод; аналогічна обробка промислових стоків дозволяє швидко видаляти мілкодисперсні

забруднення. Тут магнітне очищення стічної води служить справі охорони природних водойм, запобігаючи попаданню в них шкідливих домішок.

У воді після магнітної обробки збільшується концентрація розчиненого кисню, що збільшує бактерицидну дію магнітної обробки стічної води.

Магнітна обробка води також впливає на електрокінетичний потенціал і агрегативну стійкість зважених часток, завдяки чому прискорює їх осадження, тобто сприяє витяганню з води різного роду суспензій. Пряма дія магнітного поля на іони домішок сприяє активації процесів адсорбції і відкриває широкі перспективи для водоочистки в цілому.

До способів, при яких магнітне поле впливає на структуру домішок, віднесено запобігання накипоутворенню, солевідкладенню на робочих поверхнях. У них хімічний склад оброблюваної рідини залишається зазвичай незмінним. До способів, при яких магнітним полем керують рухом намагнічених частинок, відносяться магнітна сепарація, фільтрування. Використання способів обмежується вловлюванням феромагнітних включень.

Під час магнітного фільтрування феромагнітні домішки осаджуються на фільтруючому намагніченому завантаженні. При чому ефективність очищення практично не змінюється за час захисної дії фільтру (час фільтроциклу). Також можливе використання у виробничих пристроях очищення постійного магнітного поля змінного градієнту. Очищувана вода з утвореними в ній феромагнітними агрегатами надходить у зону дії магнітного поля зі змінним градієнтом. При цьому гідравлічна крупність агрегатів збільшується. Швидкість їх направленої руху зростає при наближенні до поверхні магніту, тобто зростає з ростом магнітного силового чинника. Таке очищення передбачає попереднє введення в очищувану воду магнітосприйнятливої реактиву (магнетиту) і коагулянту або луку. Це є необхідним для створення агрегатів, до складу яких входять феромагнітні частинки магнетиту і продукти коагуляції з феромагнітними

властивостями. Таким чином, даний спосіб очищення є магнітно-реагентним.

Спосіб магнітного очищення води (інколи називається гідродинамічним) ґрунтується на взаємодії рухомих заряджених частинок з магнітним полем. Тобто магнітне поле діє на йонізовані домішки водних розчинів силою Лоренца.

Метод магнітогідродинамічного очищення води ґрунтується на взаємодії рухомих заряджених частинок з магнітним полем. Для вловлювання заряджених частинок, замість використання сильних магнітних полів, все частіше використовуються так звані «магнітні пастки». Останні замикають частинку у певному об'ємі за допомогою потенціальної ями, створеної змінним градієнтом магнітного поля [128].

На рис. 1.2 представлена схема очищення води з двома прояснювачами та магнітним пристроєм [210].

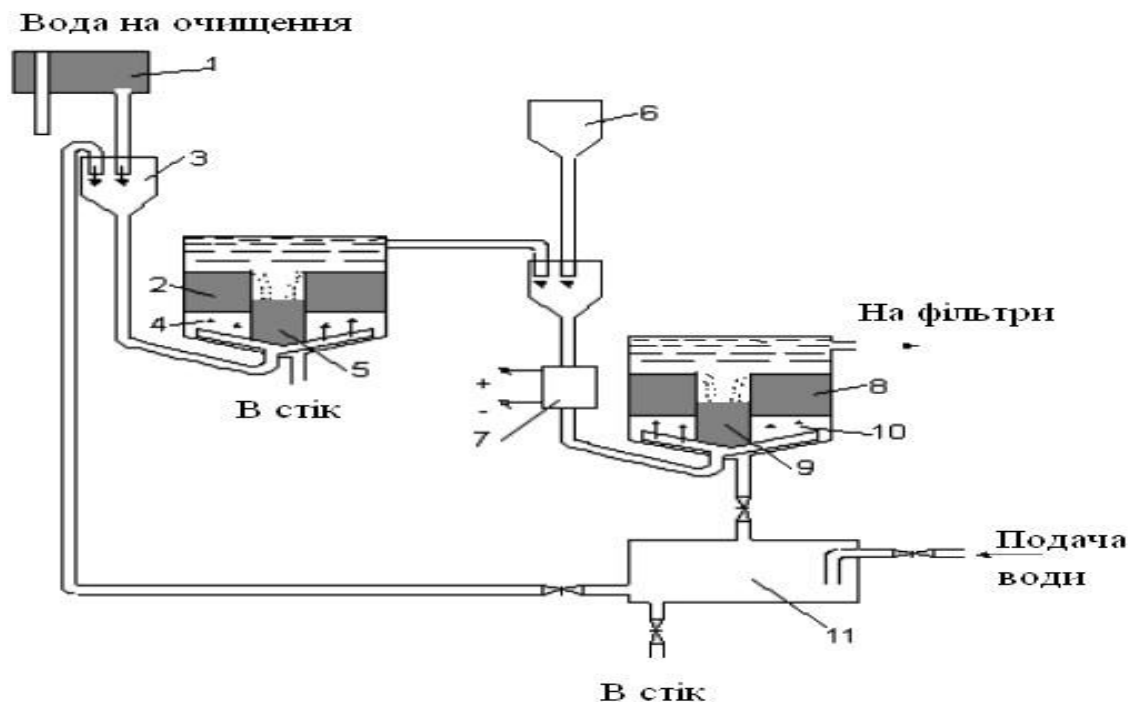


Рис. 1.2. Схема очищення води з двома прояснювачами з магнітним пристроєм: 1, 6, 11 – ємність; 2 – перший прояснювач; 3 – повітровіддільник; 4 – розподільна ґратка; 5 – шар відпрацьованого осаду; 7 – магнітний пристрій; 8 – другий прояснювач; 9 – шар свіжого осаду; 10 – шламовідвідник

Вихідна вода з ємності 1 потрапляє в перший прояснювач 2 через повітровіддільник 3 і розподільну ґратку 4, де вона зустрічає завислий шар відпрацьованого осаду 5. Частково знебарвлена і прояснена вода змішується з розчином коагулянту, який дозується з ємності 6 і через магнітний пристрій 7 потрапляє в другий прояснювач 8. В другому прояснювачі вона проходить через завислий шар свіжого осаду 9, після чого подається на фільтри. Таким чином, осад адсорбенту зустрічається з водою, що містить речовини, які адсорбуються, з концентрацією вище рівноважної. Відпрацьований осад з прояснювача 8 через шламівіддільник 10 потрапляє в ємність 11, а потім – в прояснювач 2.

Дослідження за інтегральним ефектом дії НВЧ-поля на харчові об'єкти вказують, що можливою є пастеризація і стерилізація стічної води. У деяких випадках бактерицидний ефект пояснюють безпосередньою взаємодією електромагнітного поля з життєво важливими елементами клітини. Результатом цього є загибель або пригнічення її життєдіяльності.

Експериментальна доказовість цього факту ускладнена через складність відокремлення одночасної теплової дії електромагнітного поля, яке навіть за малих потужностей може бути значним внаслідок локального виділення енергії, що є результатом дискретних властивостей самої клітини, її оболонки та зовнішнього середовища.

Так в результаті випромінювання спостерігається часткова інактивація мікроорганізмів і зміна їх морфологічних властивостей. При цьому відбувається незначне підвищення температури, що пояснюється зміною проникності стінок клітин.

Таким чином, під час дії НВЧ-поля на реальний матеріал, у ньому відбуваються складні процеси, пов'язані як із струмом провідності, так і з поляризацією речовини.

Дія високочастотного поля на стічну воду супроводжується виникненням полів температури, вологості, механічних деформацій, хімічних реакцій тощо.

Існує декілька гіпотез про вплив НВЧ-поля на мікроорганізми. Так, при опроміненні клітин електромагнітним полем виділення енергії відбувається як в оболонці, так і внутрішньоклітинній речовині за рахунок миттєвого розповсюдження НВЧ-енергії по всьому об'єму клітини і визначається величиною падаючого потоку напруги і електричними характеристиками середовища. З іншого боку є гіпотеза про існування нетеплового ефекту електромагнітного НВЧ-поля. Вона полягає у тому, що під впливом таких полів всі поляризовані білкові ланцюги макромолекул орієнтуються в напрямку електричних силових полів, що може призвести до розриву водневих та інших макромолекулярних зв'язків.

На основі численних досліджень було встановлено, що бактерії в слабких електролітах гинуть при невеликій енергії при частоті електромагнітного поля порядку 10-30 МГц, а особливо при 60 МГц. Було висунуто припущення, що летальний вплив НВЧ-енергії на мікроорганізми слід віднести до теплового фактору. Встановлено, що обробка при низьких температурах не призводить до інактивації мікроорганізмів.

Відомо, що тривалість обробки залежить від потужності НВЧ-поля. На практиці швидкість НВЧ нагрівання характеризується або теплотою нагрівання, або тривалістю обробки одиниці маси продукту. Так, величини поглинання НВЧ-енергії більшою мірою залежить від частоти електромагнітного поля і діелектричних витрат обробленого продукту. Це пов'язано з тим, що величина тепла при обробці збільшується пропорційно до росту частоти і залежить від температури продукту та частоти генератора. Аналізуючи вище сказане, слід зазначити перспективність застосування надзвичайно високих частот, але значна вартість та складність апаратного оформлення, виникнення температурної неоднорідності у продуктах, необхідність створення рівномірності поля, а також підвищенні вимог до кваліфікації обслуговуючого персоналу обмежують застосування способу електромагнітної надвисокочастотної обробки [94].

Таким чином, можна зробити висновок, що серед існуючих методів очистки стічних вод від органічних забруднень найбільш ефективними є електрохімічні методи.

1.5. Цілі та завдання досліджень

В результаті аналізу літературних даних обґрунтовано необхідність прийняття рішень, спрямованих на зменшення наслідків антропогенного впливу на джерела водопостачання та зниження обсягів скидання неочищених та недостатньо очищених стічних вод у поверхневі водойми.

Проведено аналіз існуючих технологій очищення стічних вод. Серед поширених методів знезараження води на території України пріоритетними є хімічні методи, що ґрунтуються на використанні сполук хлору, пероксиду водню, коагулянтів тощо. Проте вони володіють рядом недоліків, тому не завжди забезпечують необхідну ефективність. Тому останнім часом все більшої актуальності набувають фізичні методи обробки води: УФВ, УЗ, магнітне, електричне поле. Серед нових технологій очищення води найбільш перспективними є комплексні технології (АОР). Використання цих методів дозволяє отримати високу ефективність очищення завдяки синергічному впливу на забруднення.

Найбільш безпечною і високоефективною технологією з безреагентних способів знезараження є фізико-хімічна обробка води. Висока адаптивність до існуючих технологій, висока гнучкість і ефективність, дозволяє застосовувати фізичні технології як в якості основних, так і в якості допоміжних, що дозволяють інтенсифікувати процес очищення стоків і суттєво зменшити техногенне забруднення гідросфери. Таким чином, актуальним є зменшення шкідливого впливу стічних вод дріжджових підприємств на навколишнє середовище та місця їх утворення і розміщення, а також удосконалення процесу їх очищення шляхом підбору параметрів фізико-хімічних способів очищення для

повторного використання в технологічному циклі або скиду в каналізаційні очисні споруди.

Тому основними задачами досліджень є:

- проаналізувати сучасний стан утворення стічних вод дріжджового виробництва, їх шкідливий вплив на навколишнє середовище, а також виявити шляхи удосконалення процесу їх очищення;
- провести експериментальне дослідження з виявлення впливу технологічних параметрів фізико-хімічних способів на склад стічних вод дріжджового виробництва;
- розробити математичні моделі залежностей впливу параметрів електродіалізу, ультразвуку, змінного магнітного поля, низькочастотного електромагнітного поля і надвисокочастотного випромінювання на процес очищення стічних вод;
- дати економічну оцінку ефективності удосконаленого процесу фізико-хімічного очищення стічних вод дріжджового виробництва;
- розробити вихідні дані для створення промислового технологічного процесу очищення стічних вод із використанням фізико-хімічних способів.

Висновки до розділу 1

1. Аналіз наукової літератури дозволив встановити процес утворення, об'єм та склад і властивості стічних вод дріжджового виробництва.
2. Детально розглянуто перелік традиційних методів очищення стічних вод від забруднюючих речовин та мікроорганізмів, що застосовуються сьогодні на більшості харчових підприємств. Встановлено основні переваги та недоліки цих методів очищення. Особливу увагу приділено застосуванню фізико-хімічних технологій очищення стічних вод в Україні та світі, визначено характеристики фізико-хімічних способів, галузь та умови їх застосування, в т.ч. параметри їх використання.
3. До окремої категорії фізико-хімічних способів, яка використовується для очищення та знезараження стоків, відноситься

електродіаліз, ультразвук, магнітне поле, низькочастотне і надвисокочастотне випромінювання.

Встановлено перспективність їх застосування в процесі очищення стічних вод дріжджового виробництва. Незважаючи на вже накопичений значний досвід, щодо використання фізико-хімічних способів, актуальним залишається пошук оптимальних параметрів їх роботи у поєднанні з дешевизною та компактністю. А додаткова можливість зміни їх властивостей шляхом фізичної модифікації робить їх застосування більш універсальним при різних початкових умовах.

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ОПРАЦЮВАННЯ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

2.1. Характеристика об'єктів досліджень

У результаті аналізу літературних джерел, приведеному в розділі 1, з'ясовано, що в основному, для очищення стічних вод, застосовують хімічні та біологічні методи, які не завжди є ефективними внаслідок ряду недоліків. Тому перспективним є застосування фізико-хімічних способів для підвищення ефективності процесу водоочищення.

Об'єктами дослідження в даній роботі були стічні води цеху сепарації хлібопекарських дріжджів та стічна вода загального скиду дріжджового виробництва.

Для дослідження електрохімічного впливу на процес очищення води від хімічних і біологічних забруднень використовували стічні води, на основі яких провели аналіз на наявність хімічних і біологічних забруднень. Готували мікропрепарати на предметних скельцях методом фіксованих зразків за методикою наведеною у [112]. Визначення грам-позитивних і грам-негативних МО здійснювали за методикою фарбування за Грамом наведеною у [112]. Після ідентифікації МО в аналізованій воді доміантним видом були наявні бактерії родів *Bacillus* та гриби роду *Aspergillus*, *Saccharomyces*.

Bacillus — рід паличковидних грам-позитивних бактерій. Види *Bacillus* є або облігатними, або факультативними аеробами, і позитивні за ферментацією каталази В природі, *Bacillus* включають як вільно-живучі, так і патогенні види. За несприятливих умов, клітини виробляють овальні ендоспори, які можуть залишитися бездіяльними протягом тривалого періоду.

Під мікроскопом *Bacillus* виглядають як палички, істотна частина зазвичай має ендоспору на одному кінці, роблячи бактерію опуклою. Колонії бактерій роду *Bacillus* зазвичай великі, різної форми.

Aspergillus — рід цвілевих грибів класу сумчастих є одними з найпоширеніших в природі, оскільки вони володіють стійкістю до дії факторів зовнішнього середовища. *Aspergillus* є аеробами, вони відмінно ростуть на різноманітних субстратах. Часто їх можна побачити на продуктах рослинного походження у вигляді сплющеного пухнастого пофарбованого цвілевого нальоту переважно темно-сірого, блакитного або зеленого кольору. *Aspergillus* є сапрофітами, але серед них є види грибів-паразитів для людей і тварин.

В будові *Aspergillus* розрізняють вегетативне тіло у вигляді гіллястого міцелію, що пронизує субстрат. Конідієносці, що складаються з однієї клітини, рідше з перегородками, відходять від опорних клітин грибниці. На верхній частині конідієносців розташовані у формі ланцюжків одноклітинні конідії. Пліснявий наліт має таке ж забарвлення, як скупчення зрілих конідій на міцелії. Після дозрівання конідії відламуються від грибниці, переносяться на інше місце і при сприятливих умовах проростають, даючи початок новому організму гриба.

Saccharomyces cerevisiae - вид одноклітинних мікроскопічних (5-10 мкм в діаметрі) грибків (дріжджів) з класу сахароміцетів, широко використовуваний у виробництві алкогольної і хлібопекарської продукції, а також в наукових дослідженнях.

Клітини *Saccharomyces cerevisiae* розмножуються вегетативним чином за допомогою брунькування. Спочатку з'являється виріст на материнській клітині, потім відбувається мітотичний поділ ядра, утворення клітинної стінки і відділення клітин один від одного. На материнській клітині залишається шрам від брунькування, що дозволяє визначити її вік. Зазвичай материнська клітина може утворювати 20-30 бруньок.

Клітини дріжджів можуть перебувати в одному з двох стабільних станах (фазах): гаплоїдному (сфероїди) і диплоїдному (еліпсоїди), які вважаються різними поколіннями. Протягом кожної фази пекарські дріжджі розмножуються вегетативно брунькуванням. За тривалістю у пекарських дріжджів переважає диплоїдна фаза. Вона переходить в гаплоїдну фазу шляхом утворення гаплоїдних аскоспор в результаті мейозу. Гаплоїдна фаза переходить в диплоїдну шляхом злиття аскоспор гаплоїдних клітин.

Оптимальними умовами для вирощування є розчин дріжджового екстракту з температурою 30 ° С, що містить пептон і глюкозу.

Saccharomyces cerevisiae - один з найбільш вивчених організмів, на прикладі якого відбувається дослідження клітин еукаріотів, вони легко вирощуються і не є патогенними для людського організму. У порівнянні з кишковою паличкою (*Escherichia coli*), клітина дріжджів містить в кілька разів більше ДНК і має більш складну організацію, ніж бактерії.

Згідно з методикою [113] проводився разовий відбір проб.

2.2. Опис лабораторної установки електродіалізера

Для дослідження впливу електричних сил на хімічні перетворення речовин та знезараження МО у роботі використано лабораторний електродіалізер. Схема лабораторної установки для дослідження процесів очищення стічних вод наведена на рис. 2.1.

Електролітична комірка представляє собою кювету прямокутної форми шириною 60 мм, висотою та довжиною 250 мм, яка виготовлена з оргскла. В середній частині апарату встановлена мембрана (1) з тканини «бельтінг». Робоча поверхня становить 6,25 м². В бокових частинах апарату встановлені нерозчинні електроди. Катод (2) виготовлений з несучільної титанової пластини товщиною 1 мм. Анод (3) виготовлений з суцільної пластини товщиною 1 мм та робочою поверхнею 6,25 м² із нержавіючої

сталі. Відстань між катодом та анодом становить 48 мм. Корисний об'єм апарату складає 0,003 м³.

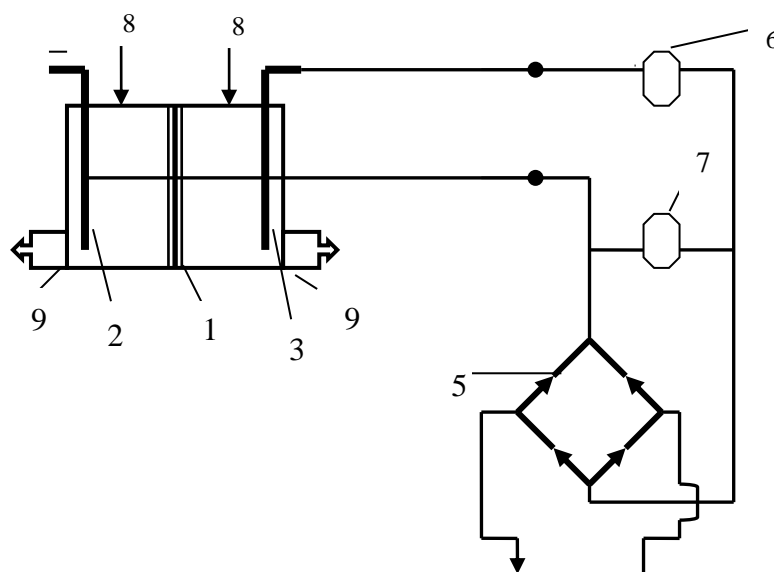


Рис. 2.1. Схема експериментальної установки електродіалізера:

*1- мембрана; 2- анод; 3- катод; 4- випрямляч; 5- ЛАТР-1М;
6- амперметр; 7- вольтметр; 8- стічна вода; 9- вихідні патрубки.*

Живлення електродів постійним струмом здійснювалось від випрямляча (4), змонтованого за мостовою схемою з діодів та підключеного до мережі змінного струму через ЛАТР-1М (5). Силу струму та напругу вимірювали за допомогою амперметра (6) та вольтметра (7) класу точності 0,5. Стічну воду (8) подавали в однаковій кількості до катодної та анодної зони електродіалізера та проводили електродіаліз. По закінченню електрохімічного процесу через вихідні патрубки (9) очищену воду одночасно та в однаковій кількості зливали з катодної і анодної зони установки.

Досліди проводились при $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, тривалість досліду становила до 20 хвилин.

2.3. Опис лабораторної ультразвукової установки

Для дослідження впливу ультразвуку на очистку та знезараження води у роботі використано лабораторний ультразвуковий прилад SONAR.

Технічна характеристика приладу:

- частота ультразвукового опромінення в межах 80 кГц – 860 кГц.
- регулюючий період роботи від 0 до 30 хвилин з кроком 1 хвилина.
- інтенсивність УЗ опромінення встановлюється в межах від 0,1 Вт/см³ до 3 Вт/см³ з кроком 0,1 Вт/см³. Клас точності 0,1.

Досліди проводились при $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, тривалість дослідження становила до 12 хвилин.

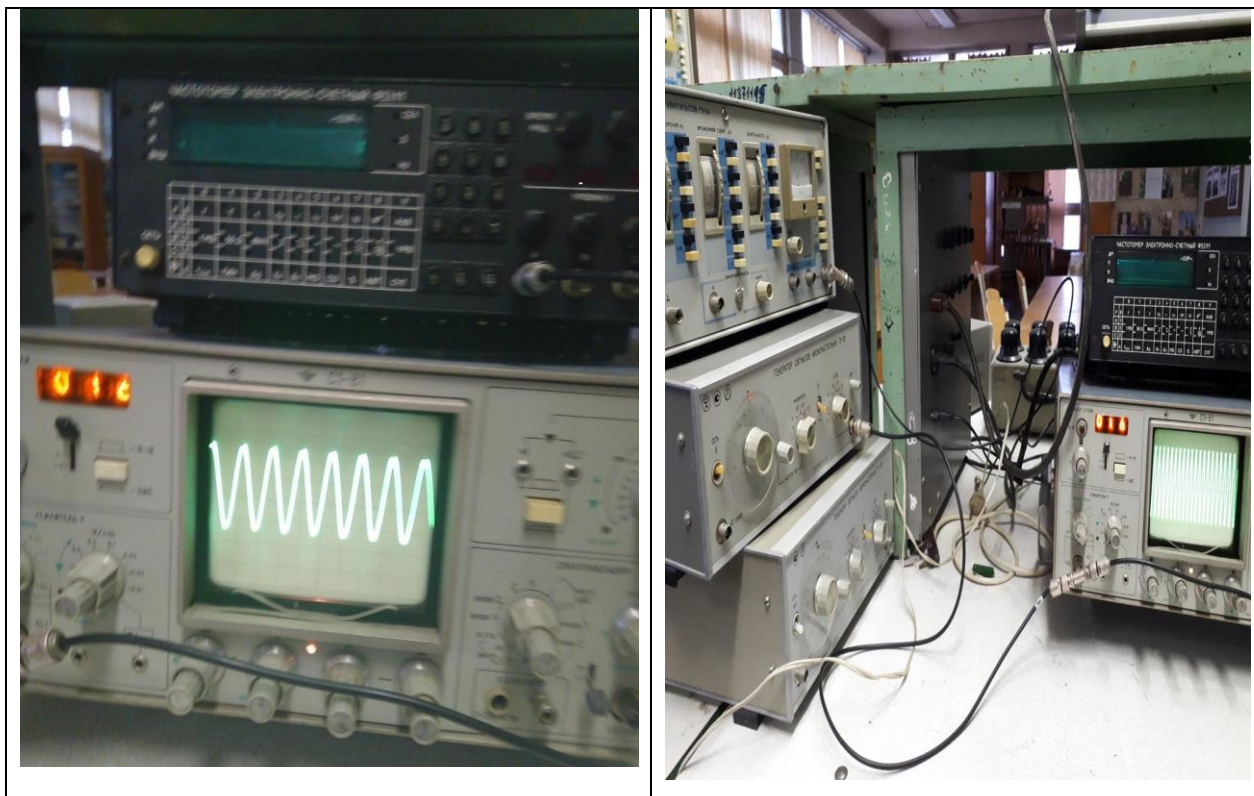


Рис.2.2. Лабораторна ультразвукова установка

2.4. Опис лабораторної електромагнітної установки

Знезараження стічної води змінним магнітним полем проводилось на лабораторній установці, яка складалась з магнітостимулятора МС-92М.

Технічні характеристики: магнітна індукція – 0–30 мТл; кількість каналів – 2; період зміни частоти, що плаває – 20 с; кількість видів ЕМ імпульсів – 16; живлення – 220 В, 50 Гц; споживча потужність – не більше 75 Вт.

Магнітостимулятор МС-92М призначений для дії на об'єкт дослідження постійним і змінним магнітним полем індукцією 5 – 30 мТл. Прилад має два індуктора з діаметром робочої поверхні 36 мм. Клас точності приладу 0,5. На рис. 2.3 приведена функціональна схема магнітостимулятора МС-92М.

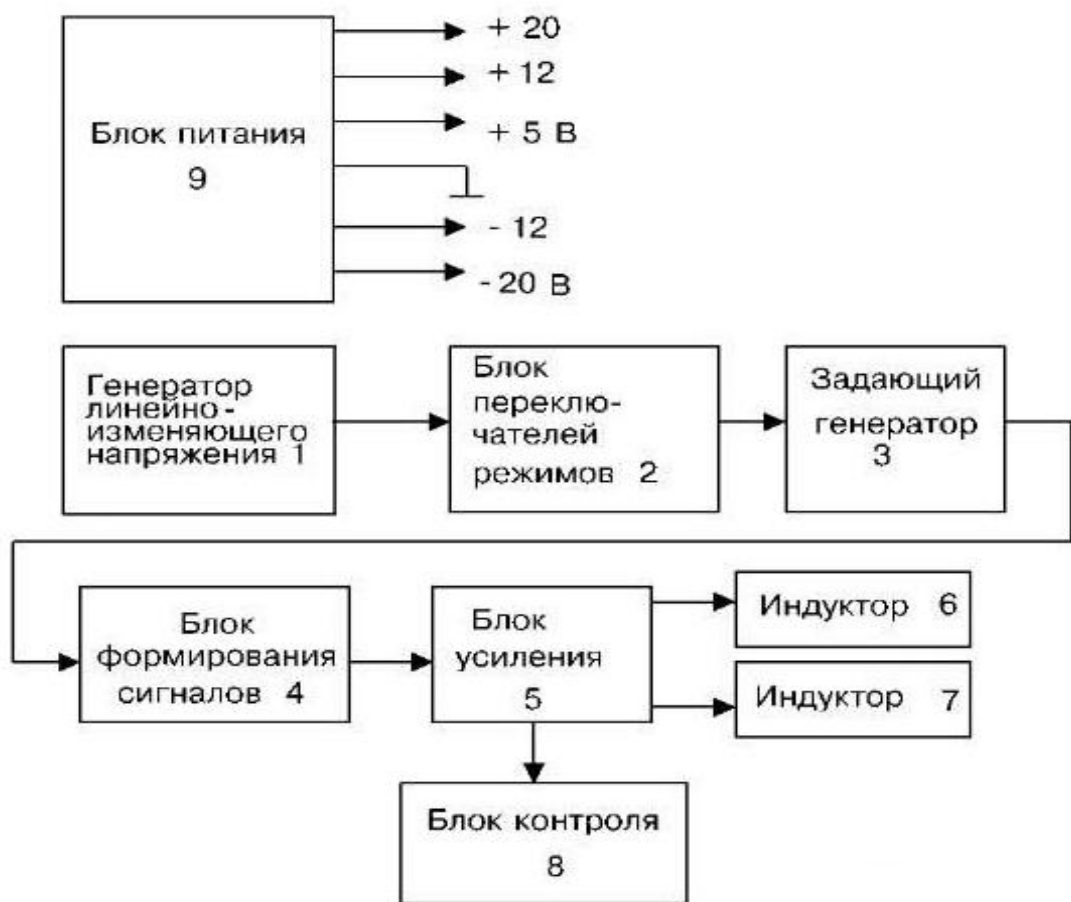


Рис.2.3. Схема магнітостимулятора МС- 92М

Магнітостимулятор складається з генератора лінійно змінної напруги 1, блоку перемикачів режимів 2, генератора 3, блоку формування сигналів (БФС) 4, блоку підсилення 5, індукторів I і II (6 і 7), блоку контролю 8.

Досліди проводились при $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, тривалість досліду становила до 13 хвилин.

2.5. Опис лабораторного низькочастотного установки

Обробка стічної води електромагнітним полем низької частоти проводилась на лабораторній установці НЧ генератора ГЗ - 112. Прилад має два режими роботи: імпульсний і гармонійний. Досліди проводились при $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, тривалість досліду становила до 17 хвилин.

Зображення лабораторної установки наведено на рис. 2.5.



Рис. 2.5. НЧ-генератор

Прилад має два режими роботи : імпульсний і гармонійний. Частота випромінювання змінюється в межах від 20 Гц до 2000 кГц, амплітуда змінюється від 0 до 10 В. Клас точності приладу 0,5.

2.6. Опис лабораторної надвисокочастотної широкопasmової установки

Обробка стічної води надвисокочастотним широкопasmовим шумовим сигналом проводилась на установці «Ораторія – IV», яка складається з блоку живлення та випромінювача – джерела НВЧ-шуму (Рис.2.6).

Технічні характеристики: спектральна щільність шуму – 10^{-18} Вт/Гц; частотний діапазон – 57 - 65 Гц; модуляція – 8 Гц; інтегральна потужність випромінювання – 10^{-10} Вт/см². Клас точності приладу 0,5.

Досліди проводились при $T = 20$ °С, тривалість досліду становила до 30 хвилин.



Рис. 2.6. Лабораторна установка «Ораторія – IV»

2.7. Опис лабораторної надвисокочастотної вузькопasmової установки

Очищення стічної води надвисокочастотним вузькопasmовим випромінюванням проводились на лабораторній установці «ЯВЬ-1» з діапазоном випромінюваних довжин хвиль 5,0 – 7,0 мм, частотою модуляції

90 Гц, щільністю потоку потужності 10 мВт/см². Досліди проводились при T= 20 °С, тривалість досліду становила до 30 хвилин.

Лабораторна установка наведена на рис. 2.6.



Рис.2.7. Лабораторна установка «ЯВЬ-1»

Технічні характеристики: смуга частотної модуляції – ± 50 та ± 100 МГц; щільність потоку потужності – не більше 10 мВт /см²; споживча потужність від мережі – не більше 25 Вт. Клас точності приладу 0,5.

2.8. Методика проведення аналізів і оброблення результатів досліджень

2.8.1. Методика проведення електродіалізу стічної води

Для дослідження відбиралося по 1 дм³ стічної води загального стоку та від 3-х ступенів сепарації хлібопекарських дріжджів. Потім її подавали в однаковій кількості до катодної та анодної зони електродіалізера та проводили електродіаліз протягом 5, 10, 15 та 20 хв. По закінченню електрохімічного процесу очищену воду одночасно та в однаковій кількості зливали з катодної і анодної зони апарату.

Процес електродіалізу проходив наступним чином. При пропусканні постійного струму через електроди на катоді відбувалося виділення бульбашок водню. На аноді переважно проходило розрядження іонів хлору

з виникненням вільного хлору, який при гідролізі дав ряд сильних окислювачів (гіпохлорит натрію, хлорноватисту кислоту, атомарний кисень), які здатні окислювати багато органічних речовин. При низькому вмісті хлоридів (менше 20 мг/дм³) на аноді виникало розрядження гідроксильних іонів з виникненням атомарного кисню, який поступово руйнував його з утворенням СО та СО₂.

2.8.2. Методика проведення ультразвукової обробки

Стічну воду в стерильних умовах розливали по 200 см³ у попередньо стерилізовані скляні пляшки з притертими пробками.

Після ввімкнення приладу встановлювали безперервний режим опромінення (CONT). Потужність опромінення встановлювали в межах від 0,3 до 0,7 Вт/см³ з кроком 0,2 Вт/см³. Тривалість опромінення становила 4, 8, 12 хвилин.

На металеву частину випромінювача встановлювали скляну пляшку зі стічною водою. Між випромінювачем та дном пляшки не повинно бути бульбашок повітря. Після закінчення опромінення знімали досліджувані зразок води з випромінювача. Такі ж дії здійснювали з іншими зразками стічної води. Контрольний зразок не опромінювали.



Рис. 2.8. Робоче місце ультразвукової обробки

2.8.3. Методика електромагнітної обробки

Стічну воду в стерильних умовах розливали по 200 см³ у попередньо стерилізовані скляні пляшки з притертими пробками.

Дослідження проводили при режимі опромінення з частотою 50 Гц, величині магнітної індукції 50 мТл та 75 мТл.

Досліджуваний зразок стічної води встановлювали між нижнім та верхнім індуктором магнітостимулятора. Після закінчення опромінення досліджуваний зразок виймали з індуктора. Тривалість опромінення становила 4, 7, 10 та 13 хв. Контрольний зразок води не опромінювали.

2.8.4. Методика обробки стічної води надвисокочастотним широкопasmовим шумовим сигналом

Стічну воду в стерильних умовах розливали по 200 см³ у попередньо стерилізовані скляні пляшки з притертими пробками.

Опромінення досліджуваних зразків проводили при частотному діапазоні 60 Гц та інтегральній потужності випромінювання 10⁻¹⁰ Вт/см². Досліджуваний зразок встановлювали таким чином, щоб відстань до головки випромінювача була до 15 мм. Після закінчення опромінення знімали зразок води з-під випромінювача. Тривалість опромінення становила до 30 хв. Контрольний зразок не опромінювали.

2.8.5. Методика обробки стічної води надвисокочастотним вузькосmговим випромінюванням

Стічну воду в стерильних умовах розливали по 200 см³ у попередньо стерилізовані скляні пляшки з притертими пробками.

Обробку досліджуваних зразків проводили при частоті модуляції 90 Гц, щільності потоку потужності 10 мВт/см².

Стічну воду розміщували під антеною приладу на відстані до 5 мм. Плавно змінювали перемикач приладу для того, щоб стрілка індикатора потужності з'явилась в червоному секторі екрану прилада. Після закінчення опромінення досліджуваний зразок забирали з-під антени приладу. Тривалість обробки зразків становила до 30 хв. Контрольний зразок не опромінювали.

2.8.6. Методика обробки стічної води низькочастотним електромагнітним полем

Стічну воду в стерильних умовах розливали по 200 см³ у попередньо стерилізовані скляні пляшки з притертими пробками.

Дослідження проводили при імпульсному режимі. Частота випромінювання становила 100 кГц, амплітуда напруги 3В та 5В. Досліджуваний зразок ставили на випромінювач. Після закінчення опромінення знімали зразок з випромінювача. Тривалість обробки зразків становив 5, 9, 13 та 17 хв. Контрольний зразок не опромінювали.



Рис. 2.9. Робоче місце НЧ ЕМП

2.8.7. Методика відбору і зберігання проб

Дослідження виконувались відповідно до ДСТУ ISO 5667 [114]. Термін доставки проб та визначення фізико-хімічних, мікробіологічних показників складу стічних вод не перевищували 24 години.

До початку аналізу проби зберігалися в холодильнику і виймалися тільки перед самим початком роботи. Проби води відбирались безпосередньо в місцях утворення стоків. Відповідно до мети аналізу застосовували разовий відбір проб. При разовому відборі пробу загального скиду стічної води брали один раз з блоку інфікованих стоків. Забір проб стічної води цеху сепарації хлібопекарських дріжджів здійснювали безпосередньо на виході з кожного сепаратора. Для повного аналізу відбирали 2 дм³ кожної проби. Воду відбирали в чисті скляні посудини з притертою пробкою, які були попередньо стерилізовані.

2.8.8. Визначення температури

Температуру стічної води визначали одразу після взяття проби води та безпосередньо в місткості термометром з поділками 0,1 °С, який витримували у воді не менше 5 хвилин. [115].

2.8.9. Визначення показника рН

Дослідження проводились відповідно до [116]. Для визначення водневого показника використовували потенціометр рН-121. Похибка приладу $\pm 0,05$ од. рН.

2.8.10. Визначення завислих речовин і прожареного залишку

Дослідження проводились згідно методик [117, 118]. Суспендовані

(завислі) частинки відокремлювали від розчинених домішок фільтруванням.

2.8.11. Визначення хімічного споживання кисню (ХСК)

Для визначення окислюваності стічних вод, що сильно забруднені важкоокислюваними домішками використовували дихроматний метод [119, 120].

2.8.12. Визначення нітриту з сульфанілою кислотою і α -нафтіламіном

Дослідження виконували відповідно з КНД 211.1.4.023 [121]. Визначенню заважають зважені речовини і каламутність води, тому пробу фільтрували.

2.8.13. Визначення вмісту хлоридів

Дослідження проводились титрометричним методом з застосуванням азотнокислого срібла відповідно до DSTU ISO 9297:2007 [122].

2.8.14. Визначення вмісту сульфат-іонів

Дослідження проводили фотоелектроколориметричним методом відповідно до ГОСТ 31940-2012 [123].

Для видалення зважених і колоїдних речовин стічну воду спочатку фільтрували.

2.8.15. Визначення загальної кількості мікроорганізмів

Санітарно-епідеміологічна оцінка якості води визначали показником

загального мікробного числа (ЗМЧ) – загальною кількістю бактерій в 1 см³ досліджуваної води [125]. ЗМЧ оцінює загальну забрудненість стічних вод МО і побічно характеризує ступінь забрудненості води органічними речовинами – джерелами живлення аеробних сапрофітів.

Підрахунок кількості колоній проводили лише у тих чашках, де виросло від 30 до 300 колоній. За кількістю колоній визначали кількість бактерій, що містяться у стічній воді. Чашку Петрі розміщували на темному тлі дном догори і підраховували усі колонії як на поверхні так і в глибині поживного середовища. Для підвищення точності проведення експериментів паралельно для однієї проби висіви проводили у дві чашки Петрі і для подальших розрахунків використовували середнє значення кількості МО. Похибка вимірювань становила 2 %.

2.8.16. Визначення ступеня знезараження стічної води

Ступінь знезараження – це показник ефективності знезараження води під впливом зовнішніх чинників, виражений у відсотках. Ступінь знезараження розраховували за формулою:

$$\text{Ст.зnezар.} = 100 - \frac{(\text{МЧ} \cdot 100)}{\text{МЧ}_0}, [\%] \quad (2.1)$$

де МЧ₀ – початкове мікробне число, КУО/см³;

МЧ – поточне мікробне число в момент часу τ, КУО/см³.

2.9. Методики оброблення результатів досліджень

Регресивний аналіз отриманих експериментальних залежностей виконували із застосуванням стандартних програм Microsoft Office Excel 2016.

Висновки до розділу 2

1. Наведена характеристика стічної води дріжджового виробництва та фізико-хімічних способів її очищення.
2. Приведено схеми експериментальних установок, які використовували для дослідження очищення стічної води фізико-хімічними способами та розроблено алгоритм послідовності проведення теоретичних і експериментальних досліджень.
3. Наведено та описано експериментальні методи, що були використані при дослідженнях: біхроматний метод з визначення сумарного вмісту органічних компонентів стічних вод за кількістю кисню, що витрачається на окиснення (ХСК), визначення нітриту з сульфанілою кислотою і α -нафтіламіном, титрометричний метод визначення вмісту хлоридів з нітратом срібла, спектрофотометричний метод визначення вмісту сульфат-іонів, визначення кількості МО за показником загального мікробного числа (ЗМЧ).

РОЗДІЛ 3

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕЛЕКТРОХІМІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ СТОКІВ

3.1. Дослідження фізико-хімічного та мікробіологічного складу стічних вод

Основний об'єм стічних вод, який становить близько 70 %, утворюється під час сепарування дріжджів, а решта 30 % - в результаті технологічних процесів. Основним відходом дріжджового виробництва є післядріжджова барда. У післядріжджовій барді органічні речовини представлені головним чином бетаїном, гліцерином, піролідонкарбоною кислотою, і жироподібними речовинами. Азотисті речовини в післядріжджовій барді містяться у вигляді небілкових сполук, а безазотисті екстрактні речовини - неуглеводних сполук. У барді міститься велика кількість (15 – 19 %) зольних елементів, 45 % яких складає калій і 22 % хлор [39].

Характерним для стоків післядріжджового виробництва є їх забарвлення, інтенсивність якого залежить від кількості барди або бражки, що потрапляє в стічні води. Забарвлення стокам додають карамелі і меланоїдини.

За вмістом розчинених органічних речовин стічні води поділяються на:

- води від технологічного устаткування, промивні і фільтрпресні води цеху хлібопекарських дріжджів з БСКп 2500 – 15000 мг/дм³ та ХСК 3000 – 17200 мг/дм³;
- післядріжджова барда з БСКп 18000 – 590000 мг/дм³ та ХСК 10000 – 66900 мг/дм³;
- води від хімводоочистки з БСКп до 150 мг/дм³ та ХСК до 160 мг/дм³;
- конденсати випарної станції з БСКп 100 – 2500 мг/дм³ та ХСК 120 – 2800 мг/дм³.

Всі стічні води дріжджового цеху, конденсати вторинної пари випарної станції, післядріжджова барда характеризуються специфічним запахом і мають кислу реакцію середовища.

У навчальній лабораторії на кафедрі біотехнології Національного авіаційного університету було проведено експериментальну роботу з дослідження фізико-хімічного і мікробіологічного складу стічних вод 1, 2 і 3-го ступенів сепарації хлібопекарських дріжджів та стічної води загального скиду.

Стічні води, що утворюються в процесі сепарації дріжджів, кислі, мають коричневе забарвлення, містять сполуки меляси, продукти метаболізму дріжджів, значну кількість колоїдних сполук. Причому ступінь забарвлення їх різна. Стічна вода від 1-го ступеню сепарації була найбільш забарвлена і мала значний осад в порівнянні зі стічними водами від 2 та 3-го ступеня сепарації. Запах стічної води 1-го ступеня сепарації був схожий на запах квасу, вода 2, 3-го ступеня мала запах процесу бродіння. Температура стічної води становила 15°C. В результаті проведення дослідження було зроблено деякі висновки щодо значного забруднення стічних вод зваженими речовинами, хлоридами, нітритами, мікроорганізмами. Дані висновки були підтверджені лабораторними дослідженнями (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Склад стічних вод 3-х ступенів сепарації дріжджів (P = 0,95; ± δ, %)

Показники	Стічна вода 1-го ступеня	Стічна вода 2-го ступеня	Стічна вода 3-го ступеня
pH (± 0,05)	4,80	4,90	5,20
Хлориди, мг/дм ³ (± 1,0)	2 147	1 093	814
Азот заг., мг/дм ³ (± 1,5)	10,8	8,9	6,2
Завислі речовини, мг/дм ³ (± 1,0)	6 800,0	2 000,0	800,0
Прокалений залишок, мг/дм ³ (± 0,9)	3 600,0	800,0	400,0
Сульфати, мг/дм ³ (± 0,7)	6 089,0	2 798,2	1 481,4
ХСК, мгО ₂ /дм ³ (± 1,0)	31 096,0	15 504,0	8 120,0
ЗМЧ, КУО/см ³ (± 0,2)	12,0·10 ⁷	21,0·10 ⁶	12,0·10 ⁶

З наведених результатів видно, що показник рН у всіх досліджуваних зразках нижче за норму, хлориди перевищують норму на 6,1–2,3 %, завислі речовини – на 22,7–2,7 %, сульфати – на 15,2–3,7 %, ХСК – на 62,2–16,2 %, ЗМЧ – на $12 \cdot 10^5$ – $12 \cdot 10^4$ %. Показник азот загальний лежить в межах норми.

У результаті проведення дослідження було визначено фізико-хімічні та мікробіологічні показники складу загального скиду стічних вод (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Склад загального скиду стічних вод дріжджового виробництва

($P = 0,95$; $\pm \delta$, %)

Показники,	Фактичне значення	Норма для скиду в КОС*
рН ($\pm 0,05$)	4,7	6,5-9,0
Хлориди, мг/дм ³ ($\pm 1,0$)	1 351,3	350,0
Азот заг., мг/дм ³ ($\pm 1,5$)	11,8	50,0
Завислі речовини, мг/дм ³ ($\pm 1,0$)	3 200,0	300,0
Прокалений залишок, мг/дм ³ ($\pm 0,9$)	1 600,0	не визначається
Сульфати, мг/дм ³ ($\pm 0,7$)	3 456,6	400,0
ХСК, мгО ₂ /дм ³ ($\pm 1,0$)	18 240,0	500,0
ЗМЧ, КУО/см ³ ($\pm 0,2$)	$12 \cdot 10^6$	100

*КОС – комплекс очисних споруд

Встановлено, що в стічних водах загального скиду вміст хлоридів перевищує норму в 3,9 рази, сульфатів - в 8,6 разів, ХСК – в 36,5 разів, їй властивий високий рівень забарвлення, низький рівень рН, значною є кількість завислих речовин та мікроорганізмів. Азот загальний знаходиться в межах норми.

Показники досліджуваних стічних вод за більшістю параметрів перевищують норми скиду в КОС, і їх скид можливий тільки за умови очищення до нормативних значень.

3.2. Дослідження дії електродіалізу на процес очищення стічних вод

Перед дріжджовою промисловістю, як і перед іншими підприємствами харчової промисловості, поставлене завдання з розробки раціональних методів підготовки технологічної води й скороченню кількості промислових стоків. Одним з перспективних способів очищення природних вод і промислових стоків є метод електродіалізу.

У літературі є багато повідомлень [126-132] про подібні експериментальні роботи з очистки природних і стічних вод з використанням електричного струму, однак вплив ряду факторів на процес електролітичного очищення вивчено недостатньо. Підготовка води для живильного середовища у відповідності з вимогами технології дріжджового виробництва й очистка ряду специфічних промислових стоків дріжджових заводів (промислові води цехів сепарації хлібопекарських дріжджів) цим методом взагалі не вивчалася.

Традиційні технології очищення води засновані на коагуляції та відстоюванні, а також на окисненні чи іонному обміні виявляються неефективними в умовах сучасних антропогенних навантажень та нових більш жорстких вимог до якості питної та технічної води. Використання мембранних технологій у промисловості відкриває широкі перспективи для можливості створення принципово нових енергозберігаючих, екобезпечних технологічних схем. [133].

Електродіаліз відноситься до групи електромембранних процесів, при яких відокремлюються частинки з від'ємним зарядом від частинок з позитивним зарядом, в результаті їх руху до відповідного електроду. Для управління ось цим рухом використовуються іонообмінні мембрани, через які проходить тільки певний вид іонів, в залежності від їх заряду.

При електродіалізі постійне електричне поле впливає на рух дисоційованих компонентів солей у водному розчині таким чином, що

катіони, що рухаються в напрямку до катода, проходять через катіонітові мембрани і затримуються на аніонітових мембранах, в той час як аніони, що рухаються в напрямку до анода, проходять через аніонітові мембрани і затримуються на катіонітових мембранах. При одночасному використанні катіонітових і аніонітових мембран здійснюється поділ іонів у вхідному розчині і відбувається знесолення.

Метою електродіалізу може бути розділення речовин з однієї тільки частини розчину (ділюату або концентрату), проте в деяких випадках ставляться вимоги до обох розчинів (особливо якщо мова йде про очищення стічних вод), наприклад, коли ділюат повинен відповідати вимогам для скиду в природні водойми, а концентрат повинен максимально відповідати вимогам для подальшої його переробки. [134].

Швидкість перенесення йонів визначається силою струму. Дифузія, осмос і електроосмос знижують ефективність електродіалізу [135].

Електродіалізний апарат розділяють на камери аніоно- (А) та катіонообмінними (К) мембранами, які чергуються. У ділюатних камерах відбувається знесолювання, а в розсольних камерах — концентрування розчину. Розсольні і ділюатна камери утворюють комірку. [136].

Крізь аніонообмінні мембрани мігрують аніони, а крізь катіонообмінні — катіони. Катіони переміщуються в напрямку проходження електричного струму, а аніони — в протилежному напрямку. Всі комірки послідовно живляться постійним електричним струмом і паралельно або послідовно знесолюваною водою Розсіл і ділюат виводять з апарата окремо. На кінцях апарата розміщені електроди. З ними стикаються електродні камери, в яких циркулює знесолювана вода, розсіл або спеціальний розчин електроліту. [137].

Перенесення іонів залежить від якості мембран і концентрації розсолу. Протиіони та однойменні йони внаслідок електроосмосу одночасно переносять певну кількість води. Внаслідок великого градієнта концентрації солей відбувається дифузія електроліту з розсольної камери в

знесолювану. Осмотичне перенесення води відбувається з камер знесолювання з нижчою концентрацією у розсольні камери з вищою концентрацією розчину [126].

У процесі переробки (знесолення — концентрування) стічних вод електродіалізом найбільший ефект досягається за оптимальних густини струму і напруги, За високої густини струму концентрація йонів поблизу мембран у дилуатних камерах може зменшитися до нуля і призвести до концентраційної поляризації. Вона відбувається внаслідок того, що швидкість перенесення йонів у мембрані вища, ніж у розчині. Густину струму, за якої концентрація біля приймаючого боку мембрани знижується до нуля і настає концентраційна поляризація, називають граничною [126].

На процес електродіалізу впливають конструктивні розміри установки: висота каналу (товщина камери), тип мембрани, відстань між анодом та катодом, середня швидкість потоку [126].

Важливою характеристикою процесу електродіалізу є вихід за струмом, який є відношенням числа моль еквівалентів електроліту, що пройшов крізь мембрану, до витраченої кількості електрики у фарадеях. Вихід за струмом дає змогу оцінювати ефективність використання електричної енергії [126].

На практиці концентрація розсолу повинна бути високою, щоб зменшити опір. Межі концентрації розсолу зумовлюються зменшенням йонної селективності мембран з підвищенням концентрації, збільшенням дифузії солі з камер розсолу у камери знесолювання і концентрування деяких йонів, що утворюють осади. Перші два чинники можна збалансувати низьким опором розсолу [126].

Площа мембрани лінійно залежить від густини струму і є головним критерієм під час вибору умов роботи електродіалізних апаратів, оскільки необхідний розмір мембран змінюється обернено пропорційно, за густиною струму визначають витрати спожитої електроенергії і відповідно

експлуатаційні затрати, а розмір мембран визначає продуктивність установки [126].

Густина струму за практичних умов перебуває в межах 8–20 мА/см² і у разі знесолювання розбавлених вод (до 5 г/дм³ розчинених речовин) досягає 80 мА/см² у разі знесолювання концентрованої (наприклад, морської) води. Верхня межа концентрації електроліту обмежена погіршенням роботи йонітових мембран, а нижня — високим омичним опором сильнорозбавлених розчинів. Мінімальна концентрація діалізату та оптимальна густина струму визначаються вартістю процесу електродіалізу. За звичайних умов знесолювання методом електродіалізу економічно доцільне до концентрації - 600 мг/дм³ NaCl, або 0,01 н. Концентрація розсолів, що видаляються, повинна перебувати в межах 0,25-1,5 н [126].

Аналіз літератури показав, що серед багатьох відомих електрохімічних способів обробки стічної води виділяють електроліз у бездіафрагмовому електролізері розчину, що містить хлористий натрій, який додають у стічну воду для окислення бактеріальних забруднень [127]. Недоліком даного способу є те, що для електролізу використовується розчин хлористого натрію концентрацією не менше 150 – 200 мг/дм³, із якого утворюється та корисно використовується близько 10 – 15 % гіпохлориту натрію. Інша кількість солі уводиться у воду у вигляді баластних іонів, підвищуючи тим самим загальну мінералізацію водної фази, що є несприятливим для довкілля та підвищує вартість знезараження.

Відомо спосіб електрохімічної обробки води дезінфектантами шляхом прямого електролізу, який полягає у її протіканні через бездіафрагмовий електролізер з нерозчинними анодами, в якому під дією постійного електричного струму на анодах протікає розряд іонів хлору з виділенням газоподібних хлору та кисню, які розчиняються у воді і окислюють бактеріологічні забруднення [138]. Недоліком даного способу є значна енергоємність процесу окислення. Це пояснюється тим, що під час електрохімічної обробки води на катоді виділяється газоподібний водень,

який є відновником і нейтралізує частину газоподібного хлору та кисню, як окисників бактеріальних забруднень. Крім цього, для такого способу необхідна наявність у воді деякої мінімальної концентрації хлоридів, нижче якої процес електрохімічного знезараження стає неефективним.

Відомо спосіб очищення води, що включає введення в неї коагулянту, який містить гідроксид алюмінію і обробку води в бездіафрагменному електролізері з використанням нерозчинних електродів [128, 131].

Електрообробка води з використанням нерозчинних електродів, в яку як коагулянт вводять гідроксид алюмінію, дозволяє поліпшити його коагулюючі якості, зменшити час обробки і спростити спосіб очищення води. Недоліком відомого способу є його низькі експлуатаційні характеристики, так як при використанні цього способу не відбувається знезараження води і потрібна подальша обробка її дезінфікуючим реагентом.

Відомо спосіб електрохімічної обробки води дезінфектантами шляхом прямого електролізу, який полягає у її протіканні через бездіафрагмовий електролізер з нерозчинними анодами, в якому під дією постійного електричного струму на анодах протікає розряд іонів хлору з виділенням газоподібних хлору та кисню, які розчиняються у воді і окислюють бактеріологічні забруднення [139]. Недоліком даного способу є значна енергоємність процесу окислення. Це пояснюється тим, що під час електрохімічної обробки води на катоді виділяється газоподібний водень, який є відновником і нейтралізує частину газоподібного хлору та кисню, як окисників бактеріальних забруднень. Крім цього, для такого способу необхідна наявність у воді деякої мінімальної концентрації хлоридів, нижче якої процес електрохімічного знезараження стає неефективним.

Під час знесолення чорноморської води на установці ЕДУ-300 без спеціального подавання розчину в розсольні камери густина струму змінювалась у межах 50–250 А/м² і споживана напруга – у межах 5,6–17,2 В. У цьому разі концентрація розсолу становила 70,6–119,9 г/дм³. Вихід за

струмом змінювався в межах 91,3–68,9 %, а витрати електроенергії – від 9,2 до 22,8 кВт год/м³ або від 0,43 до 1,44 кВт·год на 1 кг перенесеної солі. [126].

В основу роботи поставлена задача створення вдосконаленого способу очищення і знезараження стічної води, який би забезпечував підвищення його ефективності і експлуатаційних характеристик, який включає обробку води в анодній та катодній камері діафрагменного електродіалізера, анодна та катодна камери працюють у непроточному режимі. При цьому в діафрагменному електродіалізері як діафрагму використано тканину бельтинг. В якості матеріалу аноду використовували нержавіючу сталь, катоду – титан. Міжелектродна відстань становила 48 мм. На катод і анод подавали постійний електричний струм і проводили процес електродіалізу.

Даний спосіб здійснюється таким чином. Вода подається в анодну камеру діафрагмового електродіалізера, відділену від катодної камери тканинною діафрагмою. Одночасно вода заповнює катодну камеру. Під дією постійного електричного струму на нерозчинному аноді протікає розряд іонів хлору та молекул води з виділенням газоподібних хлору та кисню, які, розчиняючись у воді, окислюють бактеріальні забруднення. Внаслідок виділення кисню в аноліті утворюються водневі іони. Оброблена вода відводиться з анодної камери. Під час знаходження води у катодній камері на катоді протікає розряд молекул води з утворенням газоподібного водню та гідроксильних іонів, які накопичуються у католіті.

Очищення води за допомогою електродіалізу полягає в тому, що в камерах створюється електричне поле, в якому заряджені іони солей рухаються в протилежних напрямках. [140].

Недоліком електродіалізу є неможливість очищення незаряджених речовин. Однак для цілей водоочищення в дріжджовий промисловості ця проблема має менше значення, оскільки надходить вода зазвичай містить мінімальну кількість таких речовин, і головною проблемою є наявність

мікроорганізмів, органічних кислот і різних солей. Це означає, що для цілей водоочищення в дріжджовій промисловості електродіаліз цілком можна застосувати.

Використання електродіалізу приваблює тим, що вимагає мінімального обладнання. Крім цього, запропонований спосіб має ряд технологічних переваг перед відомими способами електрохімічного знезараження води, оскільки відпадає потреба в транспортуванні і зберіганні небезпечних реагентів для окислення забруднень та регулювання рН обробленої води, а також спрощується обслуговування обладнання та регулювання процесу електрохімічної обробки води, яке полягає тільки в зміні сили струму для отримання необхідного ефекту знезараження [141].

Процес очищення стічних вод проводили в електродіалізаторі, найпростіша конструкція якого складається із двох камер, відділених одна від одної мембраною (рис. 3.1). Досліджувану стічну воду заливали в анодну і катодну зони, розділені мембраною. Мембрана виготовлена з тканини «бельтинг». В якості матеріалу аноду використовували нержавіючу сталь, катоду – титан. Міжелектродна відстань становила 48 мм. На катод і анод подавали постійний електричний струм і проводили процес електродіалізу. Напруга на електроди подавалося від джерела живлення і регулювалося за напругою. У початковий момент часу в електродних резервуарах перебувала стічна вода. Тривалість дії електродіалізу до 20 хвилин. Після закінчення процесу стічну воду з катодної і анодної зони зливали одночасно через штуцера.

У дослідженні використовується тканина бельтинг як модель гетерогенної мембрани. Як відомо, мембрани з бельтинга легко проникні для різних іонів і широко застосовуються в біохімії, є міцними та не дороговартісними.

Матеріал електродів при електродіалізі води має вирішальне значення, так як від нього залежить економічність і надійність установки. Найбільш високі показники в діапазоні концентрацій хлоридів (50–500 мг/дм³)

досягаються при використанні титанового катоду та з нержавіючої сталі аноду [142].

На процес електродіалізу впливають такі показники, як сила струму, напруга, температура середовища. Міжелектродна відстань визначається взаємозалежності від складу та швидкості руху електроліту.

Параметри проведення електрохімічного очищення показані в табл. 3.3.

Таблиця 3.3

Параметри проведення електрохімічного очищення

Показники	Стічна вода 1-го ступеня		Стічна вода 2-го ступеня		Стічна вода 3-го ступеня	
	Початковий момент	Кінцевий момент	Початковий момент	Кінцевий момент	Початковий момент	Кінцевий момент
Сила струму, А	0,4	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2
Напруга, В	19	20	18	19	15	16
Температура, °С	20	20	19	19	19	19

В експерименті змінювалась напруга на електродах, середня похибка визначення становить 0,1 мг-екв/л.

Концентрація водневих іонів на процес електродіалізу істотно не впливає. Вихід хлору за струмом зберігається на тому самому рівні в інтервалі рН від 5 до 10.

При електродіалізі температура вхідної в електролізері та вихідної з нього води ненабагато відрізняється.

Швидкість руху води при незмінних режимних параметрах роботи електролізера (напруга, міжелектродна відстань, концентрація NaCl, сила та густина струму) змінюється в залежності від швидкості руху електроліту.

Отримані результати дослідження складу стічних вод 3-х ступенів сепарації хлібопекарських дріжджів після дії електродіалізу показані в табл. 3.4.

**Результати фізико-хімічних досліджень стічних вод 3-х ступенів
сепарації після дії електродіалізу (P = 0,95)**

Показники		Час обробки стічної води, хв.			
		5	10	15	20
Стічна вода 1-го ступеню сепарації					
рН, ($\pm 0,05$)	Анод	4,7	4,66	4,6	4,57
	Катод	5,0	5,25	5,45	5,7
Хлориди, мг/дм ³ , ($\pm 1,0\%$)	Анод	2522	2897	3272	3650
	Катод	3810	5473	7136	8800
Азот заг., мг/дм ³ ($\pm 1,5\%$)	Анод	10,5	10,25	9,98	9,7
	Катод	9,4	8	6,6	5,2
Завислі речовини, мг/дм ³ ($\pm 1,0\%$)	Анод	5780	4760	3740	2720
	Катод	5610	4420	3230	2040
Прокалений залишок, мг/дм ³ ($\pm 0,9\%$)	Анод	3150	2700	2250	1800
	Катод	2925	2250	1575	900
Сульфати, мг/дм ³ ($\pm 0,7\%$)	Анод	5099	4109	3119	2131
	Катод	5541	4993	4445	3896
ХСК, мгО ₂ /дм ³ $\delta = \pm 1,0\%$	Анод	26976	22856	18736	14615
	Катод	27520	23944	20368	16791
Стічна вода 2-го ступеня сепарації					
рН, ($\pm 0,05$)	Анод	4,8	4,75	4,7	4,62
	Катод	5,2	5,5	5,9	6,29
Хлориди, мг/дм ³ ($\pm 1,0\%$)	Анод	3878	6663	9448	12233
	Катод	2105	3117	4129	5141
Азот заг., мг/дм ³ ($\pm 1,5\%$)	Анод	8,5	8,1	7,8	7,4
	Катод	7,65	6,4	5,2	3,9
Завислі речовини, мг/дм ³ ($\pm 1,0\%$)	Анод	1700	1400	1100	800
	Катод	1650	1300	950	600
Прокалений залишок, мг/дм ³ ($\pm 0,9\%$)	Анод	700	600	500	400
	Катод	650	500	350	200

Сульфати, мг/дм ³ (±0,7%)	Анод	2345	1892	1439	987
	Катод	2551	2304	2057	1810
ХСК, мгО ₂ /дм ³ (±1,0%)	Анод	13466	11428	9390	7352
	Катод	13741	11978	10215	8451
Стічна вода 3-го ступеня сепарації					
рН, (±0,05)	Анод	5,0	4,9	4,7	4,65
	Катод	5,5	6,0	7,0	7,7
Хлориди, мг/дм ³ (±1,0%)	Анод	3357	5902	8447	10992
	Катод	1496	2179	2862	3546
Азот заг., мг/дм ³ (±1,5%)	Анод	5,9	5,6	5,2	4,9
	Катод	5,3	4,4	3,5	2,6
Завислі речовини, мг/дм ³ (±1,0%)	Анод	650	500	350	200
	Катод	630	520	300	200
Прокалений залишок, мг/дм ³ (±0,9%)	Анод	300	200	100	0
	Катод	330	180	120	0
Сульфати, мг/дм ³ (±0,7%)	Анод	1275	1069	863	658
	Катод	1276	1071	866	660
ХСК, мгО ₂ /дм ³ (±1,0%)	Анод	6360	4600	2840	1080
	Катод	6404	4688	2972	1254

Визначено тривалість дії електродіалізу на процес очищення та знезараження стічних вод, при якій досягаються найкращі результати – 20 хв.

Для стічної води 1-го ступеню сепарації дріжджів такі показники як азот, завислі речовини, прокалений залишок, сульфати та ХСК є нижчими за початкові значення на 10, 60, 50, 65 та 53 % відповідно для анодної зони, і на 52, 70, 75, 36 та 46 % відповідно для катодної зони.

Для стічної води 2-го ступеню сепарації дріжджів такі показники як азот, завислі речовини, прокалений залишок, сульфати та ХСК є нижчими за початкові значення на 17, 62, 55, 63 та 53 % відповідно для анодної зони, і на 56, 75, 79, 37 та 50 % відповідно для катодної зони.

Для стічної води 3-го ступеню сепарації дріжджів такі показники як азот, завислі речовини, прокалений залишок, сульфати та ХСК є нижчими за

початкові значення на 21, 75, 100, 56 та 87 % відповідно для анодної зони, і на 58, 75, 100, 55 та 85 % відповідно для катодної зони.

Результати дослідження складу стічних вод загального скиду після дії електродіалізу показані в табл. 3.5.

Таблиця 3.5

Фізико-хімічний склад стічних вод загального скиду після дії електродіалізу (P = 0,95)

Показники		Час обробки, хв.			
		5	10	15	20
рН (±0,05)	Анод	4,65	4,6	4,55	4,5
	Катод	4,8	4,95	5,1	5,2
Хлориди, мг/дм ³ (±1,0%)	Анод	2786	4221	5656	7092
	Катод	1457	1563	1669	1773
Азот заг., мг/дм ³ (±1,5%)	Анод	9,2	6,5	3,9	1,3
	Катод	9,3	6,7	4,2	1,6
Завислі речовини, мг/дм ³ (±1,0%)	Анод	2700	2200	1700	1200
	Катод	2750	2300	1850	1400
Прокалені й залишок, мг/дм ³ (±0,9%)	Анод	1402	1204	1006	810
	Катод	1296	992	688	385
Сульфати, мг/дм ³ (±0,7%)	Анод	3127	2798	2469	2139
	Катод	3086	2716	2346	1975
ХСК, мгО ₂ /дм ³ (±1,0%)	Анод	15966	13692	11418	9145
	Катод	16094	13948	11802	9654

Для стічних вод загального скиду завислі речовини, сульфати та ХСК нижче аналогічних показників контрольних зразків для анодної зони на 89, 63, 38 та 50 % відповідно, а для катодної зони на 86, 56, 43 та 47 % відповідно.

В анодній камері одержуємо антимікробний розчин нового типу – електрохімічно активований аноліт. Під час обробки води в

електроактиваторах (електричним струмом) всі молекулярні структури розпадаються на іони. Вода насичується високоактивними речовинами – окисниками і відновниками. Під дією електричного струму, а також високоактивних окисників і відновників, відбувається деструкція мікроорганізмів всіх видів і форм. В результаті відбувається загибель та розклад бактерій, спор, грибків, мікроорганізмів на прості речовини (а саме на воду, вуглекислий газ).

3.3. Дослідження впливу електродіалізу на процес знезараження стічних вод

Знезараження води електричним током – це нова область, яка зародилась в кінці минулого сторіччя. В анодній камері одержуємо антимікробний розчин нового типу – електрохімічно активований аноліт. Під час обробки води в електроактиваторах (електричним струмом) всі молекулярні структури розпадаються на іони. Вода насичується високоактивними речовинами – окисниками і відновниками. Під дією електричного струму, а також високоактивних окисників і відновників, відбувається деструкція мікроорганізмів всіх видів і форм. В результаті відбувається загибель та розклад бактерій, спор, грибків, мікроорганізмів на прості речовини (а саме на воду, вуглекислий газ).

Знезараження води досягається за рахунок слідуєчих фізико-хімічних процесів:

- По-перше, за рахунок сильної знезаражувальної дії постійного електричного струму.
- По-друге, за рахунок хімічної дії на бактерії, віруси, зоо- та фітопланктон і т.п. сильних окисників, таких як перекис водню, озон, атомарний кисень та ін. Підвищення ступеня знезаражування досягається при введенні в воду хлоридів металів (KCl, NaCl) [142].

Процес знезараження стічних вод при електродіалізі зааляжить від вмісту іонів Cl^- та SO_4^{2-} . При збільшені концентрації хлоридів в оброблюваній воді від 20 до 300 мг/дм³ вихід хлору за струмом зростає з 5 до 25 %. Наявність сульфатів знижує вихід хлору за струмом в 4-5 разів. Це пояснюється тим, що іони SO_4^{2-} збільшуючи загальну електропровідність розчину, не приймають участі в утворенні активного хлору [92].

Необхідна доза активного хлору підтримується шляхом регулювання кількості реагенту, що подається. При електродіалізі оброблюваної води доза хлору може регулюватися тільки електричним шляхом, тобто зміною кількості електрики, що витрачається на 1м³ оброблюваної води. Вихід хлору за струмом залишається при цьому практично постійним. Міняється тільки загальна кількість виробленого хлорреагенту. Кількість хлору у воді збільшується прямо пропорційно витраченій енергії (рис. 3.2).

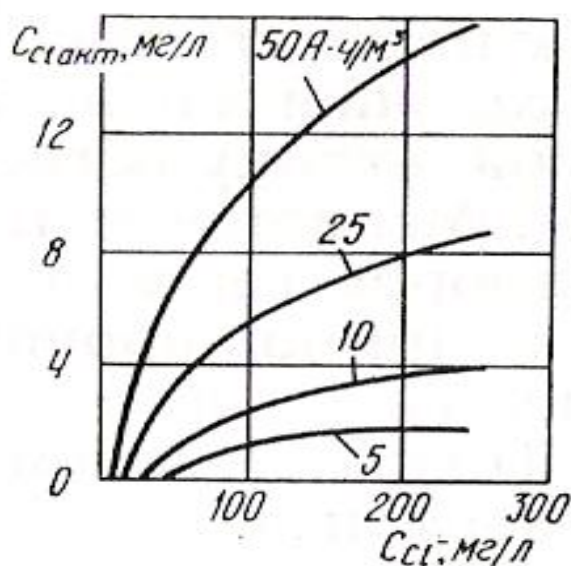


Рис. 3.2. Вплив кількості енергії на продуктивність установки за активним хлором

При концентрації хлоридів 20-50 мг/дм³ економічно доцільно застосування методу прямого електродіалізу на станціях продуктивністю до 800-1000 м³/добу. При більш високому вмісті хлоридів у воді знезараження електродіалізом може використовуватися на водопровідних станціях продуктивністю до 3,5-5,0 тис.м³/добу. Знезараження стічних вод

електродіалізом варто здійснювати на спорудженнях продуктивністю до 500-1000 м³/добу.

Мікробіологічний склад стічних вод після дії електродіалізу показаний в табл. 3.6.

Таблиця 3.6

Результати мікробіологічних досліджень стічних вод до і після знезараження електродіалізом (P = 0,95)

Показник		Час знезараження, хв											
		Стічна вода 1-го ступеню сепарації				Стічна вода 2-го ступеню сепарації				Стічна вода 3-го ступеню сепарації			
		5	10	15	20	5	10	15	20	5	10	15	20
ЗМЧ _{поч.} , КУО/см ³		12,0·10 ⁷ ± 0,2				21·10 ⁶ ± 0,2				12·10 ⁶ ± 0,2			
ЗМЧ _{кінц.} , КУО·10 ⁶ /см ³	Анод	4,20	2,20	1,08	0,36	0,32	1,15	0,52	0,62	0,60	0,60	0,54	0,17
	Катод	26	4,80	1,86	1,15	1,71	3,63	0,20	0,68	1,3	1,2	0,93	0,32

З даних таблиці видно, що загальна кількість мікроорганізмів після обробки стічної води електродіалізом значно зменшилась в порівнянні з початковими величинами. Найкраще процес знезараження стічної води 3-го ступеня сепарації дріжджів спостерігається в анодній зоні, про що свідчить ступінь знезараження 97,3–98,57 %. В стічних водах 1-го та 2-го ступеня сепарації зменшення ЗМЧ теж відбувається в анодній зоні на 99,04–99,69 % та 96,76–97,05 % відповідно.

Результати дослідження мікробіологічного складу стічних вод загального скиду після дії електродіалізу показані в табл. 3.7.

Таблиця 3.7

Мікробіологічний склад стічних вод загального скиду після дії електродіалізу

Показники		Час знезараження, хв			
		5	10	15	20
ЗМЧ _{поч.} , КУО/см ³		12,0·10 ⁶			
ЗМЧ _{кін.} , КУО/см ³	Анод	6,1·10 ⁵	5,9·10 ⁵	5,0·10 ⁵	82,0·10 ⁴
	Катод	1,4·10 ⁶	1,3·10 ⁶	8,9·10 ⁵	88,0·10 ⁴

Встановлено, що найкраще процес знезараження стічних вод пройшов в анодній зоні при тривалості дії 20 хв. Ступінь знезараження становить 92,6 – 93,16 %.

Установлено закономірність впливу електродіалізу на ефективність процесу очищення стічних вод 1-го ступеню сепарації, яка описується поліноміальною кривою 2-го степеня (рис. 3.3):

- для катодної зони: $Y = 14,631x^2 - x + 113,97x + 211,73$, $R^2 = 0,9499$;

- для анодної зони: $Y = 16,503x^2 - 123,26x + 213,81$, $R^2 = 0,8685$.

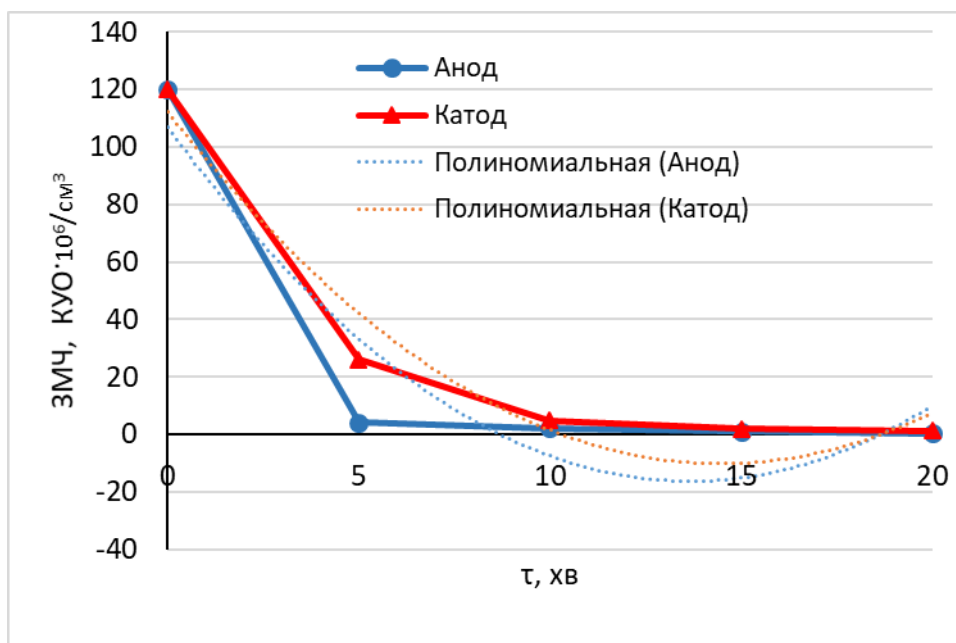


Рис. 3.3. Залежність впливу тривалості обробки (τ) електродіалізу на ЗМЧ стічних вод 1-го ступеню сепарації дріжджів

Зі збільшенням часу дії електродіалізу, як і очікувалося, знижувалося ЗМЧ стічних вод. При цьому значне зниження кількості мікроорганізмів у стічній воді відбувалося впродовж перших 5 хвилин і далі з часом продовжувало зменшуватись. В діапазоні часу від 5 до 20 хв зниження ЗМЧ було практично лінійним.

Установлено закономірність впливу електродіалізу на ефективність процесу очищення стічних вод 2-го ступеню сепарації, яка описується поліноміальною кривою 2-го степеня (рис. 3.4):

- для катодної зони: $Y = 2,4421x^2 - 18,868x + 35,184$, $R^2 = 0,844$;

- для анодної зони: $Y = 2,8643x^2 - 21,242x + 36,94$, $R^2 = 0,8425$.

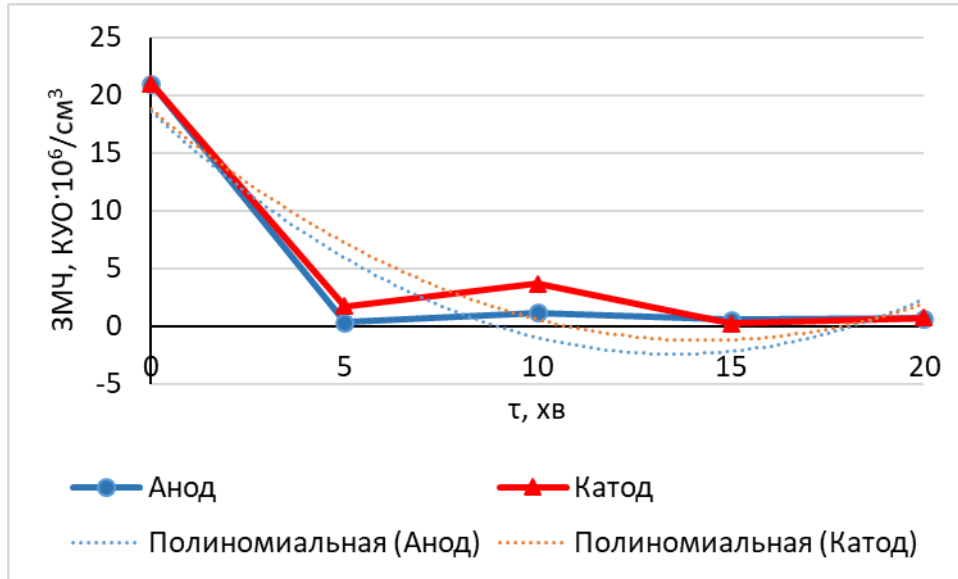


Рис. 3.4. Залежність впливу тривалості обробки (τ) електродіалізу на ЗМЧ стічних вод 2-го ступеню сепарації дріжджів

Ефективність процесу очищення стічних вод зростає при тривалості обробки 15 - 20 хв. Для стічної води 2-го ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів показник ЗМЧ є нижчим за початкові значення на 97,05 % відповідно для анодної зони, і на 96,76 % відповідно для катодної зони.

Установлено закономірність впливу електродіалізу на ефективність процесу очищення стічних вод 3-го ступеню сепарації, яка описується поліноміальною кривою 2 степеня (рис. 3.5):

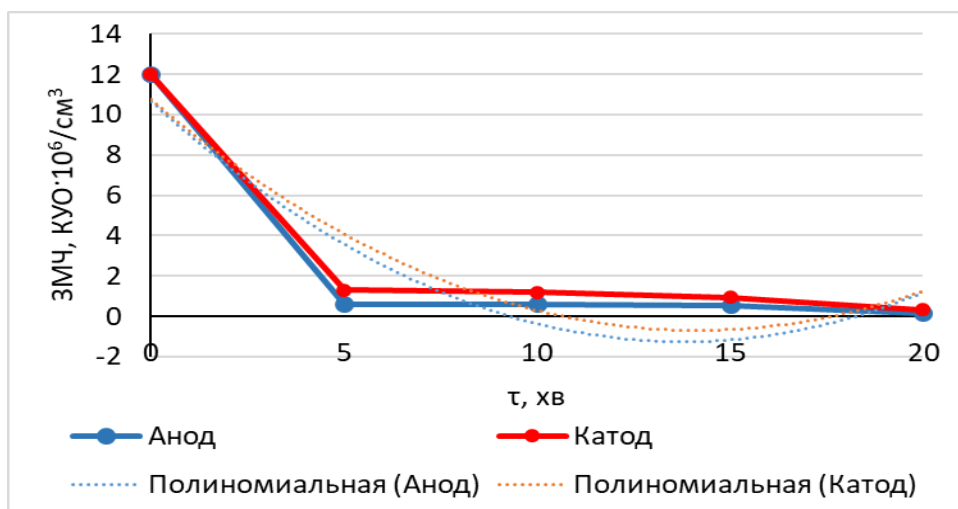


Рис. 3.5. Залежність впливу тривалості обробки (τ) електродіалізу на ЗМЧ стічних вод 3-го ступеню сепарації дріжджів

- для катодної зони: $Y = 0,0572x^2 - 1,618x + 10,775$, $R^2 = 0,8622$;

- для анодної зони: $Y = 0,0629x^2 - 1,7316x + 10,669$, $R^2 = 0,8542$.

Показник ЗМЧ має найменше значення при тривалості дії 20 хв. Для стічної води 3-го ступеню сепарації дріжджів показник ЗМЧ є нижчим за початкові значення на 98,57 % відповідно для анодної зони, і на 97,30 % відповідно для катодної зони.

Установлено закономірність впливу електродіалізу на ефективність процесу очищення стічних вод загального скиду, яка описується поліноміальною кривою 2 степеня:

- для катодної зони: $Y = 1,4907x^2 - 11,219x + 20,554$, $R^2 = 0,8726$;

- для анодної зони: $Y = 1,6679x^2 - 12,254x + 21,32$, $R^2 = 0,8643$.

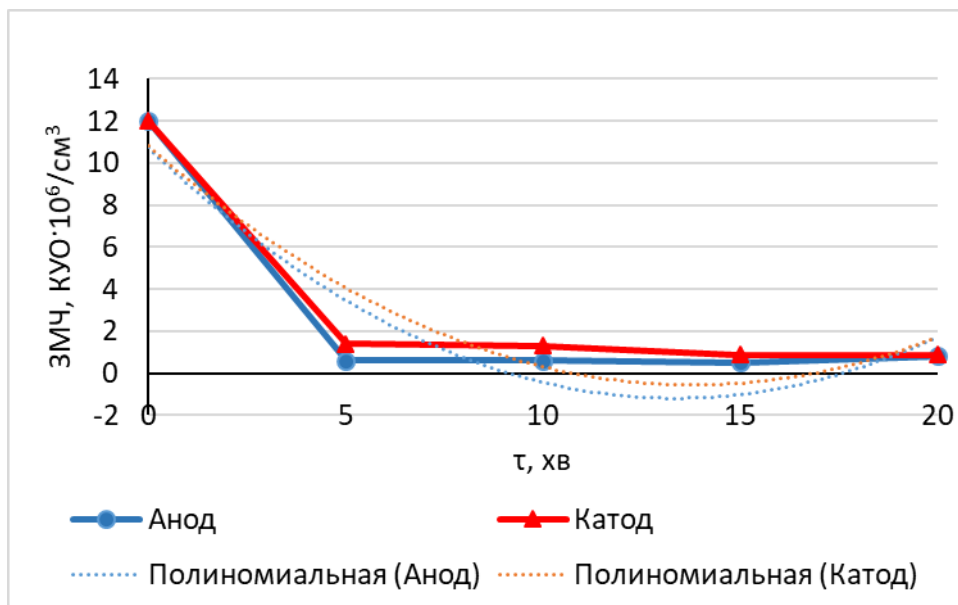


Рис. 3.6. Залежність впливу тривалості обробки (τ) електродіалізу на ЗМЧ стічних вод загального скиду

При тривалості обробки 15 – 20 хв досягається найменший показник ЗМЧ. Для стічної води загального скиду показник ЗМЧ є нижчими за початкові значення на 93,16 % відповідно для анодної зони, і на 92,60 % відповідно для катодної зони.

Найбільший ступінь знезараження стічної води спостерігається в анодній зоні в зв'язку з накопиченням в процесі електродіалізу в прианодній

зоні хлорид іонів та атомарного кисню, які сприяють окисленню органічних речовин та збільшують знезаражуючу дію на мікроорганізми.

Зі збільшенням часу дії електродіалізу, як і очікувалося, знижувалося ЗМЧ всіх досліджуваних стічних вод. При цьому зниження було досить великим: при тривалості впливу 20 хв ЗМЧ знижувалося на 92 - 99 %. При цьому зниження було практично лінійним від тривалості дії в розглянутому діапазоні. Така залежність дозволяє говорити, що межа зниження вмісту мікроорганізмів ще не вичерпана, і можливо ще більше зменшення кількості мікроорганізмів, яке можна забезпечити більш тривалим впливом електричного поля. [143].

Ефект знезараження при електродіалізі води залежить від витраченої кількості електрики, часу перебування води в установці.

При збільшенні кількості електрики, що приходиться на 1 дм³ оброблюваної води, ступінь очищення води зростає. Однак у всіх випадках при будь-якому мінімальному зараженні необхідний ефект знезараження спостерігається тільки при визначеній величині залишкового хлору. Зі збільшенням забруднення води концентрація хлору, необхідна для її повної дезінфекції, зростає. Якщо ця умова не виконується, то незалежно від прикладеної кількості електрики повна дезінфекція води не досягається [92].

Стан водного середовища (температура, рН, мутність і кольоровість) в значній мірі впливає на ефективність процесу знезараження в електродіалізері.

Зі збільшенням концентрації хлору у воді, підвищенням її температури швидкість процесу знезараження зростає. Неприятливий вплив низьких температур можна нівелювати збільшенням дози хлору і подовженням часу його контакту з оброблюваною водою.

Бактерицидна дія хлору підсилюється при зниженні рН середовища. Зі зменшенням рН зменшується ступінь дисоціації хлорноватистої кислоти, що утворюється при гідролізі хлору у воді, і, отже, у воді залишається

велика концентрація більш активної речовини (НОСІ) і відповідно зменшується концентрація менш активного гіпохлоритного іону ОСІ.

Гіпохлорити, хлорноватиста кислота і молекулярний хлор легко взаємодіють з присутнім у воді аміаком, амонійними чи органічними солями, що містять аміногрупи, утворюючи при цьому моно- і дихлораміни, трьох хлористий азот. При гідролізі отриманих з'єднань виділяється активний хлор, тому вони також мають бактерицидну дію.

3.4. Принципова технологічна схема очищення післядріжджових стічних вод з використанням електродіалізу

Дослідження стічних вод 1, 2, 3-ї ступенів сепарації хлібопекарських дріжджів та аналіз існуючої схеми утилізації та очищення стічних вод дріжджового виробництва дає можливість зробити певні рекомендації щодо принципової схеми очищення післядріжджових стічних вод.

Рекомендована схема утилізації та очищення стічних вод дріжджового виробництва представлена на рис. 3.7.

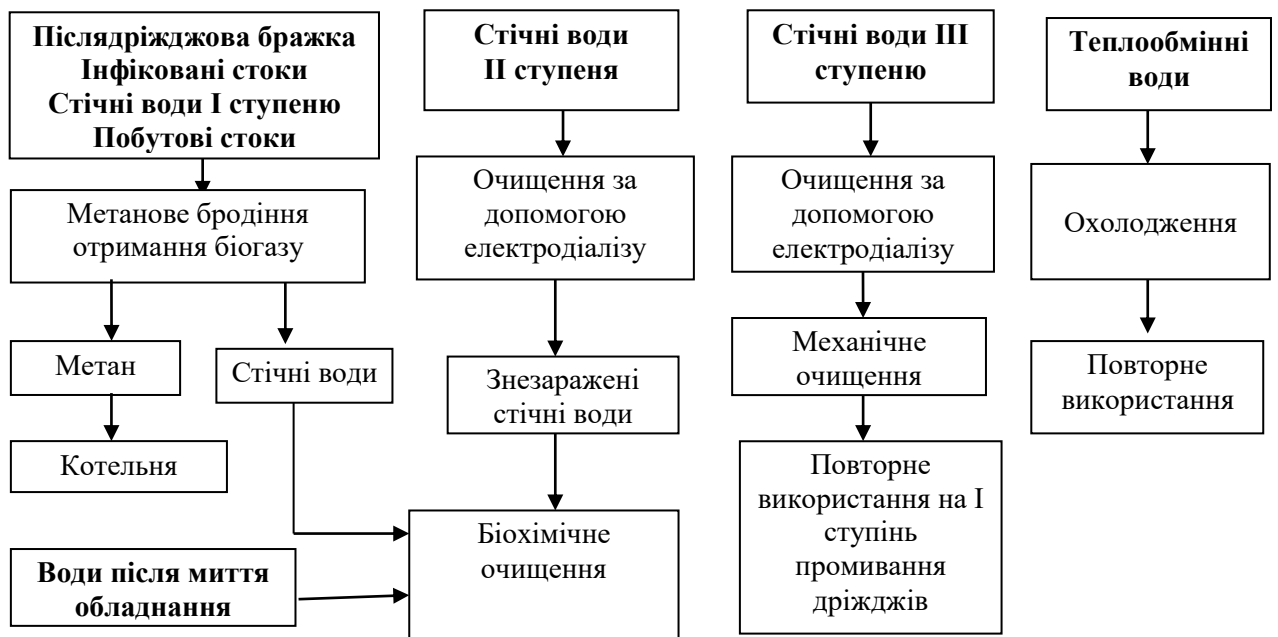


Рис. 3.7. Рекомендована принципова технологічна схема очищення та повторного використання стічних вод дріжджового виробництва

За рекомендованою схемою процес утилізації та очищення стічних вод полягає у проведенні розділення концентрованих стічних вод на окремі потоки. Післядріжджова бражка, інфіковані стоки та промивні води I ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів, що мають показник ХСК = 10000 – 60000 мгО₂/дм³ відводяться одним потоком, розбавляються побутовими стоками та направляються на метанове бродіння для отримання біогазу. Отриманий в результаті метанового бродіння біогаз направляється у котельню, а стічні води подаються на очисні споруди для біохімічного очищення.

Другим потоком відводяться стічні води II ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів. Стічна вода подається на електродіалізну установку для здійснення процесу знезараження, і далі за схемою вона направляється на біохімічне доочищення.

Промивні стічні води після III ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів подаються третім потоком на електродіалізне очищення. Результати аналізу фізико-хімічних та мікробіологічних показників очищених таким чином стічних вод III ступеня сепарації та їх порівняння з вимогами до артезіанської води, що використовується в процесі промивання дріжджів показали, що очищені електродіалізом стічні води можна повторно використовувати для промивання дріжджів на I ступені сепарації.

Останнім потоком відводимо теплообмінні води на охолодження та повторне використання.

Запропонована технологічна схема очищення та повторного використання стічних вод дріжджового виробництва є економічно ефективною та доцільною. Відомо, за даними регламенту виробництва хлібопекарських дріжджів, що:

1. Продуктивність хлібопекарських дріжджів становить 8000 т/рік.
2. За нормами витрат на 1 т дріжджів утворюється 246 м³ стоків, тоді за розрахунками продовж року отримуємо 1968000 м³ концентрованих стічних вод.

3. З отриманих даних, 1377600 м³/рік утворюється безпосередньо під час сепарації дріжджів. На I ступені сепарації отримуємо 590400 м³/рік стоків, відповідно на II ступені сепарації та III ступені сепарації – по 393600 м³/рік.

4. Встановлений тариф плати за скид стічних вод 0,35 дол/м³ (10,78 грн/м³).

5. За рекомендованою схемою стічні води III ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів використовуються повторно, тому за підрахунками підприємство економить: $393600 \cdot 0,35 \text{ дол/м}^3 = 137760 \text{ дол/рік}$ (3719520 грн/рік).

Висновки до розділу 3

1. Експериментально визначено фізико-хімічні та мікробіологічні показники складу стічних вод після 1, 2 та 3-ї ступені сепарації дріжджів та загального скиду, в яких міститься велика кількість органічних речовин та мікроорганізмів.

2. Оптимізовано параметри дії електродіалізу на очищення та знезараження стічних вод. Для стічної води 1-го ступеня сепарації дріжджів тривалість обробки складає 20 хв, величина струму 0,4 – 0,2 А, напруга 19 – 20 В, температура середовища 20 °С, при цьому азот, завислі речовини, прокалений залишок, сульфати та ХСК є нижчими за початкові значення на 10, 60, 50, 65 та 53 % відповідно для анодної зони, і на 52, 70, 75, 36 та 46 % відповідно для катодної зони. Ступінь знезараження становить 99,04 – 99,69 %.

3. Для стічної води 2-го ступеня сепарації дріжджів тривалість обробки складає 20 хв, величина струму 0,5 – 0,2 А, напруга 18 – 19 В, температура середовища 20 °С, при цьому азот, завислі речовини, прокалений залишок, сульфати та ХСК є нижчими за початкові значення на 17, 60, 50, 65 та 53 % відповідно для анодної зони, і на 56, 70, 75, 35 та 46 %

відповідно для катодної зони. Ступінь знезараження становить 96,76 – 97,05 %.

4. Для стічної води 3-го ступеня сепарації дріжджів тривалість обробки складає 20 хв, величина струму 0,5 – 0,2 А, напруга 15 – 16 В, температура середовища 20 °С, при цьому азот, завислі речовини, прокалений залишок, сульфати та ХСК є нижчими за початкові значення на 21, 75, 100, 56 та 87 % відповідно для анодної зони, і на 58, 75, 100, 55 та 85 % відповідно для катодної зони. Ступінь знезараження становить 97,3 – 98,57 %.

5. Для стічної води загального скиду тривалість обробки складає 20 хв., величина струму 0,5 – 0,2 А, напруга 18 – 19 В, температура середовища 20 °С, при цьому завислі речовини, сульфати та ХСК нижче аналогічних показників контрольних зразків для анодної зони на 89, 63, 38 та 50 % відповідно, а для катодної зони на 86, 56, 43 та 47 % відповідно. Ступінь знезараження становить 92,6 – 93,16 %.

6. В принциповій технологічній схемі очищення стічних вод дріжджового виробництва пропонується післядріжджову бражку, інфіковані стоки та промивні води I ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів відводити одним потоком, розбавляти побутовими стоками та направляти на метанове бродіння та біохімічне очищення. Стічні води II ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів направляти на електродіаліз та біохімічне доочищення. Промивні стічні води після III ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів очищати в електродіалізері та повторно використовувати для промивання хлібопекарських дріжджів на I ступені сепарації.

7. Економічний ефект від повторного використання очищених в електродіалізері стічних вод III ступеню сепарації хлібопекарських дріжджів складає 137760 дол/рік (3719520 грн/рік).

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ФІЗИЧНИХ МЕТОДІВ НА ПРОЦЕС ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДРІЖДЖОВОГО ВИРОБНИЦТВА

4.1. Дослідження дії ультразвуку на процес очищення та зnezараження стічних вод

Сучасні вимоги до скидів стічних вод встановлюють жорсткі обмеження на залишковий вміст реагентів, які використовуються для зnezараження рідин, вміст шкідливих і небезпечних речовин. У зв'язку з цим зростає інтерес до безреагентних методів обробки рідких середовищ [144].

Безреагентні методи очищення і дезінфекції не забруднюють природне середовище хімічними речовинами, не роблять шкідливого або дратівливої дії на організм людини при контакті з ними. В даний час перспективні нові екологічні методи зnezараження стічних вод за рахунок їх фізичної обробки і зменшення кількості застосовуваних для дезінфекції хімічних реагентів. До таких методів відноситься ультрафіолетове опромінення, електророзрядна, кавітаційна обробка та інші способи фізичного впливу на рідини. При порівнянні різних методів зnezараження кавітація є відносно недорогим способом обробки рідини. Якщо фінансові витрати на ультразвукову дезінфекцію одиниці об'єму питної води прийняти за одиницю, то витрати на ультрафіолетову обробку більше приблизно в 1,6 рази, на хлорування - в 3 рази, озонування - в 10 разів у порівнянні з витратами на ультразвукову обробку рідини.

Кавітаційні технології показують високу ефективність інтенсифікації хіміко-технологічних процесів у воді для їх очищення і зnezараження [145-160].

Узагальнених даних щодо одночасного очищення води від хімічного та біологічного забруднення практично немає, тому в даній роботі

розглянуто питання встановлення оптимальних умов очищення стічної води від різних типів забруднень [139].

Коливання середовища з частотами, що перевищують 20 000 Гц, називаються ультразвуковими. При поширенні ультразвука у воді, довкола об'єктів, що знаходяться в ній і мають іншу щільність, виникають мікроскопічні зони високого дуже тиску (десятки тисяч атмосфер), що змінюються високим розрідженням. Це явище називають ультразвуковою кавітацією. Жоден мікроорганізм не здатний витримати такі дії і відбувається механічне руйнування бактерій. [162].

Незалежно від природи розчинених речовин, дія кавітації на воду призводить до зміни її фізико-хімічних властивостей: збільшення рН, електропровідності води, збільшення числа вільних іонів і активних радикалів, структуризації і активації молекул [19, 20]. Основну бактерицидну дію на мікрофлору в воді чинить пероксид водню і радикали OH° , які утворюються при дисоціації молекул води під час кавітації [145, 155, 156, 160].

Ультразвукова обробка з додаванням малої кількості гіпохлориту натрію дає синергетичний ефект при знезараженні стічної води [163].

При кавітаційній дії у воді руйнуються колоїди та частки, всередині яких можуть міститися бактерії, віруси, гриби. Бактерицидна дія кавітації залежить від інтенсивності, частоти та часу обробки. Кавітація здатна подрібнювати великі молекули органіки, які є центрами кавітаційних бульбашок [164].

Вплив кумулятивних струменів рідини, локальні пульсації тиску і температури при схлопуванні кавітаційних бульбашок здатні викликати загибель бактерій, що призводить до знезараження розчинів [145 - 160].

Найбільш виправданим є уявлення про тепловий механізм хімічної дії кавітації, так як при адіабатичному стисканні кавітаційного пухирця температура в ньому може досягати 104 К [165]. При високій температурі молекули води всередині кавітаційного пухирця переходять в збуджений

стан і розщеплюються на радикали H^+ , OH^- , а також іонізуються з утворенням гідратованих електронів, тобто електронів з приєднаними до них нейтральними молекулами води [166]. Так, при впливі УЗ на воду, в якій розчинене повітря, утворюються оксиди азоту і перекис водню [167]. Крім того, ультразвук у воді прискорює хід деяких хімічних реакцій. Зазвичай прискорюються реакції, що йдуть в присутності H_2O_2 і H^+ , і особливо окислювальні реакції під впливом атомарного кисню [168].

Під дією УЗ відбувається детонація дихлористого азоту, що сприяє розщепленню білкових частинок [168].

Утворення вільних радикалів OH і H^+ під дією УЗ різної інтенсивності і тривалості призводять до зміни рН в біологічних тканинах [169, 170].

Крім хімічної дії, яка залежить від інтенсивності і тривалості обробки, УЗ має механічний вплив на біологічні об'єкти. Так, при незначній інтенсивності (до 2 - 3 Вт/см²) на частотах близько 10⁵ - 10⁶ Гц коливання частинок біологічного середовища виробляють своєрідний мікромасаж тканинних елементів, що сприяє кращому обміну речовин [169, 170]. Підвищення інтенсивності УЗ може привести до виникнення в біологічних середовищах кавітації, а отже, і до механічного руйнування клітин і тканин; кавітаційними «центрами» при цьому виступають газові бульбашки, які наявні в цитоплазмі біологічних клітин. При поширенні УЗ в біологічних середовищах відбувається поглинання і перетворення акустичної енергії в теплову [165].

Значне підвищення інтенсивності УЗ і збільшення тривалості його впливу можуть привести до надмірного нагрівання біологічних структур і до їх руйнування. Тому тепловий ефект поряд з кавітацією використовують в якості основних діючих факторів в ряді ультразвукових операцій [171, 172].

Причиною змін, що виникають в біологічних об'єктах під дією УЗ, можуть бути також вторинні ефекти фізико-хімічного характеру. Так,

завдяки акустичним потокам, відбувається енергійне перемішування внутрішньоклітинних мікроскопічних структур.

Кавітація в середовищі призводить до розриву молекулярних зв'язків, молекули води, як уже описувалося вище, розпадаються на вільні радикали вони H^+ , що є першопричиною дії УЗ. Подібним же чином відбувається розщеплення під дією УЗ високомолекулярних з'єднань в біологічних об'єктах (наприклад, крохмалю, нуклеїнових кислот, білкових речовин) [173, 174].

Однією з основних особливостей впливу УЗ на мікроорганізми можна вважати його вплив на клітинні мембрани. Дія УЗ може приводити до істотної зміни механічних, електричних та інших властивостей клітинних мембран, а також до порушення внутрішнього складу клітин і зміни концентрацій речовин, розчинених в цитоплазмі [175 -177]. При тривалому впливі УЗ наслідки залишаються протягом деякого часу після припинення опромінення, і нормальна життєдіяльність клітини може не відновитися протягом хвилин, годин або навіть днів [173]. Розрив клітинної мембрани і порушення механічної цілісності клітини - найочевидніша з можливих наслідків ультразвукового опромінення [176].

Встановлено, що особливо небезпечний для мікроорганізмів низькочастотний УЗ, так як потужний низькочастотний ультразвук здатний механічно розірвати клітинну мембрану, що призводить до порушення цілісності та загибелі клітини [175, 178].

Однак навіть при низьких частотах механічне пошкодження і загибель клітин відбувається лише при досить високій інтенсивності УЗ [177]. Зміна властивостей мембрани клітини під дією УЗ обумовлена «відривом» макромолекул і молекулярних комплексів з зовнішньої поверхні мембрани. Відірвані з'єднання розчиняються в навколишньому середовищі і можуть знову «повернутися» на своє колишнє місце через деякий час після припинення ультразвукового впливу. Залишившись без певних складових, мембранні канали змінюють свою провідність і інші властивості, в

результаті чого мембрана починає аномально функціонувати. У деяких бактерій під дією УЗ спостерігається зміна на мембрані електричного потенціалу [179, 177].

Наступна важлива особливість дії УЗ на мікроорганізми - зміна концентрації різних речовин в складі цитоплазми за рахунок зміни рівноважної концентрації речовин поза і всередині клітини: акустична хвиля створює мікрівихрі в навколишньому середовищі клітини, забезпечуючи ефективне перемішування розчину [178, 180]. Таким чином вплив УЗ наближає концентрацію речовин в цитоплазмі, особливо іонів легких металів, до їх концентрації поза клітиною [Harvey, E. N., Loomis, A. L. High] це робить клітину більш залежною від складу зовнішнього середовища і може порушити внутрішні процеси життєдіяльності. Зі зменшенням інтенсивності ультразвуку ці наслідки можна впорядкувати таким чином: порушення цілісності клітини - зміна властивостей мембрани - зміна концентрацій речовин в цитоплазмі - порушення життєдіяльності [181, 177].

При дослідженні вченими впливу УЗ на мікроорганізми було встановлено, що при дії на бактерії групи кишкових паличок їх число зменшувалося. [172]. При цьому з'ясувалося, що результати можуть бути дуже різноманітні: з одного боку, дослідники спостерігали підвищення аглютинації, втрату вірулентності, або повну загибель бактерій, з іншого боку, відзначався зворотний ефект - збільшення числа життєздатних мікроорганізмів. Останнє особливо часто мало місце після короткочасного опромінення. Короткочасна дія УЗ сприяє механічному розділенню скупчень бактеріальних клітин, завдяки чому кожна окрема клітина дає початок новій колонії [180, 182, 183, 163].

Відомі дослідження з кавітаційної обробки стічної води, які показали, що число загальних коліформних бактерій (ОКБ) при кавітаційній дії зменшується в 100 тис. разів, термотолерантних бактерій (ТКБ) - в 60 тис. разів, коліфагів (бактеріальних вірусів) - в 80 разів. [163].

Більшість патогенних мікроорганізмів чутливі до дії низькочастотного ультразвуку. При опроміненні мікрофлори УЗ низької частоти збільшується чутливість бактерій, як Гр (*P. aeruginosa*, *E. coli*), так і Гр + (*S. aureus*) до дії дезінфікуючих і антибактеріальних препаратів [184].

У дослідах багатьох дослідників після обробки мікроорганізмів ультразвуком малої інтенсивності спостерігалось збільшення їх чутливості до лікарських, протимікробних препаратів і дезінфікуючих засобів внаслідок підвищення проникності оболонки мікробних клітин [185 - 187].

Застосування порівняльно великих інтенсивностей 3-10 Вт /см² і тривале опромінення, як правило, викликають незворотні пошкодження клітин, т. е. призводять до негативних біологічних ефектів. УЗ сприяє розриву клітинних стінок і мембран, пошкодження флажеліну у рухливих форм мікроорганізмів в результаті виникнення високого тиску всередині клітини або появи гідроксильних радикалів і атомарного кисню у водному середовищі цитоплазми. Таку руйнівну дію УЗ давно використовують в медичній мікробіології [179, 180]. Відомо, що при перевищенні певної граничної інтенсивності УЗ відбувається руйнування різних бактерій і вірусів; при цьому має місце прямопропорційна залежність між інтенсивністю ультразвуку та руйнівним ефектом.

Саме таким чином за допомогою ультразвуку руйнують мікобактерії туберкульозу, збудників тифу, коклюшу, віруси поліомієліту, енцефаліту і сказу, деякі види коків (стафілококи, стрептококи) [175, 179, 188, 189]. При зниженні граничної інтенсивності УЗ не відбувається руйнування життєздатних мікроорганізмів, а навпаки при певних умовах може відбуватися стимуляція, зростання і, як наслідок, збільшення їх кількості. [177, 182].

Стійкість бактерій до дії УЗ залежить також від їх біологічних властивостей. Вегетативні клітини більш чутливі, кокові форми гинуть повільніше, ніж паличкоподібні, більші клітини мікроорганізмів відмирають швидше, ніж дрібні (максимальна чутливість у лептоспіроз, а найбільш

стійкі стафілококи) [179, 182]. Низькочастотний УЗ застосовують для дезінтеграції мікроорганізмів при виготовлення вакцин, мийки і стерилізації скляної тари, а також при витягу внутрішньоклітинних ферментів, токсинів, вітамінів, нуклеїнових кислот та інших компонентів клітини [180 - 182].

Ефективність бактерицидної дії УЗ-коливань залежить від форми мікроорганізмів, міцності і хімічного складу стінки клітини, інтенсивності озвучення, частоти УЗ-коливань і тривалості озвучення [8]. Змінюючи інтенсивність і тривалість озвучення, можна впливати практично на всі види мікроорганізмів [8, 9]. В УЗ-полі піддаються дезінтеграції грампозитивні і грамнегативні, аеробні і анаеробні бактерії, паличкоподібні, кокові та інші форми мікробів. Найчутливіші до дії УЗ ниткоподібні форми мікроорганізмів, а найменш чутливі – кулеподібні [86]. Дослідження показали, що частоти 20, 26, 30 кГц за бактерицидною дією рівноцінні; основна маса бактерій гине за 2–5 с [85, 88].

Узагальнюючи літературні дані, можна виокремити основну проблему для встановлення ефективності застосування ультразвуку у процесах очищення води підприємств харчової промисловості: здатність ультразвукової кавітації ефективно знешкоджувати мікробіологічні домішки для отримання необхідних показників якості води. Визначення закономірностей дії ультразвуку на клітини мікроорганізмів є важливим завданням в процесах вирощування мікроорганізмів і очищення води від хімічних та біологічних забруднень [161].

Відомі дослідження з кавітаційної обробки стічної води, які показали, що число загальних коліформних бактерій (ОКБ) при кавітаційній дії зменшується в 100 тис. разів, термотолерантних бактерій (ТКБ) - в 60 тис. разів, коліфагів (бактеріальних вірусів) - в 80 разів. [163].

Відомо спосіб очищення стічних вод ультразвуком [163], який включає фільтрування неорганічних частинок, коагуляцію органічних частинок в полі ультразвукових коливань, фільтрування і видалення його з

поток, що очищається, а солі з води видаляють методом суперкавітаційного випарювання.

Недоліком цього способу є недостатній ступінь очистки від мікроорганізмів. Даний метод використовується для очищення стічної води від органічних і мінеральних речовин, але не забезпечує належний ступінь знезараження від мікроорганізмів.

Відомо спосіб [184] руйнування клітинної стінки дріжджів *Phaffiarhodozyma*, згідно з яким водну суспензію дріжджових клітин обробляють ультразвуковими коливаннями з робочою частотою 22 кГц, потужністю 40 Вт протягом 30 хвилин за кімнатної температури. В даному способі обробляють ультразвуком суспензію дріжджів, яка приготована на основі дистильованої води. Стічна ж вода дріжджового виробництва не містить дріжджів *Phaffiarhodozyma*, а містить цілий ряд мінеральних та органічних речовин. Тому зазначений спосіб не ефективний у випадку його використання для дріжджового виробництва.

Найбільш близьким є спосіб віброрезонансного кавітаційного знезараження стічної води пивоваріння від дріжджів *Saccharomyces* [185], згідно з яким у знезаражувану стічну воду занурюють збурювачі гідродинамічної кавітації з коливаннями у низькочастотному діапазоні, подають в зону кавітації газ азот із співвідношенням об'єму газу азоту і об'єму рідини 2:1 при тривалості кавітаційного впливу в межах 5-10 хвилин при тиску $P = 1,02 \cdot 10^5$ Па та температурах $T = 298 \pm 10$ К. Недоліком даного способу є використання реактивів, а саме подача в стічну воду газу азоту, що є економічно не обґрунтованим рішенням.

При дії УЗ-коливань кавітаційні бульбашки (каверни) виникають в першу чергу в неоднорідній системі, якою є стічна вода з клітинами дріжджів, мінеральними та органічними речовинами. При цьому в порожнині бульбашок утворюються сильні окиснювачі, які попадаючи на поверхню бульбашки стикаються з поверхнею елемента неоднорідної

системи і відбуваються інтенсивні окиснювальні реакції, які призводять до інактивації забруднювачів та мікрофлори.

Слід зазначити, що для формування кавітаційних парогазових бульбашок певної щільності необхідні особливі режимні параметри роботи УЗ-камери.

Знезараження води ультразвуком (УЗ) з частотою коливань $16 \cdot 10^3 - 10^8$ Гц призводить до механічного руйнування бактерій в результаті УЗ-кавітації. Найбільш згубна дія ультразвуку виявляється при довжині хвилі, яка співпадає з розмірами мікроорганізмів.

На частотах від 20 до 30 кГц основна маса бактерій гине за 2-5 с. Проте опромінення мікроорганізмів ультразвуком малої інтенсивності може стимулювати їх зростання. Необхідна інтенсивність більше 2 Вт/см^2 при частоті 46 кГц.

Одним з механізмів впливу УЗ на біооб'єкти є звукохімічні реакції. Хімічні перетворення в мікроорганізмах спостерігаються при інтенсивності УЗ від декількох Вт/см^2 до десятків або сотень Вт/см^2 при частоті від 1 кГц до декількох МГц [186].

Встановлено [187], що при частоті 25 кГц спостерігаються резонансні явища парогазових бульбашок, які утворюються при кавітації. Для підтримки оптимальних просторово-часових характеристик бульбашок необхідно ініціювати механічні коливання з частотами, які кратні резонансній.

Щільність потужності ультразвукових коливань вибрана таким чином, що для більшості процесів гранична інтенсивність ультразвуку складає $0,01-0,1 \text{ Вт/см}^2$ [187]. При щільності потужності нижче $0,05 \text{ Вт/см}^2$ не відбувається утворення парогазових бульбашок потрібної міцності та в достатній кількості. Значення більше 2 Вт/см^2 негативно діє на живі організми та обслуговуючий персонал, а інактивація ефективно відбувається і при менших значеннях інтенсивності ультразвуку.

Для ультразвукової обробки з такими параметрами частоти та потужності було використано ультразвуковий пристрій стандартної конструкції SONAR.

Обумовлена тривалість даної знезараженої обробки стічної води дріжджового виробництва в межах 12 хвилин регламентована тим, що при зменшенні тривалості обробки понизилась якість очисного процесу. Це проявляється у зменшенні показника ступеня очищення води від дріжджових клітин, тобто у погіршенні якості стічної води. Збільшення тривалості ультразвукової обробки підвищує енергозатрати на її здійснення, не впливаючи на якість та ступінь очищення і знезараження стічної води.

Проведено ультразвукову обробку стічної води дріжджового заводу (м. Обухів, Київська обл.). Стічна вода в переважній більшості забруднена дріжджами *Saccharomyces cerevisiae*, які потрапляють у неї після процесу сепарації дріжджів та миття технологічного обладнання.

Знезаражувальну ультразвукову обробку даної стічної води здійснювали на ультразвуковому опромінювачі SONAR з робочою частотою 840 кГц ($\lambda = 1,8$ мм) потужністю 91 Вт та інтенсивністю 0,3, 0,5 та 0,7 Вт/см² протягом 4, 8 та 12 хвилин за температури $T = 20$ °С.

Загальна кількість мікроорганізмів у контрольному зразку становила $12 \cdot 10^6$ КУО/см³.

Дане дослідження було спрямоване на вивчення дії ультразвуку на мікробіологічний показник якості стічної води, підбір оптимального режиму (поєднання залежності інтенсивності та експозиції) обробки води ультразвуком з метою досягнення найбільш ефективної обробки.

У зв'язку з цим була проведена ціла серія експериментів за визначенням мікробіологічних показників якості води.

Для визначення ступеня вираженості ефекту знезараження води ультразвуковими хвилями був використаний метод визначення загального мікробного числа (ЗМЧ), що утворюють колонії на поживному агарі. При

визначенні показника ЗМЧ використовувалися поживні середовища на основі агару.

Установлено закономірність впливу інтенсивності ультразвуку на ефективність процесу очищення стічних вод (рис. 4.1), яка описується поліноміальною кривою 2 степеня:

- для інтенсивності 0,3 Вт/см²: $Y = 1,5688x^2 - 27,49x + 114,19$, $R^2 = 0,9266$;

- для інтенсивності 0,5 Вт/см²: $Y = 1,7438x^2 - 29,715x + 114,24$, $R^2 = 0,9334$;

- для інтенсивності 0,7 Вт/см²: $Y = 1,7641x^2 - 30,051x + 114,55$, $R^2 = 0,941$.

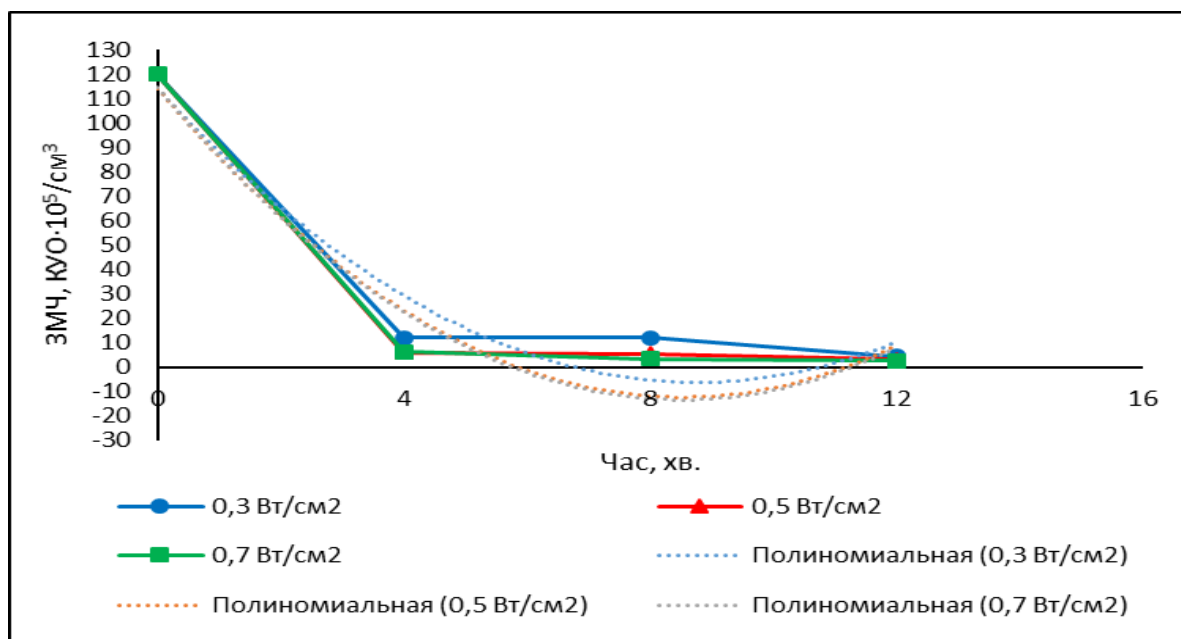


Рис. 4.1. Залежність впливу тривалості обробки (τ) і інтенсивності ультразвуку на ЗМЧ стічних вод загального скиду

Порівнюючи величини ЗМЧ, спостерігаємо, що ступінь знезараження мікроорганізмів при використанні ультразвукових коливань інтенсивністю 0,3 Вт/см² впродовж 4, 8 та 12 хвилин знаходиться в межах 89,9 – 96,33%.

Ефективність знезараження стічної води, яку піддавали дії ультразвуку інтенсивністю 0,5 Вт/см² зі збільшенням часу обробки від 4 хвилин до 12 хвилин зростає і становить 95–97,5 %.

При обробці стічної води ультразвуком інтенсивністю 0,7 Вт/см² впродовж 4, 8 та 12 хвилин ступінь руйнування клітин мікроорганізмів становить 94,83 %, 97,17 %, та 97,91 % відповідно.

Також встановлено, що найбільший ступінь знезараження мікроорганізмів в стічній воді під дією ультразвукових коливань досягається при робочій частоті 840 кГц, потужності 91 Вт, інтенсивності 0,7 Вт/см² та часу обробки 12 хвилин і становить 97,91 %.

Механізм бактерицидної дії УЗ в літературі пояснюється двома теоріями: кавітаційно-механічною та кавітаційно-електрохімічною [179]. Відповідно до першої теорії вважають, що ультразвукові хвилі, поширюючись в пружному середовищі, викликають в ній поперемінні стиснення і розрядження. У клітині створюється величезний тиск, що досягає десятків і сотен мПа, що викликає механічне пошкодження цитоплазматичної будови та загибель клітини.

Кавітаційно-електрохімічна теорія пояснює іонізацію парів рідини і присутніх в ній газів при утворенні кавітаційного пухирця. При розриві бульбашки відбувається електричний розряд, що супроводжується різким підвищенням температури і тиску в кавітаційній порожнині електричного поля високої напруги. При цьому пари рідини і високомолекулярні сполуки в кавітаційній порожнині розщеплюються на водень і гідроксильну групу з утворенням активного кисню, перекису водню, азотистої і азотної кислот, в результаті чого відбуваються інактивація ферментів і коагуляція білків. Все це обумовлює загибель мікробної клітини [166, 179].

Ефективність дії УЗ при одній і тій же інтенсивності і частоті коливань також залежить від тривалості впливу, хімічного складу стічної води, в'язкості, температури, рН та вихідної кількості мікроорганізмів. Чим більше мікроорганізмів, тим триваліший повинен бути вплив для досягнення стерилізуючого ефекту [165, 182, 188, 189].

Далі дослідження було спрямоване на вивчення дії ультразвуку на фізико-хімічні показники якості води.

При визначенні досліджувани зразки стічної води піддавалися ультразвуковому впливу при наступних режимах: частота 840 кГц, потужність 91 Вт, інтенсивність 0,7 Вт/см² експозиція впливу 12 хв.

У зв'язку з цим була проведена ціла серія експериментів за визначенням водневого показника (рН), хлоридів, азоту загального, завислих речовин, прокаленого залишку, сульфатів та хімічного споживання кисню (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

**Фізико-хімічний склад стічних вод після впливу ультразвуку
(P = 0,95, ± δ, %)**

Показники	Після ультразвуку
рН	6,20 ± 0,05
Хлориди, мг/дм ³	297,2 ± 1,0
Азот, мг/дм ³	3,0 ± 1,5
Завислі речовини, мг/дм ³	960,0 ± 1,0
Прокалений залишок, мг/дм ³	480,0 ± 0,9
Сульфати, мг/дм ³	725,9 ± 0,7
ХСК, мгО ₂ /дм ³	10032,0 ± 1,0

З наведених результатів видно, що ХСК зменшилося до 10032 мгО₂/дм³, що в 1,8 рази менше порівняно з вихідним ХСК_{поч} = 18240 мгО₂/дм³. Концентрація завислих речовин зменшилась до 960 мг/дм³, що в 3,3 рази менше початкової величини 3200 мг/дм³. В 4,8 рази зменшилась концентрація сульфатів до 725,9 мг/дм³ порівняно з вихідним значенням 3456,6 мг/дм³. Рівень рН, концентрація хлоридів, азоту загального в стічних водах після дії ультразвукових коливань відповідає нормам КОС.

Багато дослідників пояснюють бактерицидну дію УЗ механічним руйнуванням мікроорганізмів в УЗ-полі. Цитологічні дослідження *Saccharomyces cerevisiae*, оброблених за допомогою ультразвуку, показало, що основні зміни спостерігались всередині клітин: механічна деформація та часткова деструкція ядра протягом нетривалого озвучування, структуризація вакуолі. Стінки клітини руйнувались, і вміст клітини вимивався на другому етапі ультразвукової обробки. [161].

Під дією ультразвуку молекула води розпадається на іони H^+ і OH^- . Оскільки катіони водню не можуть довго перебувати у вільному стані, вони взаємодіють з молекулами води, утворюючи з'єднання H_3O . Наслідком цього є збільшення кількості іонів OH^- , що забезпечує лужну реакцію середовища [189].

4.2. Дослідження впливу змінного магнітного поля на процес очищення стічних вод дріжджового виробництва

Сьогодні велика увага приділяється інтенсифікації процесу очищення стічних вод та вдосконаленню технологій, що дозволяють спростити існуючі технології очищення стічних вод, скоротити трудомісткі процеси підготовки й дозування реагентів, зменшити витрати на експлуатацію очисних споруд, підвищити їхню продуктивність, поліпшити якість і зменшити собівартість очищення води.

Відомо багато методів і способів поліпшення й інтенсифікації фізико-хімічних процесів. Найпоширеніші методи, пов'язані з використанням раціональних технологічно обґрунтованих схем, модернізацією існуючих і розробкою нових конструкцій, впровадження яких у практику водоочищення не завжди можливо по технічним, економічним або іншим причинам (для підготовки й дозування хімічних реагентів потрібне спеціальне устаткування, необхідні додаткові площі, а іноді й додатковий обслуговуючий персонал і т.д.).

Для рішення цієї проблеми все більшого значення набувають фізичні методи, пов'язані із впливом на водну систему зовнішніх полів (магнітних, електричних, ультразвукових та ін.). Ці методи відрізняються від інших методів очищення води універсальністю, ефективністю та економічністю.

Останнім часом дедалі більшого значення для вирішення цієї проблеми набувають фізичні методи, які базуються на впливі на водні системи зовнішніми полями (магнітними, електричними, ультразвуковими і

т.п.) при різних технологічних процесах очищення. Найчастіше для інтенсифікації процесів очищення води застосовують метод накладання на водно-дисперсні системи магнітного поля. Уперше цей метод був запропонований для запобігання утворенню накипу.

При магнітній обробці на молекули води і домішки діє магнітне поле. Диполі потрапляють в резонанс, і кластерна структура молекул води руйнується. Домішки звільняються від водних кластерів і можуть вступати у взаємодію один з одним. При цьому вже в холодній воді іони кальцію починають осідати на поверхні вільних домішок - центрах кристалізації, утворюючи так звані мікрокристали.

Коли вода проходить через магнітне поле, створюване постійними магнітами, під дією сили Лоренца молекули води починають здійснювати коливальні рухи. Викликаний таким чином резонанс, призводить до відділення молекул води від мікрровключень.[190].

Магнітне поле широко використовується для інтенсифікації процесів очищення стічної води від колоїдних і інших домішок, поліпшення процесів іонного обміну і т.д. Магнітна обробка дозволяє інтенсифікувати процес очищення стічної води без додавання спеціальних реагентів, які в свою чергу забруднюють навколишнє середовище й перешкоджають застосуванню замкнених систем водопостачання. При впливі на воду магнітного поля поліпшується флоатація зважених речовин, прискорюються їхнє осадження та агрегація, змінюється структура утвореного осаду. Залишкова концентрація зважених речовин знижується в 1,5 рази, а час осадження - в 2 рази. Розчинене залізо перетворюється в магнітні оксиди, які легко віддаляються з води в магнітних полях разом з адсорбованими на них забруднюючими речовинами. Переваги методу електромагнітної обробки полягають у невисокій вартості устаткування й малих експлуатаційних витратах.

Після впливу на стічну воду електромагнітного поля в ній збільшується швидкість хімічних процесів і кристалізації розчинених

речовин, інтенсифікуються процеси адсорбції, поліпшується коагуляція домішок і випадання їх в осад.

Магнітна обробка досить ефективна для видалення зі стічних вод тонких суспензій, які важко осадити (каламуть). Важливою характеристикою даного впливу є здатність прискорювати коагуляцію (злипання й осадження) часток з наступним утворенням великих пластівців.

Механізм впливу магнітного поля на стічну воду і її домішки на сьогодні не достатньо вивчений. Думки й гіпотези різних авторів базуються на поляризуючій дії магнітного поля на іони й молекули води. При цьому за час контакту води з магнітним полем, у будь-якому водному розчині повинні відбутися якісь зміни, що обумовлюють подальше виділення твердої фази у формі шламу замість накипу. Тобто, заміна твердих відкладень на пухкі. При цьому у випадку магнітної обробки природної води, що перебуває в стані термодинамічної рівноваги, немає ніяких підстав припускати реальну можливість виникнення, і тим більше тривалого збереження ("магнітна пам'ять") яких-небудь змін у воді під дією щодо слабких магнітних полів. У зв'язку із цим, ймовірно, дія магнітного поля при в обробці води може проявитися тільки в термодинамічно нерівноважних системах, тобто системах, що перебувають у нестійкому стані. Приклад такої системи — вода з певною карбонатною твердістю, стабільність якої порушується при її підігріві (звичайно вище 40°C) і при цьому утворюється малорозчинна сполука CaCO_3 , що випадає в осад. Причому дія магнітного поля підсилюється присутністю у воді феромагнітних окислів заліза. [191].

Для прояснення і знебарвлення води часто використовують методи обробки, що базуються на застосуванні реагентів (коагулянтів), які забезпечують переведення в осад колоїднодисперсних домішок і забруднень. Як коагулянти найчастіше використовують солі заліза і алюмінію, зокрема його сульфат. І в цьому способі застосування магнітного поля призводить до інтенсифікації процесу очищення води. Вплив магнітної

обробки на коагуляцію є ефективнішим в тому випадку, коли магнітне поле діє на розчин після початку міцелоутворення.

Застосування магнітного поля може дати значний ефект і при очищенні стічних вод деструктивними методами, зокрема окисненням. Одним з найпоширеніших окиснювальних методів обробки води є знешкодження стічних вод хлором, або його сполуками - діоксидом хлору, гіпохлоритами, хлораміном. Іноді з цією метою застосовують пероксид водню, озон тощо. Таким методом видаляють з води домішки біологічного походження, гумусові речовини, молекулярні органічні речовини, в тому числі пестициди та ін. Під впливом магнітного поля швидкість переважної більшості окисно-відновних хімічних реакцій зростає, а це призводить до інтенсифікації очищення стічних вод методом окиснення.

Магнітна обробка також відносяться до тих методів, які дозволяють інтенсифікувати процес очищення стічної води без додавання спеціальних реагентів, що свою чергу забруднюють навколишнє середовище. Встановлено, що при впливі на стічну воду магнітного поля поліпшується флоатція зважених речовин, прискорюються їх осадження й агрегація, змінюється структура осаду, що утворюється. Залишкова концентрація зважених речовин знижується в 1,5 рази, а час осадження - в 2 рази. Розчинене залізо перетворюється в магнітні оксиди, які легко видаляються з води в магнітних полях разом з адсорбованими на них забруднюючими речовинами. Переваги методу електромагнітної обробки полягають у невисокій вартості встаткування й малих експлуатаційних витратах. Зокрема, витрати на електроенергію становлять 0,05 - 0,2 кВт на 1 м³ води. [192].

За даними термічного аналізу внаслідок магнітної обробки зростає теплопровідність води. Це дає додатковий економічний ефект при використанні такої води у підігрівачах, холодильниках та інших теплообмінних апаратах.

Магнітне поле суттєво впливає на кінетику тих фізико-хімічних процесів у водних розчинах, в механізмі яких домінуючу роль відіграють водневі зв'язки. Внаслідок послаблення енергії водневих зв'язків між молекулами води під дією магнітного поля змінюється структура водних розчинів. Це є однією з причин "магнітної пам'яті" води, яка в залежності від режиму магнітної обробки може тривати декілька діб [192].

Омагнічування змінює не тільки фізико-хімічні, а й біологічні властивості води: збільшує проникність клітинних мембран (Трінчер К.С. [193], Дубров А. П. [194]) впливає на активність ферментів; знижує рівень холестерину в сироватці крові (Тюньков І. В. [195]); оптимізує дію різних ліків, які застосовуються у вигляді водних систем (Чеснокова Л.Н., Десницкая М.М., Новосьолов Р.Д. [190]).

Магнітне поле, діючи на стічну воду, може руйнувати в ній колоїдні частинки. Наявність іонів заліза інтенсифікує появу зародків кристалізації, що призводить до утворення нестійкого осаду, що випадає у вигляді шламу [190].

Виявлено, що під впливом магнітного поля відбувається тимчасова деформація гідратних оболонок іонів, змінюється їх розподіл у воді. Не виключено, що роль іонів при магнітній обробці води може бути також пов'язана з виникненням електричного струму або з пульсацією тиску.

Припускають, що магнітне поле впливає безпосередньо на структуру асоціатів води. Це може привести до деформації водневих зв'язків або перерозподілу молекул води у тимчасових асоціативних утвореннях, що також тягне за собою зміну фізико-хімічних характеристик протікають в ній процесів. [190].

Магнітна обробка води також впливає на електрокінетичний потенціал і агрегативну стійкість зважених часток, а також сприяє видаленню з води різного роду суспензій. Пряма дія магнітного поля на іони домішок сприяє активації процесів адсорбції і відкриває широкі перспективи для очищення стічної води в цілому.

Очищення стічної води магнітним полем проводилось на лабораторній установці, яка складалась з магнітостимулятора МС-92М. Дискретність установки частоти становила 0,01 Гц. Випромінювання від магнітостимулятора подавали знизу на плоске дно скляної пляшки зі стічною водою.

Для дослідження процесу очищення та знезараження стічних вод загального скиду під впливом магнітного поля обрані частота магнітних імпульсів 50 Гц, інтенсивність магнітної індукції - 50 мТл та 75 мТл. Активність цього діапазону експериментально підтверджена в роботі [196]. Експозиція становила 4, 7, 10 та 13 хвилин, що є оптимальним для інактивації мікроорганізмів [197]. Температури води $T = 20$ °С. Загальна кількість мікроорганізмів у контрольному зразку становила $1,2 \cdot 10^6$ КУО/см³.

Частота магнітних імпульсів вибрана таким чином, що для більшості процесів гранична частота МП складає 50 Гц [198, 199]. При малій частоті електромагнітної хвилі, електрони і іони речовини встигають відреагувати на зміну інтенсивності електричного і магнітного полів. При великій частоті електрони і іони речовини не встигають зміститися протягом періоду коливання полів у хвилі, а тому поляризація та намагнічення середовища набагато менші [197, 200].

Ефекти впливу МП на мікроорганізми стічних вод загального скиду оцінювали за мікробіологічним показником ЗМЧ.

Установлено закономірність впливу магнітної індукції змінного магнітного поля на ефективність процесу очищення стічних вод (рис. 4.2), яка описується поліноміальною кривою 2 степеня:

- для магнітної індукції 50 мТл: $Y = 0,1108x^2 - 1,57x + 11,117$, $R^2 = 0,6594$;

- для магнітної індукції 75 мТл: $Y = 0,0985x^2 - 1,978x + 11,949$, $R^2 = 0,8685$.

В інтервалі тривалості обробки 4–10 хв., величини магнітної індукції 50–75 мТл досягається найменше значення показника ЗМЧ. Найменш ефективним виявилось застосування МП інтенсивністю магнітної індукції 50 мТл і $\tau = 13$ хв. – у 2,6 разів (ЗМЧ = $8,4 \cdot 10^6$ КУО/см³).

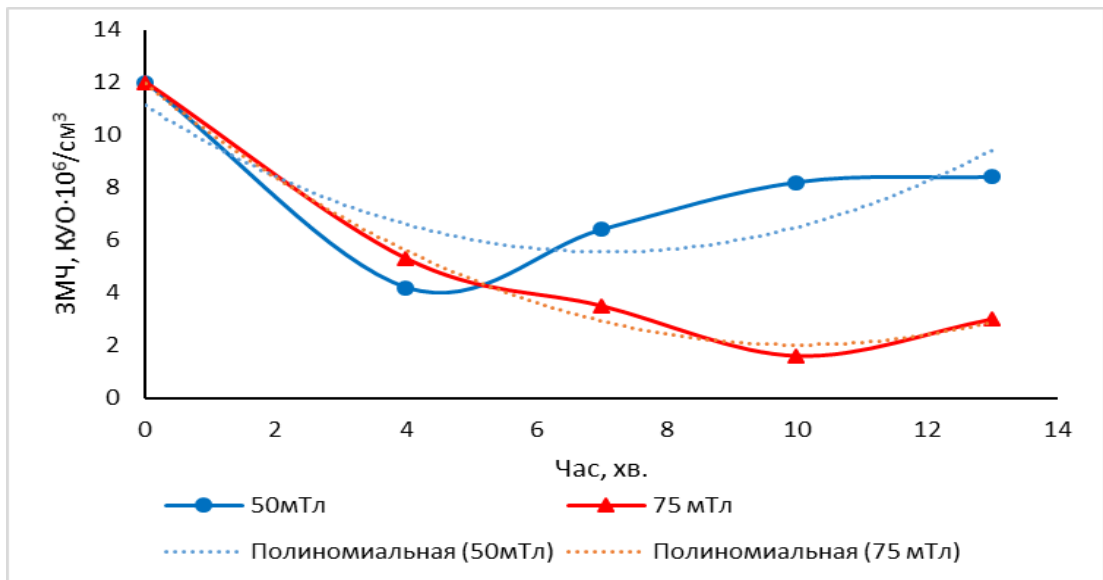


Рис. 4.2. Залежність впливу тривалості обробки (τ) і магнітної індукції на ЗМЧ стічних вод загального скиду

Магнітне поле інтенсивністю магнітної індукції 50 мТл протягом 4 – 13 хвилин на стічну воду показало ступінь руйнування дріжджових клітин в межах 30–65 %.

При чому незначний вплив магнітного поля інтенсивністю магнітної індукції 50 мТл мав зразок стічної води, який був оброблений протягом 13 хвилин, а найбільший вплив мало магнітне поле тієї ж інтенсивності протягом 4 хвилин. Тобто, в даному випадку, зі збільшенням часу обробки стічних вод магнітним полем спостерігається процес активації мікроорганізмів.

В зразках стічної води оброблених магнітним полем інтенсивністю магнітної індукції 75 мТл протягом 4, 7, 10 та 13 хвилин ступінь руйнування дріжджових клітин становить 55,83 %, 70,83 %, 86,67 % та 75 % відповідно. Тобто, зі збільшенням часу дії магнітного поля зростає інактивація мікроорганізмів.

Установлено в результаті проведення дослідження, що при дії магнітного поля при інтенсивності магнітної індукції 75 мТл протягом 10 хв досягнуто найвищого ступеня руйнування мікроорганізмів (86,67 %).

Обробка стічних вод загального скиду магнітним полем призводить до покращення фізико-хімічних показників (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Фізико-хімічний склад стічних вод після дії магнітного поля

($P = 0,95, \pm \delta, \%$)

Показники	Після магнітного поля
рН	$6,0 \pm 0,05$
Хлориди, мг/дм ³	$405 \pm 1,0$
Азот, мг/дм ³	$4 \pm 1,5$
Завислі речовини, мг/дм ³	$1600 \pm 1,0$
Прокалений залишок, мг/дм ³	$800 \pm 0,9$
Сульфати, мг/дм ³	$1152 \pm 0,7$
ХСК, мгО ₂ /дм ³	$5107 \pm 1,0$

Показники табл. 4.2 свідчать про те, що після дії магнітного поля досягається значне зниження ХСК на 72%, хлоридів – 70 %, азоту загального – 66 %, завислих речовин і прокаленого залишку – 50 %, сульфатів – 67 %.

Тобто, під час очищення стічної води магнітним полем, в ній збільшується швидкість хімічних процесів і кристалізація розчинених речовин, інтенсифікуються процеси адсорбції, покращується коагуляція домішок і випадання їх в осад.

У воді після магнітної обробки збільшується концентрація розчиненого кисню, що поліпшує бактерицидну дію магнітної обробки стічної води.

Відомо, що магнітна обробка водних систем призводить до наступних фізико-хімічних змін: швидкість розчинення неорганічних солей збільшується в десятки разів (для MgSO₄ - у 120 разів), у воді після магнітної обробки збільшується концентрація розчиненого кисню. Також є

дані, вказуючі на бактерицидну дію магнітної обробки води. Оброблена магнітним способом стічна вода не набуває жодних побічних, шкідливих властивостей і не міняє сольовий склад.

Магнітна обробка води також впливає на електрокінетичний потенціал і агрегативну стійкість зважених часток, завдяки чому прискорює їх осадження, тобто сприяє витяганню з води різного роду суспензій. Пряма дія магнітного поля на іони домішок сприяє активації процесів адсорбції і відкриває широкі перспективи для водоподготовки в цілому [190].

4.3. Дослідження впливу низькочастотного електромагнітного поля на процес очищення стічних вод

Дія електромагнітного випромінювання міліметрового діапазону низької інтенсивності (НЧ-випромінювання) інтенсивно вивчається в усьому світі на різних біологічних об'єктах, від бактерій до тканин і органів людини, та модельних системах, а також використовується в практичній медицині.

Огляд існуючих робіт за дією міліметрових хвиль на біологічні об'єкти свідчить про можливість існування механізмів взаємодії НЧ хвиль з клітинами рослинного або тваринного походження, які зачіпають фундаментальні аспекти їх життєдіяльності і функціонування клітинних мембран.

У загальних рисах, біологічну дію електромагнітних випромінювань оптичному та мікрохвильовому діапазонах не має принципових відмінностей. Вважається, що в основі ефекту лежать структурно-функціональні зміни мембранних утворень клітин і внутрішньоклітинних органел, які є мішенями резонансного коливання електромагнітного поля. В результаті такої взаємодії створюється фізико-хімічна основа для зміни процесів метаболізму, пов'язаного з переносів протонів і електронів в

клітинних мембранах, а вже на цій основі виникають послідовні неспецифічні реакції клітини і організму в цілому.

Відмінності існують лише в біофізичних взаємодіях електромагнітних полів і біотканей. Стандартний варіант НЧ-терапії працює на стандартних частотах: 42,25 ГГц (7,1 мм); 53,57 ГГц (5,6 мм); 61,22 ГГц (4,9 мм), резонансно впливають на загальні для різних біологічних об'єктів структури (білки-ферменти, клітинні мембрани і т.д.). В результаті активізуються наявні резерви організму і прискорюються адаптаційні і відновні процеси [201].

Оскільки електромагнітне випромінювання діапазону НЧ сильно поглинається водою, а живі об'єкти містять дуже багато води, то основний ефект випромінювання повинен спостерігатися поблизу тієї межі, на яку падає випромінювання, і в міру віддалення від неї різко слабшати. Дослідники виявили, що результат НЧ-впливу не залежить від глибини, або від відстані.

Наприклад, роботах М.В. Курика, Н.Д. Девяткова, В.І. Петросяна і ін. вивчалися резонансні властивості води в діапазоні міліметрових хвиль. Для цього водне середовище піддавалося впливу електромагнітного випромінювання в широкому діапазоні частот (від 4 до 100 ГГц), а її реакція спостерігалася в діапазоні дециметрових хвиль з частотою близько 1 ГГц (1 ГГц = 10⁹ Гц). В діапазоні 1 ГГц реєструвалося власне випромінювання води [201].

Одним з результатів цих досліджень при дії НЧ випромінювання на частотах 50,8 і 51,3 ГГц спостерігалася різке збільшення потужності власного випромінювання в діапазоні 1 ГГц. Зазначені значення частот добре узгоджуються з теоретичними розрахунками, якщо виходити з гексагональної структури води. Отже, при вивченні впливу НЧ ЕМП на біологічні об'єкти і виявленні первинних механізмів цього впливу необхідно враховувати кластерну структуру води. На фазовій межі (розділ між водою і газом або водою і твердим тілом або, наприклад живою тканиною) кластери

вишиковуюються уздовж відповідної межі і об'єднуються в своєму русі. Ця структура має великий дипольний момент, а значить повинна як реагувати на зовнішнє електромагнітне поле, так і сама бути джерелом електромагнітного випромінювання певної частоти при тепловому русі. Причому слід зауважити, що біологічний (біофізичний) механізм впливу низькоінтенсивного електромагнітного НЧ випромінювання в міліметровому діапазоні довжин хвиль на біологічні об'єкти носить багатофакторний (комплексний) характер. Хоча дані дослідження і почалися з питання про взаємодію біоб'єктів і НЧ випромінювання, зовнішнім фактором може бути і інше випромінювання, і механічний вплив (наприклад, ультразвук), який також приводить до спотворення геометрії гексагональної структури води і акумулювання в ній енергії такого впливу. [201].

Ефективність бактерицидної дії НЧ випромінювання залежить від довжини хвилі і часу опромінення.

При низькочастотному випромінюванні в структурі води відбуваються зміни іонних зв'язків, що призводить до злипання шкідливих домішок, які потім випадають в осад [4].

Підбираючи параметри низькочастотного випромінювання, яким опромінюють стічну воду, можна досягти максимального очищення від будь-якого одного компоненту і при цьому знизити концентрацію інших забруднюючих речовин.

Дослідження було спрямоване на вивчення дії НЧ випромінювання на кількість мікроорганізмів, підбір оптимального режиму (поєднання залежності напруги та експозиції) обробки води з метою досягнення найбільш ефективної обробки.

Опромінення стічних вод низькочастотним випромінюванням здійснювалось на лабораторній установці НЧ генератора ГЗ-111.

Для дослідження процесу очищення та знезараження стічних вод загального скиду під впливом НЧ ЕМП обрані частота 100 кГц та напруга

3 В і 5 В. Дія цього діапазону експериментально підтверджена в роботі [202] Експозиція становила 5, 9, 13 та 17 хвилин, що є оптимальним для інактивації мікроорганізмів [200]. Температури води $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Ефективність впливу НЧ ЕМП на мікроорганізми стічних вод загального скиду оцінювали за мікробіологічним показником ЗМЧ.

Загальна кількість мікроорганізмів у контрольному зразку становила $12 \cdot 10^6$ КУО/см³.

Установлено закономірність впливу напруги низькочастотного електромагнітного поля на ефективність процесу очищення стічних вод (рис. 4.3), яка описується поліноміальною кривою 2 степеня:

- для напруги 3 В: $Y = 0,0233x^2 - 0,9177x + 12,366$, $R^2 = 0,9658$;

- для напруги 5 В: $Y = -0,0092x^2 - 0,3533x + 11,571$, $R^2 = 0,8833$.

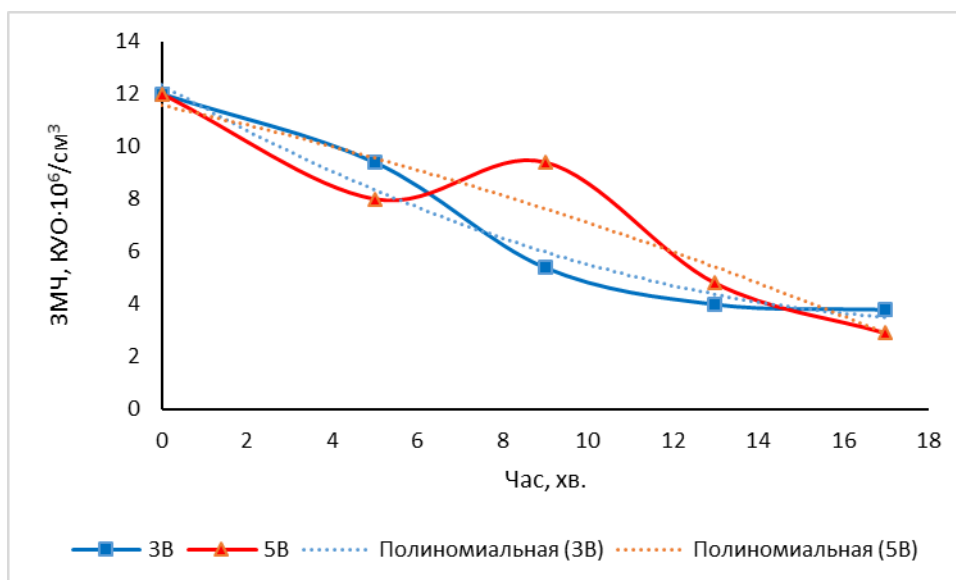


Рис. 4.3. Залежність впливу тривалості обробки (τ) і напруги НЧ ЕМП на ЗМЧ стічних вод загального скиду

Протягом 5 хв показник ЗМЧ зменшився на 21,67 %, при 9 хв – на 55%, при 13 хв – на 66,67 % та при 17 хв – на 70 %. ЗМЧ при напрузі 5 В впродовж 5, 9, 13 та 17 хв лежить в межах 21,67–75,83 %.

Найбільший показник ЗМЧ встановлено в зразках стічних вод з часом обробки 5 хв при напрузі 3 В та 9 хв при напрузі 5 В. Найбільше зменшення

ЗМЧ на 75,83 % встановлено при частоті 100 кГц, напрузі 5 В, тривалості обробки 17 хв.

Вивчаючи дані досліджень, наведені на рис. 4.3, виявлена закономірність: збільшення напруги і експозиції НЧ впливу на зразки стічної води призводить до зменшення показника ЗМЧ.

Обробка стічних вод загального скиду НЧ ЕМП призводить до зміни фізико-хімічних показників (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Фізико-хімічний склад стічних вод після дії низькочастотного електромагнітного поля ($P = 0,95, \pm \delta, \%$)

Показники	Після НЧ ЕМП
рН	6,00 ± 0,05
Хлориди, мг/дм ³	337 ± 1,0
Азот заг. , мг/дм ³	3,5 ± 1,5
Завислі речовини, мг/дм ³	704 ± 1,0
Прокалений залишок, мг/дм ³	352 ± 0,9
Сульфати, мг/дм ³	933 ± 0,7
ХСК, мгО ₂ /дм ³	7296 ± 1,0

Встановлено, що в стічних водах збільшується рН середовища, зменшується вміст хлоридів на 75 %, азоту заг. – на 70 %, завислих речовин і прокаленого залишку – на 78 %, сульфатів – на 73 %, ХСК – на 60 %.

4.4. Дослідження впливу надвисокочастотного широкосмугового та вузькосмугового випромінювання на процес очищення стічних вод

Проблема знезараження стічних вод харчової промисловості незважаючи на велику кількість існуючих способів та засобів на належному рівні не вирішена. Існуючі способи, такі як: хлорування, озонування, ультрафіолетове опромінення, термічна обробка та вапнування є мало ефективними та багатовартісними. Як показали наукові дослідження, застосування НВЧ випромінювання для знезараження та пастеризації рідин

має ряд переваг. Цей спосіб ефективно застосовують для знищення біобактеріальної мікрофлори: хвороботворних мікробів і бактерій, яєць гельмінтів, спор грибів [203].

Процес знищення мікрофлори не залежить від прозорості та консистенції рідини, інших фізичних та хімічних параметрів. Відпадає потреба застосування додаткових речовин (реагентів). Експлуатаційні затрати при даному способі в декілька разів менші порівняно з іншими методами. Обладнання, за допомогою якого він реалізується компактне, надійне, зручне в експлуатації. Процеси контролю за якістю знезараження, роботи обладнання та управління процесом автоматизуються. Контроль і управління дистанційні і можуть проводитися з будь-якої відстані.

Важливим фактором є те, що осад, який утворюється під час знезараження НВЧ випромінюванням придатний для використання в якості органічного добрива.

Механізм знищення мікрофлори електромагнітним полем НВЧ випромінювання відрізняється від механізмів, які діють при інших способах знезараження. Він полягає в тому, що під дією електричного поля в мікроорганізмах з'являється сила, яка розриває їх на шматки, тому жоден мікроорганізм не може адаптуватися і вижити в даних умовах.

Так як ефективність знезараження тим вища, чим більша напруженість електричного поля, а остання безпосередньо пов'язана зі щільністю потужності, то для підвищення ефективності необхідно збільшувати концентрацію енергії в зоні взаємодії електромагнітного поля з рідким середовищем як в просторі так і в часі [203].

Дослідження було спрямоване на вивчення дії НВЧ випромінювання на фізико-хімічні та мікробіологічні показники якості стічних вод, підбір оптимального режиму (поєднання залежності частоти та тривалості) обробки води НВЧ з метою досягнення найбільш ефективної обробки.

Дослідження процесу очищення та знезараження стічних вод загального стоку при дії надвисокочастотним вузькосмуговим

випромінюванням проводились на лабораторній установці «ЯВЬ-1» з частотою модуляції 90 ГГц, щільністю потоку потужності 10 мВт/см², тривалістю 6, 12, 18, 24 та 30 хв.

Опромінення стічних вод надвисокочастотним широкосмуговим шумовим сигналом здійснювалось на лабораторній установці «Ораторія – IV».

Для дослідження процесу очищення та знезараження стічних вод загального скиду обрані спектральна щільність шуму – 10⁻¹⁸ Вт/Гц, частота – 60 ГГц, інтегральна потужність випромінювання – 10⁻¹⁰ Вт/см². Діапазон частот, який дозволено використовувати в промислових цілях та медицині 2440–2460 МГц. Дія цього діапазону експериментально підтверджена в роботах [204, 199]. Експозиція становила 6, 12, 18, 24 та 30 хв, що є оптимальним для інактивації мікроорганізмів [203]. Температури води T = 20 °C.

Ефективність впливу НВЧ на мікроорганізми стічних вод загального скиду оцінювали за мікробіологічним показником ЗМЧ.

Загальна кількість мікроорганізмів у контрольному зразку становила 12·10⁶ КУО/см³.

Установлено закономірність впливу частоти надвисокочастотного випромінювання на ефективність процесу очищення стічних вод (рис. 4.4), яка описується поліноміальною кривою 2 степеня:

- для частоти 60 ГГц: $Y = 0,0139x^2 - 0,5686x + 10,896$, $R^2 = 0,6806$;

- для частоти 90 ГГц: $Y = 0,0049x^2 - 0,3035x + 12,332$, $R^2 = 0,7376$.

Зменшення ЗМЧ встановлено при частоті 60 ГГц експозицією 24 хв і при частоті 90 ГГц експозицією 18 хв на 64,17 % та 49 % відповідно.

При частоті 90 ГГц впродовж 6 хв встановлено найменше зниження ЗМЧ на 24,17 %.

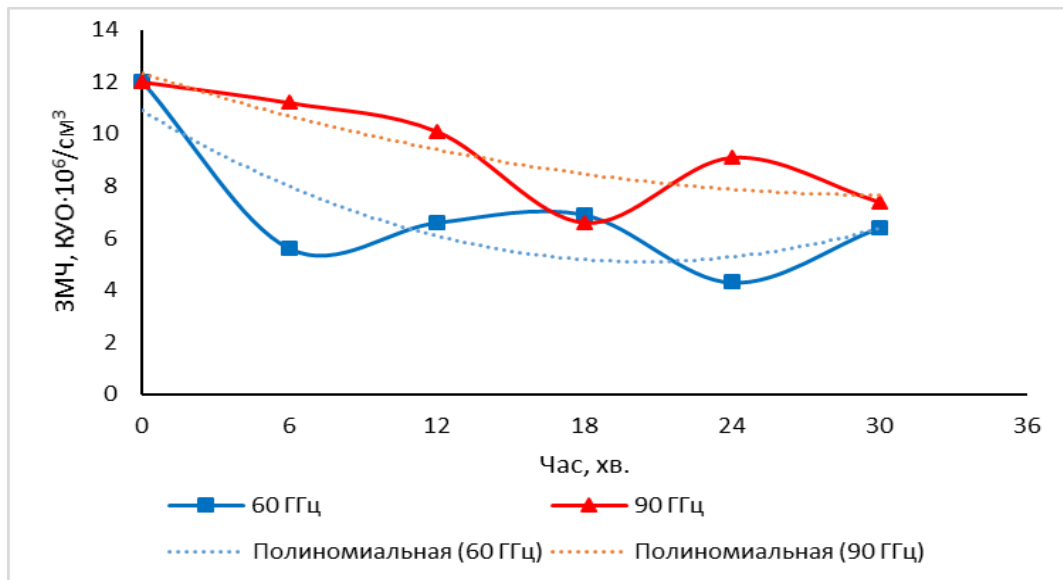


Рис. 4.4. Залежність впливу тривалості обробки (τ) і частоти НВЧ випромінювання на ЗМЧ стічних вод загального скиду

Вивчаючи дані досліджень, виявлена закономірність: збільшення часу експозиції та частоти НВЧ випромінювання призводить до зменшення показника ЗМЧ в стічних водах.

Ступінь знезараження в стічній воді найбільший при обробці надвисокочастотним випромінюванням з частотою 60 ГГц, довжиною хвилі 270 мм тривалістю 24 хвилини, і становить 64,17%.

Досліджено вплив НВЧ випромінювання на фізико-хімічні показники якості стічних вод загального скиду. У зв'язку з цим була проведена ціла серія експериментів за визначенням таких показників якості води, як водневий показник (рН), хлориди, азот, завислі речовини, прокалений залишок, сульфати та хімічне споживання кисню (табл. 4.5).

Вивчаючи дані досліджень, виявлена закономірність до зростання значень водневого показника рН та зменшення концентрації хімічних і органічних речовин. Результати свідчать про зростання рН води у 1,4 рази, значне зниження вмісту хлоридів на 79 %, азоту заг. – на 40 %, завислих речовин і прокаленого залишку – на 80 %, сульфатів – на 72 %, ХСК – на 65%.

**Фізико-хімічний склад стічних вод після дії надвисокочастотного
випромінювання**

Показники	Після НВЧ
pH	6,5 ± 0,05
Хлориди, мг/дм ³	284 ± 1,0
Азот, мг/дм ³	7,1 ± 1,5
Завислі речовини, мг/дм ³	640 ± 1,0
Прокалений залишок, мг/дм ³	320 ± 0,9
Сульфати, мг/дм ³	968 ± 0,7
ХСК, мгО ₂ /дм ³	6384 ± 1,0

Висновки до розділу 4

1. Установлено, що склад стічних вод до та після очищення ультразвуковими коливаннями за фізико-хімічними показниками змінився на 55–79 %, що свідчить про ефективність використання цього методу (ультразвуку). Зафіксовано, що найбільшого ступеня (97,91 %) очищення стічних вод від мікроорганізмів було досягнуто під дією ультразвукових коливань при робочій частоті 840 кГц, потужності 91 Вт, інтенсивності 0,7 Вт/см² та часу дії 12 хвилин.

2. Підтверджено оптимальні параметри електромагнітної обробки стічних вод, а саме T = 20 °C при інтенсивності магнітної індукції 75 мТл тривалістю 10 хв, що дозволяє досягнути ступеня очищення стоків за фізико-хімічними показниками та мікробіологічним показником 30–72 % та 86,67 % відповідно.

3. Встановлено оптимальні параметри низькочастотного очищення стічних вод, а саме T = 20 °C при частоті 100 кГц, амплітуді напруги 5 В тривалістю 17 хвилин, що дозволяє досягнути ступеня очищення стоків за фізико-хімічними показниками 60–78 %, а за мікробіологічним показником до 75,83%.

4. Визначено оптимальні параметри надвисокочастотного очищення стічних вод, а саме T = 20 °C, частота 60 ГГц, довжина хвилі 270 мм,

тривалість 24 хв, що дозволяє досягнути ступеня очищення стоків за фізико-хімічними показниками 40–80 %, а за мікробіологічним показником до 64,17 %.

5. Досліджено, що найбільш ефективним серед досліджуваних способів очищення стічних вод виявився ультразвук, який дає змогу одержати високий антимікробний ефект та значне зниження забруднюючих речовин, що призводить до покращення санітарно - епідеміологічних показників якості стічної води.

Результати дослідження можуть бути використані для добору очисного обладнання на дріжджових підприємствах.

РОЗДІЛ 5

ЗАКОНОМІРНОСТІ ВПЛИВУ ПАРАМЕТРІВ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ СПОСОБІВ НА ПРОЦЕС ВОДООЧИЩЕННЯ

5.1. Математичне моделювання процесу очищення та знезараження стічних вод дріжджового виробництва

Будівництво та експлуатація очисних споруд промислових підприємств вимагають великих матеріальних витрат, зниження яких можливо за рахунок вибору оптимальних технологічних параметрів. Крім економії фінансових коштів, оптимізація даних параметрів дозволяє значно зменшити антропогенне навантаження на довкілля внаслідок скорочення кількості скидання стічних вод з високим вмістом органічних та біологічних забруднень, якими є стоки харчових підприємств.

На ефективність електродіалізу відчутно впливають умови проведення процесу, конструкція електродіалізера і властивості рідини. Процес знезараження стічної води електродіалізом залежить від напруги, тривалості дії та міжелектродної відстані. Всі ці залежності отримали численне експериментальне підтвердження в різних дослідженнях [205].

Одними з найважливіших прикладних завдань є завдання оптимального, тобто найкращого керування технічними системами. У переважаючих випадках кінцевим результатом експерименту є побудова певної математичної моделі. Розроблені математичні моделі знезараження стоків, дозволяють не тільки полегшити теоретико-експериментальні дослідження механізмів фізико-хімічної дії, а і сприятимуть пришвидшенню промислового застосування цих способів, полегшуючи вибір оптимальних технологічних параметрів процесу.

5.1.1. Математичне моделювання процесу знезараження стічних вод дріжджзаводу при дії електродіалізу

Наведені в табл. 3.6 та 3.7 числові результати показують, як змінюється величина ЗМЧ в залежності від часу проведення електродіалізу τ . Ми припустили, що ця залежність описується в загальному вигляді законом

$$\text{TVC}(\tau) = \text{TVC}_0 \cdot \exp(\alpha + \beta\tau), \quad (1)$$

де TVC_0 – значення ЗМЧ в початковий момент часу, причому динаміка зміни ЗМЧ не залежить від виду стічних вод, які досліджувались, а залежить лише від того, де саме – поблизу анода чи катода – відбувалась очистка. Іншими словами, ми припускаємо, що існують певні коефіцієнти $\alpha^{(a)}, \beta^{(a)}$, які визначають залежність $\text{TVC}(\tau)$ в анодній зоні, та коефіцієнти $\alpha^{(c)}, \beta^{(c)}$, відповідно, для катодної зони.

З вибраної нами моделі випливає, що

$$\ln\left(\frac{\text{TVC}(\tau)}{\text{TVC}_0}\right) = \alpha + \beta\tau, \quad (2)$$

Для кожного виду стічних вод для окремих моментів часу на основі відомих ЗМЧ було обчислено значення відношення $\frac{\text{TVC}(\tau_i)}{\text{TVC}_0}$; вони зображені на рис.5.1 в логарифмічному масштабі вздовж осі ординат.

З метою знаходження коефіцієнтів $\alpha^{(a)}, \beta^{(a)}$, $\alpha^{(c)}, \beta^{(c)}$ було побудовано дві регресійні прямі – перша апроксимує $n = 16$ обчислених для анодної зони значень $\ln\left(\frac{\text{TVC}(\tau_i)}{\text{TVC}_0}\right)$, а друга апроксимує теж $n = 16$ значень, але обчислених для катодної зони. Були використані результати вимірювань для моментів часу $\tau_i = 5, 10, 15, 20$ хв, оскільки протягом перших 5 хвилин процесу електродіалізу зменшення величини ЗМЧ як в анодній, так і в катодній зоні відбувається досить швидко, і часова залежність відхиляється від прямої, побудованої для $\tau > 5$ хв.

Для коефіцієнту $\alpha^{(c)}$ регресійної прямої, яка відповідає даним, виміряним в *катодній зоні*, було знайдено значення $\alpha^{(c)} = -1,5$ та 95% довірчий інтервал $[-2,5; -0,5]$, а для коефіцієнта $\beta^{(c)}$ знайдено значення $\beta^{(c)} = -0,111$ та 95% довірчий інтервал $[-0,183; -0,039]$.

Для регресійної прямої, побудованої за результатами вимірювань в *анодній зоні*, виявилось, що гіпотеза про відмінність коефіцієнта $\beta^{(a)}$ від нуля не може бути прийнята з довірчою ймовірністю 95%, оскільки знайдене значення $\beta^{(a)} = -0,0496$ задовольняє нерівності $|\beta^{(a)}|/\sqrt{D[\beta^{(a)}]} < t_{0,95;14} = 2,145$, де $t_{0,95;14}$ – квантиль рівня 0,95 розподілу Стьюдента з $n - 2 = 14$ степенями свободи. Отже, коефіцієнт $\beta^{(c)}$, який характеризує нахил регресійної прямої, не є значущим, а тому для апроксимації доведеться задовольнитися лише коефіцієнтом $\alpha^{(a)}$, який тепер обчислюється як середнє значення по 16 результатам вимірювань в анодній зоні. Для вказаного коефіцієнта знайдено значення $\alpha^{(a)} = -3,6$ та 95% довірчий інтервал $[-4,05; -3,13]$.

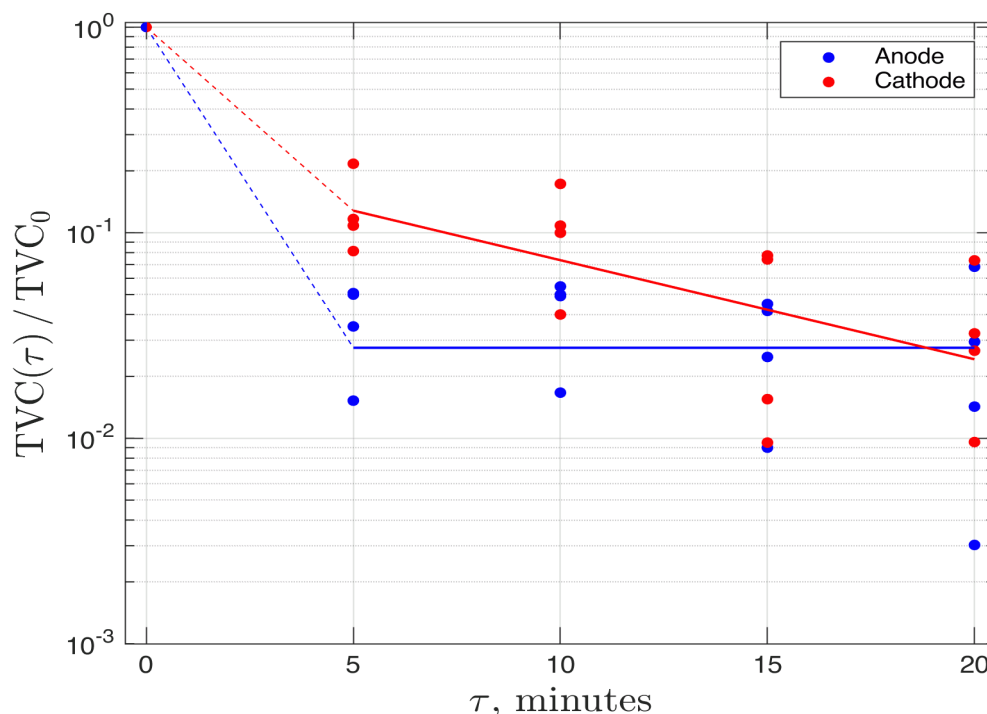


Рис. 5.1. Апроксимація залежності впливу тривалості обробки (τ) електродіалізу на ЗМЧ стічних вод

З отриманих числових результатів робимо висновок, що в процесі електродіалізу показник ЗМЧ поблизу катода на протязі перших 5 хвилин спадає до рівня $\frac{TVC(\tau=5)}{TVC_0} = \exp(\alpha^{(c)} + \beta^{(c)} \cdot 5) = 0,13$, а протягом наступних 15 хвилин зменшується ще в $\frac{TVC(\tau=5)}{TVC(\tau=15)} = \frac{\exp(\alpha^{(c)} + \beta^{(c)} \cdot 5)}{\exp(\alpha^{(c)} + \beta^{(c)} \cdot 15)} \approx 3$ рази. З іншого боку, поблизу анода ЗМЧ за перші 5 хвилин спадає до рівня $\frac{TVC(\tau=5)}{TVC_0} = \exp(\alpha^{(a)}) = 0,028$ від початкового значення. Подальші зміни ЗМЧ в анодній зоні не спостерігаються з точністю до похибок у вимірюванні ЗМЧ.

5.1.2. Математичне моделювання процесу знезараження стічних вод дріжджзаводу при дії ультразвуку

Метою моделювання процесу ультразвукового знезараження стічних вод є одержання аналітичних функціональних залежностей впливу інтенсивності УЗ та тривалості на зміну ЗМЧ стоків. Пошук ефективних параметрів здійснювався за схемою повнофакторного експерименту (ПФЕ).

В експерименті розглядали два фактори: X_1 – інтенсивність, X_2 – тривалість обробки. Ці параметри і стали базовими факторами для планування експерименту, а загальне мікробне число (ЗМЧ) – функція відгуку.

Планування, проведення та опрацювання результатів ПФЕ складаються з таких етапів:

- кодування факторів;
- складання плану або плану-матриці експерименту;
- рандомізація дослідів;
- реалізація плану експерименту;
- перевірка відтворюваності дослідів;
- обчислення і перевірка значущості коефіцієнтів рівняння регресії;

- перевірка адекватності регресійної моделі.

Оскільки є дві перемінні X_1 , X_2 та надаючи кожному факторові два значення (верхній «+» і нижній «-» рівні), одержимо чотири можливих комбінацій рівнів для двох факторів, тобто матриця планування 2^2 .

Для січних вод загального скиду матриця планування наведена в табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Матриця планування і результати експерименту впливу інтенсивності X_1 і тривалості впливу ультразвуку X_2 на ЗМЧ Y

Номер досліджу	X_1 (i , $Вт/см^2$)	X_2 (τ , хв.)	Y , (ЗМЧ, КУО/см ³)
1	0,3	4	1190000
2	0,3	12	440000
3	0,7	4	620000
4	0,7	12	250000

Перейдемо до кодованих змінних (табл. 5.2)

Таблиця 5.2

План-матриця ПФЕ типу 2^2

Рівні факторів та інтервали варіювання	X_1 (i , $Вт/см^2$)	X_2 (τ , хв.)
Нульовий рівень ($X_i=0$)	0,5	8
Інтервал варіювання (Δx_i)	0,2	4
Нижній рівень ($X_i=-1$)	0,3	4
Верхній рівень ($X_i=+1$)	0,7	12

Матриця планування в кодованому вигляді представлена в табл. 5.3

Матриця планування експерименту впливу інтенсивності X_1 і тривалості впливу X_2 на ЗМЧ Y в кодованому вигляді

i	X_0	X_1	X_2	X_1X_2	$Y_{cp.}$ (ЗМЧ _{ср.} , КУО/см ³)
1	1	-1	-1	+1	1190000
2	1	-1	+1	-1	440000
3	1	+1	-1	-1	620000
4	1	+1	+1	+1	250000

За результатами дослідів з врахування значущих коефіцієнтів регресії одержано нелінійне рівняння регресії:

$$Y = 625000 - 190000 \cdot X_1 - 280000 \cdot X_2 + 95000 \cdot X_1 \cdot X_2$$

Після розкодування змінних та зведення подібних членів одержано наступне регресійне рівняння, що описує математичну модель зміни ЗМЧ (КУО/см³):

$$\text{ЗМЧ} = 0,1772 \cdot X^2 - 2,9873 \cdot X + 11,456$$

Регресійне рівняння вважається адекватним, якщо виконується умова:

$$F_{\text{розрах.}} \leq F_{\text{табл.} f1 f2}$$

$$F_{\text{табл.} f1 f2}^{0,05} = 215,7$$

Оскільки

$$(F_{\text{розрах.}} = 22,7) \leq (F_{\text{табл.} f1 f2}^{0,05} = 215,7)$$

робимо висновок, що рівняння регресії адекватне експериментальним даним і може бути математичною моделлю досліджуваної залежності зміни ЗМЧ від інтенсивності та тривалості впливу ультразвуку.

Розв'язуючи одержане регресійне рівняння на мінімум функції відгуку, оскільки найкращим результатом є отримання мінімального значення ЗМЧ, одержуємо оптимальні межі проведення процесу знезараження мікроорганізмів у стічних водах.

Встановлено область екстремуму цільової функції, яку зображено на рисунках 5.2 – 5.3.

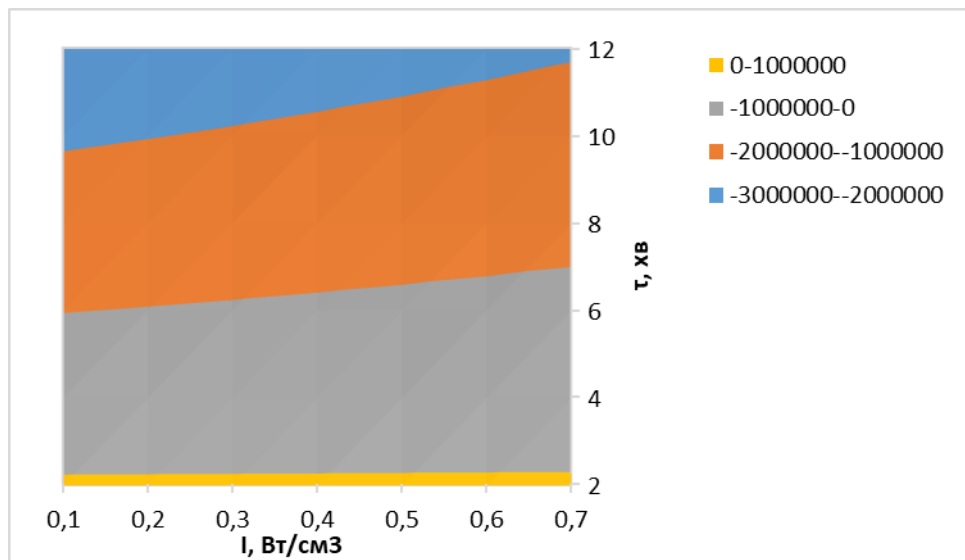


Рис.5.2. Розподіл оптимального значення ЗМЧ стічних вод від інтенсивності та тривалості процесу ультразвукового знезараження при частоті 840 кГц, потужності 91 Вт

На рис.5.2 зображена поверхня в межах умов проведення ультразвукового знезараження (інтенсивність 0,3 – 0,7 Вт/см^2 , тривалість 0 – 12 хв).

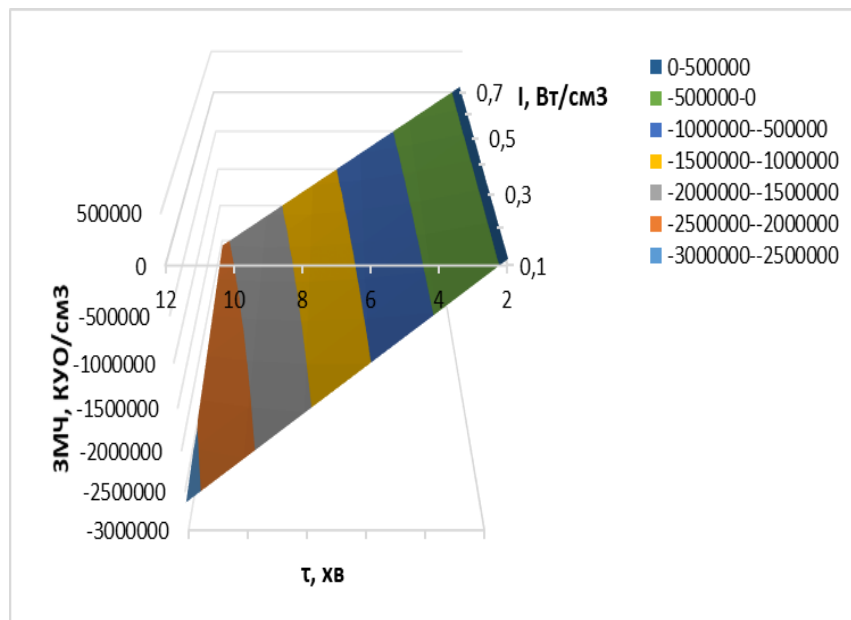


Рис. 5.3. Тривимірна діаграма розподілу оптимального значення ЗМЧ стічних вод від інтенсивності та тривалості процесу ультразвукового знезараження

За допомогою математичного моделювання процесу ультразвукового знезараження стоків, встановлено, що в процесі УЗ знезараження стоків показник ЗМЧ при інтенсивності $0,3 \text{ Вт/см}^2$ на протязі перших 4 хвилин знижується до рівня 0,099 від початкового значення, а протягом наступних 12 хвилин зменшується ще в 2,7 рази. При інтенсивності $0,5 \text{ Вт/см}^2$ ЗМЧ за перші 4 хвилини спадає до 0,05 від початкового значення, а протягом наступних 12 хвилин зменшується ще в 2 рази. При інтенсивності $0,7 \text{ Вт/см}^2$ впродовж перших 4 хвилин показник ЗМЧ зменшується до рівня 0,051 від початкового значення, а протягом наступних 12 хвилин зменшується ще в 2,5 рази.

5.1.3. Математичне моделювання процесу знезараження стічних вод дріжджзаводу при дії змінного магнітного поля

Дія вище згаданих чинників (інтенсивності і тривалості) призводить до зміни фізико-хімічного та мікробіологічного складу стічних вод. Тому аналогічно було зроблено планування експерименту і в якості параметрів оптимізації було вибрано інтенсивність магнітної індукції (i) і тривалість процесу знезараження (τ), а показник ЗМЧ прийнято за функцію відгуку

Для січних вод загального скиду матриця планування наведена в табл. 5.4.

Таблиця 5.4

Матриця планування і результати експерименту впливу інтенсивності X_1 і тривалості впливу змінного магнітного поля X_2 на ЗМЧ Y

Номер досліджу	X_1 (i , мТл)	X_2 (τ , хв.)	Y , (ЗМЧ, КУО/см ³)
1	50	4	4 200 000
2	50	13	8 400 000
3	75	4	5 300 000
4	75	13	3 000 000

Перейдемо до кодованих змінних (табл. 5.5)

План-матриця ПФЕ типу 2^2

Рівні факторів та інтервали варіювання	X_1 (i , мТл)	X_2 (τ , хв.)
Нульовий рівень ($X_i=0$)	62,5	8,5
Інтервал варіювання (Δx_i)	12,5	4,5
Нижній рівень ($X_i=-1$)	50	4
Верхній рівень ($X_i=+1$)	75	13

Матриця планування в кодованому вигляді представлена в табл. 5.6

Таблиця 5.6

Матриця планування експерименту впливу інтенсивності X_1 і тривалості впливу змінного магнітного поля X_2 на ЗМЧ Y в кодованому вигляді

i	X_0	X_1	X_2	X_1X_2	Y , (ЗМЧ, КУО/см ³)
1	1	-1	-1	+1	4 200 000
2	1	-1	+1	-1	8 400 000
3	1	+1	-1	-1	5 300 000
4	1	+1	+1	+1	3 000 000

За результатами дослідів з врахування значущих коефіцієнтів регресії одержано нелінійне рівняння регресії:

$$Y = 5\,225\,000 - 1\,975\,000 \cdot X_1 + 475\,000 \cdot X_2 - 1\,625\,000 \cdot X_1 \cdot X_2$$

Після розкодування змінних та зведення подібних членів одержано наступне регресійне рівняння, що описує математичну модель зміни ЗМЧ (КУО/см³):

$$\text{ЗМЧ} = 0,1046 \cdot X^2 - 1,774 \cdot X + 11,533$$

Регресійне рівняння вважається адекватним, якщо виконується умова:

$$F_{\text{розрах.}} \leq F_{\text{табл.}f_1f_2}$$

Оскільки

$$(F_{\text{розрах.}} = 7,84) \leq (F_{\text{табл.}f_1f_2}^{0,05} = 215,7)$$

робимо висновок, що рівняння регресії адекватне експериментальним даним і може бути математичною моделлю досліджуваної залежності зміни ЗМЧ від інтенсивності та тривалості впливу магнітного поля.

Розв'язуючи одержане регресійне рівняння на мінімум функції відгуку, оскільки найкращим результатом є отримання мінімального значення ЗМЧ, одержуємо оптимальні межі проведення процесу знезараження мікроорганізмів у стічних водах.

Встановлено область екстремуму цільової функції, яку зображено на рисунках 5.4 – 5.5.

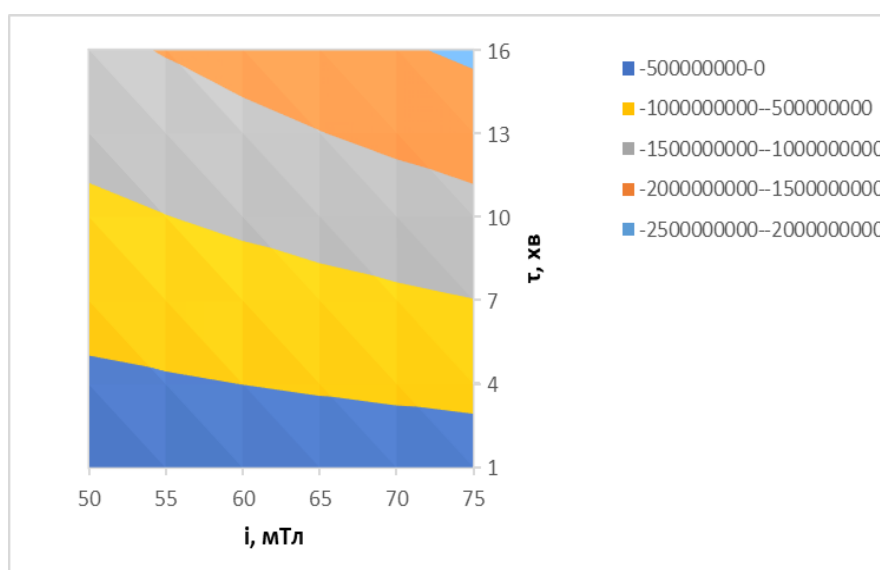


Рис.5.4. Розподіл оптимального значення ЗМЧ стічних вод від інтенсивності та тривалості процесу електромагнітного знезараження

На рис. 5.4 зображена поверхня в межах умов проведення ультразвукового знезараження (інтенсивність 50 – 75 мТл, тривалість 0 – 13 хв).

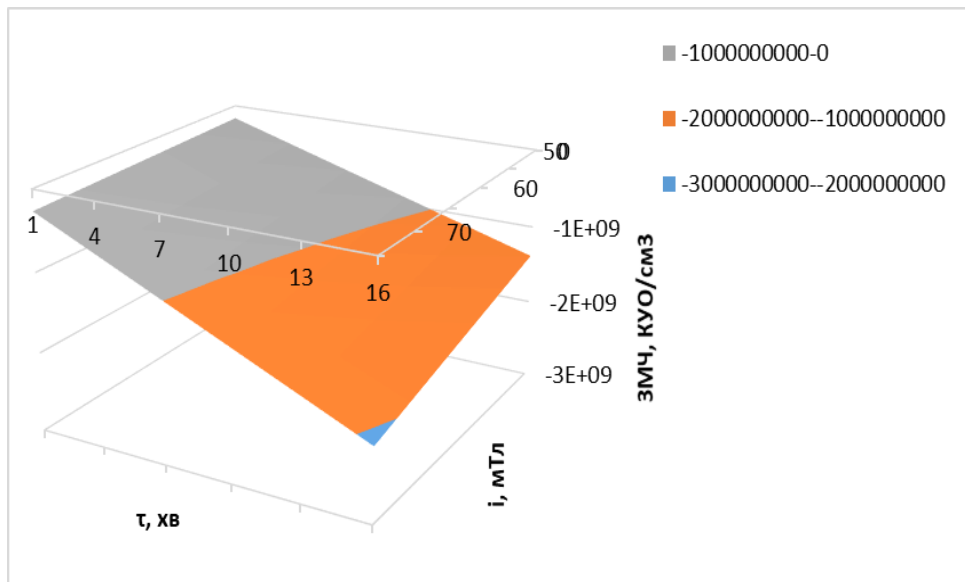


Рис. 5.5. Тривимірна діаграма розподілу оптимального значення ЗМЧ стічних вод від інтенсивності та тривалості процесу знезараження при дії змінного магнітного поля

За допомогою математичного моделювання процесу електромагнітного знезараження стоків, встановлено, що при дії змінного МП, встановлено, що показник ЗМЧ при магнітній індукції 50 мТл на протязі перших 4 хвилин знижується до рівня 0,35 від початкового значення, а протягом наступних 13 хвилин зменшується ще в 0,5 раз. При магнітній індукції 75 мТл ЗМЧ за перші 4 хвилини спадає до 0,44 від початкового значення, а протягом наступних 13 хвилин зменшується ще в 1,7 рази.

5.1.4. Математичне моделювання процесу знезараження стічних вод дріжджзаводу при дії низькочастотного електромагнітного поля

В експерименті розглядали два фактори: X_1 – напруга, X_2 – тривалість впливу низькочастотного випромінювання. Ці параметри і стали базовими факторами для планування експерименту, а загальне мікробне число (ЗМЧ) – функція відгуку.

Для січних вод загального скиду матриця планування наведена в 5.7.

Матриця планування і результати експерименту впливу напруги X_1 і тривалості впливу НЧ X_2 на ЗМЧ Y

Номер досліджу	X_1 (U, B)	X_2 ($\tau, хв.$)	Y , (ЗМЧ, КУО/см ³)
1	3	5	9 400 000
2	3	17	12 000 000
3	5	5	8 000 000
4	5	17	2 900 000

Перейдемо до кодованих змінних (табл. 5.8)

План-матриця ПФЕ типу 2^2

Рівні факторів та інтервали варіювання	X_1 (U, B)	X_2 ($\tau, хв.$)
Нульовий рівень ($X_i=0$)	4	11
Інтервал варіювання (Δx_i)	1	6
Нижній рівень ($X_i=-1$)	3	5
Верхній рівень ($X_i=+1$)	5	17

Матриця планування в кодованому вигляді представлена в табл. 5.9

Матриця планування експерименту впливу напруги X_1 і тривалості впливу X_2 на ЗМЧ Y в кодованому вигляді

i	X_0	X_1	X_2	X_1X_2	Y , (ЗМЧ, КУО/см ³)
1	1	-1	-1	+1	9 400 000
2	1	-1	+1	-1	12 000 000
3	1	+1	-1	-1	8 000 000
4	1	+1	+1	+1	2 900 000

За результатами дослідів з врахування значущих коефіцієнтів регресії одержано нелінійне рівняння регресії:

$$Y = 8\,075\,000 - 2\,625\,000 \cdot X_1 - 625\,000 \cdot X_2 - 1\,925\,000 \cdot X_1 \cdot X_2$$

Після розкодування змінних та зведення подібних членів одержано наступне регресійне рівняння, що описує математичну модель зміни ЗМЧ (КУО/см³):

$$\text{ЗМЧ} = 0,0071 \cdot X^2 - 0,6355 \cdot X + 11,9685$$

Регресійне рівняння вважається адекватним, якщо виконується умова:

$$F_{\text{розрах.}} \leq F_{\text{табл.}f1f2}$$

Оскільки

$$(F_{\text{розрах.}}=17,1) \leq (F_{\text{табл.}f1f2}^{0,05}=215,7)$$

робимо висновок, що рівняння регресії адекватне експериментальним даним і може бути математичною моделлю досліджуваної залежності зміни ЗМЧ від напруги та тривалості впливу НЧ ЕМП.

Розв'язуючи одержане регресійне рівняння на мінімум функції відгуку, оскільки найкращим результатом є отримання мінімального значення ЗМЧ, одержуємо оптимальні межі проведення процесу знезараження мікроорганізмів у стічних водах.

Встановлено область екстремуму цільової функції, яку зображено на рисунках 5.6 – 5.7.

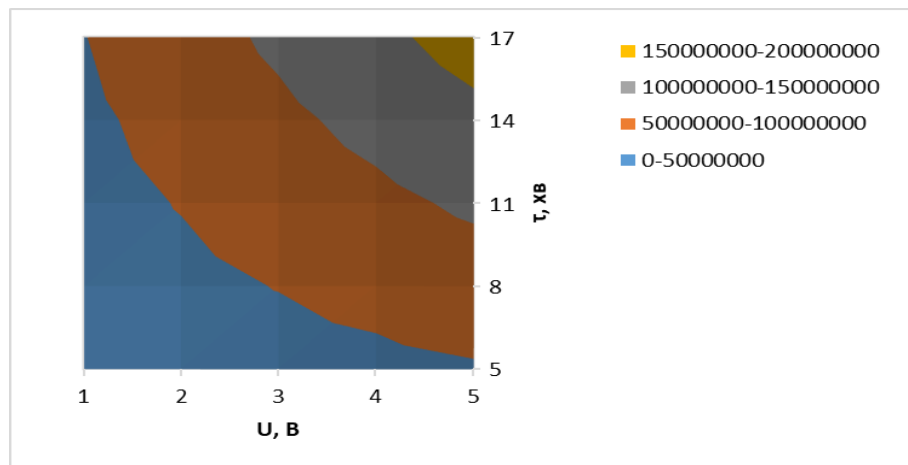


Рис. 5.6. Розподіл оптимального значення ЗМЧ стічних вод від напруги та тривалості процесу знезараження при низькочастотному ЕМП з частотою 100 кГц

На рис. 5.6 зображена поверхня в межах умов проведення знезараження ЕМП низької частоти (напруга 3 – 5 В, тривалість 0 – 17 хв).

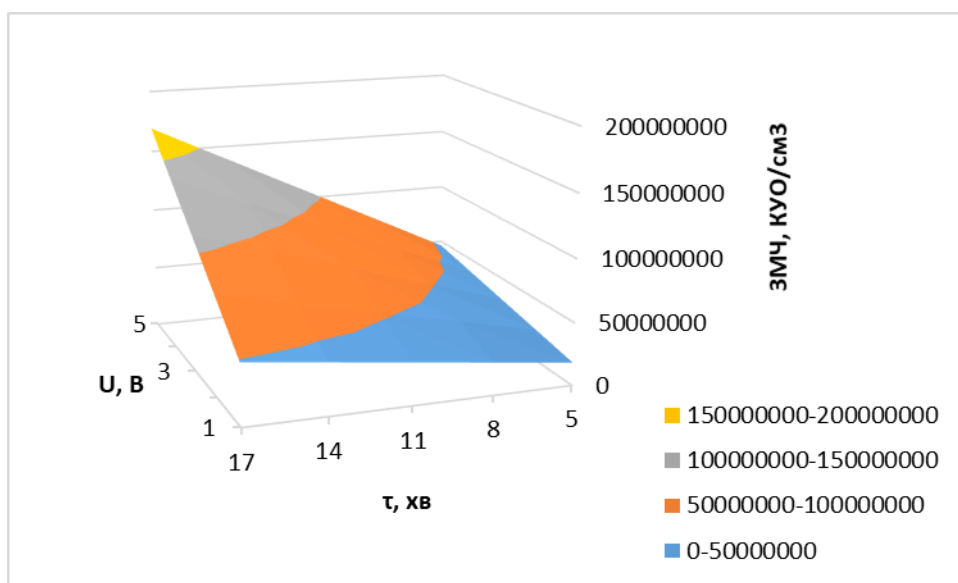


Рис. 5.7. Тривимірна діаграма розподілу оптимального значення ЗМЧ стічних вод від напруги та тривалості процесу знезараження при низькочастотному ЕМП

За допомогою математичного моделювання процесу НЧ ЕМП, встановлено, що показник ЗМЧ при напрузі 3 В на протязі перших 5 хвилин знижується до рівня 0,78 від початкового значення, а протягом наступних 17 хвилин зменшується ще в 2,5 рази. При напрузі 5 В ЗМЧ за перші 5 хвилини спадає до 0,67 від початкового значення, а протягом наступних 17 хвилин зменшується ще в 2,7 рази.

5.1.5. Математичне моделювання процесу знезараження стічних вод дріжджзаводу при дії надвисокочастотного випромінювання

В експерименті розглядали два фактори: X_1 – частота, X_2 – тривалість впливу НВЧ випромінювання. Ці параметри і стали базовими факторами для планування експерименту, а загальне мікробне число (ЗМЧ) – функція відгуку.

Для січних вод загального скиду матриця планування наведена в табл. 5.10.

Матриця планування і результати експерименту впливу частоти X_1 і тривалості впливу НВЧ X_2 на ЗМЧ Y

Номер досліджу	X_1 (f , ГГц)	X_2 (τ , хв.)	Y , (ЗМЧ, КУО/см ³)
1	60	6	5 600 000
2	60	30	6 400 000
3	90	6	9 100 000
4	90	30	7 400 000

Перейдемо до кодованих змінних (табл. 5.11)

План-матриця ПФЕ типу 2^2

Рівні факторів та інтервали варіювання	X_1 (f , ГГц)	X_2 (τ , хв.)
Нульовий рівень ($X_i=0$)	75	18
Інтервал варіювання (Δx_i)	15	12
Нижній рівень ($X_i=-1$)	60	6
Верхній рівень ($X_i=+1$)	90	30

Матриця планування в кодованому вигляді представлена в табл. 5.12

Матриця планування експерименту впливу частоти X_1 і тривалості впливу НВЧ X_2 на ЗМЧ Y в кодованому вигляді

i	X_0	X_1	X_2	X_1X_2	Y , (ЗМЧ, КУО/см ³)
1	1	-1	-1	+1	5 600 000
2	1	-1	+1	-1	6 400 000
3	1	+1	-1	-1	9 100 000
4	1	+1	+1	+1	7 400 000

За результатами дослідів з врахування значущих коефіцієнтів регресії одержано нелінійне рівняння регресії:

$$Y = 7\,125\,000 + 1\,125\,000 \cdot X_1 - 225\,000 \cdot X_2 - 625\,000 \cdot X_1 \cdot X_2$$

Після розкодування змінних та зведення подібних членів одержано наступне регресійне рівняння, що описує математичну модель зміни ЗМЧ (КУО/см³):

$$\text{ЗМЧ} = 0,0079 \cdot X^2 - 0,4361 \cdot X + 11,614$$

Регресійне рівняння вважається адекватним, якщо виконується умова:

$$F_{\text{розрах.}} \leq F_{\text{табл. } f_1 f_2}$$

Оскільки

$$(F_{\text{розрах.}} = 2,6) \leq (F_{\text{табл. } f_1 f_2}^{0,05} = 215,7)$$

робимо висновок, що рівняння регресії адекватне експериментальним даним і може бути математичною моделлю досліджуваної залежності зміни ЗМЧ від частоти та тривалості впливу НВЧ випромінювання.

Розв'язуючи одержане регресійне рівняння на мінімум функції відгуку, оскільки найкращим результатом є отримання мінімального значення ЗМЧ, одержуємо оптимальні межі проведення процесу знезараження мікроорганізмів у стічних водах.

Встановлено область екстремуму цільової функції, яку зображено на рисунках 5.8 – 5.9.

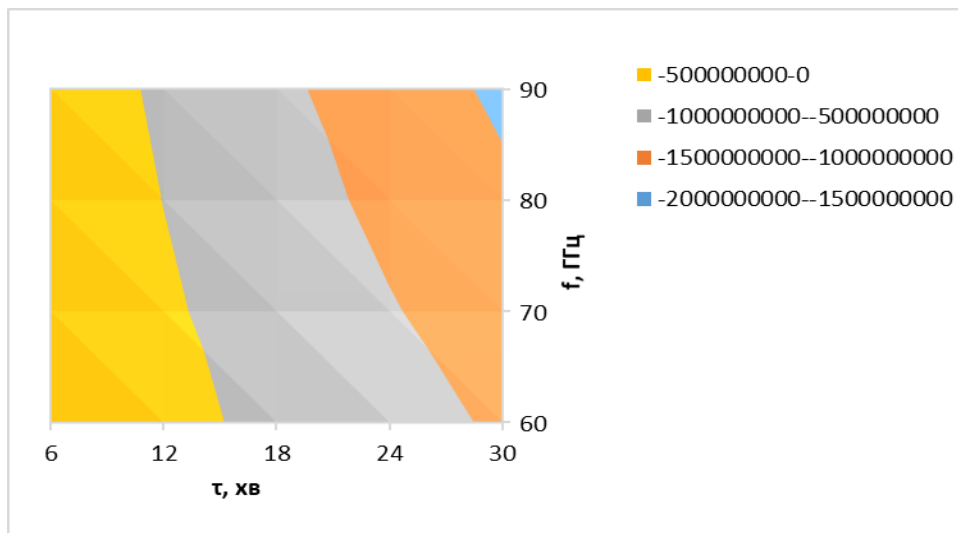


Рис. 5.8. Розподіл оптимального значення ЗМЧ стічних вод від напруги та тривалості процесу знезараження при надвисокочатотному випромінюванні з потужністю 10 мВт/см²

На рис. 5.8 зображена поверхня в межах умов проведення НВЧ знезараження (частота 60 - 90 ГГц, тривалість 0 – 30 хв).

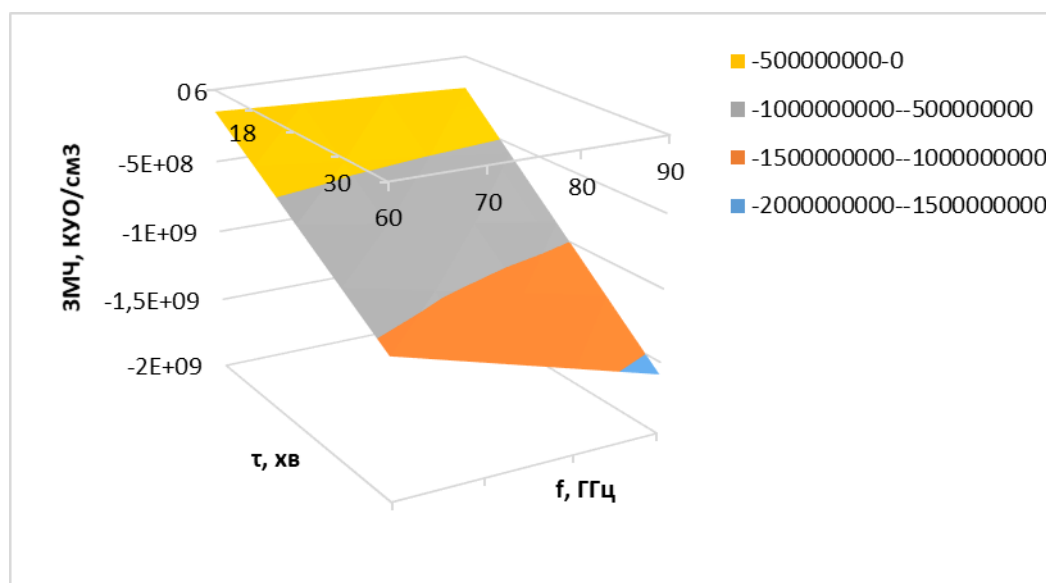


Рис. 5.9. Тривимірна діаграма розподілу оптимального значення ЗМЧ стічних вод від частоти та тривалості процесу знезараження надвисокочастотним випромінюванням

За допомогою математичного моделювання встановлено, що в процесі знезараження стоків при дії НВЧ випромінювання показник ЗМЧ при частоті 60 ГГц на протязі перших 6 хвилин знижується до рівня 0,47 від початкового значення, а протягом наступних 30 хвилин зменшується ще в 0,9 раз. При частоті 90 ГГц ЗМЧ за перші 6 хвилини спадає до 0,93 від початкового значення, а протягом наступних 30 хвилин зменшується ще в 1,5 рази.

Висновки до розділу 5

1. За допомогою математичного моделювання процесу ультразвукового знезараження стоків, встановлено, що в процесі електродіалізу показник ЗМЧ поблизу катода на протязі перших 5 хвилин спадає до рівня 0,13, а протягом наступних 15 хвилин зменшується ще в 3 рази. З іншого боку, поблизу анода ЗМЧ за перші 5 хвилин спадає до 0,028 від початкового значення і подальші зміни ЗМЧ в анодній зоні не спостерігаються.

2. В процесі УЗ знезараження стоків показник ЗМЧ при інтенсивності $0,3 \text{ Вт/см}^2$ на протязі перших 4 хвилин знижується до рівня 0,099 від початкового значення, а протягом наступних 12 хвилин зменшується ще в 2,7 рази. При інтенсивності $0,5 \text{ Вт/см}^2$ ЗМЧ за перші 4 хвилини спадає до 0,05 від початкового значення, а протягом наступних 12 хвилин зменшується ще в 2 рази. При інтенсивності $0,7 \text{ Вт/см}^2$ впродовж перших 4 хвилин показник ЗМЧ зменшується до рівня 0,051 від початкового значення, а протягом наступних 12 хвилин зменшується ще в 2,5 рази.

3. При дії змінного МП, встановлено, що показник ЗМЧ при магнітній індукції 50 мТл на протязі перших 4 хвилин знижується до рівня 0,35 від початкового значення, а протягом наступних 13 хвилин зменшується ще в 0,5 раз. При магнітній індукції 75 мТл ЗМЧ за перші 4 хвилини спадає до 0,44 від початкового значення, а протягом наступних 13 хвилин зменшується ще в 1,7 рази.

4. Дія НЧ ЕМП показала, що показник ЗМЧ при напрузі 3 В на протязі перших 5 хвилин знижується до рівня 0,78 від початкового значення, а протягом наступних 17 хвилин зменшується ще в 2,5 рази. При напрузі 5 В ЗМЧ за перші 5 хвилини спадає до 0,67 від початкового значення, а протягом наступних 17 хвилин зменшується ще в 2,7 рази.

5. В процесі знезараження стоків при дії НВЧ випромінювання показник ЗМЧ при частоті 60 ГГц на протязі перших 6 хвилин знижується до рівня 0,47 від початкового значення, а протягом наступних 30 хвилин зменшується ще в 0,9 раз. При частоті 90 ГГц ЗМЧ за перші 6 хвилини спадає до 0,93 від початкового значення, а протягом наступних 30 хвилин зменшується ще в 1,5 рази.

РОЗДІЛ 6

ОБГРУНТУВАННЯ ЕКОНОМІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ УЛЬТРАЗВУКОВОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

6.1. Економічна ефективність ультразвукового очищення

Скидання промислових стічних вод – один з найнебезпечніших чинників погіршення якості водних об'єктів, завдяки яким природні гідро екосистеми України постійно втрачають свою здатність до самовідновлення. Тому в період загострення водно екологічних проблем та обмеженості коштів у підприємств на водоохоронні заходи важливе місце при виборі найбільш оптимальної технології очищення займає оцінка її ефективності.

6.1.1. Техніко-економічні розрахунки ефективності ультразвукового очищення

Економічність очищення води залежить від довершеності використовуваної технології, апаратурного оформлення процесу, продуктивності апаратів, вартості реагентів, механізації та автоматизації виробництва, ряду інших факторів. Використовуючи дані, наведені в [206], порівняно витрати на оброблення води різними способами. У таблиці 6.1 наведено результати розрахунку сумарних витрат для різних методів очищення. При розрахунках прийняті наступні розцінки: вартість 1 кВт·год електроенергії: 0,072 дол.; вартість 1 м³ скидання: 0,35 дол. (середня).

Логічно припустити, що найбільш ефективним буде метод, що забезпечує максимальну продуктивність при мінімальних затратах. Серед високопродуктивних методів знезараження – найменші витрати на обробку

Витрати при застосуванні різних методів оброблення води [206]

Метод	Витрата електроенергії, кВт·год/м ³	Продуктивність, м ³ /год	Реактиви, дол./м ³	Вихід води, %	Додаткові витрати, дол./м ³	Витрати, дол./м ³
Хлорування	1	1000	0,6	53	0,016	0,645
Озонування	50	300	-	99	0,015	0,415
Сріблення	0,2	10	2,5	92	0,015	2,52
УФВ	10	20	-	100	0,04	0,32
УЗ	2,5	2	-	100	0,006	0,13
Електричний розряд	0,1	2	-	100	0,006	0,19
Кип'ятіння	25	10	-	95	0,015	0,7
Дистиляція	20	15	-	95	0,015	0,6
Іонний обмін	2	5	0,8	90	0,036	0,84
Екстракція	4	5	0,3	70	0,047	0,35
Виморожування	6,5	3	-	85	0,016	0,21
Електродіаліз	30	8	-	90	0,015	0,89
Електроосмос	18	200	0,43	90	0,015	0,44
Зворотній осмос	5,4	300	0,4	90	0,015	0,42
Магнітна обробка	0,02	100	-	100	0,006	0,007

має обробка УФВ та магнітна обробка. Серед низькопродуктивних методів знезараження – перевагу слід надати обробці розрядами і УЗ, як більш дешевим. Такі способи, як хлорування, озонування, обробка УЗ, обробка УФП, сріблення і магнітна обробка дозволяють провести обробку води в потоці. Всі інші способи припускають статичну (кип'ятіння, дистиляція, виморожування) або квазістатичну (електродіаліз, електроосмос, зворотній осмос) обробку. Причому останні припускають наявність великогабаритних установок, які необхідно встановлювати в окремих будівлях. Що стосується витрат на експлуатацію установок, то найбільшими вони будуть при використанні тих способів, в яких здійснюється витрата матеріалів (реактивів), а також відбувається зношення частин установок.

Для порівняння запропонованої ультразвукової технології з існуючими методами, представленими в табл. 6.1, розраховано витрати за формулою:

$$V = PE \cdot VE + DV, \quad (6.1)$$

де PE – вартість електроенергії (0,072 дол/1 кВт·год.);

VE – витрата електроенергії (60 Вт/год);

DV – додаткові витрати (на експлуатацію установок, на капітальне будівництво тощо).

$$V = 0,072 \cdot 0,6 + 0,006 = 0,0492 \text{ дол/м}^3 \text{ (1,328 грн/м}^3\text{)}$$

Отже, віброкавітаційна обробка води є не тільки високоефективною для очищення від різноманітних забруднень, а й економічно ефективною.

Розрахунок сумарних витрат ВС за формулою:

$$BC = V + (1 - VB / 100) \cdot EK \cdot PC, \quad (6.2)$$

де V – витрати на обробку розраховані за формулою (6.1); (0,0492)

VB – вихід чистої води, %;

PC – плата за скидання, дол./м³; (0,35 дол/м³)

EK – вплив на екологію;

$$BC = 0,0492 + 0,35 = 0,3992 \text{ дол/м}^3 \text{ (10,78 грн/м}^3\text{)}$$

Отже, реалізація віброкавітаційної технології дасть змогу знизити капітальні, експлуатаційні і енергетичні витрати на очищення стоків.

6.1.2. Еколого-економічна оцінка ефективності ультразвукового очищення

Екологічну ефективність методу обумовлюють встановлені вимоги до фізико-хімічного складу та якості очищеної води, що скидається у водний об'єкт. Плата за скидання забруднюючих речовин у поверхневі води, територіальні та внутрішні морські води, а також підземні горизонти впроваджується з метою економічного стимулювання водоохоронних заходів, упорядкування джерел фінансування і кредитування та

відшкодування народногосподарських збитків завданих забрудненням поверхневих вод та підземних водних горизонтів. Платежі за скиди забруднюючих речовин у водні об'єкти компенсують економічні збитки від негативного впливу забруднених вод на здоров'я людей, об'єкти житлово-комунального господарства, сільськогосподарські угіддя, лісові, водні, рибні і рекреаційні ресурси [207].

Розрахунок маси наднормативного скиду забруднюючих речовин у водний об'єкт зі зворотними водами з перевищенням граничнодопустимого скиду здійснювали згідно з «Методикою розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів» наведеною у [208].

1. Розрахунок маси наднормативного скиду забруднюючої речовини у водний об'єкт зі зворотними водами внаслідок перевищення встановленого нормативу ГДС (гранично допустимий скид) здійснюється за формулою:

$$M_i = (C_{i\phi} - C_{id}) \cdot Q_{i\phi} \cdot t \cdot 10^{-6}, \quad (6.3)$$

де M_i – маса наднормативного скиду i -ї забруднюючої речовини у водний об'єкт зі зворотними водами, т;

$C_{i\phi}$ – середня фактична концентрація i -ї забруднюючої речовини у зворотних водах, г/м³;

C_{id} – дозволена для скиду ГДК i -ї забруднюючої речовини, концентрація i -ї забруднюючої речовини, визначена при затвердженні ГДС приймаємо згідно з [275], г/м³;

$Q_{i\phi}$ – фактичні витрати зворотних вод, м³/год;

t – тривалість скидання зворотних вод з порушенням нормативів ГДС, год;

10^{-6} – коефіцієнт перерахунку маси забруднюючих речовин.

За даними регламенту виробництва хлібопекарських дріжджів маємо:

1. Продуктивність хлібопекарських дріжджів становить 8000 т/рік.

2. За нормами витрат на 1 т дріжджів утворюється 246 м³ стоків, тоді за розрахунками продовж року отримуємо 1968000 м³ концентрованих стічних вод.

З отриманих даних, 1377600 м³/рік (3774 м³/добу) утворюється безпосередньо під час сепарації дріжджів. На 1-ому ступені отримуємо 590400 м³ стоків, відповідно на 2-ому і 3-ому по 393600 м³.

Розрахунок маси наднормативного скиду забруднюючих речовин у водний об'єкт зі зворотними водами при початкових їх концентраціях за добу (на прикладі стоків дріжджзаводу), здійснюємо за формулою 6.3.

3.

- для хлоридів:

$$M_{Cl} = (1351 - 350) \cdot 3774 \cdot 1 \cdot 10^{-6} = 3,77 \text{ т};$$

- для завислих речовин:

$$M_{ЗР} = (3200 - 300) \cdot 3774 \cdot 1 \cdot 10^{-6} = 10,94 \text{ т};$$

- для сульфатів:

$$M_{C} = (3456 - 400) \cdot 3774 \cdot 1 \cdot 10^{-6} = 11,53 \text{ т};$$

- для ХСК:

$$M_{ХСК} = (18240 - 500) \cdot 3774 \cdot 1 \cdot 10^{-6} = 66,95 \text{ т}.$$

- для БСК:

$$M_{БСК} = (3900 - 350) \cdot 3774 \cdot 1 \cdot 10^{-6} = 13,4 \text{ т}.$$

2. Розрахунок розмірів відшкодування збитків, заподіяних водним об'єктам внаслідок аварійного або самовільного скиду забруднюючих речовин зі зворотними водами здійснюється за формулою:

$$Z = K_C \cdot K_{кат} \cdot K_p \cdot K_3 \cdot [(M_{i1} \cdot (\text{гама})_{i1} + (M_{i2} \cdot (\text{гама})_{i2} + \dots + (M_{im} \cdot (\text{гама})_{im.})), \quad (6.4)$$

де $K_C = 1,5$ – коефіцієнт, що враховує збільшення шкоди водній екосистемі при самовільному чи аварійному скиді;

$K_{кат}$ – коефіцієнт, що враховує категорію водного об'єкта, який визначається згідно з додатком 2 наведеним у [274];

K_p - визначається згідно з додатком 3 наведеним у [274];

$K_3 = 1,5$ – коефіцієнт ураженості водної екосистеми;

m – кількість забруднюючих речовин у зворотних водах;

M – маса наднормативного скиду i -ї забруднювальної речовини у водний об'єкт зі зворотними водами, т;

$(\text{гама})_i$ – питомий економічний збиток від забруднення водних ресурсів, віднесений до 1 тонни умовної забруднювальної речовини, грн/т, який визначається за формулою:

$$(\text{гама})_i = (\text{гама}) \cdot A_i, \quad (6.5)$$

де (гама) – проіндексований питомий економічний збиток від забруднення водних ресурсів у поточному році, грн./т, який визначається за формулою:

$$(\text{гама}) = (\text{гама})_п \cdot I/100, \quad (6.6)$$

де $(\text{гама})_п$ – проіндексований питомий економічний збиток від забруднення водних ресурсів у попередньому році, грн./т;

I – індекс інфляції (індекс споживчих цін), середньорічний по Україні за попередній рік, %;

A_i – безрозмірний показник відносної небезпечності i -ї забруднювальної речовини, який визначається із співвідношення за формулою:

$$A_i = 1/\text{ГДК}_i, \quad (6.7)$$

де ГДК_i – безрозмірна величина, чисельно рівна ГДК_i забруднювальної речовини у воді водного об'єкта відповідної категорії.

Для речовин з ГДК рівною одиниці і більше в чисельнику вводиться поправковий коефіцієнт 10 ($A_i = 10/\text{ГДК}_i$) [209].

Розрахунок питомого економічного збитку від забруднення водних ресурсів проводимо за формулою 6.5:

- для хлоридів:

$$A_{Cl} = 10/350 = 0,028;$$

$$(\text{гама}) = 766,96 \cdot 100,4/100 = 770,02 \text{ грн/т};$$

$$(\text{гама})_{\text{Cl}} = 770,02 \cdot 0,028 = 21,56 \text{ грн/т};$$

- для завислих речовин:

$$A_{\text{ЗР}} = 10/15 = 0,667;$$

$$(\text{гама})_{\text{ЗР}} = 770,02 \cdot 0,667 = 513,61 \text{ грн/т};$$

- для сульфатів:

$$A_{\text{C}} = 10/250 = 0,04;$$

$$(\text{гама})_{\text{C}} = 770,02 \cdot 0,02 = 30,80 \text{ грн/т};$$

- для ХСК:

$$A_{\text{ХСК}} = 10/80 = 0,125;$$

$$(\text{гама})_{\text{ХСК}} = 770,02 \cdot 0,125 = 96,25 \text{ грн/т};$$

Розрахунок розмірів відшкодування збитків, заподіяних водним об'єктам внаслідок скидання забруднювальних речовин зі зворотними водами здійснювали згідно формули 6.4:

$$З = 1,5 \cdot 1,2 \cdot 1,1 \cdot 1,5 \cdot [(3,77 \cdot 21,56) + (10,94 \cdot 513,61) + (11,53 \cdot 30,80) + (66,95 \cdot 96,25)] = 66822,71 \text{ грн/м}^3 .$$

Сумарні витрати за скид стічних вод з понадномованим вмістом забруднювальних речовин становить:

$$BC + З = 66822,71 + 10,78 = 66\ 833,49 \text{ грн/м}^3$$

А при використанні ультразвукової технології потужністю 91 Вт вартість очищення становить 0,0738 дол/м³ (1,9926 грн/м³).

Враховуючи, що стічна вода після очищення скидатиметься в каналізаційну мережу, то вартість скиду очищених стічних вод становитиме:

$$В + BC = 1,9926 + 10,78 = 12,7726 \text{ грн/м}^3$$

Застосування запропонованого ультразвукового способу очищення дозволить зменшити техногенне навантаження на водні об'єкти, а також суттєво зменшити величину збитків від скидання неочищених стоків у водні об'єкти, сприяючих покращенню якості води у природних водоймах.

Висновки до розділу 6

1. Ультразвукова обробка води є не тільки високоефективною для очищення від різноманітних забруднень, а й економічно ефективною. Розраховані сумарні витрати на скид стічних вод становлять 0,3992 дол/м³ (10,78 грн/м³).

2. Розрахунок розмірів відшкодування збитків, заподіяних водним об'єктам внаслідок аварійного або самовільного скиду забруднюючих речовин зі зворотними водами становить 66822,71 грн/м³.

3. Застосування запропонованого ультразвукового способу очищення дозволить зменшити техногенне навантаження на водні об'єкти, а також суттєво зменшити величину збитків від скидання неочищених стоків у каналізаційну мережу з 66 833,49 грн/м³ до 12,7726 грн/м³.

Отже, реалізація запропонованого ультразвукового способу дасть змогу знизити капітальні, експлуатаційні і енергетичні витрати на очищення стоків.

ВИСНОВКИ

Дисертація є завершеною науковою роботою, в якій наведено розв'язання актуальної наукової задачі – підвищення рівня екологічної безпеки дріжджових підприємств шляхом удосконалення процесу очищення стічних вод із застосуванням фізико-хімічних способів (ультразвуку, магнітного поля, низькочастотного електромагнітного поля, надвисокочастотного випромінювання). При цьому було одержано результати, які наведено нижче.

1. За результатами проведеного аналізу сучасного стану шкідливого впливу стічних вод на довкілля виявлено, що стічні води дріжджових підприємств є постійним джерелом забруднення внаслідок наявності в їх складі органічних речовин, сполук азоту, сульфатів, хлоридів, а також багатьох стійких до біологічного розкладу речовин та сильно забарвлених речовин. Небезпека ще виявляється в тому, що вони окрім забруднювальних речовин містять дріжджові клітини та інші мікроорганізми, які здатні продовжувати свою життєдіяльність при надходженні в природне навколишнє середовище.

2. Експериментально встановлено, що при дії електродіалізу напругою 18–19 В, тривалістю 20 хвилин досягнуто високого ступеня очищення стічних вод від завислих речовин (до 89 %), прокаленого залишку (до 63 %), сульфатів (до 40 %), ХСК (до 50 %) та мікроорганізмів (91 %).

3. Експериментально доведено ефективність очищення та знезараження стічних вод при дії ультразвуку частотою 840 кГц, потужністю 91 Вт, інтенсивністю 0,7 Вт/см², тривалістю обробки 12 хв, при цьому зменшується ХСК в 1,8 рази, завислі речовини – в 3,3 рази, сульфати – в 4,8 рази, ЗМЧ – на 97,91 %.

4. Визначено параметри ефективної дії магнітного поля: частота магнітних імпульсів 50 Гц, магнітна індукція 75 мТл, тривалість дії 10 хвилин, що призводить до збільшення рН середовища до 6, зменшення

показників ХСК на 72%, хлоридів – 70 %, азоту загального – 66 %, завислих речовин і прокаленого залишку – 50 %, сульфатів – 67 %, ЗМЧ – 86,67 %.

5. Встановлено, що низькочастотне електромагнітне поле з частотою 100 кГц, напругою 5 В, тривалістю 17 хвилин призводить до зміни рН середовища до 6, зниження вмісту хлоридів на 75 %, азоту заг. – на 70 %, завислих речовин і прокаленого залишку – на 78 %, сульфатів – на 73 %, ХСК – на 60 % та ЗМЧ – на 75,83 %.

6. Експериментально визначено параметри ефективної дії надвисокочастотного випромінювання: спектральна щільність шуму 10^{-18} Вт/Гц, частота 60 ГГц, інтегральною потужністю випромінювання 10^{-10} Вт/см², тривалістю 24 хвилини, що дозволяють зменшити концентрацію хлоридів на 79 %, азоту заг. – на 40 %, завислих речовин і прокаленого залишку – на 80 %, сульфатів – на 72 %, ХСК – на 65 % та ЗМЧ – на 64,17 %.

7. Розроблено математичні моделі, які описують і дають змогу прогнозувати біологічні процеси інактивації мікроорганізмів, оптимізувати параметри очищення стічних вод, проведена перевірка їх адекватності.

8. Виконано економічне обґрунтування та розрахована еколого-економічна ефективність від використання ультразвукового способу очищення стоків.

9. За результатами теоретичних та експериментальних досліджень розроблено вихідні дані для створення промислового технологічного процесу очищення стічних вод дріжджового виробництва із використанням ультразвуку.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Майлунець Н. В. Споживання води і перспективне обладнання для очищення стічних вод / Н. В. Майлунець, М. М. Зацеркляний // Вода в харчовій промисловості : зб. тез доп. X Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і студентів, Одеса, 21–22 березня 2019 р. / Одес. нац. акад. харч. технологій. – Одеса : ОНАХТ, 2019. – С. 61– 63
2. Впровадження новітніх біотехнологій очищення стічних вод – гарантія чистоти природних водойм / Л.А. Саблій // Київський політехнік, 2011, № 31.
3. Безусов А. Т., Доценко Н.В. Біотехнологічна переробка промислових стоків // Збірник тез доповідей X Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів, 21-22 березня 2019 р., Одеса, ОНАХТ. – Одеса: ОНАХТ, 2019. – С. 25 – 27
4. Перспективні технології, сучасні реагенти і матеріали для очищення стічних вод Ковальський В. П., Очеретний В. П., Постолатій М. О. // Збірник тез доповідей X Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів, 21-22 березня 2019 р., Одеса, ОНАХТ. – Одеса: ОНАХТ, 2019. – С. 54 – 56
5. Кавітаційне очищення стічних вод м'ясопереробних підприємств. Мних Р. В., Сухацький Ю. В., Зінь О. І. // Збірник тез доповідей X Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів, 21-22 березня 2019 р., Одеса, ОНАХТ. – Одеса: ОНАХТ, 2019. – С. 64 – 65
6. Білявський Г. О., Бутченко Л. І. Основи екології. Підручник. – К.: Лібра, 2002. – 352 с.
7. Дьомкин В. С. Вступ до екологічної політики. -К.: Тандем, 2000. – 194 с.
8. Екологія: Навч.-метод. посібник для самостійн. вивчення дисциплін /Дорогунцов С.І. та ін. - К.: Київ. нац. екон. ун-т, 1999. – 152 с.

9. Загальні технології харчових виробництв / Трач Л.О.– Гусятин: ГК ТНТУ, 2017. – С. 291
10. Широкоступ О.А. Вплив ступеня забрудненості стічних вод міської каналізації на стан водних об'єктів. Забруднення джерел питного водопостачання // Матеріали науково-практичної конференції III екологічного Форуму «Екологія промислового регіону», - Краматорськ. – 2018. – С. 161
11. Буравльов Є.П. Безпека навколишнього середовища. – К.: ІНБ, 2004. – 320 с.
12. Удод В.М., Трофімович В.В., Волошкіна О.С., Трофімчук О.М. Техноекологія. – К.: Гарнітура Таймс, 2007. – 196 с.
13. Буравльов Є.П. Запобігання і нейтралізація реальних та потенційних загроз техносфери // Екологія і ресурси. – 2007. – Вип. 16. – С. 63 – 73
14. Айрапетян Т. С. Технологія ефективного водокористування у промисловості / Т. С. Айрапетян. – Харків : ХНУМГ, 2019. – 106 с.
15. Айрапетян Т. С. Технологія очистки промислових стічних вод / Т. С. Айрапетян. – Харків: ХНУМГ, 2017. – 73 с.
16. Шустер К., Нойберт И. Анаэробная обработка высококонцентрированных стоков молочных предприятий // Научно-практический журнал «Экология производства». – М.: Отраслевые ведомости. Выпуск № 11, 2009. – С. 50 – 52
17. Левандовський Л.В., Бублієнко Н.О., Семенова О.І. Природоохоронні технології та обладнання: Підруч. – К.: НУХТ, 2013. – 243 с. ISBN 978-966-612-137-3.
18. Булавенко Р. В., Степова О. В., Рома В. В. Доочищення стічних вод підприємств харчової промисловості за допомогою споруд біоплато // Вісник Полтавської державної аграрної академії, № 4, 2012. – С. 145 – 148

19. Корчик Н. М., 2007 Технологии очистки сточных вод предприятий пищевой промышленности //Материалы 4-й международной конференции" 31 января - 1 февраля 2007 г., Харьков. – 336 с.

20. М. Коневич, В. Гудь. Особливості стічних вод молокозаводів // Матеріали XV наукової конференції ТНТУ імені Івана Пулюя. – Тернопіль, 2011. – С. 309

21. Попович О. Р. Аналіз забруднення стоків харчової промисловості / О. Р. Попович, Н. Ю. Вронська, В. Т. Слюсар // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу, 26–29 вересня 2018 року, Львів. — Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2018. – С. 53

22. Бондар І.В., Гуляєв В.М. Промислова мікробіологія. Харчова і агробіотехнологія. Навчальний посібник для студентів спеціальності 7.092901 “Промислова біотехнологія”. - Дніпродзержинськ: Видавництво ДДТУ, 2004. – 280 с.

23. Відходи виробництва і споживання та їх вплив на ґрунти і природні води / В.К. Хільчевський. – К.: Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2007. – 152 с.

24. Фалик Т.С. Екологічні проблеми крафтових пивоварень та способи їх вирішення.- автореф. на здобуття наук. ст. к.т.н. (доктора філософії) за спеціальністю 21.06.01 «екологічна безпека». – Національний університет «Львівська політехніка», Львів, 2018.

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

26. Запольський А.К., Мішкова-Клименко Н.А. та ін.. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод. Підручник. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.

27. Когановский А.М. Очистка и использование сточных вод в промышленном водоснабжении. – М.: Химия, 1983. – 168 с.

28. Кульский Л.А., Тороновский И.Т., Когановский А.М. Справочник по свойствам, методам анализа и очистки воды.: в 2-х част. – К.: Наукова думка, 1980. – 1206 с.

29. Світ води. – [Електронний ресурс] // 2018. Режим доступа: <https://www.water.iatp.org.ua>

30. Василенко О. А., Епоян С. М., Смірнова Г. М. Водовідведення та очистка стічних вод міста / О. А. Василенко, С. М. Епоян, Г. М. Смірнова та ін. – Київ: КНУБА, 2012. – 572 с.

31. Апостолюк С.О., Джигирей В.С., Соколовський І.А. та ін. Промислова екологія. – К.: Т-во "Знання", КОО, 2007. – 422 с.

32. Гандурина Л. Обзор синтетических флокулянтов для очистки природных и сточных вод // Журнал «Вода Magazine», №1, 2007. Режим доступа: <https://watermagazine.ru/nauchnye-stati2/arkhiv/22627-iii.html>

33. Ветошкін А.Г. Теоретичні основи захисту навколишнього середовища. – Пенза: Изд-во Пенз. держ. ун-ту, 2012. – 386 с.

34. Березуцький В. В., Халіль В. В. Розробка технології виробництва питної води, що містить магній // Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Серія: Транспортне машинобудування, № 29 (1305), 2018. – С. 6 – 14. ISSN 2079-0066 (print).

35. Электрокоагуляция. – [Электронный ресурс] // 2017. Режим доступа: <https://ru.wikipedia.org/wiki/Электрокоагуляция>

36. Виговська Д. Д., Виговський Д. Д., Пікульова Т. П. Технологічні особливості очищення шахтних вод // Вісті Донецького гірничого інституту №1(30) - 2(31). – 2012. ISSN 1999-981X

37. Новиков А.В. Улучшение качества природных и очистка сточных вод [Текст]: учебное пособие / А.В. Новиков, Ю.Н. Женихов. Ч. 1. 1-е изд. Тверь: ТГТУ, 2006. – 112 с.

38. До питання водозабезпечення та водопостачання деяких регіонів України і показників якості води / О.І. Терновська, М.В. Бугас, С.М.

Заблоцький, І.М. Єріна, 2010/4/7, Журнал Коммунальное хозяйство городов, № 93. – К.: Техніка, 2010. – С. 34 – 38.

39. 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., ил. – ISBN 5-93093-119-4

40. Фалендыш Н. Ф. Как «готовится» питьевая вода. Альтернативные технологии водоподготовка / Н. Ф. Фалендыш // Водоочистка, №3, 2009. – С. 27 – 30

41. Іванько О. М. Сучасні методи знезараження стічних вод (огляд літератури) / О. М. Іванько, Л. І. Бідненко // Проблеми військової охорони здоров'я, Вип. 33, 2012. – С. 137 – 150. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/prvoz_d_2012_33_20

42. Благодарная Г.И. Анализ методов очистки высококонцентрированных сточных вод предприятий пищевой промышленности / Г.И. Благодарная, А.А. Шевченко, С.В. Лунин // Коммунальное хозяйство городов: научно-технический сборник. – К.: Техніка, 2010. – Вып. 93. – С. 176 – 182

43. Наказ Міністерства охорони здоров'я України «Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», № 400, 2010.

44. Гончарук В. В. Современное состояние проблемы обеззараживания воды / В. В. Гончарук, Н. Г. Потапенко // Химия и технология воды. - №2, 1998. – С. 190 – 217

45. Кузубова Л. И., Кобрина В. Н. Химические методы подготовки воды (хлорирование, озонирование, фторирование): Аналит. обзор / Л. И. Кузубова, В. Н. Кобрина // СО РАН, ГННТБ, НИОХ. – Новосибирск, 1996. – 132 с.

46. Singer P. C. Assessing ozonation research needs in water treatment / P. C. Singer // J. Amer. Water Works Assos. – 1990. – Vol. 82, №10. – P. 78 – 88.

47. Крамаренко Л. В. Курс лекцій з дисципліни «Спецкурс по очищенню природних вод» / Л. В. Крамаренко // Хар. нац. акад. міськ. госп-ва. – Х. : ХНАМГ, 2010. – 122 с.

48. Ершов Б. Г. Кинетические закономерности разложения озона в воде / Б. Г. Ершов, П. А. Морозов, А. В. Гордеев, А. В. Селиверстов // Химия и технология воды, № 6, 2009. – С. 665 – 676

49. Кульский Л. А. Основы химии и технологии воды / Л. А. Кульский. – К.: Наукова думка, 1991. – 568 с.

50. Минц О. Д., Королева М. В. Использование озона в системах оборонного водоснабжения / О. Д. Минц, М. В. Королева // Водоснабжение и санитарная техника, №2, 1996. – С. 30 – 31

51. Веретильник Т. І. Технологія очищення стічних вод із використанням кавітаційних пристроїв / Т. І. Веретільник, О. М. Яхно // Наук. вісті НТУУ «КПІ», № 6, 2010. – С. 78 – 83.

52. Житенев Б. Н. Характеристика окислителей, применяемых для очистки природных вод в целях технического водоснабжения / Б. Н. Житенев, С. В. Андреюк / Вестник Брестского государственного технического университета, №2, 2013. – С. 33 – 35. – (Серия «Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология»)

53. Водоподготовка: Справочник. / Под ред. д.т.н., действительного члена Академии промышленной экологии С. Е. Беликова. – М.: Аква-Терм, 2007. – 240 с.

54. Гомеля М. Д. Створення нових ресурсозберігаючих технологій кондиціонування та очищення води для промислових систем водокористування : автореф. дис... д-ра техн. Наук: 21.06.01 «Екологічна безпека» / Гомеля Микола Дмитрович ; НАН України, Ін-т колоїд. хімії води ім. А. В. Думанського. – К., 2003. – 40 с.

55. Єріна І. М. Міркування з приводу застосування нових реагентів для очищення річкової води / І. М. Єріна, О. І. Терновська // Комунальне

господарство міст : наук.-техн. зб. – Х. : ХНАМГ, 2011. – Вип. 99. – С. 293 – 299. – (Серія «Технічні науки та архітектура»)

56. Сабан В. З. Охорона гідросфери шляхом інтенсифікації очищення стічних вод флокулянтами / В. З. Сабан, Я. М. Семчук // Нафтова і газова промисловість, №1, 2010. – С. 60 – 62

57. Хижняк О. О. Проблема знезаражування природної води / О. О. Хижняк // Наукові вісті, №5, 2007. – С. 129 – 135

58. Васюкова Г. Т. Екологія. Підручник. / Г. Т. Васюкова, О. І. Грошева. – К.: Кондор, 2009. – 524 с.

59. Митченко Т. Е. Обзор украинского рынка материалов для водоподготовки / Т. Е. Митченко, В. И. Рудницкий, Е. М. Светлейшая // Вода і водоочисні технології, №11 – 12, 2010. – С. 20 – 21

60. Тулайдан Ю.Ю. Осадження амонію з концентрату іонного обміну / Тулайдан Ю.Ю., Мальований М.С., Сакалова Г.В. // Збірник матеріалів МНПК «Чисте місто» – Херсон, 2013. – С. 158 – 166

61. Крусир Г. В. Перспективы использования дрожжевых осадков винодельческих предприятий / Г. В. Крусир, И. Ф. Соколова // Екологічна безпека. Розробка екологічно безпечних технологій процесів і устаткування, № 2(16), 2013. – С. 111 – 114

62. Яковлев С. В. Биологическая очистка производственных сточных вод: Процессы, аппараты и сооружения / С. В. Яковлев, И. В. Скирдов, В. Н. Швецов [и др.]; Под ред. С. В. Яковлева. – М.: Стройиздат, 1985. – 208 с., ил. – (Серия «Охрана окружающей природной среды»).

63. Кезля К. О. Очищення стічних вод молокопереробних підприємств – перспективний напрям прикладної екології / К. О. Кезля, Т. Л. Ткаченко, О. І. Семенова, Н. О. Бублієнко // Збірник тез доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції «Вода в харчовій промисловості». – Одеса: ОНАХТ, 2011. – С. 144 – 145

64. Глушко Я. М. Вредные органические соединения в промышленных сточных водах: Справочник / Я. М. Глушко. – 2-е изд., перераб. и доп. – Л.: Химия, 1982. – 216 с.
65. Василяк Л.М., Кудрявцев Н.Н., Костюченко СВ., Кузьменко М.Е., Смирнов А.Д., Применение ультразвука для обеззараживания воды. "Водоснабжение и санитарная техника", № 8, 2007. – С. 1 – 4
66. Kubin M., Sedláčková J., Vacek K. Ionizing radiation in the disinfection of water contaminated with potentially pathogenic mycobacteria. J Hyg Epidemiol Microbiol Immunol. 1982, 26(1): 31– 6.
67. Crittenden J., Trussel R. Et. al. Water Treatment: Principles and Design. Third edition. MWH, 2012, p. 903–1033.
68. Geo, Clifford White, "Handbook of chlorination and alternative disinfectants". Fourth Edition, A Wiley-Interscience Publication
69. G. Sun, T.Y. Chen, M.S. Habercom, W.B. Wheatley, S.D. Worley, Performance of a new polymeric water disinfectant. Journal of the American Water Resources Association, Volume 32, Issue 4, pages 793-797, August 1996.
70. Гембицкий П.О. Полимерный биоцидный препарат полигексаметиленгуанидин / П.О. Гембицкий, И.И. Воинцева. - Запорожье: Полиграф, 1998. – 44 с.
71. Архипчук. В.В., Гончарук В.В. Комплексная оценка токсичности, цито- и генотоксичности полигексаметиленгуанидина с использованием растительных и животных тест-организмов и их клеток. Химия и технология воды, Т. 29, № 4, 2007.
72. Наказ №116 від 15.12.1994 "Про затвердження інструкції про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами".
73. Патент України № 105709 «Спосіб знезараження води». Мітченко Т.Є., Сусь М.О. Опубліковано 10.06.2014, Бюл. № 11.

74. Патент України №77930 «Спосіб знезараження води ультрафіолетовим випромінюванням у водопроводах». Автори: Кравцов Г.С., Комбаров О.П., Почта В.М. Опубліковано: 25.02.2013.

75. Патент України № 96387 «Склад для знезараження води і спосіб його одержання». Автор Дацкевич О.В. Опубліковано: 25.10.2011.

76. САНПИН 2.1.4.559-96 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества».

77. ГОСТ 12.1.007 "Вредные вещества. Классификация и общие требования безопасности".

78. Патент России № 1204575, МПК7 C02F 1/50, опубл. 15.07.93

79. Проблемы дезинфекции и стерилизации / Под ред. В. И. Вашкова. – Москва: НИИДиС, 1995. – С. 201 – 209

80. Патент России №2312705, МПК В01J 20/28, опубл. 20. 12. 2007

81. Патент України №20302 «Спосіб знезараження оборотної води». Автори: Волошин М.Д., Кльопа Т.П. Опубліковано 15.01.2007, бюл. № 1/2007

82. Новицкий Б. Г. Применение акустических колебаний в химико-технологических процессах (Процессы и аппараты химической и нефтехимической технологии) / Б. Г. Новицкий. – М.: Химия, 1983. – 192 с.

83. Пашков А. П. Проблеми забруднення поверхневих, підземних і стічних вод та заходи щодо їх ліквідації і запобігання в Україні / А. П. Пашков // Безпека життєдіяльності, №4, 2011. – С. 10 – 16

84. Луць В. Якість води: порівняльний аналіз Директиви Європейського Союзу та нормативно-правових актів України / В. Луць, П. Лапенчук, Т. Попович // Юридична Україна, №4, 2009. – С. 51 – 55

85. Пономаренко Р.В. Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання регіону в умовах забруднення поверхневого джерела / Р. В.

Пономаренко // Екологічна безпека. Вип. 1/2011(15). – Кременчук: КрНУ, 2013. – С. 24 – 27

86. Маргулис М. А. Основы звукохимии (химические реакции в акустических полях) : учеб. пособие для хим. и хим.-технол. спец. вузов / М. А. Маргулис. – М.: Высш.шк., 1984. – 272 с.

87. Агранат Б. А. Основы физики и техники ультразвука: учеб. пособие для вузов / Б. А. Агранат, М. Н. Дубровин, Н. Н. Хавский [и др.]. – М.: Высш.шк., 1987. – 352 с.

88. Федоткин И. М. Кавитация, кавитационная техника и технология, их использование в промышленности: теория, расчеты и конструкции кавитационных аппаратов. Ч. I / И. М. Федоткин, И. С. Гулый; под общ. ред. И. М. Федоткина. – К.: Полиграфкнига, 1997. – 839 с.

89. Ульянов А. Н. Технология «Лазурь» - новый шаг в обеззараживании воды и стоков / А. Н. Ульянов // Вода: химия и экология, № 5, 2009. – С. 11 – 15.

90. Кочубей-Литвиненко О. В. Обработка творожной сыворотки электроискровыми разрядами / О. В. Кочубей-Литвиненко, О. А. Чернюшок // Молочная промышленность, № 11, 2013. – С. 58 – 59

91. Елизарова Т. В. Гигиена питьевой воды: Учебное пособие / Т. В. Елизарова, Л. А. Михайлова. – Чита: ИИЦ ЧГМА, 2007. – 80 с.

92. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2012 році / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. – К., 2013. – 450 с.

93. Дронова Н. Питна вода як фактор ризику / Н. Дронова // Kyiv Weekly. №44 (229), 2006. – С. 5

94. Петренко Н. Ф. Комбинированные методы очистки и обеззараживания воды / Н. Ф. Петренко, А. В. Мокиенко // Вода і водоочисні технології, № 1 – 2, 2010. – С. 37 – 47

95. Гончарук В. В. Фотоокислительная деструкция органических соединений пероксидом водорода в воде / В. В. Гончарук, Н. М. Соболева, А. А. Носонович // Химия и технология воды. Т. 32. - № 1, 2010. – С. 30 – 56
96. Ульянов А. Н. Особенности интенсификации процесса обеззараживания воды ультрафиолетом и ультразвуком / А. Н. Ульянов // Водочистка, № 10, 2011. – С. 14 – 19. – (Водочистка и водоотведение).
97. Munter Rein Advanced Oxidation Processes – Current Status and Prospects / Rein Munter // Proc. Estonian Acad. Sci. Chem. № 50(2), 2001. – pp. 59 – 80
98. Dr. Bill Grote Application of advanced oxidation processes (AOP) in water treatment / Dr. Bill Grote // 37th Annual Qld Water Industry Operations Workshop Parklands, Gold Coast (5 – 7 June). – 2012. – pp. 17 – 23.
99. Mohajerani M. An overview of the integration of advanced oxidation technologies and other processes for wastewater treatment / M. Mohajerani, M. Mehrvar, F. Ein-Mozaffari // International Journal of Engineering. – 2009. - № 3 (2). – pp. 120 – 146/
100. Zhou H. Advanced treatment technologies in water and wastewater treatment / H. Zhou, D. W. Smith // J. Environ. Eng. Sci. – 2002. - № 1(4). – pp. 247 – 264.
101. Anju S. G. Zinc oxide mediated sonophotocatalytic degradation of phenol in water / S. G. Anju, Suguna Yesodharan, E. P. Yesodharan // Chem. Eng. J. – 2012. - № 189 – 190. – pp. 84 – 93.
102. Гончарук В. В. Использование ультразвука при очистке воды / В. В. Гончарук, В. В. Маляренко, В. А. Яременко // Химия и технология воды, Т. 30, № 3, 2008. – С. 274 – 277
103. Poyatos J. Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: State of the Art / J. M. Poyatos, M. M. Munio, M. C. Almecija, J. C. Torres, E. Hontoria, F. Osorio // Water, Air, and Soil Pollution. – January, 2010. – Volume 205, Issue 1 – 4. – pp. 187 – 204.

104. Tezcanli-Guyer G. Individual and combined effects of ultrasound, ozone and UV irradiation: a case study with textile dyes / G. Tezcanli-Guyer, N. H. Ince // *Ultrasonics*. – 2004. - № 42. – pp. 603 – 609.

105. Jiang Y. Degradation of trace contaminants using coupled sonochemistry and Fenton's reagent / Y. Jiang, T. D. Waite // *Water Science and Technology*. – IWA Publishing, 2003. – Vol. 47, № 10. – pp. 85 – 92.

106. Sharma S. K. *Advances in Water Treatment and Pollution Prevention* / S. K. Sharma, Sanghi R. eds. – Springer, 2012. – XX. – 460 p. – ISBN 978-94-007-4204-8.

107. Копылов А.С. *Водоподготовка в энергетике: Учебное пособие для вузов* / А.С. Копылов, В.М. Лавыгин, В.Ф. Очков. 2-е изд., стереот. – М.: Издательский дом МЭИ, 2006. – 309 с.

108. Воловник Г.И. *Методы очистки воды: учебное пособие* / Г.И. Воловник, Л.Д. Терехов, Е. Л. Терехова; Дальневосточный государственный университет путей сообщения, Кафедра "Гидравлика и водоснабжение". – Хабаровск: Изд-во Дальневосточного университета путей сообщения, 2008. – 316 с.

109. Шиляев А. С. *Физические основы применения ультразвука в медицине и экологии : учебно-методическое пособие* / А. С. Шиляев, С. П. Кундас, А. С. Стукин; под общ. ред. Профессора С. П. Кундаса. – Минск; МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2009. – 110 с.

110. Шестков С. Д. *Ультразвуковая обработка молочных систем для улучшения их свойств* / С. Д. Шестков, О. Н. Красуля, Р. Ринк, М. Ашоккумар // *Техническая акустика*, Т. 13, 2013. – С. 7 – 9

111. *Перспективы развития фундаментальных и прикладных исследований в области физики, химии и технологии воды* / Под ред. Академика НАН Украины В.В. Гончарука. – К.: Наукова думка, 2011. – 408 с.

112. Слюсаренко Т.П. Лабораторный практикум по микробиологии пищевых производств / Т. П. Слюсаренко – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984. – 208 с.

113. КНД 211.1.0.009-94 «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов. Гидросфера. Отбор проб для определения состава и свойств сточных и технологических вод. Основные положения».

114. ДСТУ ISO 5667-6:2009 «Якість води. Відбирання проб». (ISO 5667-6:2005, IDT)

115. State Standard of Ukraine. DSTU 57164-2016 «Drinking water. Methods for determination of odour, taste and turbidity»

116. State Standard of Ukraine. DSTU 4077-2001. Water quality. Determination of pH (ISO10523: 1994, MOD)

117. State Standard of Ukraine. DSTU EN 872:2013 Water quality. Determination of suspended solids method by filtration through glass fibre filters (EN 872:2005, IDT).

118. State Standard. GOST18164-72 Drinking water. Method for determination of total solids content

119. State Standard of Ukraine. DSTU ISO 6060:2003. Water quality. Determination of the chemical oxygen demand (ISO 6060:1989, IDT)

120. Керівний Нормативний Документ 211.1.4.021-95. «Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в поверхневих і стічних водах».

121. КНД 211.1.4.023-95 «Методика фотометрического определения нитрит-ионов с реактивом Гриса в поверхностных и очищенных сточных водах»

122. State Standard of Ukraine. DSTU ISO 9297:2007 Water quality. Determination of chloride. Silver nitrate titration with chromate indicator (Mohr's method)

123. State Standard of Ukraine. GOST 31940-2012. Drinking water. Methods for determination of sulfate content (ISO 787-13-73 General methods of test for pigments and extenders. Determination of water-soluble sulphates, chlorides and nitrates).

124. ISO 6222:1999 Water quality. Enumeration of culturable microorganisms. Colony count by inoculation in a nutrient agar culture medium (ISO 6222:1999)

125. Патент України № 104571. Низькочастотний віброрезонансний кавітатор / В. Л. Старчевський, Л. І. Шевчук, І. С. Афтаназів, О. І. Строган; заявник і патентовласник Нац. Ун-т «Львівська політехніка». Опубл. 10.02.2014, Бюл. №3.

126. Патент РФ № 2100483. Способ обработки воды гипохлоритом натрия и проточный электролизер для получения гипохлорита натрия. Авторы Кібіреєв Д.І., Поживілко К.С, Нікіфоров, Г.І. Опубліковано 12.27.1997.

127. Патент РФ № 2500625. Способ электрохимической обработки воды дезинфектантами. Авторы Бражкін В.С., Купріков Н.П., Журавков О.А. Опубліковано 10.12.2013.

128. Патент України № 106611. Спосіб очистки і обеззаражування води / Барков Л.Д., Латухін П.С., Чулков С.Г., Мокін А.О., Плиткін О.М., Стер Г.В. Опубліковано: 25.04.2016.

129. Патент України № 15940А, 5 МПК (2006.01) C02F 1/48, опубл. 30.06.1997, Бюл. № 3.

130. Патент України № 99276. Установа для знезараження води / Богуславський Л.З., Казарян Ю.Г., Струк Я.П., Куніженков В.В., Ярошинський М.С. Опубліковано 25.05.2015, Бюл.№ 10.

131. Патент РФ № 2500625. Способ электрохимической обработки воды дезинфектантами / Бражкін В.С., Купріков Н.П., Журавков О.А. Опубліковано 10.12.2013.

132. Патент України № 111278. Спосіб електрохімічного знезараження води. Автори Филипчук Л.В., Филипчук В.Л. Опубліковано 10.11.2016, Бюл.№ 21

133. І.А.Буртна, Д.В. Литвиненко. Огляд мембранних технологій очистки води у водопостачання та водопідготовці // Восточно-Европейский журнал передових технологий, 6/10 (60) (2012), 2012. – С.4-6. ISSN 1729-3774

134. Развитие электродиализа в России / В.И. Заболоцкий, Н.П. Березина, В.В. Никоненко, В.А. Шапошник, А.А. Цхай. – Кубанский Государственный Университет.
http://www.chem.msu.su/rus/journals/membranes/4/st_1/zabo_tx1.htm

135. Обробка технологічних рідин та стічних вод [Текст] : навч. посіб. / С.С. Рижков [та ін.] ; ред. С. С. Рижкова ; Нац. ун-т кораблебудування ім. адмірала Макарова, Херсон. філія. – Херсон : Вид. Грінь Д. С., 2018. – 315 с. - ISBN 978-966-930-199-4

136. Очистка стічних вод / А. Антипчук. – Київ: Університет «Україна», 2008. – 64 с.

137. Комплексні технології сорбційного очищення води від йонів важких металів / Я. Радовенчик, М. Гомеля, В. Галиш, І. Трус, Г. Флейшер. – Львів: Кондор, 2020. – 152 с.

138. Патент РФ № 2.102.333, МПК C02F 1/46, 1995 р.

139. Технології захисту навколишнього середовища. Ч. 2. Методи очищення стічних вод / Петрук В.Г., Васильківський І.В., Петрук Р.В. – Київ: Олді-Плюс, 2019. – 298 с.

140. Жилинский В.В. Электрохимическая очистка сточных вод и водоподготовка. – Минск, 2013. – 191с.

141. Особенности очистки водопроводной воды с помощью электродиализа / А.А. Кулаков, 2019. Режим доступа:

<https://watermagazine.ru/nauchnye-stati2/novye-stati/23021-osobennosti-ochistki-vodoprovodnoj-vody-s-pomoshchyu-elektrodializa.html>

142. Романченко Н.М., Костін В.Б. Безреагентний метод знезараження води електроактивацією // Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водопідготовки: Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, м. Київ, 14-15 листопада 2019 р. – К.: НУХТ, 2019. – С. 98 – 99

143. Водопостачання та водовідведення / О. Мацієвська. – Львів: Львівська політехніка, 2015. – 144 с.

144. Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н. Химия воды и микробиология / Т.А. Карюхина, И.Н. Чурбанова. – М.: Стройиздат, 1995. – 208с.

145. Ultrasound Technologies for Food and Bioprocessing / Hao Feng, Gustavo V. Barbosa-Cánovas, Jochen Weiss (Eds.). – Springer Science + Business Media, LLC, 2011. – 678 p.

146. Kumar, J. K. Cavitation – a New Horizon in Water Disinfection. Water disinfection by ultrasonic and hydrodynamic cavitation / J. K. Kumar, A. B. Pandit. – Verlag : VDM, 2010. – 304 p.

147. Ozonек, J. Application of Hydrodynamic Cavitation in Environmental Engineering / J. Ozonек. – Boca Raton: CRPress, 2012. – 124 p.

148. Промтов, М. А. Перспективы применения кавитационных технологий для интенсификации химико-технологических процессов / М. А. Промтов // Вестн. Тамб. гос. техн. ун-та. – 2008. – Т. 14, № 4. – С. 861 – 869

149. Промтов, М. А. Машины и аппараты с импульсными энергетическими воздействиями на обрабатываемые вещества: учеб. пособие / М. А. Промтов. – М.: Машиностроение-1, 2004. – 136 с.

150. Промтов, М. А. Пульсационные аппараты роторного типа: теория и практика / М. А. Промтов. – М.: Машиностроение-1, 2001. – 260 с.

151. Gogate, R. P. Application of Cavitation Reactors for Water Disinfection: Current Status and Path Forward / R. P. Gogate // Journal of Environmental Management. – 2007. – Vol. 85. – P. 801 – 815

152. Loraine, G. Disinfection of Gram – Negative and Gram – Positive Bacteria using DYNAJETS Hydrodynamic Cavitating Jets / G. Loraine [et al.] // *Ultrasonics and Sonochemistry*. – 2012. – No. 19. – P. 710 – 717.

153. Effect of Hydrodynamic Cavitation on Zooplankton: a Tool for Disinfection / S. S. Sawant [et al.] // *Biochem. Eng. J.* – 2008. – No. 42(3). – P. 320 – 328.

154. Inactivation of Food Spoilage Microorganisms by Hydrodynamic Cavitation to Achieve Pasteurization and Sterilization of Fluid Foods / P. J. Milly [et al.] // *Journal of Food Science*. – 2007. – Vol. 72, No. 9. – P. 414 – 422.

155. Arrojo, S. A Parametrical Study of Disinfection with Hydrodynamic Cavitation / S. Arrojo, Y. Benito, A. Martinez // *Ultrasonics Sonochemistry*. – 2007. – No. 15. – P. 903 – 908.

156. Remediation and Disinfection of Water Using Jet Generated Cavitation [Электронный ресурс] / К. М. Kalumuck [et al.] // 5th Int. Symp. on Cavitation (cav2003), Osaka, Japan, November 1 – 4, 2003. – Cav03-OS-2-2-003. – Режим доступа : <http://flow.me.es.osaka-u.ac.jp/cav2003/Papers/Cav03-OS-2-2-003.pdf> (дата обращения: 04.03.2015).

157. Mahvi, A. H. Application of Ultrasonic Technology for Water and Wastewater Treatment / A. H. Mahvi // *Iranian J. Publ. Health*. – 2009. – Vol. 38, No. 2. – P. 1 – 17.

158. Гимранов, Ф. М. Оценка возможности использования комплексных методов обеззараживания воды в пищевой промышленности / Ф. М. Гимранов [и др.] // *Вестн. Казан. технол. университета*. – 2012. – № 8. – С. 289 – 291.

159. Промтов, М. А. Кавитационное обеззараживание жидких органических удобрений / М. А. Промтов [и др.] // *Вестн. Тамб. гос. техн. ун-та*. – 2012. – Т. 18, № 4. – С. 899 – 904.

160. Rotation Generator of Hydrodynamic Cavitation for Water Treatment / M. Petkovšek [et al.] // *Separation and Purification Technology*. – 2013. – Vol. 118. – P. 415 – 423.

161. Максимів Н. Л., Олійник Л. П. Застосування ультразвуку для очищення стічної води у харчовій промисловості / Н. Л. Максимів, Л. П. Олійник. Львівська політехніка, 2016. – С. 308 – 314
162. Кнэпп Р. Кавитация : пер. с англ. / Р. Кнэпп, Дж. Дейли, Ф. Хэммит. – М.: Мир, 1974. – 678 с.
163. М.А. Промтов, А.В. Алешин, М. М. Колесникова, Д. С. Карпов. Обеззараживание сточных вод кавитационной обработкой / Вестник ТГТУ, 2015. Том 21, №1. – Тамбов, 2015. – С. 105 – 108
164. Шиян, Л. Н. Химия воды. Водоподготовка: учеб. пособие / Л. Н. Шиян. – Томск: Изд-во ТПУ, 2004. – 72 с.
165. Акопян, В. Б. Основы взаимодействия ультразвука с биологическими объектами: Ультразвук в медицине, ветеринарии и экспериментальной биологии. М.: МГТУ им. Н. Э. Баумана, 2005. – 224 с.
166. Weissler, A. Formation of hydrogen peroxide by ultrasonic waves: free radicals // J. Am. Chem. Soc. 1959. Vol. 81. - P. 1077-1081.
167. Гайдамака, И. И. Физическая характеристика и механизм действия ультразвука. [Электронный ресурс] / Сайт медиковрадиолобителей. URL: <http://smham.ucoz.ru/publ/2-1-0-55>
168. Бакланов, А. Н., Чмиленко, Ф. А. Сонолюминисценция в химическом анализе (Обзор) [Электронный ресурс] // Методы и объекты химического анализа, 2006. Т.1, №2. – С. 105-107. URL: http://www.nbuuv.gov.ua/portal/chem_biol/moca/2006_2008/pdf/01022006-105.pdf.
169. Ретон В. Н. Аппарат для ультразвуковой терапии. –Томск, 2007. – 138 с.
170. Пономаренко, Г. Н. Биофизические основы физиотерапии. – СПб.: «ВмедА», 2003. – 152 с.
171. Филоненко, Е. А., Хохлова, В. А. Моделирование тепловых процессов в биологических тканях при воздействии сфокусированным

ультразвуком. // Вестник Московского университета. серия 3. Физика, астрономия, 1999. №6. – С. 29 – 30

172. Dison, M., Pond, J. The effect of pulsed ultrasound on tissue regeneration // *Physiotherapy*. 1978. Vol. 64. №4. – P. 105–108.

173. Сорока, С. А. Влияние акустических колебаний на биологические объекты // *Вибрация в технике и технологиях*. 2005. № 1. - С. 39 – 41.

174. Шиляев, А. С. Ультразвук в науке, технике и технологии. – Гомель: Институт радиологии, 2007. – 412 с.

175. Исаенко, Е. Ю. Применение ультразвука для дезинтеграции микробных клеток. [Электронный ресурс] // *Annals of Mechnicov Institute*, 2008. №1. – С. 5 – 9 URL: <http://www.imiamn.org/journal.htm>

176. Мошиашвили, И. Я. Селезнева, С. Н., Сандулова, С. Л. Электронномикроскопическое изучение морфологии коклюшных микробов, обработанных ультразвуком // *Журн. микроб., эпид. и иммунобиологии*, 1969. № 6. – С. 126 – 128

177. Сидоров, М. А. О действии ультразвука на некоторые патогенные анаэробные и аэробные микроорганизмы // Автореф. дис. ... канд. вет. наук. – М, 1964. – 24 с.

178. Шапхаев, Э. Г., Цыренов, В. Ж., Чебунина, Е. И. Основы биотехнологии. Дезинтеграция микробных клеток. – Улан-Уде, 2005. – С. 53 –65.

179. Перельман, М. И., Моисеев, В. С. Бактерицидное действие ультразвука // *Проблемы техники в медицине*. - Таганрог, 1980. – С. 38– 41

180. Harvey, E. N., Loomis, A. L. High Frequency Sound Waves of Small Intensity and Their Biological Effects // *Nature*, 1928. №121 – P.622

181. Демин, И. Ю., Прончатов-Рубцов, Н. В. Современные акустические методы исследований в биологии и медицине (учебнометодические материалы) [Электронный ресурс] // *Электронный курс лекций*. URL: <http://www.unn.ru/pages/issues/aids/2007/37.pdf>,

182. Бергман, Л. Ультразвук и его применение в науке и технике // Пер. с нем. под редакцией В. С. Григорьева и Л. Д. Розенберга. – М.: Изд-во иностранной литературы, 1957. – 726 с.

183. Перс, И. Ф., Жданова, Л. Г. Действие ультразвука на биологические свойства бактерий кишечной группы. Изменение биохимических свойств и антигенной структуры шигелл и сальмонелл под влиянием ультразвука // И. Ф. Перс, Л. Г. Жданова. – Ж.: ЖМЭИ, 1964. №3. – 27 с.

184. Bartley, J., Young, D. Ultrasound as a treatment for chronic rhinosinusitis. // Med. Hypotheses, 2009. V.73. №1. – P.15–17.

185. Кирющенкова, С. В. Сравнительная микробиологическая оценка эффективности физических методов лечения гнойных ран [Электронный ресурс] // ГОУ ВПО «Смоленская государственная медицинская Академия МЗ и СР РФ», – Смоленск, 2005. URL: <http://www.dissercat.com>

186. Сабельникова, Т. М., Черкашин, В. В., Половой, А. М. Совместное воздействие ультразвука и антисептиков на гноеродные бактерии // Тр. МВТУ им. Н.Э. Баумана, 1980. №319. - Ультразвук и другие виды энергии в хирургии. – С. 59-63

187. Симонян, З. Г., Кавтарадзе, Ц. В. Влияние ультразвуковых волн на патогенные свойства стафилококков и их чувствительность к антибиотикам // Тр. НИ кожно-венерол. института МЗГССР, 1970. Т. 13-14. – С. 381– 388.

188. Голямина, И. П. Ультразвук. Маленькая энциклопедия – М.:Советская энциклопедия, 1979. – 400 с.

189. Дрейд, А. И. Применение ультразвука.[Электронный ресурс], 2000. URL: <http://www.rezonans-npk.ru>

190. Дрейд, А. И. Применение ультразвука.[Электронный ресурс], 2000. URL: <http://www.rezonans-npk.ru>

181. Литвинова, Н. К. Пути повышения эффективности ультразвукового воздействия для выделения коклюшных антигенов и

конструирования эритроцитарных диагностикумов. // Автореф. дис. канд. биол. наук. – Ростов-на-Дону, 1982. – 24 с.

182. Физические основы применения ультразвука в медицине и экологии: учебно-методическое пособие. Под общ. ред. профессора С. П. Кундаса. – Минск: МГЭУ им. А.Д.Сахарова, 2009. – 110 с.

183. Патент України № 77927 Спосіб очищення стічних вод та система для його використання / Антоненко О.П., Радченко Б.П., Данилко М.Б. Опубл. 15.01.2007, бюл. №1.

184. Патент України № 95900 Спосіб руйнування клітинної стінки дріжджів *Phaffiarhodozyma* / Гураль С.В., Старчевський В.Л., Стефанишин О.М., Каменська М.В., Шевчук Л.І., опубл. 12.01.2015, бюл. № 1.

185. Патент України № 126760 Спосіб віброрезонансного кавітаційного знезараження стічної води пивоваріння від дріжджів *Saccharomyces* / Фалик Т.С., Шевчук Л.І., Афтаназів І.С., Старчевський В.Л., опубл. 10.07.2018, бюл. № 13.

186. Антушева Т. И. Некоторые особенности влияния ультразвука на микроорганизмы // «Живые и биокосные системы», 2013. – № 4; URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue4/article-11>

187. Патент РФ № RU02092448 Способ очистки и обеззараживания водных сред.

188. Физические основы применения ультразвука в медицине и экологии: учебно-методическое пособие / Под общ. ред. профессора С. П. Кундаса. – Минск: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2009. – 110 с.

189. Н.В. Попова, С.А. Фатеева. Изучение влияния ультразвукового воздействия на показатели качества воды / Вестник ЮУрГУ. Серия «Пищевые и биотехнологии», 2014, том 2, № 1. – Челябинск, 2014. – С.30 – 33

190. Магнитная обработка воды. Принцип, факты, мнения. <https://santetal.ru/magnitnaja-obrabotka-vody-princip-phakty-mnenija-a-50.html>

191. Душкин С.С. Улучшение технологии очистки природных и сточных вод магнитным полем. – Харьков: Изд. ХГУ, 1988. – 147 с.
192. Баран Б.А. Фізико-хімічне обґрунтування дії магнітного поля на водні розчини для розробки систем техногенно-екологічної безпеки. Дис. д-ра хім. наук: 21.06.01. – Хмельницький, 2006. – 326 с.
193. Тринчер К. С. Состояние и роль воды в биологических объектах. – М.: Наука, 1967. – 143с.
194. Дубров А. П. Геомагнитное поле и жизнь. – М.: СП «Соваминко», 1989. – 647с.
195. Тюньков И. В., Боровиков Л.М. Влияние слабых магнитных полей на устойчивость эритроцитов к кислотному гемолизу. – М., 1971, – С. 35– 37
196. Гамаюрова В.С., Крыницкая А.Ю., Астраханцева М.И. Влияние ЭМИ КВЧ нетепловой интенсивности на рост дрожжей *Saccharomyces cerevisiae*. Биомедицинские технологии и радиоэлектроника. 2004, (1–2), 117–120
197. Нижельская А.И., Якунов А.В. Оптимизация экспериментальных исследований резонансной реакции *Saccharomyces cerevisiae* на воздействие ЭМИ миллиметрового диапазона. Физика живого. 2004. – С. 53 – 62.
198. Жакун І.Б. Вплив магнітного поля на *helicobacter pylori* та інші мікроорганізми // Український медичний журнал , №4 (66) VII-VIII. – Львів: Львівський національний медичний університет ім. Данила Галицького 2008
199. ДСНіП № 239-96 «Державні санітарні норми і правила захисту населення від впливу електромагнітних випромінювань»
200. Я. А. Клап, О. С. Яремкевич, В. Г. Червецова, Н. Л. Заярнюк, В. П. Новіков. Дослідження впливу електромагнітних, постійних магнітних та акустичних полів на мікроорганізми / <http://ena.lp.edu.ua:8080/bitstream/ntb/34447/1/30>
201. Мосин О.В. Воздействие электромагнитных волн низкой интенсивности на воду и биологические объекты

202. Біофізична характеристика впливу електромагнітних та ультразвукових хвиль на біооб'єкти / Калініченко С.В.1, Антушева Т.І.1, Коротких О.О., Бабич Є.М., Ківва Ф.В., Коваленко О.І., Рижкова Т.А. , Балак А.К. р. 25 Annals of Mechnikov Institute, N 3, Vol.1, 2015 www.imiamn.org.ua/journal.htm.

203. Патент України № 30606. Пристрій для знезараження води, розрідженого мулу та інших рідин електромагнітним полем надвисоких частот. Автор: Сидорук Юрій Кіндратович. Опубліковано: 11.03.2008

204.Ткачук К.Н., Зацарний В.В., Каштанов С.Ф. та ін. Охорона праці та промислова безпека: навч. Посіб. – К.: Лібра, 2010. – 559с.

205. Сиротюк М.Г. Экспериментальные исследования ультразвуковой кавитации / М.Г. Сиротюк; под. ред. Л.Д. Розенберга // Мощные ультразвуковые поля. – М.: Наука, 1968. – Ч.5. – С. 168–220.

206. Финкельштейн З.Л. Анализ технико-экономической эффективности различных методов обработки воды / З.Л. Филькенштейн, Е. Бизяков, Н.З. Бойко // Высн. Сум. держ. ун-ту. Сер. Тех. науки. – 2004. - № 2. – С. 199–202.

207. Дзяна Г.О. Оцінка економічного збитку від негативного впливу на навколишнє середовище: Методичні рекомендації для виконання самостійної роботи з дисциплін «Екологія» та «Основи екології» для студентів всіх спеціальностей і форм навчання / Г.О. Дзяна, В.О. Васійчук. – Львів, 2004. – 22с.

208. Наказ № 389 від 20.07.2009 Про затвердження Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів.

209. Мельник С.В. Економіка природокористування: навч. посіб. / С.В. Мельник. – О.: Наука і техніка, 2012. – 224 с.

210. Гарин В. М., Клёнова И. А., Колесников В. И. Экология для технических вузов. Серия «Высшее образование». / Под ред. В. М. Гарина. – Ростов: Феникс, 2003. – С.84