

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ

---

**ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ,  
ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ГІДРАВЛІКИ**

*Науково-технічний збірник*

*Випуск 28*

Науково-технічний збірник  
засновано в 2002 р.

Київ 2017

УДК 628.1+628.2+532.5

Головний редактор *А.М. Кравчук*

Заступник головного редактора *Г.М. Кочетов*

Відповідальний секретар *Т.В. Аргатенко*

Заступник відповідального секретаря *Ю.Д. Копаниця*

Редакційна колегія:

*А.Васильєв, О.С.Волошкіна, М.М.Гіроль, М.М. Кризький,  
С.І.Криль, Н.Оз, О.Я.Олійник, В.Л.Поляков, О.В. Приймак,  
В.Я.Савенко, І.М.Симонов, Г.Собчук, І.М.Таварткіладзе,  
В.М.Удод, С.Хейс-Асбишлер, П.Д.Хоружий, О.М.Яхно*

Рекомендовано до випуску Вченою радою Київського національного університету будівництва і архітектури 29 грудня 2017 року, протокол №9.

**Проблеми** водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 28. /Головний редактор А.М. Кравчук. – К.: КНУБА, 2017. – 408 с.

Збірник видано за сприяння Представництва Польської академії наук в м.Києві.

Розрахований на працівників науково-дослідних і проектних організацій, викладачів, аспірантів та докторантів.

Матеріали збірника опубліковано на *web*-сайті Національної академічної бібліотеки України ([www.nbu.gov.ua](http://www.nbu.gov.ua))

Видається в авторській редакції

Свідоцтво про державну реєстрацію КВ №6033 від 05.04.2002 р.

Наказом Міністерства освіти і науки України науково-технічний збірник «Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки» включено до Переліку наукових фахових видань України (Наказ МОНУ №1714, 28.12.2017 р.).

*Web*-сайт збірника [www.wateruse.org.ua](http://www.wateruse.org.ua)

Адреса редакційної колегії: 03680, Київ, Повітрофлотський проспект, 31, КНУБА, тел. 241-54-25.

©Київський національний університет будівництва і архітектури, 2017

## ЗМІСТ

<i>Айрапетян Т.С.</i> Визначення раціональних параметрів аеротенків-витискувачів з закріпленим біоценозом та врахуванням кисневого режиму.....	12
<i>Аксьонова І.М.</i> Методи реєстрації хвильових відгуків екзоферментних процесів у реакторах біологічного очищення стічних вод та обробці осадів.....	19
<i>Аргатенко Т.В., Малахова О.О.</i> Електрокоагуляційне знебарвлення води зі спіральними електродами та змінним струмом.....	22
<i>Білецький А.А., Клімов С.В.</i> Тенденції розвитку інженерних заходів захисту територій та населених пунктів від затоплення.....	30
<i>Борисова О.В.</i> Актуальні аспекти водної стратегії міста Києва.....	37
<i>Булгакова О.В.</i> Аналіз застосування сучасних реагентів.....	44
<i>Василенко О.А., Василенко Л.О.</i> Гальванокоагуляція як універсальний метод очищення стічних вод від іонів важких металів.....	48
<i>Василенко С.Л., Волков В.М.</i> Надійність і сталість систем водопостачання як складова національної та екологічної безпеки.....	53
<i>Василенко С.Л., Кашпур А.Д., Панасенко О.О.</i> Методологія інтеграційного менеджменту водокористування та водоспоживання в містах України.....	60
<i>Вирлан В.А.</i> Гідродинамічний режим рідини в біореакторі.....	66
<i>Гламаздін П.М., Давиденко Є.П., Вітковський В.С., Карпюк М.А.</i> Перспективи застосування реагентної водопідготовки для систем тепlopостачання.....	73
<i>Гомеля М.Д., Іванова В.П., Камаєв В.С., Марущак Ю.А.</i> Визначення сорбційної здатності іоніту при вилученні іонів міді з води.....	84
<i>Гомеля М.Д., Крисенко Т.В.</i> Оцінка ефективності коагулянтів при очищенні води від сполук урану.....	92
<i>Гомеля М.Д., Терещенко О.М., Мельниченко Є.В.</i> Спосіб очистки стічних вод від іонів міді з використанням водорозчинного поліелектроліту та фероціаніду калію.....	99
<i>Гомеля М.Д., Трохименко Г.Г., Глушко О.В.</i> Вплив іонів жорсткості та взаємний вплив іонів важких металів на ефективність їх сорбції на катіоніті.....	104
<i>Гомеля М.Д., Трус І.М., Петриченко А.І., Кійченко О.Ю.</i> Дослідження процесів сорбційної очистки води від іонів амонію.....	113
<i>Грицина О. О., Волощук В. А.</i> Дослідження температурних режимів очищення муніципальних стічних вод міста Рівне.....	120
<i>Дупляк О.В., Величко С.В.</i> Моделювання пропускної здатності русла р. Тиси з врахуванням підпору при проходженні паводку.....	129
<i>Душкин С.С., Душкин С.С.</i> Підвищення ефективності роботи контактних освітлювачів при підготовці питної води.....	135
<i>Епоян С.М., Карагяур А.С., Волков В.М.</i> Дослідження роботи швидкого фільтра з відведенням частини потоку в нижні шари і доочищенням на дренажній системі.....	140
<i>Епоян С.М., Сорокіна Н.В., Фесік Л.О.</i> Мікробіологічні аспекти розділення мулових сумішей у вторинних відстійниках.....	149

<i>Епоян С.М., Сухоруков Г.І., Яркін В.А.</i> Інтенсифікація роботи перегородчастого змішувача коридорного типу.....	153
<i>Захарченко М.А., Рижикова І.А.</i> Методика по зменшенню антропогенного забруднення малих річок.....	160
<i>Калюжний А.П., Зубричева Л.Л., Михайлик Е.Р.</i> Аспекти гідравлічних розрахунків мереж водовідведення у сучасних умовах.....	163
<i>Квартенко О.М., Саблій Л.А.</i> Дослідження роботи станції очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах змін гідравлічних навантажень.....	170
<i>Кістіон В.Є.</i> Системні принципи побудови наукової платформи для вирішення задач реструктуризації житлово-комунального господарства.....	177
<i>Колодько А.О., Кочетов Г.М., Самченко Д.М., Пасько А.В.</i> Вивчення стійкості відходів очистки промислових стічних вод у складі лужних цементів.....	180
<i>Копаниця Ю.Д.</i> Аналіз алгоритмів визначення гідростатичного тиску на поверхню довільної форми за стандартними формулами і методом трьох команд K123.....	187
<i>Кріль С.І., Скороход І.В., Фадеїчев В.В.</i> Енергетична модель ерліфту.....	196
<i>Левицька В.Д., Хоружий П.Д.</i> Підвищення ефективності роботи протифільтраційних споруд для захисту територій від підтоплення з дніпровських водосховищ.....	205
<i>Матяш О.В., Новохатній В.Г., Усенко І.С.</i> Показники надійності водопровідних металевих труб за даними експлуатації.....	213
<i>Михайленко В.Г., Антонов О.В., Лук'янова О.І.</i> Електроємбране пом'якшення живильної води тепломереж.....	220
<i>Мовчан С.І.</i> Дослідження гідродинаміки течії в'язкої рідини в замкненому контурі апаратів напірної флотації.....	227
<i>Недашковський І.П., Василюк А.В.</i> Вдосконалення технології очищення стічних вод на біофільтрах.....	236
<i>Нечитайло М.П., Косяк Є.М.</i> Теоретичні дослідження адсорбційної активності основних компонентів інгібітору корозії та накипоутворення на основі суміші фосфоровмісних комплексонів та полімерних сполук.....	244
<i>Нор В.В.</i> Дослідження проблеми забезпечення ефективної роботи систем подачі і розподілу води та шляхів її вирішення.....	249
<i>Одуд Л.Н., Ковальчук В. А.</i> Пінополістирольні фільтри із зростаючим шаром завислого осаду в технологіях пом'якшення води.....	257
<i>Орел В.І.</i> Регулювання системи насос–трубопровід зміною швидкості обертання шестеренного насоса та перепомповуванням гідродинамічно активних полімерів.....	264
<i>Поляков В.Л., Мартинов С.Ю.</i> Математичне моделювання динаміки накопичення сполук заліза у вхідному перерізі завантаження фільтра.....	272
<i>Росінський В.М.</i> Вибір технологічних параметрів роботи біореакторів для очищення стічних вод і симультанного видалення сполук азоту.....	281



<i>Саблій Л.А., Кононцев С.В., Коренчук М.С.</i> Підвищення ефективності аерування мулової суміші в аеротенках шляхом використання низьконапірного аератора.....	290
<i>Сизоненко Г.А.</i> Дослідження економічних показників системи водопостачання з підземних джерел при різних режимах роботи водозабірних свердловин.....	296
<i>Сироватський О.А., Гайдучок О.Г.</i> Математичне моделювання напірно-флотаційного процесу очищення малокаламутних кольорових вод поверхневих джерел для господарсько-питного водопостачання.....	303
<i>Сівак В.М., Шинкарук Л.А., Пилипей М.І.</i> Особливості використання гідравлічних закономірностей для удосконалення очисних споруд.....	309
<i>Стасюк С.Р.</i> Аналіз процесів знезалізнення і зм'якшення води при її вапнуванні та висхідному фільтруванні через плаваюче завантаження.....	318
<i>Твердохліб М.М., Гомеля М.Д.</i> Дослідження ефективності знезалізнення води в присутності магнетиту та модифікованої магнетитом полімерної смоли.....	324
<i>Тугай Я.А., Зінч П.Л.</i> Аналіз існуючих методів відновлення продуктивності свердловин розчинами реагентів.....	333
<i>Унгуряну Д.В., Сирецяну Д.</i> До питання обробки та використання осадів стічних вод.....	342
<i>Хохотва О.П., Бутченко Л.І., Присікайло О.І.</i> Вилучення $\text{Cu(II)}$ композиційним цеоліт-гуміновим сорбентом у присутності сторонніх катіонів.....	351
<i>Хохотва О.П., Лиштва П.В.</i> Сорбційне видалення іонів $\text{Cu(II)}$ сосною тирсою, модифікованою тіокарбамідом і параформом.....	358
<i>Чарний Д.В., Мацелюк Є.М., Онанко Ю.А., Гайдабура О.М., Харченко М.Ю.</i> Використання слабопроточних заток річок як першої ланки у технологічному ланцюзі водопідготовки та застосування контактної коагуляції для покращення процесу обробки води.....	366
<i>Шевченко Т.О.</i> Проблеми водопостачання та водовідведення у невеликих сільських об'єднаних територіальних громадах.....	375
<i>Шинкарук Л.А., Вечер В.В.</i> Концепція протипаводкового захисту на основі інтегрованого управління паводковим стоком.....	382
<i>Юрков О.Д., Юрков Є.В., Кочетов Г.М.</i> Шляхи вдосконалення існуючих методів знезалізнення води.....	391
<i>Юрченко В.О., Лебедєва О.С., Бригада О.В., Іванін П.С.</i> Підвищення екологічної безпеки експлуатації споруд водовідведення.....	395

## СОДЕРЖАНИЕ

<i>Айрапетян Т.С.</i> Определение рациональных параметров аэротенков-вытеснителей с прикрепленным биоценозом и учетом кислородного режима.....	12
<i>Аксенова И.Н.</i> Методы регистрации волновых откликов экзоферментных процессов в реакторах биологической очистки и обработки осадков.....	19
<i>Аргатенко Т.В., Малахова Е.А.</i> Электрокоагуляционное обесцвечивание воды со спиральными электродами и переменным током.....	22
<i>Билецкий А.А., Климов С.В.</i> Тенденции развития инженерных мероприятий по защите территорий и населенных пунктов от затопления.....	30
<i>Борисова А.В.</i> Актуальные аспекты водной стратегии города Киева.....	37
<i>Булгакова О.В.</i> Анализ применения современных реагентов.....	44
<i>Василенко А.А., Василенко Л.А.</i> Гальванокоагуляция как универсальный метод очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов.....	48
<i>Василенко С.Л., Волков В.М.</i> Надежность и стабильность систем водоснабжения как составляющая национальной та экологической безопасности...	53
<i>Василенко С.Л., Кашпур А.Д., Панасенко О.О.</i> Методология интеграционного менеджмента водопользования и водопотребления в городах Украины.....	60
<i>Вырлан В.А.</i> Гидродинамический режим жидкости в биореакторе.....	66
<i>Гламаздин П.М., Давыденко Е.П., Витковский В.С., Карпюк М.А.</i> Перспективы применения реагентной водоподготовки для систем теплоснабжения.....	73
<i>Гомеля Н.Д., Иванова В.П., Камаев В.С., Марущак Ю.А.</i> Определение сорбционной способности ионита при извлечении ионов меди из воды.....	84
<i>Гомеля Н.Д., Крысенко Т.В.</i> Оценка эффективности коагулянтов при очистке воды от соединений урана.....	92
<i>Гомеля Н.Д., Терещенко О.М., Мельниченко Е.В.</i> Способ очистки сточных вод от ионов меди с использованием водорастворимого полиэлектролита и ферроцианида калия.....	99
<i>Гомеля Н.Д., Трохименко А.Г., Глушко Е.В.</i> Влияние ионов жесткости и взаимное влияние ионов тяжелых металлов на эффективность их сорбции на ионите.....	104
<i>Гомеля Н. Д., Трус И.Н., Петриченко А.И., Кийченко А.Ю.</i> Исследование процессов сорбционной очистки воды от ионов аммония.....	113
<i>Грицина А. А., Волощук В. А.</i> Исследование температурных режимов очистки муниципальных сточных вод города Ровно.....	120
<i>Дупляк Е.В., Величко С.В.</i> Моделирование пропускной способности русла р. Тиса с учетом подпора при прохождении паводка.....	129
<i>Душкин С.С., Душкин С.С.</i> Повышение эффективности работы контактных осветлителей при подготовке питьевой воды.....	135
<i>Эпоян С.М., Карагяур А.С., Волков В.Н.</i> Исследование работы скорого фильтра с отводом части потока в нижние слои и доочисткой на дренажной системе.....	140
<i>Эпоян С.М., Сорокина Н.В., Фесик Л.О.</i> Микробиологические аспекты разделения иловых смесей во вторичных отстойниках.....	149

<i>Эпоян С.М., Сухоруков Г.И., Яркин В.А.</i> Интенсификация работы перегородчатого смесителя коридорного типа.....	153
<i>Захарченко М.А., Рижикова И.А.</i> Методика по снижению антропогенного загрязнения малых рек.....	160
<i>Калюжный А.П., Зубричева Л.Л., Михайлик Е.Р.</i> Аспекты гидравлических расчетов сетей водоотведения в современных условиях.....	163
<i>Квартенко А.Н., Саблий Л.А.</i> Исследования работы станции очистки многокомпонентных подземных вод в условиях изменения гидравлических нагрузок .....	170
<i>Кистион В.Е.</i> Системные принципы построения научной платформы для решения задач реструктуризации жилищно-коммунального хозяйства.....	177
<i>Колодько А.О., Кочетов Г.М., Самченко Д.Н., Пасько А.В.</i> Изучение устойчивости отходов очистки промышленных сточных вод в составе щелочных цементов.....	180
<i>Копаница Ю.Д.</i> Анализ алгоритмов определения гидростатического давления на поверхность произвольной формы стандартными формулами и методом трех команд K123.....	187
<i>Криль С.И., Скороход И.В., Фадеичев В.В.</i> Энергетическая модель эрлифта.....	196
<i>Левицкая В.Д., Хоружий П.Д.</i> Повышение эффективности работы противофильтрационных сооружений для защиты территорий от подтопления из днепровских водохранилищ.....	205
<i>Матяш А.В., Новохатний В.Г., Усенко И.С.</i> Показатели надежности водопроводных металлических труб по данным эксплуатации.....	213
<i>Михайленко В.Г., Антонов О.В., Лукьянова О.И.</i> Электромембранное умягчение питательной воды теплосетей.....	220
<i>Мовчан С.И.</i> Исследование гидродинамики течения вязкой жидкости в замкнутом контуре аппаратов напорной флотации.....	227
<i>Недашковский И.П., Василюк А.В.</i> Совершенствование технологии очистки сточных вод на биофильтрах.....	236
<i>Нечитайло Н.П., Косюк Е.Н.</i> Теоретические исследования адсорбционной активности основных компонентов ингибитора коррозии и накипеобразования на основе смеси фосфорсодержащих комплексонов и полимерных соединений.....	244
<i>Нор В.В.</i> Исследование проблемы обеспечения эффективной работы систем подачи и распределения воды и путей ее решения.....	249
<i>Одуд Л.Н., Ковальчук В.А.</i> Пенополистирольные фильтра с растущим слоем взвешенного осадка в технологиях умягчения воды.....	257
<i>Орел В.И.</i> Регулирование системы насос–трубопровод изменением скорости вращения шестеренного насоса и перекачиванием гидродинамически активных полимеров.....	264
<i>Поляков В.Л., Мартынов С.Ю.</i> Математическое моделирование динамики накопления соединений железа в исходном сечении загрузки фильтра.....	272

<i>Россинский В.М.</i> Выбор технологических параметров работы биореакторов для очистки сточных вод и симультативного удаления соединений азота.....	281
<i>Саблий Л.А., Кононцев С.В., Коренчук Н.С.</i> Повышение интенсивности аэрации иловой смеси с использованием низконапорного аэратора.....	290
<i>Сизоненко А.А.</i> Исследование экономических показателей систем водоснабжения из подземных источников при разных режимах работы водозаборных скважин .....	296
<i>Сыроватский А. А., Гайдучок А.Г.</i> Математическое моделирование напорно-флотационного процесса очистки маломутных цветных вод поверхностных источников для хозяйственно- питьевого водоснабжения.....	303
<i>Сивак В.Н., Шинкарук Л.А., Пилипей М.И.</i> Особенности использования гидравлических закономерностей для совершенствования очистных сооружений.....	309
<i>Стасюк С.Р.</i> Анализ процессов обезжелезивания и умягчения воды при ее известковании и восходящем фильтровании через плавающую загрузку.....	318
<i>Твердохлиб М.М., Гомеля Н.Д.</i> Исследование эффективности обезжелезивания воды в присутствии магнетита и модифицированной магнетитом полимерной смолы.....	324
<i>Тугай Я.А., Зиныч П.Л.</i> Анализ существующих методов восстановления производительности скважин растворами реагентов .....	333
<i>Унгуряну Д.В., Сирецяну Д.</i> К вопросу об обработке и использовании осадков сточных вод.....	342
<i>Хохотва А.П., Бутченко Л.И., Присикайло А.И.</i> Удаление Cu(II) композиционным цеолит-гуминовым сорбентом в присутствии посторонних катионов.....	351
<i>Хохотва А.П., Лыштва П.В.</i> Сорбционное удаление ионов Cu(II) сосновыми опилками, модифицированными тиокарбамидом и параформом.....	358
<i>Чарный Д.В., Мацелюк Е.М., Онанко Ю.А., Гайдабура О.М., Харченко М.Ю.</i> Использование слабопоточных заток рек как первого звена в технологической цепи водоподготовки и использование контактной коагуляции для улучшения процесса обработки воды.....	366
<i>Шевченко Т.О.</i> Проблемы водоснабжения и водоотведения в небольших сельских объединенных территориальных общинах.....	375
<i>Шинкарук Л.А., Вечер В.В.</i> Концепция противопаводковой защиты на основе интегрированного управления паводкового стока.....	382
<i>Юрков О.Д., Юрков Е.В., Кочетов Г.М.</i> Пути усовершенствования существующих методов обезжелезивания воды.....	391
<i>Юрченко В.А., Лебедева Е.С., Бригада Е.В., Иванов П.С.</i> Повышение экологической безопасности эксплуатации сооружений водоотведения.....	395

## CONTENTS

<i>Airapetian T.</i> Determination of rational parameters of aerotanks- displacers with fixed biocenosis and taking into account the oxygen regime.....	12
<i>Aksyonova I.</i> Methods of registration of wave reviews exoenzymatic processes in the biological reactors of wastewater treatment and sludge treatment.....	19
<i>Arhatenko T., Malakhova O.</i> Electrocoagulation water discoloration with spiral electrodes and alternating current.....	22
<i>Biletsky A., Klimov S.</i> Trends in the development of engineering measures to protect territories and settlements from flooding.....	30
<i>Borisova O.</i> Actual aspects of the water strategy of the city of Kyiv.....	37
<i>Bulgakova O.</i> Analisis of the modern reagents usage.....	44
<i>Vasilenko O., Vasilenko L.</i> Galvanocoagulation as a universal method of sewage treatment from ions of heavy metals.....	48
<i>Vasilenko S., Volkov V.</i> Reliability and sustainability of water supply systems as a component of national and environmental safety.....	53
<i>Vasilenko S., Kashpur A., Panasenko A.</i> Methodological integration management of water use and water consumption in Ukrainian cities.....	60
<i>Virlan V.</i> Hydrodynamic water regime in the bioreactor.....	66
<i>Glamazdin P., Davydenko E., Witkowski V., Karpyuk M.</i> Prospects for reagent water preparation application for heat supply systems.....	73
<i>Gomelya M., Ivanova V., Kamaev V., Marushchak J.</i> Determination of the sorption capacity of ion exchanger when copper ions are extracted from water.....	84
<i>Gomelya M., Krysenko T.</i> Evaluation of efficiency of coagulants in water cleaning from uranium compounds.....	92
<i>Gomelya M., Tereshchenko O., Melnichenko E.</i> Method of treating sewage from copper ions using a water soluble polyelectrolyte and potassium ferrocyanide.....	99
<i>Gomelya M., Trohymenko G., Hlushko O.</i> Influence of rigidity ions and mutual influence of ions of heavy metals on the efficiency of their sorption on cation exchanger.....	104
<i>Gomelya N., Trus I., Petrychenko A., Kiichenko A.</i> Study of processes of sorption treatment water from ammonium ions.....	113
<i>Hrytsyna A., Voloshchuk V.</i> Researches temperature modes municipal wastewater treatment in wastewater treatment plants Rivne.....	120
<i>Dupliak O., Velychko S.</i> Simulation of the channel capacity for Tisza river considering backwater curve during flood.....	129
<i>Dushkin S., Dushkin S.</i> Improving the efficiency of work contact clarifiers in the preparation of drinking water.....	135
<i>Epoyan S., Karahiaur A., Volkov V.</i> Research of the rapid filter operation with the bypass of part of the flow to the lower layers and the tertiary treatment on the drainage system.....	140

<i>Epoyan S., Sorokina N., Fesik L.</i> Microbiological aspects of separation of sludge in secondary settlers.....	149
<i>Epoyan S., Sukhorukov G., Yarkin V.</i> Intensification of the work of partition mixer of the corridor type.....	153
<i>Zakharchenko M., Ryzhykova I.</i> Methodology on decline of anthropogenic contamination of the small rivers.....	160
<i>Kalyuzhniy A., Zubrycheva L., Mikhailyk E.</i> Hydraulic calculations aspects of water networks sewerage in modern conditions.....	163
<i>Kvartenko A., Sabliy L.</i> Researches of operating the station treating multi-component underground waters in conditions of changing hydraulic loadings.....	170
<i>Kistion V.</i> System principles for building a scientific platform for solving the problems of housing and communal services services.....	177
<i>Kolodko A., Kochetov G., Samchenko D., Pasko A.</i> Study of waste stability, obtaining after industrial wastewater treatment, in the composition of alkaline cements..	180
<i>Kopanytsya Y.</i> Analysis of algorithms for determination of hydrostatic pressure to the surface of the arbitrary form according to the standard formulas and the method of three K123 commands.....	187
<i>Kril S., Skorokhod I., Fadeichev V.</i> Energy model of airlift.....	196
<i>Levytska V., Horuzhii P.</i> Improvement of the effectiveness of anti-filtration facilities to protect the territories from flooding from the Dnipro reservoirs.....	205
<i>Matiyash A., Novokhatniy V., Usenko I.</i> Indicators of reliability of water supply metal pipes according to the operating.....	213
<i>Mikhailenko V., Antonov O., Lukyanova O.</i> Electromembrane softening of power supply water for heating system.....	220
<i>Movchan S.</i> Investigations of hydrodynamics of the viscous liquid in the closed circuit of pressure flotation apparatus.....	227
<i>Nedashkovsky I., Vasilyuk A.</i> Improvement of technology of clearing sewage waters on biofilters.....	236
<i>Nechitaylo N., Kosyuk E.</i> Theoretical studies of adsorption activity of the main components of corrosion inhibitor and creation on the basis of mixture of phosphorus-containing complexes and polymeric compounds.....	244
<i>Nor V.</i> Study on problem of maintenance of efficient operation of water supply and distribution system and its solutions.....	249
<i>Odud L., Kovalchuk V.</i> Expanded polystyrene filters with increasing layer of suspended sediment in water softening technologies.....	257
<i>Orel V.</i> Regulation of pump–pipeline system changing the speed of rotation of gear pump and pumping hydrodynamically active polymers.....	264
<i>Polyakov V., Martynov S.</i> Mathematical modeling of the dynamics of the accumulation of iron compounds in the inlet section of the loading filter.....	272
<i>Rossinskyi V.</i> Choice of technological parameters of bioreactors for wastewater treatment and simultaneous removal of nitrogen compounds.....	281
<i>Sabliy L., Konontcev S., Korenchuk M.</i> Increasing the efficiency of the mixed liquor with the low-head aerator usage.....	290

<i>Syzonenko H.</i> Investigation of economic indicators of water supply system from underground sources under different operating modes of intake wells.....	296
<i>Syrovatsky O., Haiduchok O.</i> Mathematical modeling of the dissolved air flotation process for clarification lowturbidity colored water of surface sources for drinking water supply.....	303
<i>Sivak V., Shynkaruk L., Pylypei M.</i> Features of the use of hydraulic relationship for the improvement of treatment facilities.....	309
<i>Stasyuk S.</i> Analysis of processes of water deferrization and softening with its liming and ascending filtering through floating loading.....	318
<i>Tverdokhlib M., Gomelya N.</i> Research of efficiency deferrization of water in the presence of magnetite and magnetite-modified polymer resin.....	323
<i>Tuhai Y., Zynych P.</i> Analysis of existent methods of wells productivity restoration by reagents solutions.....	333
<i>Ungureanu D, Siretsanu D.</i> For processing and use sewage sludge.....	342
<i>Khokhotva O., Butchenko L., Prysikailo O.</i> The removal of Cu(II) by composite zeolite-humate sorbent in the presence of other cations.....	351
<i>Khokhotva O., Lyshtva P.</i> Sorption removal of Cu(II) ions by pine sawdust modified with thiocarbamide and paraform фopмom.....	358
<i>Charniy D., Matelyuluk Ye., Onanko Yu., Haidabura O., Kharchenko M.</i> Use of low-flow bays of rivers as the first link in the technological water treatment chain and the application of contacton coagulation to improve the water treatment process.....	366
<i>Shevchenko T.</i> Problems of water supply and drainage in small rural combined territorial communities.....	375
<i>Shynkaruk L, Vetcher V.</i> Concept of flood protection based on integrated flood management.....	382
<i>Yurkov A., Yurkov E., Kochetov G.</i> Ways to improve the existing methods of deferrization of water.....	391
<i>Yurchenko V., Lebedeva O., Brigada O., Ivanin P.</i> Improving the environmental safety of operation of sanitation facilities.....	395

Т.С. АЙРАПЕТЯН, кандидат технических наук  
Харьковский национальный университет городского хозяйства имени  
А.Н. Бекетова

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАЦИОНАЛЬНЫХ ПАРАМЕТРОВ АЭРОТЕНКОВ- ВЫТЕСНИТЕЛЕЙ С ПРИКРЕПЛЕННЫМ БИОЦЕНОЗОМ И УЧЕТОМ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА

*Розроблено дворівневу математичну модель біологічного очищення в аеротенках-витискувачах з закріпленням біоценозом. В моделі враховується ступінь забезпечення процесу киснем. Швидкість окиснення органічних забруднень і споживання кисню зваженим і закріпленням біоценозом описується рівнянням Моно. Представлені результати теоретичних досліджень, в яких вивчено вплив кисневого режиму, а також розташування і розподілу елементів з закріпленням біоценозом на ефективність очищення.*

**Ключові слова:** стічні води, аеротенки-витискувачі, активний мул, закріпленням біоценоз, органічні забруднення, математична модель, кисневий режим.

*Разработана двухуровневая математическая модель биологической очистки в аэротенках-вытеснителях с прикрепленным биоценозом. В модели учитывается степень обеспечения процесса кислородом. Скорость окисления органических загрязнений и потребления кислорода взвешенным и прикрепленным биоценозом описывается уравнением Моно. Представлены результаты теоретических исследований, в которых изучено влияние кислородного режима, а также расположения и распределения элементов с прикрепленным биоценозом на эффективность очистки.*

**Ключевые слова:** сточные воды, аэротенки-вытеснители, активный ил, прикрепленный биоценоз, органические загрязнения, математическая модель, кислородный режим.

*A two-level mathematical model of biological purification in aerotank-displacers with fixed biocenosis was developed. The model takes into account the degree of oxygen supply on the process. The rate of oxidation of organic pollution and oxygen consumption by a suspended and fixed biocenosis is described by the Mono equation. The results of theoretical studies of the influence of the oxygen regime, and also the location and distribution of elements with an fixed biocenosis on the purification efficiency are presented.*

**Keywords:** wastewater, aerotank-displacer, active sludge, fixed biocenosis, organic pollution, mathematical model, oxygen regime



Биологическая очистка бытовых сточных вод является важной составляющей в технологии их обработки. Наиболее распространенными сооружениями, в которых для удаления растворенных органических примесей применяется биохимическое окисление, являются аэротенки. Для очистки бытовых сточных вод, относительно малоцентрированных в сравнении с производственными, в основном применяют аэротенки-вытеснители. Возрастающие требования к качеству очистки сточных вод перед их сбросом в водоем требуют усовершенствования данных сооружений.

Среди многочисленных решений по повышению эффективности работы аэротенков можно выделить следующие: создание участков с аэробными и анаэробными условиями окисления [1, 2; 2, 3], применение неравномерно рассредоточенного впуска сточных вод [3, 2; 4, 333], подача технического кислорода [4, 346], добавление реагентных препаратов [5, 2] и др.

Также интенсифицировать биологической очистку в аэротенках можно за счет применения дополнительной загрузки с прикрепленным биоценозом. Преимущества иммобилизованных микроорганизмов заключаются в возможности создания высокой их концентрации и лучшей извлекающей способности при невысоком содержании органических загрязнений (ОЗ). Такая комбинированная очистка имеет ряд технологических преимуществ и широко используется на практике [6, 198; 7, 55].

Обеспечение процесса деструкции субстрата кислородом является фактором, который оказывает значительное влияние на эффективность очистки [8, 4]. Особенно это важно для биопленки, когда кислород в результате его поглощения не проникает в нижние слои, поэтому процесс удаления ОЗ происходит не по всей ее толщине.

Математическое моделирование позволяет обосновать рациональные параметры аэротенков с прикрепленным биоценозом [9, 188; 10, 39]. Для получения более объективных и универсальных данных, кроме влияния содержания кислорода, необходимо также учитывать нелинейность зависимости скорости утилизации ОЗ и потребления кислорода от соответствующих концентраций.

Целью исследований является обоснование с помощью математического моделирования и учетом кислородного режима эффективности применения загрузки с прикрепленным биоценозом в аэротенках-вытеснителях.

При разработке математической модели, описывающей процесс биологической очистки в аэротенке-вытеснителе, содержащим элементы с прикрепленным биоценозом, приняты следующие допущения:

- процесс утилизации субстрата взвешенным и прикрепленным биоценозом, а также процесс потребления кислорода в биопленке, являются установившимися;

- процесс биохимического окисления взвешенным биоценозом в достаточном количестве обеспечен кислородом, его концентрация в

свободном объеме аэротенка имеет постоянное значение, поступление кислорода лимитирует кинетику биоокисления только прикрепленным биоценозом;

- диффузионным переносом субстрата в свободном объеме аэротенка можно пренебречь;

- толщина биопленки на дополнительных элементах является постоянной величиной;

- при изменении места расположения и распределения элементов (насадок) с прикрепленным биоценозом по длине аэротенка их количество и площадь остается одинаковой, меняется только удельная площадь, т.е. плотность распределения.

С учетом принятых допущений основу математической модели работы аэротенка-вытеснителя с взвешенным и прикрепленным биоценозом и учетом кислородного режима в биопленке составляют следующие уравнения и зависимости.

1. Уравнение переноса органических загрязнений по длине аэротенка:

$$V \frac{dL_a}{dx} + R_\delta + \varepsilon R_a = 0, \quad (1)$$

где  $x$  – горизонтальная координата, м, которая изменяется в пределах от 0 до  $S$  (длина аэротенка);  $t$  – время, с;  $L_a$  – концентрация ОЗ в аэротенке, мг/л;  $V = Q_a/F$  – средняя скорость потока в аэротенке, м/с;  $F$  – площадь поперечного сечения аэротенка, м<sup>2</sup>;  $Q_a$  – расход очищаемой воды, м<sup>3</sup>/с;  $R_\delta = \lambda_\delta N_L$  – скорость утилизации ОЗ прикрепленным биоценозом в объеме аэротенка, мг/(л·с);  $R_a$  – скорость утилизации ОЗ взвешенным биоценозом (активным илом), мг/(л·с);  $N_L$  – поток (транспорт) ОЗ через поверхность биопленки для их утилизации прикрепленным биоценозом (биопленкой),  $\frac{\text{м мг}}{\text{с л}}$ ;  $\lambda_\delta = F_{\delta l}/F$  – конструктивный параметр, м<sup>-1</sup>;  $F_{\delta l}$  – удельная

площадь поверхности биопленки (на единицу длины аэротенка), м;

$\varepsilon = 1 - \frac{W_\delta}{W_a} = \frac{W_j}{W_a}$  – коэффициент, учитывающий уменьшение свободного

объема аэротенка, вызванное размещением дополнительной загрузки (насадок) с прикрепленным биоценозом;  $W_a$  – рабочий объем аэротенка, м<sup>3</sup>;  $W_j$  – объем жидкости в аэротенке, м<sup>3</sup>;  $W_\delta$  – объем загрузки (насадок) с прикрепленным биоценозом, м<sup>3</sup>.

Уравнение (1) решается при следующем граничном условии:  $x = 0, L_a = L_{a0}$ , где  $L_{a0}$  – концентрация ОЗ в исходной воде, мг/л.

2. Уравнение переноса органических загрязнений по толщине биопленки (необходимо для вычисления параметра  $N_L$ ):

$$D_L \frac{d^2 L}{dy^2} - R_L = 0, \quad (2)$$

где  $y$  – координата, м, которая изменяется в пределах от 0 до  $\delta$  (толщина биопленки);  $L$  – концентрация ОЗ в биопленке, мг/л;  $D_L$  – коэффициент

молекулярной диффузии в биопленке, м<sup>2</sup>/с;  $R_L$  – скорость утилизации ОЗ прикрепленным биоценозом в биопленке, мг/(л·с).

Уравнение (2) решается при следующих граничных условиях:

$$y = \delta \frac{dL}{dy} = 0; \quad y = 0 \quad N_L = -D_L \frac{dL}{dy} = K_L(L_a - L|_{y=0}), \quad L|_{y=0} = L_\delta, \quad (3)$$

где  $K_L$  – коэффициент массопереноса ОЗ в жидкостной пленке, м/с;  $L_\delta$  – концентрация ОЗ на поверхности биопленки, мг/л.

3. Уравнения кинетики (зависимости для определения скорости утилизации ОЗ взвешенным и прикрепленным биоценозом  $R_a$  и  $R_L$ , а также скорости потребления кислорода в биопленке  $R_C$ )

$$R_a = -\frac{\mu_a X_a}{Y_a} \frac{L_a}{K_{mL_a} + L_a}, \quad (4)$$

$$R_L = -\frac{\mu_L X_L}{Y_L} \frac{L}{K_{mL} + L} \frac{C}{K_{mC} + C}, \quad (5)$$

$$R_C = \alpha_1 R_L + \alpha_2 b_L \frac{C}{K_{mC} + C} X_L, \quad (6)$$

где  $\mu_a, \mu_L$  – максимальная удельная скорость роста биомассы микроорганизмов, с<sup>-1</sup>;  $K_{mL_a}, K_{mL}, K_{mC}$  – константы полунасыщения, мг/л;  $X_a, X_L$  – концентрации микроорганизмов, мг/л;  $Y_a, Y_L$  – коэффициенты трансформации субстрата в биомассу;  $R_C$  – скорость потребления кислорода в биопленке, мг/(л·с);  $C$  – концентрация кислорода в биопленке, мг/л;  $\alpha_1, \alpha_2$  – стехиометрические коэффициенты расхода кислорода при окислении единицы ОЗ и для самоокисления продуктов отмирания микроорганизмов в биопленке;  $b_L$  – константа отмирания микроорганизмов в биопленке, с<sup>-1</sup>.

4. Уравнение переноса кислорода по толщине биопленки:

$$D_C \frac{d^2 C}{dy^2} - R_C = 0, \quad (7)$$

где  $D_C$  – коэффициент молекулярной диффузии кислорода в биопленке, м<sup>2</sup>/с.

5. Уравнение (7) решается при следующих граничных условиях:

$$y = \delta \frac{dC}{dy} = 0; \quad y = 0 \quad N_C = -D_C \frac{dC}{dy} = K_L(C_a - C|_{y=0}), \quad C|_{y=0} = C_\delta, \quad (8)$$

где  $K_C$  – коэффициент массопереноса ОЗ в жидкостной пленке, м/с;  $C_\delta$  – концентрация кислорода на поверхности биопленки, мг/л.

6. Зависимость для расчета коэффициента  $\varepsilon$  при расположении насадок не по всей длине сооружения, а только в его части, с учетом сохранения их объема и, соответственно, увеличения плотности распределения:

$$\varepsilon = 1 - (1 - \varepsilon_0) \frac{S}{S_L}, \quad (9)$$

где  $\varepsilon_0$  – коэффициент уменьшения свободного объема аэротенка при равномерном распределении насадок по всей длине сооружения;  $S_L$  – длина участка аэротенка, на котором расположены насадки, м.

Система уравнений и зависимостей (1)-(9), которая составляет основу математической модели, решается численно методом конечных разностей. С помощью математической модели были проведены численные исследования процесса биологической очистки в аэротенке-вытеснителе, содержащим элементы с прикрепленным биоценозом, с учетом кислородного режима в биопленке.

Рассмотрен вариант, когда насадки располагаются или по всей длине аэротенка, или во второй его части по течению жидкости (рис. 1).

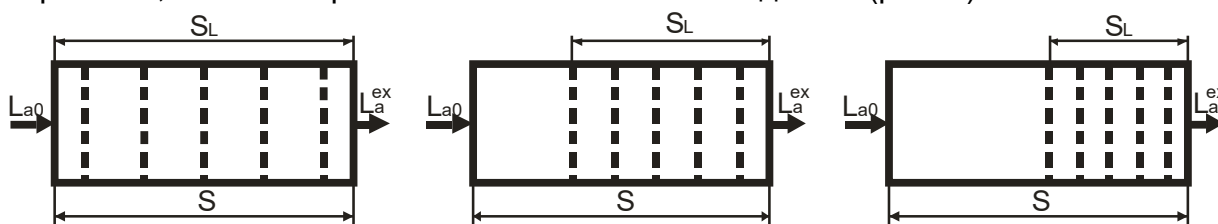


Рис. 1. Схема расположения насадок с прикрепленным биоценозом в аэротенке-вытеснителе

В качестве критерия эффективности принят параметр, позволяющий оценить вклад прикрепленного биоценоза в биологическую очистку от органических загрязнений

$$\Theta = 1 - \frac{(L_a^{ex})_L}{(L_a^{ex})_a},$$

где  $(L_a^{ex})_L$  – концентрация ОЗ на выходе из аэротенка-вытеснителя с прикрепленным биоценозом, мг/л;  $(L_a^{ex})_a$  – концентрация ОЗ на выходе из аэротенка-вытеснителя традиционной конструкции, мг/л.

При проведении расчетов значения констант из системы уравнений (1)-(11) принимались согласно рекомендациям, изложенным в работе [11, 135].

На рис. 2 представлен пример расчета влияния приведенной длины участка с прикрепленным биоценозом  $S_L/S$  на эффективность работы сооружения  $\Theta$ .

Данные, представленные на рис. 2, показывают, что при размещении насадок с прикрепленным биоценозом во второй части сооружения и повышении плотности их расположения лимитирующее влияние кислорода уменьшается. Это можно объяснить тем, что в конце сооружения концентрация ОЗ имеет уже небольшое значение за счет утилизации активным илом. Потребление кислорода в биопленке уменьшается, его концентрация возрастает.

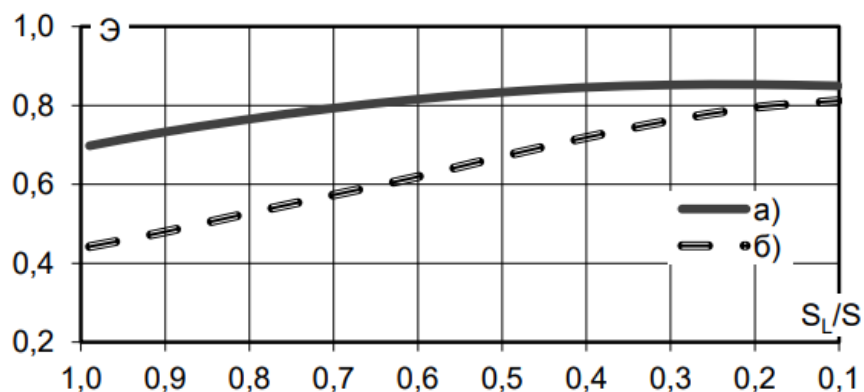


Рис. 2. Влияние места расположения и плотности распределения элементов с прикрепленным биоценозом на эффективность работы аэротенка с прикрепленным биоценозом: **а)** без учета кислородного режима; **б)** с учетом кислородного режима

Также изучено влияние толщины биопленки на степень обеспеченности кислородом и, соответственно, на процесс очистки в усовершенствованном сооружении (рис. 3).

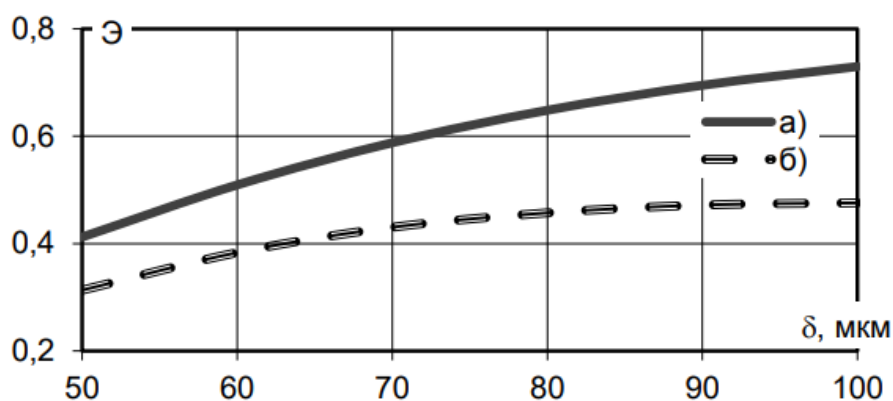


Рис. 3. Влияние толщины биопленки на эффективность работы аэротенка с прикрепленным биоценозом: **а)** без учета кислородного режима; **б)** с учетом кислородного режима

С увеличением толщины биопленки, с одной стороны, увеличивается степень изъятия  $O_3$  прикрепленным биоценозом, с другой стороны, уменьшается концентрация кислорода, особенно в нижних слоях. Кислородный режим все более лимитирует процесс утилизации субстрата, рост эффективности замедляется, и с какого-то момента толщина биопленки практически не влияет на степень очистки.

### Выводы

С помощью разработанной математической модели биологической очистки в аэротенке-вытеснителе с прикрепленным биоценозом и учетом потребления кислорода, проведены теоретические исследования. Скорость утилизации  $O_3$  прикрепленным и взвешенным биоценозом, а также скорость потребления кислорода в биопленке определялись с помощью уравнений нелинейной кинетики. Эти исследования показали, что плотное размещение

насадок во второй части сооружения является наиболее эффективным. Показано, что толщина биопленки на дополнительной загрузке должна соответствовать значению, при котором концентрация субстрата и концентрация кислорода оказывают равнозначное влияние на процесс утилизации ОЗ.

### Список литературы

1. *Грицина О.О.* Удосконалення методики розрахунку та конструкцій аеротенків із аноксидними і аеробними зонами: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.23.04 «Водопостачання, каналізація» / О.О. Грицина. Рівне: НУВГП, 2013. 20 с.
2. *Нездоймінов В.І.* Одномулова нітрифікація-денітрифікація в біологічних реакторах із затопленою ерліфтною системою аерації: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт техн. наук: спец. 05.23.04 «Водопостачання, каналізація» / В.І. Нездоймінов. Макіївка: ДонНАБА, 2013. 34 с.
3. *Горносталь С.А.* Підвищення ефективності роботи споруд біологічного очищення міських стічних вод: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.23.04 «Водопостачання, каналізація» / С.А. Горносталь. Харків: ХНУБА, 2013. 21 с.
4. *Ковальчук В.А.* Очистка стічних вод: Навч. посібник. Рівне: ВАТ Рівненська друкарня, 2003. 622 с.
5. *Кобелева Й.В.* Биологическая очистка коммунально-бытовых сточных вод с применением реагентных препаратов: автореф. дисс. на соискание уч. степени канд. техн. наук: спец. 03.01.06 «Биотехнология (в том числе бионанотехнологии)» / Й.В. Кобелева. Казань: ФГБОУ ВО «КНИТУ», 2017. 16 с.
6. *Реконструкция и интенсификация сооружений водоснабжения и водоотведения: [учебное пособие] / [А.А. Василенко, П.А. Грабовский, Г.М. Ларкина и др.].* Киев - Одесса: КНУСА, ОГАСА, 2007. 307 с.
7. *Олійник О.Я.* Моделювання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах-аеротенках зі зваженим (вільноплаваючим) і закріпленим біоценозом / О.Я. Олійник, Т.С. Айрапетян // Доповіді НАНУ. 2015. №5. С. 55-60.
8. *Oleynik A.* Oxygen regime in research on the work of plugflow aeration tanks with fixed biomasses / A. Oleynik, T. Airapetian // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 4/10 (88) 2017. P. 4-12.
9. *Хенце М.* Очистка сточных вод / М. Хенце, П. Армоэс, Й. Ля-Кур-Янсен, Э. Арван; [пер. с англ.]. М.: Мир, 2004. 480 с.
10. *Вавилин В.А., Васильев В.В.* Математическое моделирование процессов биологической очистки сточных вод. М.: Наука, 1979. 116 с.
11. *Маслун Г.С.* Практичні рекомендації до розрахунку кисневого режиму при очистці стічних вод на затоплених фільтрах / Г.С. Маслун // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА, 2013. Вип. 21. С. 123-142.

Стаття надійшла до редакції 18.12.17

УДК 628.2(03)

І.М. АКСЬОНОВА, кандидат технічних наук  
Одеська державна академія будівництва та архітектури,

## **МЕТОДИ РЕЄСТРАЦІЇ ХВИЛЬОВИХ ВІДГУКІВ ЕКЗОФЕРМЕНТНИХ ПРОЦЕСІВ У РЕАКТОРАХ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ТА ОБРОБЦІ ОСАДІВ**

*У роботі розглядається метод реєстрації хвильових відгуків екзоферментних процесів у реакторах біологічного очищення стічних вод та обробці осадів еквівалентними камерами з дистанційними датчиками різного роду.*

**Ключові слова:** хвильові відгуки, екзоферментні процеси, еквівалентні камери, дистанційні датчики

*В работе рассматривается метод регистрации волновых откликов экзоферментных процессов в реакторах биологической очистки сточных вод и обработке осадков эквивалентными камерами с дистанционными датчиками разного рода.*

**Ключевые слова:** волновые отклики, экзоферментные процессы, эквивалентные камеры, дистанционные датчики.

*In the paper, the method of registration of wave reviews Exo enzymatic processes in reactors biological wastewater treatment and sludge treatment equivalent cameras with remote sensors of all kinds.*

**Key words:** wave reviews, Exo enzymatic processes, equivalent cameras, remote sensors.

Реєстрація хвильових відгуків екзоферментних процесів у реакторах біологічного очищення стічних вод та обробці осадів, відповідно отриманим модельним системам, надає можливість отримувати дані про проходження процесу біохімічної трансформації органічної речовини у об'ємі споруди на кожному етапі: аеробної конверсії органічних речовин; нітрифікації, денітрифікації, анаеробної конверсії органічних речовин; біологічного виділення фосфору та інших.

Для реєстрації використовуються еквівалентні камери спостереження, що встановлюються безпосередньо у об'єм споруди. Еквівалентні камери облаштовуються датчиками для реєстрації зміни об'ємних, індукційних, оптичних, ультразвукових, термічних та інших параметрів.

В даний час ринок дистанційних приладів для реєстрації технологічних процесів у промисловості надає безграничні можливості використання таких приладів для контролю екзоферментних процесів у реакторах біологічного очищення стічних вод та обробці осадів. Чутливість датчиків та програмове забезпечення орієнтується на еквівалентній об'єм стаціонарних умов

проходження екзоферментних процесів, відповідно чому реєструються об'ємні, індукційні, оптичні, ультразвукові, термічні данні хвильових відгуків процесів відповідно модельним параметрам.

Сучасні реактори біологічного очищення стічних вод та обробці осадів мають окремі геометричні простори для проходження кожного етапу: аеробної конверсії органічних речовин; нітрифікації, денітрифікації, анаеробної конверсії органічних речовин; біологічного виділення фосфору. Тому реєстрація хвильових відгуків екзоферментних процесів з допомогою еквівалентних камер з відповідним набором датчиків спрощується порівняно з спорудами в яких ці зони необхідно визначати. Для визначення зон відповідного процесу у спорудах біологічного очищення класичного типу також можливо використання методу еквівалентних камер.

За методом еквівалентних камер рис.1. обирається комірчаста структура шестигранної геометричної форми еквівалентних камер(1) на гранях відповідно розташовані дистанційні датчики(2) які фіксують хвильові відгуки у охопленому еквівалентного об'єму. В залежності від ступеню рясності комірчастої структури та чутливості дистанційного датчика отримується комплекс даних про екзоферментний процес, що реєструється.

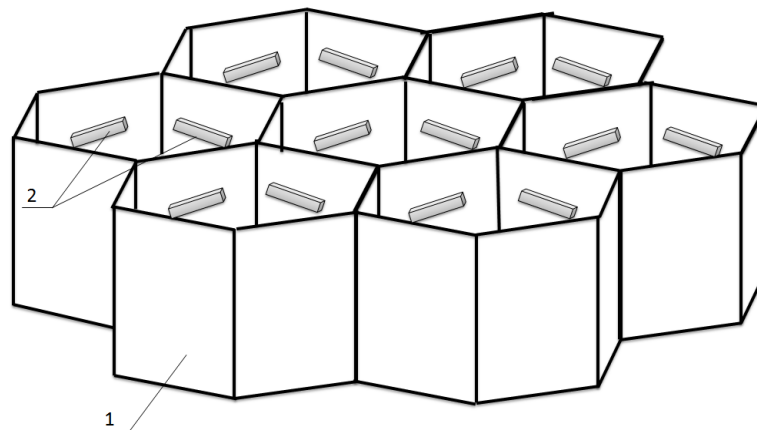


Рис.1. Схема еквівалентних камер для реєстрування хвильових відгуків екзоферментних процесів: 1 – еквівалентна камера; 2 – дистанційні датчики реєстрування ідентифікаційних хвильових характеристик

Об'єм комірки визначається відповідно хвильовим характеристикам екзоферментного процесу, що ідентифікується та залежать від чутливості дистанційних датчиків. Використання комплексу датчиків: об'ємних, індукційних, оптичних, ультразвукових, термічних надає інтегровану ідентифікаційну характеристику процесу та морфологію хвильового відгуку.

Розробка програмного забезпечення формується на визначені ідентифікаційних хвильових характеристик екзоферментних процесів та особливостей резонансів або поглинання, що відповідають даному процесу.

Для визначення ультразвукових відгуків екзоферментних процесів у реакторах біологічного очищення стічних вод та обробці осадів можливо використовувати ультразвукові безконтактні датчики Sonar-BERO SIEMENS



на визначення резонансу у еквівалентної камері.

Для визначення конфігурації ідентифікаційних пейсмерків кільцевих структур відповідного екзоферментного процесу реєструються мікрокамерами високої чутливості.

Розробка програмного забезпечення для комплексу датчиків ідентифікації екзоферментних процесів у реакторах біологічного очищення стічних вод та обробці осадів базується на модельних системах аеробної конверсії органічних речовин; нітрифікації, денітрифікації, анаеробної конверсії органічних речовин; біологічного виділення фосфору та інших окремих процесах.

### Список літератури

1. Козлов А.Н., Синельникова Е.Е., Фомин И.О. Квантовый градиентометр для измерения магнитных полей биообъектов. В кн.: Электромагнитное поле в биосфере. М., 1984, т. 1. С. 279-285.

2. Чистяков И.Г., Вистинь Л.К., Раджабова З. Б., Чумакова С.П. Индикация электрических и магнитных полей жидкими кристаллами. В кн. : Электромагнитные поля в биосфере. Том 1. М., 1984, С. 286-293

3. *Fundamentals of Biological Wastewater Treatment.* Udo Wiesmann, In Su Choi, Eva-Maria Dombrowski Copyright/WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim 2007. 393 с.

4. Рубин А. Б. Биофизика. М.: Книжный дом “Университет”, 1999–2000. Т. 1-2

5. Аксьонова І.М. Ідентифікація хвильових явищ біохімічних процесів у біореакторах очищення стічних вод ультразвуковими методами / І.М. Аксьонова.// Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки Науково-технічний збірник. Вип. 26, К.: КНУБА, 2016. С. 105-112.

6. Беззубцева, М.М. Интенсификация технологических процессов АПК ультразвуковой кавитацией. /М.М. Беззубцева, А.Е. Сапрыкин, И.Г. Пилуков // Успехи современного естествознания. 2014. № 12. С. 180.

7. Сапрыкин, А.Е., Беззубцева, М.М. Актуальность исследования ультразвукового метода флотационно-коагуляционного метода очистки сточных вод. / А.Е. Сапрыкин, М.М. Беззубцева // Вестник студенческого научного общества. Научный вклад молодых исследователей в инновационное развитие АПК сборник научных трудов по материалам международной научно-практической конференции молодых ученых и студентов. Министерство сельского хозяйства РФ, Санкт-Петербургский государственный аграрный университет, научный редактор-профессор Смелик В. А.. 2014. С. 12-15.

8. Куршанкова Е.В. Ультразвуковая электрокоагуляционная очистка сточных вод от поверхностно-активных веществ. Диссертация кандидата технических наук. М., 2006. 151 с.

9. Ткачук Н.Г. Интенсификация роста и ферментативной активности микроорганизмов ила для очистных сооружений электрическим током и ультразвуком. Диссертация кандидата технических наук. К., 1983г. 154 с.

*Стаття надійшла до редакції 19.11.17*

Т.В. АРГАТЕНКО, кандидат технічних наук

О.О. МАЛАХОВА, магістрант

Київський національний університет будівництва і архітектури

## **ЕЛЕКТРОКОАГУЛЯЦІЙНЕ ЗНЕБАРВЛЕННЯ ВОДИ ЗІ СПІРАЛЬНИМИ ЕЛЕКТРОДАМИ ПРИ ЗМІННОМУ СТРУМІ**

*Наведено результати лабораторних дослідів зі знебарвлення промивних вод від виробництва друкарських фарб в електрокоагуляторі зі спіральними електродами при використанні змінного електричного струму. Представлено розрахунки питомих витрат електроенергії та металу для досягнення необхідної ефективності очистки з метою повторного використання обробленої води для технологічних потреб підприємства.*

**Ключові слова:** знебарвлення, електрокоагуляція, спіральні електроди.

*Приведены результаты лабораторных опытов по обесцвечиванию промывных вод от производства печатных красителей в электрокоагуляторе со спиральными электродами при использовании переменного электрического тока. Представлены расчеты по удельным расходам электроэнергии и металла для достижения требуемой эффективности очистки с целью повторного использования обработанной воды для технологических нужд предприятия.*

**Ключевые слова:** обесцвечивание, электрокоагуляция, спиральные электроды.

*The results of laboratory experiments on the discoloration of washing waters from the production of printing inks in an electrocoagulator with spiral electrodes and alternating current are given. Calculations for the specific electricity and metal consumption to achieve the required purification efficiency in order to reuse treated water for the technological needs of the undertaking are presented.*

**Key words:** discoloration, electrocoagulation, spiral electrodes.

### **Вступ**

Низька водозабезпеченість України та постійне зростання рівня забрудненості природних водних об'єктів вимагають вирішення питання раціонального промислового водокористування. Одним із шляхів зменшення надходження шкідливих забруднювачів у навколишнє середовище є повторне використання виробничих стічних вод за умови ефективної їх обробки.

Дана робота присвячена проблемі повторного використання технологічних вод при виробництві друкарських фарб. Типова технологічна лінія такого виробництва представлена на рис.1.

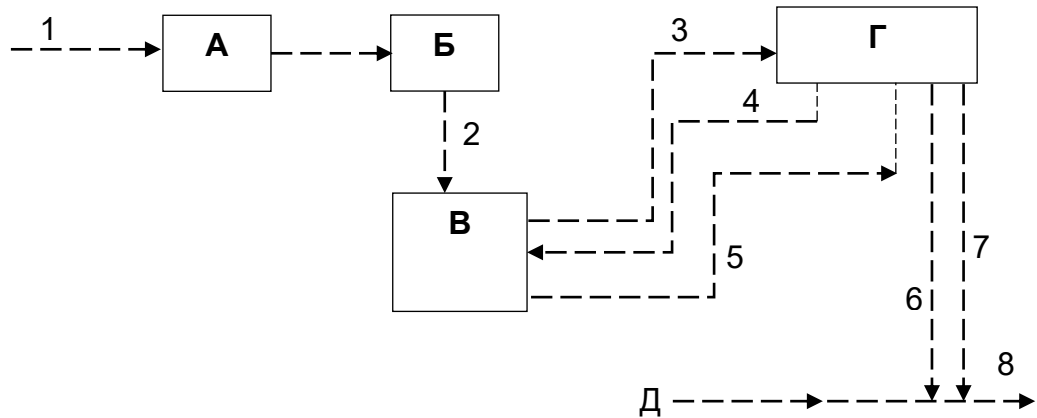


Рис.1. Існуюча схема промислового водокористування технологічної лінії по виробництву друкарських фарб: А – блок знесолення технологічної води; Б – бак-накопичувач знесоленої води; В – блок технологічних насосів; Г – блок двокамерних реакторів; Д – колектор системи промводовідведення підприємства; 1 – вхід води від міського водопроводу; 2 – вхід технологічної води; 3 – впуск технологічної води до камери №1 реактора; 4 – випуск фарби із камери №1; 5 – впуск фарби до камери №2; 6 та 7 – випуск промивної води від камер №1 та 2 до мережі промводовідведення; 8 – випуск виробничих стічних вод підприємства до міської каналізації

Вимоги до води, що може бути використана в технологічному циклі, (табл.1) свідчать про необхідність попередньої підготовки води з міського водопроводу з метою усунення з неї хлоридів і сульфатів та забезпечення мінімально можливого ступеню її первинного забарвлення.

Таблиця 1

**Вимоги до деяких фізико-хімічних показників технологічної води при виробництві друкарських фарб**

Показники	Одиниці виміру	Величина	Примітки
Прозорість	см	18...22	
Жорсткість заг.	мг-екв/дм <sup>3</sup>	2...3	
Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	10...12	пов'язано з вимогами стосовно стійкості щодо атмосферних впливів та вологості повітря у приміщеннях, де зберігаються та використовуються вірогідні вироби
Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	8...10	
Коефіцієнт світлопропускання	%	95...100	пов'язано з запобіганням надходження у реактори-стабілізатори домішок, що можуть негативно впливати на кольорову палітру виробів

Відповідно до наведеної на рис. 1 схеми, технологічна вода використовується як для виробництва фарб у двокамерних реакторах, так і для періодичного промивання реакторів від залишків фарби у них. Промивна вода в існуючій схемі (лінії 6 і 7) скидається до колектору промводовідведення підприємства (лінія Д), звідки потрапляє до міської каналізації (8).

Наявність у загальному потоці виробничих стічних вод підприємства барвників (висококонцентрованих і токсичних хімічних сполук) вимагає від технічних служб проведення спеціальних економічно затратних заходів по знебарвленню і детоксикації цих вод.

Авторами були проведені експериментальні дослідження по розробці технології очистки промивних вод з метою їх можливого повторного використання без (або з обмеженням) скидання до міської каналізації.

### Програма експериментальних досліджень

Промивні води двокамерних реакторів характеризуються показниками, наведеними в табл.2. Дані табл.1 і 2 запозичені авторами із технологічного регламенту по виробництву «прямих» барвників [1]. За цією технологією барвники, що продукуються на даній технологічній лінії, за своєю хімічною будовою відносяться до триарилметанової групи [2], а за галузями та методами використання до так званих «прямих» барвників.

Таблиця 2

#### Деякі якісні показники промивної води після двокамерних реакторів-стабілізаторів

Показники	Одиниці виміру	Величина	Примітки
Температура	°С	18...22	ізотермічний режим виробництва відповідно до температури робочого приміщення
Жорсткість заг.	мг-екв/дм <sup>3</sup>	1,2...1,8	[Ca <sup>2+</sup> ] ≤ 10...12 мг/дм <sup>3</sup> , [Mg <sup>2+</sup> ] ≤ 6...14 мг/дм <sup>3</sup>
Коефіцієнт світло-пропускання	%	не більше 15...20	залежно від тривалості та інтенсивності промивки реактору
Прозорість	см	не більше 2...3	обумовлена наявністю завислих часток фарб

Для «прямих» барвників характерною є їх здатність вибірково поглинати промені світла, яка пов'язана з наявністю в їхній структурі продовженої системи супряжених подвійних зв'язків, що можуть включати ауксохроми та хромофори. За розміром часток ці фарбники віднесені до II групи фазово-дисперсної класифікації домішок води [3]. Саме завдяки цій останній характеристиці виникає можливість використання для дестабілізації цих барвників у водному розчині процесу коагуляції.

Як впливає із даних табл.1, для технологічної води цієї промислової лінії існують суттєві обмеження щодо вмісту  $\text{Cl}^-$  та  $\text{SO}_4^{2-}$ , що не дозволяє здійснювати очистку оборотної води (рис.1, лінії 6-7) з метою її можливого повторного використання із залученням методу коагуляції на базі класичних сірчаноокислих та хлоридних реагентів (наприклад,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  або  $\text{FeCl}_3$ ). Ось чому наші подальші експерименти було зорієнтовано на технологію електрокоагуляції, яка не пов'язана з надходженням аніонів  $\text{Cl}^-$  або  $\text{SO}_4^{2-}$  в очищувану воду.

На підставі літературного пошуку було обрано конструкцію електрокоагулятора з електродним блоком у вигляді двох спіралей з алюмінієвого дроту, намотаних паралельно одна одній (з мінімально можливим за конструкційними вимогами зазором між ними) на неелектропровідну циліндричну основу (пластмасовий патрубок) [4].

На базі цього електродного блоку було змонтовано експериментальний стенд, схема якого показана на рис. 2.

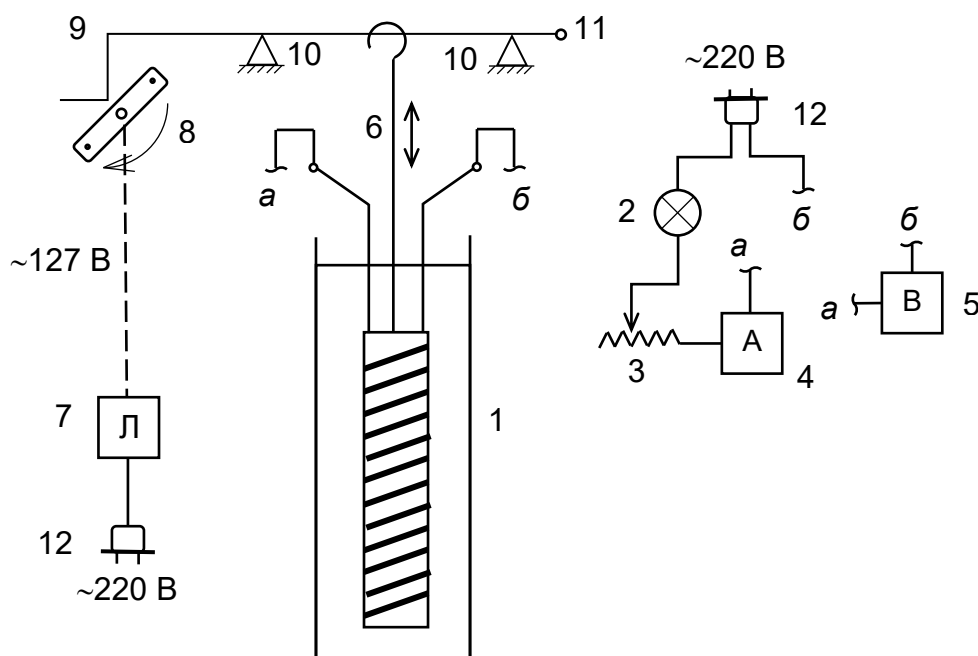


Рис.2. Принципова схема експериментального стенду: 1 – реактор з електродним спіральним блоком; 2 – лампа розжарювання (сталий електричний опір); 3 – реостат (змінний електричний опір); 4 – амперметр; 5 – вольтметр; 6 – рухома підвіска електродного блоку до коливального пристрою; 7 – лабораторний автотрансформатор 220/127 В; 8 – обертовий пристрій; 9 – важіль коливального пристрою; 10 – опори коливального пристрою; 11 – вісь коливального пристрою; 12 – приєднання блоків та елементів до мережі ~220 В

За законом Фарадея [5] маса металу електроду (в даному випадку – алюмінію), яка надходить у розчин в процесі електролізу та формує дозу коагулянту  $Al(OH)_3$ , прямо пропорційна добутку сили струму на тривалість обробки. Тому автори особливо ретельно відслідковували стабільність сили струму та напруги на електродах під час проведення кожного досліду. З метою гідромеханічної депасивації електродів і підтримання відносної стабільності величини струму в часі до складу експериментального стенду введено спеціальний коливальний блок, який забезпечує періодичність циклу «підйому-опускання» електродного блоку в реакторі.

Дослідження проводилися на модельному забарвленому розчині (барвник «Javaпа», колір бордо). Концентрація барвника складала  $400 \text{ мг/дм}^3$ . Оцінка ступеню знебарвлення обробленого в електрокоагуляторі робочого розчину забезпечувалась шляхом визначення коефіцієнту світлопропускання ( $T, \%$ ) у концентраційному фотоелектроколориметрі КФК-2.

Для оперативної оцінки ефекту знебарвлення до початку експериментів було досліджено залежність ймовірного ефекту знебарвлення ( $E, \%$ ) (за ступенем розведення модельного розчину) від величини коефіцієнту  $T, \%$  (табл.3) та побудовано відповідний графік (рис.3).

Таблиця 3

**Побудова калібрувальної кривої для розчину  $C = 400 \text{ мг/дм}^3$  (КФК-2)**

№ проби	Об'єм дистильованої води, $\text{см}^3$	Об'єм робочого розчину, $\text{см}^3$	$E, \%$	$T, \%$
1	95	5	95	98
2	90	10	90	92
3	80	20	80	82
4	70	30	70	73
5	60	40	60	65
6	50	50	50	55
7	40	60	40	40
8	30	70	30	35
9	20	80	20	28
10	10	90	10	27
11	0	100	0	26

Характер залежності  $E = f(T)$  (калібрувальна крива) свідчать про те, що робочий модельний розчин барвника, що був використаний у даному експерименті, має власний коефіцієнт світлопропускання при концентрації  $400 \text{ мг/дм}^3$   $T = 26\%$ .

Комплексну інформацію про експериментально отримані значення коефіцієнту  $T, \%$  і розраховані за калібрувальною кривою відповідні значення ефекту знебарвлення  $E, \%$  у запланованих діапазонах величин сили струму  $I$  (від 0,2 до 0,42 А) та тривалості обробки водного розчину барвника у реакторі (електрокоагуляторі)  $t$  (від 3 до 15 хв.) подано в табл.4.

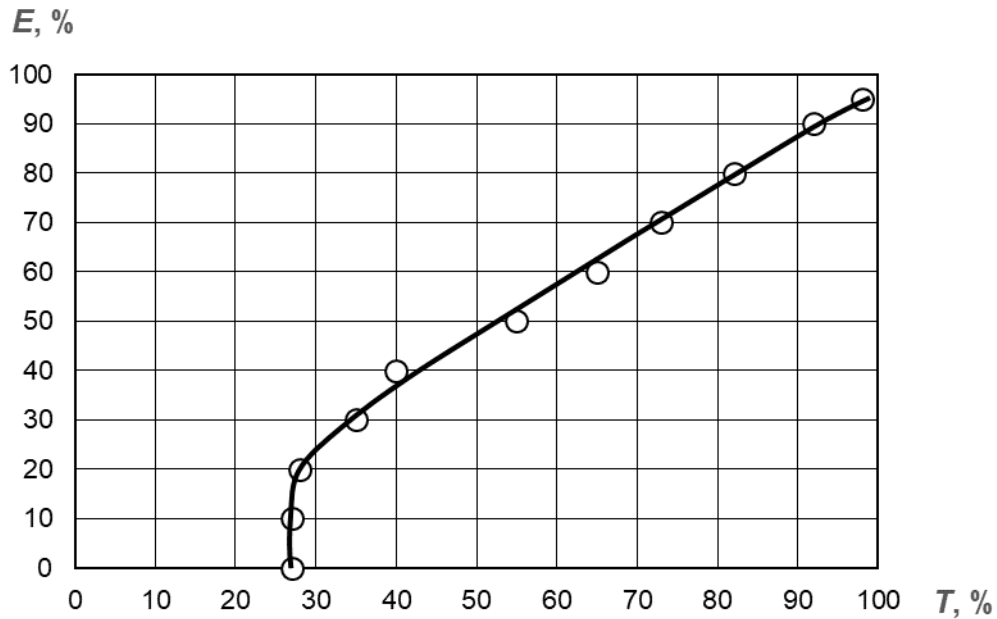


Рис.3. Калібрувальна крива для розчину  $C = 400 \text{ мг/дм}^3$

Технологічні можливості досліджуваного електрокоагулятора мають верхню межу ефективності знебарвлення даного розчину на рівні 79 ...90%, а нижню межу – 22...26%.

За даними табл.4 побудовано графіки залежності коефіцієнту світлопропускання  $T, \%$  та ефекту знебарвлення  $E, \%$  від питомої витрати електроенергії  $P, \text{ А}\cdot\text{с/дм}^3$  (рис.4).

За даними [1] вода для промивання двокамерних реакторів технологічної лінії при кількості в межах  $0,15...0,18 \text{ м}^3$  (1 раз у 2 доби) має власну забарвленість на рівні коефіцієнту  $T = 35...45\%$ . За умовами нашого експерименту (рис.4) це відповідає необхідному ефекту знебарвлення в межах 32...43% при питомій витраті електроенергії близько  $90...95 \text{ А}\cdot\text{с/дм}^3$ .

Тоді, згідно з базовими положеннями закону Фарадея [5], максимальна можлива питома втрата маси алюмінієвого спірального електродного блоку складатиме:

$$m_{max} = \frac{9 \text{ г}\cdot(90 \dots 95) \text{ А}\cdot\text{с}}{96500 \text{ А}\cdot\text{с/дм}^3} \cong 8 \dots 8,5 \text{ мг/дм}^3,$$

а добова витрата алюмінію становитиме:

$$m_{доб} = \frac{(8 \dots 8,5) \text{ г}\cdot(0,15 \dots 0,18) \text{ м}^3}{\text{м}^3 \cdot 2 \text{ доб}} = 0,6 \dots 0,75 \text{ г/доб},$$

або близько  $0,22...0,27 \text{ кг/рік}$ .

При силі струму, наприклад,  $0,2 \text{ А}$  напруга на електродах складає  $5,6 \text{ В}$ , тобто питома споживча електрична потужність сягатиме (при питомій витраті електроенергії  $90...95 \text{ А}\cdot\text{с/дм}^3$ ) близько  $504...532 \text{ Вт}\cdot\text{с/дм}^3$  або  $0,14...0,15 \text{ кВт}\cdot\text{год/м}^3$ .

При 2-добовій витраті води  $0,15...0,18 \text{ м}^3$  місячна споживана потужність дорівнюватиме  $0,315...0,405 \text{ кВт}\cdot\text{год/міс}$ , або  $3,8...4,9 \text{ кВт}\cdot\text{год/рік}$ .

## Результати дослідів

№серії	Сила струму $I$ , А	Напруга $U$ , В	Тривалість $t$ , хв.	Питомі витрати		$T$ , %	$E$ , %	Примітки
				ел.енергії $P$ , А·с/дм <sup>3</sup>	потужності $W$ , Вт·с/дм <sup>3</sup>			
1	0,2	5,6	15	225	1260	81	79	Об'єм робочого розчину $V_p = 0,8$ дм <sup>3</sup>
			12	180	1008	80	78	
			9	135	758	80	78	
			6	90	505	34	28	
			3	45	253	30	22	
2	0,25	6,7	15	281	1885	82	80	
			12	225	1508	79	77	
			9	169	1134	80	78	
			6	113	756	67	63	
			3	56	378	30	22	
3	0,3	7,65	15	338	2582	82	80	
			12	270	2066	80	78	
			9	203	1553	81	79	
			6	135	1035	77	74	
			3	68	518	30	22	
4	0,35	8,5	12	316	2686	80	78	
			9	237	2020	82	80	
			6	158	1346	80	78	
			3	79	673	32	26	
5	0,4	9,36	9	270	2527	79	77	
			6	180	1685	81	79	
			3	90	842	35	30	
6	0,42	9,7	9	283	2750	81	79	
			6	189	1833	80	78	
			3	95	917	40	36	

## Висновки

1. Показана принципова можливість електрокоагуляційного знебарвлення робочого розчину барвника «Javaпа» (концентрація активної речовини 400 мг/дм<sup>3</sup>) з використанням в якості електродного блоку алюмінієвих спіральних електродів.

2. Для досягнення рівня ефективності знебарвлення води від промивання двокамерних реакторів-стабілізаторів в межах 32...43% (за технологічним регламентом лінії по виробництву друкарських фарб) питома витрата електроенергії складає 90...95 А·с/дм<sup>3</sup>, а питома витрата маси алюмінію 8...8,5 мг/дм<sup>3</sup>.

3. При 2-добовій витраті промивної води 0,15...0,18 м<sup>3</sup> питома споживана електрична потужність дорівнює близько 0,14...0,15 кВт·год/м<sup>3</sup>, що відповідає місячній споживаній потужності 0,315...0,405 кВт·год/міс, або 3,8...4,9 кВт·год/рік.



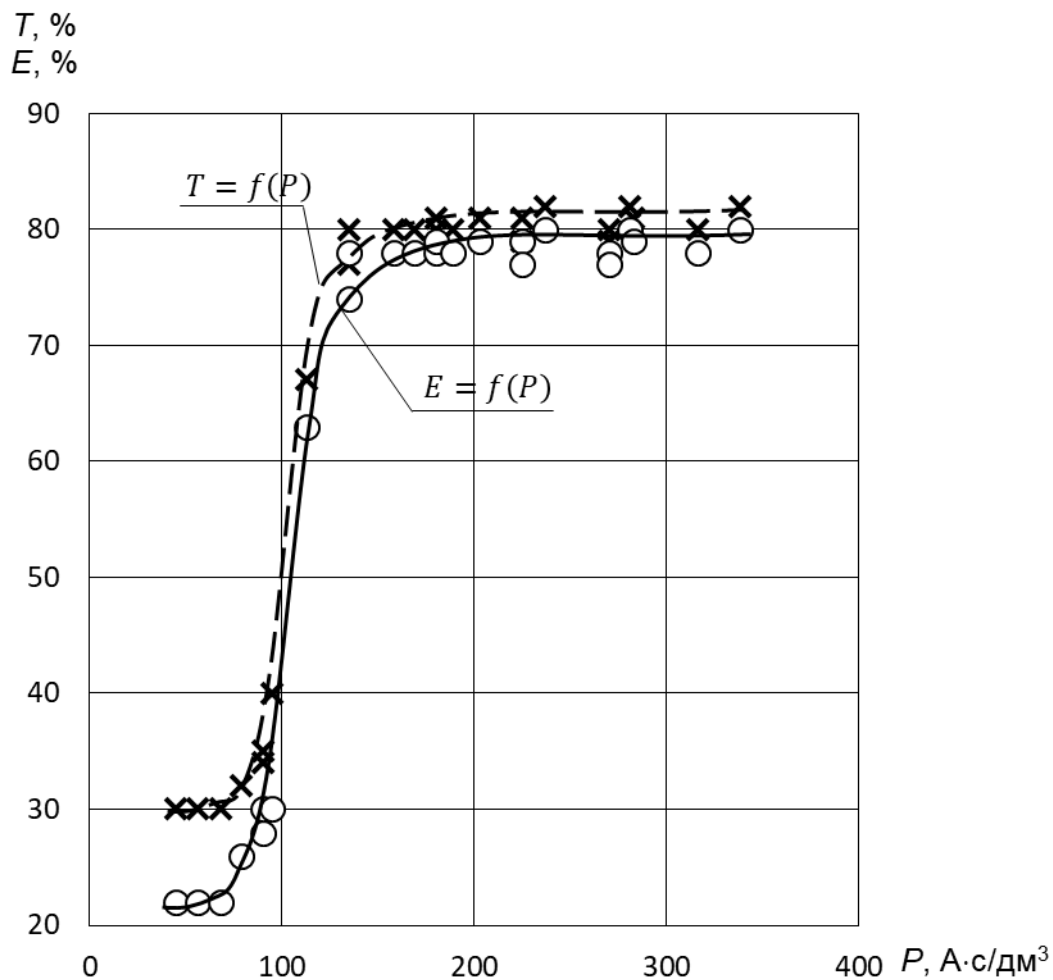


Рис.4. Графіки залежності коефіцієнту світлопропускання  $T$ , % та ефекту знебарвлення  $E$ , % від питомої витрати електроенергії  $P$ , А·с/дм<sup>3</sup>

### Список літератури

1. *Технічний звіт відділу головного технолога хіміко-технологічного заводу (ВО «Сумихімпрепарат»)*. Відомч.реєстр.№6312/хт. Суми, 2014. С.18-20.
2. *Химическая энциклопедия* (в 5 томах), том 3, «Красители». М.: Советская энциклопедия, 1990. 820 с.
3. *Фізико-хімічні методи очищення води. Керування водними ресурсами* / Під ред. І.М. Астреліна, Х. Ратнавіри. К.: Водна гармонія, 2015. 577 с.
4. А.с.СССР №1074832 «Электрокоагулятор» / Злобина В.С., Малько В.Ф., Светашова Е.С. 1983.
5. *Яковлев С.В., Краснобородько И.Г., Рогов В.М.* Технология электрохимической обработки воды. Л.: Стройиздат, 1987. 312 с.

Стаття надійшла до редакції 1.12.17

А.А. БІЛЕЦЬКИЙ, кандидат технічних наук

С.В. КЛІМОВ, кандидат технічних наук

Національний університет водного господарства та природокористування,  
м.Рівне

## ТЕНДЕНЦІЇ РОЗВИТКУ ІНЖЕНЕРНИХ ЗАХОДІВ ЗАХИСТУ ТЕРИТОРІЙ ТА НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ ВІД ЗАТОПЛЕННЯ

*Наведено сучасні інженерні рішення, що застосовуються у світі для захисту територій та населених пунктів від затоплення паводковими водами. На основі їх аналізу та опрацювання інформації про основні фактори, які призводять до паводконебезпечних умов на території України, пропонується комплексне застосування заходів, з врахуванням місцевих особливостей і виділенням як базовий будівництво водосховищ комплексного призначення.*

**Ключові слова:** паводок, захист від затоплення, водосховище, дамба, польдер.

*Приведены современные инженерные решения, применяемые в мире для защиты территорий и населенных пунктов от затопления паводковыми водами. На основе их анализа и обработки информации об основных факторах, которые приводят к паводкоопасным условиям на территории Украины, предлагается комплексное применение мер, с учетом местных особенностей и выделением в качестве базового строительство водохранилищ комплексного назначения.*

**Ключевые слова:** паводок, защита от затопления, водохранилище, плотина, польдер.

*The article presents modern engineering solutions used in the world to protect territories and settlements from flood waters. On the basis of their analysis and processing of information on the main factors that lead to flood hazardous conditions in the territory of Ukraine, the complex application of measures is proposed, taking into account local features and allocation as the basic construction of reservoirs of complex appointment.*

**Key words:** flood, flood protection, reservoir, dam, polder.

**Постановка проблеми.** Одними з найбільш поширених небезпечних природних явищ, що мають велику руйнівну силу є весняні повені та дощові паводки. Безсистемне вирубаня лісів, що прискорює поверхневий стік, розорювання значної частини водозбірної території без застосування протиерозійних заходів справляють значний вплив на формування паводкового стоку. Забудова територій можливого затоплення, проведення на них господарської діяльності, будівництво шляхів, мостів та інших об'єктів без дотримання вимог державних будівельних норм щодо захисту від

паводків спричиняє значних економічних, екологічних та соціальних збитків [1-4].

**Актуальність дослідження.** Збитки від паводків та повеней залежать від висоти і швидкості підйому рівня води, тривалості його стояння, площі затоплення, ступеня освоєння й економічного розвитку території, щільності населення, своєчасності прогнозу й вживання попереджувальних заходів, а також від наявності та ефективності протипаводкових гідротехнічних споруд.

Негативні наслідки від повеней і паводків проявляються на 27 відсотках території України (165 тис. км<sup>2</sup>), де проживає майже третина населення, а найбільшої шкоди зазнають гірські та передгірські райони Карпат [5].

За останні десятиліття на території Українських Карпат збільшилась не лише кількість катастрофічних повеней, але і їхні масштаби. У середньому за рік на річках Прикарпаття проходять 2–3 паводки і повені. Якщо раніше великі повені проходили раз на 11–16 років (1911, 1927, 1941, 1955, 1969, 1980), то пізніше повені сталися вже через 9 років (1999, 2001, 2008), останні через 2-3 роки, а то і щорічно – листопад 2015 та січень, листопад 2016 років, лютий 2017 року.

Березневий паводок 2001 року у Закарпатті став одним із найбільш катастрофічних за останні 200 років. Підйом рівнів води за амплітудою становив понад 2,5 м у горах, а в низинній частині річок Тиси, Латориці й Боржави від 4 до 10 м. Було підтоплено 255 населених пунктів, 33580 будинків, знеструмлено 98 населених пунктів, через що майже 14 тисяч осіб було відселено й евакуйовано. Завдяки унікальній спроможності Берегівської транскордонної польдерної системи, з найменшою шкодою для навколишніх сіл, було пропущено таку кількість води, яка дорівнює об'єму озера Балатон.

Повінь 2008 р. охопила 6 областей, понад 1000 населених пунктів, близько 100 тис. га землі потрапило під руйнівну дію води. За період з 23 до 27 липня 2008 р. на території Івано-Франківської, Львівської та Чернівецької областей випало 2–4 місячні норми опадів (210...350 мм).

Повінь 2010 р. зачепила частково Львівську та Івано-Франківську, а найбільше Закарпатську області: станом на 21 травня в останній було підтоплено 20 сіл, 260 господарств, 1850 га земель [6].

**Зв'язок із важливими науковими та практичними завданнями.** З наведених вище фактів однозначно видно, що захист від шкідливої дії вод є однією з найгостріших водогосподарських проблем.

Система захисту повинна мати комплексний характер, створюватися з урахуванням особливостей формування та проходження паводків [1]. В зв'язку з цим для оцінки існуючих і вибору найбільш ефективних протипаводкових заходів на річках Прикарпаття і Українських Карпат корисно розглянути досвід боротьби з цим стихійним лихом в зарубіжних країнах, зокрема Японії, Іспанії, США.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Японія – гірська країна, на території якої за рік випадає 1000...2000 мм опадів, причому переважно у вигляді злив, що досягають 260...580 мм на добу. Основними заходами із захисту використовуваних річкових долин від затоплювання були захисні

дамби, розчищення і виправлення русел, укріплення берегів річок, а також залісення гір. Регулювання паводків водосховищами широко застосовується в країні, вже збудовано понад 100 водосховищ комплексного призначення і велика кількість гребель для затримання наносів.

Іспанія також гірська країна. Кількість опадів лише в межах гірських хребтів досягає 1000...1200 мм, а в передгір'ях і на рівнині знижується до 300...400 мм. А тому збитки від паводків в Іспанії менші, ніж в Японії. Проте й зараз в долинах окремих рік спостерігаються затоплення великих площ сільськогосподарських угідь.

Маловодність річок у літній період і потреба у воді для зрошення здавна примушували будувати водосховища для регулювання стоку, які одночасно зменшували й витрати паводків. В Іспанії побудовано близько 140 водосховищ з регулюючим об'ємом 12 млрд. м<sup>3</sup>. Водосховища побудовані переважно в гірській частині річкових долин, а тому руйнівна дія паводків на рівнинах різко низилась. Проте раніше побудовані на багатьох річках захисні дамби і берегозакріплювальні споруди, якщо й не втратили свого значення, то в умовах зниження рівнів паводкових вод легко справляються з своїми завданнями і менше піддаються руйнуванню. Таким чином, в Іспанії головну роль у боротьбі з паводками відіграють водосховища, а берегоукріплювальні роботи і захисні дамби поступово втрачають своє значення.

В США та гірських районах Франції, Австрії й інших економічно розвинутих країн для боротьби з паводками і сільовими потоками основними спорудами, збудованими за останні десятиліття, є наносозатримуючі греблі і водосховища для регулювання стоку паводків. Допоміжними засобами є захисні дамби, розчищення і закріплення русел річок. В Німеччині є понад 500 гребель для затримання води і водосховищ із загальною здатністю накопичення 1 млрд. м<sup>3</sup> паводкових вод.

В Україні розроблено і здійснюється реалізація декількох державних цільових програм комплексного протипаводкового захисту в басейнах річок Тиси, Дністра, Пруту та Сірету. Внаслідок виконання цих програм вже створено комплекс захисних протипаводкових споруд, який включає 3,5 тис. км дамб, 1,2 тис. км берегоукріплювальних споруд, понад 600 насосних та компресорних станцій для перекачування надлишків води. Але комплекс захисних споруд на річках та водоймах є недостатнім і потребує значної реконструкції діючих та будівництва нових [3; 5].

Як свідчить вітчизняний досвід, проблему захисту від шкідливої дії води розв'язати лише інженерними заходами неможливо, однак вони є визначальними у боротьбі з паводками.

Реалізація інженерних заходів захисту від затоплення залежно від місцевих умов, характеру річки (режиму, рівня води, швидкості течії тощо), благоустрою території може здійснюватися за такими напрямками:

- обвалування території шляхом будівництва захисних дамб;
- регулювання русла річки для збільшення її пропускної здатності і зниження рівня води в межах населеного пункту;

– регулювання стоку річок шляхом будівництва протипаводкових водосховищ та сухих ємностей.

Ці напрямки є основними у державних цільових програмах України з розв'язання проблеми захисту від шкідливої дії води. Однак, всі напрямки боротьби з затопленням території населених пунктів пов'язані з виконанням значних обсягів земляних робіт, будівництвом спеціальних захисних споруд, а тому потребують проведення всебічного аналізу і економічного обґрунтування та вибору найбільш доцільних й доступних варіантів захисту.

При широкій смузі території затоплення споруджують захисні дамби обвалування. Вони можуть бути незатоплювані і затоплювані. Відмітка гребеня незатоплюваної дамби повинна бути вищою за максимальний рівень паводкових вод розрахункової забезпеченості. Ширина гребеня дамби приймається до 4,5 м, що забезпечує проїзд експлуатаційного транспорту. Затоплювані дамби влаштовуються для тимчасового захисту сільськогосподарських угідь тільки в період весняної повені. В період вирощування сільськогосподарських культур при проходженні літньо-осінніх паводків переливання води через гребінь дамби не допускається.

Дамби залежно від використання території і рельєфу заплави можуть захищати один або два береги. Захисні дамби по обидва береги річки влаштовуються за умови протікання річки через населений пункт, а береги є низькими. Такі двохсторонні дамби побудовані на річках Тиса, Сирет.

Досвід будівництва захисних протипаводкових споруд показує, що найбільш економічними є ґрунтові і кам'яно-накидні дамби, які формуються з місцевого матеріалу, що значно здешевлює будівництво [6].

Однак, в ґрунтових дамбах під час кожного зволоження зі сторони, де є вода, упродовж багатьох років вимиваються найдрібніші часточки ґрунту, що призводить до природнього старіння дамби і зменшення її надійності.

Для забезпечення стійкості захисної ґрунтової дамби останнім часом успішно застосовують геотуби як ядро насипної дамби. Вимиванню найдрібніших часточок ґрунту перешкоджає оболонка геотекстильних туб із міцного геотекстилю (наприклад GeoSvit®Tube). Геотуба – текстильний контейнер циліндричної форми з протиерозійним екраном в основі, зшитий із синтетичної тканини. Така конструкція геотуба запобігає розмиванню ґрунту не тільки під нею, а і за нею, перешкоджає винесення ґрунту з водою. Наявність протиерозійного екрана під геотубою підвищує надійність конструкції. Функціональні монтажні петлі і патрубки для наповнення геотуби забезпечують її легкий монтаж. За геометричними параметрами виділяють типові розміри геотуб, наведені в табл.1.

Влаштування дамб не завжди є ефективним засобом протипаводкового захисту території. Інколи для досягнення позитивного ефекту не обов'язково проводити обвалування території, а достатньо провести регулювання русла річки шляхом випрямлення та поглиблення й розширення русла, збільшивши її похил і тим самим прискоривши пропуск паводка при низьких рівнях води.

## Типові розміри геотуб

Параметр	Од. вим.	Значення параметрів для GeoSvit TUBE							
		4,3	8,6	12,9	17,2	21,6	25,9	30,2	34,5
Довжина обводу	м	4,3	8,6	12,9	17,2	21,6	25,9	30,2	34,5
Максимальна висота	м	1,2	1,9	2,3	3,0	3,2	3,4	3,5	3,9
Максимальна ширина	м	1,5	3,3	5,3	7,1	9,3	11,2	13,4	15,4
Максимальна місткість	м <sup>3</sup> /м	1,5	5,3	10,2	18,0	25,2	33,5	41,1	45,7
Довжина геотуби	м	5...100							

Характерним прикладом впровадження таких заходів є досвід із захисту територій від паводків у середній і нижній течії річки Тиса в Угорщині. Для збільшення пропускної спроможності в період проходження паводків русло річки в особливо звивистих місцях було спрямлено і поглиблено, довжина його в результаті скоротилася на 480 км. Ділянки, не охоплені русловиправними роботами, були обваловані.

Виправлення або створення нового русла річки здійснюється шляхом влаштування прокопів з визначеними розмірами поперечного перетину, що забезпечує пропуск паводкових витрат розрахункової забезпеченості. Такі прокопи влаштовані в межах населених пунктів на річках Теремля, Тисмениця, Бистриця, Сучава, Малий Сірет, Прут, Черемош та інших.

При проходженні паводків в руслі річки активізуються ерозійні процеси, в результаті яких зменшуються глибини і поперечний перетин русла. Тому вузькі ділянки русла річок розширюють, а широкі русла поглиблюють, утворюючи гідравлічно найвигідніші поздовжні профілі і поперечні перетини, чим створюють умови безперешкодного проходження паводка.

Як показує досвід захисту територій від затоплення, в передгірських та гірських районах Карпат, що обвалування територій і регулювання русел річок не завжди гарантує повний захист при проходженні катастрофічних паводків. Впровадження цих протипаводкових заходів захищає тільки окремі локальні об'єкти та частину території населених пунктів, але не захищає гідротехнічні споруди та споруди транспортної інфраструктури, розташованих безпосередньо на річках.

**Загальнонаукове значення.** Аналіз зарубіжного досвіду боротьби з руйнівною дією паводкових вод показує, що радикальним способом захисту територій від затоплення є регулювання річкового стоку, яке здійснюється шляхом перерозподілу витрат води в часі по довжині річки.

Такий перерозподіл витрат паводкових вод забезпечується створенням на річках акумулюючих ємностей: постійних водосховищ; сухих протипаводкових ємностей; протипаводкових польдерів.

Створення каскаду водосховищ на річці забезпечить захист території від затоплення уздовж річки на значній відстані – на сотні кілометрів. Окрім захисної функції водосховища забезпечують функціонування багатьох видів економічної діяльності – гідроенергетики, водопостачання, зрошення, рибного господарства, рекреації. Найбільший ефект з регулювання стоку під час паводків водосховищами досягається при їх розміщенні у верхів'ях річок та на їх притоках, де формується поверхневий стік під час злив або інтенсивного танення снігу.

Сухі протипаводкові ємності, які заповнюються на короткий період (2-5 діб) під час проходження паводків 10...1% забезпеченості, як правило, розміщують у верхів'ях річок, де формується паводок, акумулюють тільки частину паводкового стоку при постійному водоскиді. Частина паводкового стоку, що накопичується в ємності є різницею між річковим стоком і скидом води. Таким чином зменшуються пікові витрати води в річці після ємності за течією. Після проходження піку паводка здійснюється опорожнення ємності шляхом скиду води через водовипуск. В міжпаводковий період чаша ємності може використовуватися для потреб сільського і лісового господарств.

Регулювання річкового стоку під час паводка також забезпечують протипаводкові польдери, які являють собою обваловану дамбами частину заплави, що заповнюється тільки при проходженні максимальних витрат води в річці. Польдери розташовують на рівнинній території в середній та нижній частинах річок, або у природних пониженнях, що не використовуються у сільському господарстві і на яких відсутні будівлі, інженерні споруди і комунікації.

Під час паводка поверхневі води організовано потрапляють до польдеру і утримуються в ньому до завершення паводка. Таким чином протипаводковий польдер виконує функцію зменшення витрат річкового стоку і, відповідно, зниження критичних рівнів води на ділянках річки, що знаходяться нижче за течією. Накопичену в польдері воду можна використовувати в сільському та комунальному господарствах, а за відсутності потреби в ній польдер спорожнюють.

**Висновки.** З короткого огляду досвіду боротьби з паводками в гірських районах зарубіжних країн та аналізу ефективності інженерних заходів захисту від затоплення зробити наступні висновки.

1. Упродовж останнього століття в гірських районах економічно розвинутих країн для боротьби з паводками широко застосовують регулювання стоку за допомогою водосховищ, а також будують наносозатримуючі греблі. Захисні дамби, розчищення і закріплення русел річок є допоміжними засобами.

2. Дамби обвалування, регулювання русел річок для підтримання їх в робочому стані вимагають постійних щорічних затрат, значних капітальних вкладень при влаштуванні і, при неправильному проектуванні є фактором зниження сталості русла.

3. Для створення комплексу заходів із забезпечення надійного захисту територій та населених пунктів від затоплення паводковими водами доцільно

застосувати наступну схему розміщення протипаводкових споруд: у верхів'ї річки будуються водозатримувальні ємності з незначними обсягами накопичення, а в середній та нижній частинах річки облаштовуються протипаводкові ємності (зокрема польдери) зі значною акумулюючою здатністю. На ділянках річки, де існує небезпека затоплення населених пунктів будуються водозахисні дамби із можливим застосуванням геотуб, як ядра споруди, та проводяться інші берегоукріплювальні заходи.

4. Для проектування заходів і будівництва споруд інженерного захисту територій і населених пунктів від затоплення відповідно до сучасних вимог необхідно оновлення нормативної бази, зокрема введення в дію ДСТУ-Н Б В.1.1-XX:201X [7].

### Список літератури

1. Закон України «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року» / Відомості Верховної Ради (ВВР), 2013. № 17, ст.146. Режим доступу:

<http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/4836-17>.

2. Категорія: Повені в Україні. Режим доступу: [https://uk.wikipedia.org/w/index.php?title=Категорія:Повені\\_в\\_Україні](https://uk.wikipedia.org/w/index.php?title=Категорія:Повені_в_Україні).

3. Постанова Кабінету Міністрів України від 3 липня 2006 р. № 901 «Про затвердження Комплексної програми захисту сільських населених пунктів і сільськогосподарських угідь від шкідливої дії вод на період до 2010 року та прогноз до 2020 року» / Офіційний вісник України, 2006 р. № 27, ст. 1942. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/901-2006-п>.

4. *Захист* від небезпечних геологічних процесів, шкідливих експлуатаційних впливів, від пожежі. Інженерний захист територій та споруд від підтоплення та затоплення: ДБН В.1.1-25-2009. [Чинний від 2011-01-01]. К.: Мінрегіонбуд України, 2010. 52 с.

5. «Протипаводковий захист. Інформаційно-аналітична довідка щодо проблем комплексного протипаводкового захисту територій регіонів України від катастрофічних паводків та мінімізації збитків від шкідливої дії вод [Електронний ресурс]: Протипаводковий захист / Державне агентство водних ресурсів України. Офіційний сайт. Режим доступу: <https://scwm.gov.ua/>. (Дата звернення: 12.03.2017).

6. Водогосподарська ситуація «Басейнове управління водних ресурсів річки Тиса. Режим доступу: [http://buvrtysa.gov.ua/newsite/?page\\_id=105](http://buvrtysa.gov.ua/newsite/?page_id=105). (Дата звернення: 10.02.2017)».

7. *Розробка ДСТУ-Н Б* Інженерний захист територій, будівель і споруд від підтоплення та затоплення / Ю. С. Слюсаренко, В. Д. Шумінський, В. А. Титаренко, М. М. Хлапук, В. Г. Шаповал // Будівельні Конструкції. 2016. № 83 (1). С. 206–216.

Стаття надійшла до редакції 21.11.17



## АКТУАЛЬНІ АСПЕКТИ ВОДНОЇ СТРАТЕГІЇ МІСТА КИЄВА

*В статті розглядається проблематика міста Києва як мегаполіса зі складною водною інфраструктурою, зазначається необхідність впровадження європейських норм в сфері охорони водних об'єктів міста, роз'яснюються принципи водної політики і формування Водної Стратегії.*

**Ключові слова:** Київ, Водна Стратегія, інтегроване управління, водна політика, паспортизація, планування, системність.

*В статье рассматривается проблематика города Киева как мегаполиса со сложной водной инфраструктурой, отмечается необходимость внедрения европейских норм в сфере охраны водных объектов города, разъясняются принципы водной политики и формирования Водной Стратегии.*

**Ключевые слова:** Киев, Водная Стратегия, интегрированное управление, водная политика, паспортизация, планирование, системность.

*Kyiv is a metropolis with complex water infrastructure. We are need implementation of European norms in the water object protection. The article clarifies the principles of water policy and Water Strategy.*

**Key words:** Kyiv, Water Strategy, integrated management, water policy, certification, planning, systematic actions.

Єдина Водна Стратегія міста – це найкраща європейська практика, що має відповідати вимогам Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу. І саме Київ – місто багатьох річок та озер – має стати першим серед українських міст у справі впровадження єдиної інтегрованої стратегії управління водними ресурсами. Інтегроване управління водними ресурсами за участю всіх зацікавлених сторін, а саме, представників органів місцевого самоврядування, комунальних підприємств, інститутів громадянського суспільства, наукових співробітників, бізнес-структур, забезпечить:

- збереження водних об'єктів міста для наступних поколінь; вільний доступ до водних об'єктів;
- поліпшення нормативно-правової бази у сфері використання та охорони водних об'єктів;
- економічні і соціальні перетворення, спрямовані на покращення природного середовища столиці; покращення якості питної води;
- поліпшення екологічного стану водних об'єктів;

- створення сучасної системи моніторингу водних об'єктів та єдиної інформаційної бази в сфері водного середовища міста;
- створення нового громадського простору навколо водних об'єктів;
- зменшення шкідливої дії вод в умовах зміни клімату чи надзвичайних погодних явищ, а саме, надлишку води при зливах, повенях, підтопленнях та браку води при посухах та теплових хвилях.

У наступні десятиліття кияни хочуть бачити своє місто сучасним, європейським, екологічно безпечним і комфортним для проживання. Важлива складова екологічної безпеки і комфорту належать водним об'єктам. У майбутньому вони мають бути збережені, більш доступні, екологічно безпечні.

Глобальне водне партнерство в Україні (ГВП – Україна), яке з 2005-го року, з початку свого існування в країні впроваджує принципи європейського водного менеджменту і водної безпеки (управління ризиками тощо), прагне досягнення максимального використання продуктивної сили води і мінімізації її руйнівної сили, забезпечення права кожної людини мати достатньо безпечної, доступної, чистої води для здорового і продуктивного життя.

За 25 років незалежності кількість населення, виробництво, водозабір і скиди в межах столичного мегаполісу суттєво скоротилися, але якість води, як мінімум, не поліпшилася.

ГВП – Україна активно займається питаннями водного менеджменту і акцентує увагу на те, що найголовнішим питанням впровадження Водної Рамкової Директиви є інтегроване управління водними ресурсами, оскільки інтегрований підхід до управління і справедливого розподілу обмежених водних ресурсів означає скоординовану діяльність всіх стейкхолдерів, всіх зацікавлених сторін задля досягнення спільних цілей – поліпшення якості водних екосистем.

Реалізація Водної Стратегії передбачає розробку відповідної програми, а також практичні дії щодо її здійснення.

Проблема екологічного покращення озер та річок столиці та якості води в них потребує комплексного підходу з довгостроковим плануванням водоохоронних заходів та передбаченням відповідного регламенту в проведенні робіт по утриманню земель водного фонду у належному екологічному стані.

Зазначаю, що названа програма як комплексна цільова програма реновації київських водойм має стати основоположним документом, який буде враховувати вимоги міжнародного законодавства та сучасні реалії водної інфраструктури української столиці, регламентуючі конкретні кроки у відновленні та утриманні водних об'єктів, що знаходяться в межах міст та мають свою специфіку – урбанізованого використання. Крім того, програма має бути спрямована на екологічне та економічне збалансоване використання, збереження та захист водойм міста Києва. Не менш важливо те, що впровадження чіткої програми дій по відновленню та оздоровленню міських водойм, вжиття заходів по запобіганню шкідливих скидів в головну

водну артерію міста – річку Дніпро – не тільки дозволить покращити біоклімат столичного мегаполісу та підняти його статус як міста, комфортного для життя, але й уникнути численних конфліктних питань, що виникають між забудовниками та киянами.

Проблематика стану водних ресурсів та водозабезпечення мешканців столиці України, як і країни в цілому, кожного року набуває гостроти і актуальності і залишається однією із головних загроз національної безпеки країни в цілому.

Джерелами питного водопостачання м. Києва є поверхневі води річок Дніпро і Десна – 89% та підземні води сеноманського та юрського водоносних горизонтів – 11%.

Проблема річки Дніпро з точки зору екології – це проблема не міського, не загальнодержавного, а міжнародного значення, і тому ми не можемо не враховувати Водну рамкову директиву 2000/60/ЄС Європейського парламенту (ВРД ЄС), базовим принципом якої є визнання району річкового басейну основною гідрографічною одиницею управління водними ресурсами, яка не обмежується адміністративними чи державними кордонами. Саме ВРД ЄС наполягає на системності і плануванні водної політики, а також користування принципом – «забруднювач платить», відповідно до якого витрати, пов'язані із заходами щодо запобігання, контролю та скорочення забруднення, відшкодовує забруднювач.

За таким принципом Аеропорт «Жуляни», який в наступному році буде підтверджувати статус міжнародного, повинен був відшкодувати державі мільйонні збитки за те, що очисні споруди не функціонують на його території в повному обсязі, і величезний обсяг нафтопродуктів потрапляє у річку Нивку, а потім через річку Ірпінь спрямовує до Дніпра. Наказ Мінприроди № 389 від 20 липня 2009 року «Про затвердження Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів», на жаль, майже не працює на практиці.

Як відомо, у теперішній час населення міста майже повністю забезпечено централізованим питним водопостачанням, яким займається ПАТ АК «Київводоканал».

Наряду з цим в Києві створена розвинена система децентралізованого водопостачання. Загалом в місті побудовано 204 бюветні комплекси з сумарною продуктивністю 1624 м<sup>3</sup>/добу. З них 187 перебувають на балансі комунального підприємства «Київводфонд», а їхнє диспетчерське обслуговування здійснює ПАТ «АК «Київводоканал». Вода зі свердловин використовується в системі централізованого водопостачання без попереднього очищення. В деяких свердловинах вода не відповідає вимогам актив санітарного контролю за рядом показників, в т.ч. каламутності, окиснюваності, вмісту заліза і марганцю. Тому особливу актуальність набуває проблема забруднення підземних вод, якісний стан яких внаслідок інтенсивної господарської діяльності значно погіршується. Забруднення перш за все зазнають ґрунтові і підґрунтові води першого від поверхні водоносного

горизонту, які становлять зону активного водообміну. Виділяють мікробіологічне і хімічне забруднення ґрунтових вод. Вражає, що в підземних умовах деякі бактерії і віруси зберігають свою життєдіяльність до 100 діб і більше. Забруднення ґрунтових вод хімічними речовинами в умовах міста переважно йде через забруднення поверхневих вод, що живлять підземні.

Найгіршим чином на екологічний стан водних об'єктів впливає діяльність багатьох автомийок, які не враховують санітарні норми під час експлуатації, внаслідок чого побутова хімія може потрапляти в ґрунтові і поверхневі води.

Це призводить до порушення кисневого балансу, насамперед відбувається евтрофікація водойм, яка спричиняється збагаченням води нутрієнтами – особливо сполуками азоту і фосфору. Як наслідок, відбувається розмноження ціанобактерій – цвітіння води.

Повертаючись до питання водної безпеки і управління ризиками, не можна не відзначити також проблему підвищення рівня підземних вод, відповідно до статистики спостережень останніх років. Є декілька причин цього явища, які нам потрібно ясно уявляти. Перша причина природна – ґрунтові води мають свій постійний горизонт в кожній місцевості та здатні підвищувати або знижувати свій рівень залежно від сезонних коливань або погодних умов. Найбільший пік природно припадає на весну, проте формування рівня підтоплення (піднімання рівня водяного горизонту) починається не навесні, а ще в грудні. Друга причина – техногенна. Йдеться про таку вологу, що потрапляє в ґрунт в результаті прориву водогінних комунікацій, таких як каналізація, теплотраси та ін. В цьому випадку «технічна вода» змішується із ґрунтовими водами. Третя причина – антропогенний фактор: по-перше – забудова територій (і, в першу чергу, наявність підземних інженерних споруд – свайні поля, підземні паркинги, тунелі метро). В більшості випадків вони здійснюють негативний вплив, оскільки відбувається порушення природної циркуляції води, ускладнюється відтік її з тих районів, де в ґрунті є перешкоди з бетону. Рівень води завжди піднімається, коли вода зустрічає перешкоду, спостерігається так званий баражний ефект; по-друге – як наслідок проведення будівельних робіт – відбувається ліквідація природних дренажних шарів ґрунту; по-третє – асфальтування забудованих територій призводить до зниження випаровування і порушує природний водний баланс території.

За статистикою у ґрунтові води просочується в середньому за рік до 10...15% вологи, що неминуче призводить до підйому ґрунтових вод на забудованій території.

Є ще одна причина, пов'язана і з підвищеним рівнем, і з забрудненням ґрунтових вод – відсутність добре налагодженої системи поверхневого стоку, дощової каналізації. Це дуже актуальна проблема для нашого міста, яка має комплексну складову і негайно потребує муніципального вирішення. Колектори з приймання дощової каналізації практично всі побудовані без очисних споруд, а більшість існуючих очисних споруд має застарілу систему, яка, до речі, майже не працює.

Подібно до комунально-побутової, дощову каналізацію в Києві почали створювати наприкінці XIX ст. Саме тоді було збудовано Хрещатицький колектор, який дав змогу припинити періодичні затоплення головної вулиці міста.

Об'єкти міської дощової каналізації (далі – МДК) знаходяться на балансі 4-х підприємств та утримуються за рахунок місцевого бюджету як об'єкти благоустрою. Найдовша складова (близько 1700 км) експлуатується районними житлово-експлуатаційними організаціями. На їх балансі перебувають колектори дощової каналізації на прибудинкових територіях і внутрішньо-квартирних проїздах. Колектори більшого розміру, в яких тече значна частина малих річок Києва, в основному перебуває на балансі комунальної корпорації «Київавтодор». Загальна протяжність цих колекторів – 804,5 км. Значною є також довжина дренажно-штовельних систем, які дренують окремі території з метою запобігання зсувів. Довжина цих споруд, якими опікується комунальне підприємство «Спеціальне управління протизсувних підземних робіт», становить 191,2 км. Насамкінець 62,7 км водотоків міста перебуває на балансі КП «Плесо».

Вода, що збігає вулицями міста, звичайно є забрудненою. Найбільшим є забруднення нафтопродуктами та органічними речовинами. Останнє, зокрема, відбувається через сміттєві баки та урни, переважна більшість яких є відкритими. Близьким за суттю є надходження забруднень з численних несанкціонованих звалищ. В мережу дощової каналізації потрапляють також комунально-побутові стоки.

Ще одне поширене явище – змив у дощову каналізацію стоків з автомийок, більшість із яких не має договорів з ПАТ «АК «Київводоканал» щодо прийому скидної води. Цікаве питання до власників автомийок, які не підключені до мереж водопостачання, яким водним ресурсом забезпечується технологічний процес на їх підприємствах. Схожа ситуація спостерігається майже на всіх станціях технічного обслуговування автомобілів, що розташовані в гаражних кооперативах. Фактично це означає як скиди у мережу дощової каналізації без будь-якого очищення, так і несанкціонований водозбір з природних джерел.

Рішенням Київської міської ради від 24 січня 2008 року № 67/4539 затверджені правила приймання поверхневого стоку у київську міську дощову каналізацію, які встановлюють серед іншого порядок визначення плати за скид дощових та поливо-миєчних стічних вод у міську дощову каналізаційну мережу для абонентів та скид з понаднормативним забрудненням.

В той же час аналіз ситуації, проведений Інститутом місцевого розвитку на замовлення КП «Плесо» свідчить, що правила приймання поверхневого стоку не можуть бути застосовані на практиці підприємствами, які не є виробниками послуг централізованого водопостачання та водовідведення, хоча й здійснюють діяльність поводження із поверхневими стоками. Відповідно, останні не мають можливості акумулювати кошти за скид поверхневого стоку із подальшим використанням їх на утримання мереж

дощової каналізації у належному технічному стані. Але міським менеджментом планується масштабна реконструкція існуючих і будівництво нових очисних споруд поверхневого стоку, і вже можна спостерігати за будівництвом за новітньою європейською технологією Харківських очисних у Дарницькому районі міста Києва.

І все ж таки, поки не поліпшиться стан МДК, не можна говорити про дотримання водоохоронного законодавства, а відтак про виконання належним чином програми екологічного оздоровлення річки Дніпро на період до 2021 року (Закон України № 4836-VI від 24.05.2012). І це насамперед питання водної безпеки, яке полягає у забезпеченні права кожної людини на питну воду та санітарію. Гарантування водної безпеки закріплене нині у рішеннях Генеральної Асамблеї ООН та Ради по правах людини в ООН, у міжнародних зобов'язаннях України по Протоколу про воду і здоров'я і Угоди про асоціацію Україна – ЄС.

Всі малі річки міста чи безпосередньо, чи через річки другого порядку, чи через колектори – у різний спосіб – несуть свої води до Дніпра. Жахливо уявляти те, що існує багато несанкціонованих під'єднань суб'єктів господарювання, коли в дощову каналізацію потрапляють скиди так званої чорної (тобто фекальної) каналізації.

Вплив теплої води, яка вміщує у великій концентрації частинки незгорілого пилоподібного палива зі шкідливими елементами з території золо відвалу –озеро Горячка – наслідок роботи Дарницької ТЕЦ – теж найгіршим чином впливає на водну екосистему не тільки мікрорайонів Дарниці. По Дарницькому меліоканалу брудна вода, яка пройшла процедуру відстоювання на території теплоелектростанції, але не очищення (!), потрапляє до акваторії Дніпра.

Стічні виробничі води містять нафтопродукти, що теж впливає на екологічний стан водойм і іхтіофауну.

Істотною перешкодою збереження водних об'єктів Києва та поліпшення їх стану є те, що вони не мають чітких параметрів, характеристик, балансоутримувача. Для багатьох водойм в місті Києві не наведено навіть назву. Усе це зумовлює необхідність виконання нової, а фактично першої інвентаризації водних об'єктів міста.

Першочерговим кроком на шляху збереження об'єктів водного фонду має стати паспортизація водойм. Саме паспорт має стати офіційним документом і діагностичною картою водного об'єкту, враховуючи те, що для кожної водойми характерні свої гідрологічні характеристики та антропогенне навантаження різного ступеня інтенсивності.

Паспортизація водойм і створення наступним кроком єдиної інформаційної бази як програмного модуля інформаційно-аналітичної системи «Управління водним господарством територіальної громади міста Києва» – будуть спрямовані на ретельну охорону і запровадження нових методів захисту водойм, які передбачені чинним законодавством, але й досі не реалізовані в місті Києві.

Керівні принципи Водної Стратегії мають формувати водну політику в країні, починаючи зі столичного регіону і керуватися основними принципами Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС Європейського парламенту: системність, планування, інтегроване управління водними ресурсами, відповідальність за порушення законодавства про охорону вод і навколишнє природне середовище. Без системного планування, без створення чітко визначеної водної політики, без посилення контролю і підвищення планки штрафних санкцій за екологічні правопорушення, а саме за скиди забруднювальних речовин у поверхневі води, без будівництва нових і модернізації існуючих очисних споруд, ми не врятуємо унікальну долину Дніпра і не налагодимо здорове життя і гідний відпочинок у столиці.

### Список літератури

1. *Переосмислення* водної безпеки для України за результатами Національного політичного діалогу заінтересованих сторін. Т.І. Адаменко, А.О. Демиденко, М.І. Ромащенко, Г.М. Цветкова, А.М. Шевченко, М.В. Яцюк. Київ, 2016. ГВП. Україна та ВЕГО «МАМА-86». С. 4, 9-11, 13

2. *Вишневський В.І.* Антропогенний вплив на Дніпро в межах Києва / В.І. Вишневський // Київський географічний щорічник. К.: ВГЛ «Обрії», 2004. Вип. 3. С. 75-99.

3. *Директива* Європейського парламенту та Ради Європейського Союзу 2000/60 ЄС від 23 жовтня 2000 року.

4. *Рішення* Київської міської ради від 24.01.2008 № 67/4539 Про затвердження правил приймання поверхневого стоку в київську міську дощову каналізацію.

5. *Закон України* «Про затвердження загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення річки Дніпро на період до 2021 року» № 4836-VI від 24.05.2012.

6. *Аналітична записка* щодо розрахунку тарифів на послуги відведення поверхневих стоків та запровадження плати за ці послуги для землекористувачів у місті Києві.// Інститут місцевого розвитку//Київ-2013. С. 7-8.

7. *Наказ Міністерства* екології та природних ресурсів України № 389 від 20 липня 2009 року «Про затвердження Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів».

*Стаття надійшла до редакції 4.12.17*

О.В. БУЛГАКОВА, кандидат технических наук  
Харьковский национальный университет городского хозяйства имени  
А.Н. Бекетова,

## АНАЛИЗ ПРИМЕНЕНИЯ СОВРЕМЕННЫХ РЕАГЕНТОВ

*Проведений аналіз ефективність використання сучасних коагулянтів і флокулянтів на водоочисних станціях.*

**Ключові слова:** коагулянти, флокулянти, ефективність очищення.

*Произведен анализ эффективности использования современных коагулянтов и флокулянтов на водоочистных станциях.*

**Ключевые слова:** коагулянты, флокулянты, эффективность очистки.

*The article analyzes the efficiency of using modern coagulants and flocculants at water treatment plants.*

**Key words:** coagulants, flocculants, purification efficiency.

Природная вода представляет собой малоконцентрированную суспензию, в состав которой входят газы, минеральные и органические вещества, находящиеся в истинно растворённом, коллоидном и взвешенном состояниях, а также некоторые микроорганизмы.

Наличие в воде взвешенных веществ свидетельствует о ее загрязненности частицами глины, песка, ила, водорослей и другими веществами минерального или органического происхождения. Основными поставщиками органических примесей в природную воду поверхностных источников являются почвенный гумус, продукты жизнедеятельности и разложения животных и растительных организмов, планктон, а также бытовые и промышленные сточные воды.

Для удаления органических загрязнений и взвеси при очистке воды открытых водоемов используются различные методы: реагентные, включая озонирование, безреагентные, включая мембранное разделение, ионообменные, биосорбционные и другие [1]. Однако, по сравнению с другими методами, реагентная обработка воды нашла самое широкое распространение.

Коагулянты, используемые для очистки воды, делятся на неорганические или минеральные (соли алюминия и железа) и органические.

К наиболее распространенным неорганическим коагулянтам относится сернокислый алюминий, который выпускается в виде кристаллогидратов с разным содержанием молекул воды:  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 16H_2O$  и  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ , полиоксихлорид алюминия, хлорное и сернокислое окисное железо, сернокислое закисное железо, которые производятся в твердом кусковом,



гранулированном и жидком виде [2]. Сернокислый алюминий обладает хорошей коагулирующей, адсорбционной и осадительной способностью. К недостаткам сернокислого алюминия относятся: низкая эффективность, высокое содержание остаточного алюминия при низких температурах воды, сильное снижение pH воды.

Органические коагулянты представляют собой водорастворимые заряженные низкомолекулярные полимеры (полиэлектролиты) с молекулярной массой 10000...300000.

Все большее применение получает полиоксихлорид алюминия (ОХА). На данный момент на рынке предложены разные торговые марки ОХА с разным содержанием активного вещества и основностью (табл. 1).

Таблица 1

### Характеристики ОХА

Торговая марка ОХА	Содержание, %		Основность, %
	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SO <sub>3</sub>	
Locron L	22,1	0	89
Soltech HB	10,5	1,6	73
PAX -XLI	10	1	70
Аква- Аурат-10	10	0	70
PAC	12,1	0	69
Aqualenc	8,1	2,7	58
WAC	9,9	2,6	55
Aplociar AB	10	2,7	54
Sachtoclar	10	2,7	53
WAC	9,8	2,6	51
PAC	17,3	0	45
Аква-Аурат-18	17,10	0	43
PAX-18	17	0	40
Aplociar 200	17,2	1,2	40
PAX-21	13,4	0	36
Ekoflock	10,1	0,8	29
PAX-14	13,6	0	26

Гидролиз ОХА по сравнению с сернокислым алюминием (СА) сопровождается меньшим снижением pH воды, т.к. часть хлорид-ионов уже замещены гидроксид-ионами, т.е. температура воды оказывает меньшее влияние на процесс гидролиза ОХА.

В большинстве случаев при применении ОХА содержание остаточного алюминия в очищенной воде является более низким по сравнению с СА в то

же время, при контактном фильтровании потери напора и остаточный алюминий, по сравнению с СА получают большими [3].

Такие результаты могут быть следствием влияния неучтенных показателей качества обрабатываемых вод, различий технологии смешения воды с реагентом, условий образования хлопьев и др.

Железосодержащие коагулянты используются в значительно меньшей степени, чем алюмосодержащие коагулянты. Это связано с более высокими дозами железосодержащих коагулянтов, необходимостью поддержания более низких оптимальных значений рН воды, возможностью вторичного загрязнения очищенной воды ионами железа [3].

Доза коагулянта на основе железа выше в 2 раза дозы СА. Можно сделать вывод о нецелесообразности применения железосодержащих коагулянтов в одноступенчатых схемах, поскольку во время работы фильтра высока вероятность увеличения содержания железа в воде при отклонении дозы коагулянта от оптимальной.

Важным фактором, определяющим эффективность очистки воды неорганическими коагулянтами, является поддержание оптимальной величины рН, которая оказывает влияние как на процесс гидролиза неорганических коагулянтов, так и на степень диссоциации растворенных неорганических и органических веществ. Так, например, гуминовые кислоты при низких рН диссоциируют с образованием отрицательно заряженных полимерных ионов, которые эффективнее удаляются положительно заряженными органическими коагулянтами. Этим можно объяснить более высокую эффективность коагуляционной очистки цветных вод в кислой среде с корректировкой величины рН после отстойника [2]

Другим способом интенсификации очистки природных вод коагуляцией является использование органических сильнозаряженных катионных коагулянтов, типа ВПК-402, которые при малых дозах способны:

- снизить заряд коллоидных частиц, и вследствие этого ускорить процесс слипания частиц с образованием микрохлопьев, а затем и макрохлопьев;

- вступать в химическое взаимодействие с органическими анионами гуминовых, фульвокислот и др., низкомолекулярными комплексными анионами тяжелых металлов с образованием нерастворимых веществ, удаляемых отстаиванием или фильтрацией.

Применение органического коагулянта ВПК 402 на водопроводной станции может обеспечить более глубокий и устойчивый эффект осветления воды в отстойниках и на скорых фильтрах. Также применение ВПК 402 позволит стабилизировать эффект очистки воды и существенно облегчить условия эксплуатации реагентного хозяйства, практически полностью заменив сернокислый алюминий

Традиционными флокулянтами являются неионный полиакриламид и активированная кремниевая кислота. Однако применение гелеобразного 7-8% полиакриламида отличается трудоемкостью, неблагоприятными условиями труда, большими расходами товарного продукта. Активная

кремниевая кислота, получаемая непосредственно на очистных станциях, обладала нестабильными свойствами, что приводило к снижению эффективности ее использования.

Выбор флокулянта, основным назначением которого является укрупнение микрохлопьев, образующихся в результате гидролиза коагулянта, зависит от заряда скоагулированных частиц, молекулярной массы и заряда флокулянта, наличия растворенных примесей.

Поскольку при оптимальной для удаления взвешенных веществ или дефицитной дозе коагулянта скоагулированные частицы имеют слабый отрицательный заряд от 3 до 8 мВ, наиболее эффективным должно быть применение среднеосновных, слабокатионных высокомолекулярных флокулянтов. Наибольшее распространение среди таких флокулянтов получили Праестол 851, 611, 650, Магнафлок *LT-22*, *LT-22S*. Их высокую эффективность можно объяснить тем, что они агрегируют свободные и связанные в микрохлопья коллоидные частицы.

Анионные или неионные флокулянты должны быть более эффективными при таких дозах минерального коагулянта, когда хлопья коагулянта заряжены положительно или нейтрально. Косвенным доказательством этого является высокая эффективность неионных и слабоанионных флокулянтов при очистке воды различных водоисточников.

Высокая эффективность использования для интенсификации очистки воды на одном и том же водоисточнике анионных и катионных высокомолекулярных флокулянтов с разной основностью можно объяснить изменением качества воды по сезонам года или определяющим влиянием молекулярной массы флокулянта, а не величины заряда макромолекул [4].

Анализ имеющихся публикаций по очистке воды, показывает, что в большинстве случаев исследуется ограниченное количество марок коагулянтов и флокулянтов, что не всегда может привести к оптимальному техническому решению. Следует также учитывать трудности, обусловленные большим ассортиментом разных фирм производителей

### **Список литературы**

1. *Клячко В.А., Кастальский А.А.* Очистка воды для промышленного водоснабжения, М.: Гос. Изд. строительной литературы, 1950. 235 с.
2. *Драгинский В.Л., Алексеева Л.П., Гетманцев С.В.* Коагуляция в технологии очистки природных вод. М., 2005. 576 с.
3. *Гумен С.Г., Дариенко И.Н., Евельсон Е.А., Русанова П.П.* Применение современных химических реагентов для обработки маломутных цветных вод. //ВСТ: Водоснабжение и санитарная техника. 2001. № 3. 12.с.
4. *Герасимов Г.Н.* Процессы коагуляции-флокуляции при обработке поверхностных вод. // Водоснабжение и санитарная техника, 2001. 26 с.

*Стаття надійшла до редакції 30.11.17*

О.А. ВАСИЛЕНКО, кандидат технічних наук  
Л.О. ВАСИЛЕНКО, кандидат технічних наук  
Київський національний університет будівництва і архітектури

## ГАЛЬВАНОКОАГУЛЯЦІЯ ЯК УНІВЕРСАЛЬНИЙ МЕТОД ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

*Здійснена загальна характеристика промивних стічних вод гальванічних виробництв. Наведений аналіз існуючих методів очистки промивних стічних вод, які містять іони важких металів. Зроблена порівняльна характеристика та наведені недоліки цих методів. Розглянут метод гальваноккоагуляції. Запропонований інженерний розрахунок промислового фільтру для очищення стічних вод від іонів важких металів, в якому відбувається процес гальваноккоагуляції.*

**Ключові слова:** стічні води, іони важких металів, гальваноккоагуляція, фільтр, завантаження.

*Осуществлена общая характеристика промывных сточных вод гальванических производств. Приведен анализ существующих методов очистки промывных сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов. Дана сравнительная характеристика и приведены недостатки этих методов. Рассмотрен метод гальваноккоагуляции. Предложен инженерный расчет промышленного фильтра для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов, в котором происходит процесс гальваноккоагуляции.*

**Ключевые слова:** сточные воды, ионы тяжелых металлов, гальваноккоагуляция, фильтр, загрузка.

*It implemented a general description of the washing waste water in electroplating. The analysis of existing methods of cleaning the wash wastewater containing heavy metal ions. The comparative characteristic and disadvantages of these methods are given. The method proposed galvanokoagulyatsyi engineering calculation of industrial filter for wastewater treatment from heavy metal ions, in which the galvanokoagulyatsii process.*

**Key words:** wastewater, heavy metal ions, galvanokoagulyatsii, filter loading.

Стічні води гальванічних виробництв складають від 30% до 50% загальної кількості стічних вод, які утворюються на машинобудівних підприємствах. В Україні, як і за її межами, стічні води гальванічних виробництв найбільш розповсюджені. Виробничі стічні води, забруднені кислотами, лугами та солями важких металів утворюються внаслідок хімічної та електрохімічної обробки металів та їх сплавів, а також при нанесенні

гальванічних покриттів. Гальванічні виробництва експлуатуються в Україні приблизно на 4000 підприємствах машинобудування, приладобудування, металообробки, чорної і кольорової металургії та інших галузей промисловості. Загальний об'єм стічних вод, що скидаються вказаними підприємствами, складає в Україні біля 500 млн. м<sup>3</sup> на рік.

Важкі метали та алюміній, мідь нікель, цинк в стічних водах гальванічного виробництва знаходяться в іонному стані [1, 2] і відповідно до запропонованої класифікації методів очищення води для їх видалення використовуються наступні принципи.

1. Переведення в малодисоційовані (нейтралізація, комплексоутворення) або малорозчинні сполуки (утворення солей, гідратів).

2. Фіксація на твердій фазі іонів, сепарація зміною фазового стану води (дистиляція, виморожування).

3. Перерозподіл іонів у рідкій фазі (екстракція, зворотний осмос), а також рухливість іонів в електричних і магнітних полях.

З позиції вирішення інженерних задач при розробці технологічних схем, методи видалення з води іонів важких металів конкретизуються за характером сил впливу на домішки [3, 4, 5]:

- хімічні методи;
- фізико-хімічні методи;
- фізичні методи.

Хімічні методи засновані на дії, на домішки об'ємних сил іонного і іонно-молекулярного впливу, що викликають структурно-хімічні зміни в водній системі (обробка реагентами, окисниками, комплексоутворювачами, осаджувачами і нейтралізують агентами, іонний обмін).

Фізико-хімічні методи засновані на дії на водну систему зовнішніх фізичних силових полів (акустичного, електричного, електромагнітного, теплового), що викликають структурно-хімічні зміни в системі (електрокоагуляція, електрофорез, магнітна і ультразвукова обробка, виморожування і ін.).

Фізичні методи засновані на дії на водну систему зовнішніх фізичних сил (сили тиску, тепловий вплив) або внутрішніх поверхневих молекулярних сил, що призводять до видалення домішок без структурно хімічних змін в системі (гіперфільтрація, вакуумна відгонка, коагуляція, флокуляція, адсорбція, термічна відгонка) .

За способом очищення методи обробки можна об'єднати в групи: реагентні, сорбційні, електрохімічні, іонообмінні.

При проведенні досліджень процесів очищення стічних вод разом із вищезгаданими має місце протікання інших процесів і явищ, наявність яких може змінити ефективність очищення. Так, наприклад, при реагентній очистці протікають процеси коагуляції, іонний обмін супроводжується процесом сорбції, і в той же час деякі мінеральні сорбенти, при певних умовах, виявляють властивості іонів і т.д.

Аналіз літературних даних показав, що основними методами очищення стічних вод гальванічного виробництва від іонів важких металів, які знайшли найбільш широке застосування в промисловості, є реагентний і електрокоагуляційний. Однак використовувані в даний час технологічні рішення вимагають значної кількості реагентів або енергоносіїв, а також не дозволяють створити компактний блок очисних споруд і суттєво інтенсифікувати процес очищення. Найбільш сучасним методом очищення промивних стічних вод від важких металів і економічно вигідним є гальванокоагуляція [1,2]. Метод гальванокоагуляції дозволяє відмовитися від використання реагентів і тим самим виключити реагентне господарство, різко скоротити обсяг споруд з очищення води за рахунок утворення оксидних форм металів, що призводить до збільшення швидкості осадження, прибрати дефіцитні компоненти – листову сталь (характерно для методу електрокоагуляції).

Гальванокоагуляційний метод [1,2] очищення стічних вод від іонів важких металів, заснований на обробці води в полі безлічі короткозамкнених гальванопар.

Цей метод базується на виникненні коротко замкнутої гальванопари між елементами з різними електрохімічними потенціалами. Гальванокоагуляція вже використовується на деяких виробництвах. Запропоноване завантаження, в якому буде виникати процес гальванокоагуляції, складається з матеріалів які, в основному, використовують на виробництвах. Це зерна активованого вугілля, які у процесі гальванокоагуляції виступають в якості одного з елементів гальванопари та метал. Механізм процесу гальванокоагуляції відбувається під час контакту забруднених стічних вод з завантаженням. Цей процес відбувається на основі явища взаємодії речовин з різними електрохімічними потенціалами у електропровідному середовищі.

Речовини створюють короткозамкнену гальванопару, в якій в якості аноду виступає речовина з меншим електрохімічним потенціалом відносно до другої речовини – катоду.

Розглянемо хімізм процесу гальванокоагуляції. Через фільтр, який складається з пористого катоду, тобто активованого вугілля, з магнієвим анодом пропускається потік води, що необхідно очищувати. При проходженні води через пористе завантаження частки анодної речовини – магнію, стикаються з поверхнею активованого вугілля та розряджаються на ньому, відбувається електрохімічне окислення магнію.

Процес у гальванічного кола можна представити наступною схемою:

Анод – електроліт – катод, тобто  $Mg^{2+}$  – розчин  $Me^+$  – активоване вугілля.

Принципові його переваги перед традиційними реагентними очевидні: значне скорочення, або повна відмова, від використання хімічних реагентів; помітне зниження, а не підвищення солемісту і жорсткості в обробленій воді; незначне споживання електроенергії; хороша водовіддача осаду.

Результати експериментальних досліджень, які наведені в роботах автора [4, 5] дозволяють рекомендувати для реалізації процесу очистки – фільтрування через модифіковані завантаження.. У запропонованому фільтрі анод – магнієвий стержень. Стандартний електродний потенціал магнію  $E = -2,37$  В нижче, ніж електродний потенціал активованого вугілля  $E = -0,03$  В, що і складає умови для виникнення гальванопари.

Наведемо методику інженерного розрахунку таких фільтрів.

Для визначення необхідних параметрів фільтру (площа, об'єм), кількості магнієвих стержнів, їх маси та їх діаметру виконуємо наступні дії: приймаємо висоту фільтруючого шару  $H_{\phi} = 1,5$  м, швидкість фільтрування  $v_{\phi} = 5$  м/год, час контакту  $t_{\text{конт}} = 18$  хв (0,3 години) [12].

Обчислюємо площу фільтру:

$$S = \frac{Q \cdot t_{\text{конт}}}{H_{\phi}} = \frac{9 \cdot 0,3}{1,5} = 1,8 \text{ м}^2, \text{ або } S = \frac{Q}{v_{\phi}} = \frac{9}{5} = 1,8 \text{ м}^2.$$

Об'єм магнієвих стержнів до обсягу загрузки на  $1 \text{ м}^3$  повинен складати 0,007 (визначено експериментальними дослідженнями). Довжина стержня по відношенню до висоти загрузки приймається рівною 0,8 ( $l_{\text{Mg}}/H = 0,8$ ).

Враховуючи вищезазначене, визначимо об'єм магнієвих стержнів для проєктованого фільтру.

Отже, об'єм завантаження фільтру буде складати

$$W_{\phi} = S_{\phi} \cdot H_{\phi} = 1,8 \cdot 1,5 = 2,7 \text{ м}^3,$$

а об'єм магнієвих стержнів

$$W_{\text{Mg}} = W_{\phi} \cdot 0,007 = 2,7 \cdot 0,007 = 0,019 \text{ м}^3.$$

Приймаємо довжину стержня рівною  $l = 0,8 \cdot H_{\phi} = 0,8 \cdot 1,5 = 1,2$  м.

Для визначення кількості стержнів і їх діаметру необхідно прийняти розміри в плані фільтру кратним 0,3 м – максимальна відстань між стержнями, визначена в експериментальних дослідженнях. Приймаючи фільтр круглої форми, його діаметр буде

$$D_{\text{ср}} = \sqrt{\frac{4S}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 1,8}{3,14}} = 1,5 \text{ м.}$$

Таким чином кількість стержнів, розміщених по діаметру фільтру, буде

дорівнювати  $n = \frac{1,5}{0,3} = 5$  штук. По колу, яке знаходиться на відстані 0,5 м від

стінок фільтру, тобто  $d = 1,2$  м, повинно бути розташовано

$\frac{\pi d}{0,3} = \frac{3,14 \cdot 1,2}{0,3} = 12,5$  штук – приймаємо 12 шт., а на колі діаметром  $d = 1,5$  м – 6

шт.

Якщо прийняти фільтр прямокутної форми  $1,5 \times 1,5$ , кількість стержнів складатиме 19 штук. При кількості стержнів 19 штук і їх довжині 1,2 м – діаметр повинен бути

$$d_{\text{ст}} = \sqrt{\frac{4W_{\text{Mg}}}{n\pi l}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,019}{19 \cdot 3,14 \cdot 1,2}} = 0,035 \text{ м} = 35 \text{ мм.}$$

Також можна визначити масу магнієвих стержнів на один фільтр, яка буде складати  $M_{Mg} = \rho \cdot W_{Mg} = 1744 \cdot 0,019 = 33$  кг.

У дослідах відношення площі магнієвих стержнів до площі фільтру складало  $\frac{S_{Mg}}{S_{\phi}} = 0,001$ .

В розрахунковому фільтрі прямокутної форми:

$$\frac{S_{Mg}}{S_{\phi}} = \frac{19 \cdot \frac{\pi d^2}{4}}{1,8} = \frac{19 \cdot 0,785 \cdot 0,016^2}{1,8} = 0,0021;$$

а в фільтрі круглої форми:  $\frac{S_{Mg}}{S_{\phi}} = \frac{12 \frac{\pi d^2}{4}}{1,8} = 0,001$ .

Таким чином можна розрахувати виробничий фільтр в якому відбувається процес гальванокоагуляції, для очищення промивних стічних вод, від іонів важких металів.

Наведена методика показує, що для здійснення процесу очищування промивних стічних від іонів важких металів можливо використовувати промислові напірні фільтри, які підлягають мінімальній реконструкції. Фільтр завантажується активованим вугіллям із розмірами гранул 0,5...0,6 мм на висоту  $H = 1,5$  м і в його завантаженні встановлюються магнієві стержні довжиною  $0,8H$  і діаметром, який розраховується. Ефект очистки при цьому складає 98...99%.

### Список літератури

1. Рязанцев А.А., Батаева А.А., Батаев В.Б., Тумурова Л.В. Гальванокоагуляционная очистка сточных вод // Химия в интересах устойчивого развития // 1996. 4, № 3. С. 233-241. рус.

2. Рязанцев А.А., Батаева А.А. Очистка сточных вод вспомогательных производств от ионов тяжелых металлов на предприятиях железнодорожного транспорта / Вопросы гидравлики, водоснабжения, водоотведения. Сборник научных трудов. Сибирский государственный университет путей сообщения. Новосибирск: Издательство СГУПС. 2001. С. 54-66.

3. Соколова Л.П., Кокорина Е.Б., Смурова Е.С. Гальванокоагуляционная очистка сточных вод на заводах обработки цветных металлов // Цветная металлургия, 1990. №9. С. 56-60.

4. Феофанов В.А., Жданович А.П., Луханин Б.С. Гальванокоагуляционная очистка сточных вод // Тр. института Казмеханообр. Алма-Ата. 1987. 70 с.

5. Василенко Л.А. Очистка хромсодержащих сточных вод „Коммунальное хозяйство городов” // Респ.меж.-вед. научн.-техн. сб. Вып.14. К.: Техника. 1998. С.69-71.

6. Василенко Л.А. Очистка сточных вод от хрома. „Коммунальное хозяйство городов” // Респ.меж.-вед. научн.-техн. сб. Вып.15. К.: Техника, 1998. С.56-57.

Стаття надійшла до редакції 5.12.16



УДК 628.1.033

С.Л. ВАСИЛЕНКО, доктор технічних наук

В.М. ВОЛКОВ

Комунальне підприємство «Харківводоканал»

## НАДІЙНІСТЬ І СТАЛІСТЬ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ ЯК СКЛADOVA НАЦІОНАЛЬНОЇ ТА ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

*Відповідно до вимог ISO 704:2000 представлено визначення і аналіз сталості та надійності систем водопостачання.*

**Ключові слова:** водопостачання, питна вода, національна безпека, сталість, надійність, системний підхід.

*Согласно требованиям ИСО 704:2000 даны определения и анализ устойчивости и надежности систем водоснабжения.*

**Ключевые слова:** водоснабжение, питьевая вода, национальная безопасность, устойчивость, надежность, системный подход.

*Definitions and analysis to concepts of stability and reliability of water supply systems are given according to requirements ISO 704:2000.*

**Key words:** water supply, drinking water, national security, stability, reliability, system approach.

**Вступ.** Забезпечення населення питною водою має загальнодержавне стратегічне значення і є найважливішим елементом збереження здоров'я людей. На першому плані стоїть якість води і стала робота систем водопостачання.

Діяльність таких систем характеризується відкритістю, мінливістю, стохастичністю і, якоюсь мірою, невизначеністю, а їх надійне функціонування складає невід'ємну компоненту національної безпеки країни, серед погроз якої можна виділити небезпеку фізичному здоров'ю нації, викликану дестабілізацією за водним чинником. Сталість як фундаментальне наукове поняття характеризує одну з найважливіших рис поведінки різних систем в техніці, економіці, екології, фізики та застосовується для опису стабільності будь-яких властивостей досліджуваних структур або їх відносній незмінності: сталість станів системи або деякої послідовності її станів.

Зазвичай сталість систем трактується у двох взаємопов'язаних аспектах:

– здатність нормально функціонувати і протистояти різним впливам (збуренням) зовнішнього середовища;

– властивість системи повертатися до вихідного стану після припинення дії, яка вивела її з цього стану.

**Аналіз публікацій, формулювання завдання.** Стабільність централізованого водопостачання в багатьох наукових дослідженнях і на практиці розглядається як відсутність перебоїв у подачі води абонентам і зводиться до забезпечення експлуатаційного рівня кількісних параметрів на спорудах подачі і розподілу води за тиском і витратою [1–3].

В роботі [1] розглянуто уніфікований комплексний підхід щодо оцінки роботи об'єктів водопроводу і запропоновано процедуру обчислення мінімально-допустимих значень параметрів надійності під час зниження споживачеві подачі води і тиску в порівнянні з їх розрахунковими значеннями. Пропонуються принципи сталої та надійної роботи споруд при реконструкції об'єктів [2] або в умовах скороченого водоспоживання [3]. Проте, повний опис поняття сталості водопостачання на сьогодні залишається відкритою проблематикою, включаючи точну термінологію і можливість її однозначної ідентифікації в рамках системи ISO 704:2000 [4]. Тоді стане зрозумілою алогічність введення необґрунтованих фразеологічних оборотів типу «сталого розвитку водопостачання», побудованих на змішенні різних уявлень.

Мета роботи полягає в застосуванні системного підходу для розкриття змісту сталості водопостачання і його інтегрованого уявлення в регіональному і національному проявах.

**Водопостачання, національна безпека та екологічна політика.** На сучасному етапі серед основних існуючих і потенційних загроз безпеці і стабільності суспільства згідно Закону України «Про основи національної безпеки України» (2003) можна виділити такі складові водної спрямованості:

*в екологічній сфері* – погіршення екологічного стану водних басейнів, загострення проблеми трансграничних забруднень і зниження якості води;

*в економічній сфері* – критичне полягання основних виробничих фондів у водних системах життєзабезпечення;

*в області національної безпеки* – можливість незаконної появи в країні засобів масової поразки (ввезення, нелегального виготовлення тощо) та їх розповсюдження через воду.

Одним з провідних напрямків державної політики з питань національної безпеки згаданим законом визначено поліпшення екологічного стану річок, перш за все басейну Дніпра, і якості питної води. Забезпечення населення і галузей економіки України доброякісною водою окреслюється одним з найбільш пріоритетним завданням соціально-економічної політики країни. По суті, мова йде про необхідності відновлення природно-екологічної рівноваги у водних екосистемах України на користь природного, а не техногенного розвитку нації, збереження її генофонду і збалансованого розвитку суспільства.

**Сучасний підхід к визначенню сталості систем водопостачання.** Суворе формулювання основних понять теорії сталості, що здобули широку

популярність, було введено українським вченим О. Ляпуновим в минулому столітті. Відповідно до його трактовки траєкторія руху (розвитку) називається сталою, якщо для малого граничного відхилення, що визначає «коридор постійності», можна вказати такі обмеження для збурень, при яких система не вийде з даної зони. Нестабільність за Ляпуновим розглядається по відношенню до збурень початкових даних руху, коли малі вихідні розходження збільшуються і приводять в ході розгортання процесу до як завгодно великим розбіжностям. Очевидно, чим сильніший вплив чинників, тим меншою мірою вдається зберегти бажані ознаки.

Особливої уваги вимагає область допустимих збурень. Наприклад, якщо ми змушені захищати цілісний водопровідний комплекс не тільки від аварій на трубопроводах або екологічних катаклізмів на водних джерелах, але і тероризму, то це докорінно змінює діапазон наших можливостей.

Можна привести інші приклади уразливості:

- незначне підвищення тиску у водопровідній мережі призводить до численних пошкоджень і аварій на локальних ділянках;
- несуттєве збільшення каламутності води (паводок, фітопланктонне цвітіння) поза «проектної зони» очисних споруд викликає порушення технологічного процесу її очищення та ініціює переведення водопостачання на графік.

Розглянемо, наприклад, тиск води, точніше – його відсутність на водопровідному вводі споживача. Один будинок (споживач) без води – це багато чи мало? А два таких дома – система ще живуча? І взагалі, скільки повинне бути споживачів без води, щоб вважати: система втратила сталість. Це характерний приклад теорії неявних множин, в основі якої лежить знаменитий софізм: якщо до жмені зерна додати ще одне зернятко, чи перетвориться вона в купу? А якщо додати два зерна? А скільки зерен перетворять жменю на купу? Це "скільки" – типовий представник «пухнастої множини» (fuzzy set), до якої важко докласти звичайну алгебру чисел і обчислювальну техніку. На українську мову "fuzzy" перекладали як нечіткий, розмитий, розпливчатий, і навіть як пухнастий і туманний. Для вирішення подібних завдань Лотфі Заді запропонував (1965) теоретичний апарат нечіткої логіки.

Або нехай управління здійснюється в умовах дефіциту цільового продукту, і вода подається за фіксованим у часі графіком, який чітко втримується. Чи можна в цьому випадку вважати водопостачання відносно сталим? Мабуть, так. Оскільки загальні домовленості в цілому дотримуються.

Під системою зазвичай розуміється об'єкт, який можна певним чином розділити на взаємодіючі і взаємозв'язані між собою підсистеми [5]. Власне системою називається деяка цілісність і сукупність елементів, що перебувають у певних відносинах один з одним та з середовищем.

Цілісність – системна якість організованих матеріальних об'єктів, що виражає їх унітарну природу, нерозчленованість і континуальність

(безперервне різноманіття) [5]. До них можна віднести також керованість і здатність проводити енергію (воду) до кожного складового елементу, тобто передбачається безперервність структурних внутрішніх зв'язків. Під час аналізу сталості водопостачання системний характер полягає у зміщенні акценту з окремих елементів системи на вивчення їх зв'язків і відносин. Розгляд цілісної структури водопостачання націлює на те, що теоретичний аналіз в принципі не може бути обмежений одним якимось типом зв'язків. Наприклад, рухом води в трубопроводах на основі законів Кірхгофа. У границі він повинен охопити всю топологічну сукупність елементів стосовно даної системи: від водного джерела – до водорозбірного крана.

Визначення 1. *Сталість системи питного водопостачання* – здатність системи зберігати свою цілісність і режим функціонування, коли кількість споживачів і час, протягом якого вони не забезпечуються водою нормативної якості в потрібній кількості, не перевищують заданої величини прийнятного ризику  $pT$ . В ідеальній абсолютно сталій системі  $pT = 0$ . При визначенні часового інтервалу тут необхідно враховувати важливу ознаку: забезпечення водою носить постійно діючий (безперервний в часі) характер. Отже, "недодача" послуги в повному обсязі не може потім компенсуватися за рахунок її подальшого більш інтенсивного надання в збільшених об'ємах.

Розглядаючи безперебійність водопостачання, постановою Кабінету Міністрів України від 21.07.2005 № 630 встановлено допустимий термін відхилення показників: не більше 6 годин на добу при цілодобовому режимі або 30 % від загального часу подачі води за затвердженим режимом (не більш двох разів на місяць). Тобто сталість водопостачання носить відносний характер. Абсолютної невразливості в таких системах немає. Вони мають розподілену конфігурацію, тому у часовому і просторовому відношенні практично повсякчасно в окремих місцях умови локальної стабільності можуть порушуватися. За рахунок наскрізного постійного проходу енергії (води) за всіма елементами і складовими частинами водопровідний комплекс «дихає» і знаходиться в безперервній динаміці.

Згідно з принципом динамічної рівноваги О. Богданова [6]: там, де наївному сприйняттю представляється тільки сталість або незмінність, насправді панує ледве рух. Ці два потоки протилежних змін і створюють ілюзію статичності. Відповідно до його ж закону «відносних опорів або найменш сприятливих умов» сталість системи визначається міцністю найбільш слабого її елемента. Як у прислів'ї: де тонко – там і рветься. Погіршеності в роботі міських водопроводів найбільш виразно проявляються і сприймаються населенням саме через пориви на ветхих водопровідних мережах.

Визначення 2. *Надійність системи питного водопостачання* – властивість системи забезпечувати безперебійний режим подачі питної води (з достатньою кількістю і тиском) фізичним і юридичним особам в штатних умовах експлуатації, – згідно з встановленими нормативами водоспоживання

і якості. Надійність охоплює безвідмовність, довговічність, ремонтпридатність, збереженість. Показниками надійності можуть бути вірогідність безвідмовної роботи, напрацювання на відмову, технічний ресурс, термін служби та ін. За підходами О.Богданова [6] в штучній системі всі її частини повинні бути однаково надійні, що повною мірою відповідає неписаному правилу Водоканалів: всі споживачі однаково важливі.

Зазначимо, що забезпечення сталості системи передбачає постачання водою нормативної якості навіть в надзвичайних умовах (стихійне лихо, тероризм) з можливим переведенням режиму функціонування на обмежену, в тому числі і децентралізовану подачу води. Це відповідає загальному принципу Ле-Шательє-Брауна: при зовнішньому впливі, що виводить систему зі стану рівноважного стану, рівновага зміщується в тому напрямку, за яким ефект зовнішньої дії послаблюється.

Наприклад, прояв тероризму (як нового руйнівного виклику часу) може призвести до виведення з ладу споруд кондиціонування води або насосних станцій, але його наслідки будуть нейтралізовані за рахунок включення резервних джерел, залучення води, що пакується, і т.п.

Вимагати якоїсь над-надійності від централізованої системи водопостачання в подібних екстремальних умовах – щонайменше, некоректно.

Функцію приналежності до множини втрати сталості водопостачання пропонується визначити у такому вигляді,  $t$  – час:

$$q' = \begin{cases} 1 - (t - a)/(b - a), & a \leq t \leq b, \\ 0 & , b \leq t \leq c, \\ 1 - (d - t)/(d - c), & c \leq t \leq d, \\ 1 & , t < a \cup t > d. \end{cases}$$

Коефіцієнти або параметри моделі ( $a, b, c, d$ ) підбираються так, щоб функцію наблизити до ступінчатої форми (рис. 1).

**Стале функціонування та збалансований розвиток систем водопостачання.** Приведені вище визначення носять внутрішньо системний характер. Розвиток системи централізованого водопостачання, що досягла свого граничного фазису організації, може бути продовжений на рівні над-системи, який починається з водозаборів – гідротехнічних споруд для забору води з водного об'єкту із застосуванням технічних засобів. У загальносистемному плані це означає розвиток функціонуючої макросистеми на зовнішньо системному рівні, коли горизонти розгляду розширюються на водозбірну територію водних джерел. Відповідно видозмінюється уявлення про сталість системи.

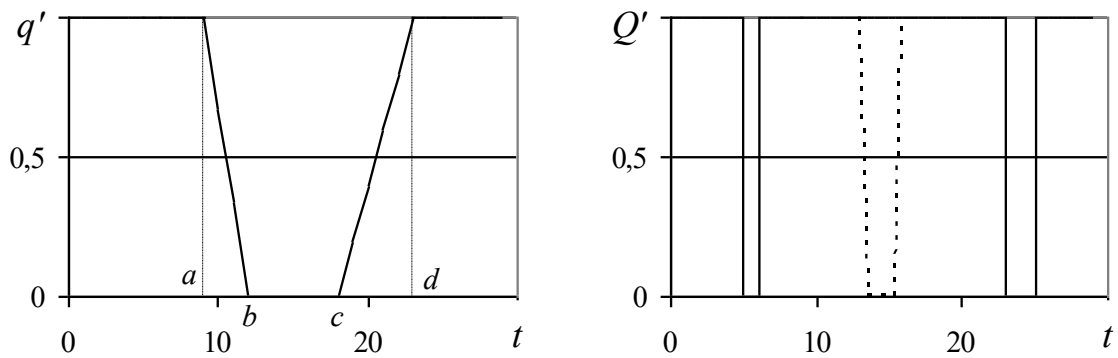


Рис. 1. Функції приналежності до множини втрати сталості водопостачання окремого споживача:  $q'$  – за якістю води,  $Q'$  – за подачею води з можливим плановим відключенням (– – –) у зв'язку з виконанням планово-попереджувальних робіт

Але чи можна в цьому випадку говорити про сталий розвиток водопостачання? У найзагальнішому вигляді будь-який розвиток – це єдність процесів руйнування і творення, які приводять до появи нового [5]. «Сталий розвиток» означає, що, підвищуючи свій життєвий рівень, ми повинні берегти цілісність біологічної системи землі, «не піддаючи ризику здатність навколишнього середовища підтримувати життя в майбутньому, і не ставлячи під загрозу здатність майбутніх поколінь задовольняти їхні потреби» (ООН, Ріо-де-Жанейро, 1992).

Академік М. Моїсеєв характеризував термін «сталий розвиток», як невдалий і безглуздий з наукової точки зору, пояснюючи некоректним перекладом з англійської мови «sustainable development» (точний переклад: підтримуючий, відтворюючий або збалансований розвиток). Він вважав, що поняття про розвиток – антипод уявленням про стійкість і стабільність: «Сталого розвитку просто не може бути. Якщо є розвиток, то сталості вже немає. По суті мова повинна йти не про сталий розвиток, а про стратегію людства або сукупні дії людей, здатних до настання екологічної катастрофи забезпечити коеволюцію Людини і довкілля». «Без несталості динамічних систем немає розвитку», – вважав І. Пригожин.

Тобто в контексті національної безпеки слід говорити про забезпечення сталого функціонування систем водопостачання та окремо про їх модернізацію і розвиток. Слідуючи М. Моїсеєву, звернемо також увагу на те, що стосовно питного водопроводу поняття «сталого розвитку» удвічі некоректно.

По-перше, при постійно-діючому (безперервному у часі) цілодобовому режимі подачі води будь-яке втручання в систему, зокрема пов'язане з розвитком, призводить до втрати локальної сталості (перекладка мереж, підключення водопровідних ввідів тощо). По-друге, модернізація споруд або впровадження нових технологій – це не стільки розвиток, скільки відтворення

діючій системи. В окремих випадках воно може бути і розширеним. Наприклад, приєднання приватного сектора до інженерних комунікацій.

Можна також вважати, що розвиток водопостачання України в його істинному розумінні як «поява або народження нового» практично закінчився в минулому столітті. Сьогодні на порядку денному – відновлення і оновлення застарілих основних фондів, на подальших етапах – безперервне відтворення або збалансований (врівноважений) розвиток, що забезпечує умови для сталого функціонування на ділянках екстраполяції.

**Висновки.** Сталість водопостачання характеризується здатністю системи зберігати свою цілісність і встановлений режим діяльності із забезпеченням оптимального значення загальносистемного параметра у вигляді тріади «якість – подача – тиск» і чітким визначенням кількості споживачів і часу, протягом якої допускаються перебої в їх постачанні питною водою.

Розвиток подібних систем на місцевому і державному рівнях, так чи інакше, виступає чинником, що порушує умови їх стабільного функціонування.

### Список літератури

1. *Гальперин Е.М.* Определение сниженных минимально-допустимых значений параметров функционирования системы водоснабжения // *Вода и экология: проблемы и решения.* 2003. № 4. С. 11-16.

2. *Бивалькевич А.И., Похил Ю.Н., Никитин А.М.* Принципы устойчивого и надежного обеспечения работы систем водоснабжения и водоотведения // *Водоснабжение и сан. техника.* 2004. № 3. С. 4–6.

3. *Храменков С.В.* Принципы обеспечения надежности водопроводной сети в условиях сокращения водопотребления // *Водоснабжение и сан. техника.* 2003. № 5, ч. 2. С. 27–31.

4. *ISO 704:2000.* Terminology work. Principles and methods.

5. *Философский энциклопедический словарь.* М.: Сов. энциклопедия, 1989. 815 с.

6. *Богданов А.А.* Тектология. Всеобщая организация науки. М.: Экономика, 1989. Т. 1. 304 с.

*Стаття надійшла до редакції 20.11.17*

С.Л. ВАСИЛЕНКО, доктор технических наук  
А.Д. КАШПУР, кандидат экономических наук  
А.А. ПАНАСЕНКО, кандидат технических наук  
Коммунальное предприятие «Харьковводоканал»

## МЕТОДОЛОГИЯ ИНТЕГРАЦИОННОГО МЕНЕДЖМЕНТА ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ И ВОДОПОТРЕБЛЕНИЯ В ГОРОДАХ УКРАИНЫ

*Запропоновано загальний підхід до реалізації інтеграційного менеджменту в галузі водних відносин міських агломерацій.*

**Ключові слова:** менеджмент, інтеграційний механізм, водокористування, водоспоживання, екологічна безпека, водні об'єкти, очищення річок.

*Предложен общий подход к реализации интеграционного менеджмента в сфере водных отношений городских агломераций.*

**Ключевые слова:** менеджмент, интеграционный механизм, водопользование, водопотребление, экологическая безопасность, водные объекты, очистка рек.

*A general approach is proposed for the implementation of integration management in the field of water relations in urban agglomerations.*

**Key words:** management, integration framework, water use, water consumption, ecological safety, water systems, cleaning up rivers.

**Введение.** История человечества связана с водой самыми крепкими узами. Вода для человека – не просто часть его жизни, а духовный, священный объект. Но, построив города по руслам рек, общество всё более агрессивно повело себя по отношению к этим духовным ценностям и постепенно превратило водные объекты в подобие канализационных систем общего пользования.

Общество, то есть мы с вами, заразилось текущим «потребительским рвением» и вошло на сегодняшний день в противоречие, как с природой, так и с самим собой. Жители Украины достойны самого лучшего в жизни. Часто можно услышать заявления: виновато правительство, экономика, коррупция. Пусть даже так. Но одно дело говорить, обличать, а другое – предпринимать конкретные шаги по улучшению экологической безопасности водохозяйственных систем и качественного состояния водных объектов. Не случайно в народе говорят «выводить на чистую воду». В контексте



настоящей статьи это звучит не только в переносном, но и буквальном смысле.

**Интеграционный менеджмент.** Понятие «интеграционного менеджмента» заслуживает внимания и имеет особый смысловой акцент в том плане, что в нём выделяется не построение и использование механизма управления, а сущность взаимодействий между собой множества участников какого-либо сложного объекта в процессе управления им. Взаимодействия участников (элементов системы) направлены на объединение усилий и взаимное согласование действий. Это означает корпоративную согласованную деятельность, организацию в форме кластерных отношений.

Интеграционный менеджмент повышает уровень организованности и эффективности в сложном объекте при многообразии процессов в нём. Это снижение энтропии или системной неопределенности.

Всякая система включает в себя элементы связей и протекающие в ней процессы, которые произвольны или организованы управлением, а в реальности и то и другое вместе. При этом изучаемая система выделяется реально или искусственно от других некими границами, внутри которых она качественно иная и отличительная, чем другие. Всё за пределами нашей системы можно считать интегрированной внешней средой, в которой допустимо выделять дополнительные структуры, включая системы-аналоги, системы-партнеры, системы-конкуренты (антагонисты нашей) и др.

Структурируя изучаемые объекты и их окружающую среду, мы создаем некую очерченную определенность, то есть, осуществляем системное строительство. Это тоже своего рода «интеграционный менеджмент» на первоначальной, познавательной и постановочной фазе решения задач управления и развития. Такую деятельность можно обозначить термином "моделирование". При переходе к практическим шагам осуществляется реализация моделей.

Таким образом, в нашей статье речь идет о методологии познания и преобразования (бифуркации) систем. Но когда говорят "трансформация", то произвольно подразумевают себя наблюдателем со стороны, – система трансформируется. А когда говорят "преобразование", то осуществляется активное участие субъекта в этом процессе. Мы за активную позицию исследователя.

**Конкретизация проблематики.** Наш объект – водные системы плюс участие человека (общества) в их природном существовании. Это участие, как известно, весьма разнообразно. Обобщенно выделяют два понятия такого участия: водопользование и водопотребление.

Водопользование – использование водных объектов для удовлетворения потребностей населения и отраслей экономики: специальное и общее [1]. То есть речь идет об отношении водопользователя к водному объекту. Водопользование определяет юридически обусловленную деятельность граждан и юридических лиц по использованию

водных объектов. При этом специализированная водохозяйственная организация выступает в роли легального посредника. Пользование водой замыкается на потребителе.

Водопотребление – потребление воды из водного объекта или из системы водообеспечения. Здесь речь идет о физических объемах воды, забираемых из источников водоснабжения (водного объекта, городского водопровода).

Иначе говоря, водопользование – пользование природными водами и водным объектом с пользой, водопотребление – использование и расходование воды для удовлетворения потребностей. При этом само потребление воды может быть возвратным и безвозвратным.

В понятийном аспекте природно-потребительская и экономико-хозяйственная стороны отношения «человек – вода» достаточно полно описана и стандартизована в литературе, но это не снимает проблему углубления знаний об отношении в системе «вода – человек». Эта проблема особенно остро стоит в густонаселенных агломерациях территориального характера, в частности, в городах, где наличествует хозяйственное водопотребление, питьевое водоснабжение, забор воды из водных объектов и сброс возвратной воды, экология и санитария, рекреация, как потребности людей и безопасность среды для здоровья человека и природных систем. В городах всё это существует вместе и целостно.

Следует признать, что сейчас ситуативное управление и решение стратегических задач «человек – водные системы» на региональном уровне пока не сформировано. Участники этого процесса имеют разные интересы и цели. Ведомства решают свои ведомственные задачи. Природоохранные структуры имеют ограниченное влияние и не устраняют произвол со стороны ведомств. Население (громады) разобщено и пока не имеет необходимого влияния.

Проблема не просто назрела. Она доросла до уровня предвестника катастроф. Не случайно в первоначальном варианте (для публицистики, а не научной печати) наша статья называлась «Нам стыдно за реки города». Понятно, что понятие стыда – это чувственное человеческое качество и состояние. Употребляя это слово, мы хотим подчеркнуть, что рекам города свойственны биологические реакции. Что они равноправны и человеческому обществу, и природной среде. Но, попав в сферу власти человека, они вынуждены быть под его управлением.

**Структуризация системы.** На приведенном рисунке (рис. 1) отображено многообразие связей «человек – вода» и показано наличие трех взаимосвязанных подсистем в черте городских территорий: хозяйственная, рекреационно-оздоровительная и природно-гидросистемная с механизмами её регулирования.

В каждой из этих подсистем своё множество участников: производственные, гидротехнические, градостроительные, жилищно-

коммунальные, культурно-оздоровительные, очистные, эколого-защитные и другие организации.

Сегодняшний аппарат управления городом в тех или иных формах имеет элементы "опеки" в разных направлениях водопользования и водопотребления. Но механизм и технологии взаимодействия, как внутри аппарата между секторами, так и аппарата в целом со своими первичными звеньями жизнедеятельности и хозяйствования на территории, которая находится в его введении, пока не создается как единая интегрированная система. Каждое ведомство в основном как-то решает свои локальные задачи.

Для создания и отладки целостного механизма необходимо разработать комплекс взаимосвязанных моделей: институционную, информационную, организационно-управленческую, эколого-нормативную, экономико-хозяйственную и др. Новая разработка создается не по пути замены действующей в регионе административно-аппаратной системы, а в её развитие.



Рис. 1. Виды деятельности по использованию водных объектов и гидросистем

**Направленность и задачи проекта.** Наше предложение может многим показаться наивным, несвоевременным и даже мистическим, но всё же: давайте своими силами, городами приводить в порядок реки, и мы станем жить намного лучше, чем сейчас. Да, это большая, сложная, долговременная, трудоемкая и кропотливая работа, но она того стоит. Сейчас к проблеме очистки и реставрации рек в городах обращаются

ученые, правительства и общественные организации во многих странах мира. Это не случайно. Во-первых, не только у нас, но и во всём мире водные системы, особенно в городских агломерациях, находятся в бедственном положении. Во-вторых, гражданское общество выздоравливает, прозревает и тянется к духовным началам.

В подсознании существуют элементы генетической памяти поколений, накопленные нашими предками на протяжении веков. «Некоторые сообщества людей поклонялись духам воды, и люди верили, что вода обладает исцеляющими свойствами. Египтяне, персы, индусы и греки - все имели свои божества, которые ассоциировались у них с колодцами, фонтанами и источниками» (Л. Дениза).

Наша история священного отношения к воде и рекам также изобилует множеством позитивных примеров: Крещение, Софиевский парк, культ Карпатских плотогонов. Вопрос о реках в последние годы рассматривали в Полтаве, Львове, Сумах, Киеве. Есть уверенность, что у многих городов для этого есть желание и полезные разработки. Нашей инициативной группой разработано проектное предложение «Реки и водоёмы Харькова – создание современного рекреационного комплекса: город чистых рек».

Предварительные задачи проекта:

1. Оценка состояния рек и водоемов территории города.
2. Выявление и паспортизация основных источников загрязнения.
3. Уточнение состава, видов и объемов работы по санации, очистке, благоустройству и др.
4. Определение необходимых технических средств, материалов, энергоресурсов и т.д., то есть необходимого обеспечения.
5. Формирование финансовых ресурсов, их видов и источников.
6. Определение состава участников, их задач, способа участия, сроков, ожидаемых результатов, ответственности, отношений.
7. Выбор генерального подрядчика и синтез модели управления проектом.
8. Обобщение опыта ранее предпринимавшихся попыток (проектов, мер) по решению этой или подобной проблемы в городах Украины и зарубежья.
9. Создание банк данных проекта и системы управления.

**Концепция "запуска" проекта** содержит ряд составляющих. Собрать инициативную группу, научное ядро, подключив соответствующие НИИ и ВУЗы. Подготовить материалы на грант. Провести поисковые и предпроектные исследования. Организовать менеджмент проекта. Подготовить, обсудить и согласовать два документа: концепцию «Города здоровых рек» и «Эскизный проект организации и обеспечения этого проекта. Опора на общественные организации.

По материалам исследования, оценки и эскизного проектирования необходимо уточнить и развить:

- задачи первого этапа;
- наполнение и ведение банка данных, мониторинг;
- контрактно-договорные и административно-управленческие отношения между участниками;
- методы и технические средства проведения работ первого этапа;
- для опасных "загрязнителей" выполнить комплексную «Оценку воздействия на окружающую среду»: предприятия, автомойки, депо, ЖКХ, полигоны отходов, транспорт и др.

В системе документального обеспечения следует выделить: НИР, плано-проектные, нормативные, разрешительные и контрактно-договорные.

Экономические оценки: затраты на проект, источники финансирования, в том числе гранты, распределение из средств за водопользование, добровольческие взносы, средства от Минэкологии и Минздрава, по лизингу и др. Предлагаемые составляющие проекта: постановка и анализ проблемы, концепция проекта «Город здоровых рек», организационная и информационная модели, технические средства и решения. Кроме того, выделяются экономическая (затраты, источники, распределение средств, ТЭО, сметы), управленческая и социально-рекреационная части-блоки.

### **Резюме**

1. Настоящее проектное предложение может послужить инициативой для проведения совещания администрации и специалистов по обсуждению поставленной проблемы. В Харькове достаточно широкий круг организаций и предприятий, заинтересованных принять участие в проекте «Город здоровых рек». Но сначала это предложение надо углубленно проработать среди общественных организаций, чтобы подготовить общественное мнение.

2. Реальность успеха в первую очередь будет зависеть от того, какого уровня лидер возьмет на себя "бремя" создания и координирования проекта.

3. Сам проект, на наш взгляд, весьма знаковый и резонансный. При соответствующей информационной поддержке-раскрутке его поддержат властные структуры, политики, другие города.

4. И главное, что заявлено в постановке проблемы: проект позволит апробировать новую модель интеграционного менеджмента, в чём нуждаются сегодня практически все программы возрождения национальной экономики и оздоровления социума.

### **Список литературы**

1. *Водний кодекс України* 6.06.1995, № 213/95-ВР.

*Стаття надійшла до редакції 21.11.17*

В.А. ВЬРЛАН, аспирант  
Технический университет Молдовы, Кишинев

## ГИДРОДИНАМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ЖИДКОСТИ В БИОРЕАКТОРЕ

*Представлені результати теоретичних і експериментальних досліджень гідродинамічного режиму рідини в біореакторі з комбінованим біоценозом. Для оцінки гідродинамічного режиму застосований метод імпульсної реакції з використанням солі NaCl. Відзначено, що максимальна концентрація трасера (NaCl) протягом короткого часу становить близько 30% в умовах аерації води і перемішуванні за допомогою змішувача.*

**Ключові слова:** біореактор, гідродинамічний режим, рідина, стічні води.

*Представлены результаты теоретических и экспериментальных исследований гидродинамического режима жидкости в биореакторе с комбинированным биоценозом. Для оценки гидродинамического режима применен метод импульсной реакции с использованием соли NaCl. Отмечено, что максимальная концентрация трассера (NaCl) в течение короткого времени составляет около 30% в условиях аэрации воды и перемешивании с помощью смесителя.*

**Ключевые слова:** биореактор, гидродинамический режим, жидкость, сточные воды.

*The results of theoretical and experimental studies of the hydrodynamic regime of a fluid in a bioreactor with combined biocenose are presented. To evaluate the hydrodynamic regime a pulsed reaction method using NaCl salt was used. It is noted that the maximum concentration of the tracer (NaCl) for a short time is about 30% under conditions of aeration of water and mixing with a mixer.*

**Key words:** bioreactor, hydrodynamic regime, liquid, sewage.

### Введение

Гидродинамический режим движения жидкости (сточных вод, сточных вод – воздух) играет важную роль в резервуарах для биологической очистки сточных вод. Это интересное поле с научной точки зрения, потому что поток жидкости имеет свои законы, мало известные исследователям. Эта область представляет интерес для специалистов потому что дисперсия воздуха в воде и перенос кислорода из газа в водную среду требуют большого количества энергии.

Статья анализирует эту область, как посредством теоретических, так и экспериментальных исследований и имеет целью выяснение гидродинамического режима, возникающего при создании и движении воздушных пузырьков через водную среду.

Для анализа гидродинамического режима жидкость считается состоящей из элементарных жидких объёмов, которые могут сохранять или не сохранять свою индивидуальность при входе в реактор и во время движения через рабочую зону.

Концепция элемента (кластера) жидкости или «материальной точки» обозначает небольшой объём его относительно размеров реактора, но достаточно большой, чтобы содержать значительное количество молекул, для которых можно определить непрерывные свойства, такие как плотность, концентрация.

Элементарные жидкие объёмы образуют статистическую популяцию, чьи индивидуумы будут иметь свое время пребывания в реакторе. Характеристика этой популяции и, соответственно, определение возраста элементарных объёмов, производится обычными статистическими методами. Каждая из этих функций содержит одну и ту же основную информацию, но некоторые аспекты гидродинамического режима неидеального потока часто намного лучше описываются одной из *K*-кривых.

#### **Описание экспериментальной установки**

Для выполнения экспериментов была построена и установлена экспериментальная установка для биологической очистки сточных вод.

Технология очистки на этой экспериментальной установке относится к т.н. гибридной, то-есть с использованием взвешенной биомассы (активный ил), а также прикреплённой микрофлорой, которая растёт на движущихся частях – элементах (мобильная биозагрузка) – технология *MBBR* (*mobile bed biological reactor*).

Экспериментальная установка имеет размеры 4,5 x 1,0 x 3,0 м (Д x Ш x В),  $V_{\text{гидр}} = 2,8$  м, разделена на 4 отсека: аноксичный биореактор – два аэробных биореактора – тонкослойный отстойник.

Экспериментальная установка оснащена следующими компонентами: погружной питательный насос для экспериментальной установки, система аэрации, воздуходувка, погружная мешалка, расходомер для измерения расхода перекачиваемой воды, ротаметры для измерения расхода воздуха, запорно-регулирующая арматура и т.д.

Движение воды из одного отсека в другой происходит по восходящему-нисходящему направлению.

Воздух попадает в экспериментальную установку с помощью воздуходувки и системы аэрации из перфорированных труб из нержавеющей стали. Подача сточных вод осуществляется с помощью погружного насоса из уравнительного резервуара и поддерживается в стационарном режиме при разных расходах.



Рис. 1. Экспериментальная установка. Справа налево: аноксичный биореактор, два аэробных биореактора, тонкослойный отстойник

### **Экспериментальный метод установления гидродинамического режима**

Чтобы оценить функции распределения времени пребывания (гидродинамический режим) используется импульсный метод, который заключается в введении сигнала в притоке и измерении отклика в конце потока (в тонкослойном отстойнике).

Эксперименты проводились в отсутствие химической реакции, и жидкость двигалась в стационарном режиме.

Входной сигнал вводится с помощью трассера, который должен удовлетворять следующим условиям:

- может быть измерен предпочтительно физическими методами даже при низких концентрациях;
- быть инертным (не реагировать) с жидкостью в системе, даже при низких концентрациях;
- не впитываться стенками установки;
- может быть введен в систему в режиме, требуемом типом эксперимента.

Для реализации такого сигнала трассер вводится в начало потока технологической жидкости (в аноксичный биореактор). Добавленный объем трассера определяет концентрацию,  $K$  (г/л).

Для экспериментов в качестве трассера была использована соль (NaCl).



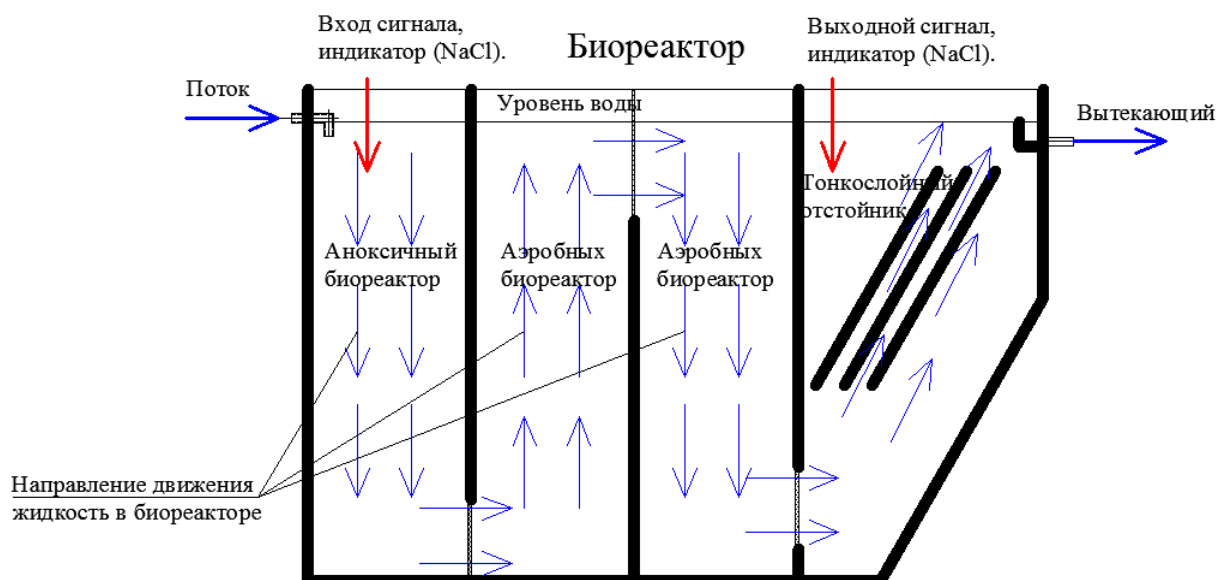


Рис. 2. Схема потока жидкости в биореакторе

### Результаты полученные при исследовании гидродинамического режима воды в различных условиях

Эксперименты проводились при различных расходах воды: 0,5, 1,0 и 2,0 м<sup>3</sup>/ч.

Трассер (NaCl) вводится в начало установки (в аноксичный биореактор) за очень короткое время (импульс в течение нескольких секунд).

Было проведено 6 экспериментов для того, чтобы установить гидродинамический режим воде в биореакторе для различных условий с различными расходами воды а именно:

- условие № 1. Без аэрации, без перемешивания, без рециркуляции – расход 0,5; 1,0; 2,0 м<sup>3</sup>/ч;
- условие № 2. С аэрацией, с перемешиванием, без рециркуляции – расход 0,5; 1,0; 2,0 м<sup>3</sup>/ч.

### Выводы

Исходя из экспериментов по выявлению гидродинамического режима движения воде в биореакторе были сделаны следующие выводы:

1. Максимальная концентрация трассера (NaCl) для условия №1 отмечена за более длительное время, чем условие №2, что показывает, что жидкость, состоящая из сточных вод – воздух, и подвергается перемешиванию с использованием мешалки быстрее перемещается в биореакторе примерно на 30%. Это отмечено на всех трех графиках, которые были выполнены для разных расходов;

2. В то же время наблюдается, что максимальная концентрация во времени приближается в соответствии с расчетами для расходов 1,0 м<sup>3</sup>/ч, то есть за время пребывания 2,0 часа для каждого отделения.

### Результаты К-кривые полученные для условия 1

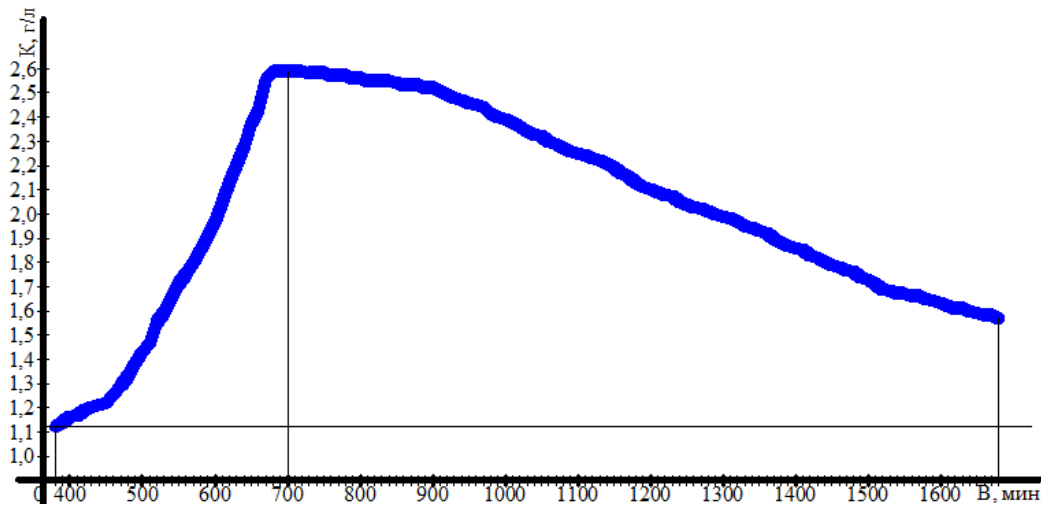


Рис. 3. Гидродинамический режим воде в биореакторе для расхода 0,5 м³/ч

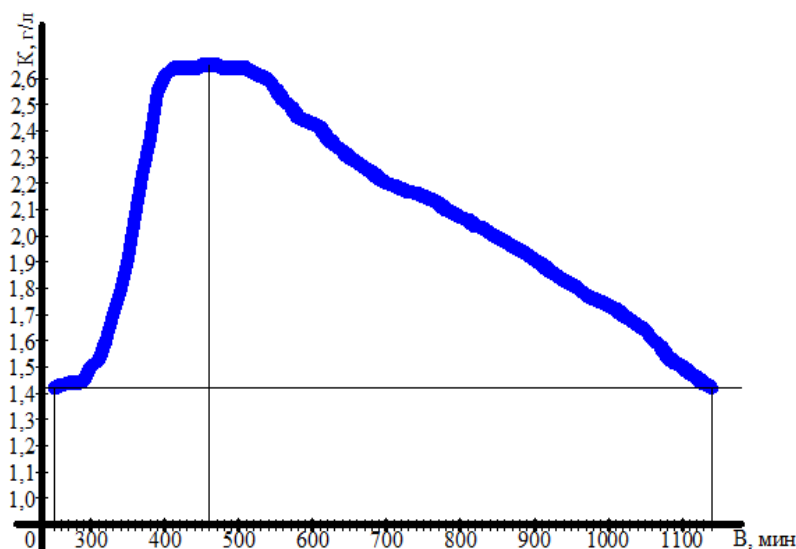


Рис. 4. Гидродинамический режим воде в биореакторе для расхода 1,0 м³/ч

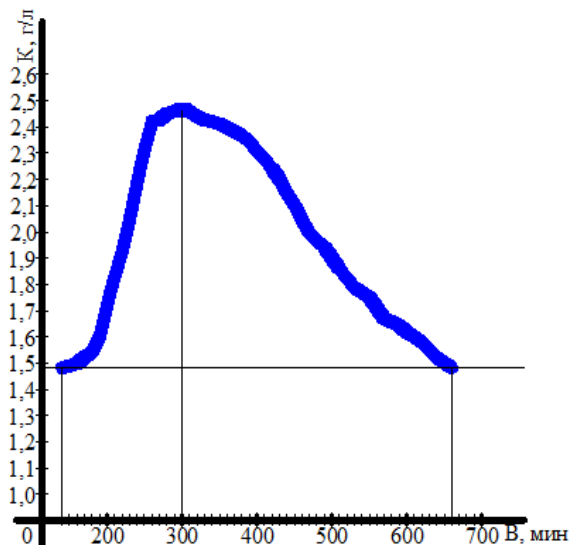


Рис. 5. Гидродинамический режим воде в биореакторе для расхода 2,0 м³/ч

## Результаты К-кривые полученные для условия 2

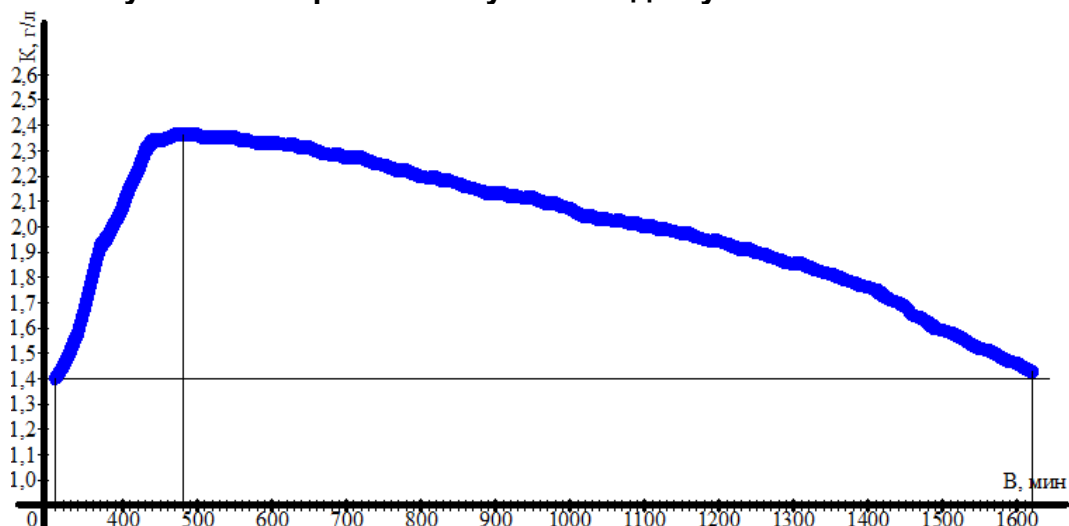


Рис. 6. Гидродинамический режим воде в биореакторе для расхода 0,5 м³/ч

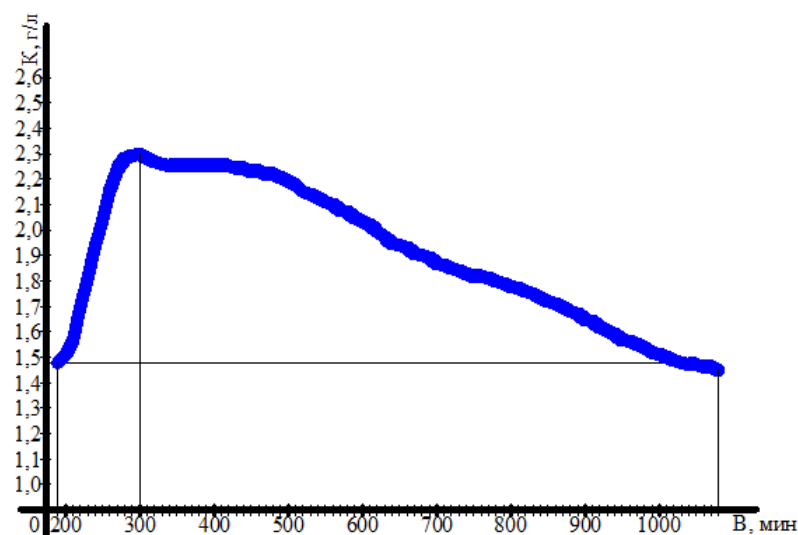


Рис. 7. Гидродинамический режим воде в биореакторе для расхода 1,0 м³/ч

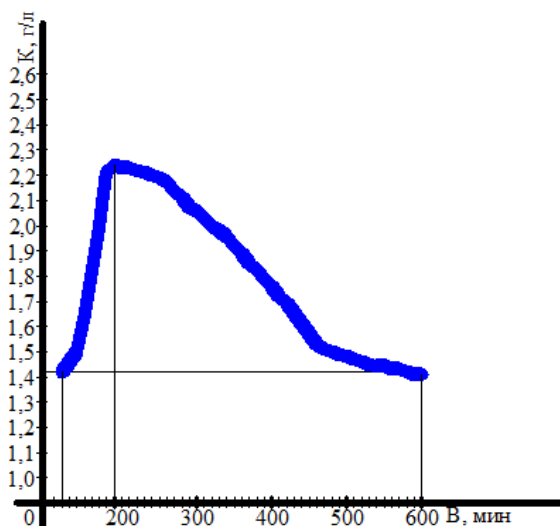


Рис. 8. Гидродинамический режим воде в биореакторе для расхода 2,0 м³/ч

## Список литературы

1. *Корина Ионеску*. Докторская диссертация. Теоретические и экспериментальные исследования потока полифазных флюидов через установку очистки для оптимизации энергии. Бухарест, 2017.
2. *О. Левеншпиль*. Chemical reaction engineering, John Wiley & Sons, New York, 1999.
3. *Г. Бозга, О. Мунтян*. Химические реакторы, том I. Технический издательский дом, Бухарест, 2001.
4. *Иоана Корина Мога, Ирина Вода*. Сборник статей. Бюллетень ISPE. Очистка сточных вод в резервуарах MBBR. Bucuresti, 2012.
5. *Диана Робеску, Феликс Строе, Аурел Престура, Дан Робеску*. Техника очистки сточных вод. Технический издательский дом, Бухарест, 2011.
6. *Мария Гаврилеску*. Учебный материал. Разработка химических и биологических процессов. Яссы.
7. *Иоана Корина Мога, Богдан Нэсэрымбэ-Греческу*. Сборник статей. Журнал Ecoind. Определение концентрации растворенного кислорода в биореакторах типа MBBR. Бухарест, 2011.

*Стаття надійшла до редакції 7.12.17*

П.М. ГЛАМАЗДІН

Є.П. ДАВИДЕНКО

Київський національний університет будівництва і архітектури

В.С. ВІТКОВСЬКИЙ

НВО «Нафтохімекологія», Київ

М.А. КАРПЮК

КП «Житомиртеплокомуненерго»

## **ПЕРСПЕКТИВИ ЗАСТОСУВАННЯ РЕАГЕНТНОЇ ВОДОПІДГОТОВКИ ДЛЯ СИСТЕМ ТЕПЛОПОСТАЧАННЯ**

*У статті наведені відомості про результати багаторічного використання реагентної водопідготовки для теплових мереж м. Житомира та Луцька. У результаті проведених робіт зменшились витрати води на підживлення теплових мереж, знизилась технічна собівартість 1 Гкал виробленої теплової енергії на 4...5%. Проведений аналіз реагентів, що використовуються для обробки води, визначені найбільш ефективні для подальшого використання. Описані особливості використання реагентів при організації водно-хімічного режиму котлів з димогарними трубами. Підтверджена необхідність попереднього пом'якшення води перед введенням реагентів. Описані перспективні розробки з використання поверхнево-активних речовин для обробки води для підживлення теплових мереж.*

**Ключові слова:** реагентна водопідготовка, тепла мережа, ПАР.

*В статье приведены сведения о результатах многолетнего использования реагентной водоподготовки для тепловых сетей г. Житомира и Луцка. В результате проведенных работ снизились расходы воды на подпитку тепловых сетей, снизилась техническая себестоимость Гкал производимой тепловой энергии на 4...5%. Проведенный анализ реагентов, используемых для обработки воды, определены наиболее эффективные для дальнейшего использования. Описанные особенности использования реагентов при организации водно-химического режима котлов с димогарными трубами. Подтверждена необходимость предварительного умягчения воды перед вводом реагентов. Описанные перспективные разработки по использованию поверхностно-активных веществ для обработки воды для подпитки тепловых сетей.*

**Ключевые слова:** реагентная водоподготовка, тепловая сеть, ПАВ.

*The article gives information about the results of long-term use of reagent water treatment for heat networks of Zhytomyr and Lutsk. As a result of the carried out work, water consumption for heating of heating networks decreased, technical cost of Gcal made thermal energy by 4...5%. The analysis of the reagents used for water treatment has been determined to be most effective for further use. The features of the use of reagents in the organization of water-chemical regimes of boilers with flue pipes are described. The need for preliminary water softening prior to the introduction of reagents has been confirmed. Described are promising developments for the use of surface-active substances for treatment of water for the replenishment of thermal networks.*

**Key words:** reagent water preparation, thermal network, SAS.

До переходу на реагентну водопідготовку у КП "Житомиртеплокомуненерго" змусило життя, а саме: повний вихід з ладу систем вакуумної деаерації внаслідок їх фізичного та морального зношення. Це пояснюється зміною режиму роботи систем умовах жорсткої економії енергоносіїв та поступового зниження температури теплоносія. За таких умов експлуатації системи вакуумної деаерації стають неефективними та виключаються з роботи. В результаті простою обладнання процеси його корозії прискорюються та стають некерованими. Окрім цього, зношення катіоннообмінних матеріалів, вихід з ладу обладнання водопідготовки добавляє проблем у вигляді накипоутворення, і як результат – перевитрати енергоносіїв, зростання гідравлічного опору елементів систем теплопостачання. Утворення накипу провокує зростання швидкості підшламової корозії, що дає значну добавку у загальну проблему втрат металу. Це, у свою чергу, призводить до збільшення витрат води на підживлення теплової мережі, збільшення витрат труб та інших матеріалів для ремонту теплових мереж та котельного обладнання, збільшення витрат на проведення ремонту.

Таким чином, виявились об'єктивні причини необхідності створення системи захисту елементів системи теплопостачання від корозії та накипоутворення. Після проведеного літературного пошуку було розроблено теоретичне обґрунтування методів, що мали бути впроваджені для захисту елементів систем теплопостачання [1].

Основою системи захисту була обрана реагентна обробка води для підживлення теплових мереж. Спочатку це було поєднання хімічної деаерації з комплексоною обробкою води на основі неорганічних фосфонатів. Причому перші кроки проводились на котельні без пом'якшення вихідної води. По мірі розвитку системи захисту було випробувано багато реагентів та їх поєднань. Проводилась обробка як сирої, так і пом'якшеної води. Ці заходи впроваджувались на котельнях з різними типами котлів та різним ступенем зношення котельного обладнання та трубопроводів теплових мереж, і у віх випадках спостерігався позитивний ефект.

Так витрати води для підживлення теплових мереж зменшились з 658 тис. м<sup>3</sup>/рік до 102 тис. м<sup>3</sup>/рік (рис. 1), тобто більше, ніж у 6 разів.

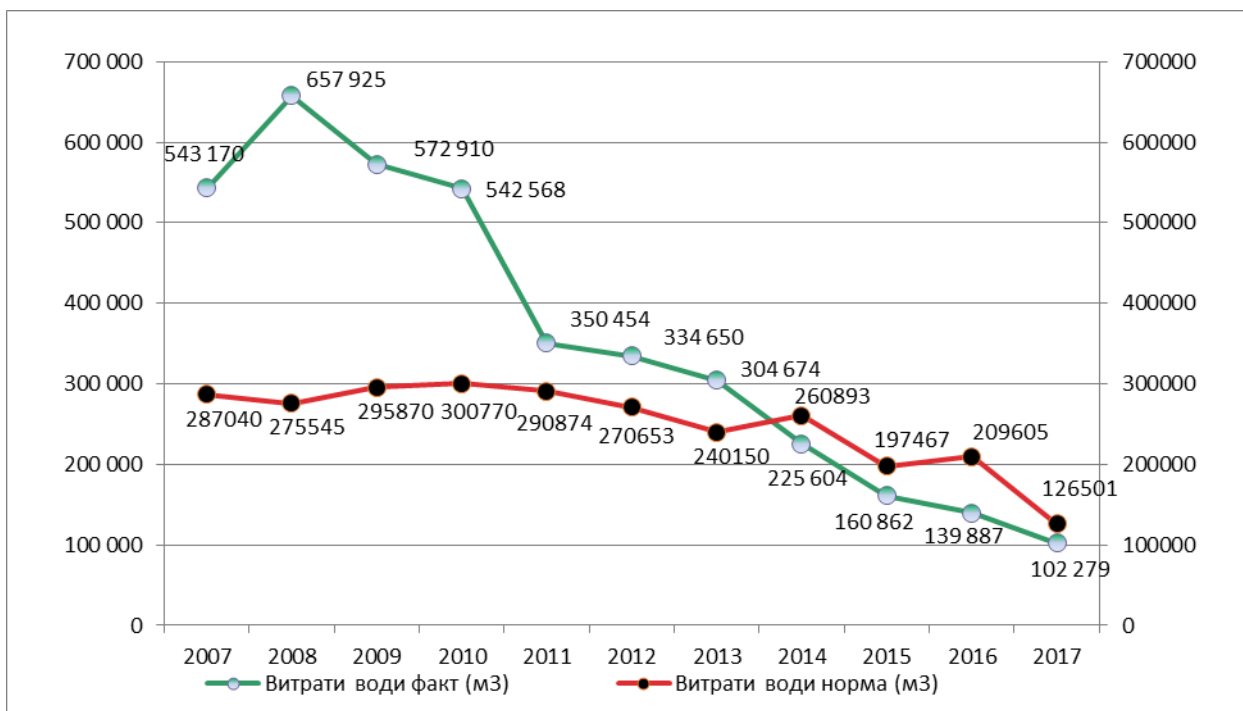


Рис. 1. Динаміка зменшення витрати води на підживлення

Витрати солі на регенерацію натрій-катіонітних фільтрів зменшились з 640 до 85 т/рік (рис. 2).

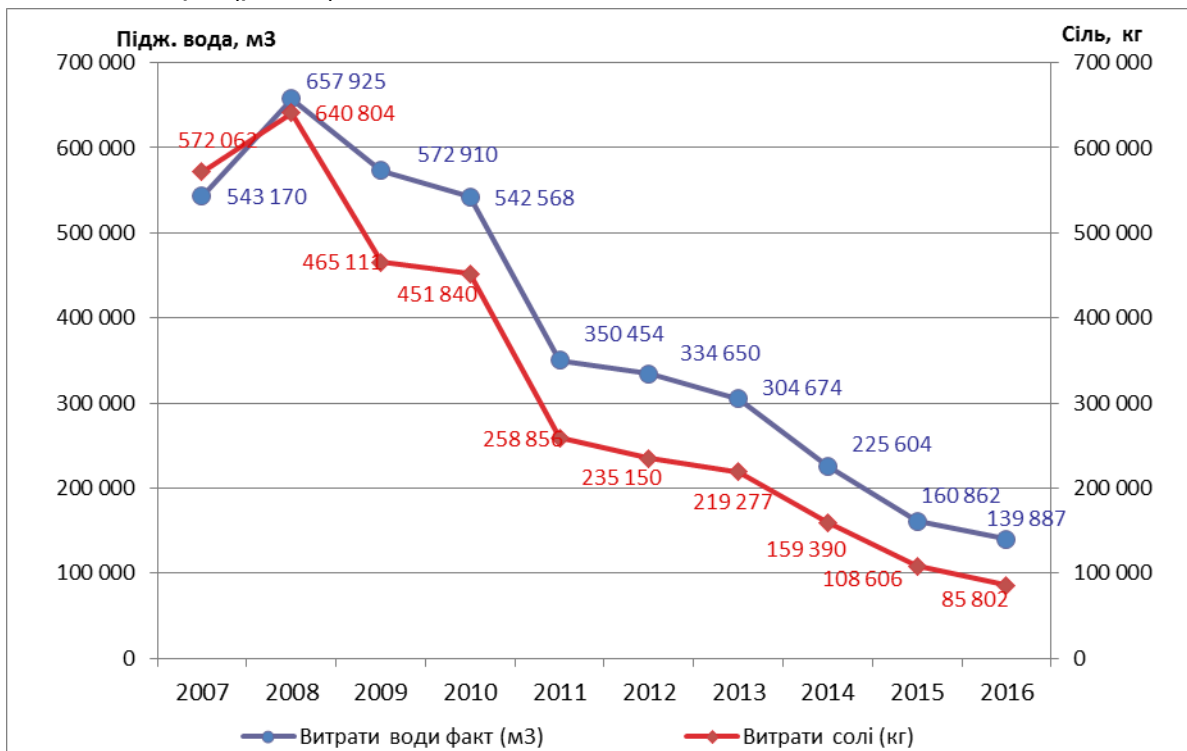


Рис. 2. Динаміка зменшення витрати фактичної води

Питома витрата електроенергії зменшилась з сезону 2014-2015 рр. до сезону 2016-2017 рр. від 44,96 кВт/Гкал до 35,55 кВт/Гкал.

Для порівняння ефективності різних технологій обробки води на котельнях КП "Житомиртеплокомуненерго" були згруповані котельні за такими ознаками: I група – котельні з хімічною деаерацією та комплексонатною обробкою, II група – котельні з хімічною деаерацією і III група – котельні з натрій-катіонуванням. З рис.3 видно, що собівартість Гкал тепла, що виробляється на котельнях з хімічною деаерацією та комплексонатною обробкою води на 3,1...6,1 % менше, ніж на котельнях з традиційним натрій-катіонуванням.

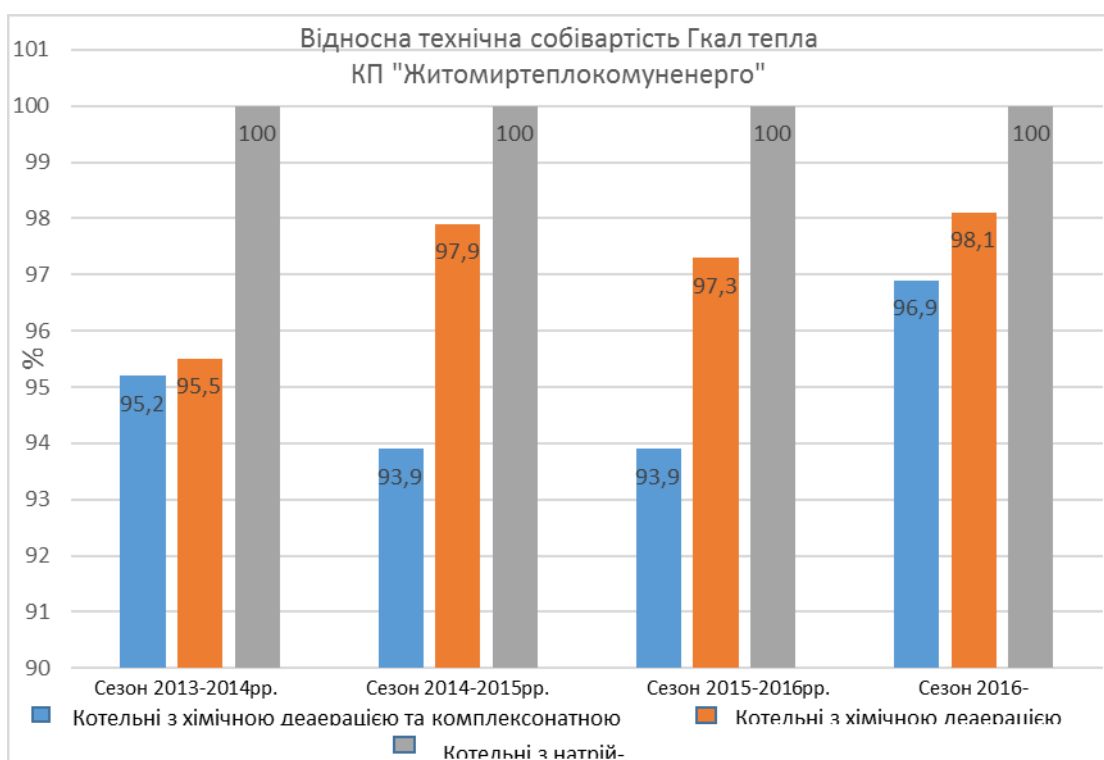


Рис. 3. Відносна вартість Гкал тепла, генерованого на котельнях з різною технологією водопідготовки

Грошові витрати на реагентну обробку води сягають 1,12...1,20 грн/Гкал, причому по мірі розширення застосування технологій реагентної водопідготовки, питома витрата реагентів у перерахунку на 1 Гкал буде постійно зменшуватись внаслідок зменшення витрат води.

Реагентна обробка води стає досить поширеною, вона потребує менших капітальних вкладень, тому поступово стає одним із найважливіших методів захисту елементів систем тепlopостачання від корозії та накипоутворення.

Найбільшого поширення набули так звані комплекси та комплексонати, перші з яких почали застосовуватись ще наприкінці 20-го сторіччя. Це досить популярні й зараз НТМФ (нитрило-триметилфосфонова кислота) та ОЕДФ (оксиетилідендифосфонова кислота) та їх похідні – натрієві



та цинкові солі. Але наряду з безумовними перевагами цих сполук по мірі застосування виявилися і недоліки, наприклад, недостатня температура застосування, що не перевищує 130°C.

Розвиток технологій захисту елементів системи тепlopостачання від корозії та відкладень спонукало хіміків як на пошуки більш ефективних засобів серед похідних фосфорнових кислот, так і на пошуки хімічних речовин серед інших класів органічних та неорганічних сполук. Виробництво таких сполук у сучасності – це досить великий сектор хімічного виробництва [2]. Механізм дії фосфорвмісних з'єднань базується на їх субмолекулярному впливі на процес кристалізації карбонатів кальцію та магнію у воді, пересиченій цими сполуками. Процес кристалізації зупиняється на стадії утворення часток, здатних під дією броуновського руху утворювати стійкі суспензії, що рухаються разом з током води [3,4]. Такі сполуки діють вже при концентраціях 1...5 мг/дм<sup>3</sup>, що мінімально впливає на докiллля.

Ще один різновид сполук, що мають схожий вплив, але інший механізм дії – це сучасні поверхнево-активні речовини (дисперсанти), які утворюють міцели з кристалами карбонатів кальцію та магнію, а також з гідрозолями оксидів заліза, що призводить до їх стабілізації у воді та блокує утворення відкладень. Мінімальна концентрація застосування 2...5 мг/дм<sup>3</sup>, стійкість до високих температур (250...290°C) роблять їх привабливими для широкого використання [5].

Усі реагентні методи водопідготовки мають додатковий позитивний ефект – руйнування старих відкладень на елементах систем тепlopостачання, що підвищує ККД джерела теплової енергії, знижує гiдравлічний опір трубопроводів теплових мереж та котельного обладнання та виявляє корозійні пошкодження, що дозволяє їх оперативно усувати, тобто проводити профілактику ушкоджень та планувати ремонти.

Реагентна обробка води для підживлення теплових мереж дає можливість працювати як на пом'якшеній вихідній воді, так і на воді без пом'якшення. Останнє справедливо тільки для води, що має жорсткість не більше 10 мг-екв/дм<sup>3</sup> [5] та для води, призначеної для підживлення теплової мережі, на яку працює котельня, де встановлені котли з жаровими трубами, які набувають усе більшої популярності в Україні, не зважаючи на те, що такі котли мають досить жорсткі вимоги до водно-хімічних режимів їх експлуатації, особливо конденсаційні [6,7].

Проведене комп'ютерне моделювання гiдродинаміки жаротрубного котла [8] показало, що котел з жаровою трубою має зону підвищеної температури зверху жарової труби приблизно посередині по повздовжній осі. Саме у цій зоні може спостерігатись пристінкове кипіння та підвищена швидкість накипоутворення. Досвід експлуатації котлів з жаровими трубами показує, що при неправильно обраній системи водопідготовки у цій зоні дуже швидко утворюється накип, що призводить до перегріву металу та утворення віддулини. Так котел *Rielo RTQ-953*, що експлуатувався на воді з реагентною

підготовкою (але без пом'якшення) вийшов з ладу після шести років експлуатації внаслідок накопичення шламу саме у зоні перегріву на верхній частині жарової труби з утворенням віддулини (рис 4,5).

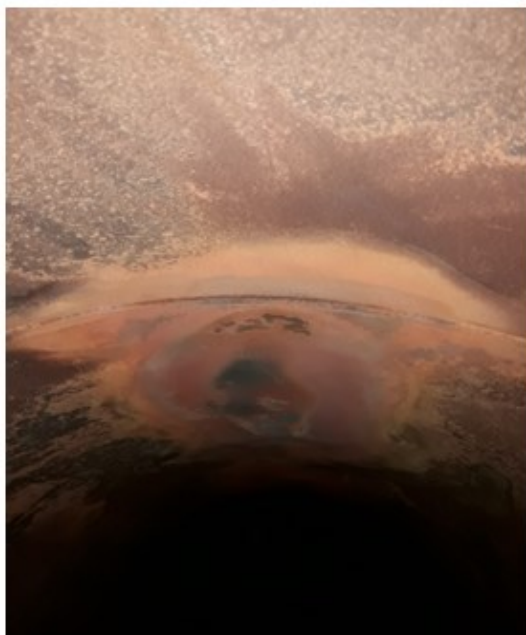


Рис. 4. Котел *Riello RTQ-953* з зоною перегріву на верхній частині жарової труби



Рис. 5. Котел *Riello RTQ-953* з вирізаною зоною перегріву

Тобто досвід експлуатації цього котла з жаровою трубою показав, що теоретична модель гідродинамічного режиму котла з жаровою трубою підтверджується і це дає змогу розробляти заходи для протидії небажаним явищам у цій зоні. Також зроблено висновок, що технологія водопідготовки вибрана невдало, хоча без реагентної обробки цей котел вийшов би з ладу вже після року експлуатації. Таким чином, що для котлів з жаровими трубами необхідне попереднє пом'якшення води методом натрій-катіонування з подальшою реагентною обробкою.

Пошуки нових методів модифікації води для захисту елементів систем тепlopостачання призвели до відкриття ефекту захисту поверхні металу плівкоутворюючими амінами (ПУР), наприклад, додециламіном та октадециламіном. Ці аміни утворюють за рахунок сорбції на поверхні трубопроводів подвійний шар (так званий частокіл Ленгмюра), який сильно зменшує тертя потоку води об поверхню трубопроводу, при цьому знижується гідравлічний опір трубопроводу [9]. Окрім цього, застосування цих ПУР різко зменшує утворення відкладень на поверхнях з підвищеною температурою та сприяє руйнуванню старих відкладень [10].

Вищезгадані методи при своїх позитивних якостях мають деякі недоліки. Зокрема, реагенти, які застосовуються для обробки води, мають властивості не притаманні довікллю, тому при попаданні, наприклад, при

витоку з пошкодженого трубопроводу, у ґрунтові води можуть завдати шкоди ґрунтовій біоті. Тому проводиться пошук реагентів, які б синтезувались з природної сировини і могли б завдавати меншої шкоди довкіллю. Такі пошуки проводяться і на кафедрі теплотехніки КНУБА, де вже декілька років випробовуються ПАР на основі природних жирів, похідних етаноламінів триетаноламінових естерів жирних кислот [11].

Сировиною для їх виробництва можуть бути відходи олійно-жирової промисловості та м'ясопереробки. Триетаноламін теж не є дефіцитним матеріалом. Ці речовини, які у перспективі можуть використовуватись для захисту елементів систем теплопостачання, мають ряд переваг при застосуванні:

- для виробництва використовується природна сировина, що зменшує навантаження на навколишнє середовище;
- наявність третинного атому азоту, що робить ці речовини поверхнево-активними;
- вивченість фізико-хімічних та теплотехнічних характеристик цих речовин [8].

ПАР подібного типу добре адсорбуються на поверхні як металу, так і на поверхні відкладень утворюючи подвійний адсорбційний шар – "частокіл Ленгмюра" за рахунок наявності у атома азоту неподіленої електронної пари, що дозволяє утворити донорно-акцепторний зв'язок з атомом Fe, та гідрофобний "хвіст", який дозволяє адсорбувати другий шар естерів. Різна довжина гідрофобного "хвоста" на думку авторів, повинна збільшити стійкість цього "частоколу", наприклад, при підвищеній температурі. Третинний азот такої сполуки здатен приєднувати протон, перетворюючись у слабку основу, наприклад, у воді.

Тобто така сполука здатна генерувати гідроксил-іони, тож їй притаманні властивості інгібіторів анодної реакції і вона може утворювати плівку на поверхні металу, що було перевірено шляхом нагрівання зразка сталі Ст.3 у 0,5% розчині триетаноламінових естерів жирних кислот при температурі 130°C у присутності кисню приблизно 8 мг/дм<sup>3</sup>. (рис. 6).

При температурі 80°C у воді з міського водогону зразки сталі Ст. 3 витримувались протягом 24-х годин, при цьому на зразках як слідів корозійних ушкоджень, так і пасивуючої плівки а також накипу не спостерігається (рис. 7).

Взаємодія триетаноламінових естерів жирних кислот з відкладеннями на стінках елементів теплопостачання вивчалась на кафедрі теплотехніки КНУБА. Показано, що при взаємодії цих сполук з відкладеннями спостерігається ефект Ребіндера [11], що призводить до руйнування відкладень, в результаті поверхня металу повністю очищується від відкладень. (Рис 8, 9).

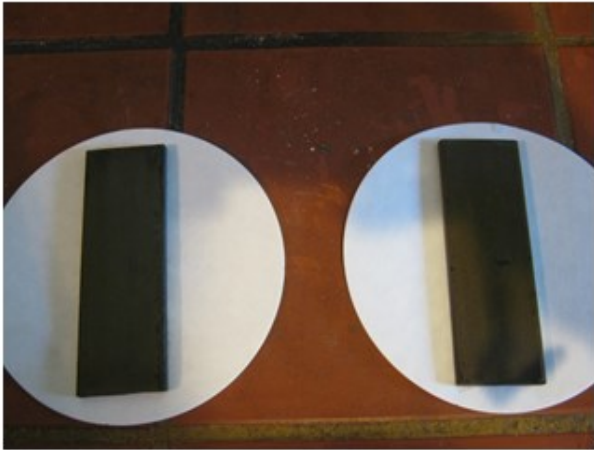


Рис. 6. Плівка на поверхні сталі, утвореної у розчині триетанол-амінових естерів жирних кислот

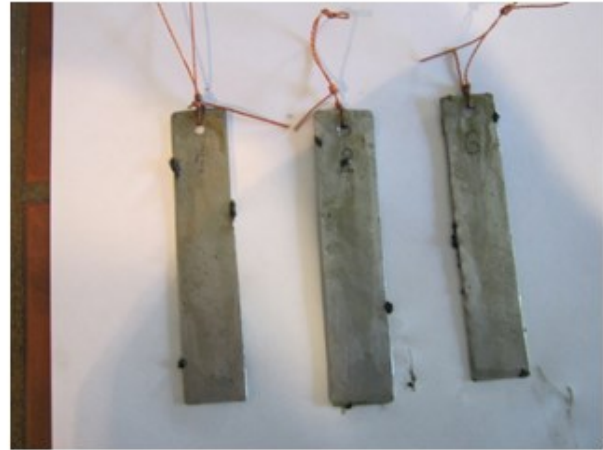


Рис. 7. Зовнішній вигляд зразків сталі після витримки у 0,5% розчині моноетанолових естерів жирних кислот у воді з водогону при 80°C



Рис. 8. Стан труби з котла ПТВМ-30 перед промивкою



Рис. 9. Результати 2-кратної промивки 5% розчином триетанол-амінових естерів жирних кислот

Протинакипна дія триетаноламінових естерів жирних кислот вивчалась шляхом нагрівання розчинів цих сполук різних концентрацій у водопровідній воді при різних температурах протягом 3-х годин. Результати дослідів наведені у табл.1.

За результатами дослідів можна зробити висновок, що при концентраціях розчину триетаноламінових естерів жирних кислот 0,5...2,0% вони повністю захищають поверхні від накипу.

Таблиця 1

**Визначення ступеня захисту метала у розчині моноетанолових естерів жирних кислот від накипоутворення**

№ зразка	Концентрація реагенту, % мас.	Час нагрівання, год.	Температура, °С	Жорсткість розчину після нагрівання мг-екв./дм <sup>3</sup>	рН розчину після нагрівання	Лужність загальна, мг-екв./дм <sup>3</sup>
-	0	0	23	3,20	7,0	2,1
1	0,5	6	95	3,0	8,9	8,0
2		6	95	3,0	8,9	8,0
3	1,0	6	95	3,0	9,1	15,0
4		6	95	3,0	9,1	15,0
5		6	95	3,0	9,1	15,0
6		6	95	3,0	9,1	15,0
7	1,5	6	95	3,0	9,3	22,0
8		6	95	3,0	9,3	22,0
9	2,0	6	95	3,0	9,4	27,0
10		6	95	3,0	9,4	27,0
11		6	130	2,9	9,3	27,0
12		6	130	2,9	9,3	27,0
13		6	130	2,85	9,4	27,0
14		6	130	2,85	9,4	27,0

Зважаючи на те, що ці сполуки при введенні до мережної води знижують гідравлічний опір [11] при незначному зменшенні коефіцієнту тепловіддачі, триетаноламінові естери жирних кислот можна розглядати як перспективні добавки до води систем тепlopостачання для комбінованого їх захисту від корозії, утворення відкладень, очистки від застарілих відкладень, зниження гідравлічного опору трубопроводів та котлів, але це потребує додаткових досліджень та випробування на реальних об'єктах систем тепlopостачання.

Аналізуючи процеси, що відбуваються на котельнях в реальних обставинах, слід пам'ятати, що в деяких котельнях ще залишились традиційні системи захисту від корозії у вигляді вакуумних деаераторів, які продовжують експлуатуватись. Так, авторами був проведений аналіз стану водно-хімічного режиму на котельні міста С, де в опалювальній період працює система вакуумної деаерації при температурах води 70...75<sup>0</sup>С. Аналіз мережної води виявив збільшену концентрацію заліза (4...5 мг/дм<sup>3</sup>), що свідчить про досить велику швидкість процесів корозії. У котлів КВГМ-50 гідравлічний опір

збільшився до  $6 \text{ кг/см}^2$ , що недопустимо за умовами експлуатації цих котлів. Промивка котла існуючими розчинами ускладнюється через велику кількість стоків, що утворюються при промивці, та відсутність стаціонарної схеми промивки котла. У цьому випадку доцільною стає реагентна обробка води, яка може видалити забруднення котла "на ходу", але для цього необхідно модернізувати систему видалення шламів, що будуть утворюватися при промивці. Окрім цього, в мережну воду необхідно дозувати реагент для зв'язування остаточного кисню, що залишається у воді після вакуумної деаерації. Оскільки концентрація остаточного кисню не перевищує  $100 \text{ мкг/дм}^3$ , витрати деоксиданту, наприклад сульфіту натрію, мають бути приблизно  $0,8 \text{ г/м}^3$  води, що не призведе до надмірних затрат, а захистить від корозії усі елементи системи теплопостачання.

Таким чином у теперішній час реагентна водопідготовка все ширше запроваджується для захисту елементів системи теплопостачання від корозії та утворення відкладень та дає стійкий позитивний ефект.

Пошуки нових матеріалів для реагентної водопідготовки дають змогу великого вибору реагентів, пристосування їх до вирішення широкого спектру задач захисту від корозії та відкладень, але потребують високої кваліфікації спеціалістів для їх використання.

Впровадження ПАР на основі природної сировини для реагентної водопідготовки має ряд організаційно-технічних недоліків, пов'язаних з недостатньою вивченістю їх застосування та брак спеціалістів для подальшого впровадження.

Реагентна обробка води може мати право на існування навіть при наявності традиційних методів водопідготовки, наприклад, систем вакуумної деаерації як "страхова" технологія, що буде зв'язувати кисень при його проскоку у воду завдяки порушень у роботі вакуумного деаератора, а також для зв'язування остаточного кисню після вакуумної деаерації.

### Список літератури

1. *Рогожин Д. В., Бужинський В. В.* Про досвід експлуатації теплових мереж з реагентною обробкою води для підживлення.
2. Organic phosphonates function. Taiwan K.K. Corporation. [www.taiwankk.com.tw](http://www.taiwankk.com.tw)
3. *Чаусов Ф.Ф.* К вопросу о механизме ингибирования кристаллизации органофосфатами. Препринт Удмуртского государственного университета. Ижевск: 2004.
4. *Чаусов Ф.Ф.* Ингибирование роста кристаллов солей щелочноземельных металлов в водных растворах. Теория и технические приложения. Диссертация на соискание ученой степени кандидата химических наук. Удмуртский государственный университет. Ижевск, 2005.

5. *Water treatment polymers*. Taiwan K.K. Corporation.  
[www.taiwankk.com.tw](http://www.taiwankk.com.tw)

6. *Viessmann*. Інструкція по проектуванню VDI 2035. Нормативні показники якості води.

7. *Riello*. Котли водогрійні сталеві. Інструкція по вибору та монтажу.

8. *Хаустов С.А., Хаустов П.А., Максимова Е.И.* Компьютерное моделирование гидродинамики жаротрубного котла с использованием конечно-элементного анализа. Современные проблемы науки и образования. 2014. № 6.

9. *Рыженков А.В.* Исследование влияния поверхностно-активных веществ на гидравлическое сопротивление трубопроводов систем теплоснабжения и разработка способа снижения энергозатрат при транспортировке теплоносителя. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук. М. 2008.

10. *Лукин М.В.* Повышение эффективности эксплуатации систем теплоснабжения на основе модификации теплообменных поверхностей с использованием поверхностно-активных веществ. Автореферат на соискание ученой степени кандидата технических наук. М. 2008.

11. *Габа К. О.* Підвищення ефективності систем теплопостачання модифікацією теплоносія. Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук. КНУБА, 2016.

*Стаття надійшла до редакції 4.12.17*

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

В.П. ІВАНОВА, аспірант

В.С. КАМАЄВ, кандидат технічних наук

Ю.А. МАРУЩАК, магістр

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ

## ВИЗНАЧЕННЯ СОРБЦІЙНОЇ ЗДАТНОСТІ ІОНІТУ ПРИ ВИЛУЧЕННІ ІОНІВ МІДІ З ВОДИ

*Приведено результати досліджень по впливу іонів жорсткості на обмінну ємність слабокислотного катіоніту DOWEX-МАК-3 на прикладі іонів міді з розчинів у дистильованій та водопровідній воді. Встановлено залежність ємності іоніту по іонах міді від концентрації розчинів і від співвідношення концентрації іонів міді та іонів жорсткості. Визначено залежність рН середовища та лужності води, пропущеної через іоніт, від форми, об'єму іоніту та витрати води. Показана ефективна десорбція іонів міді в кислому середовищі.*

**Ключові слова:** важкі метали, іонний обмін, сорбція, обмінна ємність іоніту, регенерація, концентрування.

*Приведены результаты исследований по влиянию ионов жесткости на обменную емкость слабокислотного катионита DOWEX-МАК-3 на примере ионов меди из растворов в дистиллированной и водопроводной воде. Установлена зависимость емкости ионита по ионах меди от концентрации растворов и от соотношения концентрации ионов меди и ионов жесткости. Определена зависимость рН среды и щелочности воды, пропущенной через ионит, от формы, объема ионита и расхода воды. Показана эффективная десорбция ионов меди в кислой среде.*

**Ключевые слова:** тяжелые металлы, ионный обмен, сорбция, обменная емкость ионита, регенерація, концентрирование.

*The results of studies on the effect of stiffness ions on the exchange capacity of the weak acid cation exchanger DOWEX-МАК-3 on the example of copper ions from solutions in distilled and tap water are presented. The dependence of ionite capacity on copper ions on the concentration of solutions and on the ratio of the concentration of copper ions and stiffness ions is established. The dependence of the pH of the medium and the alkalinity of the water passed through the ion exchanger on the form, the volume of the ion*



*exchanger, and the flow of water was determined. Effective desorption of copper ions in an acid medium is shown.*

**Key words:** heavy metals, ion exchange, adsorption, exchange capacity of the resin, regeneration, concentration.

Мідь – важливий есенціальний елемент, досить мало поширений у навколишньому середовищі. Біля 80% міді у земній корі – її сполуки із сіркою (сульфуром), 15% – у вигляді оксидів, карбонатів, силікатів, які є продуктами вивітрювання первинних сульфідних мідних руд [1, 736].

Основними джерелами надходження міді у природні води виступають шахтні стоки мідних і поліметалічних рудників, стічні води підприємств металургійної і хімічної промисловості, продукти корозії мідних споруд і технічних пристроїв, поверхневий змив із сільськогосподарських угідь, які обробляються мідними отрутохімікатами, наприклад, мідним купоросом. Крім того, вона надходить у рибогосподарські водойми у результаті застосування альгоцидних препаратів для знищення водоростей. Мідь відноситься до незамінних для живих організмів, у тому числі і гідробіонтів, мікроелементів, бере участь у фотосинтетичних процесах та азотистому обміні водоростей. Мідь бере участь у процесах тканинного дихання, кровотворення, мінерального і азотного обміну риб [2, 235].

Разом з тим надмірні концентрації міді мають токсичний вплив на гідробіонтів, блокуючи фотосинтетичні процеси, білковий і вуглеводний обмін. У водному середовищі мідь може знаходитись в іонному вигляді та у вигляді комплексних сполук з мінеральними чи органічними речовинами. Форма існування визначає рівень токсичності даного елемента для живих організмів [3, 120]. Закомплексована мідь не має токсичного впливу на живі організми, іони ж міді для прісноводних риб, як правило, більш токсичні. Поріг токсичної дії міді на гідробіонтів складає 1,5 мкг/л. ГДК міді для рибогосподарських водойм – 1 мкг/л.

У зв'язку із зростанням жорстких вимог, сьогодні пріоритетом в очистці води від іонів важких металів є розробка нових та вдосконалення існуючих методів очистки. Проте навіть самі чутливі прилади такі як атомно-адсорбційні спектрофотометри мають межу чутливості на рівні 1...100 мкг/дм<sup>3</sup> [4, 446; 5, 56]. Якщо врахувати, що данні прилади є дорогими та високозатратними при експлуатації, то зрозуміло, що лічені лабораторії на Україні володіють даними засобами контролю довкілля. Тому на сьогодні актуальним є створення таких методів пробопідготовки при контролі важких металів у воді, які б дозволяли підвищувати їх концентрацію на кілька порядків.

Проблемою при вилученні іонів міді з води є те, що недостатньо вивчено взаємний вплив іонів жорсткості на сорбційну ємність слабкокислотного катіоніту та його регенераційну здатність.

Тому метою роботи є дослідження концентрування іонів важких металів з дистильованої та водопровідної води на слабокислотному катіоніті DOWEX-МАК-3 на прикладі іонів міді, а також визначення ступеню десорбції іонів міді з іоніту в результаті обробки кислими та сольовими розчинами.

В даній роботі використовували слабокислотний катіоніт DOWEX-МАК-3 в кислій та сольовій ( $\text{Na}^+$ ) формах. Регенерацію іоніту проводили 2...4 Н розчинами соляної кислоти та 10%-м розчином хлористого натрію. Сорбцію міді проводили з розчинів концентрацією 1...1000 мг/дм<sup>3</sup> в статичних та динамічних умовах. Об'єм іоніту 5...20 см<sup>3</sup>, об'єм води в статичних умовах 500...2000 см<sup>3</sup>. Витрата води в динамічних умовах через колонку іоніту діаметром 2 см 10-15 см<sup>3</sup>/хв. Витрата регенераційного розчину 1...3 см<sup>3</sup>/хв. В пробах очищеної води або регенераційного розчину за відомими методиками контролювали концентрацію міді, жорсткість та лужність води, рН середовища.

Ефективність іонообмінного вилучення міді з води залежить від характеристик води та форми, в якій знаходиться метал. Відомо, що при рН>7 в  $\text{Cu}^{2+}$ -формі знаходиться до 30% розчинених іонів, які практично відсутні при рН>8, а в гідроксо- формі  $[\text{Cu}(\text{OH})]^+$  мідь існує при  $5 < \text{pH} < 9,7$  із максимальним вмістом ~60% при рН≈7. Це значить, що ефективна сорбція міді на катіоніті буде відбуватися за рН≤8. З іншого боку відомо, що в кислому середовищі (рН<2) слабокислотний катіоніт переходить в асоційовану форму і втрачає іонообмінні властивості [6, 54]. Тому для сорбції міді з дистильованої води використовували катіоніт в  $\text{Na}^+$ -формі, а при сорбції з водопровідної води використовували катіоніт в кислій формі. В даному випадку лужність води була близькою до її жорсткості, тому при сорбції катіонів при переході у воду протонів значного підкислення води не відбувалось за рахунок виділення з води вугільної кислоти. Тобто гідрокарбонати, що легко переходили у вугільну кислоту та діоксид вуглецю, що виділявся з води, грали роль буферу реакції середовища. При цьому рН було в межах 2,5...7,0. Це в цілому є позитивним моментом, так як у природних водах мідь на 10...70% (інколи на 90%) знаходиться у вигляді комплексів з органічними комплексоутворюючими речовинами (переважно з гуміновими та фульвіновими кислотами), а при рН<6 основна маса таких комплексів розпадається з утворенням незакомплексованої міді ( $\text{Cu}^{2+}$ ), що суттєво підвищує ефективність її виділення на іонітах.

Сорбція іонів міді в статичних умовах на слабокислотному катіоніті в  $\text{Na}^+$ -формі за низьких концентрацій (табл.1) проходить неефективно як з дистильованої так і з водопровідної води.

Ємність іоніту по іонах міді зростає із підвищенням її концентрації у вихідному розчині, проте залишкові концентрації міді у воді досить значні. Низькою є ефективність десорбції міді із катіоніту розчином 5%-ї соляної кислоти. В цілому обмінна ємність іоніту зростає з підвищенням концентрації.

Таблиця 1

**Залежність ефективності сорбції іонів міді на катіоніті DOWEX-МАК-3 в Na<sup>+</sup>-формі (V<sub>i</sub>=10 см<sup>3</sup>) з дистильованої (I) та водопровідної (II) води (Ж=4,6 мг-екв/дм<sup>3</sup>), (V<sub>p</sub>=500 см<sup>3</sup>), їх десорбції 5 %-ю соляною кислотою (V<sub>p</sub>=40 см<sup>3</sup>) від початкової концентрації іонів міді під час сорбції в статичних умовах**

№ п/п	Вихідна	C(Cu <sup>2+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>				ОЄ по Cu <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>		Z, %	
		Після сорбції		Після десорбції		I	II	I	II
		I	II	I	II				
1	1	0,45	0,50	5,00	3,60	27,5	25,0	72,7	57,6
2	2	0,72	0,91	10,60	7,85	64,0	54,5	66,3	71,4
3	3	1,05	1,13	14,26	13,2	97,5	93,5	65,9	49,2
4	5	1,30	1,70	26,50	21,75	187,5	165,0	57,3	53,0
5	7	2,50	3,00	33,75	27,50	225,0	200,0	65,9	55,0
6	10	3,20	5,20	53,00	47,50	340,0	240,0	56,5	76,0
7	15	3,30	5,30	69,50	73,50	585,0	480,0	47,52	61,3

Так при концентрації міді у водопровідній воді 2 мг/дм<sup>3</sup> при збільшенні об'єму розчину з 0,5 дм<sup>3</sup> до 2,0 дм<sup>3</sup> при об'ємі іоніту 10 см<sup>3</sup> обмінна ємність іоніту зростає з 72 до 250 мг/дм<sup>3</sup> (в 3,47 рази). При концентрації міді 1 мг/дм<sup>3</sup> за даних умов обмінна ємність іоніту по міді зростає з 32 до 90 мг/дм<sup>3</sup> (у 2,8 рази). В обох випадках рівноважні концентрації міді були на рівні 0,35...0,76 мг/дм<sup>3</sup>. Ступінь десорбції міді 5 %-ю соляною кислотою сягав 72...100%.

В динамічних умовах отримано кращі результати при вилученні іонів міді з води катіонітом DOWEX-МАК-3. В даному випадку проводили сорбцію на катіоніті в кислій та Na<sup>+</sup>-формі з розчинів міді у водопровідній воді при концентрації 1...30 мг/дм<sup>3</sup>. Як видно з рис.1 при вилученні міді на іоніті в кислій формі відбувається суттєве пом'якшення води та значне зниження її лужності. При цьому, по мірі насичення іоніту іонами жорсткості залишкова концентрація міді зростає з 0 до 1,6 мг/дм<sup>3</sup> при початковій концентрації 30 мг/дм<sup>3</sup>. При сорбції на катіоніті в Na<sup>+</sup>-формі значно зростає ємність іоніту по іонам жорсткості – від 2771 г-екв/дм<sup>3</sup> для катіоніту в кислій формі до 4099 г-екв/дм<sup>3</sup> для іоніту в сольовій формі. При цьому ємність по іонах міді дещо знижується – від 836 г-екв/дм<sup>3</sup> до 824 г-екв/дм<sup>3</sup>. Лужність води при використанні катіоніту в Na<sup>+</sup>-формі практично не змінюється. Проте рН середовища (рис. 2) при використанні іоніту в кислій формі зростає з 2,00...3,15 до 6,35...6,36 по мірі сорбції іонів жорсткості та міді. Для катіоніту в сольовій формі відмічено зростання рН до 9,97...10,30 із поступовим зниженням до 8,05...8,45. Очевидно, що при використанні іоніту в кислій формі сорбція міді та іонів твердості відбувається лише за рахунок переходу гідрокарбонатів у вугільну кислоту, що розпадається на діоксид вуглецю та воду. Саме тому рН середовища не знижується нижче 2,8...3,1. В іншому випадку при підкисленні води та зниженні рН нижче 2 слабкокислотний катіоніт втрачає свої іонообмінні властивості за рахунок низького ступеню дисоціації карбоксильних груп.

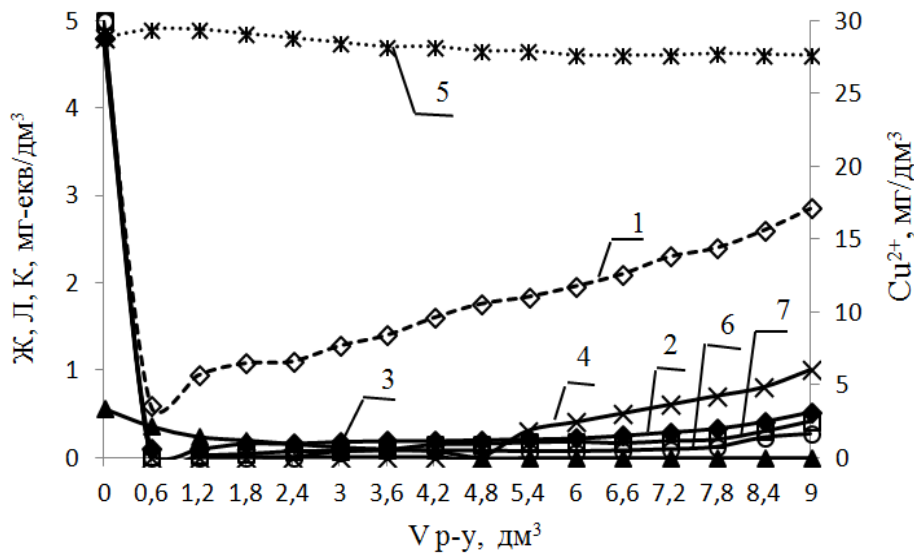


Рис. 1. Залежність жорсткості (1;2), кислотності (3), лужності (4;5), концентрації іонів міді (6;7) від пропущеного об'єму розчину міді у водопровідній воді ( $J = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $L = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $C_{Cu} = 30$  мг/дм<sup>3</sup>,  $pH = 7,81$ ) через катіоніт DOWEX-MAK-3 в кислій (1;3;4;6) та Na<sup>+</sup>-формі (2;5;7) ( $V_i = 10$  см<sup>3</sup>) ( $ОДЄ_1 = 277$  г-екв/ дм<sup>3</sup>,  $ОДЄ_2 = 4099$  г-екв/ дм<sup>3</sup>,  $ОДЄ_6 = 836$ г-екв/ дм<sup>3</sup>,  $ОДЄ_7 = 824$ г-екв/ дм<sup>3</sup>)

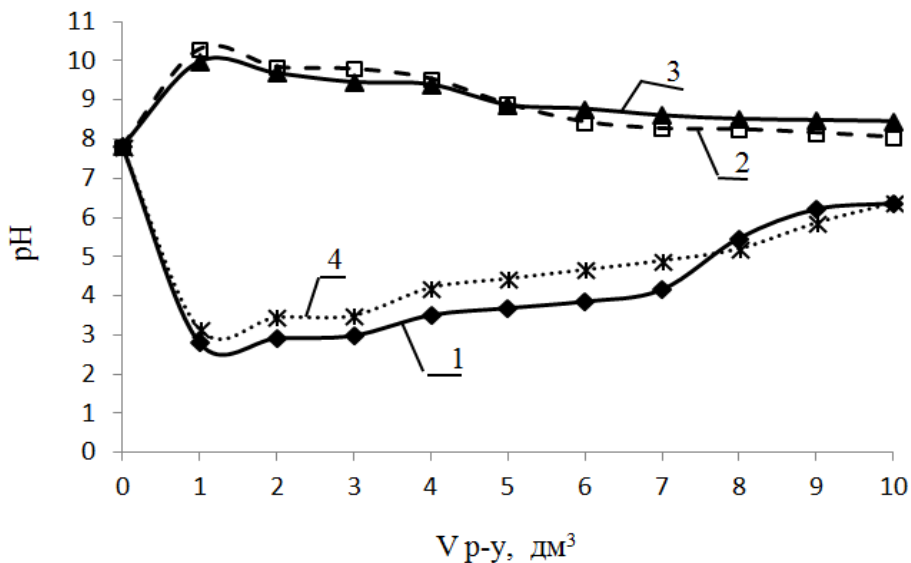


Рис. 2. Зміна pH (1;2;3;4) розчину міді у водопровідній воді ( $J = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $pH = 7,81$ ) ( $C_{Cu} = 30$  (1;2); 2 (3); 1 (4) мг/дм<sup>3</sup>) в залежності від пропущеного об'єму через катіоніт DOWEX-MAK-3 в кислій (1;4) та Na<sup>+</sup> (2;3) формі ( $V_i = 10$  см<sup>3</sup>)

В цілому, зниження pH середовища сприяє переходу іонів міді в воді в  $Cu^{2+}$ -форму, що сприяє кращому їх вилученню іонним обміном. З іншої сторони при низьких значеннях pH знижується здатність слабкислотного катіоніту до іонного обміну, як це було відмічено вище. Саме тому спостерігається зниження ступеню вилучення іонів жорсткості на катіоніті в кислій формі (рис. 3) при високих значеннях ступеню вилучення іонів міді.

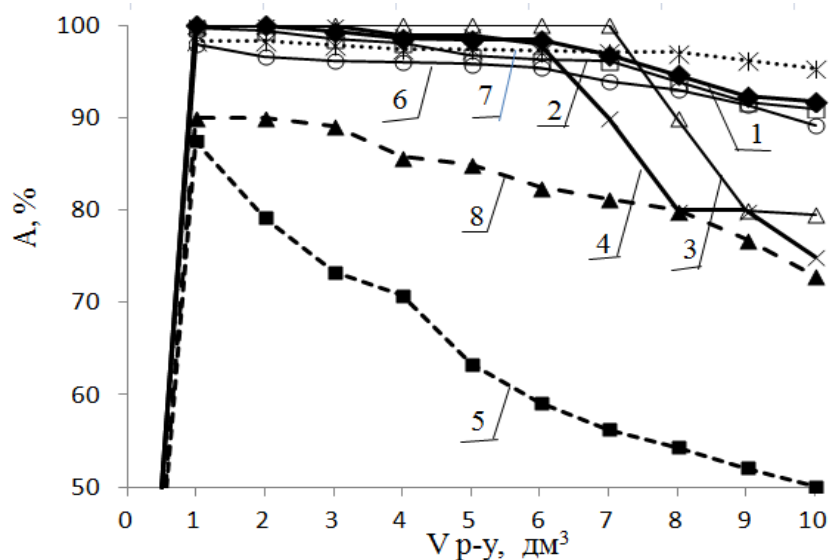


Рис. 3. Залежність ступеню вилучення іонів міді (1;2;3;4) та іонів жорсткості (5;6;7;8) від пропущеного об'єму рочинів міді у водопровідній воді ( $J = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $pH = 7,81$ ) ( $C_{Cu} = 30$  (1;2;5;6); 2 (3;7); 1 (4;8) мг/дм<sup>3</sup>) через катіоніт DOWEX-МАК-3 в кислій (1;4;5;8) та  $Na^+$  (2;3;6;7) формі ( $V_i = 10$  см<sup>3</sup>)

Слід відзначити, що при концентраціях іонів міді на рівні 1...2 мг/дм<sup>3</sup> ємність іоніту по міді в водопровідній воді значно знижується (рис. 4). Проте ступінь вилучення міді залишається високим як на іоніті в кислій так і в сольовій формі.

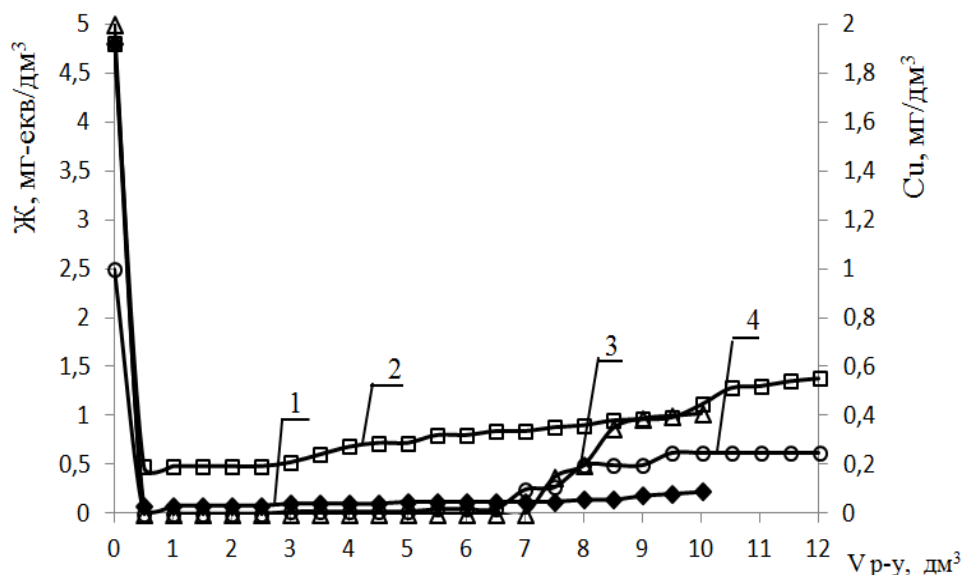


Рис. 4. Вихідні криві сорбції іонів жорсткості (1;2) та іонів міді (3;4) на катіоніті DOWEX-МАК-3 в кислій (2;4) та  $Na^+$  (1;3) формі ( $V_i = 20$  см<sup>3</sup>) із водопровідної води ( $J = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $L = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $pH = 7,81$ ) при концентрації міді 1 (2;4) та 2 (1;3) мг /дм<sup>3</sup> ( $ОДЄ_1 = 2339$  мг-екв/ дм<sup>3</sup>,  $ОДЄ_2 = 2378$  мг-екв/ дм<sup>3</sup>,  $ОДЄ_3 = 30$  мг-екв/ дм<sup>3</sup>,  $ОДЄ_4 = 17$  мг-екв/ дм<sup>3</sup>)

В цілому можна сказати, що ступінь вилучення міді в присутності іонів жорсткості на слабокислотному катіоніті DOWEX-МАК-3 в динамічних умовах, досить високий і зростає із зниженням концентрації міді у воді. Проте по мірі насичення іоніту іонами кальцію та магнію ступінь вилучення міді з води дещо падає (рис. 3).

Дуже важливим аспектом при іонообмінному концентруванні іонів крім сорбції є десорбція даних іонів при регенерації катіоніту. Регенерація іоніту розчинами соляної кислоти представлена на рис. 5.

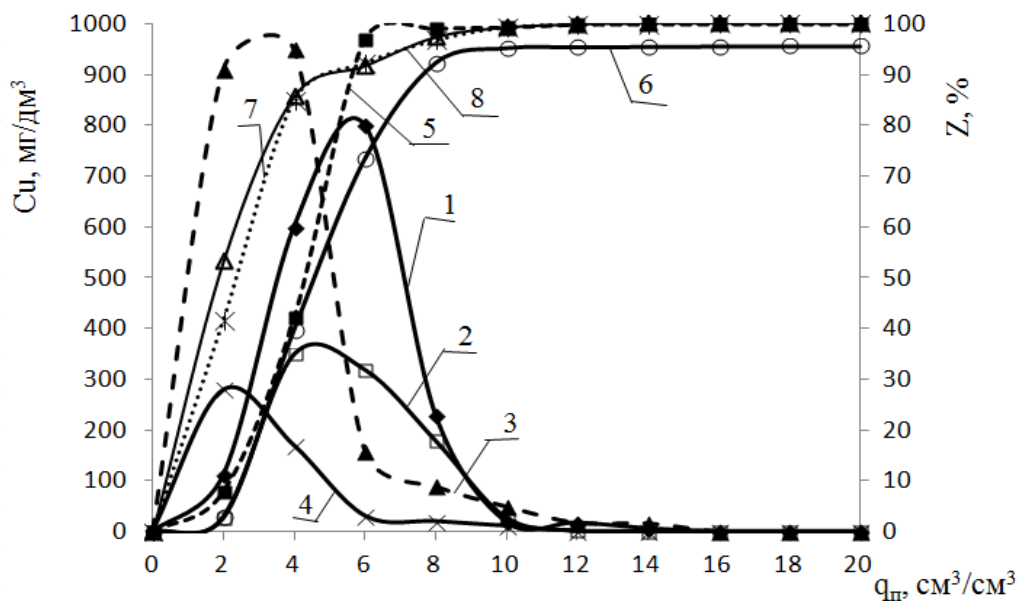


Рис. 5. Залежність вихідної концентрації іонів міді (1;2;3;4), ступеню їх десорбції (5;6;7;8) від пропущеного об'єму розчинів соляної кислоти концентрацією 1,9 г-екв/дм<sup>3</sup> (1;2;5;6) та 3,6 г-екв/дм<sup>3</sup> (3;4;7;8) через катіоніт DOWEX-МАК-3 в Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> формі (V<sub>i</sub> = 20 см<sup>3</sup>) з кількістю сорбованих іонів міді, мг: 29,4 (1;5), 19,0 (2;6), 43,8 (3;7), та 10,5 (4;8)

Як видно з рисунку, ефективність десорбції іонів міді зростає при підвищенні кислотності розчину за зростання питомої витрати реагенту (см<sup>3</sup> розчину на см<sup>3</sup> іоніту).

Ступінь десорбції іонів міді сягає 95,6...100,0%. При кислотності розчину 3,6 г-екв/дм<sup>3</sup> при мінімальній кількості сорбованої міді – 10,5 мг на 20 см<sup>3</sup> іоніту повної десорбції іонів міді досягнуто при об'ємі регенераційного розчину 120 см<sup>3</sup>. Концентрація іонів міді в ньому 87,5 мг/дм<sup>3</sup>. При початковій концентрації міді при сорбції 1 мг/дм<sup>3</sup> та об'ємі розчину 10000 см<sup>3</sup> концентрація міді зросла у 87 раз при зменшенні об'єму у 83 рази. В цілому концентрація міді зросла більше як у 7000 разів. Цей ефект можна посилити при випаровуванні та висушуванні регенераційних розчинів, що при їх об'ємах 100-200 см<sup>3</sup> не складе значної проблеми. Проте необхідно визначити, чи буде ефективно відбуватися концентрування міді на іоніті при її вихідних

концентраціях менших за 1 мг/дм<sup>3</sup> на 1,2,3 і більше порядків. Лише в цьому випадку метод буде мати практичне значення.

Високу ефективність кислотної регенерації іоніту можна пояснити не селективністю по іонах Н<sup>+</sup>, а переходом карбоксильних груп іоніту в кислому середовищі із дисоційованої в асоційовану форму із низькою здатністю до іонного обміну.

Виходячи з проведених досліджень можна сказати, що слабокислотний катіоніт DOWEX-МАК-3 в статичних умовах сорбує іони міді в присутності надлишку іонів жорсткості і його ємність по міді зростає як при підвищенні концентрації її розчинів так і при збільшенні об'єму розчину на одиницю об'єму іоніту. Ступінь вилучення міді з води знижується при зниженні її концентрації у вихідних розчинах навіть при відсутності іонів жорсткості. Низькою була ефективність регенерації іонітів розчинами соляної кислоти.

Катіоніт DOWEX-МАК-3 забезпечує ефективне вилучення іонів міді з водопровідної води (Ж = 4,8...5,2 мг-екв/дм<sup>3</sup>) в кислій та Na<sup>+</sup>-формі при концентрації іонів міді від 1 до 30 мг/дм<sup>3</sup> в динамічних умовах. Ступінь вилучення міді зростає із зниженням її концентрації до 1 мг/дм<sup>3</sup> і сягає 99...100 %.

Встановлено, що ступінь десорбції катіонів зростає із підвищенням кислотності розчинів.

### Список літератури

1. *Перепелиця О.П.* Екохімія та ендоекологія елементів: Довідник з екологічного захисту / О.П.Перепелиця // К.: НУХТ, Екохім. 2004. 736 с.
2. *Венчиков А.И.* Биотики (к теории и практике применения микро-элементов) / А.И.Венчиков // М.: ГИ мед. лит. 1962.235 с.
3. *Осадча Н.М.* Ступінь закомплексованості міді у воді Шацьких озер / Н.М.Осадча, Ю.М.Ситник, М.Ю.Євтушенко // Екологічні аспекти осушувальних меліорацій в Україні. Тези доповідей конференції. К.: Знання, 1992. С. 120–121.
4. *Трохименко Г.Г.* Дослідження накопичення важких металів у донних відкладеннях Бузького лиману за допомогою атомно-абсорбційної спектрофотометрії./Трохименко Г.Г., Циганюк Н.В.// Збірник матеріалів II Міжнародної науково-технічної конференції, присвяченої 20-річчю незалежності України "Інновації в суднобудуванні та океанотехніці", Миколаїв, 2011. С. 446-448.
5. *Шумілова О.О.* Дослідження впливу евтрофікації на вторинне забруднення Бузького лиману важкими металами / Шумілова О.О., Трохименко Г.Г. // Вісник НУК:електронне видання. №1, Миколаїв, Видавництво НУК, 2012. С. 56-62.
6. *Макаренко І.М.* Оцінка впливу іонів твердості на ефективність очищення води від іонів міді./ І.М. Макаренко, Ю.В. Носачова, О.І. Іваненко // Вісник НТУУ "КНУ". Серія "Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження". 2014. №1(12). С.54-59.

Стаття надійшла до редакції 7.11.17

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук  
Т.В. КРИСЕНКО, кандидат технічних наук  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського»,

## ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ КОАГУЛЯНТІВ ПРИ ОЧИЩЕННІ ВОДИ ВІД СПОЛУК УРАНУ

*В роботі приведено оцінку ефективності алюмінієвих коагулянтів на процес вилучення сполук урану з води. Досліджено залежність ступеня очищення модельного розчину шахтної води від урану в залежності від типу і дози коагулянту. Визначено умови ефективного очищення води від сульфатів і сполук урану методом вапнування.*

**Ключові слова:** коагулянт, уран, шахтні води, очищення води, вапнування.

*В работе приведена оценка эффективности алюминиевых коагулянтов на процесс извлечения соединений урана из воды. Исследована зависимость степени очистки модельного раствора шахтной воды от урана в зависимости от типа и дозы коагулянта. Определены условия эффективной очистки воды от сульфатов и соединений урана методом известкования.*

**Ключевые слова:** коагулянт, уран, шахтные воды, очистка воды, известкование.

*In this work an estimation of the efficiency of aluminum coagulants for the process of extracting uranium compounds from water is given. The dependence of the degree of purification of the model solution of mine water from uranium depending on the type and dose of coagulant is investigated. Conditions of effective water treatment from sulfates and uranium compounds by lime treatment method have been determined.*

**Key words:** coagulant, uranium, mine water, water purification, lime treatment.

### Вступ

Атомні електростанції і підприємства ядерної промисловості споживають значну кількість прісної води. Зростає рівень мінералізації води. Особливо значним підвищенням мінералізації води характеризуються шахтні води ядерних об'єктів. Вони часто забруднені сполуками урану і іншими токсичними речовинами. При сьгоднішніх дуже жорстких нормативах на



скидання концентрації сполук урану та інших важких металів в воді, яка скидається, необхідно знизити на стільки, що очищення води до допустимих рівнів може бути дуже дорогим. Тому доцільно переходити до замкнутих систем охолодження. Це можливо при ефективному пом'якшенні підживлювальної води, що дозволить скоротити до мінімуму скидання продувних вод в природні об'єкти. Ефективне очищення шахтних вод від сульфатів, глибоке їх пом'якшення дозволять використовувати ці води повторно у виробництві, на енергетичних об'єктах.

### **Постановка проблеми, мета роботи**

Проблема очищення шахтних вод є однією з найбільш важливих проблем охорони навколишнього середовища на підприємстві. Шахтні води, які утворюються при видобутку урану, а також стічні води, які утворюються на гірничо-збагачувальних комбінатах, забруднені зваженими і колоїдними речовинами, розчиненими мінеральними сполуками, бактеріальними домішками, сполуками урану, що перевищують гранично допустимі концентрації. Тому, як правило, такі води не можуть бути використані в народному господарстві або скинуті у водойми без попереднього очищення [1, 23].

Відомі технології очищення води від урану супроводжуються суттєвим забрудненням води сульфатами. Існуючі методи, що базуються на підлужуванні стічних вод і осадженні урану у вигляді осаду з подальшим підкисленням очищеної води, призводять до суттєвого вторинного забруднення води мінеральними сполуками. Крім того, ці методи недостатньо ефективні. Малоперспективними є сорбційні технології, що ґрунтуються на використанні природних, синтетичних і модифікованих сорбентів. Відомо, що сорбційна ємність сорбентів падає зі зниженням концентрації компонента в розчині. А при дуже низьких концентраціях ємність сорбентів вельми незначна, що призводить до утворення великих обсягів твердих відходів, які містять мізерні кількості урану. Витрати на переробку або поховання таких відходів досить великі.

Тому метою даної роботи була оцінка коагулянтів та визначення ефективних доз при очищенні води від сполук урану та сульфатів. В цілому це дасть можливість знизити рівень мінералізації природних і стічних вод, підвищити їх стабільність по відношенню до відкладень осадів, що дозволить широко впроваджувати замкнуті системи водокористування в ядерній галузі.

### **Виконання досліджень, аналіз отриманих результатів**

При проведенні досліджень використовували модельні розчини шахтної води на основі водопровідної води з концентрацією урану  $3,0 \dots 4,5 \text{ мг/дм}^3$ .

Для очищення води від урану та сульфатів в якості коагулянтів використовували сульфат алюмінію ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ), сульфат заліза (II) ( $\text{FeSO}_4$ ), Полвак-68, гідроксоалюмінат натрія ( $\text{Na}[\text{Al}(\text{OH})_4]$ ) та гідроксохлорид алюмінію  $\text{Al}(\text{OH})_2\text{Cl}$ .

Для зниження концентрації урану та сульфатів в модельні розчини об'ємом 200 см<sup>3</sup> додавали розраховану дозу коагулянту та вапна (у випадку визначення очищення від сульфатів), воду інтенсивно перемішували 2 – 3 хвилини, після чого відстоювали 2 години. Після відстоювання визначали залишкову концентрацію ураніл- та сульфат-іонів фотоколориметричним методом [2, 56; 3, 42].

Ступінь очищення води від урану ( $Z_U$ ) та від сульфат-іонів ( $Z_{SO_4^{2-}}$ ) розраховували за формулою (%):

$$Z = ((C_n - C_3)/C_n) \cdot 100,$$

де  $C_n$  та  $C_3$  – відповідно, початкова та залишкова концентрації урану або сульфат-іонів, мг/дм<sup>3</sup>.

Як видно з табл. 1, тільки коагулянти  $Na[Al(OH)_4]$  та  $FeSO_4$  забезпечували досить високий рівень ступеня очищення води від урану. Пояснити це можна основним характером коагулянту  $Na[Al(OH)_4]$ . При його гідролізі відбувається підлучування середовища, що сприяє гідролізу і осадженню урану. Крім того, при високих значеннях рН утворюються іони гідроксоалюмінату, які взаємодіють з ураном з утворенням малорозчинних комплексів типу  $\{[UO_2][Al(OH)_4]_2\}$ . Відносно високий ступінь очищення при використанні сульфату заліза можна пояснити відновленням сполук урану двовалентним залізом з утворенням нерозчинних осадів.

Більш ефективним було комбінування коагулянтів (рис. 1).

Кращих результатів було досягнуто при очищенні води від урану при використанні кислого коагулянту Полвак-68 і основного коагулянту  $Na[Al(OH)_4]$ . При оптимальних співвідношеннях була досягнута повна очистка. Подібні результати були отримані при комплексному використанні коагулянтів  $Na[Al(OH)_4]$  та сульфату заліза (II). Ймовірно, в даному випадку утворюються складні гідроксокомплекси типу  $\{[UO_2][Al(OH)_4]_n\}^{(n-2)-}$ , які при своїй низькій розчинності в воді легко коагулюють з позитивно зарядженими золями, що утворюються при гідролізі гідроксохлоридів алюмінію, які входять до складу коагулянту Полвак-68.

Як видно з рис. 1, ефективність очищення залежить від співвідношення кислого та основного коагулянтів. При цьому збільшення витрат коагулянтів не завжди призводить до підвищення ефективності очищення. В даному випадку важливо досягти умов взаємної коагуляції. При цьому більш важливим є співвідношення коагулянтів, а не їх дози.

Шахтні води характеризуються високим рівнем мінералізації. При цьому основними аніонами, за якими спостерігається перевищення концентрацій, є сульфати. Результати, наведені вище показують, що гідроксоалюмінат натрію забезпечує ефективну очистку води від урану, особливо при високих значеннях рН. З іншого боку в роботах [4, 51; 5, 70] описані процеси очищення вод від сульфатів вапнуванням в присутності

Таблиця 1

**Вплив типу і дози коагулянту на ефективність очищення модельного розчину шахтної води від урану**

Коагулянт	Доза коагулянту, мг/дм <sup>3</sup>	[U] <sub>поч</sub> мг/дм <sup>3</sup>	[U] <sub>зал</sub> мг/дм <sup>3</sup>	Z <sub>ч</sub> , %
Na[Al(OH) <sub>4</sub> ]	5	3,3	0,61	81,5
	10		0,27	91,8
	15		0,01	99,8
	20		0,01	99,8
	25		0,01	99,8
	30		0,01	99,8
Полвак-68	5	3,8	3,25	14,5
	10		3,05	19,7
	15		2,35	38,2
	20		1,45	61,8
	25		1,10	71,1
	30		0,90	76,3
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	5	3,0	1,75	41,6
	10		1,95	35,0
	15		2,15	28,3
	20		2,15	28,3
	25		1,95	35,0
	30		1,75	41,6
FeSO <sub>4</sub>	5	3,3	0,50	84,8
	10		0,50	84,8
	15		0,50	84,8
	20		0,50	84,8
	25		0,30	90,9
	30		0,35	89,4

алюмінієвих коагулянтів. Тому було цікаво перевірити ефективність даних реагентів, при демінералізації шахтних вод видобутку урану, які поряд із сульфатами містять сполуки урану.

Нами були проведені дослідження по вилученню сульфатів з води в присутності урану (табл. 2).

Як видно з таблиці 2, при обробці води реагентом Na[Al(OH)<sub>4</sub>] та вапном при великих дозах реагентів досягнуто зниження вмісту сульфатів від 13,3 мг-екв/дм<sup>3</sup> (638 мг/дм<sup>3</sup>) до 0,4 мг-екв/дм<sup>3</sup> (19,2 мг/дм<sup>3</sup>) при повному вилученні урану з води. Безумовно, даний метод є перспективним як для дезактивації, так і для демінералізації шахтних вод.

Для зниження рН обробленої води при її вапнуванні замість гідроксоалюмінату натрію був використаний 2/3 гідроксохлорид алюмінію (ГОХА) (табл.3).

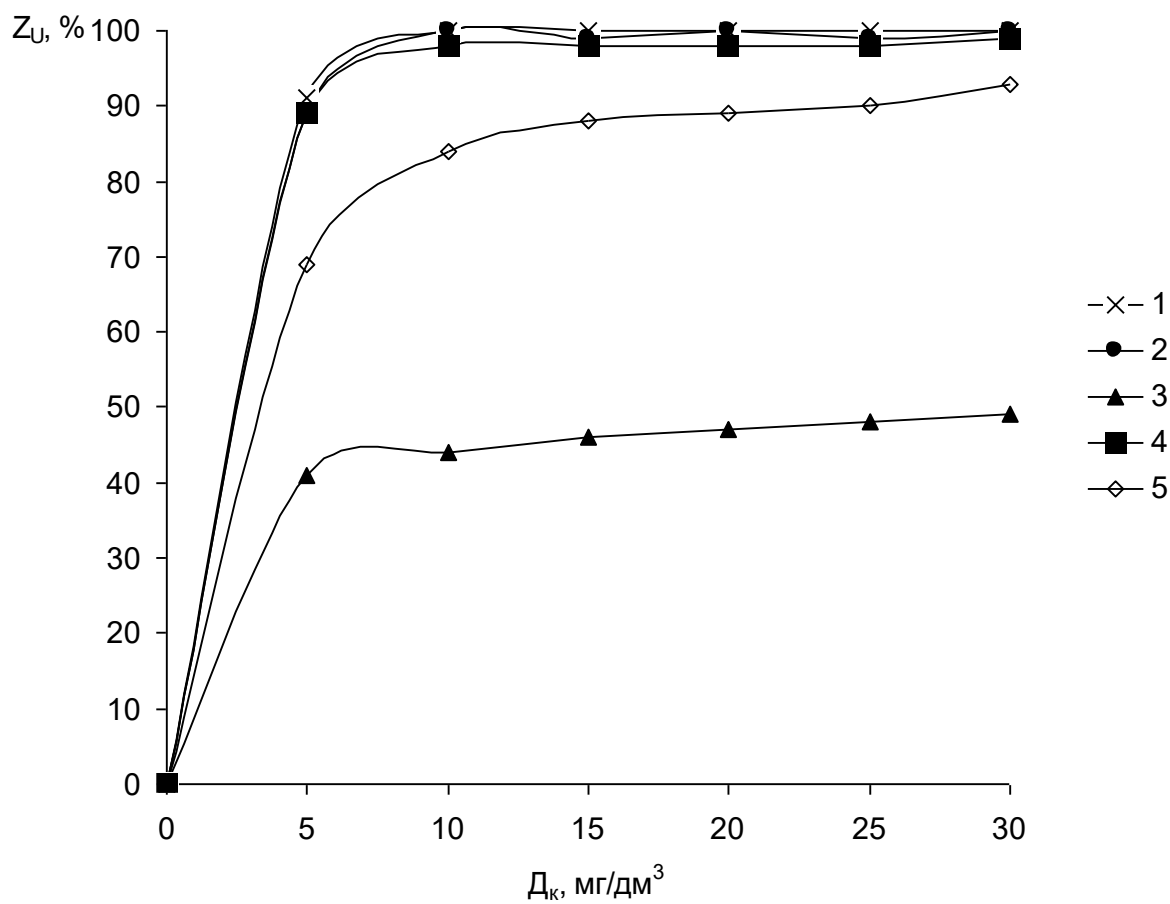


Рис. 1. Вплив дози гідроксоалюмінату натрію ( $D_k$ ) на ступінь очищення води ( $[U] = 3...4 \text{ мг/дм}^3$ ) від урану ( $Z_u, \%$ ) при спільному використанні з коагулянтами Полвак-68,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{FeSO}_4$ : **1,2** – 10 та 20  $\text{мг/дм}^3$  Полвак-68, відповідно; **3** – 10  $\text{мг/дм}^3$   $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ; **4,5** – 10 і 20  $\text{мг/дм}^3$   $\text{FeSO}_4$ , відповідно

Таблиця 2

**Залежність ефективності очищення шахтної води (рН = 12,2,  $[U] = 4,2 \text{ мг/дм}^3$ ) від урану і сульфатів в залежності від доз вапна і коагулянту  $\text{Na}[\text{Al}(\text{OH})_4]$**

Показник		Доза $\text{CaO}$ ; $\text{Na}[\text{Al}(\text{OH})_4]$ , $\text{мг/дм}^3$	
		1860; 1047	3720; 2093
рН	поч	12,20	12,20
	зал	10,48	10,89
$\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{мг-екв/дм}^3$	поч	13,30	13,30
	зал	10,00	0,40
$[U]$ , $\text{мг/дм}^3$	поч	4,20	4,20
	зал	0,75	0,00

Таблиця 3

**Залежність ефективності очищення модельного розчину від сульфатів та сполук урану в залежності від дози вапна та ГОХА**

Доза СаО, мг-екв/дм <sup>3</sup>	Доза Al(OH) <sub>2</sub> Cl, ммоль/дм <sup>3</sup>	рН		[U]	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	[Cl <sup>-</sup> ]	Z <sub>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></sub>	Z <sub>U</sub>
		поч	зал	мг/дм <sup>3</sup>			%	
54,0	6,0	11,01	10,50	0,035	716	416	17,2	99,2
59,4		11,24	10,42	0,020	541	398	37,5	99,5
64,8		11,70	10,61	0,017	437	398	49,5	99,6
70,2		12,05	10,72	0,010	393	381	54,6	99,8
81,0		12,81	10,82	0,003	363	363	58,0	99,9
81,0	4,8	12,05	10,47	0,047	531	318	38,6	98,9
	5,4	12,05	10,34	0,031	380	363	56,0	99,3
	6,0	12,37	10,01	0,030	360	398	58,4	99,3
	6,6	11,90	9,50	0,021	338	434	61,0	99,5
	7,2	11,85	8,95	0,011	324	469	62,5	99,8

Як видно з табл. 3, в цьому випадку отримані цілком задовільні результати по очищенню води від сульфатів. Дуже високою була ефективність очищення води від урану. Ймовірно, це обумовлено, як високим рівнем рН, так і утворенням гідроксоалюмінату при цих рН. Внаслідок низького вмісту хлоридів у коагулянті вміст їх у воді після очищення збільшився незначно, хоча в деяких випадках перевищував 400 мг/дм<sup>3</sup>. Для зниження залишкового вмісту хлоридів в очищеній воді використовували 2/ЗГОХА і гідроксоалюмінат натрію (табл. 4).

В цьому випадку вдалося не тільки знизити залишковий вміст хлоридів в очищеній воді, але і підвищити ефективність очищення води від сульфатів при майже повному її очищенню від урану.

#### **Висновки**

1. Вивчено вплив алюмінієвих коагулянтів на ефективність вилучення урану з модельних розчинів.
2. Встановлено, що найбільш ефективними коагулянтами є гідроксоалюмінат натрію і сульфат заліза при дозах більше 5 мг/дм<sup>3</sup>, які забезпечують утворення нерозчинних сполук урану.
3. Встановлено, що використання алюмінієвих коагулянтів і вапна в кількостях достатніх для зв'язування сульфатів в сульфогідроксоалюмінат кальцію забезпечує зниження вмісту сульфатів до 200...400 мг/дм<sup>3</sup> при зниженні вмісту урану до концентрацій менших ГДК в поверхневих водоймах.

Таблиця 4

**Залежність ефективності очищення модельного розчину ( $[U] = 4,5$  мг/дм<sup>3</sup>;  $[SO_4^{2-}] = 865$  мг/дм<sup>3</sup>;  $[Cl^-] = 168$  мг/дм<sup>3</sup>) від сульфатів і сполук урану в залежності від дози вапна, гідроксоалюмінату натрія і ГОХА**

Доза СаО, мг-екв/дм <sup>3</sup>	Доза Na[Al(OH) <sub>4</sub> ]: Al(OH) <sub>2</sub> Cl, ммоль/дм <sup>3</sup>	рН		[U]	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	[Cl <sup>-</sup> ]	Z <sub>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></sub>	Z <sub>U</sub>
		поч	зал	мг/дм <sup>3</sup>			%	
54,0	2:4	11,07	10,70	0,015	443	275	48,8	99,7
59,4		11,85	10,89	0,020	431	275	50,2	99,6
64,8		12,05	11,10	0,021	415	275	52,0	99,5
70,2		12,01	11,05	0,011	381	275	55,9	99,8
81,0		12,20	11,20	0,010	332	301	61,6	99,8
81,0	1,6:3,2	12,20	11,20	0,018	371	274	57,1	98,6
	1,8:3,6	12,11	10,70	0,015	341	257	61,0	99,7
	2,0:4,0	12,05	10,50	0,012	334	260	61,4	99,7
	2,2:4,4	12,10	9,85	0,014	308	267	64,4	99,7
	2,4:4,8	12,00	9,21	0,008	288	289	66,7	99,8

#### Список літератури

1. Коваленко Г.Д. Основы радиационной экологии / Г.Д. Коваленко, В.С. Волошин. Мариуполь: Рената, 2009. 297 с.
2. Кагановский Л.А. Справочник по свойствам, методам анализа и очистки воды./ Л.А. Кагановский, М.А. Шевченко. К.: Наукова думка, 1980. Т. 1. 680 с.
3. Рябчикова Д.И. Аналитическая химия урана / Д.И. Рябчикова, М.М. Сенявина. М.: АН СССР, 1962. 432 с
4. Рисухін В.В. Переробка концентратів, що утворюються при нанофільтраційному очищенні вод з підвищеною мінералізацією / В.В. Рисухін // Восточно-европейский журнал передових технологий. 2011. №5/3(53). С. 51–55.
5. Рисухін В.В. Очищення від сульфатів вод з підвищеною мінералізацією та жорсткістю / В.В. Рисухін, Т.О. Шаблій, В.С.Камаєв, М.Д. Гомеля // Екологічна безпека. 2011. № 2. С. 70–75.

Стаття надійшла до редакції 24.11.17

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

О.М. ТЕРЕЩЕНКО, кандидат технічних наук

Є.В. МЕЛЬНИЧЕНКО, аспірант

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

## СПОСІБ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ МІДІ З ВИКОРИСТАННЯМ ВОДОРОЗЧИННОГО ПОЛІЕЛЕКТРОЛІТУ ТА ФЕРОЦІАНІДУ КАЛІЮ

*Наведено результати досліджень щодо визначення оптимальних умов застосування методу комплексоутворення / ультрафільтрації для очищення стічних вод від важкого металу міді з використанням фероціаніду калію і водорозчинного поліелектроліту. Експериментально доведено ефективність даного методу. Показано, що використання фероціаніду калію для модифікації полікатионіта збільшує ступінь вилучення йонів міді.*

**Ключові слова:** важкі метали, гексаціаноферат калія, флокуляція, мідь, комплексоутворення, ультрафільтрація.

*Приведены результаты исследований по определению оптимальных условий применения метода комплексообразования / ультрафильтрации для очистки сточных вод от тяжелого металла меди с использованием ферроцианида калия и водорастворимого полиэлектролита. Экспериментально доказана эффективность данного метода. Показано, что использование ферроцианида калия для модификации поликатионита увеличивает степень извлечения ионов меди.*

**Ключевые слова:** тяжелые металлы, гексацианоферрат калия, флокуляция, медь, комплексообразование, ультрафильтрация.

*The paper presents the results of the studies on determination of optimal conditions for application of the complexation / ultrafiltration method for sewage cleaning from the heavy metal of copper with the use of potassium ferrocyanides and a water-soluble polyelectrolyte. The effectiveness of this method is proved experimentally.*

**Keywords:** heavy metals, potassium ferrocyanide, flocculation, copper, complexation, ultrafiltration.

**Постановка задачі.** Основним негативним фактором, який серйозно впливає на стан водного басейну є скидання стічних вод промисловими підприємствами. Найбільш небезпечними забруднювачами навколишнього середовища є іони важких металів [1, 407]. Небезпека надходження у

довкілля важких металів визначається тим, що на відміну від органічних забруднювачів вони не руйнуються, а переходять з однієї форми в іншу, зокрема включаються у склад солей, оксидів, металоорганічних сполук [2,183].

Сполуки міді надходять до природних водойм зі стоками гальванічних, приладобудівних та хімічних виробництв, гірничо-збагачувальних комбінатів [3, 321] та атомних та теплових електростанцій [4,10]. У стічних водах мідь знаходиться у іонній формі та у вигляді комплексних сполук, норми їх утворення коливаються в межах 0,04...49 м<sup>3</sup>/1 т продукції. В основному стоки мають рН 8,3...11,5 [5,79].

Існує значна кількість різних методик видалення іонів важких металів із води: термічні, хімічні, іонообмінні, адсорбційні. Найбільш поширеним є реагентний спосіб, оскільки до його основних переваг можна віднести дешевизну та простоту виконання. Для осадження йонів міді застосовують вапно, але при цьому відбувається вторинне забруднення води іонами кальцію. Використання сульфідів натрію також має недоліки, тому що сульфід починає гідролізувати, внаслідок чого виділяється сірководень навіть при підлученні розчинів; за допомогою відстоювання не можна повністю осадити сульфід міді, внаслідок утворення колоїдних розчинів.

В якості реагенту можна використовувати фероціанід калію, оскільки відомо, що фероціаніди важких металів мають дуже низьку розчинність [6, 38], тому було запропоновано використати фероціанід калію як осаджувач для видалення йонів міді із досліджуваних розчинів..

**Метою даної роботи** є вивчення особливостей очистки стічних вод від важких металів методами комплексоутворення й ультрафільтрації з використанням фероціаніду калію і водорозчинного поліелектроліту.

Як модельні використовували розчини сульфату купруму (II) з концентрацією 5 мг/дм<sup>3</sup>, що були отримані як на дистильованій, так і на водопровідній воді. Поліелектролітом був водорозчинний катіонний флокулянт Zetag-7547 з концентраціями від 1 до 10 мг/дм<sup>3</sup>, оскільки в попередніх дослідженнях були знайдені оптимальні співвідношення реагентів фероціанід калію: Zetag-7547. [7, 88].

Під час експерименту готували три серії проб: дві з них на дистильованій воді, одну – на водопровідній. Для видалення малорозчинного комплексу дві серії проб пропускали через паперовий фільтр «синя стрічка», іншу залишали без змін. Після чого проби піддавали доочищенню на ультрафільтраційній комірці з мембраною ОПМН-П, яка являла собою пористу полімерну плівку на основі ароматичного поліаміду. Процес проводили в режимі тупикової фільтрації, для чого застосували непроточну комірку об'ємом 1 дм<sup>3</sup> за швидкості обертання магнітної мішалки 200 об/хв, з діапазоном робочого тиску 0,1...0,5 МПа і витратах води 0,06 дм<sup>3</sup>/год. Залишкову концентрацію іонів міді вимірювали фотоколориметрично з диетилдитіокарбаматом натрію за стандартною методикою.



Ефективність методу визначали ступенем очищення  $A$ , %.  $A$  – це відношення різниці вихідної і кінцевої концентрацій шуканого елементу до вихідної її концентрації у відсотках. Величина  $A$  залежить від двох факторів: коефіцієнта розподілення іонів міді між зв'язаним і розчиненим станами і ступеня затримування даною мембраною.

Перший фактор зумовлений оптимальними умовами проведення хімічної реакції. Важливим моментом було виявлення залежності  $pH$  від ступеня очищення  $Cu^{2+}$ -містких розчинів. Результати досліджень відображено на рис. 1.

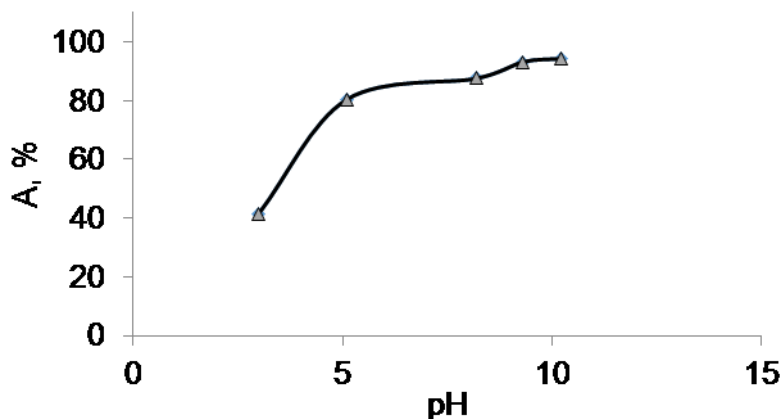


Рис. 1. Залежність ступеня очистки  $A$  по  $Cu^{2+}$  від  $pH$  вихідного розчину

Криву залежності  $A$  від величини  $pH$  можна розчленувати на дві ділянки. Так, в діапазоні  $pH$  від 3 до 5 відбувається збільшення  $A$  від 41 до 81% внаслідок утворення полімерного комплексу міді з полікатіонітом. На другій ділянці незначне зростання ступеня очищення при  $pH$  5...10 спричинене наявністю нерозчинних частинок колоїдних розмірів.

Другий фактор, що впливає на протікання хімічної реакції – концентрація комплексоутворювача. На основі лабораторних досліджень знайдено оптимальні співвідношення метал-комплексоутворювач: поліелектроліт. Результати досліджень показано на рис. 2.

Масові концентрації  $Cu^{2+}$  досить низькі. Головним чинником стає забезпечення їхнього сполучення в розчині з комплексоутворювачем. Вірогідність проходження реакції збільшується з ростом концентрації реагентів. Під час аналізу на рис. 2 кривих 1 і 2 можна зробити висновок, що концентрація поліелектроліту у всіх випадках перевищує максимально необхідну й практично не впливає на ступінь очищення.

Як показали наші дослідження, для інтенсифікації процесу ультрафільтрації доцільно використовувати попереднє фільтрування розчинів, що підтверджується результатами досліджень, представлених на рис. 2 крива 3. Хоча метод ультрафільтрації дозволяє відділяти як високомолекулярні сполуки, так і дрібнодисперсні домішки, але у пробах утворюються важкорозчинні у воді сполуки в такій кількості, яка повністю забиває пори фільтра мембрани, тому ефективність процесу знижується.

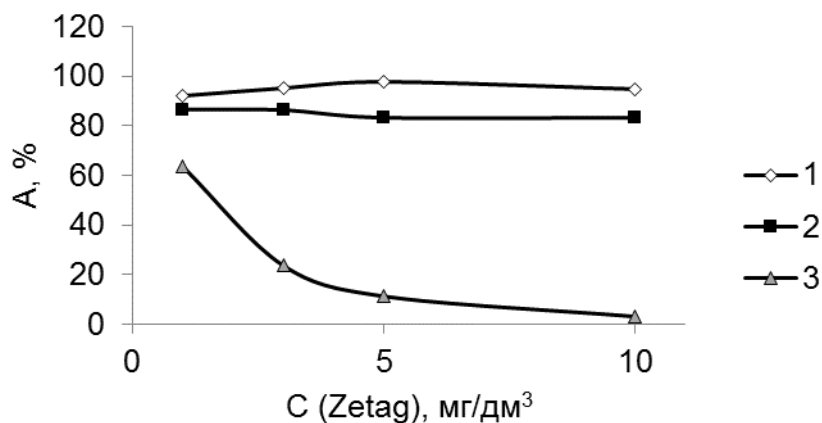
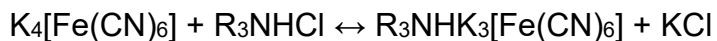


Рис. 2. Залежність ступеня вилучення іонів міді від концентрації поліелектроліту Zetag-7547: 1 – після фільтрування та ультрафільтрації на дистильованій воді; 2 – на водопровідній воді; 3 – без використання попереднього фільтрування на дистильованій воді

Відомо, що залізистоціаніста кислота легко утворює онієві сполуки, серед яких найбільш стійкими й детально вивченими є амонійні солі. Враховуючи те, що комплекс  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$  має явно виражений аніонний характер, можливим є отримання змішаних солей фероціаніду за реакцією іонного обміну (1):



Взаємодія фероціаніду калію з катіонними полімерами може проходити у кілька стадій. Якщо з фероціанідом будуть реагувати амінні або амонійні групи з різних молекул, відбуватиметься їхнє зшивання. Такий процес може супроводжуватися зниженням розчинності комплексу, утворенням колоїдних або нерозчинних сполук, крім цього, проходить в розведених розчинах, у яких компоненти використовуються в концентраціях 1–15 мг/дм<sup>3</sup>. Утворення комплексів у таких умовах дає змогу очищати воду із застосуванням реагентів у низьких концентраціях. У зв'язку з цим, доцільно простежити можливість катіонних полімерів утворювати комплекси з фероціанідом калію й очищувати розчини від іонів  $\text{Cu}^{2+}$ .

Для проведення реакції взаємодії міді з катіонним полімером Zetag-7547 і фероціанідом калію брали розчини флокулянту з концентраціями 1 – 10 мг/дм<sup>3</sup> і розчини фероціаніду калію з концентрацією 1 – 15 мг/дм<sup>3</sup>.

Ефективність зв'язування іонів  $\text{Cu}^{2+}$  у малорозчинний комплекс подано в табл. 1. Осад відділяли від розчину фільтруванням на паперових фільтрах «синя стрічка», а потім доочищували на ультрафільтраційній установці.

Як видно із табл. 1, у процесі збільшення концентрації фероціаніду калію до 15 мг/дм<sup>3</sup> відбувається досить ефективно вилучення йонів міді з розчину при цьому ступінь очищення складає 80–93,5%. Використання методу ультрафільтрації для доочистки розчинів призвело до підвищення ступеня вилучення іонів  $\text{Cu}^{2+}$  із розчинів до 99,6% (табл. 1).

**Ступінь вилучення комплексів  $\text{Cu}^{2+}$  з фероціанідом калію і полікатионітом Zetag-7547 з використанням фільтрування (Ф) і ультрафільтрації (УФ)**

Концентрація $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ , мг/дм <sup>3</sup>	Полікатионіт Zetag-7547							
	Ступінь вилучення іонів $\text{Cu}^{2+}$ при дозі полікатионіту							
	1		3		5		10	
	Ф	УФ	Ф	УФ	Ф	УФ	Ф	УФ
1	81,6	90,4	79,2	93,1	87,2	94,2	66,6	92,8
3	89,6	95,7	83,2	94,7	88,8	95,6	88,4	94,1
5	88,4	97,3	94,2	95,8	87,2	97,4	85,8	95,4
10	90,2	98,4	93,8	95,9	92,8	98,6	86	98,3
15	91,3	98,8	92,6	97,4	91,4	99,1	93,5	99,6

**Висновки.** Вивчено особливості процесів очищення забруднених іонами міді вод методом комплексоутворення та ультрафільтрації. Визначено оптимальні параметри для ефективного очищення вод від іонів  $\text{Cu}^{2+}$  методом комплексоутворення-ультрафільтрації: низький робочий тиск 0,3 МПа; рН (5–10); співвідношення масових концентрацій поліелектроліту й металу. Показано, що використання фероціаніду калію для модифікації полікатионіту збільшує ступінь вилучення іонів міді.

#### Список літератури

1. Гребенюк В.Д., Соболевская Т.Т. Махно А.Г. Состояние и перспективы развития методов очистки сточных вод гальванических производств // Химия и технология воды, 1969. Т. 11, №5. С. 407-421.
2. Тепла Г.А. Важкі метали як фактор забруднення навколишнього середовища / Г. А. Тепла // Астраханський вісник екологічної освіти № 1 (23, 2013). С. 182-192
3. Канализация населенных мест и промышленных предприятий / Н. И. Лихачев, И. И. Ларин, С. А. Хаскин и др. М.: Стройиздат, 1981. 639 с.
4. Шаблій Т.О. Вилучення іонів міді з води теплообмінних циркуляційних систем / Т. О. Шаблій // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2010. Т. 3., No 8 (45). С. 10–13.
5. Мороз Н.А. Гидрохимический мониторинг поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС / Н.А. Мороз, В.А. Седнев, И.А. Черкашин // Пром. теплотехника, 2005. Т.27, №2. С. 78-87.
6. Химия ферроцианидов / Тананаев И.В., Сейфер Г.Б., Харитонов Ю.А. и др. М.: Наука, 1961. 320 с.
7. Гомеля М.Д. Очистка стічних вод від іонів міді методом комплексоутворення та флокуляції / М.Д. Гомеля, О.М. Терещенко, Є.В. Мельниченко // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки: Науково-технічний збірник, 2016. Вип. 27. С. 85–89.

Стаття надійшла до редакції 18.11.17

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

Г.Г. ТРОХИМЕНКО, кандидат біологічних наук

Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова

О.В. ГЛУШКО, кандидат технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

## **ВПЛИВ ІОНІВ ЖОРСТКОСТІ ТА ВЗАЄМНИЙ ВПЛИВ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЇХ СОРБЦІЇ НА КАТІОНІТІ**

*В роботі приведені результати досліджень сумісного іонообмінного вилучення іонів важких металів ( кадмію, нікелю, цинку та міді) з розчинів сульфатів даних металів сильнокислотним катіонітом КУ-2-8. Досліджено вплив концентрації іонів жорсткості, лужності та початкової концентрації іонів важких металів на перебіг процесів їх сорбції на катіоніті КУ-2-8. Вивчено процеси регенерації катіоніту від суміші катіонів важких металів розчином сірчаної кислоти.*

**Ключові слова:** іонний обмін, іони жорсткості, кадмій, мідь, нікель, цинк.

*В работе представлены результаты исследований совместного ионообменного извлечения ионов тяжелых металлов (кадмия, никеля, цинка и меди) из растворов сульфатов данных металлов сильнокислотным катионитом КУ-2-8. Исследовано влияние концентрации ионов жесткости, щелочности и начальной концентрации ионов тяжелых металлов на процесс их сорбции на катионите КУ-2-8. Изучена регенерация катионита от смеси катионов тяжелых металлов раствором серной кислоты.*

**Ключевые слова:** ионный обмен, ионы жесткости, кадмий, медь, никель, цинк.

*The results of studies of a compatible ion exchange extraction of heavy metal ions (cadmium, nickel, zinc and copper) from solutions of sulfates of these metals by strong-acid cation exchangers KU-2-8 are presented. The influence of the concentration of rigidity ions, alkalinity and the initial concentration of heavy metal ions on the course of sorption processes on cation exchangers KU-2-8 has been investigated. The processes of regeneration of cation exchanger from a mixture of heavy metal cations with a solution of sulfuric acid were studied.*

**Key words:** ion exchange, rigidity ions, cadmium, copper, nickel, zinc.

## Вступ

Проблема забезпечення водою є однією з головних у світі та в Україні, зокрема. Це пов'язано як із кількістю води, так і з її якістю в природних водоймах. Скидання стічних вод промислових підприємств, об'єктів теплоенергетики, шахтних вод призводить до забруднення природних вод [1, 24]. Необхідність очищення стічних вод гальванічних виробництв, що містять іони важких металів, не викликає сумнівів. Важкі метали відносяться до найбільш токсичних забруднювачів, які здатні до накопичення в живих організмах. При міграції по трофічних ланцюгах їх концентрація збільшується на 2-3 порядки при переході на наступний рівень трофічного ланцюга. Якщо врешті решт важкі метали потрапляють в організм людини і перевищують межі допустимої концентрації, то вони можуть викликати серйозні розлади здоров'я. Тому питання очищення промислових стоків від іонів важких металів є достатньо актуальним. Радикально вирішити його можна за рахунок впровадження замкнених циркуляційних систем водокористування на промислових підприємствах [2, 4796]. Перспективним напрямком є застосування іонного обміну. Проте недостатня ефективність та недосконалість процесів регенерації іонообмінних матеріалів, складність переробки отриманих фільтратів стали головною перешкодою поширенню іонного обміну в практиці очистки стічних вод від іонів важких металів.

### Постановка мети та завдань наукового дослідження

Як правило у стічних водах гальванічних виробництв зустрічаються суміші катіонів важких металів. Тому при вилученні даних іонів з гальваностоків іонообмінним методом та наступній електрохімічній переробці регенераційних розчинів отримують суміші металів. З іншої сторони відомо, що іоніт КУ-2-8 має меншу селективність по іонам  $Cd^{2+}$  ніж по іонам  $Zn^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  і, в той же час, має значну селективність по іонам жорсткості, зокрема по  $Ca^{2+}$ . Тому важливо було вивчити дані процеси і оцінити перспективи розділення важких металів на іоніті в процесі сорбції.

Таким чином метою даної роботи було визначення ефективності сумісної сорбції іонів кадмію, цинку, міді та нікелю на сильнокислотному катіоніті КУ-2-8, а саме можливості їх розділення в процесі сорбції та визначення ефективності десорбції різних катіонів важких металів та їх сумішей при обробці кислотою. Крім того доцільно було вивчити вплив іонів жорсткості на процес сорбції іонів важких металів на сильнокислотному катіоніті КУ-2-8.

Для досягнення мети необхідно було вирішити наступні завдання:

- для оцінки можливостей іонообмінного розділення катіонів важких металів визначити їх взаємний вплив на сорбцію на сильнокислотному катіоніті КУ-2-8 при вилученні з водних розчинів - аналогів промивних вод гальванічних виробництв;
- на прикладі сорбції іонів міді з водопровідної води визначити вплив іонів жорсткості на селективність іоніту щодо іонів важких металів;

– визначити ефективність десорбції катіонів важких металів з іонітів при обробці розчинами сірчаної кислоти в залежності від типу сорбованих катіонів та їх співвідношення в сорбційному об'ємі.

### **Методи та об'єкти дослідження**

У роботі використовували сильнокислотний катіоніт КУ-2-8 в  $Na^+$ - формі. Сорбцію вивчали в динамічних умовах шляхом пропускання розчинів, що містили суміші сульфатів іонів важких металів в різних комбінаціях. Концентрації іонів міді в суміші підтримували на рівні 31...35 мг-екв/дм<sup>3</sup>, кадмію – 16...20 мг-екв/дм<sup>3</sup>, цинку – 14... 35 мг-екв/дм<sup>3</sup>, нікелю – 22...42 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Об'єм іоніту 10-20 см<sup>3</sup>. Витрата води в динамічних умовах через колонку іоніту діаметром 2 см становила 10...15 см<sup>3</sup>/хв. Регенерацію іоніту проводили 5% розчином сірчаної кислоти. Витрата регенераційного розчину – 1...3 см<sup>3</sup>/хв. В пробах очищеної води або регенераційного розчину за відомими методиками контролювали концентрацію міді, кадмію, цинку та нікелю, жорсткість та лужність води, рН середовища.

### **Результати досліджень**

Відомо, що сильнокислотний катіоніт КУ-2-8 характеризується високою ємністю за катіонами, включаючи і катіони важких металів [3,82;4,11]. Даний катіоніт має високу ємність при використанні як у сольовій, так і в кислій формі. Це дозволяє використовувати даний катіоніт для вилучення важких металів у слаболужному, нейтральному та кислому середовищах.

Ефективно вилучає даний катіоніт із води іони важких металів із розчинів, що містять суміші металів (рис. 1, 2). Як показали дослідження ємність катіоніту по сумі катіонів кадмію та цинку, кадмію та нікелю, цинку та нікелю, кадмію та міді сягає ~2000 мг-екв/дм<sup>3</sup>. При контролі концентрації окремо іонів міді та іонів інших металів було показано (рис. 2), що катіоніт КУ-2-8 має близьку ефективність за іонами міді, нікелю та цинку. Проте, за іонами кадмію іоніт має меншу селективність у порівнянні з іонами міді. Як видно з рис. 2 (крива 4) на першому етапі сорбції іони кадмію та міді поглиналися майже повністю. Це обумовлене тим, що ємність іоніту на даному етапі була не заповнена повністю. Проте, у подальшому, при пропусканні 800...1000 см<sup>3</sup> розчину мідь продовжувала сорбуватися, тоді як іони кадмію витіснялися з іоніту.

Це призвело до підвищення концентрації на вихідній кривій сорбції кадмію (крива 4) до 31...35 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Очевидно, що можливо лише за рахунок десорбції раніше сорбованих іонів кадмію, що витіснялись з іоніту іонами міді.

У подальшому, коли основна маса сорбованих іонів кадмію була витіснена, їх концентрація у вихідному розчині знизилась до початкового рівня – 18 мг-екв/дм<sup>3</sup>. При цьому повна обмінна динамічна ємність іоніту за міддю сягала 1841 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

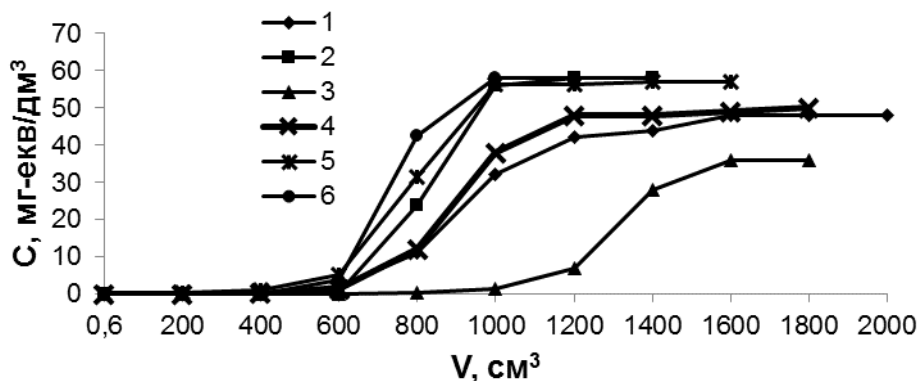


Рис. 1. Залежність вихідних концентрації кадмію та цинку (1), кадмію та нікелю (2), цинку та нікелю (3), кадмію та міді (4), міді та цинку (5), міді та нікелю (6) від пропущеного об'єму розчинів, що містять іони в концентраціях мг-екв/дм<sup>3</sup>: Cd<sup>2+</sup> – 18,0, Zn<sup>2+</sup>-30,0 (1); Cd<sup>2+</sup> – 16,0, Ni<sup>2+</sup> – 42,0 (2); Zn<sup>2+</sup> – 14,0; Ni<sup>2+</sup> – 22,0 (3); Cu<sup>2+</sup> – 32, Cd<sup>2+</sup> – 18,0 (4); Zn<sup>2+</sup> – 14, Cu<sup>2+</sup> – 33 (5); Cu<sup>2+</sup> – 32, Zn<sup>2+</sup> – 35 (6) (ПОДЄ, мг-екв-дм<sup>3</sup>: 1 – 2041; 2 – 1997; 3 – 2153; 4 – 2037; 5 – 2099; 6-2286) при фільтруванні через катіоніт КУ-2-8 в Na<sup>+</sup> формі (V<sub>i</sub> = 20см<sup>3</sup>)

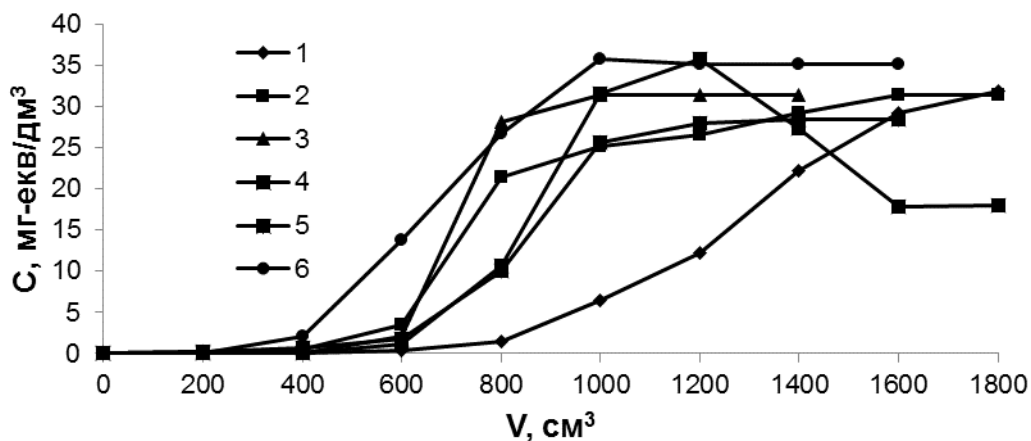


Рис. 2. Залежність вихідних концентрацій міді (1;2;3), кадмію (4), цинку (5) та нікелю (6) від пропущеного об'єму розчинів, що містять суміші іонів міді та кадмію (1;4), міді та цинку (2;5), міді та нікелю (3;6) в концентраціях, мг/дм<sup>3</sup>: Cu<sup>2+</sup> – 1016, Cd<sup>2+</sup> – 1012 (1;4); Cu<sup>2+</sup> – 1000, Zn<sup>2+</sup> – 933 (2;5); Cu<sup>2+</sup> – 1000, Ni<sup>2+</sup> – 1033 (3; 6), через катіоніт КУ-2-8 в Na<sup>+</sup>-формі (V<sub>i</sub> = 20см<sup>3</sup>). (ПОДЄ, мг-екв/дм<sup>3</sup>: 1 – 1841; 2 – 1147; 3 – 955; 4 – 197; 5 – 952; 6 – 1332)

Проте, різниця у селективності катоніту КУ-2-8 за даними катіонами при досліджуваному діапазоні концентрацій була недостатньою для ефективного їх розділення у процесі сорбції.

Оскільки катіоніт КУ-2-8 має значну селективність по іонам жорсткості, зокрема по Ca<sup>2+</sup> (і меншу селективність по іонам важких металів), важливим

було оцінити можливість сорбції іонів важких металів в присутності іонів кальцію.

Відомо, що за рівної селективності іонітів за різними іонами, головним чинником, що впливає на іонообмінне вилучення важких металів з води, є рівень їх концентрацій та вміст іонів жорсткості у воді. За низьких концентрацій іонів важких металів вилучення їх із води з високим рівнем жорсткості буде неефективним. Це ж стосується й іонів міді. Проте, при іонообмінному пом'якшенні води цілком можливе і вилучення іонів міді з води на слабокислотному катіоніті DOWEX-МАС-3 [5,55], хоча ємності іоніту за міддю будуть далекими від максимальних. Головним недоліком DOWEX-МАС-3 є те, що при використанні його при пом'якшенні води в кислій формі відбувається її підкислення. З одного боку, це забезпечує її повну декарбонізацію та високу стабільність щодо карбонатних відкладень. З другого – підкислена вода є корозійно-активною і не придатною для використання в більшості технологічних процесів. А використання катіоніту в сольовій ( $Na^+$ ) формі ускладнюється тим, що його переведення в  $Na^+$  форму при регенерації можливе лише при послідовній обробці розчином кислоти та лугу [6,17], що не є технологічним.

В той же час високу ефективність при катіонному пом'якшенні води забезпечує катіоніт КУ-2-8 в  $Na^+$  формі. Як показали наші дослідження (рис. 3), даний катіоніт, поряд із пом'якшенням води, забезпечує досить ефективно вилучення іонів міді. І хоча він за іонами міді та іонами жорсткості має дещо меншу ємність у порівнянні зі слабокислотним катіонітом DOWEX-МАС-3, перевагою його є простота регенерації, доступність та відносно невисока ціна.

Дослідження показали, що катіоніт КУ-2-8 в  $Na^+$  формі забезпечує ефективно пом'якшення води в присутності іонів міді. Повна обмінна динамічна ємність (ПОДЕ) іоніту за іонами жорсткості склала 2947 мг-екв/дм<sup>3</sup>. За міддю його ємність склала всього 179 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Проте в усіх пробах концентрація міді після катіоніту не перевищувала 0,28 мг/дм<sup>3</sup> при початковій концентрації 5,3 мг/дм<sup>3</sup>. Очевидно, що і за умов, коли іоніт перейшов в  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  форму він іще міг певний час сорбувати іони міді. Адже відомо, що даний іоніт сорбує іони міді у  $Ca^{2+}$  – формі [7,11]. Проте, за таких низьких концентрацій іонів міді до встановлення динамічної рівноваги за іонами міді потрібно було б пропускати десятки кубічних дециметрів води при об'ємі іоніту всього 10 см<sup>3</sup>. Даний дослід показує, що катіоніт КУ-2-8 сорбує іони міді з води навіть за її низьких концентрацій при жорсткості 4,8 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Доцільність застосування іонного обміну суттєво залежить від процесів регенерації іонітів та утилізації регенераційних розчинів. Про ефективність регенерації катіоніту КУ-2-8 в  $Cd^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$  та  $Cu^{2+}$  формі можна судити за результатами наведених на рис. 4 та 5. Як видно з рис. 4 концентрації іонів важких металів у процесі регенерації знижуються з 400-600 мг-екв/дм<sup>3</sup> до 54-64 мг-екв/дм<sup>3</sup> при зростанні кислотності з 0,47 мг-екв/дм<sup>3</sup> до 1,2 мг-екв/дм<sup>3</sup>.



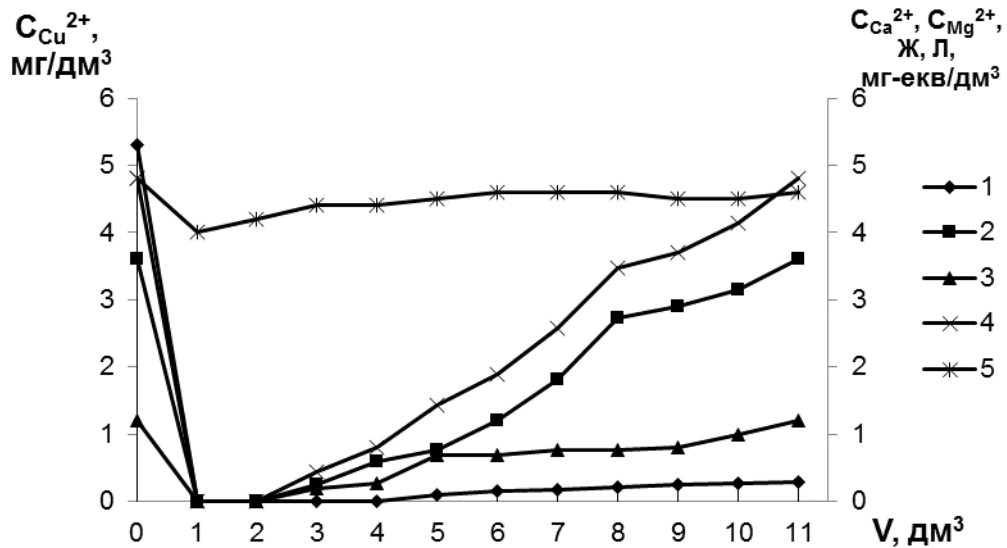


Рис. 3. Залежність залишкової концентрації міді (1), кальцію (2), магнію (3), жорсткості (4), лужності (5) розчину міді у водопровідній воді ( $J = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $C_{Ca^{2+}} = 3,6$  мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $C_{Mg^{2+}} = 1,2$  мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $L = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>,  $C_{Cu^{2+}} = 5,3$  мг/дм<sup>3</sup>) від пропущеного об'єму розчину через катіоніт КУ-2-8 в  $Na^+$  формі ( $V_i = 10$  см<sup>3</sup>). (ПОДЄ<sub>1</sub> = 179 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПОДЄ<sub>2</sub> = 2262 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПОДЄ<sub>3</sub> = 685 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПОДЄ<sub>4</sub> = 2947 мг-екв/дм<sup>3</sup>)

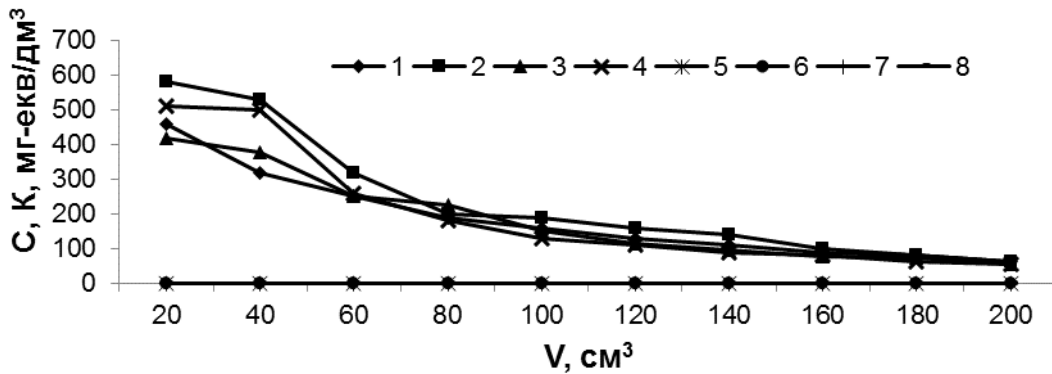


Рис. 4. Залежність концентрації іонів кадмію (1), цинку (2), міді (3), нікелю (4), кислотності розчинів (5,6,7,8) від пропущеного об'єму 5 % - го розчину сірчаної кислоти при регенерації катіоніту КУ-2-8 в  $Cd^{2+}$  (1;5),  $Zn^{2+}$  (2;6),  $Cu^{2+}$  (3;7),  $Ni^{2+}$  (4;8) формі ( $V_i = 20$  см<sup>3</sup>)

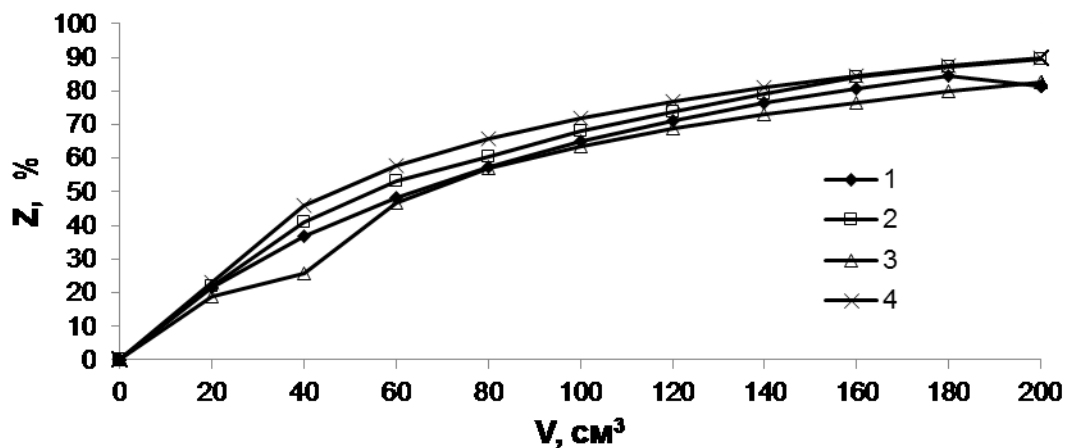


Рис. 5. Зміна ступеню десорбції кадмію (1), цинку (2), міді (3), нікелю (4) із об'ємом пропущеного регенераційного розчину (5%-ї  $H_2SO_4$ ) через катіоніт КУ-2-8 в  $Cd^{2+}$  (1),  $Zn^{2+}$  (2),  $Cu^{2+}$  (3),  $Ni^{2+}$  (4) формі ( $V_i = 20\text{см}^3$ )

При використанні проб регенераційних розчинів з концентрацією 50...150 мг-екв/дм<sup>3</sup> повторно для регенерації на наступній стадії (~50% від використаного об'єму кислоти) і при застосуванні розчинів 5%-ї кислоти на другій стадії регенерації можна отримувати розчини важких металів із концентрацією 200... 300 мг-екв/дм<sup>3</sup> (10...20 г/дм<sup>3</sup>) із кислотністю ~1 г-екв/дм<sup>3</sup>. Це необхідно враховувати при виборі методу переробки відпрацьованих регенераційних розчинів.

У цілому, застосування 5% сірчаної кислоти дозволяє досягти ступеня регенерації катіоніту на рівні 80...90%. Цікаво відмітити, що при десорбції суміші іонів кадмію та цинку, кадмію та нікелю, цинку та нікелю при використанні 5%-го розчину сірчаної кислоти було досягнуто ступеня десорбції важких металів на рівні 96...99% (рис. 6).

При цьому кращі результати було отримано при десорбції іонів з іонітів, на яких було сорбовано, крім інших, іони кадмію.

Отже, суміші іонів важких металів при кислотній регенерації вимиваються з катіоніту КУ-2-8 не гірше, ніж з іонітів з сорбованим одним видом іонів.

Це підтверджують і результати, наведені на рис.7. У даному випадку показано, що краще з катіоніту КУ-2-8 десорбуються іони кадмію, цинку та міді, суміші міді з цинком та нікелем. Хоча в цілому ефективність регенерації була високою, а ступінь десорбції металів сягав 81...99%.

Слід відмітити, що різниця в селективності катіоніту КУ-2-8 за двозарядними катіонами важких металів була не настільки суттєвою, щоб їх можна було розділяти у процесі регенерації катіоніту. Це видно по кривих десорбції міді і кадмію (рис. 7, крива 1; 4). Мідь і кадмій вимивалися з катіоніту практично одночасно у кількостях, еквівалентних кількості сорбованих іонів.

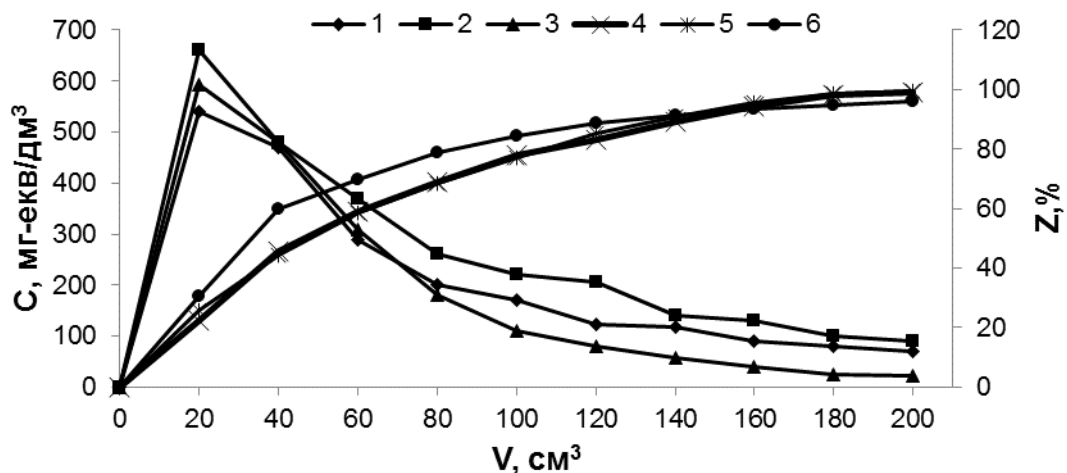


Рис.6. Залежність вихідної концентрації іонів кадмію та цинку (1), кадмію та нікелю (2), цинку і нікелю (3), ступеня регенерації катіоніту КУ-2-8 в  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  (4),  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  (5),  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  (6) формі ( $V_i = 20\text{cm}^3$ ) від пропущеного об'єму 5%-го розчину сірчаної кислоти

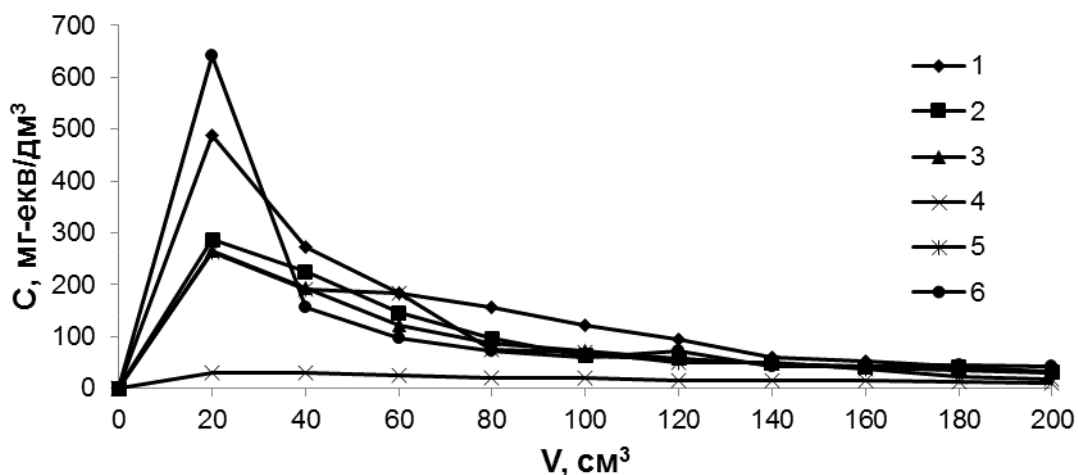


Рис. 7. Зміна вихідної концентрації іонів міді (1;2;3), кадмію (4), цинку (5) та нікелю (6) від пропущеного об'єму 5%-го розчину сірчаної кислоти через катіоніт КУ-2-8 в  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  (1;4),  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  (2;5) та  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  (6) формі ( $V_i = 20\text{cm}^3$ )

### Висновки

1. Із приведених результатів видно, що катіоніт КУ-2-8 має вищу селективність по іонах  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  в порівнянні з іонами  $\text{Cd}^{2+}$ . Проте в умовах концентрування важких металів на катіонітах, при очищенні гальваностоків досягнути ефективного розділення даних катіонів неможливо (на 1800 мг-екв сорбованих  $\text{Cu}^{2+}$  приходить близько 190 мг-екв сорбованих іонів  $\text{Cd}^{2+}$ ). Селективність іоніту по  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  приблизно однакова.

2. Показано, що іони кальцію за селективністю близькі до катіонів важких металів ( $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ), тому при застосуванні іонообмінного

вилучення іонів важких металів із гальваностоків необхідно застосовувати знесолену або Na- катіоновану воду.

3. Іони важких металів сорбовані індивідуально, а також в сумішах з іншими катіонами важких металів ефективно десорбуються сірчаною кислотою незалежно від їхнього співвідношення в сорбційному об'ємі.

### Список літератури

1. Курцхалия И.С. Разработка технологического процесса очистки сточной воды гальванического производства / И.С. Курцхалия [и др.]. ГР.: Изв. АН Грузии. Сер. хим. 2005. № 1-2. С. 24-29.

2. Bosso S.T. Evaluation of heavy metal removal from aqueous solution onto scolecite / S.T. Bosso, I. Enzweiler Brazil: Instituto de Geociencias, UNICAMP, Campinas, SP, WaterRes, 2002. № 9. С. 4795-4800.

3. Гомеля Н.Д. Разработка экологически чистой технологии извлечения цинка из гальваносток / Гомеля Н.Д., Сагайдак И.С. // Перспективные направления развития экологии, экономики, энергетики: Сб. науч. ст. / ОЦНТЭИ. Одесса, 1999. С.81-85.

4. Сагайдак І.С. Локалізація та знешкодження стічних вод, забруднених сполуками хрому, кадмію та цинку / Сагайдак І.С. // Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук. К., 2000. С.11-12.

5. Макаренко І.М. Оцінка впливу іонів твердості на ефективність очищення води від іонів міді [Текст] / І.М. Макаренко, Ю.В. Носачова, О.І. Іваненко // Вісник НТУУ «КПУ» серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження», 2014. №1 (12). С. 54-59.

6. Макаренко І.М. Застосування слабокислотного катіоніту DOWEX-МАС-3 для стабілізаційної обробки води [Текст] // І.М. Макаренко, О.В. Глушко, В.В. Рисухін, В.П. Малін // Східно-Європейський журнал передових технологій. 2012. №3/6 (57). С. 16-20.

7. Шаблій Т.О. Вилучення іонів міді з води теплообмінних циркуляційних систем [Текст] / Т.О. Шаблій // Східно-Європейський журнал передових технологій, 2010. №3/8 (45) С. 10-13.

Стаття надійшла до редакції 17.11.17

Н.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технических наук

И.Н. ТРУС, кандидат технических наук

А.И. ПЕТРИЧЕНКО,

А.Ю. КИЙЧЕНКО

Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт им. Игоря Сикорского»

## ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ СОРБЦИОННОЙ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ ИОНОВ АММОНИЯ

*Вивчено процеси іонообмінної очистки води від іонів амонію з модельних розчинів на катіонітах КУ-2-8 та Dowex Mac-3. Встановлено залежності по сорбції амонію від рівня концентрації іонів амонію в розчині, присутності кальцію в воді та форми іоніту. Встановлено, що регенерація катіоніту КУ-2-8 була більш ефективною при використанні розчинів кислот.*

**Ключові слова:** іонний обмін, сорбція, амоній, кальцій, регенерація.

*Изучены процессы ионообменной очистки воды от ионов аммония из модельных растворов на катионитах КУ-2-8 и Dowex Mac-3. Установлены зависимости по сорбции аммония от уровня концентраций ионов аммония в растворе, присутствия кальция в воде и формы ионита. Было определено, что регенерация катионита КУ-2-8 была более эффективной при использовании растворов кислот.*

**Ключевые слова:** ионный обмен, сорбция, аммоний, кальций, регенерация.

*It was studied processes of ion-exchange water purification from ammonium ions from model solutions on cation exchangers KU-2-8 and Dowex Mac-3. It was established dependencies on the sorption of ammonium on the concentration level of ammonium ions in solution, on the presence of calcium in water, and on the form of ion exchangers have been established. It was determined that regeneration of cation exchanger KU-2-8 was more effective when using acid solutions.*

**Key words:** ion exchange, sorption, ammonium, calcium, regeneration.

### Введение

На сегодняшний день проблема чистой воды является одной из самых актуальных проблем современности. Стремительный рост населения Земли, развитие промышленности и сельского хозяйства, кроме полезной продукции

производят большие объемы отходов и сточных вод, приводит к нарушению экологического равновесия и загрязнения водоемов и грунтовых вод, которые являются источниками питьевой воды [1, 25]. Глобальная проблема питьевой воды неразрывно связана с проблемой качественной очистки сточных вод и предотвращением загрязнения источников чистой пресной воды.

Одной из главных проблем в области очистки природных и сточных вод является удаление из них биогенных элементов - соединений азота и фосфора, вызывающих эвтрофикацию водных объектов [2,12]. Аммоний является продуктом жизнедеятельности организмов, избыток которого приводит к повышению рН среды, снижению концентрации растворенного кислорода и выделению яда цианобактериями [3, 3].

Аммоний участвует в процессе кругооборота азота и постепенно под действием бактерий-денитрификаторов переходит в газообразные соединения  $N_2$  или  $N_2O$ . Но в результате роста масштабов использования удобрений и увеличения объемов азотсодержащих отходов различных производств, стабильность природного кругооборота азота нарушается. Следствием этого является накопление в водоемах нитритов и нитратов. Иногда их концентрация может достигать токсического значения [4, 21].

Эффективность очистки сточных вод от биогенных соединений зависит от состава сточных вод и от принятой технологической схемы извлечения загрязнителей в процессе очистки сточных вод [5, 111]. Современные требования к качеству очищенной воды предполагает изъятие биогенных элементов и глубокая очистку воды по БПК и взвешенным веществам [6, 87].

#### **Постановка цели исследования**

Целью данной работы было изучение параметров сорбции и десорбции ионов аммония на катионитах разной силы.

#### **Методы и объекты исследования**

Процессы сорбции ионов аммония из воды проводили при использовании природного цеолита, сильнокислотного катионита КУ-2-8 в  $Na^+$  и  $H^+$ -форме, а также слабокислотного катионита Dowex Mac-3 в  $H^+$ .

В качестве рабочих растворов при изучении сорбции аммония в динамических условиях использовали модельные растворы  $NH_4Cl$  с концентрацией по  $NH_4^+$  – 110...1825 мг/дм<sup>3</sup>.

Сорбцию на ионитах проводили при фильтровании растворов через колонку диаметром 19 мм с расходом 10...15 см<sup>3</sup>/мин (скорость фильтрования 2...3 м/час). Расход регенерационных растворов составлял 1...3 см<sup>3</sup>/мин (скорость фильтрования 0,2...0,6 м/час). Объем ионита составлял 20 см<sup>3</sup>. В процессах сорбции в пробах определяли содержание аммония, кислотность, щелочность, рН, в отдельных опытах определяли остаточное содержание ионов кальция [7, 55].

## Результаты и обсуждение

При концентрации раствора по аммонiu 110 мг/дм<sup>3</sup> (6 мг-экв/дм<sup>3</sup>) насыщения катионита КУ-2-8 в Na<sup>+</sup> форме ионами аммония происходило достаточно медленно (рис. 1). При этом значение ПОДЕ составляет 1775 мг-экв/дм<sup>3</sup>, а ОДЕ до проскока всего 550 мг-экв/дм<sup>3</sup>, что свидетельствует о низкой селективности ионита в Na<sup>+</sup> форме по ионам аммония.

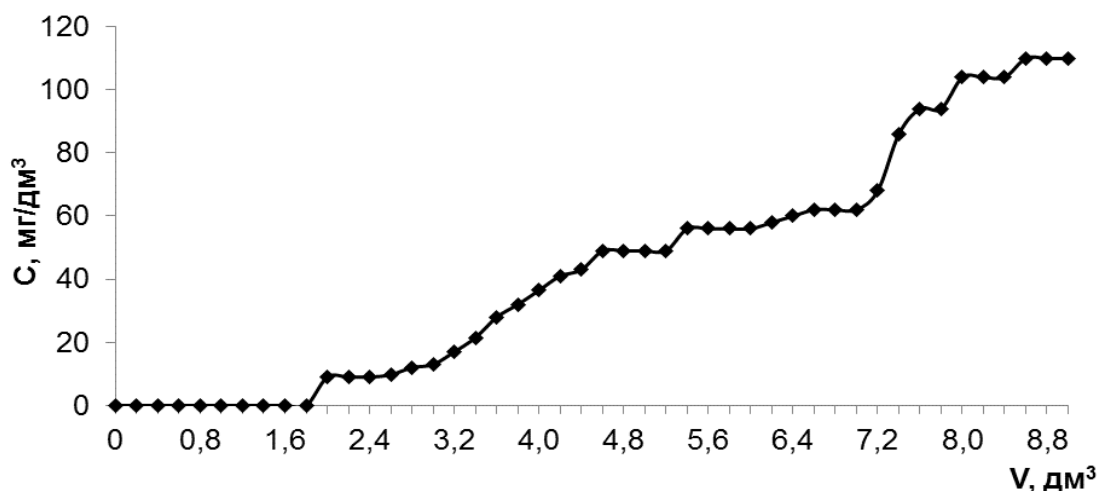


Рис. 1. Выходная кривая сорбции ионов аммония на катионите КУ-2-8 в Na<sup>+</sup> форме из раствора в дистиллированной воде ( $[\text{NH}_4^+] = 110 \text{ мг/дм}^3$ ) ( $V_i = 20 \text{ см}^3$ )

Была изучена сорбция аммония на КУ-2-8 в H<sup>+</sup> и Na<sup>+</sup> -формах при исходных концентрациях NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 543, 1325 та 1825 мг/дм<sup>3</sup>. Быстро насыщения ионит достигал при более высоких концентрациях аммония в воде (рис. 2). При начальных концентрациях аммония 543 и 1325 мг/дм<sup>3</sup> ПОДЕ катионита в H<sup>+</sup> форме составило соответственно 2420 и 2230 мг-экв/дм<sup>3</sup>, а в Na<sup>+</sup> форме – 2400 мг-экв/дм<sup>3</sup> при начальной концентрации 1825 мг/дм<sup>3</sup>. Значение ОДЕ до проскока для КУ-2-8 в H<sup>+</sup> форме возрастает с увеличением концентрации до 1550 и 1840 мг-экв/дм<sup>3</sup> соответственно, а в Na<sup>+</sup> форме составляет 507 мг-экв/дм<sup>3</sup>, что подтверждает низкую селективность ионита в этой форме по ионам аммония.

Регенерацию катионита КУ-2-8 в H<sup>+</sup>-форме та в Na<sup>+</sup>-форме проводили 6%-м та 11%-м растворами HCl, а также 10%-м раствором NaCl (рис. 3). Эффективность регенерации составляла 90% при расходе регенерационного раствора – 80 см<sup>3</sup> на 20 см<sup>3</sup> ионита ( $q_n = 4 \text{ см}^3/\text{см}^3$ ) при концентрации соляной кислоты – 6%. При увеличении концентрации HCl до 11% с расходом  $q_n = 4 \text{ см}^3/\text{см}^3$  эффективность регенерации составляет 95,3%. При таком же расходе регенерационного раствора NaCl эффективность регенерации составляет 86,3%. Только при расходе  $q_n = 5 \text{ см}^3/\text{см}^3$  эффективность регенерации повышается до 92%. Исходя из этого, можно сделать вывод, что регенерация проходила лучше и быстрее при использовании растворов соляной кислоты в сравнении с растворами NaCl.

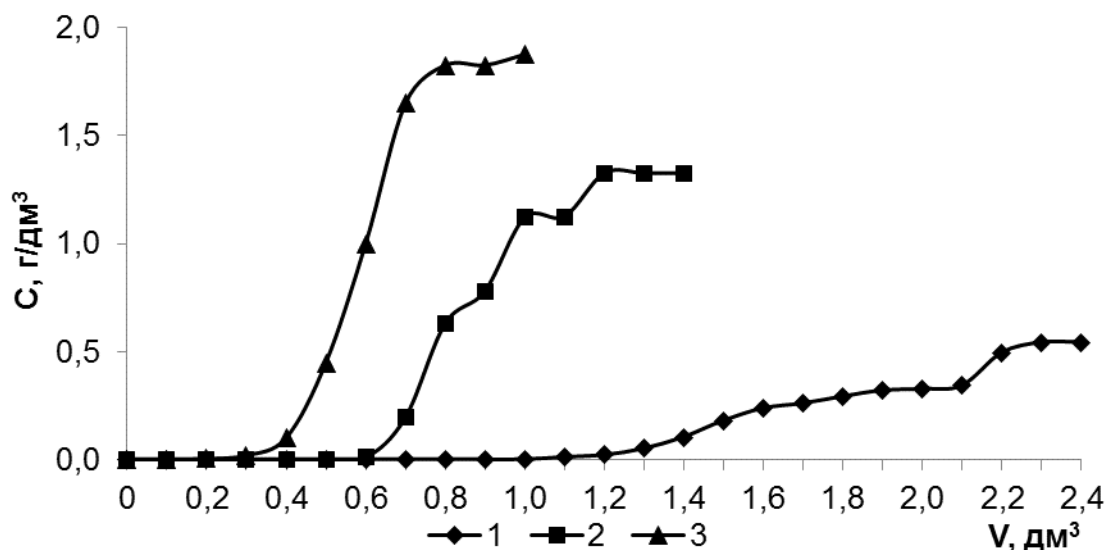


Рис. 2. Зависимость концентрации ионов аммония от пропущенного объема раствора  $\text{NH}_4\text{Cl}$  в дистиллированной воде через катионит КУ-2-8 в  $\text{H}^+$ -форме (1; 2) и в  $\text{Na}^+$ -форме (3) при исходных концентрациях  $[\text{NH}_4^+]$ , мг/дм<sup>3</sup>: 543 (1), 1325 (2), 1825 (3), ( $V_i = 20 \text{ см}^3$ )

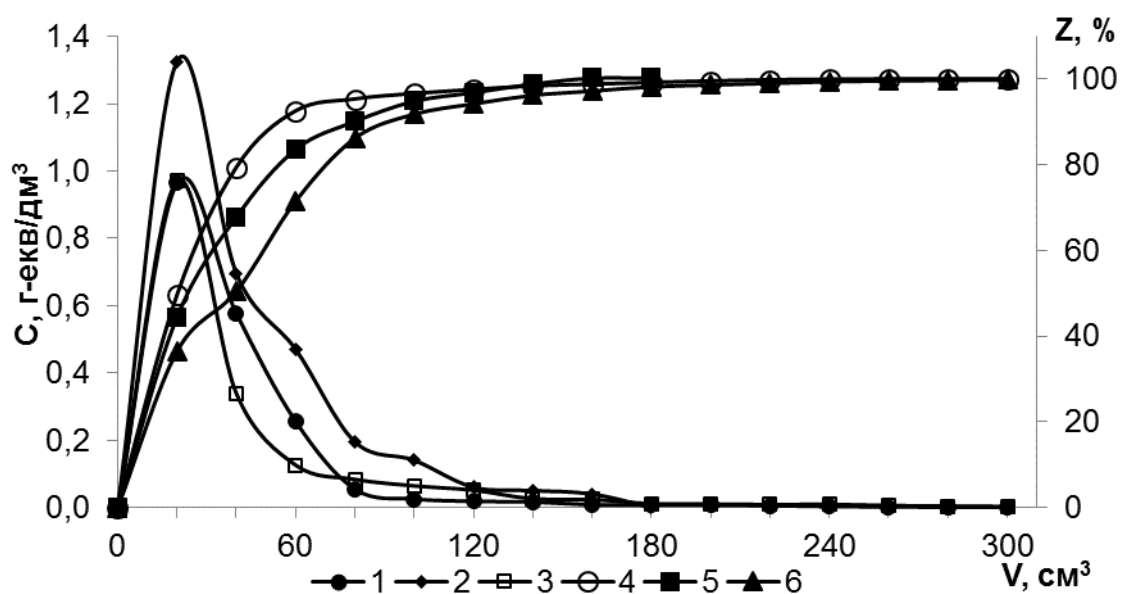


Рис. 3. Зависимость исходной концентрации аммония (1, 2, 3) и степени его десорбции (4, 5, 6) от объема пропущенных регенерационных растворов 11%  $\text{HCl}$  (1; 4), 6%  $\text{HCl}$  (2; 5), 10%  $\text{NaCl}$  (3; 6) через катионит КУ-2-8 в  $\text{NH}_4^+$  форме ( $V_i = 20 \text{ см}^3$ )



Для определения эффективности регенерации катионита КУ-2-8 в  $H^+$ -форму также использовали 5% растворы кислот:  $H_2SO_4$ ,  $H_3PO_4$ ,  $HNO_3$  (рис. 4). Из рисунка видно, что эффективность регенерации азотной кислотой составляла 95% при расходе регенерационного раствора –  $100\text{ см}^3$  на  $20\text{ см}^3$  ионита ( $q_n = 5\text{ см}^3/\text{см}^3$ ). Несколько худшие результаты получены при использовании серной и фосфорной кислот. При таком же расходе эффективность регенерации серной кислотой составляет 76,6%, а фосфорной кислотой – 73,3%. Степень регенерации возможно повысить до 90% при увеличении расхода растворов до  $11\dots 13\text{ см}^3/\text{см}^3$ .

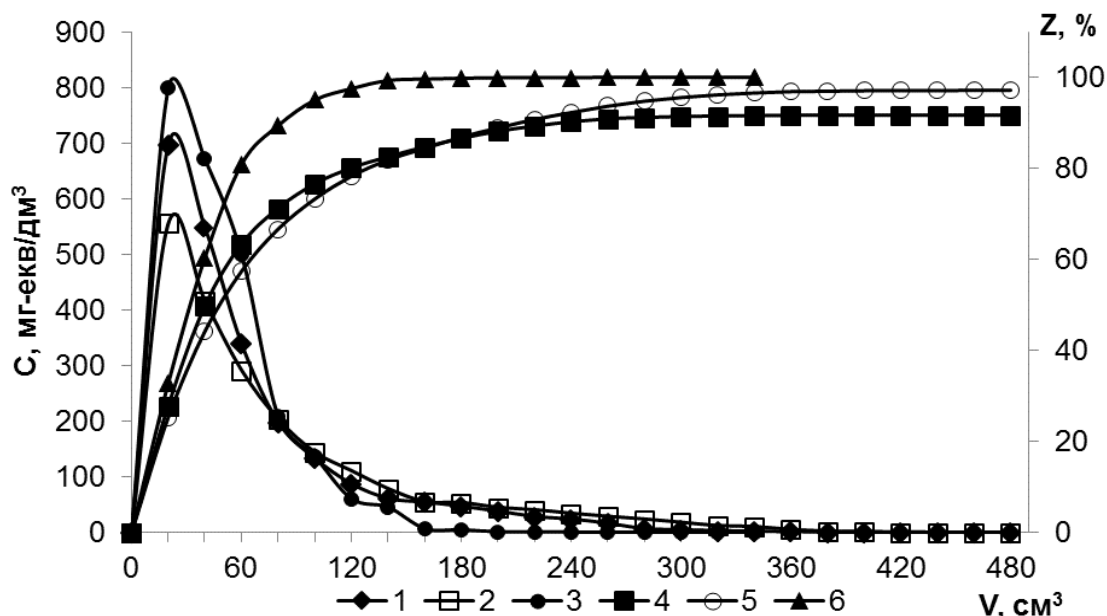


Рис. 4. Зависимость исходной концентрации аммония (1, 2, 3) и степени его десорбции (4, 5, 6) от объема пропущенных регенерационных растворов 5%  $H_2SO_4$  (1; 4), 5%  $H_3PO_4$  (2; 5), 5%  $HNO_3$  (3; 6) через катионит КУ-2-8 в  $NH_4^+$  форме, ( $V_i = 20\text{ см}^3$ )

Итак, можно сделать вывод, что регенерация кислотами проходит довольно успешно, но наименьшие затраты наблюдаются при использовании соляной и азотной кислот, а скорость регенерации увеличивается с повышением концентрации растворов кислот.

Для оценки влияния ионов жесткости на сорбцию ионов аммония было проведено исследование по извлечению аммония на катионите КУ-2-8 в  $H^+$ -форме в присутствии ионов  $Ca^{2+}$ .

Интересно было определить возможность использования катионита Dowex Мас-3 для извлечения  $NH_4^+$ . На рисунке 5 представлены исходные кривые сорбции ионов аммония из модельных растворов на катионитах КУ-2-8 в  $H^+$ -форме, а также Dowex Мас-3 в  $H^+$ -форме в присутствии ионов кальция при соотношении эквивалентных концентраций 1: 1 и 1: 3. Начальные концентрации аммония составляли  $23\text{ мг-экв/дм}^3$  ( $414\text{ мг/дм}^3$ ) для Dowex Мас-3 и  $30\text{ мг-экв/дм}^3$  ( $540\text{ мг/дм}^3$ ) для КУ-2-8.

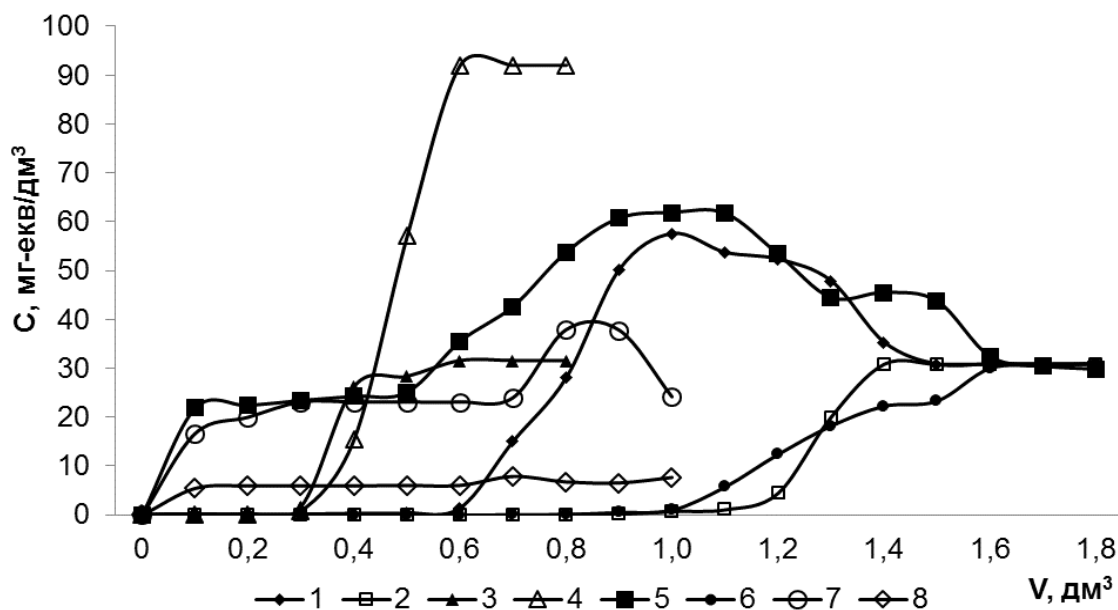


Рис. 5. Зависимость концентрации ионов аммония (1, 3, 5) и кальция (2, 4, 6) от пропущенного объема модельных растворов  $\text{NH}_4\text{Cl}$  и  $\text{CaCl}_2$  в соотношениях 1:1 (1; 2; 5; 6) и 1:3 (3; 4) через катионит КУ-2-8 в  $\text{H}^+$ -форме (1; 2; 3; 4) и катионит Dowex Мас-3 в  $\text{H}^+$ -форме (5; 6), ( $V_i = 20 \text{ см}^3$ )

Из рис. 5 видно, что в присутствии ионов кальция сорбция ионов аммония практически не происходит, а в дальнейшем даже уже сорбированные ионы аммония вытесняются кальцием. Это подтверждается и низкими значениями ПОДЕ по всем сорбциям (табл. 1). Еще хуже результаты по сорбции аммония были при соотношении концентраций  $\text{NH}_4^+$  к  $\text{Ca}^{2+}$  – 1:3. Такое соотношение концентраций были выбраны из расчета того, что в природных водах реальное содержание кальция значительно больше, чем аммония.

Таблица 1

**Значение ПОДЕ и ОДЕ катионитов КУ-2-8 и Dowex Мас-3 в  $\text{H}^+$ -форме при сорбции ионов  $\text{NH}_4^+$  в присутствии ионов  $\text{Ca}^{2+}$**

Ионообменная смола	Dowex Мас-3	КУ 2-8	
Соотношение $\text{NH}_4^+:\text{Ca}^{2+}$	1:1	1:1	1:3
ПОДЕ $[\text{NH}_4^+]$ , мг-экв/дм <sup>3</sup>	0,0	440,0	500,0
ПОДЕ $[\text{Ca}^{2+}]$ , мг-экв/дм <sup>3</sup>	1250,0	1870,0	1930,0
ОДЕ $[\text{Ca}^{2+}]$ , мг-экв/дм <sup>3</sup>	0,0	1232,0	920,0

Исходя из данных, приведенных в таблице, можно сделать вывод, что использование катионита Dowex Мас-3 для удаления аммония в присутствии ионов кальция не целесообразно.

Несмотря на в целом положительные результаты сорбции и десорбции ионов аммония на катионите КУ-2-8, данный метод не подходит для очистки

природных вод от аммония при наличии в них ионов жесткости. В таких случаях целесообразнее предварительно умягчать воду, или использовать природные сорбенты, например, цеолит марки ЦПС.

### Выводы

1. Установлено, что селективность катионита КУ-2-8 по ионам аммония зависит от формы, в которой находится ионит. Показано, что катионит в  $\text{Na}^+$  форме имеет меньшую селективность по ионам аммония, по сравнению с  $\text{H}^+$ -формой.

2. Использование сильнокислотного катионита КУ-2-8 и слабокислотного катионита Dowex Mac-3 нецелесообразно для удаления аммония в присутствии ионов кальция.

3. Изучены процессы регенерации анионита КУ-2-8 растворами хлорида натрия, соляной, серной, азотной и фосфорной кислотами. Установлено, что регенерация катионита КУ-2-8 была наиболее эффективной при использовании соляной и азотной кислот. Скорость регенерации увеличивается с повышением концентрации растворов кислот.

### Список литературы

1. *Вишневецький В. І.* Річки і водойми України. Стан і використання. К.: Віпол, 2000. 376 с.
2. *Джерела* централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. ДСТУ 4808:2007, введено в дію:01.01.2012.
3. *Лобанов С.А.* Технология выделения и утилизации аммонийного азота из сточных вод химических предприятий / Автореф. дис. к.т.н., Пермь, 2007.19 с.
4. *Козловська С.Б., Сорокіна К.Б.* Конспект лекцій з дисципліни "Спецкурс з очистки стічних вод". Харків: ХНАМГ, 2008.
5. *Яковлев С.В., Воронов Ю.В.* Водоотведение и очистка сточных вод. М.: Изд-во Ассоциации строительных вузов, 2004. 702 с.
6. *Жмур Н.С.* Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: АКВАРОС, 2003. 512 с.
7. *Шарло Г.* Методы аналитической химии. Количественный анализ неорганических соединений. / Г. Шарло; пер. с франц. М.: Химия, Ч. 2. 1969. 1206 с.

Стаття надійшла до редакції 19.11.17

О. О. ГРИЦИНА, кандидат технічних наук

В. А. ВОЛОЩУК, кандидат технічних наук

Національний університет водного господарства та природокористування

## **ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕМПЕРАТУРНИХ РЕЖИМІВ ОЧИЩЕННЯ МУНІЦИПАЛЬНИХ СТІЧНИХ ВОД МІСТА РІВНЕ**

*Виконані дослідження температурного режиму очищення муніципальних стічних вод на прикладі очисних споруд м. Рівне, Україна. Розроблена та дослідно апробована автоматизована система вимірювання температури середовищ: стічна вода, активний мул, суміш стічних вод та активного мулу, навколишнього повітря. Обробка дослідних даних дозволяє виконати вибір розрахункової температури для забезпечення процесу нітрифікації у випадку модернізації очисних споруд та уникнути можливих проектних помилок.*

**Ключові слова:** стічна вода, температура, нітрифікація.

*Выполнены исследования температурного режима очистки муниципальных сточных вод на примере очистных сооружений г. Ровно, Украина. Разработана и опытно апробирована автоматизированная система измерения температуры среды: сточная вода, активный ил, смесь сточных вод и активного ила, окружающего воздуха. Обработка опытных данных позволяет осуществить выбор расчетной температуры для обеспечения процесса нитрификации в случае модернизации очистных сооружений и избежать возможных проектных ошибок.*

**Ключевые слова:** сточная вода, температура, нитрификация.

*The researches were conducted on wastewater treatment plants in Rivne to define the temperature conditions of wastewater treatment processes. The unique automated temperature measurement system was developed for researches. Researches provided the installation of seven temperature sensors along the profile of the main treatment process line and one sensor to measure the air temperature. Measuring environments were divided into 5 groups: clarified waste water, mixture of waste water and activated sludge, the activated sludge, treated waste water and the surrounding air.*

**Keywords:** wastewater, temperature, nitrification.

**Вступ та актуальність дослідження.** Екологічний стан водних об'єктів є важливим для людини та держави. Не достатній ступінь очищення стічних вод від біогенних елементів приводить до погіршення стану водних об'єктів. Більшість каналізаційних очисних споруд України потребує модернізації. Модернізація очисних має передбачати видалення біогенних елементів і зокрема амонійного азоту.

Аеробне біологічне окиснення амонійного азоту здійснюється процесом нітрифікація. Нітрифікація чутлива до температури [1-7], тому температура є важливим фактором при проектуванні станцій [8, 9]. Різниця в температурі проведення процесу всього на один градус суттєво впливає на вартість проекту. Оскільки швидкість росту нітрифікуючих бактерій безпосередньо впливає на необхідний вік мулу, його кількість і об'єм активного мулу та реакторів [1-9]. Калібрування моделей при різних значеннях температури стічної води дозволяє уточнити коефіцієнти моделей [10-12]. Крім того при зміні температури відбувається і зміна біорізноманіття бактерій активного мулу, особливо при низьких температурах проведення процесів очищення стічних вод від сполук нітрогену та фосфору [13-16].

**Мета і завдання досліджень.** Метою роботи є дослідження температурних режимів очищення стічних вод каналізаційних очисних споруд. Для досягнення мети вирішувались задачі: дослідити температурні режими очищення освітлених стічних вод та взаємозв'язок з режимами рециркуляційного активного мулу; обґрунтувати розрахункове значення температури стічної води для забезпечення процесів окиснення органічних речовин та нітрифікації при модернізації станцій очищення України.

Для вирішення задач досліджень була розроблена автоматизована система вимірювання температури середовища основної технологічної лінії каналізаційних очисних споруд м. Рівне. Розроблена система дозволяла фіксувати та зберігати дані про температуру освітленої стічної води, активного мулу, суміші стічної води та активного мулу, очищеної стічної води та навколишнього повітря. Вимірювання температури виконувалось термометрами опору.

**Матеріальне забезпечення.** Система автоматизованого вимірювання температури стічної води, активного мулу та суміші стічної води та активного мулу складалася з блоку автоматичного фіксування та зберігання даних, кабелю та термоперетворювачів. Блок автоматичного фіксування та зберігання даних складався з модулю вводу (MB110-224.8A), модулю збору даних (МСД-200), карти пам'яті (*MicroSD 8G*) та блоку живлення (БП30Б-ДЗ-24). Зображення блоку наведено на рис. 1. З'єднання термоперетворювачів та блоку здійснювалося за допомогою кабелю ПВС 3x1. Давачем температури середовища був термоперетворювач ТСМ1-7-100М. Влаштування термоперетворювача в потоці вимірюваного середовища здійснювалося за допомогою футляра зі сталеві труби діаметром 15 мм (рис. 1).



Рис. 1. Зовнішній вигляд системи автоматизованого вимірювання температури стічної води, активного мулу та суміші стічної води та активного мулу.

**Методика визначення.** Дослідження проводилися на каналізаційних очисних спорудах м. Рівне. Дані споруди були введені в експлуатацію в 1964р. Основна технологічна лінія очисних включає споруди: будівлю решіток, пісковловлювачі, первинні відстійники, аеротенки, вторинні відстійники та контактні резервуари. Біологічну очистку стічних вод здійснюють за допомогою трикоридорних аеротенків-витискувачів, в кількості 5 секцій (50х5х5м). Проектна витрата стічних вод 25000 м<sup>3</sup>/добу. Очищені стічні води скидаються в р.Устя, яка є водоймою рибогосподарського призначення. За умови модернізації перед очисними спорудами ставиться додаткове завдання – очищення стічних вод від амонійного азоту до вимог скиду в р. Устя.

Для вирішення задач досліджень були прийнята наступна схема розміщення датчиків температури середовища основної технологічної лінії очисних споруд (рис. 2). Датчі температури в точках 1 і 2 вимірювали температуру стічної води після первинного відстоювання (точка 1 на виході з первинного відстійника, а точка 2 на вході стічної води в аеротенк). Датчі температури в точках 3, 4, 5 вимірювали температуру суміші стічної води та активного мулу (точка 3 в місці змішування активного мулу та стічної води, точка 4 через 50 метрів після змішування, точка 5 в кінці процесу біологічного очищення через 100 метрів). Датч температури в точці 6 вимірював температуру очищеної стічної води на виході з вторинного відстійника. Температуру активного мулу в точці 7 вимірювалася посередині регенератора активного мулу аеротенка.

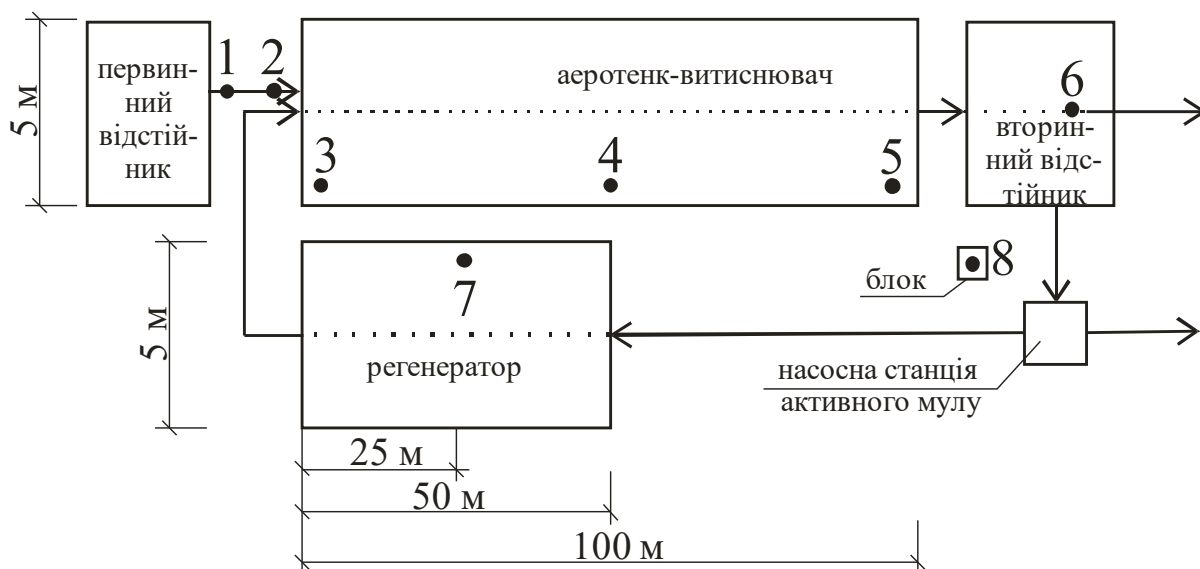


Рис. 2. Схема розташування датчиків температури середовища основної технологічної лінії очисних споруд м. Рівне (секція аеротенка №3)

Датчики температури ТСМ1-7-100М в точках 1-7 були занурені у вимірюване середовище на глибину приблизно 1,0 м. Температуру повітря навколишнього середовища вимірювали в точці 8 розташованій на висоті 2,2 метра над рівнем землі очисних споруд.

Вимірювальні середовища були поділені на п'ять груп: перша група (точки 1, 2) вимірювання температури освітленої стічної води, друга група (точки 3-5) для вимірювання температури суміші стічної води та активного мулу, третя група для вимірювання температури очищеної стічної води (точка 6), четверта група для вимірювання температури активного мулу (точка 7) та п'ята група для вимірювання температури навколишнього повітря. В точках 3-5, 7 виконувалася аерація суміші та активного мулу за допомогою пневматичних аераторів, що приводило до інтенсивного перемішування вимірюваного середовища.

Кожні 10 хвилин відбувалася фіксація та запис даних з термоперетворювачів ТСМ1-7-100М у блоці автоматичного фіксування та зберігання даних на карту пам'яті. Звіт за день вимірювань формувався в форматі файлу \*.csv. Вимірювання проводились з 14 січня по 05 серпня 2017.

З метою встановлення кореляції між результатами вимірювання датчиків, перед дослідженнями вони були розташовані в приміщенні з сталою температурою, де впродовж 2 годин здійснювалося вимірювання температури повітря. За результатами вимірювання були встановлені поправочні значення температур кожного датчика. Для уникнення накопичення забруднень на датчачі періодично виконувалося вивільнення забруднень з датчача. Похибка датчачів оцінювалася за паспортними даними заводу-виготовлювача.

**Результати досліджень.** Зміни температури можуть бути короткочасними і тривалими [1,7,9]. При короткочасному зниженні температури біологічне очищення стічних вод погіршиться до тих пір поки температура буде залишатися низькою. Тривале пониження температури найбільш небезпечне для процесу нітрифікації. При тривалому пониженні температури швидкість росту нітрифікуючих бактерій буде нижче швидкості їх виносу з реактору. Через певний час нітрифікуючі бактерії будуть витиснені з реактору і для відновлення їх кількості необхідні будуть тижні.

Вимірювання температури кожні 10 хвилин протягом доби для 5-ти груп середовищ дозволила встановити такі мінімальні значення за період досліджень (14.01.17-05.08.17), °C: температури освітленої стічної води  $T_{WW} = 9,1$ ; температури суміші стічних від та активного мулу  $T_{MIX} = 10,5$ ; температури активного мулу в регенераторі  $T_{AS} = 11,3$ ; температури біологічно очищеної води  $T_{TWW} = 10,7$ ; температура повітря  $T_{AIR} = -18,8$ . Середня температура освітленої стічної води за період досліджень склала 17,0 °C.

Статистичні дані лабораторного контролю температури стічних вод, що надходить на очищення за період 2004-16 рр. на основі журналів реєстрації, °C: середньорічна 17,7; середньозимова 13,3; середньомісячна за літній період 24,4; мінімальна середньомісячна 11,0.

Відповідно до п. В.2.1 ДБН В.2.5-75:2013 “Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування” проектування аеротенків здійснюється на середньорічну температуру стічної води. Тобто для розрахунку об’єму реакторів необхідно прийняти температуру 17,0...17,7°C.

Проте якщо здійснюється модернізація очисних споруд і перед очисними спорудами ставиться завдання не лише окиснення органічних речовин, а і амонійного азоту то відповідно до п. 10.3.2.5 ДБН при розрахунку аеротенків слід визначати для всіх технологій, що передбачають окиснення амонійного азоту – вік мулу.

Розрахунок віку аеробного активного мулу передбачає вибір мінімальної температури стічної води при якій необхідно забезпечити процес нітрифікації. Правильний вибір температури для процесу нітрифікації є дуже важливий. Допущена помилка може приводити до виносу нітрифікуючих бактерій з реактору і відповідного тривалого погіршення процесів нітрифікації в реакторі.

Статистичний аналіз роботи дослідних даних температури води в системі первинний відстійник – аеротенк – вторинний відстійник при низьких температурах наведений на рис. 3.



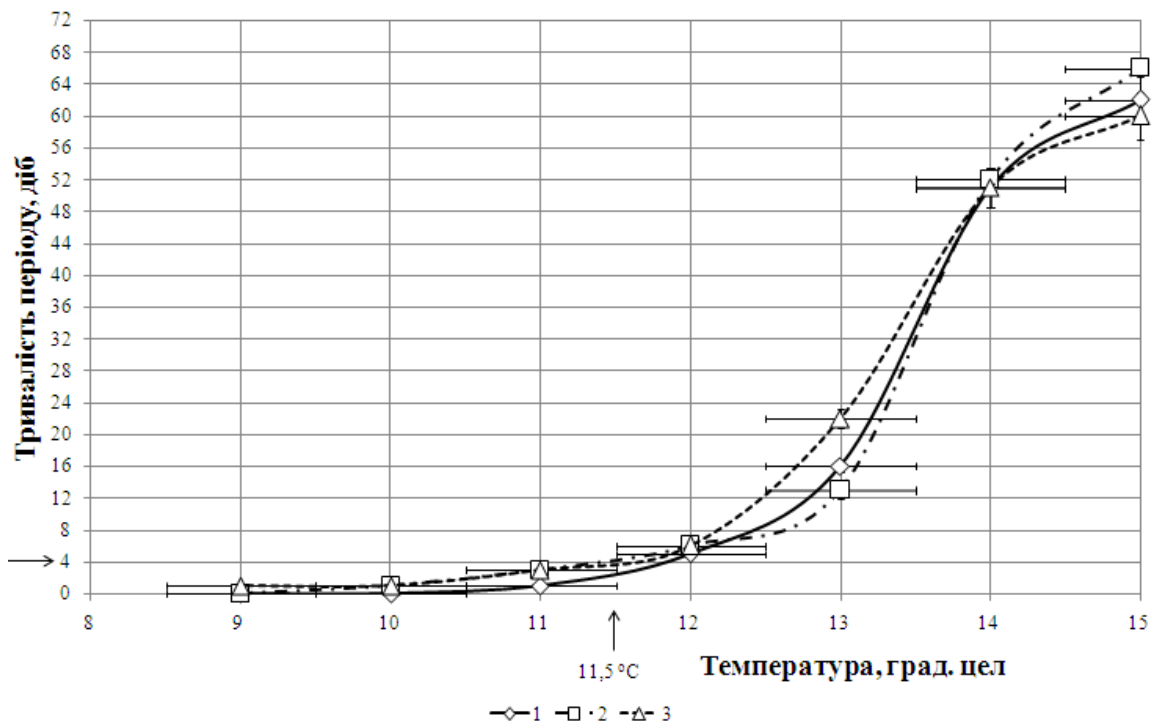


Рис. 3. Результати статистичного аналізу залежності кількості днів з температурою нижче вказаної температури за період досліджень: 1 – мінімальної температури суміші стічної води та активного мулу; 2 – освітленої стічної води; 3 – біологічно очищеної стічної води

Вік аеробного мулу очисних споруд м. Рівне становить  $\sim 8$  діб. До прикладу досвід модернізації очисних споруд м. Копенгаген (Данія) оснований на проектуванні очисних для значення найменших температур за період, що відповідає половині віку мулу [17]. Для випадку очисних споруд м. Рівне це значення рівне 4 доби. Відповідно до рис. 3 значення температури для 4 діб складе  $11,5^{\circ}\text{C}$ . Навіть якщо протягом 4 діб із температурою нижче  $11,5^{\circ}\text{C}$  відбудеться різке зниження швидкості росту нітрифікуючих бактерій і частковий їх виніс із системи аеротенк-вторинний відстійник то лишиться вагома частка нітрифікуючого мулу, який за відповідного технологічного керування можна відновити до проектних потужностей.

Крім того як аналогію можна використати методика яка використовується при розрахунку теплових режимів будівель і споруд. Згідно методики розрахунки виконуються на температуру найбільш холодних п'яти діб. За період досліджень найбільш холодна п'ятиденка була зафіксована з 22 по 26 лютого 2017 року і становили,  $^{\circ}\text{C}$  для: температури освітленої стічної води  $T_{WW} = 11,4$ ; температури суміші стічних від та активного мулу  $T_{MIX} = 11,7$ ; температури активного мулу в регенераторі  $T_{AS} = 12,4$ ; температури біологічно очищеної води  $T_{TWW} = 11,8$ . Отримані значення є близькими до значень отриманих в попередньому висновку.

Таким чином за розрахункову температуру для процесу нітрифікації доцільно прийняти температуру  $11,5^{\circ}\text{C}$ .

**Проектування на основі аеробного віку мулу.** Даний спосіб проектування оснований на врахуванні умов необхідних для розвитку нітрифікуючих бактерій в реакторі. Проте так само важливими складовими для проектування є вміст органічних речовин в стічній воді і загальна маса мулу. Наступні розрахунки виконані для системи аеротенк-витиснювач (окиснення органічних речовин та амонійного азоту) та вторинний відстійник з рециркуляцією активного мулу (на прикладі очисних споруд м. Рівне). Визначити необхідний вік аеробного мулу для процесу нітрифікації в системі, що розглядається можна з виразу, [8]:

$$\frac{1}{\theta_X} = \mu_{max,A} \cdot \frac{S_{NH_4}^{ex}}{S_{NH_4}^{ex} + K_{NH_4}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} - b_A \quad (1)$$

де  $\mu_{max,A}$  – максимальна питома швидкість росту нітрифікаторів, доба<sup>-1</sup>;  $S_{NH_4}^{ex}$  – концентрація амонійного азоту на виході з зони аерації, г  $NH_4^+$  – N /м<sup>3</sup>;  $K_{NH_4}$  – константа насичення, г  $NH_4^+$  – N /м<sup>3</sup>;  $S_{O_2}$  – концентрація кисню в зоні аерації, г  $O_2$ /м<sup>3</sup>;  $K_{O_2}$  – константа насичення, г  $O_2$ /м<sup>3</sup>;  $b_A$  – константа розпаду, доба<sup>-1</sup>.

Виконавши відповідні розрахунки необхідний вік аеробного мулу для розрахункової температури стічної води 17°C буде становити 5 діб, а для розрахункової температури стічної води 11,5°C – 8 діб. Тоді необхідний об'єм реактору для віку мулу 5 діб (17°C) буде становити 6700 м<sup>3</sup>, а для віку мулу 8 діб (11,5°C) – 11000 м<sup>3</sup>. Таким чином різниця між необхідними об'ємами реакторів для розрахункових температур 17 і 11,5°C складе ~ 4300 м<sup>3</sup>.

Визначимо за рівнянням (1), яка буде залишкова концентрація амонійного азоту  $S_{NH_4}^{ex}$  при температурі 11,5°C, але коли в розрахунках буде прийнятий вік мулу 5 діб.

$$\frac{1}{5} = 0,325 \cdot \frac{S_{NH_4}^{ex}}{S_{NH_4}^{ex} + 0,5} \cdot \frac{2,5}{0,8 + 2,5} - 0,023$$

відповідно  $S_{NH_4}^{ex} = 4,75$  г  $NH_4^+$  – N /м<sup>3</sup>, що приблизно в 6 разів перевищить встановлену розрахункову концентрацію. Розрахункові залишкові концентрації амонійного азоту близькі до значень отриманих вимірюванням лабораторією контролю споруд.

### **Висновки**

1. Розроблена та дослідно апробована автоматизована система вимірювання температури середовища на прикладі стічних вод, активного мулу, суміші стічних вод та активного мулу, навколишнього повітря.

2. Результати досліджень дозволяють аналізувати температурні режими 5-ти груп (освітлених стічних вод, активного мулу, суміші стічних вод та активного мулу, очищених стічних вод, навколишнього повітря), здійснювати оперативний контроль та заходи щодо забезпечення залишкових концентрацій забруднюючих речовин в очищеній стічній воді(ХСК, амонійний

азот, азот нітратів, нітритів).

3. Обробка дослідних даних дозволяє виконати вибір розрахункової температури для забезпечення процесу нітрифікації у випадку модернізації очисних споруд та уникнути можливих проектних помилок.

#### **Перспективи подальших досліджень**

1. Дослідження будуть продовжені до лютого 2018 року.

2. Буде виконана оцінка стічних вод як джерела енергії для забезпечення енергетичних потреб різних споживачів.

3. Планується дослідити вплив температури на швидкість процесу нітрифікації.

#### **Подяки**

Стаття підготовлена в рамках виконання проекту “Комплекс ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних та військових об’єктів” (номер державної реєстрації НДР 0116U007384).

### **Список літератури**

1. *Hwang Jong Hyuk* Effect of Cold-Temperature Shock on Nitrification / Hwang Jong Hyuk, Oleszkiewicz Jan A.// Water Environment Research, 2007, Vol. 79, no. 9, pp. 964–968.

2. *Gnida A.* The effect of temperature on the efficiency of industrial wastewater nitrification and its (geno)toxicity / A. Gnida, J. Wiszniowski, E. Felis, Jan Sikora, J. Surmacz-Górska, K. Miksch // Archives of Environmental Protection, 2016, Vol. 42 no. 1, pp. 27–34.

3. *Guo Jingbo* Trade-off between carbon emission and effluent quality of activated sludge processes under seasonal variations of wastewater temperature and mean cell retention time / Guo Jingbo, Fu Xin, Andrés Baquero G., Sobhani Reza, Nolasco Daniel A., Rosso Diego.// Science of the Total Environment 547, 2016, pp. 331–344.

4. *Zou Shiqiang* High-efficient nitrogen removal by coupling enriched autotrophic-nitrification and aerobic-denitrification consortiums at cold temperature / Zou Shiqiang, Yao Shuo, Ni Jinren// Bioresource Technology, 2014, Vol. 161, pp. 288–296.

5. *Rodriguez-Caballero A.* Ammonia oxidizing bacterial community composition and process performance in wastewater treatment plants under low temperature conditions / Rodriguez-Caballero A., Hallin S., Pålsson C., Odlare M., Dahlquist E.// Water Science & Technology, 65.2, 2012, pp. 197-204.

6. *Gujer W.* Design of Nitrifying Activated Sludge Process with the Aid of Dynamic Simulation / W. Gujer // Prog. Wat. Tech., 1977, vol. 9, (2) pp. 323 – 336.

7. *Christensen M.H.* Nitrification and denitrification in wastewater treatment./ M.H.Christensen, P.Harremoës, // In: Mitchell, R. (ed.), Water pollution

microbiology, 1978, vol. 2, pp. 391-414. John Wiley & Sons, New York, N.Y.

8. *Henze M.* Wastewater Treatment. Biological and Chemical processes / M. Henze, P. Harremoës, I. Cour Jansen, E. Arvin // Moskva: Mir, 2004. – 480 p.

9. *Guyot W.* Ein Dynamisches Modell für die Simulation von komplexen Belebtschlammverfahren, Habilitationsschrift, W.Guyot//, 1985, Institut für Gewässerschutz und Wassertechnologie, IGW, Eidgenössische technische Hochschule, Zürich

10. *Espinosa-Rodríguez. M. A.* Effect of temperature in the growth rates and decay heterotrophic in the range of 20-32°C in activated sludge process / M. A. Espinosa-Rodríguez., N. Flores-Alamo, M. Esparza-Soto, C. Fall.// Revista Mexicana de Ingeniería Química, 2012, Vol. 11, No. 2, pp. 309-321.

11. *Görgün Erdem.* Model evaluation of temperature dependency for carbon and nitrogen removal in a full-scale activated sludge plant treating leather-tanning wastewater / Erdem Görgün, Güçlü Insel, Nazik Artan, Derin Orhon.// Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2007, Vol. 42:6, pp.747-756.

12. *Choubert Jean-Marc.* Nitrogen removal from urban wastewater by activated sludge process operated over the conventional carbon loading rate limit at low temperature / Jean-Marc Choubert, Yvan Racault, Alain Grasmick, Christian Beck, Alain Heduit // Water SA, 2005, Vol. 31 No. 4, pp 503-510.

13. *Head M.A.* Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures / M.A.Head, J.A. Oleszkiewicz // Water Research, 2004, Vol. 38, pp. 523–530.

14. *Ducey Thomas F.* Characterization of a microbial community capable of nitrification at cold temperature / Thomas F. Ducey, Matias B. Vanotti, Anthony D. Shriner, Ariel A. Szogi.// Bioresource Technology, 2010, Vol. 101, pp. 491–500.

15. *Kos Peter, A.* Demonstration of low temperature nitrification with a short SRT / Peter A.Kos, Melanie Head, Jan Oleszkiewicz, Alphonse Warakowski.// In Proceedings of the 73rd Water Environment Federation Annual Conference, Anaheim, CA, Oct 14–18, 2000.

16. *Lishman L. A.* Temperature effects on wastewater treatment under aerobic and anoxic conditions / L. A. Lishman, R. L. Legge, G. J. Farquhar// Wat. Res., 2000, Vol. 34, No. 8, pp. 2263-2276.

17. *Harremoës P.* Six years of pilot plant studies for design of treatment plants for nutrient removal / P. Harremoës, A. Haarbo, M. Winther-Nielsen, C. Thirring // Water Science and Technology, 1998, Vol. 38, Issue 1, pp 219-226.

18. *Sharma Bhavender.* Nitrification and nitrogen removal / Sharma Bhavender, R.C. Ahlert // Water Research, 1977, Vol. 11, Issue 10, , pp. 897-925.

19. *Voloshchuk V.* Assessment of domestic wastewater potential for in-house heat pump systems / V. Voloshchuk, O. Hrytsyna, M. Blyashyna, V. Zhukova// Ventilation, lighting and heat- and gas supply, 2016, KNUBA. Kyiv, pp. 81-90.

Стаття надійшла до редакції 5.11.17

О.В. ДУПЛЯК, кандидат технічних наук  
С.В. ВЕЛИЧКО, кандидат технічних наук  
Київський національний університет будівництва та архітектури

## МОДЕЛЮВАННЯ ПРОПУСКНОЇ ЗДАТНОСТІ РУСЛА Р. ТИСИ З ВРАХУВАННЯМ ПІДПОРУ ПРИ ПРОХОДЖЕННІ ПАВОДКУ

*Наведена послідовність розрахунку підпору в вузлах приєднання притоків до основного русла при проходженні паводкової витрати 1% забезпеченості на прикладі р. Тиси. Методика розрахунку була використана для визначення зон затоплення при проходженні паводку 1% забезпеченості та оцінки ефективності запропонованих активних та пасивних споруд захисту від паводків в басейні р. Тиса.*

**Key words:** паводок 1% забезпеченості, крива підпору, гідравлічний розрахунок, з'єднання потоків.

*Приведена последовательность расчета подпора в узлах присоединения притоков к основному руслу при прохождении паводкового расхода 1% обеспеченности на примере реки Тиса. Методика расчета была использована для определения зоны затопления при прохождении паводка 1% обеспеченности и оценки эффективности предложенных активных и пассивных сооружений для защиты от паводков в бассейне р. Тиса.*

**Key words:** паводок 1% обеспеченности, кривая подпора, гидравлический расчет, соединение потоков.

*The following sequence of curve calculation is proposed in the point of confluence of main river and tributaries during flood of 1% probability on the example of Tisza River. The method of calculation was used to determine flood zones during flood of 1% probability and assessment of effectiveness of the proposed active and passive flood protection structures in the Basin of Tisza River.*

**Key words:** 1% probability flood, backwater curve, hydraulic calculation, confluence of flows.

### Вступ

Річка Тиса є найбільшою лівобережною притокою річки Дунай. Її довжина становить 967 км, площа басейну – 157000 км<sup>2</sup>. Протікаючи по території п'яти держав – України, Румунії, Чехії, Угорщини і Сербії, річка Тиса

бере початок на території України на схилах Карпат у вигляді двох окремих річок – Чорної та Білої Тиси. Після їх злиття річка отримує назву р. Тиса.

Площа басейну р. Тиси на території України становить 12760 км<sup>2</sup>, її довжина від витoku (Чорної Тиси) до кордону Україна-Угорщина (гирло р. Батар) налічує 220,4 км.

Паводки в басейні річки Тиса формуються в будь-який час року і можуть бути зливого, снігового або сніго-дощового походження. Характерним є невелика тривалість паводків (3-5 діб). По величині підйому рівні води в річках часто бувають надзвичайними, викликаючи повені, що спричиняють великі збитки для населення, сільськогосподарського виробництва, навколишнього середовища. Для вирішення цієї проблеми було виконане моделювання пропускної здатності русла при проходженні паводків 1% забезпеченості в природних умовах та визначені зони затоплення. На основі аналізу зон затоплення були розроблені протипаводкові заходи пасивного характеру (будівництво дамб, берегоукріплень, залісення схилів, розчищення русл річок) та активні (сухі гірські ємності, польдери). Для випадку повної реалізації протипаводкових заходів були виконані розрахунки рівнів води 1% забезпеченості за допомогою програми MIKE 11. Багаторічні спостереження за витратами та рівнями води в р. Тиса та її притоках показали, що періодично має місце одночасне проходження паводків рідкої повторюваності по притоку та основній річці, в результаті чого утворюється підпор. Значення збільшення рівнів води коливається в межах 0,2...0,5 м, що суттєво впливає на висоту захисних споруд в місцях з'єднання потоків. На сьогоднішній день відсутні нормативні документи або рекомендації по розрахунку та проектуванню гідротехнічних споруд та технічного упорядкування вузлів з'єднання потоків. Тому виникла необхідність розробити інженерну методику розрахунку кривої підпору для практичних цілей.

### **Аналіз існуючих методик розрахунку**

В сучасній літературі є ряд робіт, присвячених дослідженню вузлів з'єднання потоків. Як правило, в цих роботах досліджуються лише окремі явища, що мають місце при злитті потоків.

В усіх роботах, присвячених цьому питанню, відмічається, що відразу за створом бокового притоку поверхня води приймає скривлену форму з значним поперечним похилом до берега, в якому знаходиться устя притоку, а також повздовжнім похилом. Злиття потоків супроводжується втратами енергії місцевого характеру (так звані втрати на злиття), в результаті чого перед місцем з'єднання утворюються деяке підвищення горизонту води порівняно з тим, яке визначається залежністю  $Q = f(h)$  для відповідного створу каналу при рівномірному русі. Роботи, присвячені дослідженню ревеневого режиму у вузлу з'єднання потоків ґрунтуються на застосуванні закону про зміни кількості руху.

З'єднанням потоків займалась велика група вчених: Альферович А., Вейц І., Журін В., Мохов С., Складнев Б., Факторович М., Дупляк В.Д., Матвієнко О., Шліхта В., Бубнов В. та інші.

Загальна гідромеханічна теорія, яка могла б досить достовірно описати механізм з'єднання потоків під різними кутами у великому діапазоні співвідношень витрат, швидкостей, геометричних параметрів, на цей час відсутня.

Розрахунки за різними методиками та порівняння з існуючими даними показали, що найбільш надійно можливо розрахувати підпори при з'єднанні під кутом  $90^\circ$  за рівнянням (1), отриманим Дупляком В.:

$$\frac{\varepsilon^2}{\sigma_1(1+\sigma_1)} + \frac{\sigma_1^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_1) = \frac{1}{\sigma_2(1+\sigma_2)} + \frac{\sigma_2^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_2) \quad (1)$$

а при співвідношенні витрат бокового та прямого потоків до з'єднання більше 0.3 – з поправкою Шліхти В.:

$$\Delta h = K_L \frac{Q_3}{Q_1} \left( 2 + \frac{Q_3}{Q_1} \right) \frac{V_1^2}{g} \quad (2)$$

де  $\varepsilon = \frac{Q_1}{Q_2}$ ;  $\sigma_1 = \frac{m_1 h_1}{\vartheta_1}$ ;  $\sigma_2 = \frac{m_2 h_2}{\vartheta_2}$ ;  $\sigma_n = \frac{m h_k}{\vartheta}$ ;  $Q_1, Q_2$  – витрата в основному

руслі до з'єднання та після з'єднання потоків;  $Q_3$  – витрата в боковому руслі;  $m_1 = m_2 = m$  – укоси основного русла відповідно до та після з'єднання;  $h_1; h_2; h_3$  – глибина води, відповідно, в прямому руслі до з'єднання потоків та після з'єднання та в боковому руслі;  $\vartheta_1 = \vartheta_2 = \vartheta$  – ширина основного русла;  $K_L = 1,2$  – експериментальний коефіцієнт, який враховує додаткові втрати енергії на границі розділу транзитного потоку в коловоротній області;  $V_1$  –

швидкість руху в основному руслі до з'єднання;  $h_k = \sqrt[3]{\frac{\alpha Q_2^2}{g \vartheta^2}}$  – критична

глибина умовного прямокутного русла, яке має ширину, що дорівнює ширині трапецеїдального прямого русла за вузлом з'єднання.

### Методика розрахунку підпору

З'єднання потоків під кутом  $\varphi$  бокового русла до прямого відбувається за схемою, представленою на рис.1 за наступних припущень:

- відсутності перепони в прямому руслі;
- форма русла приведена до трапецеїдальної;
- однаковий переріз русла до з'єднання та після ( $\vartheta = Const$  і  $m = Const$ );
- похил основного русла близький до нуля.

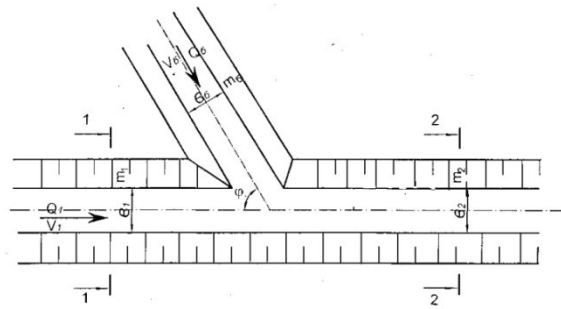


Рис.1. Схема з'єднання потоків

В загальному вигляді для кутів з'єднання  $90^0$  та близьких до них додатковий підпор описується рівнянням:

$$\frac{\varepsilon^2}{\sigma_1(1+\sigma_1)} + \frac{\sigma_1^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_1) = \frac{1}{\sigma_2(1+\sigma_2)} + \frac{\sigma_2^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_2) + \left| \frac{\sigma_3^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_3)\cos\varphi \right| \quad (3)$$

Якщо  $\varphi = 90^0$ , то рівняння спрощується:

$$\theta = \frac{\varepsilon^2}{\sigma(1+\sigma)} + \frac{\sigma^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma), \quad (4)$$

де  $\varphi$  – кут з'єднання потоків;  $\theta$  – константа, визначається за графіками.

В загальному випадку рішення рівняння (3) можливо отримати методом підбору (поступового наближення).

Глибина потоку перед з'єднанням буде:

$$h_1 = \frac{\sigma_1 \theta_1}{m_1} = h_2 + \frac{\Delta \sigma \theta_2}{m_2} \quad (5)$$

Результати розрахунків по залежності (3) та (4) при  $Q_3/Q_1 > 0,3$  можуть давати дещо занижені значення підпору перед вузлом з'єднання потоків. В такому випадку рекомендується проводити перевірку за залежністю:

$$h_1 = h_2 + 2,24 \frac{Q_3}{Q_1} \left( 2 + \frac{Q_3}{Q_1} \right) \cdot \frac{Q_1^2}{2g \cdot \omega_2^2} \quad (6)$$

### Апробація методики

Побудові розрахункових схем вузлів з'єднання потоків різної забезпеченості передувало детальне обстеження в натурі гирлових ділянок річок, фотографування, їх ідентифікація на картах, побудова на основі існуючих топографічних матеріалів поперечних перерізів русел в розрахункових створах.

Для розрахунків приймалась однакова забезпеченість витрати води як основної річки так і її приток. Максимальні рівні води при проходженні паводків 1% забезпеченості визначались при моделюванні на програмному забезпеченні MIKE 11 за даними значень витрат та рівнів води на гідрологічних постах. Якщо гідрологічні пости на притоці були відсутні, то значеннями витрат розраховувались за створами аналогами. Результати



розрахунків порівнювались з заміряними на гідропостах та відновленими рівнями води по міткам високих вод. Основними притоками р. Тиса є Косівська (Кісва), Шопурка, Тересва, Ріка, Теробля, Боржава, Апишця, Іза, Вишеу, Сепниця (з території Румунії). Лінійна схема р. Дністер представлена на рис. 2. Для кожного вузла з'єднання розраховувалась витрата основної річки до з'єднання та після та витрата бокової притоки. Параметри перерізу приводились до трапецеїдальної форми.

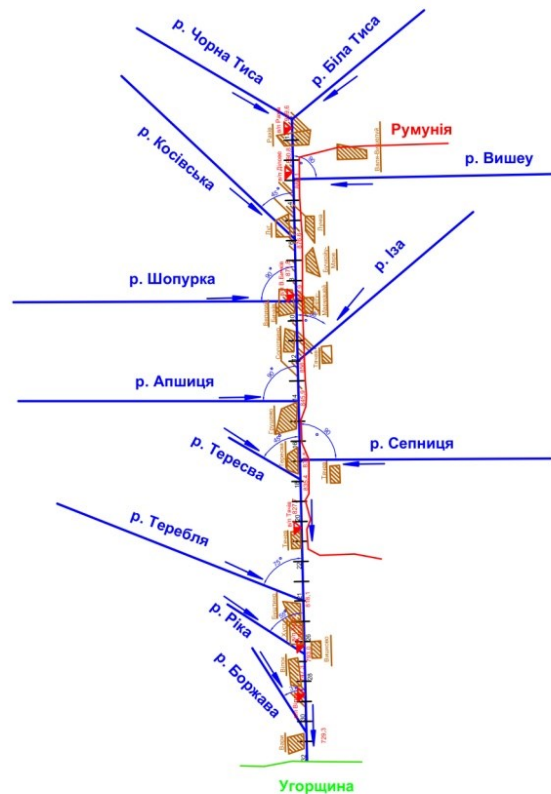


Рис.2. Лінійна схема р. Тиса

### Результати та дискусія

Використовуючи рівняння (3), (4) та (5) були проведені розрахунки підпору у вузлах з'єднання р. Тиса з її притоками за формулою (5) та по уточненій формулі (6). Результати розрахунків на основних притоках представлені в таблиці 1.

Аналіз гідрологічних даних щодо величин паводків рідкої повторюваності в басейні р. Тиса, показує, що бокові притоки які мають значно менші витрати ніж основна річка не утворюють підпори.

Підпори від річок що мають співвідношення до основної річки більше 30% можуть сягати від 0,3 до 1,42 м, що необхідно враховувати при розрахунках.

## Визначення підпорів в вузлах р. Тиса

Бокова притока	$Q_3/Q_1$	Підпор, м (5)*	Підпор, м (6)**
Вишеу	1,0	1,42	1,53
Косівська	0,12	0,33	-
Шопурка	0,2	0,24	-
Іза	0,31	0,47	0,50
Апшиця	0,13	0,63	-
Сепниця	0,07	0,08	-
Тересва	0,41	0,80	0,91
Теребля	0,25	0,72	0,70
Ріка	0,33	0,28	0,33

\*  $h_1-h_2$  розраховане за формулою (5)

\*\*  $h_1-h_2$  розраховане за формулою (6)

**Висновки**

Наведена послідовність розрахунку підпору в вузлах з'єднання основної річки з притоком. Дана методика розрахунків достатньо проста, не вимагає спеціального обладнання і може використовуватись для інженерних розрахунків. Апробація даної методики розрахунку показала, що при співвідношенні витрати притоку та основної річки  $Q_3/Q_1 < 0.2$  підпор практично відсутній (значення в межах точності розрахунків). При співвідношенні  $Q_3/Q_1 > 0,3$  та куті з'єднання меншим за  $90^\circ$  розрахунок за формулою (6) та (5) дають практично однакові значення.

**Список літератури**

1. Трофимов Г.И. Рациональное начертание границ на участке слияния двух потоков // Труды ЛИИВТ. В.132. Л.:Транспорт. 1972.
2. Козлов Д.А., Будыка С.Х. Определение глубины в зоне слияния безнапорных потоков под углом  $\pi/2$ . // Док. АН БССР, 1976. Т.20, № 7. С.649-652.
3. Дупляк В.Д. Определение глубин воды в трапецеидальном канале в зоне соединения с боковым потоком, поступающим под углом  $\pi/2$ . / в кн. Мелиорация и водное хозяйство. К., 1975. Вып. 33. С. 86-96.
4. Шлихта В.М. Кинематика потока в узле слияния за трубчатыми выпускными сооружениями. Диссертация на соискание ученой степени канд. техн. наук. Ровно, 1990. 173 с.
5. Величко С.В., Дупляк О.В. Дослідження впливу трансформації 1% паводкової витрати сухими гірськими ємностями на рівні паводкової витрати річок басейну Тиси // Проблеми водопостачання, водовідведення і гідравліки. К.: КНУБА, 2013. Вип.22. С.173-180.

Стаття надійшла до редакції 23.11.17

С.С. ДУШКИН, доктор технических наук, профессор  
С.С. ДУШКИН, кандидат технических наук  
Харьковский национальный университет городского хозяйства  
имени А.Н. Бекетова

## ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ КОНТАКТНЫХ ОСВЕТИТЕЛЕЙ ПРИ ПОДГОТОВКЕ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

*Рассмотрены вопросы, связанные с использованием контактных осветлителей при подготовке питьевой воды с применением концентрированного раствора сульфата алюминия.*

**Ключевые слова:** контактная коагуляция, контактный осветлитель, раствор сульфата алюминия, качество фильтрата, интенсификация процессов очистки воды.

*Розглянуті питання, пов'язані з використанням контактних освітлювачів при підготовці питної води із застосуванням концентрованого розчину сульфату алюмінію.*

**Ключові слова:** контактна коагуляція, контактний освітлювач, розчин сульфату алюмінію, якість фільтрату, інтенсифікація процесів очищення води.

*The questions related to the use of contact clarifiers in the preparation of drinking water with the use of the concentrated aluminum sulfate solution are considered.*

**Key words:** contact coagulation, contact clarifier, aluminum sulfate solution, filtrate quality, intensification of processes of water treatment.

Метод очистки воды, основанный на использовании явления контактной коагуляции, называется методом контактного осветления. Данный метод в состоянии обеспечить высокий и устойчивый эффект при различных изменяющихся по сезонам года физико-химических условиях коагуляции, с меньшими дозами коагулянта, чем в обычной схеме очистки воды с отстаиванием и фильтрацией [1].

Контактные осветлители представляют собой сооружения для осветления и обесцвечивания воды, совмещающие функции камеры хлопьеобразования, отстойника и скорого фильтра; являются разновидностью скорого фильтра. Работают контактные осветлители по принципу фильтрования в направлении убывающей крупности зерен через слой загрузки большой толщины; действие их основано на принципе контактной коагуляции, которая происходит при фильтровании воды через зернистую загрузку.

Контактные осветлители целесообразно применять в одноступенчатых схемах очистки маломутных цветных и мутно-цветных вод, когда общее содержание взвешенных веществ в поступающей на контактные осветлители воде, включая взвесь, образующуюся в результате введения в воду реагентов, не превышает 150 мг/л. При большем содержании взвеси в воде резко возрастает расход воды на промывку контактных осветлителей [2].

Преимущества метода контактного осветления воды, заключающиеся в принципиальной возможности осветления воды в одном сооружении, уменьшении доз коагулянта, возможности получения высокого эффекта осветления воды без применения каких-либо дополнительных реагентов и, наконец, в возможности осветления больших масс воды при минимальных потерях напора, требуют применения специального сооружения, отвечающего закономерностям контактной коагуляции. Радикальной мерой увеличения грязеемкости загрузки является фильтрование воды в направлении убывающей крупности зерен, этот принцип имеет место в контактном осветлителе.

Рассмотрение опубликованных работ [3, 4, 5] позволяет выделить следующие методы интенсификации процесса осветления воды в контактных осветлителях:

- фильтрование в направлении убывающей крупности зерен загрузки, а также ее укрупнение с одновременным увеличением высоты слоя с целью снижения интенсивности прироста потерь напора за счет рассредоточения загрязнений в возможно большем объеме (наиболее удачно это реализуется в контактных осветлителях);

- применение различных способов предварительной обработки воды с целью увеличения плотности и прочности задерживаемых фильтром загрязнений, более равномерного их распределения в толще фильтрующего слоя;

- применение для загрузки зернистых материалов с высокой межзерновой пористостью и развитой удельной поверхностью.

Условиями эффективной работы контактных осветлителей являются соблюдение установленной скорости фильтрования, выбор оптимальных доз реагентов, а также своевременная и качественная промывка и сохранение загрузки в надлежащем санитарном и техническом состоянии.

Анализ существующих методов повышения эффективности работы контактных осветлителей показывает, что весьма актуальным является разработка новых, более эффективных как по капитальным, так и по эксплуатационным затратам, методов, интенсифицирующих процессы контактной коагуляции, к числу которых относится рассматриваемый в данной работе метод обработки воды концентрированным раствором коагулянта, который позволяет улучшить качество воды, снизить расходы реагентов, уменьшить габариты отдельных сооружений реагентного хозяйства, снизить себестоимость осветленной воды.

Исследования проводились на лабораторной установке, состоящей из двух стеклянных колонн диаметром 100 мм и высотой 1000 мм, заполненных кварцевым песком  $d = 0,5...1,2$  мм,  $d_{\text{экв}} = 0,7...0,8$  мм, высотой 800 мм. Фильтрация осуществляется снизу вверх, скорость фильтрования не превышала 1 м/ч.

Во время проведения опытов фиксировалось качество фильтрата и потеря напора в загрузке. Качество фильтрата оценивалось путем измерения коэффициента ослабления света с помощью фотоэлектроколориметра. Потери напора определялись по данным пьезометров пьезометрического щита.

Качественная характеристика исследуемой воды приведена в табл. 1.

Таблица 1

**Качественная характеристика исследуемой воды**

№ п/п	Наименование показателя	Показатели	
		маломутная цветная вода	мутно-цветная вода
1.	Температура, °С	9,5...10,1	9,5...10,1
2.	Содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	12,5	55
3.	Цветность, град. ПКШ	75	90
4.	рН	7,1...7,3	7,1...7,3
5.	Общая жесткость, моль/дм <sup>3</sup>	3,7...4,1	3,8...4,2
6.	Щелочность, моль/дм <sup>3</sup>	2,4...2,8	2,5...2,7

Концентрация раствора коагулянта не превышала 25%, доза коагулянта сульфата алюминия – 45...70 мг/дм<sup>3</sup>, считая на чистый продукт.

Влияние концентрированного раствора сульфата алюминия на очистку маломутных цветных вод приведена в табл. 2, кривые контактной коагуляции для мутноцветной воды показаны на рис. 1.

Анализ опытных данных показывает, что использование концентрированных растворов коагулянта сульфата алюминия позволяет снизить его дозы в среднем на 20...25% без ухудшения качества очистки воды. Так, при концентрации раствора 10% и дозе его 45 мг/дм<sup>3</sup> содержание взвешенных веществ и цветность осветленной воды составляет соответственно 5,1 мг/дм<sup>3</sup> и 25 град. ПКШ. При обработке воды концентрированным 25% раствором коагулянта содержание взвешенных веществ и цветность осветленной воды находятся на прежнем уровне, при этом снижение дозы коагулянта составляет 28,5%.

Таблица 2

**Влияние концентрации растворов коагулянта сульфата алюминия  
на очистку маломутных цветных вод**

Качественные показатели осветляемой воды			Концентрация раствора коагулянта, %	Доза коагулянта, мг/дм <sup>3</sup>	Показатели осветленной воды		Улучшение показателей осветленной воды, %		Снижение дозы коагулянта, %
t, °C	Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	Цветность, град. ПКШ			Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	Цветность, град. ПКШ	Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	Цветность, град. ПКШ	
9,5...10,1	12,5	75	10	45	5,1	25	—	—	—
9,5...10,1	12,5	75	15	45	4,4	22	15,9	13,6	—
9,5...10,1	12,5	75	20	45	4,0	18	24,5	38,8	—
9,5...10,1	12,5	75	25	45	4,2	20	21,4	25	—
9,5...10,1	12,5	75	20	40	4,8	23	8,5	8,6	12,5
9,5...10,1	12,5	75	25	35	4,9	23	4,1	8,6	28,5

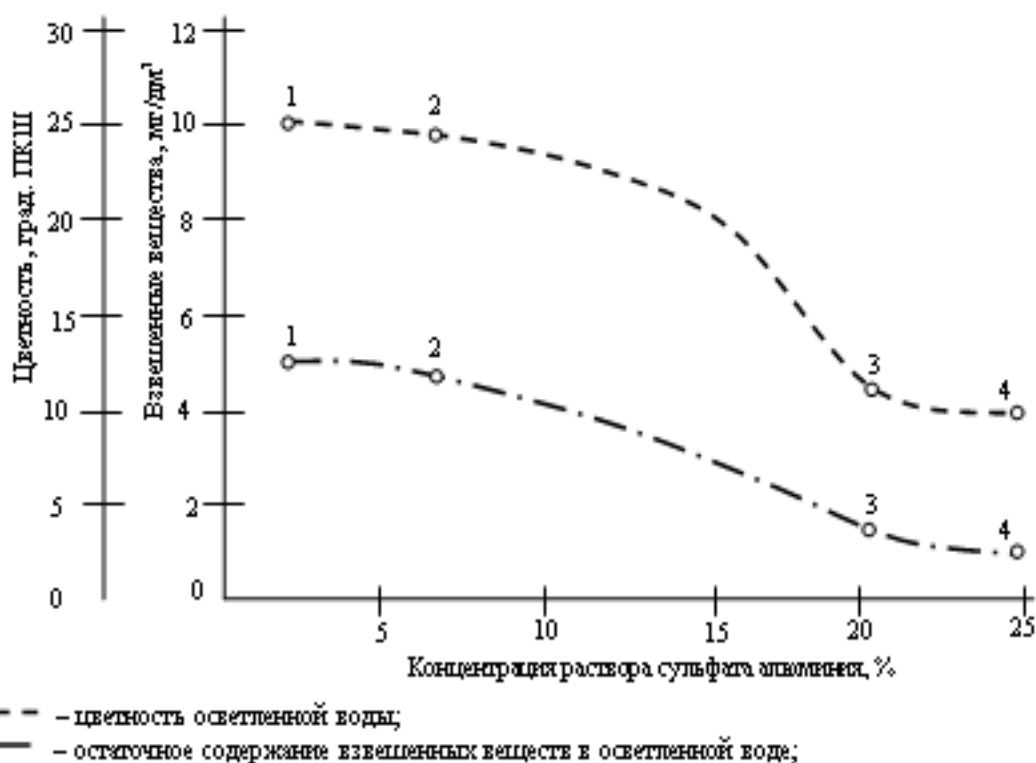


Рис. 1. Кривые контактной коагуляции для мутно-цветной вод

Кривые контактной коагуляции (рис. 1) позволяют сделать вывод, что обработка воды концентрированным раствором коагулянта на I стадии коагуляции не оказывает существенное влияние на качество фильтрата, затем после определенного значения дозы концентрированного раствора

коагулянта качество фильтрата улучшается и уменьшается расход коагулянта без ухудшения качества фильтрата. Анализ кривых контактной коагуляции показывает, что зоны контактной коагуляции при использовании концентрированных растворов коагулянта имеют несколько меньшую величину, чем при обработке воды растворами коагулянта более низкой концентрации, что достаточно хорошо согласуется с исследованиями, выполненными Л.А. Кульским и др. [6].

Опытные данные показывают, что использование концентрированного раствора коагулянта сульфата алюминия позволяет снизить дозы его в среднем на 20% без ухудшения качества осветленной воды. Так, при концентрации коагулянта 10%, содержание взвешенных веществ в осветленной воде составляет 5,1 мг/дм<sup>3</sup> и цветность воды – 25 град. ПКШ, а при концентрации коагулянта 20...25%, содержание взвешенных веществ и цветность воды составляет, соответственно, 4 мг/дм<sup>3</sup> и 18 град. ПКШ. При снижении дозы коагулянта до 35% содержание взвешенных веществ в осветляемой воде составляет 4,1 мг/дм<sup>3</sup>, цветность – 23 град. ПКШ, т.е. находится на уровне 100% расхода коагулянта.

#### **Вывод**

Использование концентрированного раствора коагулянта сульфата алюминия позволяет интенсифицировать процессы очистки воды в контактных осветлителях, что находит выражение в повышении качества осветленной воды и снижение расхода коагулянта в среднем на 20...25%.

#### **Список литературы**

1. *Кульский Л.А.* Теоретические основы и технология кондиционирования воды / Л. А. Кульский. К.: Наукова думка, 1983. 528 с.
2. *Минц Д. М.* Теоретические основы технологии очистки воды / Д.М. Минц. М.: Стройиздат, 1964. 155 с.
3. *Душкин С. С.* Повышение эффективности работы фильтров очистных сооружений водопровода / С. С. Душкин, Е. Б. Сорокина, Г. И. Благодарная // Вестник Харьковского государственного политехнического университета. Вып. 65. Х.: ХГПУ, 1999. С. 30-34.
4. *Шуберт С. А.* Опыт применения метода контактного осветления воды и пути его усовершенствования / С. А. Шуберт, З. Я. Городищев, В. П. Криштул и др. // Водоснабжение: науч. труды. М.: ОНТИ, 1968. №53. С. 11-20.
5. *Душкин С. С.* Анализ причин, влияющих на продолжительность фильтроцикла контактных осветлителей / С. С. Душкин, В. О. Тихонюк // Коммунальное хозяйство городов: Науч.-техн. сб. Вып. 29. К.: Техника, 2001. С. 7-8.
6. *Кульский Л. А.* Повышение эффективности обработки воды путем применения концентрированных растворов коагулянта / В.Ф. Накорчевская, Л. А. Кульский, В.А. Ромоданова, В.М. Зайцева // Журнал «Водоснабжение и санитарная техника» № 1. 1974. С. 22-25.

*Стаття надійшла до редакції 5.11.17*

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук,  
А.С. КАРАГЯУР, доктор технических наук  
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры  
В.Н. ВОЛКОВ  
Коммунальное предприятие «Харьководоканал»

## ИССЛЕДОВАНИЕ РАБОТЫ СКОРОГО ФИЛЬТРА С ОТВОДОМ ЧАСТИ ПОТОКА В НИЖНИЕ СЛОИ И ДООЧИСТКОЙ НА ДРЕНАЖНОЙ СИСТЕМЕ

*Розроблено математичну модель процесу послідовного фільтрування малокоцентрованої суспензії через шар зернистого завантаження і пористу перегородку з волокнистих полімерних матеріалів з відведенням частини потоку в нижні шари. Розглянуто фільтрування з утворенням шару осаду на пористій перегородці. Обґрунтовано основні напрями вдосконалення конструкції швидкого фільтра і дренажної системи.*

**Ключові слова:** зернисте фільтруюче завантаження, завислі речовини, дренажна система, волокнисті полімерні матеріали, математична модель.

*Разработана математическая модель процесса последовательного фильтрования малокоцентрированной суспензии через слой зернистой загрузки и пористую перегородку из волокнистых полимерных материалов с отводом части потока в нижние слои. Рассмотрено фильтрование с образованием слоя осадка на пористой перегородке. Обоснованы основные направления усовершенствования конструкции скорого фильтра и дренажной системы.*

**Ключевые слова:** зернистая фильтрующая загрузка, взвешенные вещества, дренажная система, волокнистые полимерные материалы, математическая модель.

*A mathematical model of the consistent filtration process of a low-concentration suspension through a layer of granular media and a fibrous polymeric porous septum with the bypass of part of the flow to the lower layers is developed. The filtration with the formation of a sediment layer on a porous septum is considered. The main directions of improvement of the rapid filter design and drainage system are justified.*

**Keywords:** granular filtering media, suspended solids, drainage system, fibrous polymeric materials, mathematical model

Скорые фильтры с зернистой загрузкой являются важной составляющей в технологической схеме подготовки питьевой воды из поверхностных источников. При эксплуатации данных сооружений



существенной проблемой является обеспечение как можно полного использования грязеемкости фильтрующей загрузки. Это дает возможность увеличить продолжительность фильтроцикла, и соответственно, уменьшить количество промывной воды, необходимой для регенерации, что, в свою очередь, обеспечивает значительное сокращение эксплуатационных затрат [1, 3]. При однослойной загрузке первый по направлению фильтрации слой зачастую быстро кольматируется, потери напора достигают предельных значений, фильтр необходимо отключать на регенерацию. При этом нижние слои остаются практически «чистыми».

Для более равномерного распределения загрязнений по высоте фильтрующего слоя широко используют двухслойную загрузку с убывающей по направлению фильтрации крупностью зерен [2, 1370; 3, 9; 4, 137]. Во избежание перемешивания слоев при промывке они должны иметь разную плотность. Это условие, плюс требования для каждого слоя к высокой пористости, достаточной извлекающей способности, устойчивости к истиранию, а также увеличение расширения слоя при промывке, ограничивает выбор материалов как естественного, так и искусственного происхождения.

В связи с этим извлечение из воды тонкодисперсной взвеси с помощью полимерных волокнистых пористых материалов имеет ряд преимуществ. При том, что обеспечивается качество очистки не хуже, чем на зернистой загрузке из кварцевого песка или пенополистирола [5, 8], исключается вынос частиц волокнистой загрузки, соответственно, ее перемешивание с зернистым слоем, возможно изготовление оболочек в широком диапазоне размеров пор, в том числе переменной величины.

Для интенсификации работы скорых фильтров предлагается проводить доочистку воды после прохождения зернистого слоя на пористых оболочках дренажных систем [6, 102]. Для уменьшения потерь напора при регенерации возможно применение оболочек с порами, расширяющимися при промывке, или отдельных дренажей, работающих только на прием фильтрата. При наличии доочистки крупность зернистой загрузки можно увеличить, подобрав такие параметры, при которых продолжительность фильтроцикла будет максимальна. Если же характеристики существующих зернистых материалов не соответствуют рациональным величинам, то повысить эффективность фильтрации возможно за счет отвода части потока из надфильтрового пространства в нижние слои. Регулируя высоту расположения переливной перегородки и глубину отвода части потока можно добиться равномерного распределения загрязнений по толщине зернистого слоя, а также обеспечить рациональную нагрузку на пористую волокнистую оболочку.

Целью исследований является усовершенствование математической модели работы скорого фильтра с отводом части потока в нижние слои, где осуществляется последовательная очистка малоконцентрированной суспензии в зернистом слое и на пористой волокнистой перегородке, а также теоретическое обоснование рациональных параметров данного сооружения.

При математическом моделировании процесса последовательной очистки воды на скором фильтре с зернистой и волокнистой загрузкой, а также отводом части потока в нижние слои, приняты следующие допущения и упрощения:

- течение очищаемой жидкости через слой зернистой загрузки и пористую перегородку происходит в ламинарном режиме;
- вклад диффузии в перенос взвешенных веществ при фильтрации в слое зернистой загрузки мал в сравнении с другими составляющими;
- кинетика изменения концентрации взвешенных веществ в зернистой загрузке описывается линейной зависимостью;
- фильтрование через пористую перегородку происходит с образованием слоя несжимаемого осадка, пористая перегородка не коагулируется;
- образование слоя осадка на пористой перегородке происходит равномерно по всей ее площади;
- содержание взвеси в воде, прошедшей через пористую перегородку, зависит от ее рейтинга фильтрации (размеров пор) и не превышает критическое значение для фильтрата;
- подача воды на фильтр не изменяется во времени  $Q_0 = const$ ;
- в начале фильтроцикла остаточная концентрация взвешенных веществ в зернах загрузки и на поверхности пористой перегородки равна нулю.

С учетом принятых допущений основу математической модели работы фильтра с доочисткой на дренажной системе и отводом части потока в нижние слои составляют следующие уравнения и зависимости:

1) уравнение фильтрации

– для потока 1, который фильтруется через верхний слой зернистой загрузки,

$$Q_1(t) = \frac{\rho g}{\mu} \frac{h_w(t) + h_{31} + h_{32}}{\frac{R_{3.3.1}(t)}{F_{3.3.}} + \left(1 + \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)}\right) \left(\frac{R_{3.3.2}(t)}{F_{3.3.}} + \frac{R_{oc}(t)}{F_{п.п.}} + \frac{R_{п.п.}}{F_{п.п.}}\right)}; \quad (1)$$

– для потока 2, который отводится в нижний слой зернистой загрузки,

$$Q_2(t) = \frac{\rho g}{\mu} \frac{h_w(t) + h_{31} + h_{32}}{\frac{R_n(t)}{b(h_w(t) - h_n)} + \left(1 + \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)}\right) \left(\frac{R_{3.3.2}(t)}{F_{3.3.}} + \frac{R_{oc}(t)}{F_{п.п.}} + \frac{R_{п.п.}}{F_{п.п.}}\right)}; \quad (2)$$

2) зависимость, описывающая изменение толщины слоя воды над слоем фильтрующей загрузки

$$h_w(t) = \frac{Q_0 - (Q_1(t) + Q_2(t))}{F_{3.3.}} t; \quad (3)$$

3) уравнение переноса взвешенных частиц взвеси потоком фильтрующейся жидкости

$$n_3(z,t) \frac{\partial C(z,t)}{\partial t} + V(t) \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} + \frac{\partial S(z,t)}{\partial t} = 0; \quad (4)$$

4) уравнение массопередачи частиц взвеси из воды в твердую фазу зернистой загрузки

$$\frac{\partial S(z,t)}{\partial t} = b(t)C(z,t) - a(t)S(z,t); \quad (5)$$

5) зависимости для определения кинетических коэффициентов  $a(t)$  и  $b(t)$

$$a(t) = \frac{V(t)}{d_{3.3.}} \alpha; \quad b(t) = \frac{\beta}{(V(t))^{0.7} d_{3.3.}^{1.7}}; \quad (6)$$

6) зависимость, учитывающая изменение пористости зернистой загрузки в результате кольматации

$$n_{3.3.}(z,t) = n_{03.3.} - \frac{S(z,t)}{\gamma}; \quad (7)$$

7) зависимость, учитывающая изменение удельного сопротивления зернистой загрузки в результате кольматации

$$r_{3.3.}(z,t) = r_{03.3.} \left( \frac{n_{03.3.}}{n_{3.3.}(z,t)} \right)^3; \quad (8)$$

8) зависимости для определения удельного сопротивления незакольматированной загрузки, осадка и пористой перегородки (для пористой перегородки зависимость Козени-Кармана модифицирована, т.к. расчетным параметром является размер не зерна, а поры)

$$r_{03.3.} = k_1 F_{уд.3.3.}^2 \frac{(1-n_{03.3.})^2}{n_{03.3.}^3}, \quad r_{ос} = k_1 F_{уд.ос.}^2 \frac{(1-n_{ос})^2}{n_{ос}^3}, \quad r_{п.п.} = \frac{k_1 F_{уд.п.п.}^2}{n_{п.п.}}; \quad (9)$$

9) зависимость для определения толщины слоя осадка, образующегося на поверхности пористой перегородки

$$h_{ос}(t) = \frac{(Q_1(t) + Q_2(t)) E(d_{ос}) C(h_{3.3.1}(t))}{\rho_{ос} F_{п.п.} n_{03.3.}} t; \quad (10)$$

10) зависимость для расчета концентрации взвешенных веществ в воде в месте соединения потоков  $Q_1$  и  $Q_2$

$$C(h_{3.3.1}(t)) = \frac{C_1(h_{3.3.1}(t)) Q_1(t) + C_0 Q_2(t)}{Q_1(t) + Q_2(t)}, \quad (11)$$

где  $t$  – время, с;  $Q_1$  – расход воды, который фильтруется через верхний слой, м<sup>3</sup>/с;  $Q_2$  – расход воды, который отводится в нижний слой, м<sup>3</sup>/с;  $Q_0$  – расход воды, который подается на фильтр, м<sup>3</sup>/с;  $F_{3.3.}$  – площадь фильтрации зернистой загрузки, м<sup>2</sup>;  $F_{п.п.}$  – площадь фильтрации пористой перегородки,

м<sup>2</sup>;  $R_n$  – сопротивление переливной перегородки, м<sup>-1</sup>;  $R_{3.3.1}(t) = \int_0^{h_{3.3.1}} r_{3.3.}(z,t) dz$ ,

$R_{3.3.2}(t) = \int_{h_{3.3.1}}^{h_{3.3.2}} r_{3.3.}(z,t) dz$  – сопротивление верхнего и нижнего слоя зернистой

загрузки  $m^{-1}$ ;  $R_{п.п.} = \sum_{i=1}^k h_{п.п.i} r_{п.п.i}$  – сопротивление пористой перегородки  $m^{-1}$ ;

$R_{ос}(t) = h_{ос}(t)r_{ос}$  – сопротивление слоя осадка,  $m^{-1}$ ;  $r_{з.з.}(z, t)$  – удельное сопротивление зернистой загрузки,  $m^{-2}$ ;  $r_{0з.з.}$  – удельное сопротивление незакольтированной зернистой загрузки,  $m^{-2}$ ;  $r_{п.п.i}$  – удельное сопротивление  $i$ -го слоя пористой перегородки,  $m^{-2}$ ;  $r_{ос}$  – удельное сопротивление слоя осадка,  $m^{-2}$ ;  $\mu$  – динамическая вязкость, Па·с;  $g$  – ускорение свободного падения,  $m/c^2$ ;  $h_{з.з.1}$  – толщина верхнего слоя зернистой загрузки, м;  $h_{з.з.2}$  – толщина нижнего слоя зернистой загрузки, м;  $h_{ос}(t)$  – толщина слоя осадка на пористой перегородке, м;  $h_{п.п.i}$  – толщина  $i$ -го слоя пористой перегородки, м;  $h_w(t)$  – толщина слоя воды над слоем зернистой загрузки, м;  $h_p$  – высота расположения переливной перегородки над зернистой загрузкой, м;  $b$  – ширина переливной перегородки, м;  $z$  – вертикальная координата, м, которая изменяется в диапазоне от 0 до  $(h_{з.з.1}+h_{з.з.2})$ ;  $C(z, t)$  – концентрация частиц взвеси в фильтрующейся жидкости,  $кг/м^3$ ;  $S(z, t)$  – концентрация частиц взвеси, задержанных на зернах фильтрующей загрузки,  $кг/м^3$ ;  $V(t)$  – скорость фильтрования, м/с, на участке от 0 до  $h_{з.з.1}$   $V(t) = Q_1(t)/F_{з.з.}$ , на участке от  $h_{з.з.1}$  до  $h_{з.з.2}$   $V(t) = (Q_1(t) + Q_2(t))/F_{з.з.}$ ;  $a(t)$  и  $b(t)$  – коэффициенты, соответственно, отрыва и прилипания частиц взвеси к зернам загрузки,  $c^{-1}$ ;  $\alpha$  и  $\beta$  – коэффициенты, учитывающие физико-химические свойства зерен загрузки и фильтрующейся через нее суспензии;  $n_{з.з.}(z, t)$  – пористость зернистой загрузки;  $n_{0з.з.}$  – пористость незакольтированной зернистой загрузки;  $n_{ос}$  – пористость осадка;  $n_{п.п.}$  – пористость пористой перегородки;  $\gamma$  – концентрация твердых частиц взвеси в осадке,  $кг/м^3$ ;  $F_{уд.} = 6\Phi/d$  – удельная поверхность зерен загрузки (частиц осадка, пор пористой перегородки),  $m^{-1}$ ;  $\Phi$  – коэффициент формы, для шарообразных частиц  $\Phi = 1$ ;  $k_1$  – отношение длины пор к размерам поры (коэффициент извилистости);  $d_з$  – эквивалентный диаметр зерен загрузки, м;  $\rho$  – плотность фильтруемой суспензии,  $кг/м^3$ ;  $\rho_{ос}$  – плотность осадка,  $кг/м^3$ ;  $C_1(h_{з.з.1}, t)$  – концентрация взвешенных веществ в потоке  $Q_1$  после фильтрации через верхний слой,  $кг/м^3$ ;  $C(h_{з.з.}, t)$  – концентрация взвешенных веществ в воде на входе в пористую перегородку,  $кг/м^3$ ;  $C_\phi$  – концентрация взвешенных веществ в фильтрате,  $кг/м^3$ ;  $C_0$  – концентрация взвешенных веществ в воде, поступающей на фильтр,  $кг/м^3$ .

Для решения приведенной системы уравнений приняты следующие краевые условия:

– начальные условия: при  $t = 0$   $C(z, 0) = C_\phi$ ;  $S(z, 0) = 0$ ;

в начале фильтроцикла толщина слоя воды над слоем загрузки равна  $h_w(0) = h_w^{\min}$ , где  $h_w^{\min}$  – минимальный уровень воды над зернистой загрузкой, м;

– граничные условия:

при  $z = 0$   $C(0, t) = C_0$ ,  $S(0, t)$  определяется из уравнения (5):

$$S(0, t) = \frac{b(t)}{a(t)} (1 - e^{-a(t)t}).$$

Фильтр отключается на промывку, когда выполняется условие  $h_w(t) \geq h_w^{\max}$ , где  $h_w^{\max}$  – максимальный уровень воды над зернистой загрузкой, м.

Математическая модель, которая состоит из системы уравнений и зависимостей (1)-(11), реализуется численно методом конечных разностей.

В процессе численного моделирования также было изучено влияние следующих параметров:

– приведенная высота расположения переливной перегородки

$$\eta_{\pi} = \frac{h_{\pi} - h_w^{\min}}{h_w^{\max} - h_w^{\min}};$$

– приведенная глубина (от поверхности зернистой загрузки), на которую отводится с надфильтрового пространства часть потока  $Q_2$

$$\eta_{отв} = \frac{h_{31}}{h_{31} + h_{32}};$$

– приведенный эквивалентный диаметр зерен фильтрующей загрузки  $d_{23.3.}/d_{13.3.}$ , где  $d_{23.3.}$ ,  $d_{13.3.}$  – диаметр зерен загрузки в фильтре, соответственно, усовершенствованной и традиционной конструкции, м.

В качестве критерия эффективности принят параметр  $W_2/W_1$ , представляющий собой отношение объема воды, профильтровавшейся до достижения уровня воды над зернистой загрузкой максимального значения в фильтре усовершенствованной конструкции, к такому же параметру в фильтре традиционной конструкции. Для более объективной оценки эквивалентный диаметр зерен загрузки в сооружении традиционной конструкции подобран таким образом, чтобы время достижения максимального уровня воды в надфильтровом пространстве совпадало со временем, когда качество фильтрата снижается ниже критического, т.е. происходит «проскок» загрязнений.

На рис. 1 представлен пример расчета влияния на эффективность работы фильтра параметра  $d_{23.3.}/d_{13.3.}$ . Рассмотрен фильтр с доочисткой и отводом части потока в нижние слои (1), а также без перепуска части расхода (2).

С увеличением размера зерен зернистой загрузки часть загрязнений проходит ее транзитом и задерживается на пористой оболочке дренажной системы, коагуляция зернистой загрузки уменьшается, эффективность работы фильтра возрастает до некоторого значения. С дальнейшим увеличением размера зерен основную нагрузку принимает пористая перегородка, образующаяся слой тонкодисперсного осадка создает значительное сопротивление, эффективность доочистки снижается.

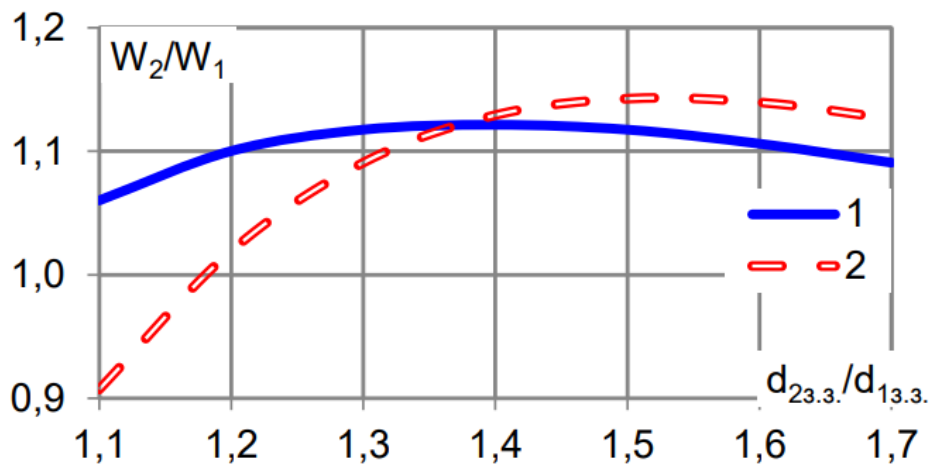


Рис. 1. Влияние размера зерен загрузки на эффективность работы фильтра: **1** – с доочисткой на дренажной системе и отводом части потока в нижние слои; **2** – только с доочисткой на дренажной системе

Следует отметить, что на эффективность доочистки значительно влияют параметры осадка, задерживаемого на оболочке дренажной системы (размер частиц, плотность, пористость, взаимодействие с зернами загрузки в месте расположения дренажной системы и т.д.).

При перепуске части потока, если значение эквивалентного диаметра зерен находится в области, когда более нагруженной является зернистая загрузка, происходит более существенное перераспределение загрязнений на пористую перегородку, эффективность фильтра значительно возрастает. С увеличением диаметра зерен и применением перепуска нагрузка на оболочку дренажной системы возрастает быстрее, чем при отсутствии отвода части потока в нижние слои. Эффективность снижается и становится меньше, чем для фильтра, в котором перепуск части расхода не применяется.

На рис. 2 представлен пример расчета влияния на эффективность работы фильтра параметров  $\eta_n$  и  $d_{23.3}/d_{13.3}$ .

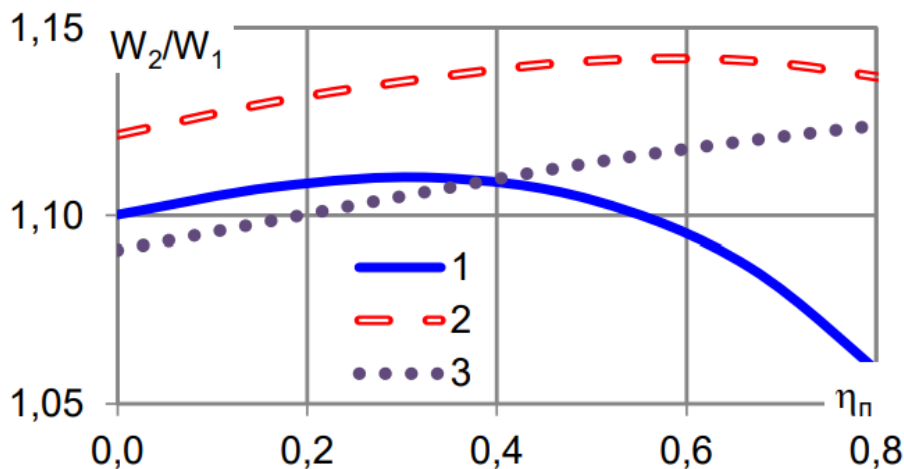


Рис. 2. Влияние высоты расположения переливной перегородки и размера зерен загрузки на эффективность работы фильтра: **1** –  $d_{23.3}/d_{13.3} = 1,2$ ; **2** –  $d_{23.3}/d_{13.3} = 1,4$ ; **3** –  $d_{23.3}/d_{13.3} = 1,7$

- Рассмотрены случаи (рис. 2), когда
- более нагружен зернистый слой (1);
  - зернистый слой и пористая оболочка нагружены приблизительно равномерно (2);
  - более нагружена пористая оболочка (3).

В первом случае перепуск эффективен, когда переливная перегородка расположена на небольшой высоте от минимального уровня воды в надфильтровом пространстве, т.е. отвод воды осуществляется практически сразу с началом процесса фильтрования. Дальнейший подъем переливной перегородки не обеспечивает перераспределение загрязнений на пористую оболочку в достаточной степени, зернистая загрузка остается перегруженной и быстро колюматируется.

Во втором случае высота расположения переливной перегородки практически не влияет на эффективность работы фильтра. Небольшой максимум эффективности реализуется при более высоком расположении переливной перегородки в сравнении с первым случаем.

В третьем случае, как было указано ранее, перепуск только ухудшает эффективность, добавляя нагрузку на перегруженную пористую оболочку. Поэтому максимальное значение эффективности обеспечивается тогда, когда переливная перегородка находится как можно выше и перепуск практически не осуществляется.

Также изучено влияние на эффективность глубины, на которую отводится часть потока, при различном размере зерен загрузки (рис. 3).

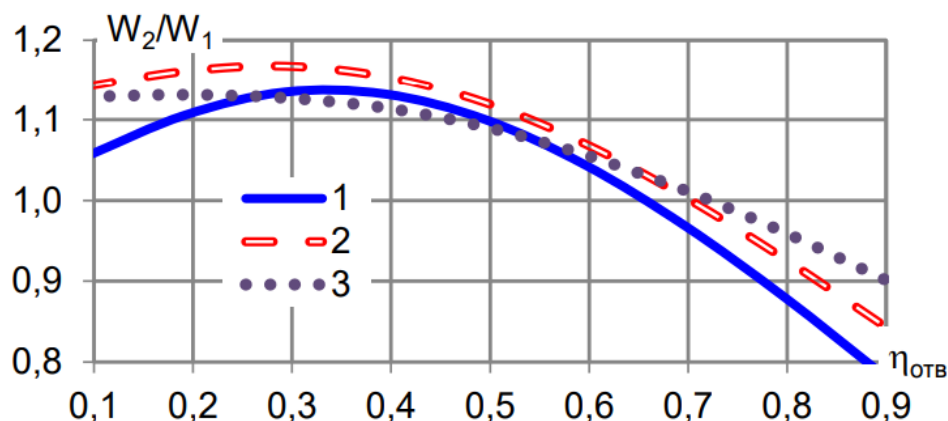


Рис. 2. Влияние параметров  $\eta_{отв}$  и  $d_{23.3}/d_{13.3}$  на эффективность работы фильтра: **1** –  $d_{23.3}/d_{13.3} = 1,2$ ; **2** –  $d_{23.3}/d_{13.3} = 1,4$ ; **3** –  $d_{23.3}/d_{13.3} = 1,7$

Аналогично, с увеличением глубины, на которую отводится часть потока, увеличивается нагрузка на пористую оболочку. При меньших размерах зерен, когда зернистый слой более заколюматирован, максимум эффективности соответствует большей глубине. В этом случае перераспределение на пористую оболочку происходит более интенсивно. С увеличением размеров зерен максимум сдвигается в сторону меньших глубин. При увеличении глубины отвода части потока в толщу загрузки нагрузка на пористую оболочку возрастает, эффективность резко падает.

## **Выводы**

С помощью математического моделирования показана эффективность применения пористой оболочки дренажной системы для доочистки воды, прошедшей слой зернистой загрузки, а также перепуска части потока в нижние слои загрузки для равномерного распределения загрязнений между пористой оболочкой и зернистым слоем.

## **Список литературы**

1. *Грабовский П.А.* Промывка водоочистных фильтров / П.А. Грабовский, Г.М. Ларкина, В.И. Прогульный. Одесса: Оптимум, 2012. 240 с.
2. *Gawade S.* Analysis of PVC rapid sand filter / S. Gawade, Sunil Misal // Imperial Journal of Interdisciplinary Research (IJIR). 2016. Vol. 2, Issue 9. P. 1370-1373.
3. *Mohanty B.* Design and construction of a modified rapid sand filter for treatment of raw water / B. Mohanty, P. Keval, G. Beran, T. Dhruvit // Journal for Research. 2017. Vol. 3, Issue 3. P. 9-13.
4. *Sanyaolu B.O.* Comparative performance of a charcoal dual media filter and a conventional rapid sand filter / B.O. Sanyaolu // Journal of Natural Sciences Engineering and Technology. 2010. Vol. 9, № 1. P. 137-146.
5. *Бугай Н.Г.*, 2007. Контактная реагентная очистка воды фильтрами из волокнисто-пористого полиэтилена / Н.Г. Бугай, А.И.Кривоног А., В.В. Кривоног // Прикладна гідромеханіка. К., 2007. Т. 9, №1. С. 8–22.
6. *Эпоян С.* Повышение эффективности работы фильтровальных сооружений при применении дренажных систем из пористых полимерных материалов/ С. Эпоян, А. Карагяур, В. Волков, В. Яркин // MOTROL. Commission of motorization and energetics in agriculture. Lublin-Rzeszow, 2016. Vol. 18, № 6. P. 102-109.

*Стаття надійшла до редакції 12.12.17*



УДК 628.356.5

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук

Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры,

Н.В. СОРОКИНА, кандидат технических наук

Л.А. ФЕСИК, кандидат технических наук

Одесская государственная академия строительства и архитектуры

## МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАЗДЕЛЕНИЯ ИЛОВЫХ СМЕСЕЙ ВО ВТОРИЧНЫХ ОТСТОЙНИКАХ

*Розглянуто мікробіологічні, фізико-хімічні та біофізичні гіпотези механізму утворення хлопків активного мулу.*

**Ключові слова:** активний мул, біофлокуляція, мілкодисперсна суспензія, хімічна коагуляція, муловий індекс.

*Рассмотрены микробиологические, физико-химические и биофизические гипотезы механизма образования хлопьев активного ила.*

**Ключевые слова:** активный ил, биофлокуляция, мелкодисперсная взвесь, химическая коагуляция, иловый индекс.

*Microbiological, physical-chemical and biophysical hypotheses on the mechanism of formation of active silt flakes are considered.*

**Key words:** activated sludge, bio flocculation, fine suspension, chemical coagulation, sludge index.

Во взвеси, содержащейся в иловой смеси, которая выходит из аэротенков во вторичные отстойники, помимо активного ила имеются в наличии мелкодисперсные включения, представленные свободноплавающими бактериями, органической и минеральной примесью нерастворимых частиц различной природы [2,21].

Поскольку мелкодисперсная взвесь имеет диаметр частиц 0,2-2 мкм, что на один-два порядка меньше эквивалентного диаметра хлопьев активного ила, скорости их осаждения отличаются в сотни раз и удаление мелкодисперсной взвеси происходит вследствие адгезии хлопком активного ила, а не путем свободного осаждения. Таким образом, эффективность осветления определяется структурой хлопка, его реологическими и адгезионными свойствами и, в меньшей степени, количеством мелкодисперсной взвеси.

По микробиологическому направлению образование хлопьев активного ила и их дезинтеграцию рассматривают как результат видовых изменений в

ценозе, приписывая флокулирующие свойства отдельным видам бактерий (например, *Zooglea Ramigera*), простейшим, обуславливающим утилизацию дезинтегрированных частиц хлопка и клеток, нитчатым бактериям, создающим пространственную решетку, и т.п.

Однако в последние годы получено значительное число данных, показывающих, что способностью к биофлокуляции при определенных условиях культивирования обладает большинство групп микроорганизмов.

Последователи физико-химической концепции биофлокуляции рассматривают механизм формирования хлопка активного ила как аналог химической коагуляции. Многочисленными исследованиями показана способность большинства бактерий к коагуляции аналогично гидрофобным коллоидам при величине поверхностного заряда ниже 15 МВ.

Это дает основание рассматривать бактерии как биокolloиды. Наряду с этим установлено также, что выделяемый клетками биополимер обладает свойствами полиэлектролита. На этой основе сделано предположение, что биофлокуляция является результатом взаимодействия высокомолекулярного полиэлектролита с биокolloидными частицами, в качестве которых выступают бактерии. Взаимосвязь между физико-химическими и микробиологическими факторами, определяющими эффективность флокуляции, может быть выявлена на основе более общего биофизического анализа явления.

Связь эффективности флокуляции со степенью обеспеченности (величиной нагрузки на активный ил) отмечалась многими исследователями. Показано, например, что добавление свежего субстрата к флокулированным бактериям вызывает диспергирование хлопьев, к тому же результату приводит отсутствие питания. Это обычное явление с активным илом городских сточных вод (ночью мало стоков, мало питания; днем много стоков, много питания).

Таким образом, можно выделить три состояния биологических систем с точки зрения их склонности к флокуляции. В первом случае при избыточном количестве углеродного питания, что соответствует большому количеству свободной энергии и высокой подвижности клеток, интенсивность образования биополимерного полиэлектролита не достаточна для обеспечения флокуляции. Во втором противоположно предельном случае при остром лимитировании по субстрату равновесие в биоценозе сдвигается в сторону культур, способных метаболизировать биополимер, что приводит к редиспергации хлопьев. Устойчивое стационарное существование хлопьев активного ила реализуются в определенном диапазоне обеспеченности питанием, состоянии хорошо флокулирующего активного ила.

Механизм перехода от свободноплавающих клеток к системе с активным илом может быть представлен следующим образом. В условиях ограниченного углеродного питания клетки снижают количество продуцируемой свободной энергии, при этом двигательная активность

цитоплазмы снижается, что приводит к уменьшению электрокинетического потенциала и, как следствие, к слипанию клеток при их столкновениях в результате броуновского движения и перемешивания. В итоге по данным Поликара, наблюдается явление контактного торможения приостанавливающее не только броуновское движение, но и движение цитоплазмы. Это, в свою очередь, приводит к дальнейшему снижению поверхностного заряда. В результате этих явлений поток субстрата к адгезированным клеткам уменьшается, поскольку увеличивается диффузионное сопротивление и снижается скорость обновления поверхности. Изменение условий внешней среды вызывает падение скорости метаболических реакций и увеличение возраста культуры, приводящее к интенсификации выделения биополимера. В итоге несколько адгезированных клеток покрывается единым биополимерным слоем, формирующим клон [2,53].

Дальнейшей фазой развития процесса флокуляции является образование хлопка активного ила, сформированного из нескольких клонов.

Таким образом, стационарное распределение хлопьев активного ила по размерам устанавливается как результат двух одновременно протекающих и взаимно уравнивающих процессов – диспергирования хлопков под действием турбулентности и их слияние в результате действия сил, обуславливающих флокуляцию.

Рассмотренный характер зависимости условий хлопьеобразования от степени обеспеченности микрофлоры субстратом при отсутствии лимитирования кислородом позволяет объяснить также причины развития нитчатых бактерий в активном иле. Нитчатые бактерии могут появляться в активном иле как при наличии достаточно большого количества кислорода, так и при его нехватке. Это кажущееся противоречие легко устраняется, если учесть, что особенностью бактерий этого вида является повышенная, по сравнению с другими видами, удельная поверхность, обеспечивающая их преимущественное развитие в условиях недостатка в первом случае кислорода. А во втором случае – субстрата.

Способность ила к разделению обычно оценивают с помощью илового индекса  $J_i$ , см<sup>3</sup>/г [1,103; 3,291]. Многочисленными исследованиями показано, что иловый индекс не может служить полноценным показателем процесса осаждения и уплотнения ила. Значение илового индекса существенно зависит от размеров сосуда, в котором производится осаждение ила, и множества других факторов – высоты сосуда, концентрации ила, условий осаждения (консолидирование либо автономное осаждение), интенсивности перемешивания.

Седиментационные свойства иловых смесей оцениваются по кривой Кинша (кривая кинетики снижения границы раздела фаз) [3,381].

На величину илового индекса активного ила влияет суточная нагрузка по величине БПКполн на грамм сухого беззольного вещества ила [3,360]. С

ростом нагрузки от минимальной, характерной для ила продленной аэрации, 100 мг БПК/(г×сут), иловый индекс вначале уменьшается до нагрузки 300 мг БПК/(г×сут), а затем увеличивается при нагрузке 600 мг БПК/(г×сут). К сожалению, в таблицу 10.14 [3,360] не попали значения илового индекса при больших значениях нагрузок. А между тем, при нагрузке 1000 мг БПК/(г×сут) для ила городских сточных вод [3,292] имеется еще один экстремум с величиной илового индекса 80...85 см<sup>3</sup>/г, т.е. аналогичный нагрузкам 300...400 мг БПК/(г×сут). Такой высоконагруженный ил совершенно лишен простейших и мелких животных и имеет высокие седиментационные свойства исключительно вследствие специфики свойств бактериальных микроорганизмов, определяющих и электрические свойства частиц активного ила, и добавляющих к гравитационным характеристикам взвешенных веществ сточных вод новые граничные свойства.

### **Выводы**

Для обеспечения хороших седиментационных свойств активного ила прежде всего необходимо:

- создание оптимальной нагрузки, составляющей для аэротенков на полную очистку 250...350 мг БПК/(г×сут);
- обеспечение кислородом на уровне, исключающем протекание анаэробных процессов;
- поддержание стационарного состояния условий перемешивания иловой смеси при аэрации с исключением условий нарушающих адаптацию.

### **Список литературы**

1. ДБН. В.2.5-75:2013 Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. К., 2013.
2. Евилевич М.А., Брагинский Л.Н. Оптимизация биохимической очистки сточных вод. Л.: Стройиздат, Ленинградское отделение. 1979. 160 с.
3. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод: Навчальний посібник. Рівне: Рівненська друкарня, 2003. 622 с.

*Стаття надійшла до редакції 13.11.17*

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук  
Г.И. СУХОРУКОВ, кандидат технических наук  
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры  
В.А. ЯРКИН  
Коммунальное предприятие «Харьковводоканал»

## ИНТЕНСИФИКАЦИЯ РАБОТЫ ПЕРЕГОРОДЧАТОГО СМЕСИТЕЛЯ КОРИДОРНОГО ТИПА

*Показано важливість інтенсифікації процесу коагуляції води при її очищенні. Наведено результати досліджень перегородчастого змішувача коридорного типу удосконаленої конструкції. Улаштування щілинних поперечних перегородок у коридорах змішувача підвищує ефективність змішування реагентів з водою. На основі регресійного аналізу отримано рівняння регресії, що дозволяє описати процес змішування реагентів з водою та визначити місце вводу другого реагенту.*

**Ключові слова:** перегородчастий змішувач, щілинні перегородки, ефективність змішування, рівняння регресії, другий реагент.

*Показана важность интенсификации процесса коагуляции воды при ее очистке. Приведены результаты исследования перегородчатого смесителя коридорного типа усовершенствованной конструкции. Устройство щелевых поперечных перегородок в коридорах смесителя повышает эффективности смешивания реагентов с водой. На основе регрессионного анализа получено уравнение регрессии, которое позволяет описать процесс смешивания реагента с водой и определить место ввода второго реагента.*

**Ключевые слова:** перегородчатый смеситель, щелевые перегородки, эффективность смешивания, уравнение регрессии, второй реагент.

*The importance of intensifying the coagulation process during water clarification is shown. The results of the study of a partition mixer of the corridor type of the improved design are given. The device of slit lateral partitions in the corridors of the mixer increases the efficiency of mixing the reagents with water. On the basis of regression analysis, a regression equation is obtained, which allows us to describe the process of mixing the reagent with water and determine the location of the second reagent.*

**Keywords:** partition mixer, slotted partitions, mixing efficiency, regression equation, second reagent.

**Введение.** Весь комплекс очистных сооружений водоснабжения состоит из ряда сооружений, которые подготавливают и очищают воду.

Технологические схемы подготовки и очистки воды могут быть самые разнообразные и зависят от физико-химических показателей исходной воды и требований потребителя к ее качеству [1,237; 2,8; 3,34; 4,235; 5,8].

Наиболее распространенным методом очистки воды от взвешенных и коллоидных загрязнений является метод обработки воды коагулянтom, который требует поиска путей для его усовершенствования, а именно увеличение скорости формирования и выпадения коагулированных взвесей в осадок [3,178; 6,80; 7, 302].

Интенсификация процесса коагуляции имеет большое значение в связи с возрастающими требованиями к качеству питьевой воды [8,37; 9,6; 10,15].

Таким образом, повышение эффективности смешения исходной воды с реагентом на водопроводных очистных сооружениях является актуальной задачей.

**Постановка проблемы.** Интенсификация процесса коагуляции заключается в выборе необходимой скорости формирования хлопьев и степени отделения взвеси в объеме обрабатываемой воды, что в конечном итоге играет решающую роль для повышения эффективности осветления воды [11,29; 12,90; 13,81; 14,338].

Процесс смешения раствора коагулянта с водой определяет последующие стадии образования хлопьев гидролизованных форм коагулянта, отстаивания и фильтрование. Гидродинамический режим смешения раствора коагулянта с сырой водой определяет кинетику образования хлопьев, их размер и плотность [15,262; 16, 197; 17,75; 18, 68].

Смешение исходной воды с реагентами осуществляется, как правило, в специальных сооружениях-смесителях. Смесители могут быть гидравлическими и механическими, в зависимости от условий смешивания потока воды с реагентом. Смесители гидравлического типа характеризуются конструктивной простотой и эксплуатационной надежностью, и нашли широкое распространение в нашей стране.

Однако, они не всегда обеспечивают оптимального протекания процессов коагуляции. Недостатками этих конструкций также является невозможность регулирования интенсивности смешения воды, потому что перегородки или устройства для смешивания устроены стационарно. Кроме того, смесители практически используются для смешивания только одного реагента с водой. Поэтому актуальным является усовершенствование конструктивных особенностей гидравлических смесителей для повышения эффективности их работы.

К смесителям гидравлического типа относятся и перегородчатые смесители коридорного типа с горизонтальным движением воды с поворотами на 180°, число поворотов 8-10, которые эксплуатируются на водоочистных комплексах. Однако, смешения реагента с водой в них также протекает при одних и тех же условиях и одинаковых параметрах работы в летний и зимний периоды, а также в периоды паводков. При этом снижается эффективность реагентной обработки и повышается расход коагулянта.

**Целью** данных исследований является интенсификация работы перегородчатого смесителя коридорного типа.

**Основной материал.** В процессе исследований была поставлена задача, подавать различные реагенты в разные места смесителя и регулировать интенсивность смешивания очищаемой воды с реагентом [19,205].

Для интенсификации работы перегородчатого смесителя коридорного типа было предложено установить щелевые поперечные съемные перегородки в коридорах смесителя, а раствор реагентов подавать через лучевые распределители [20,1].

Исследования работы смесителя лучше проводить в лабораторных условиях на моделях, так как на станциях очистки воды должно находиться не меньше двух смесителей, а резервных смесителей не предусматривается, что очень затрудняет условия исследований и эксплуатации.

Моделирование физических явлений представляет собой эффективный метод экспериментальных исследований. Этот метод позволяет на уменьшенной или увеличенной модели изучаемого процесса проводить качественные и количественные наблюдения физических закономерностей, имеющих в натуре, которая часто бывает недоступна для исследований. При этом изучение явлений на модели можно осуществить значительно проще и полнее, чем в натуре. Однако, результаты опытов, проведенных на моделях, могут быть применимы для условий природы, если при проведении опытов будут соблюдены определенные законы моделирования.

Задача физического моделирования - воспроизведение в уменьшенном масштабе изучаемого явления. Естественно, что такое воспроизведение должно обеспечить полное подобие натурального и модельного явления; это означает, что на модели должны наблюдаться процессы той же физической природы, что и в натуре; когда речь идет о движении жидкости, то должно быть обеспечено полное механическое подобие явления; только в этом случае результаты, наблюдаемые на модели, могут быть перенесены на природу.

При моделировании желательно учесть действия сил тяжести и трения [21,18; 22,19;], то есть необходимо одновременно получить равенство числа Рейнольдса и Фруда для модели и природы.

При моделировании по критерию Фруда, скорость движения потока воды в модели горизонтального отстойника необходимо уменьшить в величину корня квадратного с коэффициента масштаба геометрического подобия, а при моделировании по критерию Рейнольдса ее необходимо увеличить в величину коэффициента масштабного геометрического подобия, что одновременно сделать невозможно. Поэтому при моделировании исследуется действие одной силы, которая является главной в явлении, что изучается.

Для геометрически подобных модели и природы, согласно А.А. Сурина [23,38] рассматривают явления движения взвеси в условиях равенства скоростей ( $V_m = V_n$ ), исходя из следующих положений:

- при тождестве входных условий и равенстве скоростей закон падения их в струе будет один и тот же для модели и природы;
- при сохранении геометрического подобия модели и природы и равенства скоростей в них моделировать взвесь не требуется вследствие одинаковых условий ее осаждения (равенство охватываемых скоростей);
- при геометрическом подобии природы и модели равенство скоростей обеспечивает сохранение основных факторов образования и осаждения хлопьев коагулянта.

Моделирование по принципу равенства скоростей позволяет удовлетворять многим критериям подобия  $R_e$ ,  $F_r$  и другим.

Таким образом, в случае со смесителем, в том числе и с перегородчатым смесителем коридорного типа необходимо придерживаться моделирования по критерию равенства скоростей при геометрическом подобии модели и природы, а также при сохранении режима движения воды в них.

Экспериментальные исследования проводились на модели перегородчатого смесителя коридорного типа с горизонтальным движением воды с поворотом на  $180^\circ$ , число поворотов 9 при равенстве скоростей движения потока воды в природе и в модели. В качестве замутнителя служил коагулянт – сернокислый алюминий. Коэффициент эффективности смешения ( $K_c$ ) определяется как отношение минимальной мутности воды ( $M_{min}$ ) к максимальной ( $M_{max}$ ) в каждом канале смесителя. Пробы отбирались в одном и том же месте канала смесителя, но на разных высотах потока.

В исследованиях были приняты щелевые перегородки при скорости движения воды в щелях 0,9...1,1 м/с, а в коридорах от 0,7 до 0,5 м/с. Щелевые перегородки устанавливались в разных коридорах. Температура воды изменялась от 7 до  $17^\circ\text{C}$ . Раствор коагулянта подавался перед щелевыми перегородками по ходу движения потока воды через специальные распределители реагента лучевого типа, которые устанавливались вертикально, а лучи распределителя располагались перпендикулярно щелям щелевых перегородок. Опыты проводились при одинаковых условиях работы смесителя как с щелевыми перегородками, так и без них, что давало возможность сравнивать коэффициенты эффективности смешения ( $K_c$ ). Мутность воды определялась с помощью фотоэлектрокалориметра UV 1600 и весовым способом.

На рис.1 приведена схема экспериментальной установки.

В данную схему входят: перегородчатый смеситель коридорного типа 1; сосуды Мариота 2 на шлангах которых установлены вентили для регулирования расходов реагентов 4, приемные воронки 5, после которых реагенты поступают в лучевые распределители перед щелевыми перегородками (или без них); водопроводная вода по трубопроводу 6



поступает в бак 7 откуда насосом 8 подается в перегородчатый смеситель коридорного типа 1 и далее по трубопроводу 9 в сборный резервуар 10 откуда погружным насосом 11 по трубопроводу 12 сбрасывается в канализацию; перегородчатый смеситель 1 снабжен пробоотборниками 13; смеситель оборудован запорно-регулирующей арматурой 14 и счетчиком воды 15.

Эксперименты показали, что коэффициент эффективности смешения достигает своего максимального значения ( $K_c = 1$ ) значительно раньше в смесителях с щелевыми перегородками.

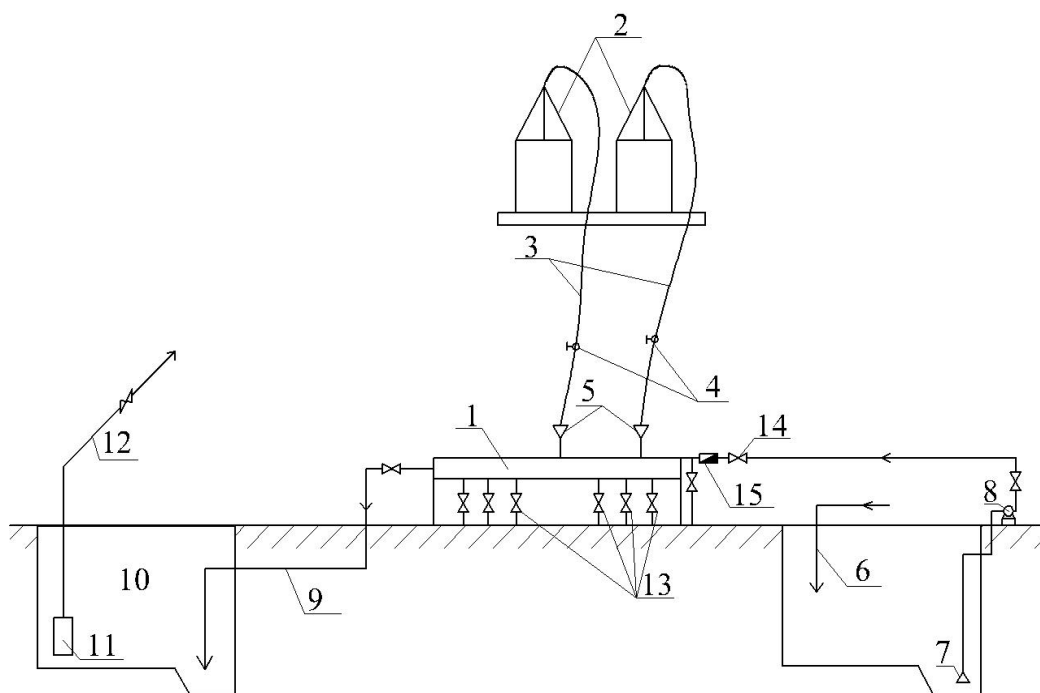


Рис.1. Схема экспериментальной установки

Используя регрессионный анализ [24,408] определяем модель процесса смешения реагента с водой в перегородчатом смесителе коридорного типа усовершенствованной конструкции.

Выбираем функцию, которая аппроксимирует зависимость изменения коэффициента смешения по длине смесителя в виде:

$$K_c = K(V, T, L),$$

где  $K_c$  – коэффициент эффективности смешения;  $V$  – скорость движения воды в щелях перегородки, м/с,  $T$  – температура воды, °С;  $L$  – координата точки в которой определяется коэффициент эффективности смешения, м.

Одной из наиболее распространенных моделей регрессии является многочлен  $m$ -й степени ( $1 \leq m < n$ ). Принимаем 2-ю степень. Тогда модель регрессии имеет вид:

$$y = B_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_1^2 + b_5x_2^2 + b_6x_3^2,$$

где  $b_i$  – параметры регрессии;  $x_1 - V$ ;  $x_2 - T$ ;  $x_3 - L$ .

Оценка адекватности выбранной модели регрессии производилась в соответствии с правилами регрессионного анализа.

При проведении регрессионного анализа, на основании обработки 27 экспериментальных точек были получены результаты расчетов. Близкий к единице коэффициент множественной корреляции  $R = 0,9923$  и детерминации  $R$ -квадрата  $= 0,9847$ , большое расчетное значение  $F = 215,173$ , статистика Фишера и очень малое значение значимости  $F = 4,38E-17$ , свидетельствуют о высокой адекватности модели регрессии. Искомую зависимость можно выразить полиномом:

$$K_c = 0,6907 - 0,1018 \cdot V - 0,0016 \cdot T + 0,0339 \cdot L + 0,2325 \cdot V^2 + 0,0002 \cdot T^2 - 0,0018 \cdot L^2$$

Таким образом, в результате проведенных исследований получена модель процесса смешения реагентов с водой в перегородчатом смесителе коридорного типа усовершенствованной конструкции, которая позволяет определить место полного смешения реагента с водой, то есть место установки второй щелевой перегородки для интенсификации смешения второго реагента с водой.

### **Выводы**

1. Существующий метод очистки природных вод коагулированием требует усовершенствования. Интенсификация процесса коагуляции позволит улучшить качество очистки воды.

2. Установка щелевых перегородок в коридорах перегородчатого смесителя коридорного типа повышает эффективность смешения реагентов с водой.

3. Получено уравнение регрессии процесса смешения реагентов с водой в перегородчатом смесителе коридорного типа усовершенствованной конструкции.

4. Полученная модель процесса смешения реагентов с водой в перегородчатом смесителе коридорного типа дает возможность определить место ввода второго реагента перед второй щелевой перегородкой.

### **Список литературы**

1. *Абрамов Н.Н.* Водоснабжение: Учебник для вузов. М.: Стройиздат, 1982. 440 с.

2. *Эпоян С.М., Колотило В.Д., Друшляк О.Г., та ін.* Водопостачання та очистка природних вод: Навчальний посібник. Харків: Фактор, 2010. 192 с.

3. *Журба М.Г., Соколов Л.И., Говорова Ж.М.* Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений: в 3 т. Т.2. Очистка и кондиционирование природных вод: Учебное пособие. М.: Издат. АСВ, 2010. 532 с.

4. *Найманов А.Я., Никиша С.П., Насонкина Н.Г. и др.* Водоснабжение. Донецк: ООО «Норд Компьютер», 2006. 654 с.

5. *Повышение эффективности* работы сооружений при очистке питьевой воды: монография / С. М. Эпоян, Г. И. Благодарная, С.С. Душкин, В.А. Сташук; Харьк. нац. акад. гор. хоз-ва. Х. :ХНАГХ, 2013. 190 с.

6. *Мякишев В.А.* Модернизация коммунальных систем водоснабжения и водоотведения. Симферополь: НАПКС, 2005. 200 с.

7. *Тугай А.М., Орлов В.О.* Водопостачання: Підручник. К.: Знання, 2009. 735 с.
8. *ДБН В.2.5-74:2013* Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. К.: Мінрегіонбуд України, 2013. 172 с.
9. *ДСанПін 2.2.4-171-10.* Гігієнічні вимоги до води питної, призначення для споживання людиною. МОЗ України, 2010.
10. *Мякишев В.А.* Совершенствование технологии подготовки питьевой воды и внедрения СанПиНа. Пособие по дисциплине «Технология очистки природных вод». Симферополь: НАПКС, 2003. 203 с.
11. *Василенко О.А., Грабовський П.О., Ларкіна Г.М., та ін.* Реконструкція і інтенсифікація споруд водопостачання та водовідведення: Навчальний посібник. К.: УВНВКП «Укрґеліотех», 2010. 272с.
12. *Епоян С.М., Назарова Р.І., Коновалов О.М. та ін.* Фізико-хімічні методи обробки природних вод: Навчальний посібник. Х.: Видавництво «Точка», 2010. 262 с.
13. *Николадзе Г.И.* Технология очистки природных вод: Учебник для вузов. М.: Высш. шк., 1987. 479 с.
14. *Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П., Хоружий В.П.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання. К.: Аграрна наука, 2008. 534 с.
15. *Бабенков Е.Д.* Очистка воды коагулянтами. М.: Наука, 1977. 356с.
16. *Драгинский В.Л., Алексеева Л.П., Гетманцев С.В.* Коагуляция в технологии очистки природных вод. М.: Наука, 2005. 571 с.
17. *Куликов Н.И., Найманов А.Я., Омельченко Н.П., Чернышев В.Н.* Теоретические основы очистки воды: Учебное пособие. Донецк: Изд. «Ноулидж» (Донецкое отделение), 2009. 298 с.
18. *Технология очистки природных вод / Л.А. Кульский, П.П. Строкач.* 2-е изд., перераб и доп. К.: Вища шк. Головное изд-во, 1986. 352 с.
19. *Епоян С.М., Сухоруков Г.І., Яркін В.А.* Існуючі споруди змішування природних вод і методи їх удосконалення// Науковий вісник будівництва. Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ. 2015. № 2 (80). С. 201- 205.
20. *Патент України* на винахід № 112131 МПК В01F 5/02 (2006.01). Перегородчастий змішувач / С.М. Епоян, В.А. Яркін, Д.Г. Сухоруков, Т.С. Айрапетян / Україна №201502578. Заявл. 23.03.2015. Опубл. 25.07.2016. Бюл. № 14. 4 с.
21. *Лапшев Н.Н.* Гидравлическое моделирование: Учебное пособие. Л.: ЛИСИ. 1980. 72с.
22. *Левы И.И.* Моделирования гидравлических явлений. М.: Госэнергоиздат, 1960. 320с.
23. *Сурин А.А., Городищер З.Я.* Исследование на моделях режима работы горизонтальных отстойников. Сборник научных работ ЛИИИКХ. Л., 1950. Вып.1.
24. *Вадзинский Р.* Статические вычисления в среде Excel. Библиотека пользователя. СПб.: Питер, 2008. 608с.

*Стаття надійшла до редакції 8.12.17*

М.А. ЗАХАРЧЕНКО, кандидат технічних наук

І.А. РИЖИКОВА

ТОВ «ФІТОПОТІК» (Наукові дослідження і екологічні проекти), м. Харків

## МЕТОДИКА ПО ЗМЕНШЕННЮ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ МАЛИХ РІЧОК

*Стаття підготовлена на основі «Методики очищення та оздоровлення малих річок України з відновленням природного гідрологічного режиму», розробленої авторами під час роботи в УкрНДІЕП. Методика розроблена на основі фітотехнологій, що впроваджуються авторами, вона дозволить зменшити антропогенне навантаження на річки з сторони населених пунктів.*

**Ключові слова:** малі річки, водоохоронні заходи, фітотехнології.

*Статья подготовлена на основе «Методики очистки и оздоровления малой рек Украины с восстановлением природного гидрологического режима», разработанной авторами во время работы в УкрНИИЭП. Методика разработана на основе фитотехнологий, внедряемых авторами, она позволит уменьшить антропогенную нагрузку на реки со стороны населенных пунктов.*

**Ключевые слова:** малые реки, водоохраные мероприятия, фитотехнологии.

*The Article is prepared on the basis of "Methodology of cleaning and making healthy of the small rivers of Ukraine with proceeding in the natural hydrological mode", worked out by authors during work in UkrSRIEP. The Methodology is elaborated on the basis of phytotechnologies and aimed at mitigation of anthropogenic load on the rivers caused by dwelling localities.*

**Key words:** small rivers, water-protective measures, phytotechnologies.

**Стан проблеми.** Головними причинами загострення проблем раціонального використання водних ресурсів малих річок та їх охорони є антропогенне навантаження на заплаву, насамперед розміщення в межах водоохоронних зон та прибережно-захисних смуг об'єктів виробництва та звалищ твердих побутових відходів, відсутність в селищах, що розташовані вздовж берегів, каналізаційної мережі і очисних споруд, розорювання заплави для виробництва сільськогосподарської продукції.

Охорона малих річок на даний час зводиться до заборони будь-якої діяльності в заплаві та штрафних санкцій до промислових об'єктів і фізичних осіб, які скидають забруднені води до річкової мережі. Але це не вирішує ні проблеми їх охорони, ні проблеми, що зв'язані з умовами проживання людей на берегах річок [1,172]. Останні роки все частіше починає вживатись термін "ревіталізація" [2,8], який означає відновлення водотоків повністю чи певних їх ділянок на рівні періоду, який передував індустріальному освоєнню даної

території. Найбільш реальний шлях впровадження (за еколого-економічними критеріями) водоохоронних заходів для відновлення стану малої річки – використання елементів фітотехнологій. Але пристосування таких систем для умов заплави має ряд складнощів, а найважливіша з них є проблема відчуження необхідної площі для створення системи з перехвату забруднень. На наш погляд, актуальною задачею спеціалістів в галузі охорони вод є розробка системи комплексної охорони малих річок, яка б не заважала умовам проживання населення і одночасно дозволяла перехоплювати забруднення, які надходить до водотоку. Така система буде сприяти поліпшенню екологічного стану малих річок України та відновлювати їх первісний стан (або хоча б наблизитись до цього).

**Методика вибору водоохоронних заходів.** При впровадженні водоохоронних заходів на малих річках з метою відновлення їх первісного стану необхідно враховувати різні фактори, з яких найважливіший те, що річка це *постійно діюча природна водна артерія, яка знаходиться під впливом господарської діяльності людини*. В деяких місцях природні умови заплави сприяють очищенню поверхневого стоку до його надходження у річку. Як правило, це місця інтенсивного розвитку заростів вищих водних рослин, особливо повітряно-водних (очерет, рогіз, комиш, аїр, тощо). Даний тип рослин створює фітоценози не тільки у водному середовищі, а і безпосередньо на заплаві, займаючи її частину. Ці природні біоплато блокують підходи до річки, перехоплюючи малі забруднені потоки.

Як показали наші дослідження, традиційні очисні системи не враховують факт того, що долина малої річки – постійно діюча природно-техногенно- соціальної феномен. В даний час виявилось, що з існуючих систем очищення тільки фітотехнології враховують цей факт. Для визначення вибору водоохоронних заходів з урахуванням конкретних природно-техногенних умов населеного пункту на основі алгоритму була розроблена методика використання фітотехнологій з врахуванням елементів водної екосистеми.

### **Алгоритм вибору фітотехнологій для відновлення природного стану та захисту від забруднення малих річок України**

Наявність різних видів фітотехнологій створює проблему вибору їх при впровадженні водоохоронних заходів. Алгоритм вибору оптимальної схеми водоохоронних заходів складається з аналізу стандартних ситуацій, які дозволяють вибрати оптимальні варіанти фіто технологій.

Алгоритм включає три складові частини, які допомагають вибрати необхідні рішення для очищення поверхневого стоку (рис. 1).

Перша складова визначає характер забруднення, яке надходить до річки (з поверхневим стоком, з річковим притоком або від точкових скидів). Друга складова враховує антропогенні та природні елементи ландшафту, які приймають участь у формуванні поверхневого потоку. Третя складова визначає комплекс технічних рішень з ліквідації забруднення [3,217;4,170].

Запропонований підхід до створення систем очищення зворотних вод, що надходять до заплави ліквідує забруднення, яке надходить до річки з

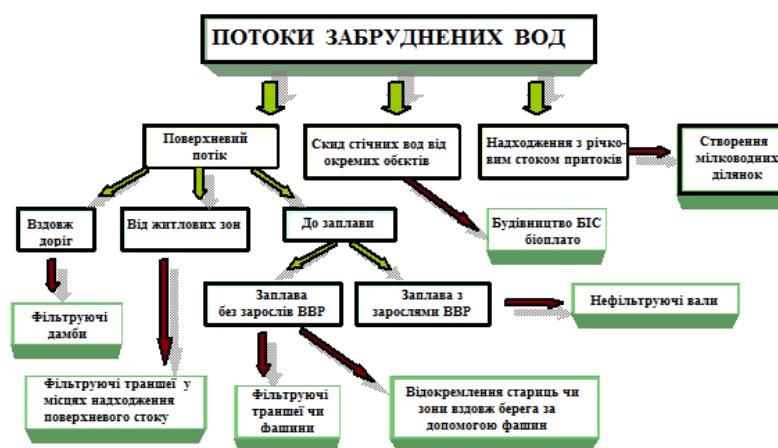


Рис.1. Схема вибору водоохоронних заходів на основі алгоритму використання фітотехнологій з врахуванням елементів водної екосистеми

бортів долини. Визначено, що в значній мірі за допомогою фітотехнологій можна вилучити з водного потоку до 30-40% забруднюючих речовин, що в разі випадків буває достатньо для покращення екологічного стану водного об'єкту чи навіть його повного відновлення – ревіталізації.

**Висновки.** Єдиний реальний шлях покращити екологічний стан малих річок – впровадження для їх захисту інженерних споруд на основі фітотехнологій. Такий шлях дозволяє забезпечити покращення екологічної обстановки в долині малої річки та бути економічно привабливими для впровадження, навіть силами самої місцевої громади.

Запропонований підхід до створення систем очищення у заплаві звичайно не ліквідує весь обсяг забруднення, що надходить до річки з бортів долини. Як показали розрахунки на прикладі р. Бик (притока р. Самара), перехоплення до 30-40% забруднень з поверхневого стоку досить для радикального покращення процесу самовідновлення екологічного стану водного об'єкту – його ревіталізації.

#### Список літератури

1. Рижикова І.А. Використання фіто технологій для перехоплення забруднення в долинах малих річок. Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції. ч.2, 22-14 травня 2006р. Харків, 2006. С.172-174.
2. Хільчевський В. К. Гідроекологічні проблеми ревіталізації річок на території міських агломерацій – міжнародний та український досвід // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2017. Т. 2. С. 6-13
3. М. Захарченко, І. Рижикова. Розробка низько затратних природоохоронних заходів у басейні Західного Бугу. Матеріали I Міжнародної наук.-практ. конф. 22-24 травня 2008 р.. Луцьк.: Вежа. С.216-219.
4. Захарченко М.А., Рижикова І.А., Мельник Л.В. Вибір водоохоронних заходів в долині великих та малих річок України. Матеріали науково-практичної конф. «Вода та Довкілля» VI Міжнародного Водного Форуму «AQUA UKRAINE- 2008». К., 2008. С.169-172

Стаття надійшла до редакції 2.12.17

А.П. КАЛЮЖНИЙ, кандидат технічних наук

Л.Л. ЗУБРИЧЕВА

Е.Р. МИХАЙЛИК

Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка

## АСПЕКТИ ГІДРАВЛІЧНИХ РОЗРАХУНКІВ МЕРЕЖ ВОДОВІДВЕДЕННЯ У СУЧАСНИХ УМОВАХ

*Проаналізовані аспекти гідравлічних розрахунків мереж водовідведення в сучасних умовах на прикладі малого міста, яке розташоване в центральній частині України. Наведено приклад креслень поздовжніх профілів головного колектора за проведеними розрахунками. Визначено найбільш придатні для використання таблиці з точки зору техніко-економічних розрахунків.*

**Ключові слова.** Гідравлічний розрахунок, таблиці гідравлічного розрахунку, водовідвідні мережі, стічна вода, труби, діаметр.

*Проанализированы аспекты гидравлических расчетов сетей водоотведения в современных условиях на примере малого города, расположенного в центральной части Украины. Приведен пример чертежей продольных профилей главного коллектора по проведенным расчетам. Определены наиболее приемлемые для использования таблицы с точки зрения технико-экономических расчетов.*

**Ключевые слова.** Гидравлический расчет, таблицы гидравлического расчета, водоотводящие сети, сточная вода, трубы, диаметр.

*The article has analyses aspects of hydraulic calculations of networks sewerage in modern conditions on the example of a small city which located in the central part of Ukraine. An example of drawings of the longitudinal profiles of the main collector is given in the calculations. There have been proposed a more economically expedient table.*

**Keywords.** Hydraulic calculation, hydraulic calculation tables, sewerage networks, wastewater, pipes, diameter.

**Постановка проблеми.** Для забезпечення нормального санітарно - гігієнічного стану населених пунктів повинен належно функціонувати весь комплекс каналізаційної системи. Необхідною умовою цього є правильно і якісно виконаний гідравлічний розрахунок мережі водовідведення. Проте удосконалення нових технологій та матеріалів водовідвідних мереж передбачають зміни у гідравлічному розрахунку трубопроводів.

### **Аналіз останніх досліджень та публікацій.**

В джерелі [7,195] оцінено таблиці гідравлічного розрахунку водовідвідних труб за допомогою економічного фактора.

Економіко-технічні складові вартості мережі водовідведення залежно вибору таблиць гідравлічного розрахунку з урахуванням сучасних матеріалів розглядалися в роботі [8,33].

Розгляд можливих технічних рішень для забезпечення обґрунтованого проектування або реконструкції мережі водовідведення наведено в статті [9,150].

Проаналізовано використання альтернативних методик гідравлічного розрахунку каналізаційних трубопроводів з полімерних матеріалів [10, 43].

### **Виділення не розв'язаних раніше частин проблем.**

Гідравлічні розрахунки водовідвідних мереж складніші за гідравлічні розрахунки водопровідних мереж. Якщо гідравлічні розрахунки водопровідних мереж на теренах України виконуються за таблицями [5,116], то при виконанні гідравлічних розрахунків мереж водовідведення проєктанти іноді знаходяться в роздумах, які з відомих та чисельних таблиць для гідравлічного розрахунку каналізаційних мереж взяти за основу і чому.

**Мета статті** полягає у виборі оптимального варіанту таблиць гідравлічного розрахунку для виконання гідравлічних розрахунків мереж водовідведення при проектуванні чи реконструкції систем водогосподарського комплексу (ВКГ).

Для цього сформульовано такі завдання дослідження:

- проаналізувати теорію та розглянути основні принципи розрахунку;
- використати найпопулярніші таблиці [2,3,4] для гідравлічного розрахунку мереж водовідведення населеного пункту;
- побудувати повздовжні профілі водовідвідних колекторів за трьома розрахованими варіантами;
- обґрунтувати висновки щодо використання таблиць [2,3,4].

### **Виклад основного матеріалу.**

Системи водовідведення призначені для збору, транспортування, очищення і знезараження стічних вод та випуску їх у водойми. Стічні води у водовідвідній мережі рухаються в основному самопливом.

Для практичних розрахунків обрано місто, яке розташоване у центральній частині України на берегах водойми та має у своєму складі два райони різної щільності населення та ступенів благоустрою [7,194].

Вихідними даними до розрахунків є графіки притоку і відкачування стічних вод від населеного пункту; добова кількість стічних вод; геодезичні позначки місцевості, трасування мережі, довжини розрахункових ділянок.

Для раціонального проектування водовідвідних мереж потрібно так підібрати діаметри і позначки лотків колекторів, щоб вартість мережі була мінімальною. Також самопливні колектори повинні забезпечити пропуск



розрахункових витрат при допустимих самоочищувальних швидкостях руху стічної рідини [1,39].

Гідравлічний розрахунок являє собою складний процес, який враховує гідравлічні фактори дійсних фізичних явищ, котрі відображені в методах розрахунку. Водовідвідні труби відносяться до відкритих русел, так як мають вільну поверхню рідини, яка знаходиться під дією під дією атмосферного тиску. При цьому змочений периметр є лише частиною загального периметру живого перерізу. Основною формулою гідравлічного розрахунку руху стічної води в самопливних трубах є формула Шезі [6, 206].

$$U = C\sqrt{RI}, \quad (1)$$

де  $U$  – швидкість руху стічної води, м/с;  $C$  – коефіцієнт Шезі,  $R$  – гідравлічний радіус, м;  $l$  – гідравлічний ухил.

$$R = \frac{\omega}{\chi} \quad (2)$$

де  $\omega$  – площа живого перерізу труби, м<sup>2</sup>,  $\chi$  – змочений периметр, м.

Використовуючи формулу для визначення витрати  $Q = \omega \cdot U$ , отримаємо основну залежність, яка застосовується при гідравлічному розрахунку відкритих русел.

$$Q = \omega \cdot C\sqrt{RI}. \quad (3)$$

Для підвищення якості та скорочення термінів розрахунку використовуємо програму Microsoft Excel. Водовідвідна мережа міста обраховувалася три рази за різними таблицями [2,3,4]. За результатами гідравлічних розрахунків побудовані повздовжні профілі колекторів.

Для того щоб чіткіше було видно різницю прокладання головного колектора при використанні різних таблиць гідравлічного розрахунку частини повздовжніх профілів головного каналізаційного колектора винесено на одне креслення (рис.1). На рис.1а наведено профіль побудований згідно розрахунків за таблицями [3], рис. 1б відображає профіль каналізаційного колектора відповідно гідравлічних розрахунків за джерелом [2]. Повздовжній профіль головного колектора виконаний за [4] показано на рис. 1в. Таким чином простіше провести порівняння.

У всіх варіантах розрахунків прийнята однакова початкова глибина закладання, яка складає 1,50 м. Жирним шрифтом виділено варіанти з порівняно найбільшою глибиною закладання чи діаметром.

Аналізуємо ділянку 0-1. Найменший діаметр підібраний за таблицями [3], проте глибина закладання згідно цих таблиць є найбільшою. На ділянці 1-2 діаметри за таблицями [3] і [4] рівні, але глибина закладання при розрахунку за таблицями [4] є найменшою, а за таблицями [3] – найбільшою.

На ділянці 2-3 і глибина закладання і діаметр є найменшим при користуванні таблицями [4], а найбільшими – при користуванні таблицями [3]. На наступній ділянці 3-4 діаметр є найменшим за таблицями [2]. За

таблицями [4] і [3] діаметри однакові, проте глибина закладання при користуванні джерелом [4] є найменшою, а при користуванні таблицями [3] – найбільшою.

Розглядаємо ділянку 4-5. Найбільший діаметр підбрано за таблицями [3], а за двома іншими варіантами таблиць – діаметри рівні. Проте труби за таблицями [2] прокладаються глибше порівняно з двома іншими варіантами, а за таблицями [4] глибина закладання є найменшою.

Ділянка 5-6: найменші глибина закладання і діаметр будуть при використанні таблиць [4]. Найбільший діаметр пропонують таблиці [3], а згідно таблиць [2] підбрано менший діаметр, але більшу глибину закладання. На наступній ділянці 6-7 найбільший діаметр отримаємо при користуванні таблицями [2]. В двох інших випадках отримаємо однакові діаметри, але найменшу глибину закладання при користуванні таблицями [4] і найбільшу – при користуванні таблицями [3].

На ділянці 7-8 діаметр за трьома варіантами отримаємо однаковий, проте звертаємо увагу на глибину закладання головного каналізаційного колектора. При розрахунку за таблицями [4] глибина найменша, а за таблицями [2] найбільша.

На останній ділянці 8-9 діаметр і глибини закладання є найменшими за таблицями [4]. За двома іншими варіантами таблиць діаметри однакові, різниця лише в глибині закладання. За таблицями [2] глибина буде більшою ніж за таблицями [3].

Отже, при використанні таблиць [3] підбрані труби діаметром від 200 до 900 мм, а в кінці головного колектору глибина закладання трубопроводу становить 5,80 м. При використанні таблиць [2] діаметри труб в діапазоні – 250...900, глибина закладання колектору на ділянці 8-9 сягає 6,40 м. При використанні таблиць [4] діаметри труб від 250 мм до 800 мм, а кінцева – 5,22 м.

### **Висновки**

1. Виконані розрахунки та побудовані повздовжні профілі головного каналізаційного колектора 0-9, що дало можливість визначити найбільш раціональне конструктивне виконання креслення профілів водовідвідної мережі.

2. Позитивними чинниками використання таблиць [4] є зменшення капітальних затрат на прокладання, ремонт або реконструкцію мережі від 10% порівняно з таблицями [3] та до 25% порівняно з таблицями [2] із збереженням повної пропускнуєї спроможності системи водовідведення.

3. Визначення ефективного співвідношення між витратою стічної води, діаметром труб, ухилом та матеріалом труб дає змогу суттєво зменшити витрати на матеріали та знизити собівартість відведення стічної води.

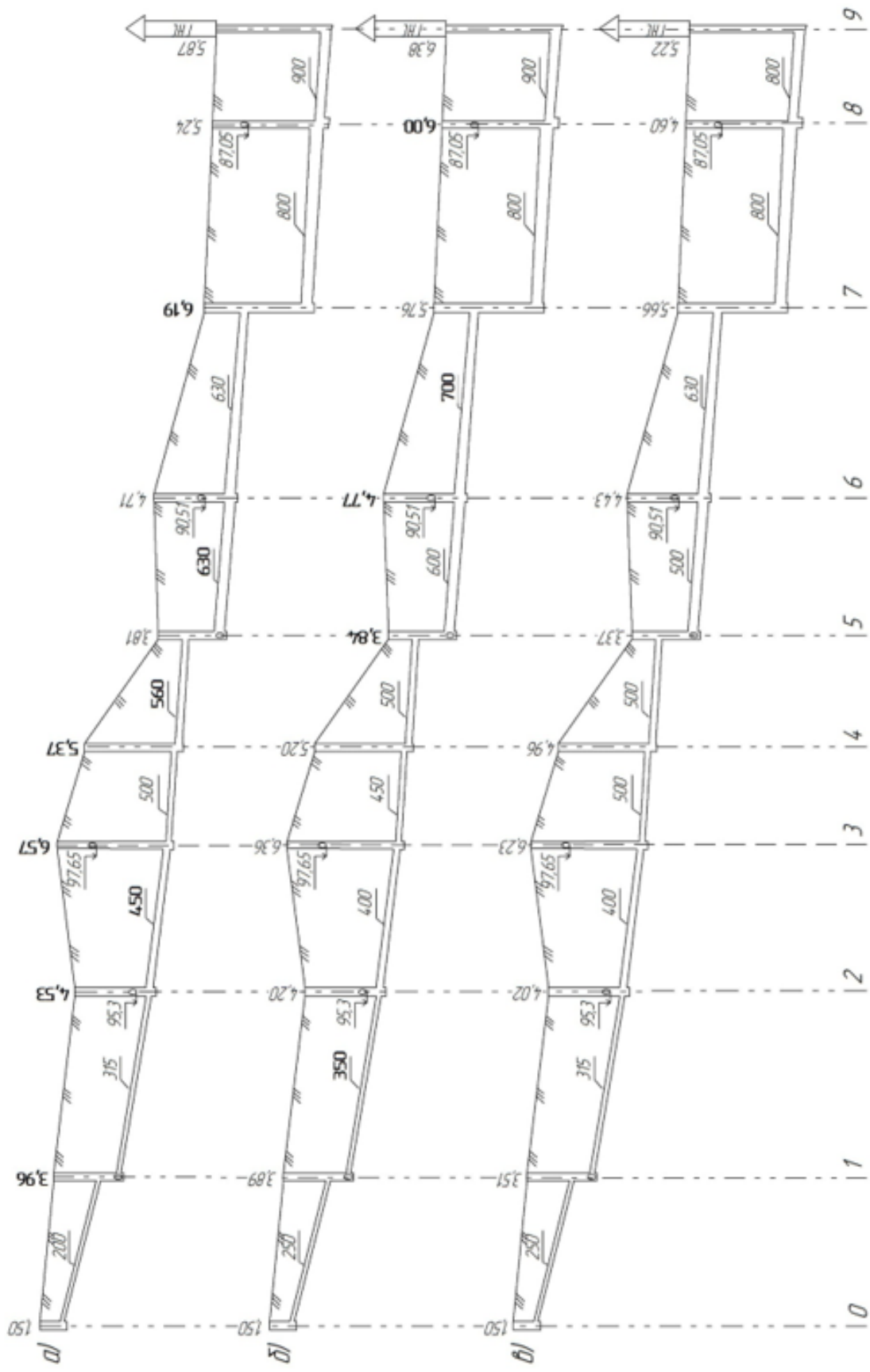


Рис. 1. Частини повздовжніх профілів головного каналізаційного колектора.

4. Зменшення тарифу на воду та водовідведення, що включає в себе і собівартість, можливе при зниженні капітальних та експлуатаційних затрат і підтверджує актуальність проблеми і необхідність подальших науково-теоретичних досліджень.

Отже, при використанні таблиць [3] підібрані труби діаметром від 200 до 900 мм, а в кінці головного колектору глибина закладання трубопроводу становить 5,80 м. При використанні таблиць [2] діаметри труб в діапазоні – 250...900, глибина закладання колектору на ділянці 8-9 сягає 6,40 м. При використанні таблиць [4] діаметри труб від 250 мм до 800 мм, а кінцева – 5,22 м.

### **Висновки**

1. Виконані розрахунки та побудовані повздовжні профілі головного каналізаційного колектора 0-9, що дало можливість визначити найбільш раціональне конструктивне виконання креслення профілів водовідвідної мережі.

2. Позитивними чинниками використання таблиць [4] є зменшення капітальних затрат на прокладання, ремонт або реконструкцію мережі від 10% порівняно з таблицями [3] та до 25% порівняно з таблицями [2] із збереженням повної пропускнуєї спроможності системи водовідведення.

3. Визначення ефективного співвідношення між витратою стічної води, діаметром труб, ухилом та матеріалом труб дає змогу суттєво зменшити витрати на матеріали та знизити собівартість відведення стічної води.

4. Зменшення тарифу на воду та водовідведення, що включає в себе і собівартість, можливе при зниженні капітальних та експлуатаційних затрат і підтверджує актуальність проблеми і необхідність подальших науково-теоретичних досліджень.

### **Список літератури**

1. *ДБН В. 2.5. – 75: 2013* Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Київ.: МРРБ та ЖКГ України, 2013. 210 с
2. *Лукиних А.А., Лукиних Н.А.* Таблицы для гидравлического расчета канализационных сетей и дюкеров по формуле акад. Н.Н. Павловского / 4-е изд, доп. М.; Стройиздат, 1974. 156 с.
3. *Карелин Я.А.* Таблицы для гидравлического расчета канализационных сетей из пластмассовых труб круглого сечения: справочное пособие / М.: Стройиздат, 1986. 53 с.
4. *Корсис.* Безнапорная и ливневая канализация: техническое руководство К: Группа поли пластик, 2011. 44 с.
5. *Шевелев Ф.А.* Таблицы для гидравлического расчета водопроводных труб/ Ф.А. Шевелев, А.Ф. Шевелев // Справ. пособие. 8-е изд., перераб. и доп. М: ООО «БАСТЕТ», 2007. 336с.
6. *Константинов Ю.М., Гіжа О.О.* Технічна механіка рідини і газу:

Підручник. К.: Вища шк., 2002. 277 с.: іл..

7. *Калюжний А.П.* Економічне порівняння варіантів гідравлічного розрахунку мережі водовідведення / А.П.Калюжний, Л.Л. Зубричева, О.О. Кривенко // Науковий вісник будівництва: Зб. наук. пр. Вип.№1 (83). Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2016. С. 193-196.

8. *Калюжний А.П., Зубричева Л.Л.* Оцінювання відповідності таблиць гідравлічного розрахунку водопровідних труб сучасним матеріалам труб // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА, № 27, 2016. С. 149-155.

9. *Kalyuzhniy A.P.* Comparison of the hydraulic calculations tables networks sewerage» A.P.Kalyuzhniy L.L. Zubricheva, O.O. Kryvenko // Сборник научных трудов «Energy, energy saving and rational nature use», 2015, Вып №2 (5) С.32-35.

10. *Аверкеев И.* Сравнительный анализ альтернативных методик гидравлического расчета канализационных трубопроводов из полимерных материалов // Журнал: «Полімерні труби – Україна». Вип.№4 (37). К: Група поліпластик, 2015. С. 42-45.

*Стаття надійшла до редакції 20.11.17*

О.М. КВАРТЕНКО, кандидат технічних наук  
Національний університет водного господарства та природокористування,  
м. Рівне

Л.А. САБЛІЙ, доктор технічних наук  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського»

## **ДОСЛІДЖЕННЯ РОБОТИ СТАНЦІЇ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД В УМОВАХ ЗМІН ГІДРАВЛІЧНИХ НАВАНТАЖЕНЬ**

*В роботі наведено результати досліджень щодо впливу різних за тривалістю технологічних перерв на якість фільтрату станції знезалізнення. Вивчено ефективність очищення підземних вод при змінному, протягом фільтроциклу, гідравлічному навантаженні. Встановлено, що запропонована технологія дозволяє досягти стабільного ефекту очищення в даних умовах при вмісті заліза до 8,0 мг/дм<sup>3</sup>, азоту амонійного до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>, розчинених органічних сполук до 6,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.*

**Ключові слова:** біореактор, гідравлічне навантаження, залізобактерії, інтенсивність промивки.

*В работе приведены результаты исследований влияния различных по продолжительности технологических перерывов на качество фильтрата станций обезжелезивания. Изучена эффективность очистки подземных вод при изменяющейся, на протяжении фильтроцикла, гидравлической нагрузке. Установлено, что предложенная технология позволяет достичь стабильного эффекта очистки в данных условиях при содержании железа до 8,0 мг/дм<sup>3</sup>, азота аммонийного до 1,0 мг /дм<sup>3</sup>, растворенных органических соединений до 6,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.*

**Ключевые слова:** биореактор, гидравлическая нагрузка, железобактерии, интенсивность промывки.

*The proposed paper considers consequences of using various power saving ways of water supply upon the efficiency of operating stations treating underground waters. The aim of this paper is to study the efficiency and reliability of operating the technological equipment designed for treating multi-component underground waters in conditions of the irregularity of the specific hydraulic loading during day and night. It is established that the proposed technology allows to achieve a stable purification effect in these conditions from ferrum compounds (up to 8,0 mg/dm<sup>3</sup>), ammonia nitrogen (up to 1,0 mg/dm<sup>3</sup>, dissolved organic substances (PO up to 6,0 mgO<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>).*

**Key words:** bioreactor, changing hydraulic load, iron bacteria, washing intensity.

**Вступ.** В умовах збільшення тарифів на електроенергію багато станцій очищення природних вод переходять на подачу води за декількома схемами. Перша передбачає роботу станції у форсованому режимі у нічні години за зменшеним тарифом, з метою максимального наповнення резервуарів чистої води, та подальшою плановою перервою подачі води на технологічне обладнання. Інша схема передбачає використання частотних перетворювачів, які дозволяють синхронізувати роботу насосного обладнання з витратами води населеним пунктом.

**Аналіз останніх досліджень та публікацій.** За результатами досліджень [1,2] встановлено, що при технологічній зупинці фільтрів більш ніж на три години концентрація кисню в піщаному завантаженні зменшується до нуля, і починаються процеси відновлення сполук феруму та мангану. Концентрація заліза у пробах фільтрату становила при цьому  $1,0 \text{ мг/дм}^3$ , а нормальна робота фільтрів відновлювалася через 1,5 години після поновлення фільтроциклу. При тривалості зупинки фільтрів більш ніж на 24 години в пробі фільтрованої води все залізо знаходилося у двовалентній формі. При цьому концентрація  $\text{Fe}^{2+}$  перевищувала  $10 \text{ мг/дм}^3$  при концентрації заліза у вихідній воді до  $2,0 \text{ мг/дм}^3$  [2]. Робота фільтрів нормалізувалася повністю тільки через 4 години після відновлення фільтроциклу. Це було пов'язано із зміною співвідношень різноманітних груп залізобактерій в матриксних структурах міжпорового простору. Кількість залізоредакуючих бактерій становила  $2 \cdot 10^9$  кл/мл [2]. Результатом їх діяльності було відновлення сполук заліза в товщі фільтруючого завантаження з їх подальшим вимиванням у резервуари чистої води (РЧВ) та надходженням у водопровідну мережу населеного пункту. Тому технологічні зупинки фільтрів більш ніж на три години є недоцільними з точки зору як експлуатації водоочисного обладнання, так і надійності роботи водоочисної станції. В роботі [3] досліджено систему «біореактор – фільтр» при безперервній подачі води на водоочисне обладнання із зміною середньодобових витрат води при концентраціях феруму у вихідній воді від  $2,64$  до  $8,83 \text{ мг/дм}^3$ , мангану  $0,1 \dots 0,14 \text{ мг/дм}^3$ , рН  $6,86 \dots 7,17$ , перманганатній окисності  $1,9 \dots 2,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . Швидкості фільтрування підтримували в межах  $13,7 \dots 27,3$  м/год для біореакторів та  $8,7 \dots 16,7$  м/год для освітлювальних фільтрів. Встановлено, що із збільшенням тривалості роботи технологічного обладнання покращується ефективність його роботи. Тривалість роботи біореактора в даних умовах не перевищувала 7 діб, освітлювальних фільтрів 24 години.

У випадку встановлення на водоочисній станції частотних перетворювачів спостерігається нерівномірність гідравлічного навантаження на водоочисне обладнання протягом всієї доби. Тому вивчення питання

ефективності роботи системи споруд «біореактор – фільтр» в цих умовах є актуальним.

**Мета та завдання.** Вивчення ефективності та надійності роботи технологічного обладнання, призначеного для очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах нерівномірності питомого гідравлічного навантаження протягом доби.

**Виклад основного матеріалу.** В результаті проведених досліджень вивчали ефективність очищення води від сполук заліза, азоту амонійного, фенолів, розчинених легкоокиснюваних органічних сполук при коливанні значень питомих гідравлічних навантажень на очисні споруди протягом фільтроциклу. Дослідження проводили на станції біологічного знезалізнення в Рівненській області. До складу технологічної схеми (рис. 1) входили: біореактор, три гравітаційних пінополістирольних фільтри, електролізна установка «Полум'я-2», насос-дозатор гіпохлориту натрію, РЧВ, насоси другого підйому, блок стабілізаційної обробки води.

Після біореактора вода надходила з швидкістю 5...8 м/год на фільтри ФПЗ-1, забезпечуючи очищення від зависі гідроксиду заліза та частинок матриксів залізобактерій. В якості фільтруючого завантаження використовували гранульований пінополістирол марки ПСВ або ПСВ-С за ОСТ 202-05-92 і ОСТ 301-05-92Е. Верхній розподільчий шар прийнято товщиною 200 мм з діаметром гранул 4...8 мм. Діаметр гранул робочого шару складав 1,0...2,5 мм, а його робоча висота 1000 мм. Фільтри було обладнано системою гідроавтоматичної промивки на базі сифонів конструкції «труба в трубі».

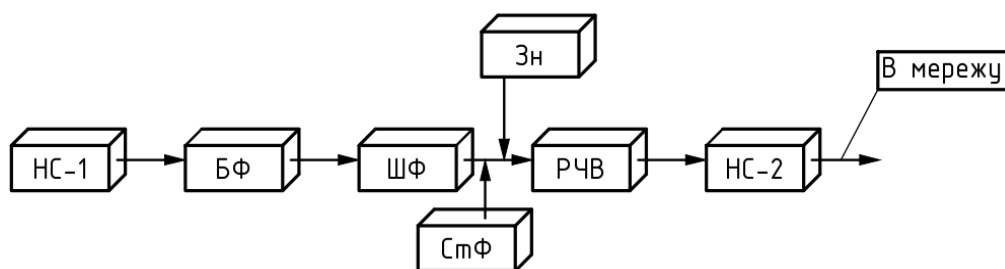


Рис. 1. Технологічна блок-схема очистки підземних вод:

НС-1 – свердловина із зануреним насосом 1-го підйому;  
БФ – біореактор; ШФ – освітлювальний пінополістирольний фільтр;  
СтФ – блок стабілізаційної обробки фільтрату; Зн – вузол знезараження води гіпохлоритом натрію; РЧВ – резервуар чистої води; НС-2 – насосна станція 2-го підйому

В 2012 – 2014 роках, за ініціативою та силами співробітників місцевого водоканалу, було впроваджено енергозберігаючу систему подачі води. Це призвело до практично безперервної роботи станції, в умовах деякої нерівномірності гідравлічного навантаження на водоочисне обладнання. В



результаті чого з'явилася можливість дослідження його роботи в нових режимах експлуатації.

У листопаді 2016 року були проведені дослідження щодо визначення ефективності роботи даної системи. Параметри якості вихідної води становили:  $\text{Fe}^{2+}$  1,7...1,9 мг/дм<sup>3</sup>, бікарбонатна лужність 3,96 ммоль/дм<sup>3</sup>, рН 6,9...7,2; перманганатна окисність 3,6...4,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, концентрація азоту амонійного 0,5...0,65 мг/дм<sup>3</sup>, фенолів 0,025...0,028 мг/дм<sup>3</sup>.

Фільтроцикл проводили з 12.11.16 по 13.11.16 року при змінних витратах води, від 13 до 40 м<sup>3</sup>/год, та швидкостях фільтрування: в біореакторі – від 2,5 до 8 м/год, фільтрах – від 1,5 до 3,5 м/год (рис. 2). Фільтри промивали раз на дві доби. При цьому в нижній – осадовій частині біореактора та у підфільтровому просторі пінополістирольного завантаження відбувалося поступове накопичення завислого шару осаду з продуктів метаболізму залізобактерій у вигляді біомінералів *bio-FeOOH*. В результаті промивок цей осад видаляється за межі апаратів. Результати досліджень свідчать про стабільну роботу системи «біореактор – фільтр» протягом всього терміну фільтроциклу у 48 годин, незважаючи на зміну витрат вихідної води та швидкостей фільтрування.

Ефективність видалення легкоокиснюваних органічних сполук та заліза становили, відповідно, від 62 до 79% та від 87% до 98% (рис. 2).

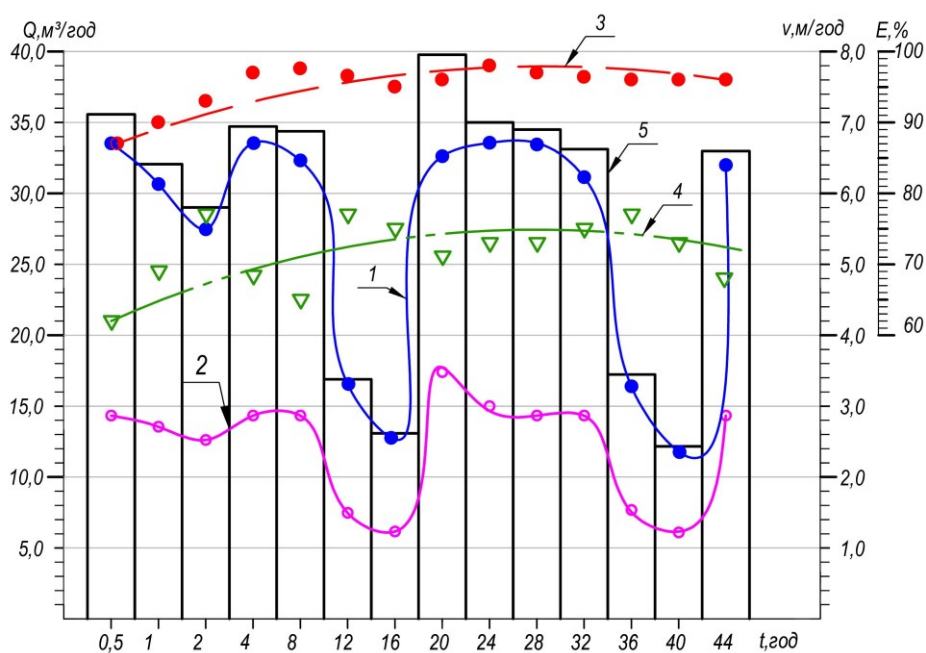


Рис. 2. Зміна погодинних витрат, швидкостей фільтрування та ефективності знезалізнення протягом фільтроциклу: 1 – швидкість у біореакторі; 2 – швидкість на фільтрах; 3 – ефективність знезалізнення після фільтрів; 4 – ефективність видалення органічних речовин за ПО після фільтрів; 5 – погодинні витрати води

Крім того, вже через годину після початку фільтроциклу з води було повністю видалено такі складні для очищення сполуки як азот амонійний та феноли (рис. 3). Величини бікарбонатної лужності практично не змінювалися і знаходилися в межах 3,84...4,0 ммоль/дм<sup>3</sup>. Використання двоступеневої схеми з одним біореактором на декілька освітлювальних фільтрів дозволяє знизити навантаження на останні, збільшивши тривалість фільтроциклів до 48 годин.

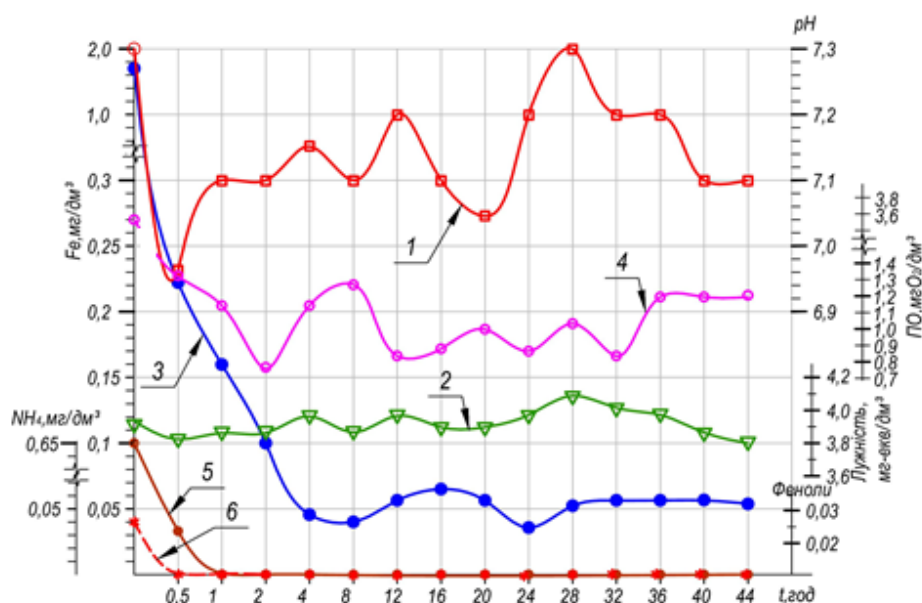


Рис. 3. Зміна параметрів якості очищеної води впродовж фільтроциклу: 1 – величини pH; 2 – бікарбонатної лужності; 3 – сполук заліза; 4 – перманганатної окисності; 5 – азоту амонійного; 6 – фенолів

Зростання тривалості фільтроциклу при біохімічному методі пояснюється утворенням в міжпоровому просторі контактного та фільтруючих завантажень осаду із матриксів залізобактерій, який завдяки своїй структурі [4 – 7] здатний до малого приросту втрат напору. Промивка фільтрів відбувалася як в гідроавтоматичному, так і ручному режимах. Проведені порівняльні дослідження щодо визначення ефективності та тривалості промивок фільтрів в один та два ступені.

На рис. 4 наведено характерні криві виносу осаду гідроокису заліза із промивною водою, а на рис. 5 – фотографії проб промивної води, відібраної через відповідні проміжки часу від початку промивки фільтрів.

Із наведених результатів видно, що в перші 10 секунд від початку I-го ступеня спостерігали найвищу інтенсивність промивки (рис. 4, крива 1). В результаті чого відбувався процес зрушення відкладень матриксних структур із міжпорового простору. При подальшій промивці інтенсивність її знижувалася до 30 дм<sup>3</sup>/(с·м<sup>2</sup>), а концентрація заліза, яке вимивалося із завантаження, досягала свого піку. В наступні 90 секунд інтенсивність

промивки була сталою, а концентрація заліза, яке вимивалося із міжпорового простору, поступово зменшувалася. При досягненні розрахункового рівня води у надфільтровому просторі, I ступінь промивки закінчувалася. Засувка на скидному трубопроводі закривалася та починався набір фільтрату до промивного баку, після наповнення якого промивка поновлювалася (рис. 4, крива 2). Величини інтенсивностей II-го ступеня промивки були аналогічними інтенсивностям першого ступеня, але кількість заліза у промивній воді була значно меншою, про що свідчать фото, представлені на рис. 5.

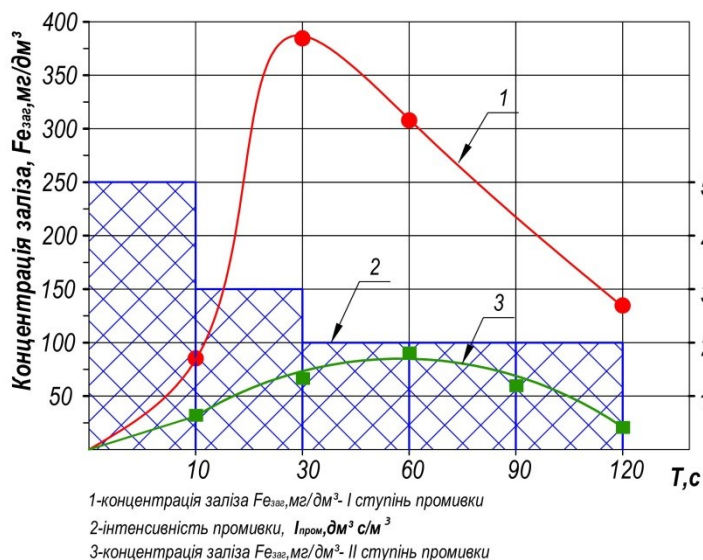
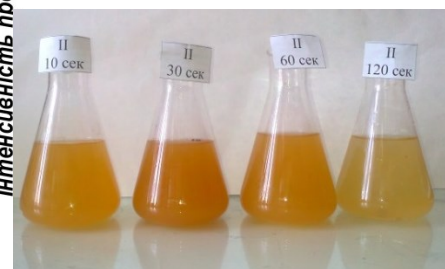


Рис. 4. Кінетика виносу забруднень при двоступеневій промивці: 1 – концентрація заліза I ступінь промивки; 2 – зміна інтенсивності промивки; 3 – концентрація заліза II – ступінь промивки



а



б

Рис. 5. Проби промивної води після фільтра в різні проміжки часу:  
 а – I ступінь промивки;  
 б – II ступінь промивки

Запропонована та апробована протягом восьми років експлуатації технологія дозволяє проводити очищення та кондиціонування природних агресивних, біля нейтральних вод із нормальним лужним резервом від сполук заліза (до  $8,0 \text{ мг/дм}^3$ ), азоту амонійного (до  $1,0 \text{ мг/дм}^3$ ), розчинених органічних речовин (за ПО до  $6,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ), фенолів (до  $0,03 \text{ мг/дм}^3$ ) із одночасною стабілізаційною обробкою фільтрату (дозою освітленого розчину  $\text{Ca(OH)}_2$   $8 \dots 16 \text{ мг/дм}^3$ ). Технологію захищено патентом України на винахід.

**Висновки.** В результаті застосування біохімічного методу знезалізнення в міжпоровому просторі контактного та фільтруючих завантажень утворювався осад із матриксів залізобактерій, який завдяки своїй структурі був здатним до малого приросту втрат напору, що призводило до збільшення тривалості фільтроциклу. Система «біореактор – фільтр» дозволяла отримувати стабільний ефект очищення води при зміні

гідравлічного навантаження на водоочисне обладнання впродовж фільтроциклу.

### Список літератури

1. Букреева В.Ю. Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций / В.Ю. Букреева, М.Ю. Грабович, А.Т. Епринцев, Г.А. Дубинина // Сорбционные и хроматографические процессы. 2009. Т. 9. Вып. 4. С. 506–514.

2. Букреева В.Ю. Экологическая роль железобактериальных биообрастаний в повышении эффективности песчаных фильтров очистных сооружений водоподъемной станций (на примере г. Воронежа). Автореферат дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук. Воронеж, 2011. Работа выполнена в ФГБОУ ВПО «ВГУ».

3. Zhurba M.G. Studies and experience of introducing innovative technologies of ground water conditioning / M.G.Zhurba, O.B. Govorov Zh.M. Govorova., A.N.Kvartenko // Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika. 2014, no. 9. pp. 38-49.

4. Mouchet, P. From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France/ P. Mouchet // Journal of the American Water Works Association. 1992, vol. 84, no 4, p. 158-167.

5. Mouchet P. Biological Filtration for Iron and Manganese Removal: Some Case Studies// WQTC 95 (AWWA) New Orleans LA Nov. 1995. p. 12-16.

6. Du Toit G. Biological filtration for sustainable treatment of groundwater with high iron content - a case study // G. du Toit, H. Blignaut, B. Theunissen, J. Briggs// Water SA. 2014.

7. Sharma, S.K. Biological iron removal from groundwater/ S.K. Sharma, B. Petrusevski, J.C. Schippers// Water Supply. 2005, no. 54(4): p. 239-247.

Стаття надійшла до редакції 8.12.17

## СИСТЕМНІ ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ НАУКОВОЇ ПЛАТФОРМИ ДЛЯ ВИРІШЕННЯ ЗАДАЧ РЕСТРУКТУРИЗАЦІЇ ЖИТЛОВО-КОМУНАЛЬНОГО ГОСПОДАРСТВА

*Розглянута методологія реформування системи житлово-комунального господарства України. Запропоновано застосування процесного підходу до опису структури ЖКГ з метою вирішення задачі її системної модернізації.*

**Ключові слова:** реформа житлово-комунального господарства, процесний підхід.

*Рассмотрена методология реформирования системы жилищно-коммунального хозяйства Украины. Предложено применение процессного подхода к описанию структуры ЖКХ с целью решения задачи ее системной модернизации.*

**Ключевые слова:** реформа жилищно-коммунального хозяйства, процессный подход.

*The methodology of reforming the system of housing and communal services of Ukraine is considered. The application of the process approach to the description of the structure of housing and communal services is proposed in order to solve the problem of its system modernization.*

**Key words:** reform of housing and communal services, process approach.

Модернізація житлово-комунального господарства України є складно структурованою системною задачею, що вимагає термінового вирішення. Важливою складовою успіху у розв'язанні даної проблеми є окреслення та деталізована розробка наукових основ, методології та конкретних науково обґрунтованих підходів до даної проблеми.

Слід зауважити, що єдиною прийнятною науковою платформою у створенні методології реструктуризації та реінжинірингу галузі ЖКГ є системний підхід. В зв'язку з цим слід визначити декілька принципових моментів.

1. Житлово-комунальний комплекс слід розглядати як складноструктуровану ієрархічну трансформовану систему, що загалом складається з наступних рівнів:

- загальнодержавний рівень (галузь в цілому);

- регіональний рівень, визначений у межах укрупнених територіальних одиниць, територіальних кластерів, міжгалузевих об'єднань тощо;
- рівень об'єднань спеціальних та супутніх підприємств на рівні об'єднаних територіальних громад, окремих міст тощо;
- рівень окремо визначеного підприємства (локалізований розгляд);
- рівень елементів інфраструктури комунального підприємства (слід розглянути структуру з позицій як побудови організаційно-технічної системи, так і інженерно-технологічних її складових, побудови систем фінансового та кадрового супроводу тощо).

2. Важливим елементом системного розгляду галузі в цілому та підприємств ЖКГ є визначення типології, систематизації та визначення типологічно оптимальних організаційних структур, прив'язаних до регіональних особливостей, ресурсної бази, наявності власних та залучених коштів для проведення системної реструктуризації та реінжинірингу.

3. Принциповим моментом системного розгляду є часовий параметр – динамічність системи що розглядається. Зрозуміло, що навіть на рівні окремого підприємства динамічність системи визначається як комплексом зовнішніх факторів (законодавчого, фінансово-інвестиційного порядку, інституційних і т.ін.), так і необхідністю застосування методів щодо постійного вдосконалення внутрішньої структури та функціональності підприємства.

4. З огляду на вказане в п. 3 принципового значення набуває необхідність розробки узагальнених та спеціальних моделей трансформації системи ЖКГ та її підсистем на всіх рівнях визначеної ієрархії. Оскільки в багатьох випадках елементи системи (особливо, на функціональному рівні) підлягають впливу значної кількості випадкових факторів, в розробці моделей реструктуризації та реінжинірингу доцільно використовувати ефективний апарат теорії нечітких множин.

5. В свою чергу, в якості інструментарію створення та моніторингу власне моделей трансформації складної системи «ЖКГ» ефективним є застосування візуально-геометричних та графоаналітичних уявлень. Зокрема, одним з таких інструментів є ергономічна та комфортна з точки зору інтерфейсу модель – діаграми Сенкі, за допомогою яких можна наочно кількісно визначити та розрахувати значення та напрями рухів будь-яких ресурсних потоків у певній складній системі.

6. Методологія та інструментарій реструктуризації та реінжинірингу системи ЖКГ мають бути відкритими до можливості реформування будь якого з її рівнів за проблемно-орієнтованим принципом. Проблема орієнтація трансформацій може полягати у визначенні цільових функцій, що відповідають вимогам екологічності, енергоощадності, біосферної сумісності, задачі створення «розумного» міста тощо.

7. В якості концептуальної основи створення наукової платформи реструктуризації, з нашої точки зору, досить ефективним може виявитись використання процесного підходу [1].

Процесний підхід – це розгляд всієї діяльності організації як мережі взаємодіючих процесів, що протікають усередині організаційної структури компанії і реалізують мету її існування [1]. Він дозволяє визначити причинно-наслідкові зв'язки виникнення проблем, а також з'ясувати, де і коли виникла проблема, і яка з підсистем винна у її виникненні.

Таким чином, підприємство являє собою систему, усередині якої відбувається множина взаємозв'язаних процесів, які своїм функціонуванням визначають стан всієї організаційної системи. Але стани, в яких перебуває система, викликані певними діями в результаті процесу. У свою чергу стани викликають подальші дії, що знаходяться в логічно послідовному ланцюзі процесу. Задіяні в процесі ресурси перетворюються і знаходять іншу форму.

Функції процесного підходу також являють собою певну систему, де управлінський цикл виглядає наступним чином: збирання інформації – прийняття управлінського рішення – організація (формування об'єкта і суб'єкта управління) – регулювання – облік – контроль. Важливо, що вказаний підхід може використовувати як на елементарному функціональному рівні, так і на рівні мета систем.

Отже, поєднання принципів процесного підходу до опису структур та функціональних схем роботи підприємства з можливостями математичного та візуально-графічного моделювання дозволяє підійти до вирішення задачі трансформування системи ЖКГ з дійсно системних позицій.

### **Список літератури**

1. Швець В.Я., Дроботова М.В., Музичка А.Р. Процесний підхід до управління підприємством//Сталий розвиток економіки, № 1 (18), 2013. С.74-78.

*Стаття надійшла до редакції 4.12.17*

А.О. КОЛОДЬКО, аспірант

Г.М. КОЧЕТОВ, доктор технічних наук

Д.М. САМЧЕНКО, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

А.В.ПАСЬКО, аспірант

Науково дослідний інститут в'язучих речовин і матеріалів

ім. В.Д. Глуховського

## **ВИВЧЕННЯ СТІЙКОСТІ ВІДХОДІВ ОЧИСТКИ ПРОМИСЛОВИХ СТІЧНИХ ВОД У СКЛАДІ ЛУЖНИХ ЦЕМЕНТІВ**

*Встановлено доцільність використання як очищеної води, так і осадів переробки промислових стічних вод методом феритизації у складі лужних цементів загальнобудівельного призначення. Досліджено кінетику вилуговування іонів важких металів і доведено їх надійну фіксацію у структурі лужних цементів.*

**Ключові слова:** стічні води, феритизація, осади, лужний цемент, вилуговування.

*Установлена целесообразность использования в качестве очищенной воды, так и осадков переработки промышленных сточных вод методом ферритизации в составе щелочных цементов общестроительного назначения. Исследована кинетика выщелачивания ионов тяжелых металлов и доказана их надежную фиксацию в структуре щелочных цементов.*

**Ключевые слова:** сточные воды, ферритизация, осадки, щелочной цемент, выщелачивания.

*The possibility of using both treated water and sediments after industrial wastewater treatment by ferritation method in the composition of alkaline cements for general construction purpose is established. The kinetics of heavy metal ions' leaching has been investigated and their reliable fixation in the structure of alkaline cements has been proved.*

**Key words:** wastewater, ferritization, sediments, alkaline cement, leaching.

Одними з найбільш розповсюджених забруднювачів навколишнього середовища техногенного походження є стічні води гальванічних виробництв. Тому інтенсивний розвиток сучасної промисловості вимагає застосування ефективних технологій очистки таких вод з метою збереження навколишнього середовища.



Досвід обстеження гальванічних виробництв різних промислових підприємств свідчить про те, що відпрацьовані висококонцентровані розчини (електроліти, розчин після регенерації іонообмінних фільтрів) становлять 2...5% від загального обсягу стічних вод промислових підприємств. У той же час вміст забруднюючих речовин в них становить 45...75% від їх загального об'єму. Стічні води гальванічних виробництв містять значну кількість високотоксичних сполук нікелю, частка яких сягає 20% від загального вмісту важких металів. Викид у довкілля цих стічних вод крім екологічного збитку приводить також до втрати коштовного металу, природні джерела якого обмежені.

Очистка стічних вод гальванічних виробництв на більшості вітчизняних підприємствах здійснюється традиційними реагентними методами [1-3]. Однак, основними їх недоліками є не лише підвищені витрати реагентів на очистку, але і низький ступінь очистки від іонів важких металів. Крім того, об'ємні осади реагентної очистки стічних вод хімічно нестійкі і погано зневоднюються, що суттєво ускладнює та здорожує їх подальшу утилізацію. Тому виникає необхідність більш глибокої переробки промислових стоків із застосуванням ефективних технологій.

Одним із таких методів є феритизація цих стічних вод, що дозволяє отримати майже нерозчинні сполуки нікелю та інших важких металів, в результаті обробки їх іонів лужним реагентом та киснем повітря. Ця технологія забезпечує високий ступінь очищення стічних вод від сполук важких металів [4-5]. Проте в процесі очистки стічних вод, окрім сформованих феритних осадів також утворюються рідкі відходи з підвищеним вмістом розчинних солей. Отримані тверді та рідкі відходи вимагають подальшої екологічно безпечної утилізації наприклад у виробництві матеріалів різного призначення, а в разі неможливості виготовлення товарної продукції – в захороненні на відкритих звалищах.

Одним з перспективних шляхів комплексної утилізації продуктів очистки промислових стічних вод є їх використання: рідких – як затворювача цементів, а твердо фазових – як наповнювача лужних цементів, які розроблені науковою школою НДІВМ КНУБА ім. В.Д. Глуховського. Ці матеріали мають унікальні експлуатаційні властивості та можуть містити у своєму складі до 95% відходів та супутніх продуктів промисловості (паливних зол, доменних гранульованих шлаків, тощо) [6-8]. Утворені лужні цементи дають можливість надійно фіксувати у своїй структурі елементи радіоактивних та важких металів не тільки на фізичному, але й на хімічному рівні [9].

Виходячи з цього, метою цієї роботи є проведення експериментальних досліджень з утилізації рідких та твердих відходів феритизаційної очистки промислових вод у лужних цементах та вивчення їх хімічної стійкості цих матеріалів.

**Методика експерименту.** Нами досліджувалися рідкі та тверді відходи, які отримані в результаті переробки висококонцентрованих стічних вод методом феритизації. Результати хімічного аналізу цієї води методом атомно абсорбційної спектроскопії [10] наведено у табл. 1. Отриманий осад водоочистки подрібнювався до фракції 0,5...1 мм. Якісний і кількісний фазового складу ферит шламу, отриманий методом порошкової рентгенівської дифракції [11] зображено на рис. 1.

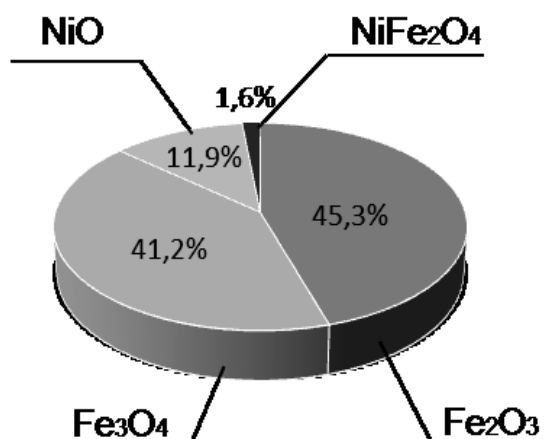


Рис. 1. Якісний і кількісний фазовий склад феритного осаду

Таблиця 1

**Склад основних компонентів обробленої води методом феритизації**

№ п/п	Найменування показника	Значення показника
1	Сульфати (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	25500
2	Хлориди (Cl <sup>-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	1186
3	Іони важких металів, мг/дм <sup>3</sup> : - залізо (Fe <sup>заг.</sup> ) - нікель (Ni <sup>2+</sup> )	0,10 0,42
4	pH	10,21

Для приготування лужного цементу на основі кальцій алюмосилікатного компоненту використовували мелений доменний гранульований шлак виробництва ПАТ «Завод ім. Ілліча» (м. Маріуполь), розмелений до питомої поверхні 450 м<sup>2</sup>/кг за приладом Блейна, та золу сухого відбору Ладжинської ТЕС, розмелену до питомої поверхні 800 м<sup>2</sup>/кг за Блейном. Як лужний компонент використовували соду кальциновану виробництва ПАТ «Кримсода».

Властивості цементу визначали у відповідності до ДСТУ Б В.2.7-181:2009 «Цементи лужні. Технічні умови» на зразках-балочках цементно-піщаного розчину розміром 4x4x16 мм.

Для вилуговування іонів важких металів із лужних цементів формували циліндри висотою та діаметром 4 x 3,5 см. Зразки цементу вилуговувались в дистильованій воді при температурі 25 °С протягом 28 діб в статичному режимі.

**Результати та їх обговорення.** Нами було проведено експерименти з використанням обробленої методом феритизації води та осаду на властивості двох видів лужного цементу: шлаколужного та лужного композиційного (гібридного). Для порівняння використовували лужні цементы, які затворені технічною водою. Склад цементів, їх технологічні та експлуатаційні властивості наведено у табл. 2. Аналіз отриманих результатів засвідчив, що введення до складу лужних цементів продуктів очистки промислових стічних вод суттєво не погіршує експлуатаційні властивості матеріалу. Незначне зниження міцності спостерігається при затворені цементу розчином очищеної стічної води (як для шлаколужного, так і для лужного композиційного цементу). Крім того, при спільному використанні цієї води, як затворювача та феритного осаду, як наповнювача відбувається стабілізація міцності матеріалу на рівні стандартних зразків. В загальному випадку відхилення міцності модифікованих цементів від аналогів порівняння (табл.2) не перевищує 5...10%.

Таблиця 2

**Склад та властивості лужних цементів з використанням відходів феритної очистки промислових стічних вод**

№ складу	Склад цементу, %					В/Ц розплив	Міцність при стиску, МПа, після, діб		
	Шлак	Зола	Лужний компонент	Затворювач	Феритний осад		3	7	28
1	66,7	28,6	4,7	технічна вода	-	0,4	23,12	30,62	38,81
2	66,7	28,6		оброблена вода	-		21,25	26,31	35,31
3	65,0	27,8			2,5		20,62	26,93	36,31
4	63,3	27,0			5,0		20,0	26,43	35,31
5	61,5	26,3			7,5		20,0	26,18	36,37
6	95,3	-			технічна вода		-	28,12	35,62
7	95,3	-		оброблена вода	-		27,50	21,37	24,06
8	92,8	-			2,5		25,62	31,68	41,25
9	90,3	-			5,0		23,75	29,5	39,31
10	87,8	-			7,5		23,12	32,56	43,18

На рис 2 і 3 наведені експериментальні дані з вилуговування важких металів із зразків цементів, які були отримані з використанням відходів очистки промислових стічних вод. Як показує аналіз отриманих результатів,

величина вилуговування іонів нікелю і заліза, в першу чергу, залежить від технічних параметрів та способу активації процесу очистки стічних вод, а також від вмісту феритного осаду у складі будівельного матеріалу. Результати вилуговування іонів нікелю та заліза з досліджуваних матеріалів показали надійну фіксацію таких компонентів у структурі матеріалу гібридних лужних цементів. Як видно з отриманих даних, що інтенсивне вилуговування іонів важких металів відбувається в перші 7 діб, а далі процес стабілізується. Крім того, аналіз даних рис. 2 і 3, свідчить про те, що для більшості досліджених композицій концентрації іонів важких металів внаслідок їх вилуговування відповідають вимогам СанПиН 2.1.4.1074-01 (ГДК заліза становить  $0,3 \text{ мг/дм}^3$ , а для нікелю –  $0,1 \text{ мг/дм}^3$ ). Тільки у випадку проведення процесу феритизації з низькотемпературною активацією концентрації важких металів внаслідок їх вилуговування перевищують вказані вимоги Стандарту. Для решти складів показники вилуговування знаходяться в межах вимог. Крім того, слід зазначити, що в деяких зразках вилуговування іонів важких металів практично відсутнє (криві на рис. 2б, в і 3в). Це можна пояснити тим, що залишкові концентрації іонів важких металів знаходяться нижче допустимого діапазону вимірювання приладу. Відмічено, що здатність до вилуговування іонів важких металів з відходів водоочистки зростає в ряду «електромагнітна імпульсна активація» – «термічна активація» – «низькотемпературна активація». На нашу думку це пов'язано із зниженням у цій послідовності кількості кристалічних феритних фаз в отриманих зразках осаду.

Варто відзначити, що для лужних цементів, які затворювалися водою після процесу феритизації і без введення в їх склад феритного осаду, не відмічено вилуговування іонів важких металів. Це свідчить про їх надійну фіксацію у структурі цементу.

**Висновки.** В результаті проведених робіт показано принципову можливість створення ефективних екологічно чистих будівельних матеріалів на основі лужних цементів з використанням продуктів очищення промислових стічних вод. Встановлено, що при застосуванні рідких відходів феритної очистки води, як затворювача лужних цементів, а також при заміні частини шлаколужного або гібридного цементу на феритний осад суттєво не знижуються експлуатаційні показники цих матеріалів. Всі отримані нами зразки цементів відносяться до марки М400. Результати вилуговування іонів нікелю та заліза з цих будівельних матеріалів показали надійну фіксацію важких металів у структурі лужних цементів. Матеріали на основі цих цементів рекомендуються для використання в будівництві нежитлових будівель і споруд.

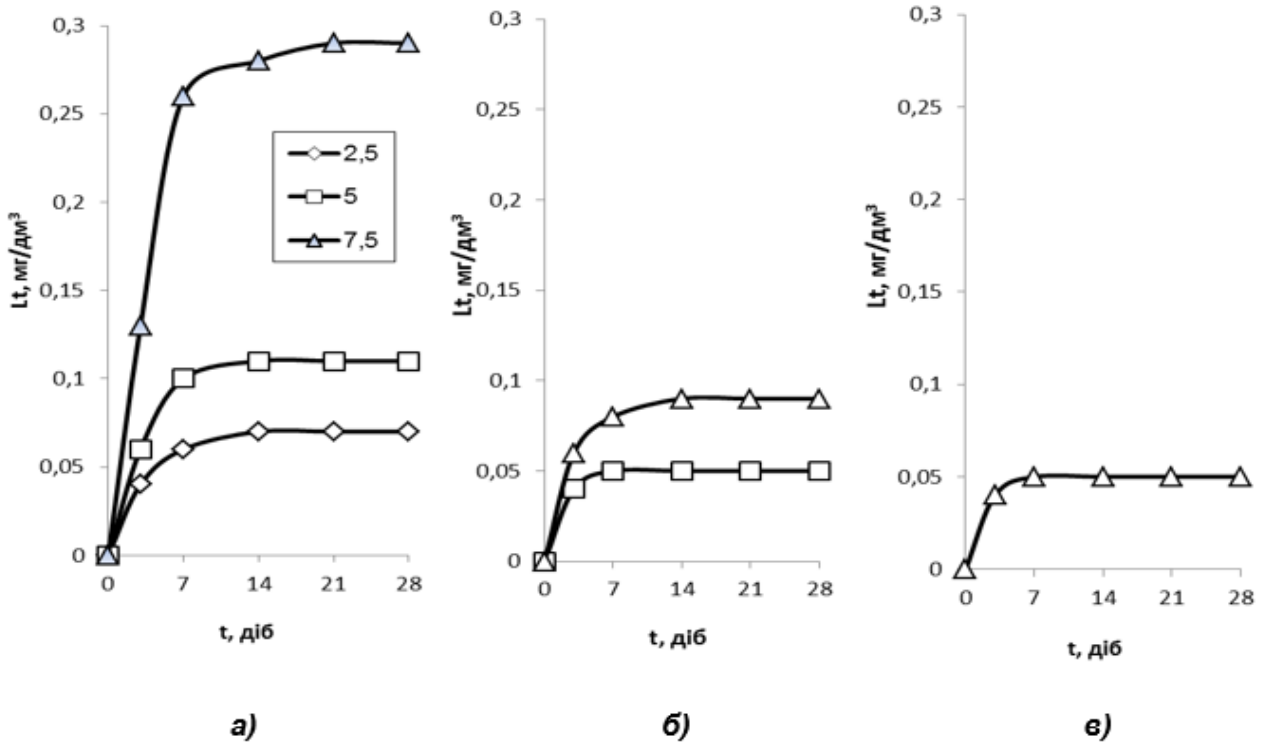


Рис. 2. Кінетика вилугування іонів нікелю з матриці гібридного лужного цементу:  $\diamond$ ,  $\Delta$ ,  $\square$  – вміст феритного шламу, %; активація процесу: а – низькотемпературна активація; б – термічна; в - електромагнітна імпульсна

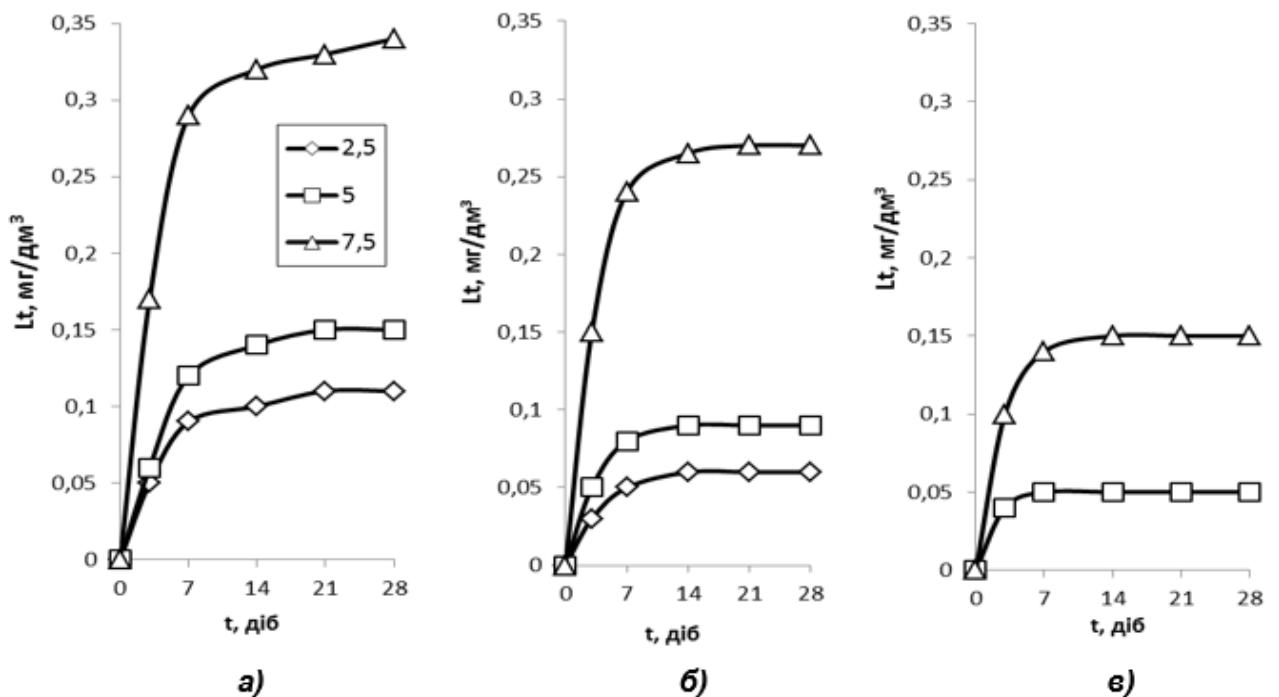


Рис. 3. Кінетика вилугування іонів заліза з матриці гібридного лужного цементу:  $\diamond$ ,  $\Delta$ ,  $\square$  – вміст феритного шламу, %; активація процесу: а – низькотемпературна активація; б – термічна; в – електромагнітна імпульсна

## Список літератури

1. *Доллина Л.Ф.* Современная техника и технологии для очистки сточных вод от солей тяжелых металлов: Монография. Дн-вск.: Континент, 2008. 254 с.
2. *Kochetov G., Zorya D., Grinenko J.* (2010). Integrated treatment of rising cooper-containing wastewater. Civil and Environmental Engineering. Vol.1, n. 4. pp. 301-305.
3. *Goldmann A.* (2006). Modern ferrite technology Springer, Pittsburg, USA, 445.
4. *Кочетов Г.М., Науменко І.В., Самченко Д.М.* Феритизаційна переробка відпрацьованих технологічних розчинів, що містять сполуки цинку та нікелю // Проблеми водопостачання та гідраліки: Наук.-техн. Зб. 2014р. Вип. 24. С. 59-66.
5. *Кочетов Г.М., Самченко Д.М.* Удосконалення феритизаційної технології переробки стічних вод: електромагнітна імпульсна активація процесу // Водопостачання та водовідведення. Вип. 3, 2015. С. 20-26.
6. *Кривенко П.В., Ковальчук О.Ю.* Гібридні лужні цементи: структура та властивості // Вісник ДНАБА. Сучасні будівельні матеріали. Випуск 1 (105). 2015. С. 59-63.
7. *Kovalchuk O.Yu., Drochitka R., Krivenko P.V.* Mix design of high volume alkali activated cement // Advanced Materials Research, Vol 1100, pp. 36-43.
8. *Krivenko P., Cao H., Weng L., Petropavlovskii O., Kovalchuk O.Yu.* Special hybrid alkali activated cements for immobilization of salt concentrates of low-level radioactive wastes // Proceed. 19th Internat. Conf. "Ibausil". Weimar (Germany). 2015. P. 1-0820 – 1-0827.
9. *Krivenko P., Petropavlovsky O., Gelevera A., Jukov N.*: Immobilizing properties of alkaline cementitious systems. 2<sup>nd</sup> International Symposium NON-TRADITIONAL CEMENT & CONCRETE, ISBN 80-214-2853-8, Brno, 2005, P. 613-626.
10. *Пупышев А. А.* Атомно-абсорбционный спектральный анализ. М.: Техносфера, 2009. 784 с.
11. *Бокий Г.Б., Порай-Кошиц М.А.* Рентгеноструктурный анализ. М.: МГУ, 1964. Т. 1. 490 с.

*Стаття надійшла до редакції 30.11.17*

Ю.Д. КОПАНИЦЯ, кандидат технічних наук  
Київський національний університет будівництва і архітектури

## **АНАЛІЗ АЛГОРИТМІВ ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОСТАТИЧНОГО ТИСКУ НА ПОВЕРХНЮ ДОВІЛЬНОЇ ФОРМИ ЗА СТАНДАРТНИМИ ФОРМУЛАМИ І МЕТОДОМ ТРЬОХ КОМАНД K123**

*Проведено порівняльний аналіз використання універсального авторського метода K123 і класичної методики розрахунку тиску в системі комп'ютерної алгебри CAS MAXIMA.*

**Ключові слова:** сила тиску; епюра; центр ваги; метод K123; інтеграл.

*Проведено сравнительный анализ использования универсального авторского метода K123 и классической методики расчёта давления в системе компьютерной алгебры CAS MAXIMA.*

**Ключевые слова:** сила давления; епюра; центр тяжести; метод K123; интеграл.

*The comparative analysis of the use of the Universal Author's method K123 and classical technique for pressure calculation in CAS MAXIMA has been carried out.*

**Key words:** pressure force; pressure diagram; center of pressure; method K123; integral.

Проведено порівняльний аналіз використання універсального авторського метода K123 [1-4] й стандартного алгоритму розрахунку рівнодійної сили тиску на криволінійну поверхню на прикладі задачі, яку наведено в підручнику [5] в якості зразка. Підручник затверджено Міністерством освіти і науки України у 2002 році.

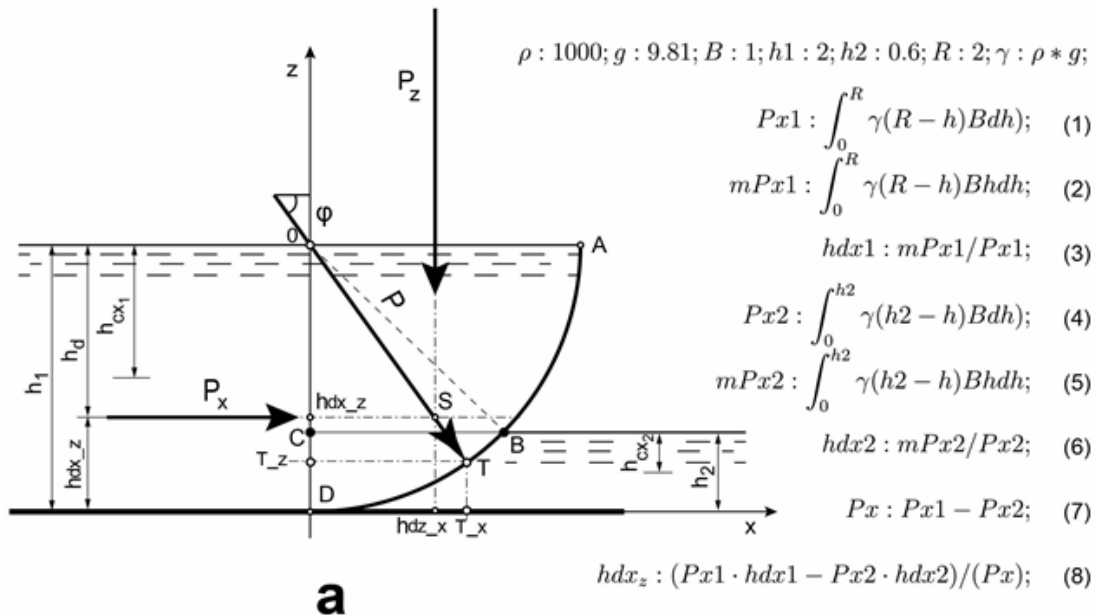
Умова задачі (рис.1,а) включає діаметр циліндричного затвору, рівні води й стандартне завдання – визначити величину й напрям дії рівнодійної сили тиску на метр ширини означеної поверхні. Формули стандартного алгоритму наведено на рисунку (рис.1,б).

Запропонований у підручнику типовий приклад розрахунку включає стандартні пункти: розрахунок ортогональних проекцій вектору сили, визначення модуля рівнодійної сили й кут напрямку дії. Рисунок із геометричним зображенням вектору рівнодійної сили тиску (далі РСТ) є стандартним й тому в статті не приведено [1, рис. 1.26].

Тестову задачу паралельно розраховано за авторським методом трьох команд K123 в системі комп'ютерної математики CAS MAXIMA [8-10]. Повний

алгоритм (послідовність 15-ти формул й одну систему алгебраїчних рівнянь) наведено на рисунку 1,с.

Універсальний інтегральний метод трьох команд K123  
комп'ютерного розрахунку рівнодійної сили гідростатичного тиску  
на поверхню довільної форми



**a**

Стандартний алгоритм розрахунку  
рівнодійної сили гідростатичного  
тиску на один метр затвора

$$Px1 : \rho \cdot g \cdot hx1 \cdot w1; \quad (1)$$

$$Px2 : \rho \cdot g \cdot hx2 \cdot w2; \quad (2)$$

$$Pz : \rho \cdot g \cdot W; \quad (3)$$

$$P : \sqrt{Px^2 + Pz^2}; \quad (4)$$

$$tg(\varphi) : Pz/Px; \quad (5)$$

$$fb(h) := \sqrt{(R^2 - (R-h)^2)}; \quad (9)$$

$$Pz : \int_{h2}^R (fb(h)\gamma)Bdh; \quad (10)$$

$$mPz : \int_{h2}^R fb(h)\gamma B(fb(h)/2)dh; \quad (11)$$

$$hdx_z : mPz/Pz; \quad (12)$$

$$P : \sqrt{(Px^2 + Pz^2)}; \quad (13)$$

$$fi : (180/\pi \cdot arctg(Pz/Px)); \quad (14)$$

$$\begin{cases} z = -\frac{Pz}{Px} \\ z = -\sqrt{4-x^2} \end{cases} \quad (15)$$

**c**

**b**

Рис. 1.Стандартний та універсальний K123 методи  
визначення рівнодійної сили гідростатичного тиску  
а - умова задачі; б - стандартний алгоритм; с - метод K123

Розрахунок за методом K123 дозволяє визначити:

- модулі ортогональних проєкцій рівнодійної сили тиску (далі РСТ);
- модуль РСТ;



- відповідні ортогональні координати центрів ваги тривимірних (далі 3D) вертикальної й горизонтальної проєкцій чотирьох вимірної (далі 34) епюри тиску;
- розрахунок кута напряду дії РСТ;
- координати відповідних ортогональних проєкцій центрів ваги 3D епюр й кут напряду дії РСТ визначають аналітично визначене рівняння напряду;
- система рівнянь криволінійної напрядної поверхні й рівняння напряду дозволяють знайти останній – третій параметр векторної величини РСТ.

У такий спосіб нами визначено всі три параметри векторної величини РСТ. В порівнянні із стандартним алгоритмом метод К123 дозволяє визначати координати центрів ваги ортогональних проєкцій 3D епюр відносно початку координат. Методом К123 ми маємо можливість визначати координати відносно будь-якої довільної точки, яка лежить на лінії дії РСТ. Інші особливості універсального авторського методу трьох команд К123 ми наведемо після аналізу типів задач, що наводяться в сучасних підручниках [5,6].

Всі учбові задачі в підручниках й посібниках гідравліки із розділу «Гідростатика. Визначення гідростатичного тиску на плоску поверхню» з 1960-х по 2017-й роки укладаються в наступну умовну схему класифікації:

- за геометричною формою змоченої поверхні [рис. 2, a-f];
- за рівнем вільної поверхні рідини відносно верхньої кромки означеної поверхні – прошарок рідини, вакууметричний або манометричний тиски.

Вся варіативність учбових задач обмежено стандартними формами змоченої поверхні (рис. 2, a-f): квадрат або прямокутник (рис. 2, a), трикутна поверхня й трапеція (рис. 2, b, c), коло (рис. 2, d-e), парабола (рис. 2, f). Всі фігури обов'язково симетричні відносно вертикальної осі.

Рівень вільної поверхні рідини для поверхні у вигляді кола обов'язково тільки на рівні центру (рис. 2, d) або не нижче (рис. 2, e) лінії верхньої кромки.

Інші умови задачі: наявність атмосферного, вакууметричного, манометричного тисків; наявність прошарку рідини над розглядаємо поверхнею – створюють варіації в учбових завданнях. Але форма змоченої поверхні залишається незмінною (рис. 2, a-f).

Для вирішення означених варіантів учбових завдань, в якості прикладу, у посібнику [6] наведено чотири десятка стандартних формул: центр ваги, площа, момент інерції. Кожна формула використовується для конкретного варіанта задачі.

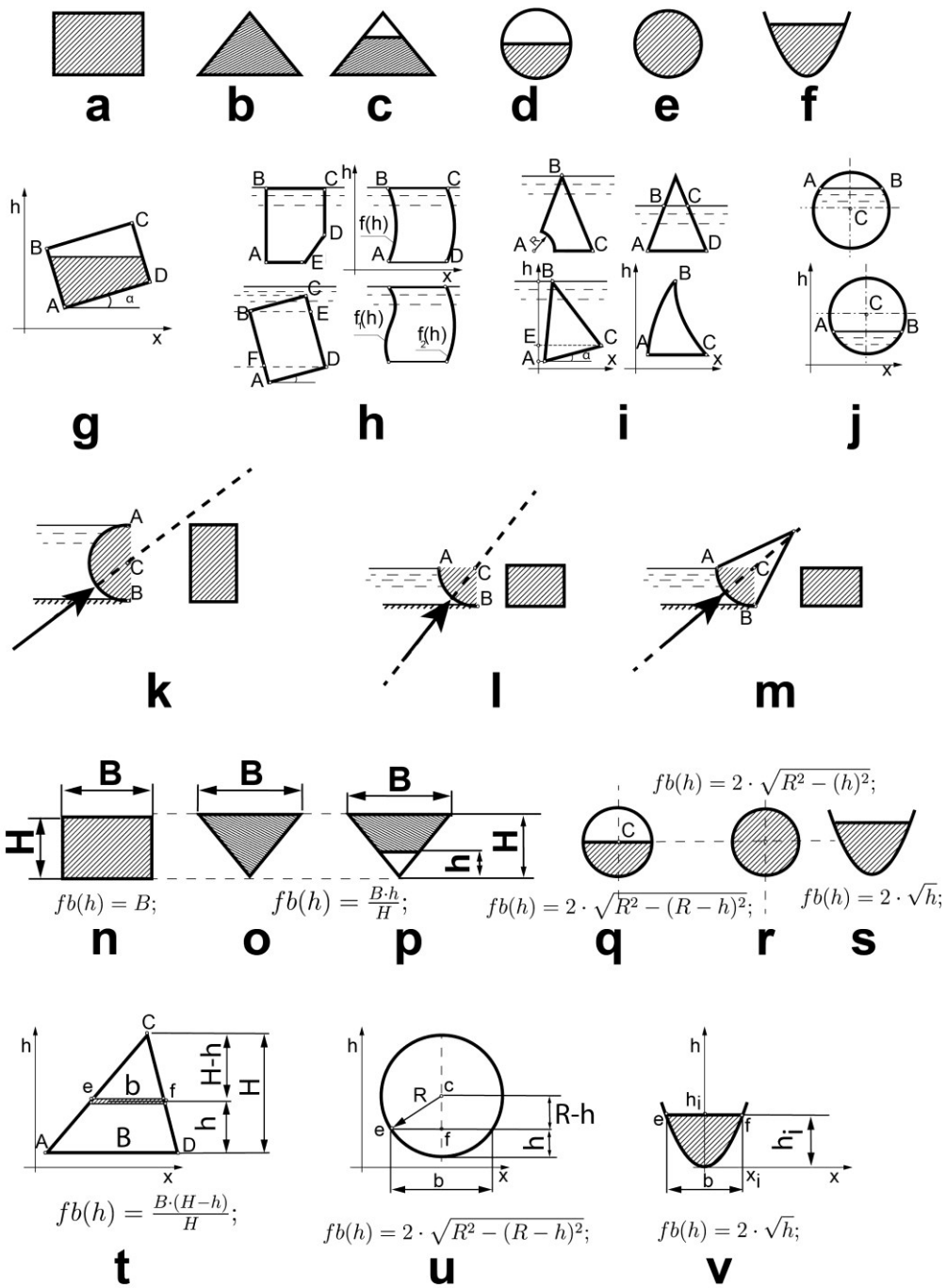


Рис. 2. Варіанти поверхні довільної форми в задачах гідравліки

В реальних умовах при проектуванні або експлуатації об'єктів водопостачання та водовідведення ми маємо справу із «нестандартними» плоскими кришками, боковими стінками, елементами конструкції або засувками на які діє гідростатичний тиск. Не всі реальні плоскі поверхні: мають абсолютну симетрію відносно вертикальної осі (рис 2.g); правильну геометричну форму (рис 2.h-i); рівень води відхиляється відносно центру кришки (рис 2.j), яка прикриває круглий патрубок, трубу (або бокова стінка

бака) тощо. В інженерній й науковій практиці варіантів може бути набагато більше.

Всі «нестандартні» варіанти (рис 2,*g-j*) не можуть бути розраховані за стандартною методикою – нема готових формул. В підручниках не приведено алгоритмів розрахунку «нестандартних» задач.

Слово «нестандартні» взято у дужки тому, що саме ці задачі є самими реальними. А свідомо обмежений набір умовних учбових задач просіяно через сито вищеозначеного набору відомих формул [2]. Останні сімдесят років триває процес штучного відбору – стандартна формула підходить для розрахунку задачі й задача включається до посібника або підручника.

Традиція вилучення цікавих інженерних задач із посібників гідравліки з'явилась після 30-х років ХХ століття.

В стандартних підручниках представлено тільки три набори криволінійної поверхні – півкола (рис 2,*k*), чверть кола (рис 2,*l*), сектор (рис 2,*m*). Як правило розрахунок задано проводити на метр ширини затвора. Останнє означає, що вертикальна проекція криволінійної поверхні обов'язково має форму прямокутника. Спеціальне спрощення умови задач виключає необхідність проводити повний розрахунок із визначенням координат центрів ваги епюри й тіла тиску.

В реальних умовах поперечний перерізи каналів або лотків має форму трапеції (рис 2,*p*), кола (рис 2,*q-r*), параболічну форму (рис 2,*s*), або їх композицію. За такими умовами ні в одному підручнику ми не зустрінемо учбових задач. Причина проста – зазвичай приведені в підручниках готові формули діють тільки для одного типу задач – напрямна криволінійної поверхні обмежена формою півкола, чверть кола, або сектор (рис 2,*k-m*). Для всіх задач вертикальна проекція прямокутник (рис 2,*n*). Що робити й які алгоритми використовувати майбутньому інженеру в розрахунках реальних споруд із поперечним перерізом не тільки прямокутник(рис 2,*o-s*)?

Метод трьох команд K123 дозволяє за єдиним правилом запису універсальної формули визначити величини вертикальної й горизонтальної проекції сили гідростатичного тиску на поверхню будь-якої форми. У такий спосіб – за єдиним алгоритмом – визначається глибина занурення центру тиску, або координати останнього відносно будь-якого ортогонального напрямку. Будь-яка реальна задача для поверхні довільної форми вирішується за єдиним універсальним алгоритмом для плоскої або криволінійної поверхні.

Реалізація методу K123 дозволяє проводити аналітичні або (в складних випадках) чисельні розрахунки векторної величини РСТ за повним алгоритмом визначення всіх трьох параметрів: величина, напрям дії й координати центру тиску (далі КЦТ).

На рисунку представлено результати визначення сили тиску на циліндричну поверхню: проекції на осі, величину самої сили, кут напрямку дії й координати перетину центрів ваги вертикальної й горизонтальної епюр

означеної сили. Метод трьох команд K123 дозволяє аналітично або за чисельним алгоритмом визначати: об'єм епюри горизонтальної проекції сили тиску й координату проекції її центру ваги на ортогональний напрям відносно довільної точки (яка лежить на лінії дії сили). На рисунку представлений варіант визначення далі КЦТ.

Саме наявність одної універсальної форми запису розрахункової формули суттєво відрізняє універсальний метод трьох команд K123 від жорстко запрограмованого стандартного алгоритму визначення сили тиску, які приводяться в сучасних підручниках.

Наприклад, для представлених на рисунку стандартних типів поверхні – прямокутник, трикутник, парабола й коло – в посібнику приведено 40 допоміжних формул. Кожна формула використовується для одного особистого випадку.

Будь яка зміна стандартних умов задачі (рис.2,g-f) робить ці спеціалізовані формули неробочими. При зміні рівня води відносно центру для кола (рис.2,j), криволінійні бокові грані (рис.2,h-i), проста відсутність симетрії відносно вертикальної осі за рахунок повороту відносно вертикалі (рис.2,g), асиметрія фігури (рис.2,h-i) тощо призводить до того, що виключається сама можливість скористатись стандартними алгоритмами. Причина – відсутність готових стандартних формул в стандартному загальноприйнятому алгоритмі.

В підручнику приведено зразковий приклад розрахунку тиску на затвор. Повний розрахунок за методом K123 – із визначенням КЦТ – показав, що вектор рівнодійної сили тиску проходить через центр. Для об'єктивного висновку доцільно порівняти рисунок підручника [1,.35] й результати комп'ютерного розрахунку за методом K123 (рис.1,a).

Повний комп'ютерний розрахунок задачі за методом трьох команд K123 дозволив отримати додатково координати центрів ваги тіла тиску й епюри. Побудований в масштабі рисунок відрізняється від схематичного зображення у підручнику – інше положення горизонтальної проекції сили тиску, не точно показано глибину занурення центру ваги епюри й відповідне положення горизонтальної проекції сили тиску. Дійсно, кут напрямку дії рівнодійної сили гідростатичного тиску проходить через центр кола. Але, використовуючи координати центрів ваги й продовження їх проекцій на відповідні ортогональні напрями ми отримали точку їх перетину. Вектор рівнодійної сили тиску проходить через цей перетин й проектується на поверхню. Реальне положення вектору на рисунку суттєво відрізняється від дуже умовної схеми у підручнику.

Причина такого неточного й дуже умовного схематичного рисунку в підручнику, можливо полягає в тому, що автори не проводять точний інженерний розрахунок у повному обсязі. Не визначають обов'язковий третій параметр вектору – дуже важливий на практиці – координати точки прикладання рівнодійної сили тиску.

Зазвичай аналогічні умови задач зустрічаються в задачниках, но пропонують тільки визначити величину й напрям дії сили тиску. Ні в одному навчальному посібнику не приділяється увага повному розрахунку із визначенням всіх трьох параметрів векторної величини: модуль, напрям дії й координати точки тиску. А саме в практичній діяльності необхідні координати точки на яку проектується вектор рівнодійної сили тиску, який проходить через перетин ортогональних проекцій центрів ваги епюри й тіла тиску або ортогональних проекцій центрів ваги вертикальної й горизонтальної епюр.

Відповідь на всі ці запитання дуже проста – за останні 90 років із задачників вилучені всі задачі із елементами «обчислення нескінченно малих». Приклади складання рівняння в диференціалах й подальше інтегрування взагалі не розглядаються після 1927 року [7]. Ми маємо дуже обмежений набір умовних учбових задач. Існуючи приклади алгоритмів розрахунку сили гідростатичного тиску на плоску й криволінійну поверхні не відповідають ні сучасному рівню розвитку програмного забезпечення, ні вибуховому розвитку персональних мікропроцесорних гаджетів (планшети, смартфони).

Ще один приклад спрощеного підходу до розрахунку учбових задач у навчальному підручнику [6]. Представлена на рис. 3 стандартна задача визначення тиску на циліндричну поверхню. Для порівняння аналогічний рисунок для цієї задачі представлено в навчальному посібнику [6]. Центри ваги показано умовно й не використовуються для визначення координати центра тиску. Розрахунок координат центрів ваги епюри й тіла тиску не приводиться.

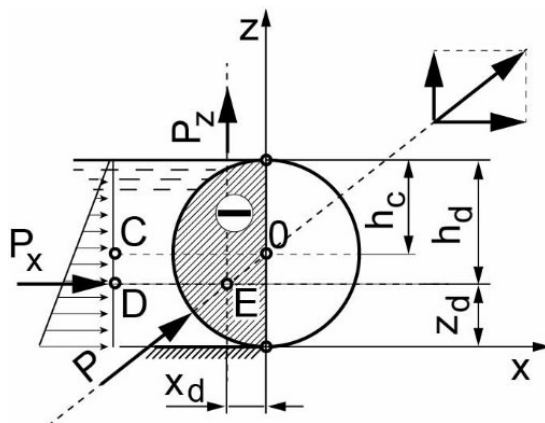


Рис.3. Результат розрахунку стандартної задачі методом трьох команд K123. Визначення координат “ $x_d$ ”, “ $z_d$ ” – проекції центру ваги епюри й тіла тиску на ортогональні напрями

На відміну від стандартного алгоритму, розрахунок задачі проведено у повному обсязі методом трьох команд K123. Додатково визначено координати “ $x_d$ ”, “ $z_d$ ”. В стандартних учбових прикладах обмежуються тільки визначенням сили тиску й її напрямом. Аргумент – недоцільно ускладнювати учбові розрахунки. Умови всіх учбових задач підібрані так, що напрям дії сили тиску обов’язково буде проходить через центр кола. Рішення задачі

закінчується умовним зображенням вектору рівнодійної сили тиску під розрахованим кутом проведеним через центр кола.

Смартфони із сучасними операційними системами, із портованими пакетами систем комп'ютерної алгебри, із виходом в Інтернет й доступом до необмежених об'ємів інформації, доступом до хмарових сервісів із *WEB*-інтерфейсами *CAS MAXIMA* [8-10], *MAPLE*, *MATHEMATICA*, *MathCAD*, *MathLab*, *Derive*, *Octave*, *R* [10] дозволяють проводити наукові й інженерні розрахунки будь-якої складності. Програми *R*, *CAS MAXIMA* належать до відкритого програмного забезпечення. В навчальному процесі доцільно використовувати саме безкоштовне відкрите програмне забезпечення. В європейських країнах держустанови використовують виключно відкрите програмне забезпечення.

Ми не готуємо майбутніх інженерів до розрахунку реальних задач. Не вирішується задача розробки теоретичних основ й реалізації нових сучасних алгоритмів й прикладів розрахунку нестандартних задач. Всі учбові розрахунки останні 90 років орієнтовано на використання дуже обмеженої кількості стандартних формул. Відсутня систематична практика використання апарата «обчислення нескінченно малих» в аналітичних й чисельних розрахунках індивідуальних завдань широкого кола інженерних дисциплін. Майже відсутня культура використання систем комп'ютерної математики в розрахунках учбових задач.

В учбовому процесі за браком часу й скороченням учбових годин не приділяється увага звичайним правилам комп'ютерного розрахунку – обов'язковий розрахунок да двома альтернативними алгоритмами, або аналітичні й чисельні розрахунки одної задачі, розробка й розрахунок обов'язкового тестового прикладу для перевірки результатів, оцінки точності в ітераційних розрахунках тощо. За такими умовами сучасна інженерна освіта не в повній мірі відповідає вимогам й задачам які стоять перед молодими фахівцями у XXI-му столітті.

Автор розробив прототип авторського учбового сайту [www.k123.com.ua](http://www.k123.com.ua) Копаниця Ю.Д. © [11] для впровадження інноваційних технологій в учбовий процес. На прикладі курсів «Технічна механіка рідини і газів», «Спецпитання гідравліки», «Масопередача», «Метрологія, стандартизація, сертифікація», «Сертифікація наукової продукції» відпрацьовується технологія розміщення в он-лайні учбових матеріалів, он-лайн розрахунків, прикладів типових задач, елементів програмного коду для виконання індивідуальних завдань. Окремі зразки індивідуальних робіт з дозволу студентів розміщено на сайті. Студенти знайомляться із основами публікації даних в мережі Інтернет й оформляють роботи із використанням стандартів *HTML 5*, *CSS 3.0*. Завдання по курсу «Сертифікація наукової продукції» приймаються в електронному форматі у вигляді файлів *HTML*.

З метою поліпшення якості електронних учбових матеріалів проводиться анкетування й опитування студентів. До сайту підключено сервіс *Google Analytics*, що дозволяє досліджувати процес використання матеріалів учбового сайту. На сайті діють три універсальні он-лайн форми розрахунку

двох задач гідростатики (плоска й криволінійна поверхня) й розрахунок задачі розділу гідродинаміка – «Рівняння Д. Бернуллі для в'язкої рідини».

### Висновки

Відкриття границь із Європейськими державами ставить питання відповідності Евростандартам якості національної освітньої програми. В вирішенні означеної задачі можна виділити два аспекти – інноваційні технології й реклама досягнень в мережі Інтернет. У такий спосіб ми маємо шанс виграти час у боротьбі за нашу молодь й майбутнє національної освіти. На думку автора ми маємо вирішувати задачі:

– впровадження сучасних інноваційних технологій в учбовий процес – розробка теоретичних основ для нових універсальних алгоритмів розрахунку інженерних задач, що сприяє розвитку культури комп'ютерних розрахунків в технічних дисциплінах;

– представництво всіх елементів учбового процесу в мережі Інтернет – розробка онлайн-ових учбових курсів (відео лекцій, вебінарів, інтерактивних учбових матеріалів, тестів, он-лайн розрахунків учбових задач й типових прикладів тощо).

### Список літератури

1. *Копаниця Ю.Д.* Комп'ютерний розрахунок сили тиску. Універсальний алгоритм трьох команд – K123. // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.18. 2012. С.148–163.
2. *Копаниця Ю.Д.* Розрахунок гідростатичного тиску на криволінійну поверхню. Універсальний алгоритм трьох команд – K123. // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.20. 2012. С.105–119.
3. *Копаниця Ю.Д.* Аналіз виміру епюри гідростатичного тиску на криволінійну поверхню. Універсальний метод розрахунку K123. // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.21. 2013. С.165–180.
4. *Копаниця Ю.Д.* Інтегральні рівняння універсального методу трьох команд K123 // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.22. 2013. С.159–171.
5. *Константинов Ю.М.* Технічна механіка рідини і газу: Підручник / Ю.М. Константинов, О.О.Гіжа. К: Вища шк., 2002. 277 с.
6. *Константинов Ю.М.* Гідростатика. Приклади і задачі: навчальний посібник / Ю.М. Константинов, О.О.Гіжа, Ю.Д.Копаниця. К: КНУБА, 2012. 112 с.
7. *Горчин Н.К.* Гидравлика в задачах / Н.К. Горчин, М.Д. Чертоусов. Л: Кубуч, 1927. 430 с.
8. [http://ru.wikipedia.org/wiki/GNU\\_General\\_Public\\_License](http://ru.wikipedia.org/wiki/GNU_General_Public_License)
9. <http://maxima.sourceforge.net/>
10. <http://maxima-online.org/>
11. *Копаниця Ю.Д.* <http://www.k123.com.ua> ©

Стаття надійшла до редакції 29.11.17

С.І. КРІЛЬ, доктор технічних наук  
І.В. СКОРОХОД, кандидат фізико-математичних наук  
В.В. ФАДЕІЧЕВ, головний інженер-гідротехнік  
Інститут гідромеханіки НАН України

## ЕНЕРГЕТИЧНА МОДЕЛЬ ЕРЛІФТА

*Запропоновано новий підхід до вивчення загальних закономірностей висхідної течії суміші рідини і повітряних бульбашок у вертикальній трубі, в основу якого покладено гідравлічні рівняння нерозривності і енергобаланса для стаціонарного двофазного ізотермічного потоку. Побудовано енергетичну модель ерліфтних газорідних течій з урахуванням втрат напора на тертя і ковзання фаз. Наведено результати порівняння розрахункових витратних характеристик ерліфтів з експериментальними.*

**Ключові слова:** ерліфт, газорідна течія, енергетична модель, втрати напора на тертя і ковзання фаз, витратна характеристика ерліфта.

*Предложен новый подход к изучению общих закономерностей восходящего течения смеси жидкости и воздушных пузырей в вертикальной трубе, в основу которого положены гидравлические уравнения неразрывности и энергобаланса для стационарного двухфазного изотермического потока. Построена энергетическая модель эрлифтных газожидкостных течений с учетом потерь напора на трение и скольжение фаз. Приведены результаты сравнения расчетных расходных характеристик эрлифтов с экспериментальными.*

**Ключевые слова:** эрлифт, газожидкостное течение, энергетическая модель, потери напора на трение и скольжение фаз, расходная характеристика эрлифта.

*The new method of approach to the study of the general regularities of the upward flow of the mixture liquid and air bubbles in vertical pipe has been suggested in this paper. The hydraulic continuity equations and equations of energy balance for stationary isothermal two-phase flow were used as a base of this method. The energy model of airlift for gas-liquid flows, taking into account the pressure losses due to friction and slip phase. The results of a comparison of the calculated flow characteristics of the airlift with the experimental ones are given.*

**Keywords:** airlift, gas – liquid flow, energy models, pressure losses due to frictions and slip phase, flow rate characteristics of airlift.



Висхідний рух сумішей рідини і повітряних бульбашок у вертикальній піднімальній трубі ерліфтів носить складний характер. Такі потоки турбулентні і нерівномірні. Внаслідок пониження тиску уздовж потоку змінюються у тому ж напрямку не тільки об'єм і густина газової фази, а й структура і режим руху суміші та її гідравлічні характеристики. Із-за неперервного спливання бульбашок потік газорідинної гетерогенної суміші характеризується, як правило, ковзанням фаз, на що потрібно звернути особливу увагу при побудові математичної моделі такого роду двофазних потоків. Адже при обтіканні спливаючих бульбашок рідиною за їх кормою появлятимуться вихорові сліди або дрібномасштабні збурення, на утворення яких витратиметься потужність сили гідродинамічної взаємодії рідинної і газової фаз у відносному осередненому русі цих фаз. При цьому потужність цієї сили буде дорівнювати дисипативній потужності внутрішніх сил в'язкого тертя в області вихрової течії і, таким чином, виражатиме втрату частини механічної енергії газорідинного потоку на ковзання фаз.

Відомі у науковій літературі математичні моделі ерліфтних газорідинних течій будуються на основі диференціальних рівнянь збереження маси і імпульсу для одновимірного стаціонарного руху сумішей [1-5]. Однак, такі моделі не враховують потужність сили міжфазної взаємодії у відносному русі фаз, оскільки ця сила не міститься в рівнянні руху газорідинної суміші у цілому. Саме з цим, можливо, і пов'язані відомі труднощі при визначенні гідравлічного коефіцієнта тертя у вертикальних газорідинних потоках.

Нами запропоновано новий так званий енергетичний підхід до побудови математичної моделі ерліфтних газорідинних течій. В основу його покладено базові гідравлічні рівняння нерозривності фаз, рівняння енергобалансу для потоку газорідинної суміші в трубі (рівняння Бернуллі) та рівняння термодинамічного стану фаз.

Для стаціонарного ізотермічного руху реальної (в'язкої) газорідинної суміші у вертикальній піднімальній трубі ерліфта зазначені рівняння напишемо, враховуючи [6,10], у наступному вигляді:

рівняння нерозривності фаз:

$$\rho_r Q_r = const, \quad (1)$$

$$Q_w = const; \quad (2)$$

рівняння Бернуллі у формі напорів:

$$(1 - C_m) \frac{P_1 - P_2}{\rho_w g} + C_m \frac{P_{am}}{\rho_0 g} \ln \frac{P_1}{P_2} = H + \frac{1}{2g} [(1 - C_m)(u_{w,2}^2 - u_{w,1}^2) + C_m(u_{r,2}^2 - u_{r,1}^2)] + h_{тр} + h_{к}; \quad (3)$$

$$h_{\text{тп}} = \frac{4}{D} \int_0^H \frac{\tau_0}{\rho_P g} dz; \quad (4)$$

$$h_k = \frac{F}{g(Q_{m,r} + Q_{m,w})} \int_0^H R(u_r - u_w) dz; \quad (5)$$

рівняння стану газової і рідинної фаз при абсолютній температурі

$$T = \text{const.}$$

$$\frac{P}{\rho_r} = \text{const.}; \quad (6)$$

$$\rho_w = \text{const.} \quad (7)$$

При написанні рівнянь (1) – (7) використані наступні позначення:

$\rho_r, \rho_w$  – густина газової і рідинної фаз;  $\rho_0$  – густина вільного повітря при нормальних (технічних) умовах;  $Q_r, Q_w$  – об'ємна витрата газу і рідини;  $C_m$  – витратна масова концентрація газової фази;  $P$  – робочий абсолютний тиск у піднімальній трубі ерліфта;  $P_{\text{атм}}$  – атмосферний тиск при нормальних (технічних) умовах;  $u_w, u_r$  – середня у живому перерізі потоку істинна швидкість рідинної і газової фаз;  $h_{\text{тп}}, h_k$  – втрата п'езометричного напору на тертя і ковзання фаз по довжині піднімальної труби ерліфта;  $\tau_0$  – інтенсивність сили тертя на стінках труби;  $\rho_P$  – витратна густина газорідинної суміші;  $F, D, H$  – площа перерізу, діаметр і довжина піднімальної труби ерліфта;  $Q_{m,w}, Q_{m,r}$  – масова витрата рідинної і газової фаз;  $R$  – питома, віднесена до одиниці об'єму суміші, сила міжфазової гідродинамічної взаємодії, обумовлена ковзанням фаз;  $Z$  – координата, спрямована вверх, відлік якої починається від центра змішуючого пристрою ерліфта;  $g$  – прискорення вільного падіння; індексами 1 і 2 позначені величини у початковому і кінцевому живих перерізах газорідинного потоку у піднімальній трубі ерліфта.

Рівняння (1) – (7) є базовими рівняннями для побудови енергетичної математичної моделі ерліфтних течій, неперервною фазою яких являється рідина, а дискретною – бульбашки (снаряди) повітря.

Основна задача гідравлічного розрахунку ерліфтною установки полягає у визначенні її продуктивності, тобто об'ємної витрати рідини у піднімальній вертикальній трубі ерліфта залежно від подачі вільного повітря при нормальних (технічних) умовах  $Q_0$  та геометричних параметрів установки.

Для побудови витратної характеристики ерліфта  $Q_0 - Q_w$  на основі рівнянь (1) – (7) враховано лінійний характер зміни тиску уздовж потоку і попередньо вирішено низку важливих питань теорії ерліфта, пов'язаних з визначенням істинної концентрації повітря у довільному живому перерізі висхідного газорідинного потоку [11], істинних швидкостей фаз [10],

інтенсивності сили тертя газорідної суміші до стінок труби [12], а також втрат напору на тертя і ковзання фаз та робочого тиску у змішувачі  $P_1$ .

В результаті вирішення вищезазначених питань, рівняння (3) перетворюється до рівняння витратної характеристики ерліфта, яке пов'язує величини  $Q_w$ ,  $Q_0$ ,  $P_1$ , а також гідравлічний коефіцієнт тертя, газоміст та геометричні характеристики конструктивних елементів ерліфтною установки.

В даній роботі розроблено методику гідравлічного розрахунку ерліфта з пробковою структурою водоповітряної суміші. Саме для таких ерліфтів визначено гідравлічний коефіцієнт тертя  $\lambda$  на основі одержаного рівняння витратної характеристики з використанням відомих експериментальних витратних характеристик [7,8,13,14,15]. В результаті виявлено, зокрема, автомодельну область гідравлічного опору, в якій  $\lambda = 0,05$ .

На рис. 1–6 наведені експериментальні витратні характеристики, запозичені із [9], а також розрахункові, одержані за методикою [9], розробленою на основі рівняння імпульса для газорідного потоку, та, крім цього, за нашою методикою, розробленою на основі енергетичної моделі. На цих рисунках видно, що розрахункові витратні характеристики ерліфта, одержані нами, цілком задовільно узгоджуються з відповідними експериментальними та розрахунковими характеристиками, наведеними в[9].

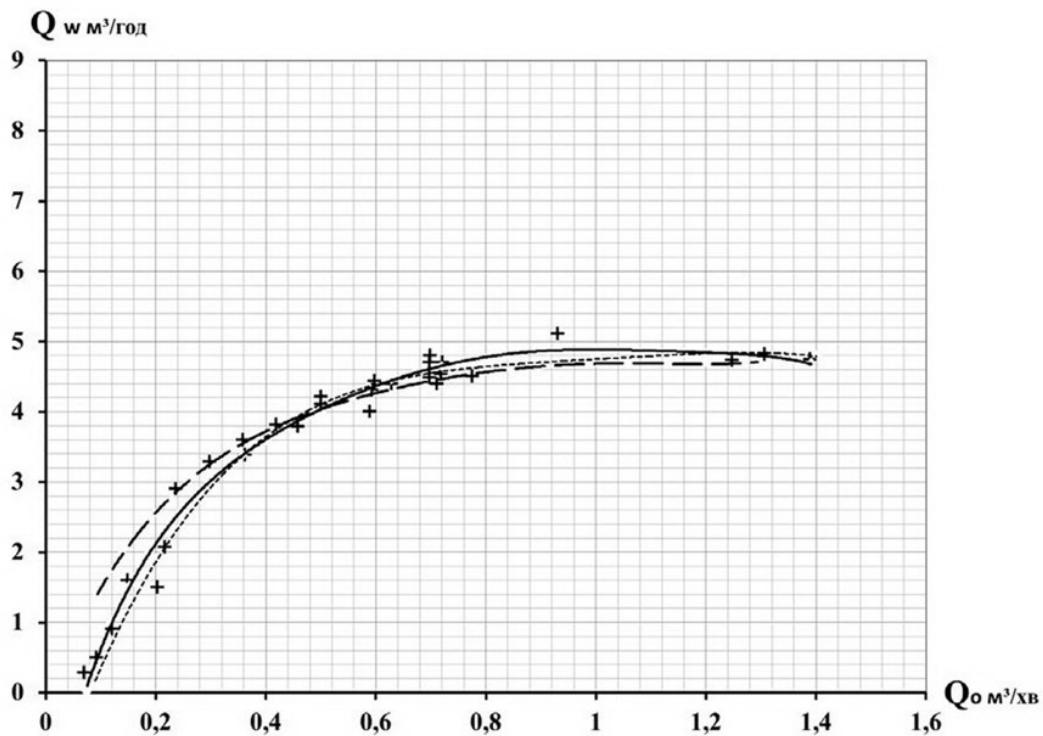


Рис. 1. Витратна характеристика ерліфта  $D = 0,05$  м,  $H = 14$  м,

$h = 5,5$  м,  $d_{\pi} = 0,04$  м,  $L_{\pi} = 1,615$  м : +, ——— – експеримент [8] ;

----- – розрахунок за методикою [9], ..... – розрахунок за методикою ІГМ НАНУ

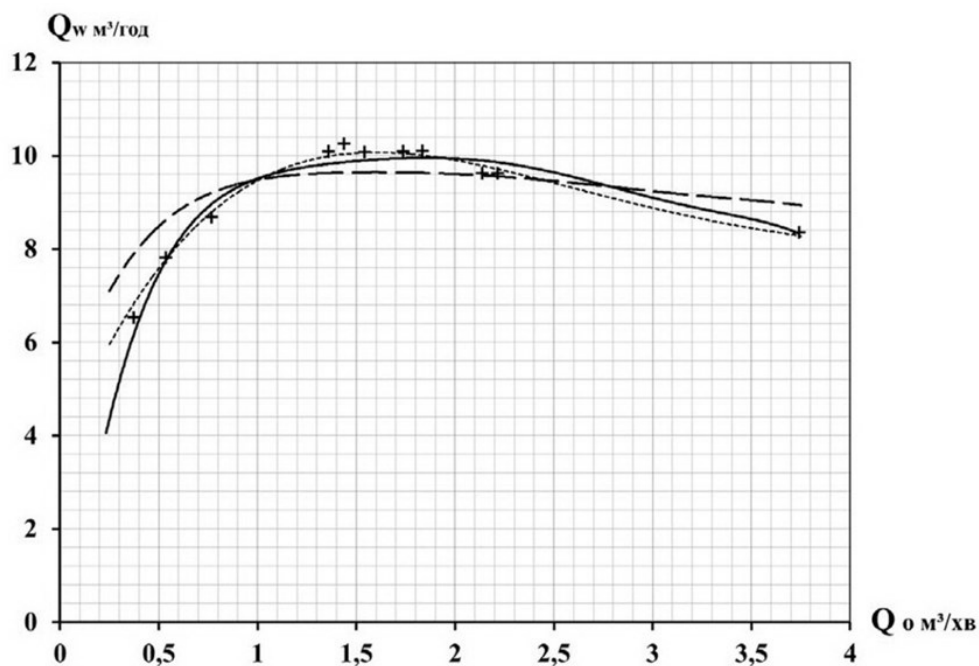


Рис. 2. Витратна характеристика ерліфта  $D = 0,06$  м,  $H = 16$  м,  $h = 8$  м,  $d_n = 0,05$  м,  $L_n = 2,49$  м: +, ———— — експеримент [13]; ———— — розрахунок за методикою [9], ..... — розрахунок за методикою ІГМ НАНУ

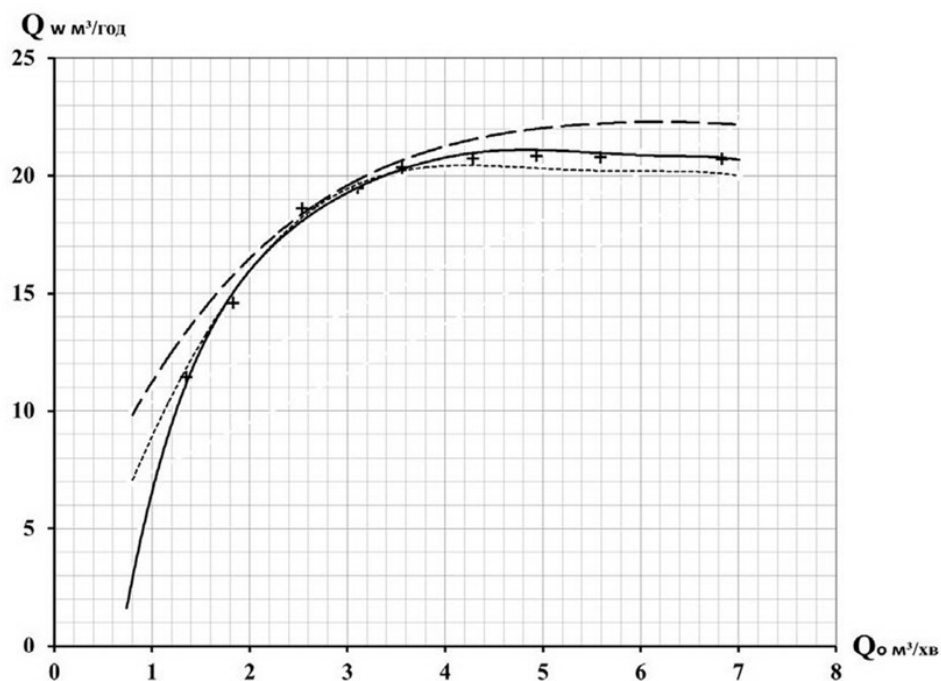


Рис. 3. Витратна характеристика ерліфта  $D = 0,1$  м,  $H = 16,9$  м,  $h = 5,9$  м,  $d_n = 0,07$  м,  $L_n = 1,5$  м: +, ———— — експеримент [14]; ———— — розрахунок за методикою [9], ..... — розрахунок за методикою ІГМ НАНУ

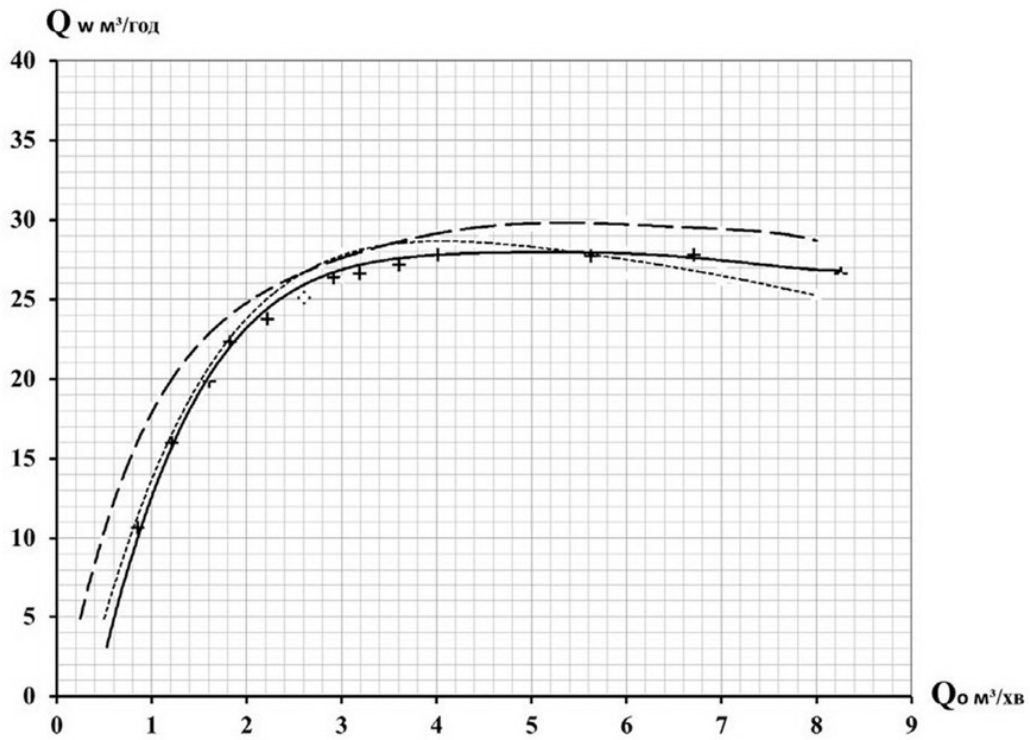


Рис. 4. Витратна характеристика ерліфта  $D = 0,1$  м,  $H = 16,9$  м,  $h = 7,5$  м,  $d_n = 0,07$  м,  $L_n = 3,5$  м: +, — — експеримент [14]; — — — — розрахунок за методикою [9], ..... — розрахунок за методикою ІГМ НАНУ

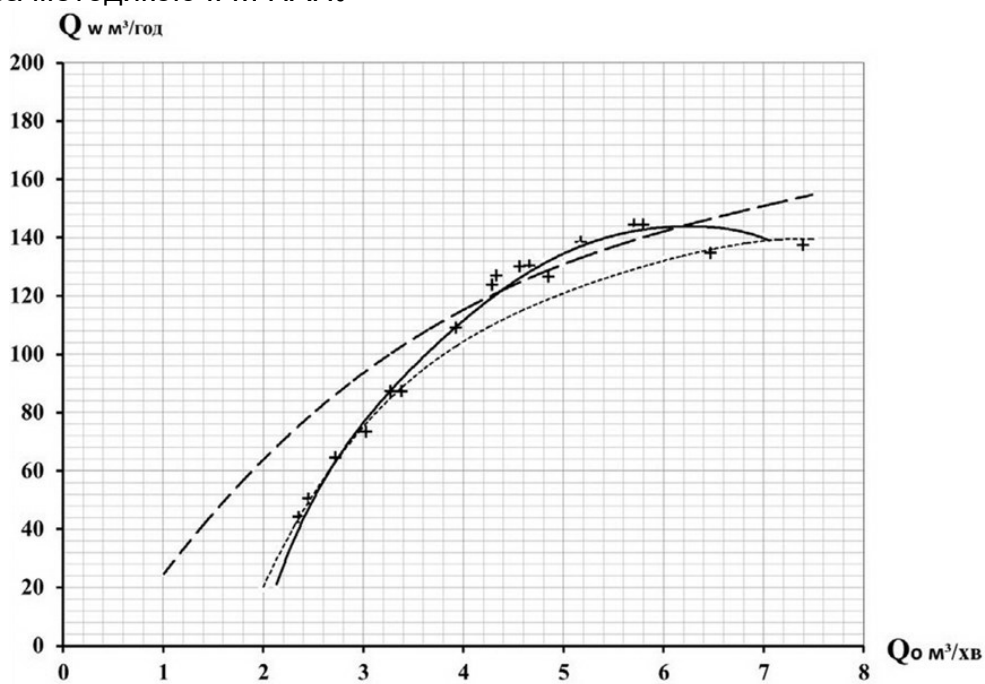


Рис. 5. Витратна характеристика ерліфта  $D = 0,15$  м,  $H = 51,4$  м,  $h = 47$  м,  $d_n = 0,15$  м,  $L_n = 21$  м: +, — — експеримент [7]; — — — — розрахунок за методикою [9], ..... — розрахунок за методикою ІГМ НАНУ

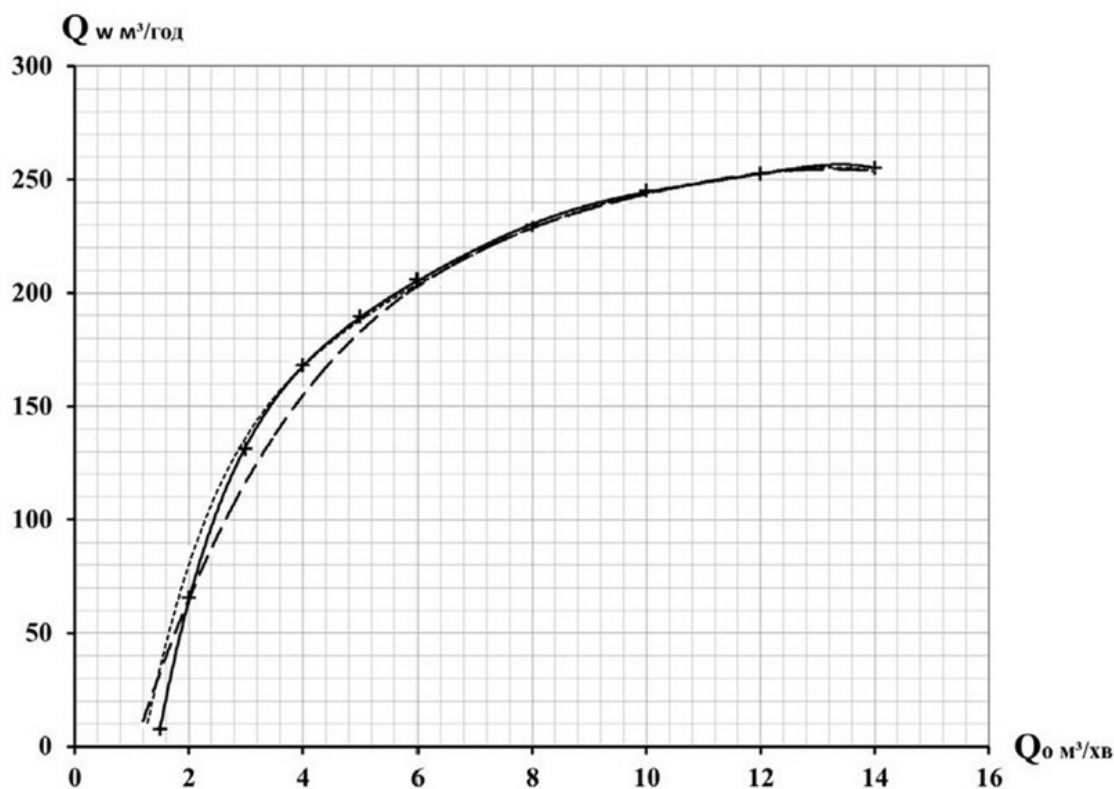


Рис. 6. Витратна характеристика ерліфта  $D = 0,25$  м,  $H = 11,45$  м,  $h = 8$  м,  $d_{\pi} = 0,15$  м,  $L_{\pi} = 1,07$  м: +, ———— експеримент [15];  
 - - - - - розрахунок за методикою [9], ..... розрахунок за методикою ІГМ НАНУ

У підписах до рис. 1 – 6 використані позначення:  $d_{\pi}$ ,  $L_{\pi}$  – діаметр і довжина підвідної труби;  $h$  – глибина занурення змішувача.

Відзначимо ще один цікавий та невідомий раніше результат виконаних нами досліджень. Річ у тому, що обчислені при розрахунках витратних характеристик вищезазначених ерліфтів втрати напора на тертя  $h_{\text{ТР}}$  і ковзання фаз  $h_k$  дозволяють визначити долю втрат напора  $h_k$  у сумарних втратах  $(h_{\text{ТР}} + h_k)$ . Установлено, що співвідношення  $h_k / (h_{\text{ТР}} + h_k)$  не є сталою величиною, а залежить від абсолютного безрозмірного тиску  $\bar{P}_1 = \frac{P_1}{P_{\text{атм}}}$  (рис 7).



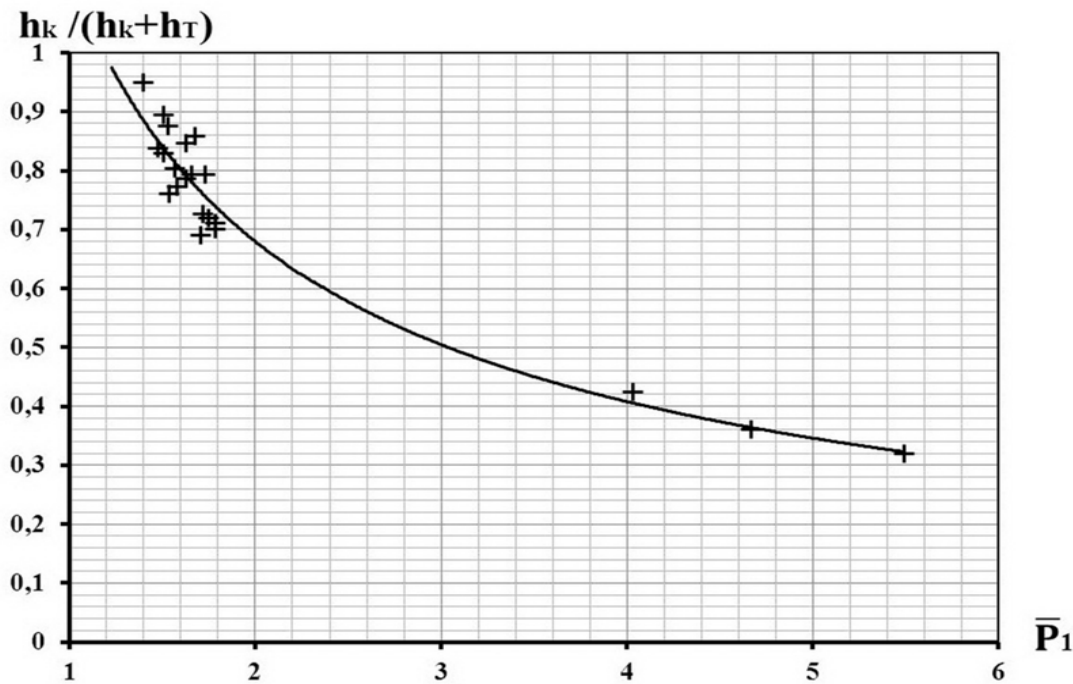


Рис. 7. Залежність  $h_k / (h_{тр} + h_k)$  від  $\bar{P}_1$ .

Згідно з рис. 7, величина  $h_k$  може складати від 30 % до 90 % повних втрат напору ( $h_{тр} + h_k$ ). Одержаний результат стосується ерліфтів з пробковою структурою газорідинної суміші

### Список літератури

1. *Кириченко Е.О.* Механика глубоководных гидротранспортных систем в морском горном деле. ДНГУ, Днепропетровск. 2009. 344 с.
2. *Кутателадзе С.С., Стырикович М.А.* Гидродинамика газожидкостных систем. М.: Энергия. 1977. 249 с.
3. *Конonenко А.П.* Уравнения сохранения массы и импульса вертикально восходящего водовоздушного потока в подъемной трубе эрлифта // Промышленная гидравлика и пневматика, №3(13). 2006. С.44-48.
4. *Приходько М.А.* Гідродинаміка бульбашкових газо-паро-рідинних систем. К.: Інст. гідромех. НАН України. 2007. 473 с.
5. *Уоллис Г.* Одномерные двухфазные течения. М.: Мир. 1977. 440 с.
6. *Кріль С.І.* Гідралічні рівняння для усталеного ізотермічного руху газорідинних сумішей в трубах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки. К.: КНУБА. Вип.22. С.132-139.
7. *Адамов Б.И.* Исследование и разработка глубоководных эрлифтных установок для подъема твердого материала: Дисс...канд.техн.наук: 05.05.06: Донецк: ДПИ, 1982. 323 с.

8. *Стифеев Ф.Ф.* Разработка эрлифтов для подъема пульп повышенной плотности: Дисс...канд.техн.наук: 05.05.06: Донецк: ДПИ, 1985. 262 с.

9. *Кононенко А.П.* Теория и рабочий процесс эрлифта //Дисс...докт.техн.наук: 05.05.06: Донецк, 2007. 565 с.

10. *Криль С.И., Скороход И.В., Фадеичев В.В., Орлова Л.С.* К вопросу об определении расходной характеристики эрлифта на основе гидравлических уравнений течения газожидкостных смесей в вертикальных трубах // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.25. 2015. С.131-136.

11. *Криль С.И., Кононенко А.П.* Определение истинного газосодержания водовоздушного потока в подъемной трубе эрлифта // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.23. 2014. С.154-161.

12. *Криль С.И., Кононенко А.П.* О потерях напора на трение при движении водовоздушной смеси в подъемной вертикальной трубе эрлифта // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.24. 2014. С.155-163.

13. *Козыряцкий Л.Н.* Исследование и разработка уточненного расчета эрлифтных установок горной промышленности: Дисс...канд.техн.наук: 05.05.06: Донецк: ДПИ, 1976. 197 с.

14. *Стегниенко А.П.* Исследование и разработка методов управления режимами работы шахтных эрлифтов: Дисс...канд.техн.наук: 05.05.06: Донецк: ДПИ, 1978. 242 с.

15. *Костанда В.С.* Исследование и разработка эрлифтных и углесосно-эрлифтных подъемников гидрошахт: Дисс...канд.техн.наук: 05.05.06: Донецк: ДПИ. 1963, т.І. 209с., т.ІІ. 140 с.

*Стаття надійшла до редакції 3.05.17*



В.Д. ЛЕВИЦЬКА

П.Д. ХОРУЖИЙ, доктор технічних наук,

Інститут водних проблем і меліорації НААН України

## **ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ ПРОТИФІЛЬТРАЦІЙНИХ СПОРУД ДЛЯ ЗАХИСТУ ТЕРИТОРІЙ ВІД ПІДТОПЛЕННЯ З ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ**

*Проаналізовано роботу комплексу захисних споруд від підтоплень територій, які знаходяться у зоні впливу Дніпровських водосховищ. Запропоновано новий більш ефективний спосіб зниження підземних вод на захисній завісі Кам'янський Под.*

**Ключові слова:** протифільтраційна завіса; водопонижуюча свердловина, вертикальний дренаж із ерлітною системою водопониження; вертикальний дренаж із сифонною системою водопониження, питомі витрати електроенергії.

*Проаналізовано роботу комплексу захисних споруд від підтоплень територій, які знаходяться у зоні впливу Дніпровських водосховищ. Запропоновано новий більш ефективний спосіб зниження підземних вод на захисній завісі Кам'янський Под.*

**Ключові слова:** протифільтраційна завіса; водопонижуюча свердловина, вертикальний дренаж із ерлітною системою водопониження; вертикальний дренаж із сифонною системою водопониження, питомі витрати електроенергії.

*Проаналізовано роботу комплексу захисних споруд від підтоплень територій, які знаходяться у зоні впливу Дніпровських водосховищ. Запропоновано новий більш ефективний спосіб зниження підземних вод на захисній завісі Кам'янський Под.*

**Ключові слова:** протифільтраційна завіса; водопонижуюча свердловина, вертикальний дренаж із ерлітною системою водопониження; вертикальний дренаж із сифонною системою водопониження, питомі витрати електроенергії.

**Вступ.** Ріка Дніпро є основним джерелом водопостачання 2/3 населення з 19 областей України та територій розміщених у межах басейну, а також півдня і південного сходу держави.

З середини 20 століття в Україні створено шість дніпровських водосховищ для надійного безперебійного забезпечення водою населення, промисловості та сільгоспвиробництва, сумарним об'ємом 43,8 км<sup>3</sup>. Корисний

об'єм водосховищ становить 18,6 км<sup>3</sup> на рік з яких щороку для народного господарства забирається 1...15 км<sup>3</sup>.

При цьому за рахунок водних ресурсів р.Дніпро підвищилась водозабезпеченість у Херсонській області у 5,5 разів; у Кіровоградській – у 2,5 рази; у Дніпропетровській – у 3 рази.

Усі шість Дніпровських водосховищ мають комплексне призначення. Їх використовують: водопостачальники (промислові та побутові); енергетики (6 ГЕС); рибогосподарники, водотранспортники; сільгоспвиробники (зрошувальне землеробство тощо).

**Актуальність.** Загальнодержавною цільовою програмою розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року, затвердженою Законом України від 24 травня 2012 року № 4836-VI, передбачено проведення заходів щодо інженерного захисту від підтоплення сільськогосподарських угідь і населених пунктів [1].

Підвищення рівня води, яке відбулося під час створення Дніпровських водосховищ призвело до затоплення та підтоплення великої території. Для захисту від підтоплень 24 об'єктів площею 254 тис. га [2]. у зоні впливу Дніпровських водосховищ створено захисний комплекс (табл.1), що включає в себе насосні та компресорні станції у кількості 31 шт., на яких встановлено 142 насоси сумарною потужністю 66 550 кВт і загальною продуктивністю майже 516 м<sup>3</sup>/с [3]. Щорічно на перекачування із захисних територій води витрачається 50...70 млн. кВт-год електроенергії. Для зменшення вартості перекачування води із захисних масивів енергоємне обладнання використовують у нічні години, коли тариф на електроенергію є значно меншим. Таким чином протягом 2016 року було зекономлено за рахунок багатотарифного обліку електроенергії та роботи насосних станцій у межах економних тарифних зон 27,8 млн. грн.

Як бачимо із табл.1 найбільші площі захищені під підтоплення мають масиви Дніпровсько-Деснянський - 48,8 тис. га та Орільський – 48,6 тис. га. Найменшу площу 0,08 тис га. має масив Захист міста Ржищів.

Загалом у прибережній смузі водосховищ збудовано понад 222 км каналів, захисні дамби довжиною 300,6 км, 70 гідротехнічних споруд (ГТС), та понад 147 км берегоукріплень. Балансова вартість ГТС складає понад 700 млн. грн. Щороку із захищених територій відкачується 2...3 км<sup>3</sup> води.

Крім того, до складу основних захисних споруд, які знаходяться на балансі підвідомчих організацій Дніпровського басейного управління водних ресурсів входять 3 компресорні станції, що забезпечують роботу 370 свердловин протифільтраційних завіс для підтримання встановленого рівня ґрунтових вод на правобережжі водосховищ у містах Нікополі та Кременчуці та на лівому березі м. Кам'янка-Дніпровська, с. Велика Знам'янка, с.Водяне та ін.

**Підвищення ефективності роботи протифільтраційних споруд Кам'янського Поду.** Комплекс захисних споруд Кам'янського Поду побудований у 1956 році. Варто зазначити, що при спорудженні греблі Каховської ГЕС рівень води в р.Дніпро було піднято до відмітки 16,0 м. У

Таблиця 1

**Захищені від підтоплення масиви у зоні впливу Дніпровських водосховищ**

Водосховище	Масив	Площа, тис. га
Київське	Дніпровсько-Прип'ятський	7,0
	Дніпровсько-Деснянський	48,8
	Захист заплави р. Ірпінь	2,5
Канівське	Бортничі–Вишеньки	9,5
	Проців–Кийлів	5,24
	Захист заплави річок Трубіж і Карань	30,0
	Конча-Заспа	1,4
	Конча-Заспа–Плюти	2,9
	Захист м. Ржищів*	0,08
Кременчуцьке	Золотоніський	8,81
	Оболонський	16,6
	Вільшанський	9,37
	Будище-Свидівський	6,83
	Захист м. Черкаси	0,91
	Червонослобідський	0,9
	Захист долини р. Тясмин	16,5
	Захист м. Світловодськ	0,7
Кам'янське (Дніпродзержинське)	Захист м. Кременчук	20,6
	Орільський	48,6
	Захист м. Верхньодніпровськ	0,77
Каховське	Кам'янський Під	6,7
	Східний район марганцевих родовищ	2,34
	Захист м. Нікополя	0,14
	Західний район марганцевих родовищ	6,82
<b>Разом</b>		<b>254,0</b>

створі Нікополь – Кам'янка-Дніпровська води піднялися на 10...11 м, створюючи могутній напірний фронт. Для боротьби з підняттям рівня підземних вод у проекті захисних споруд Українського відділення інституту «Гідроенергопроект» передбачалось будівництво дренажу. При проектуванні розглядались наступні варіанти захисту.

1. Горизонтальний систематичний дренаж відкритого та закритого типів.
2. Комбінований дренаж.
3. Вертикальний дренаж.

При порівнянні трьох варіантів перевагу надали третьому варіанту, оскільки він був найдешевшим і не вимагав порушення існуючої інфраструктури. До його складу входять 3 дамби: Кам'янська (8,6 км),

Знам'янська (7,2 км) та Білозірська (1,64 км) дамби, Кам'янська та Знам'янська протифільтраційні завіси із системи берегових вертикальних дренажів, які налічують відповідно 191 і 81 свердловину, компресорні стації та Білозерську насосну станцію, обладнану двома насосними агрегатами типу ОПВ-2-110, загальною продуктивністю 10 м<sup>3</sup>/с. [4]

Кам'янка-Дніпровська протифільтраційна завіса (ПФЗ) має довжину 9,87 км і захищає від підтоплення 4470 га земель села Водяне та 8,8 тис. будівель з населенням близько 22 тис. осіб у м. Кам'янка-Дніпровська. [5]

Аналіз сучасного стану захисних споруд Кам'янського Поду показує, що багато свердловин вертикального дренажу Кам'янка-Дніпровської та Знам'янської ПФЗ регулярно потребують перебудування через зниження дебіту, що призводить до різкого підвищення рівня підземних вод, створюючи надзвичайні ситуації на забудованій території. Зокрема, у січні 2015 р. горизонт ґрунтових вод у прибережних населених пунктах Кам'янка-Дніпровського району піднявся до позначки 0,94 м від поверхні, що завдало збитків 300 дворам, а саме: підтоплення погребів, просадки фундаментів та тріщини у стінах у тому числі житлових будинків. [6]

### **Основні причини незадовільної роботи існуючих ПФЗ.**

1. Застосування ерліфтної системи відкачування води із дренажних свердловин недоцільно у даному регіоні, оскільки підземні води мають високий вміст гідрокарбонату заліза (0,41...3,34 мг/дм<sup>3</sup>). При ерліфтному способі водопідйому та наявності у дренажних водах гідрокарбонату заліза (Fe(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) такі свердловини працюють як незалізнювальні установки з утворенням нерозчинного осаду з гідроксиду заліза (Fe(OH)<sub>3</sub>) [4]. Пластівці тривалентного гідроксиду заліза швидко кольматують дротяні фільтри, у яких ширина щілини між витками дроту становить 1,5...2 мм.

2. Як наслідок, ККД вертикального дренажу із ерліфтною системою водопониження постійно знижується в міру зростання кольматації фільтрів. Коли дебіт свердловин знижується на 50...60% (через 5-8 років), такі свердловини перебудують. Проте, на постійні поновлення та введення в експлуатацію нових свердловин необхідні немалі кошти. [7]

Нами було запропоновано інше технологічне рішення проблеми підтоплення даного регіону, а саме використання горизонтальних дренажів, для самоплинного наповнення водозбірних колодязів, яке доцільно застосовувати при новому будівництві. [8]

Для інтенсифікації роботи існуючої системи протифільтраційного захисту на даному об'єкті ми пропонуємо застосувати інший підхід вирішення цієї проблеми, а саме: вертикальний дренаж із сифонною системою відкачування води зі свердловин.

У місті Кременчук побудовано систему вертикального дренажу із водозабором і відведенням води зі свердловин сифонним збірним водоводом у водоприймальний колодязь, з якого вода відкачується відцентровими насосами з горизонтальним валом, що мають високий ККД, а отже потрібні менші питомі витрати електроенергії. [9]

На рис. 1 показано схему роботи вертикального дренажу із сифонною системою відкачування води зі свердловин. Таку систему можна застосовувати при глибині до динамічного рівня води у водоносному пласті (лінія 9 на рис. 2) не більше 10 м.

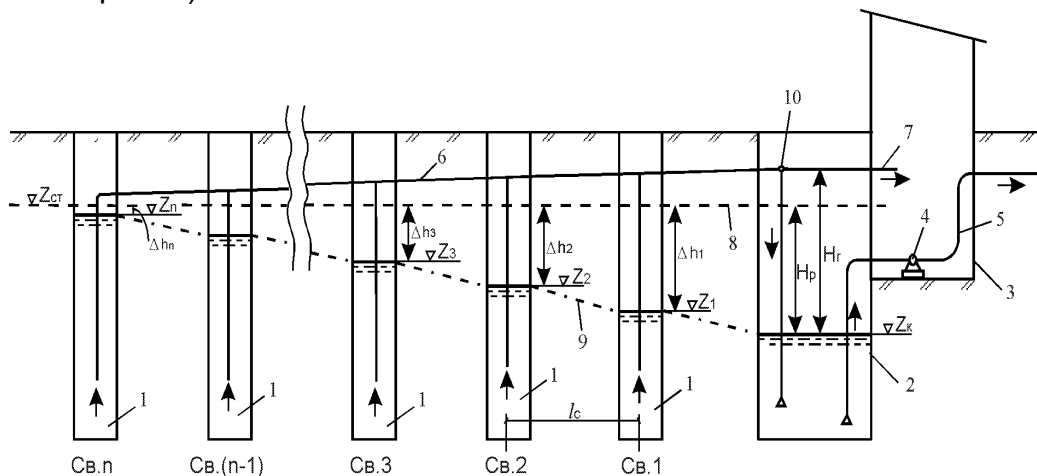


Рис.1. Схема відведення води від групи з n свердловин сифонним збірним водоводом: 1 – водозабірні свердловини; 2 – водоприймальний збірний колодезь; 3 – насосна станція; 4 – горизонтальний відцентровий насос; 5 – напірний трубопровід; 6 – сифонний збірний водовід; 7 – труба до вакуум-насоса; 8 – лінія статичного рівня води у водоносному пласті; 9 – п'єзометрична лінія в сифонному збірному водоводі; 10 – найвища точка сифонного водоводу

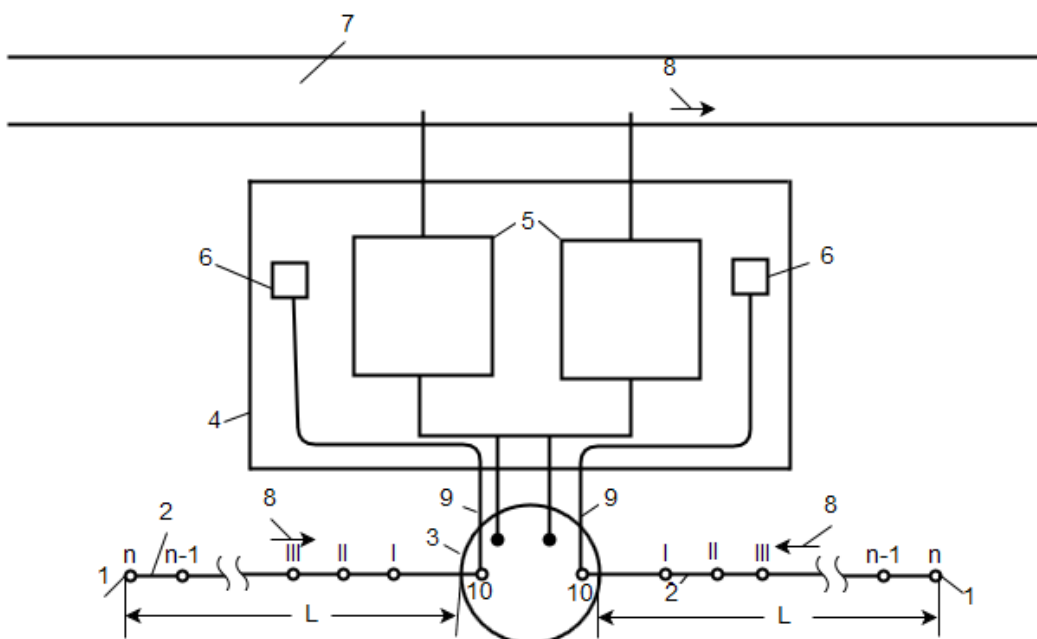


Рис.2. Схема влаштування сифонної системи водовідбору з дренажних свердловин на Кам'янка-Дніпровській протифільтраційній завісі: 1 – дренажні свердловини (I, II, III, ... n-1, n); 2 – сифонний збірний водовід; 3 – водоприймальний збірний колодезь; 4 – насосна станція; 5 – горизонтальні відцентрові насоси; 6 – вакуум-насоси; 7 – водоскидний колектор; 8 – напрям руху води; 9 – труба до вакуум-насоса; 10 – найвища точка у сифонному водоводі, до якої підключається вакуум-насос

Сифонний збірний водовід 6 прокладають із безперервним підйомом у напрямку водоприймального збірного колодязя 2 та похилом не менше 0,1%. Його прокладають вище п'єзометричної лінії 9 і нижче глибини промерзання ґрунтів. При створенні вакууму в сифонному збірному водоводі за допомогою вакуум-насоса під дією атмосферного тиску він заповнюється водою. Для забезпечення руху води по сифонному водоводу слід створити різницю рівнів води в свердловинах 1 і в збірному колодязі 2.

Ми пропонуємо переобладнати Кам'янка-Дніпровську протифільтраційну завісу з ерліфтною системою водовідбору з дренажних свердловин на сифонну систему.

При виконанні таких робіт ліквідуються компресорні станції та повітряпровідні труби а додатково необхідно збудувати рис.1 водоприймальні збірні колодязі 2, насосні станції 3 та сифонні збірні водоводи для транспортування води від дренажних свердловин 1 до водоприймального колодязя. На рис.2 показана схема двосторонньої подачі води з дренажних свердловин до водоприймального колодязя.

Сифонна система відбору води з дренажних свердловин працює наступним чином. При відкачуванні повітря із сифонних збірних водоводів 2 за допомогою вакуум-насосів 6, підключених у їхній найвищій точці 10 відбувається їх заповнення водою, що рухається від дренажних свердловин 1 (I, II, III, ... n-1, n) до водоприймального збірного колодязя 3 завдяки різниці рівнів води у свердловинах 1 і цьому колодязі. Величина вакууму в сифоні визначається за формулою 1.

$$H_{\text{вак}} = H_{\Gamma} + h_{\Gamma} + \Sigma h, \text{ м} \quad (1)$$

де  $H_{\Gamma}$  – висота розташування найвищої точки сифона 10 над динамічним рівнем води в збірному колодязі 2;  $h_{\Gamma}$  – втрати напору в низхідній ділянці водоводу від точки 10 до колодязя;  $\Sigma h$  – сумарні втрати напору в сифонному збірному водоводі.

Як видно рис.1, витрата води з кожної свердловини, а отже і величина зниження рівня води в ній буде різною та вона зменшується зі збільшенням віддаленості свердловини від водоприймального збірного колодязя 3.

Основні вимоги при проектуванні сифонної системи відкачування води з дренажних свердловин:

- сифонний водовід прокладають із безперервним підйомом до колодязя, похилом не менше 0,1% і нижче глибини промерзання ґрунтів;
- динамічний рівень води у кожній свердловині не має перевищувати припустимих значень;
- величина вакууму у сифоні має не перевищувати допустимих значень (7...8 м).

### **Порівняння ефективності роботи вертикальних дренажів з ерліфтною та сифонною системами водовідбору зі свердловин**

У Нікопольському регіональному управлінні водних ресурсів побудовано та експлуатуються вертикальні дренажі з відкачуванням води зі свердловин за допомогою ерліфтів, до яких подається повітряпроводами

стиснене повітря від компресорних станцій. Оскільки ерліфти мають низький ККД, то питомі витрати електроенергії будуть значно більшими (табл. 2).

Таблиця 2

**Техніко-економічні показники роботи вертикальних дренажів з ерліфтною та сифонною системами водовідбору від підтоплення населених пунктів із Каховського та Дніпродзержинського водосховищ**

№ з/п	Найменування протифільтраційних завіс	Річний об'єм перекачаної води, тис.м <sup>3</sup>	Річна витрата електроенергії тис. кВт·год.	Питома витрата електроенергії кВт·год./м <sup>3</sup>	Середня питома витрата електроенергії для ерліфтної та сифонної систем водовідбору кВт·год./м <sup>3</sup>
1	Кам'янська	29940	6732	0,2248	0,218
2	Знам'янська	6932	1484	0,2141	
3	Нікопольська	3939	848	0,2153	
1*	Правобережна м.Кременчук	433,7	17,6868	0,04078	0,040*
2*	Лівобережна м.Кременчук	1268	49,7548	0,03924	

\* позначено техніко-економічні показники із вертикальних дренажів з сифонною системою водовідбору

Як видно з табл. 2, середня питома витрата електроенергії перекачування 1 м<sup>3</sup> води вертикальними дренажними системами з ерліфтною та сифонною системами водовідбору відрізняються в рази. Отже, витрати електроенергії при відкачуванні сифонною системою в середньому в  $0,218/0,040 = 5,45$  разів нижча.

Це пояснюється тим, що ККД горизонтальних відцентрових насосів значно більший, ніж ерліфтів. Крім того, треба зауважити, що в системах із сифонним водовідбором значно стабільніша та більш довговічна робота дренажних свердловин, ніж при ерліфтному водопідйомі, оскільки не відбувається така інтенсивна кольматація фільтрів осадами із гідроксиду заліза, що утворюється в свердловинах з ерліфтною системою водовідбору.

**Висновки**

1. Створення Дніпровських водосховищ призвело до необхідності будівництва протифільтраційних завіс для захисту прилеглих територій від підтоплення інфільтраційними водами.

2. Застосування вертикального дренажу з ерліфтною системою відкачування води з дренажних свердловин на Кам'янка-Дніпровській і Знам'янській ПФЗ призводить до необхідності регулярного перебудування свердловин внаслідок їхньої кольматації та значних перевитрат електроенергії.

3. Для забезпечення стабільної роботи вертикального дренажу на Кам'янка-Дніпровській та Знам'янській ПФЗ і значного зменшення питомих витрат електроенергії доцільно ерліфтну систему відкачування води зі свердловин замінити сифонною системою.

### Список літератури

1. *Закон України* про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року.// Відомості Верховної Ради (ВВР), 2013, № 17, ст.146 // <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/4836-17>

2. *Вишневецький В.І.* Ріка Дніпро: Наукове видання К.: Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.

3. *Схема захисту від шкідливої дії води населених пунктів, промислових підприємств та територій у зоні впливу дніпровських водосховищ у системі Дніпровського басейнового управління водних ресурсів* // <http://dbuwr.com.ua/zakhist-vid-shkidlivoji-diji-vod/perelik-nasosnikh-stantsij.html>

4. *П.Д.Хоружий, В.Д.Левицька* Шляхи покращення роботи комплексу захисних споруд Кам'янського Поду/ П.Д.Хоружий, В.Д.Левицька // Меліорація і водне господарство. 2016, вип.104. С.119-125

5. *В.Д.Левицька* Система заходів для раціонального використання інфільтраційних вод у зоні впливу захисних споруд Кам'янського Поду // Вдосконалення гідротехнічних систем та водогосподарських технологій: Збірка матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції. Херсон: Вид-во ПП «ЛТ-Офіс», 2017. С.116-119.

6. *Регіон Запоріжжя: Знову дощуляє підтоплення.* //Газета «Голос України» № 17 (6021) 31 січня 2015 р.

7. *Реконструкція гідротехнічних споруд захисних масивів дніпровських водосховищ.* Державний інвестиційний проект. Вишгород 2015 <http://dbuwr.com.ua/docs/invpro.pdf>

8. *П.Д. Хоружий, В.Д. Левицька* Комплексне використання інфільтраційних вод у зонах підтоплення від Дніпровського каскаду водосховищ // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки: Науково-технічний збірник. 2016. Вип. 27 / Гол. ред. А.М.Кравчук. К.:КНУБА, 2016. С.400-407.

9. *Сташук В.А.* Еколого-економічні основи басейнового управління водними ресурсами. Під заг. ред. П. І. Коваленка.//Наукове видання Дніпропетровськ: Зоря, 2006. 480 с.

*Стаття надійшла до редакції 7.11.17*



О.В. МАТЯШ, кандидат технічних наук  
В.Г. НОВОХАТНІЙ, доктор технічних наук  
І.С. УСЕНКО, кандидат технічних наук  
Полтавський національний технічний університет ім. Юрія Кондратюка

## ПОКАЗНИКИ НАДІЙНОСТІ ВОДОПРОВІДНИХ МЕТАЛЕВИХ ТРУБ ЗА ДАНИМИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ

*Зібрано та опрацьовано статистичні дані щодо відмов водопровідних металевих труб м. Кременчук Полтавської області. У результаті математичного оброблення узагальнених статистичних даних розраховано кількісні показники безвідмовності та ремонтпридатності металевих водопровідних труб. Виконано порівняння отриманих результатів з нормативними документами та зроблено відповідні висновки та пропозиції.*

**Ключові слова:** водопровідні металеві труби, показники надійності, безвідмовність, ремонтпридатність.

*Собрано и обработано статистические данные об отказах водопроводных металлических труб г. Кременчуг Полтавской области. В результате математической обработки обобщенных статистических данных рассчитаны количественные показатели безотказности и ремонтпригодности металлических водопроводных труб. Выполнено сравнение полученных результатов с нормативными документами и сделаны соответствующие выводы и предложения.*

**Ключевые слова:** металлические водопроводные трубы, показатели надежности, безотказность, ремонтпригодность.

*The statistics on faults in plumbing metal pipes in Kremenchug, Poltava region, were collected and processed. As a result of mathematical processing of generalized statistical data, quantitative indicators of reliability and repair of metal water pipes are calculated. The comparison of the results with the normative documents and the corresponding conclusions and proposals have been made.*

**Keywords:** metal water pipes, indicators reliability, reliability, maintainability.

**Постановка проблеми.** Система водопостачання – це складний технічний «організм», який потребує постійного огляду та оновлення [1]. До його складу входять споруди, які утворюють три комплекси, а саме – водозабірний комплекс (споруди для забирання води з поверхневих та

підземних джерел), водоочищувальний комплекс (споруди з кондиціонування води), подавально-розподільний комплекс (насосні станції, водогони та водопровідні мережі) [2]. Вихід з ладу як окремих споруд, так і комплексів призводить до аварійних ситуацій та відсутності води у споживачів, що тягне за собою зупинку технологічних процесів у промисловому секторі, наростання невдоволення населення при відсутності комфортних умов, а з іншого боку – це недоотримання коштів за надані послуги та витрати на ліквідування аварій для комунального підприємства. На сьогоднішній день водопровідні системи населених пунктів України потребують оновлення, а відповідно – значних капіталовкладень. Найвагоміший та найуразливіший елемент системи водопостачання – це водопровідна мережа, яка давно вже відпрацювала нормативний термін експлуатації та перебуває на межі катастрофічної ситуації з точки зору працездатності та безпечності для населення [3]. Тому при проектуванні нових та реконструкції існуючих водопровідних мереж слід враховувати надійність труб, а саме їх безвідмовність та ремонтпридатність [4].

**Аналіз останніх досліджень.** Питання надійності подавально-розподільного комплексу системи водопостачання піднімають у своїх роботах провідні науковці України, доктора технічних наук, професори В.Г. Новохатній [2, 4,], А.О. Ткачук [6], П.Д. Хоружий [7]. Активно працюють над вирішенням проблемних моментів підвищення надійності у галузі водогосподарського комплексу ряд закордонних вчених, а саме Н. Hotłóś, F. Piechurski, J.R. Rak, A. Studzinski, B. Tchórzewska-Cieślak [8, 9, 10, 11]. Проте аналіз наукових джерел показує, що отримані числові показники надійності водопровідних трубопроводів потребують додаткових досліджень у кожному конкретному випадку, оскільки на надійність труб водопровідних мереж впливає ряд факторів, як при проектуванні так і при експлуатації мереж.

**Викладення основного матеріалу досліджень.** Для того щоб оцінити безвідмовність та ремонтпридатність труб ділянок водопровідної мережі міста Кременчук Полтавської області було зібрано і оброблено статистичні дані для металевих труб діаметром 50...400мм протягом 9 років. Загальна протяжність водопровідної мережі м. Кременчук складає близько 424км, з яких чавунних труб (55%), сталевих – (41%), незначний відсоток – азбестоцементні та пластмасові труби (4%). Були проаналізовані статистичні дані щодо пошкоджень металевих труб діаметром 50...300мм протягом 6 років і встановлено, що основними видами пошкоджень є: для чавунних труб – вихід цементу з розтрубів – 68%, поперечні переломи – 19%, корозія – 9%, пошкодження землерийною технікою – 4%; для сталевих труб – наскрізні свищі – 71%, порушення зварних з'єднань – 18%, корозія – 7%, пошкодження землерийною технікою – 4% та інші.

Для розрахунків надійності окремим елементом водопровідної мережі прийнято 1 км трубопроводу. З точки зору надійності, такий елемент є простим та відновлюваним, а в процесі роботи він може знаходитися лише в

двох станах: працездатності та відмови. Під відмовою елемента прийнято пошкодження труби на ділянці водопровідної мережі, при якому ділянку слід відключити для виконання ремонту або заміни. Основним показником безвідмовності водопровідних труб прийнято напрацювання на відмову  $T$  1км трубопроводу або обернену йому величину – питомий параметр потоку відмов  $\omega_0$  1км трубопроводу за рік (годину). Для розрахунку середнього значення питомого параметра потоку відмов  $\omega_0$  використана формула:

$$\omega_0^{mid} = \frac{n}{t \cdot \sum L}, \text{ 1/рік}\cdot\text{км або 1/год}\cdot\text{км}, \quad (1)$$

де  $n$  – кількість відмов ділянок водопровідної мережі;  $t$  – термін спостереження (роки або години);  $\sum L$  – протяжність водопровідної мережі відповідного діаметра, км.

Інтервальні оцінки для параметра потоку відмов обчислені відповідно до ГОСТ 11.005-74 [12] за формулами:

– нижня інтервальна оцінка параметра потоку відмов  $\omega_0$ :  $\omega_{0n} = \frac{\omega_0}{r_1}$ ; (2)

– верхня інтервальна оцінка параметра потоку відмов  $\omega_0$ :  $\omega_{0e} = \frac{\omega_0}{r_2}$ , (3)

де  $r_1, r_2$  – коефіцієнти для визначення інтервальних оцінок у випадку експоненціального розподілу, приймаються згідно з таблицями [12]. Розрахунки виконані у табличній формі (табл. 1).

Таблиця 1

**Розрахунок інтервальних оцінок для параметра потоку відмов  $\omega_0$   
м. Кременчук Полтавської області**

Труби ділянок мережі	Діаметр $D$ ,мм	Об'єм вибірки $n$	Параметр потоку відмов $\omega_0$ , 1/рік·км:		
			середнє значення	інтервальна оцінка	
				нижня	верхня
Чавунні (сірий чавун)	50	29	4,93	3,52	6,66
	100	389	2,74	2,52	2,99
	150	150	1,72	1,50	1,98
	200	99	1,64	1,38	1,93
	250	72	1,03	0,84	1,25
	300	74	0,93	0,76	1,13
Сталеві	50	36	1,88	1,41	2,49
	100	142	1,65	1,43	1,91
	150	50	1,57	1,23	1,99
	200	34	1,45	1,07	1,91
	250	39	1,03	0,78	1,34
	300	28	0,65	0,46	0,88

У результаті математичного оброблення статистичних даних отримано аналітичні залежності (рис.1) параметра потоку відмов  $\omega_0$  від діаметра труб. Побудова аналітичних функцій на основі емпіричних даних виконана за допомогою електронних таблиць "Microsoft Excel SR-1" за програмою *Table Courve*.

Дослідження часу відновлення працездатності металевих труб водопровідних мереж м. Кременчук Полтавської області показав [13], що час відновлення підпорядкований експоненціальному закону розподілу (рис. 1). Аналіз статистичних даних показав, що 80% аварій на водопровідних мережах ліквідується протягом двох діб, а числові значення відновлення знаходяться в межах  $t_{min} = 23,3год \leq t_{mid} = 24,6год \leq t_{max} = 25,8год$ . Інтервальні оцінки для параметра потоку відмов обчислені відповідно до ГОСТ 11.005-74 [12] (рис. 2).

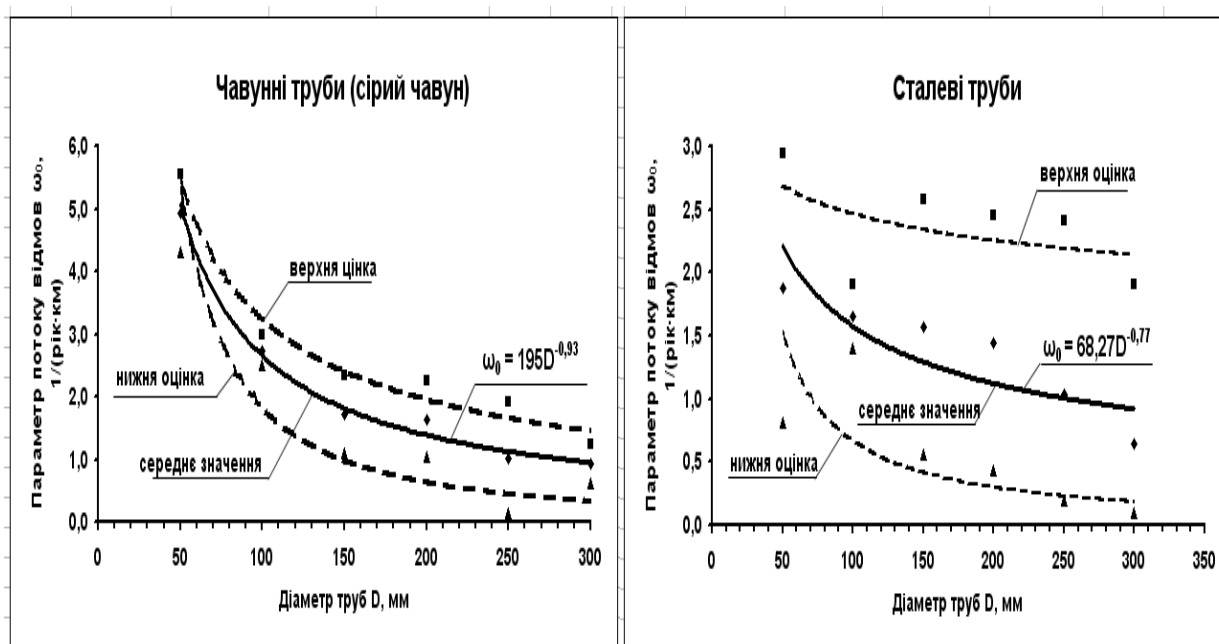


Рис. 1. Аналітична залежність  $\omega_0 = f(D)$  для металевих труб

Згідно з нормативною літературою [4] основними показниками надійності для відновлювальних елементів є середнє напрацювання між відмовами  $T$  та середня тривалість відновлення працездатності  $T_B$ , а комплексним показником – коефіцієнт готовності  $K_r$ . Обчислення кількісних значень показників надійності зведено до таблиці 2.

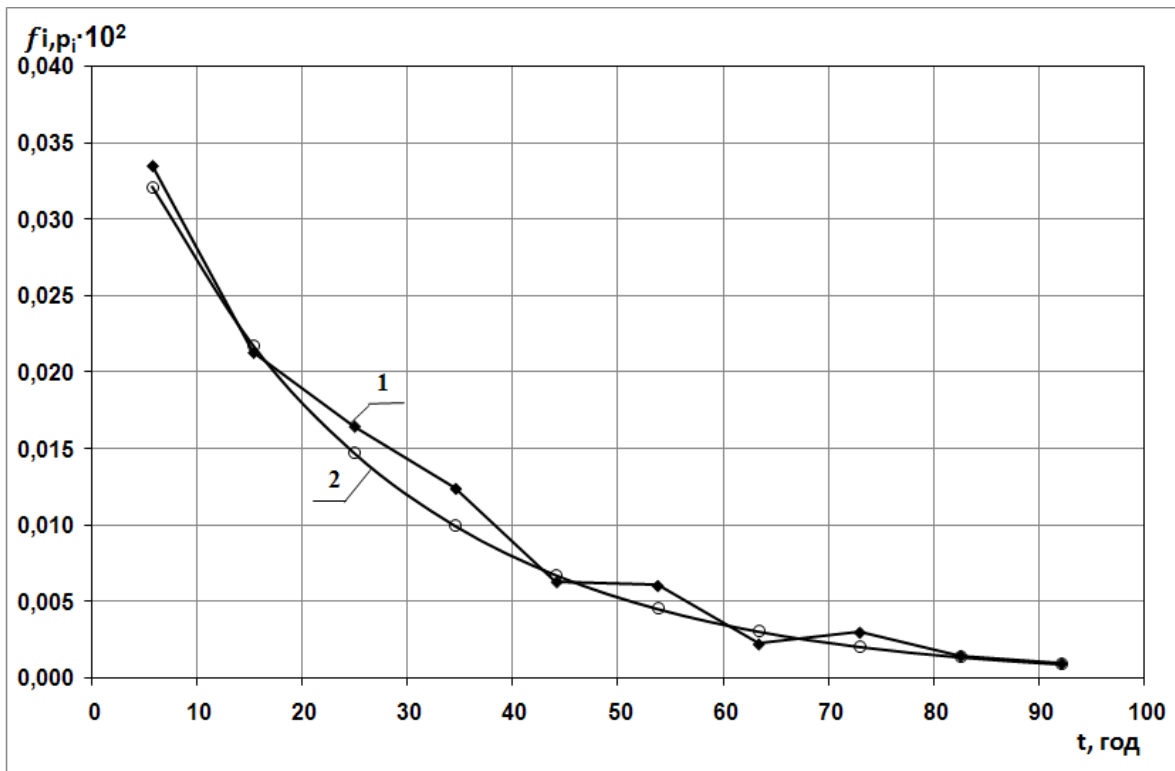


Рис. 2. Експериментальний полігон (1) і теоретичний (2) розподіл середнього часу відновлення працездатності металевих труб

Таблиця 2

**Розрахунок основних показників надійності водопровідних металевих труб м. Кременчук Полтавської області**

Труби ділянок мережі	Діаметр $D$ , мм	Середнє значення параметра потоку відмов $\omega_0$ , 1/(рік*км)	Середнє напрацювання на відмову $T$ , год	Середній час відновлення працездатності $T_B$ , год	Коефіцієнт готовності $K_G$
Чавунні (сірий чавун)	50	4,932	1751	42,0	0,9766
	100	2,743	3149	27,9	0,9912
	150	1,720	5024	29,3	0,9942
	200	1,643	5259	28,6	0,9946
	250	1,027	8410	25,4	0,9970
	300	0,930	9289	21,7	0,9977
Сталеві	50	1,881	4593	24,8	0,9946
	100	1,655	5221	21,4	0,9959
	150	1,569	5505	20,7	0,9962
	200	1,445	5978	25,5	0,9958
	250	1,032	8374	39,5	0,9953
	300	0,650	13293	18,0	0,9986

Норми щодо надійності водопостачання населення регламентуються «Правилами надання послуг», які затверджені постановою Кабінету Міністрів України №630 від 2005 [14]. У цій постанові вимагається, щоб "...допустимий термін відхилення показників з безперебійного водопостачання складав не більше 6 годин на добу та не більше 2-х разів на місяць". Таким чином "Правила" встановили показники надійності з безперервності та відновлюваності водопостачання, а саме – напрацювання на перерву  $T \leq 360$  год і середня тривалість відновлення водопостачання  $T_v \leq 6$  год. ДБН В.2.5–74:2013 [15] встановив, що: "...розрахунковий час відновлення водопостачання для системи водопостачання II категорії для діаметрів труб до 400 мм складає 10 год.", тобто середня тривалість відновлення водопостачання  $T_v \leq 10$  год. Порівняння отриманих результатів кількісних показників надійності (безвідмовність та ремонтпридатність з даними «Правилами надання послуг» [14] та ДБН В.2.5–74:2013 [15] вказують на відповідність за середнім часом напрацювання на відмову та на невідповідність за середнім часом відновлення працездатності (табл. 3).

Таблиця 3

**Порівняння основних показників надійності водопровідних металевих труб м. Кременчук Полтавської області**

	Середнє значення напрацюванням на відмову $T$ , год	Середнє значення часу відновлення працездатності $T_v$ , год	Коефіцієнт готовності $K_r$
«Правила надання послуг»	<b>360</b>	<b>6</b>	<b>0,9836</b>
ДБН В.2.5 74:2013 Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди.	не регламентується	$1,25 \cdot 8 = 10$	Неможливо обчислити
<b>Фактичні дані (м. Кременчук)</b>	<b>3150...13300</b>	<b>23,3...25,8</b>	<b>0,9927...0,9981</b>

**Висновки**

1. Поглиблений аналіз методами математичної статистики даних експлуатації щодо відмов металевих водопровідних труб м. Кременчук Полтавської області підтвердив відомий факт, що із збільшенням діаметра металевих труб параметр потоку відмов зменшується.

2. Безвідмовність металевих водопровідних труб в 9...35 разів вища за вимоги, які вказані в «Правилах надання послуг» [14], але ремонтпридатність у 2,3...2,6 рази нижча за вимоги ДБН В.2.5–74:2013 [15].

## Список літератури

1. *Гіроль М.М.* Ефективність систем водопостачання України як фактор національної безпеки держави / М.М. Гіроль, Г.М. Семчук. Надзвичайна ситуація, №5, 2001 р.
2. *Новохатній В.Г.* Надійність функціонування подавально–розподільного комплексу систем водопостачання: дис. докт. техн. наук: спец.05.23.04 – водопостачання, каналізація / В.Г. Новохатній. Полтава: ПолтНТУ, 2012. 351 с.
3. *Гіроль М.М.* Стан водопровідних мереж України та шляхи запобігання погіршенню якості питної води.// Полімерні труби.: Інформаційно-аналітичний журнал. 2008. №21 (січень-лютий). С.7-12.
4. *Надійність* техніки. Терміни та визначення.: ДСТУ 2860-94 К.: Держстандарт України, 1995. 45 с.
5. *Новохатній В.Г.* Надійність водоводов систем водоснабження/ В.Г. Новохатній, С.О. Костенко// MOTROL. Commission of motorization and energetics in agriculture : Polish Academy of sciences. Lublin, 2013. Vol. 15, №6. p.101–108.
6. *Ткачук О. А.* Удосконалення систем подачі та розподілення води населених пунктів / О. А. Ткачук. Рівне : НУВГП, 2008. 301 с.
7. *Хоружий П. Д.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання / П. Д. Хоружий, Т. П. Хомутецька, В. П. Хоружий. К. : Аграрна наука, 2008. 534 с.
8. *Hotłoś H.* Analisa strat wody w systemach wodociagowych // Ochrona Srodowiska. 2003. №1. S. 17 – 24
9. *Piechurski F.* Straty wody i sposoby ich obnizania // Ochrona Srodowiska. 2006: №2. S. 20–23.
10. *Rak J., Tchórzewska-Cieślak B.* Metody analizy i oceny ryzyka w systemie zaopatrzenia w wode. Rzeszów: Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, 2005. s. 1-178, 2005.
11. *Rak J.* Podstawy bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wode. Komitet Inzynierii Srodowiska PAN. T. 28. Lublin, 2005. S. 1 – 215.
12. *ГОСТ 11.005-74.* Правила определения оценок и доверительных границ для параметров экспоненциального распределения и распределения Пуассона. М.: Издательство стандартов, 1974. 29 с.
13. *Новохатній В.Г.* Ремонтпридатність металевих водопровідних труб / В.Г. Новохатній, О.В. Матяш // Науковий вісник будівництва: Зб. наук. пр. Вип.№2 (80). Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2015. С. 254 – 257.
14. *Правила* надання послуг з централізованого опалення, постачання холодної та гарячої води і водовідведення / Постанова Кабінету Міністрів України від 21 липня 2005р. №630.
15. *Водопостачання.* Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування: ДБН В.2.5–74:2013 [Чинний від 2014–01–01]. К.: Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово–комунального господарства України, 2013. 281 с. (Національні стандарти України).

*Стаття надійшла до редакції 20.11.17*

В.Г. МИХАЙЛЕНКО, кандидат технічних наук

О.В. АНТОНОВ

О.І. ЛУК'ЯНОВА

Інститут проблем машинобудування ім. А.М. Підгорного НАНУ, м. Харків

## **ЕЛЕКТРОМЕМБРАННЕ ПОМ'ЯКШЕННЯ ЖИВИЛЬНОЇ ВОДИ ТЕПЛОМЕРЕЖ**

*Викладено розрахунок виходу за струмом у процесі електромембранного пом'якшення води з катіонообмінною мембраною гідрофільного типу при використанні інертного аноду. Отриманні експериментальні результати підтвердили, що вихід за струмом при одержанні NaOH залежить лише від густини струму та концентрації NaOH у католіті. Це дозволить розраховувати вихід за струмом при електромембранному пом'якшенні води для живлення тепломереж.*

**Ключові слова:** електромембранне пом'якшення, вихід за струмом; масоперенос крізь мембрану, одержання NaOH; водопідготовка для тепломереж.

*Изложен расчёт выхода по току в процессе електромембранного умягчения воды с катионообменной мембраной гидрофильного типа при использовании инертного анода. Полученные экспериментальные данные подтвердили, что выход по току при получении NaOH зависит только от плотности тока и концентрации NaOH в католите. Это позволит рассчитывать выход по току при електромембранном умягчении воды для питания теплосетей.*

**Ключевые слова:** електромембранное умягчение, выход по току, масоперенос сквозь мембрану, получение NaOH, водоподготовка для тепломереж.

*The article describes the calculation of the current output in the process of electromembrane water softening with a hydrophilic type cation-exchange membrane when using an inert anode. The obtained experimental data confirmed that the current yield in the preparation of NaOH depends only on the current density and NaOH concentration in the catholyte. This will allow to calculate the current output by using electromembrane water softening for power supply of heating systems.*

**Key words:** electromembrane softening, current output, mass transfer through the membrane, production of NaOH, water treatment for heat management.



До сьогодні у підготовці води для тепломереж застосовують реагентне пом'якшення води содово-вапняним шляхом. Проте, цей процес не дозволяє досягти потрібної глибини вилучення солей жорсткості та лужності. Тому воду, попередньо пом'якшену реагентним шляхом, допом'якшують натрій-катіонуванням [1, 477 – 481].

Відомо, що натрій-катіонування супроводжується утворенням значної кількості стічних вод з мінералізацією 35...50 г/дм<sup>3</sup>. Зазвичай ці води скидаються у шламонакопичувачі, і в паводковий період зрештою у поверхневі водойми. Кількість таких стоків залежить від залишкової жорсткості води після содово-вапняної обробки, яка становить 2...3 мг-екв/дм<sup>3</sup>, а за самих сприятливих умов не є нижчою за 1,8 мг-екв/дм<sup>3</sup>[2, 12 – 15].

У 80-х роках минулого століття В.М Роговым зі співавторами проводилися експерименти з електрохімічної корекції властивостей води [3]. Показано, що даний процес дозволяє вилучати солі жорсткості у декілька разів глибше, ніж звичайна реагентна обробка. Проте, ці дослідження не вийшли за межі лабораторії внаслідок відсутності недорогих стійких анодів та низької ефективності використання струму, оскільки аноліт та католіт розділялися нейтральними діафрагмами.

Раніше нами було розроблено технологію отримання стійкого аноду, що не містить благородних металів та їх сполук [4]. Метою цього дослідження є отримання та експериментальне підтвердження математичної моделі залежності виходу за струмом (далі ВС) від параметрів процесу та режимів електролізу. Для цього були поставлені експерименти з використанням модельної системи – розчинів гідрокарбонату та карбонату натрію, оскільки рухливості гідрокарбонат- і хлорид-іонів з одного боку, та карбонат- і сульфат-іонів з іншого є близькими. [5, 74 - 78].

Для розрахунків процесу електромембранного пом'якшення води з катіонообмінною мембраною гідрофільного типу (МК-40, СМІ-9001 і т. ін) бажано розробити узагальнений спосіб розрахунку ВС NaOH в залежності від густини струму і концентрацій аноліта і католіта. Зроблено спробу визначити вид функції, що апроксимує взаємозв'язок зазначених величин, ґрунтуючись на уявленнях про механізм перенесення іонів через мембрану.

Прийнято наступні припущення:

- при відношенні густини струму на мембрані до концентрації їдконого натру в католіті, що не перевищує 1000 А·м<sup>-2</sup>/(г-екв·дм<sup>-3</sup>), дифузійне перенапруження з катодного боку катіонообмінної мембрани мізерне, і концентрація гідроксил-іонів у поверхні мембрани дорівнює їх концентрації в обсязі католіта;

- рухливість натрій-іонів у фазі мембрани не залежить від концентрації їдконого натру в фазі розчину, оскільки обмінна ємність мембрани набагато більше концентрації розчинів;

- концентрація гідроксил-іонів у фазі мембрани біля поверхні, що звернена до аноду, дорівнює нулю;
- концентрація карбонат-іонів у фазі мембрани біля поверхні, що звернена до катоду, дорівнює нулю;
- концентрації компонентів за товщиною мембрани змінюються лінійно;
- умовне число перенесення гідроксил-іонів у фазі мембрани, аналогічне такому для розчину NaOH, не залежить від концентрації NaOH в зовнішньому розчині і дорівнює числу перенесення гідроксил-іонів в розчині NaOH.

$$\bar{t}_{OH^-} = \frac{\bar{U}_{OH^-}}{U_{OH^-} + U_{Na^+}}, \quad (1)$$

де  $\bar{t}_{OH^-}$  – число переносу OH<sup>-</sup>-іонів у фазі мембрани;  $\bar{U}_{OH^-}$  – рухливість іонів OH<sup>-</sup> у фазі мембрани, м<sup>2</sup>/(В·с);  $U_{OH^-}$ ;  $U_{Na^+}$  – рухливість іонів OH<sup>-</sup> и Na<sup>+</sup> в розчині, м<sup>2</sup>/(В·с).

З урахуванням прийнятих припущень кількість NaOH, що утворюється в одиницю часу, дорівнює

$$g_{NaOH} = g_{Na^+} + g_{CO_3^{2-}}, \quad (2)$$

де  $g_{Na^+}$ ,  $g_{CO_3^{2-}}$ ,  $g_{NaOH}$  – кількість відповідних сполук, що переносяться за одиницю часу, г-екв/с.

Кількості іонів Na<sup>+</sup> і CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, які переносяться за одиницю часу, складуть

$$g_{Na^+} = \frac{I_{Na^+}}{F}, \quad (3)$$

$$g_{CO_3^{2-}} = \frac{I_{CO_3^{2-}}}{F}, \quad (4)$$

де  $I_{Na^+}$ ,  $I_{CO_3^{2-}}$  – сила струму, що переноситься відповідними іонами, А;  $F$  – число Фарадея, 96500 Кл/г-екв.

Сила корисного струму в цьому випадку складе

$$F \cdot (g_{Na^+} + g_{CO_3^{2-}}) = I_{Na^+} + I_{CO_3^{2-}}. \quad (5)$$

Оскільки

$$I = I_{CO_3^{2-}} + I_{Na^+} + I_{OH^-}, \quad (6)$$

то коефіцієнт ефективності використання струму на утворення NaOH дорівнює

$$\theta = \frac{I_{Na^+} + I_{CO_3^{2-}}}{I} = \frac{I - I_{OH^-}}{I}, \quad (7)$$

де  $I$  – загальна сила струму, А.

Враховуючи рівняння Доннана на границі розділу розчин/мембрана

$$\bar{C}_{OH^-} = C_{OH^-}^2 \cdot \frac{\gamma}{k \cdot \bar{\gamma} \cdot \delta}. \quad (8)$$

Оскільки величина комплексу  $\frac{\gamma}{k \cdot \bar{\gamma} \cdot \delta} (K_2)$  не є постійною і змінюється при зміні концентрації, то зазвичай співвідношення між концентраціями електроліту в розчині і мембрані описують емпіричною залежністю, подібною до залежності (8), але з показником ступеня при концентрації електроліту в розчині рівним  $n$ , причому  $1 < n < 2$ .

У нашому випадку

$$\bar{C}_{OH^-} = K_2 \cdot C_{OH^-}^n. \quad (9)$$

Тоді струм, викликаний перенесенням іонів  $OH^-$  в мембрані, дорівнює

$$I_{OH^-} = (I - I_0) \cdot \frac{\bar{C}_{OH^-} \cdot \bar{U}_{OH^-}}{\bar{C}_{OH^-} \cdot \bar{U}_{OH^-} + (\bar{C}_{OH^-} + \gamma) \cdot \bar{U}_{Na^+}} + \bar{D}_{OH^-} \cdot \frac{f}{l_m} \cdot \bar{C}_{OH^-}, \quad (10)$$

де  $I_{OH^-}$  – сила струму, що переноситься  $OH^-$ -іонами, А;  $\bar{D}_{OH^-}$  – коефіцієнт дифузії  $OH^-$  іонів,  $m^2/c$ ;  $f$  – площа мембрани,  $m^2$ ;  $l_m$  – товщина мембрани, м.

Сила дифузійного струму дорівнює

$$I_d = f \cdot \left( \frac{dC_{Na^+}}{dl_m} \cdot \bar{D}_{Na^+} - \frac{dC_{OH^-}}{dl_m} \cdot \bar{D}_{OH^-} - \frac{dC_{CO_3^{2-}}}{dl_m} \cdot \bar{D}_{CO_3^{2-}} \right), \quad (11)$$

де  $\bar{D}_{OH^-}$ ;  $\bar{D}_{Na^+}$ ;  $\bar{D}_{CO_3^{2-}}$  – коефіцієнти дифузії  $OH^-$ -,  $Na^+$ -, і  $CO_3^{2-}$  іонів, відповідно.

З допущення лінійності концентраційних профілів у мембрані

$$I_d = \frac{f}{l_m} \left[ \left| \overline{OH^-} \right| \cdot (\bar{D}_{OH^-} - \bar{D}_{Na^+}) - \left| \overline{CO_3^{2-}} \right| \cdot (\bar{D}_{CO_3^{2-}} - \bar{D}_{Na^+}) \right]. \quad (12)$$

Оскільки коефіцієнт дифузії гідроксил-іонів значно більше коефіцієнта дифузії іонів натрію, а коефіцієнти дифузії іонів натрію і карбонат-іонів – одного порядку, вираз (12) для дифузійного струму можна спростити:

$$I_d \approx \frac{f}{l_m} \cdot \bar{C}_{OH^-} \cdot (\bar{D}_{OH^-} - \bar{D}_{Na^+}). \quad (13)$$

Підставляючи значення коефіцієнтів дифузії іонів отримуємо з (12)

$$I_d = \frac{f}{l_m} \cdot \frac{\alpha \cdot T}{F^2} \cdot \bar{U}_{Na^+} \cdot C_{OH^-} \cdot \frac{2 \cdot \bar{t}_{OH^-} - 1}{1 - \bar{t}_{OH^-}} = f \cdot \frac{C_{OH^-}}{K_3} \cdot \frac{2 \cdot \bar{t}_{OH^-} - 1}{2 \cdot (1 - \bar{t}_{OH^-})}, \quad (14)$$

де  $K_3$  – коефіцієнт, що дорівнює

$$K_3 = \frac{l_m \cdot F^2}{2 \bar{U}_{Na^+} \cdot \alpha \cdot T}. \quad (15)$$

Підставляючи величину  $I_d$  з (14) у (10), отримуємо формулу для ВС:

$$\theta = 1 - \frac{4 \cdot \frac{K_2}{\sigma} \cdot C_{\text{OH}^-}^n + 2 \cdot \frac{K_2}{K_3} \cdot \frac{C_{\text{OH}^-}^n}{i} \cdot (2 \cdot \frac{K_2}{\sigma} \cdot C_{\text{OH}^-}^n + 1)}{5 \cdot \frac{K_2}{\sigma} \cdot C_{\text{OH}^-}^n + 1} \quad (16)$$

Відповідно до отриманого рівняння (16) була проведена математична обробка експериментально визначених ВС. Встановлено, що дані дослідів задовільно апроксимуються формулою (3.30) при значеннях  $n = 1$ ;  $\frac{K_2}{\sigma} = 0,03348$ ;  $\frac{2 \cdot K_2}{K_3} = 20,53$  (табл. 1).

Таким чином, для розрахунків процесу електролізу з катіонообмінною мембраною природних вод отримана наступна залежність, яка визначає коефіцієнт ефективності використання струму при отриманні NaOH з солей натрію, що містяться у воді

$$\theta = 1 - \frac{0.1339 \cdot C_{\text{OH}^-} + 20.53 \cdot \frac{C_{\text{OH}^-}}{i} \cdot (0.067 \cdot C_{\text{OH}^-} + 1)}{0.1674 \cdot C_{\text{OH}^-} + 1}, \quad (17)$$

де  $C_{\text{OH}^-}$  – концентрація  $\text{OH}^-$  іонів, г-екв/м<sup>3</sup>;  $i$  – густина струму, А/м<sup>2</sup>.

У табл. 1 наведені значення ВС при електролітичній регенерації NaOH в електролізі модельного розчину, що містить карбонат і гідрокарбонат натрію, а також перенесення води до католіту.

З цієї таблиці випливає, що ВС істотно знижується зі збільшенням концентрації католіту і дещо зростає при підвищенні густини струму при рівній концентрації католіту. У той же час від ступеня гідрокарбонізації і загальної лужності води в анодній камері, ВС практично не залежить.

Таблиця 1

**ВС по NaOH і перенесення води**

Концентрації <sup>1)</sup>			Ступінь гідрокарбонізації $\alpha$ , %	Густи-на струму, А/м <sup>2</sup>	ВС $\theta$ , %	ВС, розрахований за формулою (17), %	Перенос води, моль/ Моль NaOH
католіту, г-екв/дм <sup>3</sup>		аноліту, г-екв/дм <sup>3</sup>					
$C_{\text{NaOH}}$	$C_{\text{Na}_2\text{CO}_3}$	$\text{Na}^+$					
1	2	3	4	5	6	7	8
1,214	0,019	0,831	73,2	1039	82,6	80,95	5,4

<sup>1)</sup>Концентрації католіту та аноліту визначені як середнє арифметичне початкового та кінцевого показників.

1,219	0,019	0,828	71,4	520	81,1	80,3	5,4
1,216	0,016	0,811	71,0	208	80,4	85,2	8,3
0,608	0,014	0,431	75,4	665	88,3	85,7	6,4
00,602	0,013	0,436	76,0	333	86,7	84,1	6,2
0,598	0,013	0,442	76,8	137	84,3	84,3	6,4
0,247	0,008	0,155	74,5	317	91,2	87,6	3,8
0,247	0,008	0,151	76,7	217	91,7	88,95	3,5
0,248	0,009	0,155	75,4	69,6	90,7	91,6	4,2
0,124	0,008	0,0754	77,2	173	97,3	97,3	не
0,124	0,008	0,0758	76,3	32,2	97,3	99,25	- // -
0,122	0,008	0,0784	74,3	43,1	95,2	98,1	- // -
0,0596	0,0054	0,0372	77,6	83,2	98,7	99,7	- // -
0,0585	0,0055	0,0373	78,0	49,9	96,8	96,8	- // -
0,0587	0,0053	0,0374	79,5	23,3	96,8	98,7	- // -
2,903	0,038	0,938	70,0	1039	69,3	69,3	8,3
2,832	0,038	0,996	72,5	208	53,3	54,9	12,7
1,540	0,018	0,836	74,5	1039	76,0	71,4	6,4
0,792	0,021	0,835	74,1	208	82,3	81,5	4,8
1,522	0,022	0,860	75,2	208	71,9	73,3	7,6
1,300	0,017	0,1199	66,3	195	76,4	79,5	не
1,273	0,017	0,1401	45,2	43,1	26,5	22,3	- // -
0,570	0,0096	0,0943	75,4	173	83,4	80,1	- // -
0,567	0,0093	0,1006	66,9	43,1	67,5	67,5	- // -
0,211	0,0058	0,0796	74,9	173	95,1	95,1	- // -
0,211	0,0054	0,0838	77,5	43,1	90,2	92,9	- // -
2,901	0,035	0,937	72,4	1039	68,7	68,0	7,0
2,805	0,040	1,0124	73,2	208	48,2	44,8	13,1
1,547	0,013	0,877	74,7	1039	80,9	80,9	5,9
1,534	0,013	0,890	75,7	208	73,8	77,5	6,0
0,794	0,022	0,831	75,8	1039	85,0	80,75	4,6
0,801	0,024	0,842	73,5	208	81,4	79,8	4,0
1,282	0,016	0,1307	58,7	195	74,9	75,6	не
1,263	0,015	0,1509	37,2	43,1	25,7	20,6	- // -
0,564	0,011	0,0984	68,2	173	85,2	83,5	- // -

0,555	0,010	0,1039	72,5	43,1	71,3	74,9	- // -
0,212	0,0059	0,0747	74,6	173	92,1	89,3	- // -
0,208	0,0061	0,0770	74,0	43,1	84,8	81,4	- // -
1,210	0,013	0,776	33,2	1039	80,3	76,3	5,6
1,208	0,014	0,682	95,2	1039	80,5	76,5	6,7
0,032	0,002	0,036	95,8	48,3	97,5	98,2	не
0,032	0,002	0,036	95,8	22,5	97,2	96,7	не визн.
0,011	0,000	0,036	97,8	48,3	101,2	99,4	не визн.
0,011	0,00	0,036	97,8	22,5	96,9	98,8	не визн.

При проведенні експериментів не виявлено також суттєвої залежності питомих переносів води і іонів  $\text{CO}_3^{2-}$  від параметрів процесу. Середнє значення перенесення води дорівнювало 6,43 моль/моль  $\text{NaOH}$ . Розрахунок перенесення  $\text{CO}_3^{2-}$  до католіту проти катіонообмінної мембрани, виконаний за різниці початкових і кінцевих кількостей даного іона, показав, що середнє значення перенесення склало  $0,616 \cdot 10^{-3}$  моль/моль  $\text{NaOH}$ , тобто перенесенням іонів  $\text{CO}_3^{2-}$  до католіту практично можна знехтувати.

**Висновок.** Результати розрахунку за формулою (17) задовільно збігаються з експериментальними даними. ВС при отриманні  $\text{NaOH}$  залежить лише від густини струму та концентрації  $\text{NaOH}$  у католіті. Отримана залежність (17) дозволяє з достатньою точністю розраховувати ВС у процесі пом'якшення води електролізом з катіонообмінною мембраною.

#### Список літератури

1. Фрог Б.Н., Первов А.Г. Водоподготовка. М.: Изд-во «АСВ», 2015. 255 с.
2. Чайковский Г.П. Умягчение воды на промышленных предприятиях: Учеб. пособие/ Г.П. Чайковский. Хабаровск: ДВГУПС, 2005. 127 с.
3. Рогов В.М. Электрохимическая технология изменения свойств воды / В.М. Рогов, В.Л. Филипчук. Львов: Выща. шк., 1989 125с.
4. Антонов А.В., Михайленко В.Г., Юрченко В.А. Перспективы эксплуатации мембранного оборудования в водоочистных системах // Науковий вісник будівництва. № 3(81), 2015. С. 121–124
5. Д. Добш. Электрохимические константы. М.: Мир, 1980. 365 с.

Стаття надійшла до редакції 16.11.17

С.І. МОВЧАН, кандидат технічних наук  
Таврійський державний агротехнологічний університет, м. Мелітополь

## **ДОСЛІДЖЕННЯ ГІДРОДИНАМІКИ ТЕЧІЇ В'ЯЗКОЇ РІДИНИ В ЗАМКНеноМУ КОНТУРІ АПАРАТІВ НАПІРНОЇ ФЛОТАЦІЇ**

*З використанням математичного апарату розглянуто закономірності та обґрунтовано умови руху водного потоку у вертикальній площині в замкненому контурі апаратів напірної флотації, які визначають ефективність роботи водоочисного обладнання систем оборотного водопостачання промислових підприємств.*

**Ключові слова:** водний потік, замкнений контур, апарати електрофлотокоагуляції, напірна флотація, дифузія, оборотне водопостачання, рух рідини.

*С использованием математического аппарата рассмотрены закономерности и обоснованы условия движения водного потока в вертикальной плоскости замкнутого контура аппаратов напорной флотации, определяющие эффективность работы водоочистного оборудования систем оборотного водоснабжения промышленных предприятий.*

**Ключевые слова:** водный поток, замкнутый контур, аппараты электрофлотокоагуляции, напорная флотация, диффузия, обратное водоснабжение, движение жидкости.

*Using the mathematical apparatus, the regularities of the motion of the water flow in the vertical plane of the closed contour of pressure flotation devices that determine the efficiency of the operation of water purification equipment of the circulating water supply systems of industrial enterprises are considered and the conditions if this motion are substantiated.*

**Key words:** water flow, closed loop, electrophotocoagulation devices, pressure flotation, diffusion, circulating water supply, fluid motion.

**Вступ.** Вода, водні ресурси – це найважливіші компоненти водогосподарського комплексу країни, який в самому широкому розумінні відіграє важливу роль у всіх сферах людської діяльності.

При здійсненні водогосподарської політики в нашій країні впродовж багатьох десятиліть вода ніколи не розглядалася як основа життєзабезпечення природних екосистем і людини, не враховувався і не

прогнозувався екологічний стан водних систем та їхній вплив на біорізноманіття [1, 3].

Згідно Постанови Кабінету Міністрів України “Про затвердження критеріїв...” водоочисне обладнання повинно відповідати наступним головним критеріям: технічним і еколого – економічним [2, 2]. В тому числі, такий оцінці відповідають апарати напірної флотації систем оборотного водопостачання.

У технології систем оборотного водопостачання технологічне обладнання з потужністю 1...10 м³/год. займає відповідне місце внаслідок компактності, надійності та ефективності роботи в системах промислового водопостачання.

Постановка проблеми. Водний потік, який рухається в замкненому контурі апаратів напірної флотації, утворює складний процес. Крім сил, які діють у вертикальній та горизонтальній площинах, водний потік на своєму шляху пересилює опір сил у вертикальній площині.

Розташування сил, діючих на кожну окрему частинку в рідині, що рухається як у вертикальній так і горизонтальній площин ах, наведена на рис. 1 [3, 11].

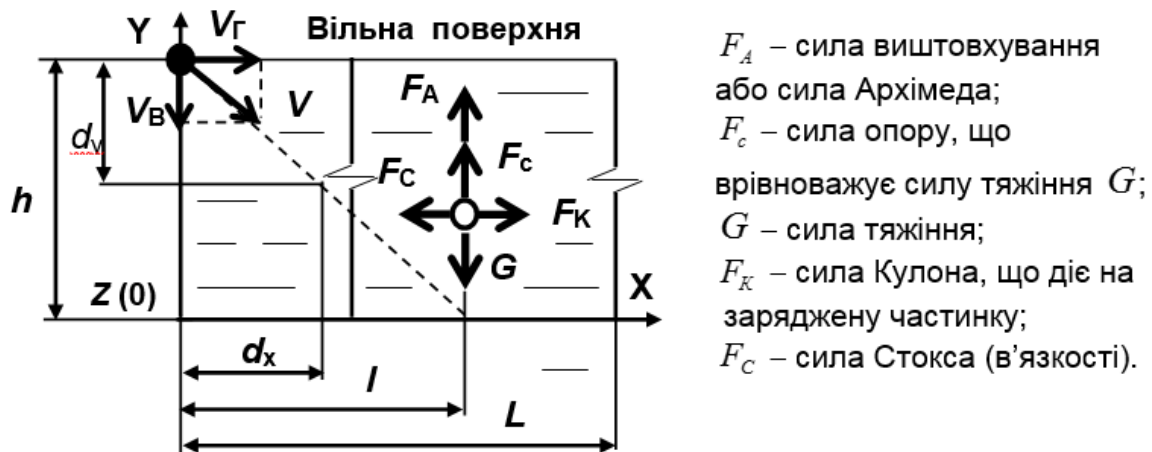


Рис. 1. Діаграма сил, діючих на частинку, що вільно осаджується і рухається в рідинному середовищі

Згідно з дослідженнями роботи апаратів напірної флотації отримано оптимальне співвідношення між їх діаметром та висотою, кількістю ступенів (камер) оброблення стічних вод тощо. Визначальним фактором дослідження водного потоку є наявність умов забезпечення ефективної роботи водоочисного обладнання.

**Актуальність обраного напрямку досліджень.** Згідно динаміки руху безперервного середовища, рух рідини вважається заданим у разі, коли в будь – який момент часу  $t$  можливо визначити (вирахувати із заданою точністю) поле швидкостей частинок середовища  $V(x, t)$  в будь – якій точці  $x$  об'єму. Крім того, поля швидкостей визначаються іншими величинами, що



характеризують стан середовища: густина  $\rho(x, t)$ , тиск  $P(x, t)$ , температура  $T(x, t)$  та інш. (рис.2) [4, 11].



Рис. 2. Блок – схема математичного опису руху суцільного рідинного середовища

Тому розроблення математичних моделей для систем складного руху висхідних і низхідних водних потоків є актуальним завданням в роботі напірних систем оброблення стічних вод.

Актуальність теми підтверджується тим, що багаторічний досвід у галузі промислового водопостачання ставить перед науковцями завдання пошуку більш ефективних та надійних шляхів підвищення якості оброблення стічних вод.

Правильний вибір моделі процесу часто забезпечує позитивне рішення поставлених задач. Теоретичними передумовами для створення математичної моделі послужили дослідження в галузі вивчення процесів та явищ, що відбуваються в процесах електрофорезу і седиментації [5, 4], інтенсифікації систем промислового водопостачання [6, 3], а також окремих елементів та складових одиниць, що входять до її складу [10, 8; 11, 7-8].

**Аналіз конструктивних рішень, що відповідають напряму досліджень.** Конструктивні виконання апаратів напірної флотації з круглим перерізом і вертикальним розташуванням набули широкого розповсюдження в системах багаторазового використання оброблених стічних вод промислових підприємств.

Апарат для оброблення стічних вод гальванічних відділень складається з корпусу апарату, вертикальних колекторних труб із засипним анодним матеріалом, камер реакції, вертикально розташованих у вигляді шестигранної труби. Нижня частина корпусу апарату має конусну форму, в якому рух через них здійснюється висхідними й низхідними потоками [5, 3].

Апарат оброблення стічних вод включає нижню конусну частина корпусу електрокоагулятора, яка складається з трьох секцій у вертикальній площині, діелектричної труби з анодом і катодом та вертикально розташованих перфорованих стаканів з анодом й катодом із електрохімічно розчинного засипного матеріалу [6, 3-4].

Підведення стічної води на оброблення в трисекційному електрокоагуляторі відбувається до вертикально розташованих перфорованих ємностей з анодом і катодом та колекторних труб із електрохімічно розчинного засипного матеріалу [7, 4].

В електрокоагуляторі камери реакції розташовані по колу між внутрішніми та зовнішніми коаксіальні ємності [8, 3-4].

Наведені конструктивні рішення відрізняє вертикальне розташування корпусу апарату, насиченість електродних систем в його середині, що розширює функціональні можливості водоочисного обладнання з одного боку, а з іншого – значна кількість гідравлічних опорів, що впливають на суцільність потоку в обох напрямках.

Шляхи вирішення конкретної задачі, пов'язаної із розробленням математичної моделі, коли має місце невстановлений рух нестисненої в'язкої рідини вирішуються наближеними методами [4, 111].

**Метою досліджень** є встановлення залежностей, які визначають параметри руху в'язкої рідини всередині апарату напірної флотації.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити наступні задачі:

1. Визначити умови дії сил гідродинамічної течії в'язкої рідини у вертикальній поверхні замкнених контурів апаратів напірної флотації.
2. Встановити зв'язок між потужністю водоочисного обладнання і головними параметрами роботи водоочисного обладнання.

### **Математичне оформлення і гідродинамічні аспекти руху водного потоку у вертикальній площині**

Основні рівняння і залежності, які використовуються для математичного моделювання процесів в системі водопостачання:

- рівняння нерозривності потоку:

$$Q = \omega \cdot v, \quad (1)$$

- рівняння траєкторії руху частинки:

$$\frac{\partial z}{v \pm u_w} = \frac{\partial z}{u + u_w \cdot \frac{\omega^2 \cdot r}{g}}, \quad (2)$$

де  $u_w$  – гідравлічна крупність, м/с;

Закон Фіка строго виконується лише для бінарних сумішей у разі відсутності всіх градієнтів, крім градієнтів концентрації [Кейс 9, с. 351].

Розроблені оптико-механічні системи визначення гідромеханічних параметрів частинок водних розчинів дозволяють визначати гідромеханічні параметри частинок водних розчинів [10, 9; 11, 11].

Розподіл іонів у дифузній частині подвійного електричного шару описується теорією Гуї–Чепмена, яка розглядає тільки електростатичну взаємодію й моделює іони зарядженими точками [12, 194].

У теорії електрофорезу, розробленої Смолуховським и Гюккелем, відповідно якої рух частинки в електричному полі розглядається як результат

дії на її поверхневий заряд сили Кулона з боку електричного поля і сили в'язкості у горизонтальній площині. А у вертикальній площині: силі тяжіння й в'язкості та силі Архімеда. Таке розташування сил та їх дія в горизонтальній та вертикальній площинах стало основою проведених досліджень [13, 42-44].

$$\left\{ \begin{array}{l} \vec{F}_\kappa + \vec{F}_c = 0 \\ \vec{F}_m + \vec{F}_A + \vec{F}_c = 0 \end{array} \right. \quad (3)$$

з урахуванням вищезначених сил маємо:

$$\left\{ \begin{array}{l} F_\kappa = 4 \cdot \pi \cdot \varepsilon \cdot \varepsilon_o \cdot r \cdot \xi \cdot E = 6 \cdot \pi \cdot r \cdot \eta \cdot V_\Gamma = F_c \quad (4.1) \\ \vec{F} = m \cdot \vec{g} = \rho \cdot V \cdot \vec{g} = \rho \cdot \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot \frac{D^3}{8} \cdot \vec{g} = \frac{1}{6} \cdot \pi \cdot D^3 \cdot \rho \cdot \vec{g} \quad (4.2) \\ \vec{F}_A = -m_1 \cdot \vec{g} = -\rho_1 \cdot V \cdot \vec{g} = -\frac{1}{6} \cdot \pi \cdot D^3 \cdot \rho_1 \cdot \vec{g} \quad (4.3) \\ \vec{F}_c = -6 \cdot \pi \cdot \frac{D}{2} \cdot \eta \cdot \vec{V}_B \quad (4.4) \end{array} \right.$$

Дослідження руху частинок домішок водних розчинів висхідними і низхідними потоками дозволили встановити, що сила опору (рис. 3), яка обумовлена тертям сил в'язкості, відповідно закону Стокса, згідно формули (4.4) для сферичних частинок дорівнює:

$$F_{con} = 6\pi\alpha\eta v, \quad (5)$$

де  $F_{con}$  – сила опору руху частинки;  $\eta$  – коефіцієнт абсолютної в'язкості;  $\alpha$  – радіус частинки;  $v$  – швидкість частинки відносно рідини.

Внаслідок того, що  $F_{con}$  залежить від швидкості частинки, зануреної в рідину, на котру діє ще й сила тяжіння  $F_t = mg$  ( $m$  – маса частинки,  $g$  – прискорення вільного падіння) і сила Архімеда  $F_a = m_1g$  ( $m_1$  – маса рідини, витисненою), рухається на початку з прискоренням, поки швидкість  $V$  не досягне величини, при котрій сума сил, що діє на частинку, не стане дорівнювати нулю, тобто має місце:

$$mg = F_a + F_{con}, \quad (6)$$

Рівняння для надходження швидкості  $V_1$  – рівномірного руху твердої частинки в рідині вдовж вертикальної осі, використовуючи рівність (6) і, виразивши масу частинки через густину  $\rho$ , радіус частинки через  $a$  та масу рідини, витиснену через густину  $\rho_1$ , отримаємо:

$$\frac{4 \cdot \pi}{3} \cdot \rho \cdot g \cdot a^3 = \frac{4 \cdot \pi}{3} \cdot \rho_1 \cdot g \cdot a^3 + 6 \cdot \pi \cdot \eta \cdot a \cdot V_1, \quad (7)$$

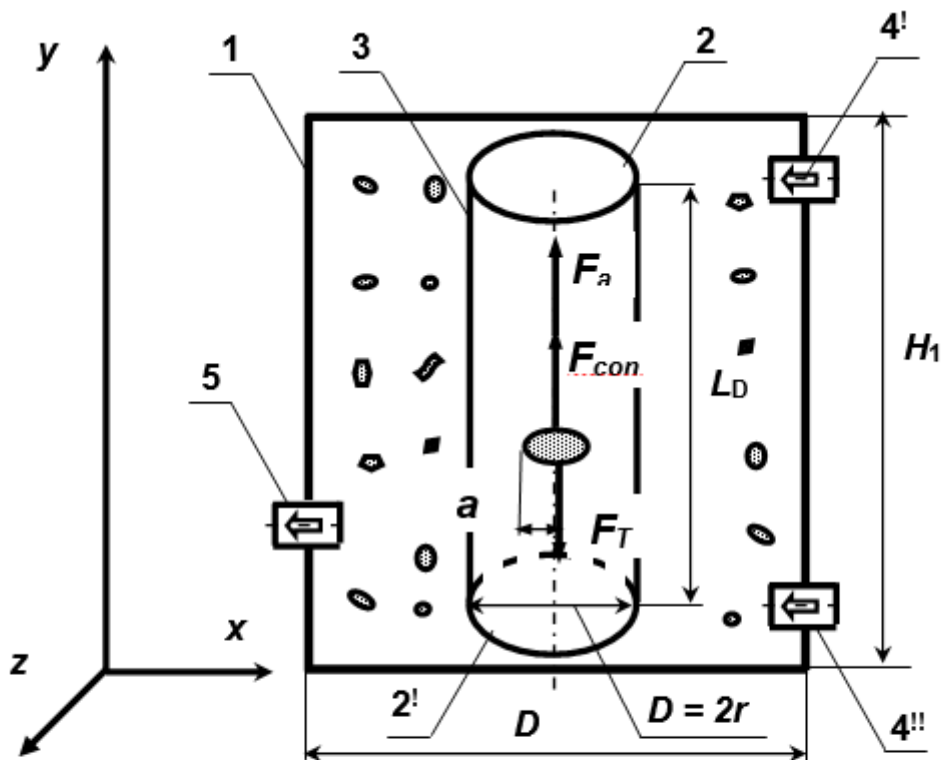


Рис. 3. Контрольний об'єм в середині вертикально розташованого апарату: 1 – корпус апарату; 2, 2' – горизонтальна, відповідно верхня та нижня грані вертикального циліндра; 3 – бокова поверхня циліндра; 4'...4'' – трубопроводи підведення стічних вод для оброблення; 5 – трубопровід відведення стічних вод після оброблення

Звідси швидкість  $V_1$  рівномірного руху частинки домішок водних розчинів в рідині вздовж вертикальної осі визначається за формулою:

$$V_1 = \frac{2 \cdot (\rho - \rho_1) \cdot g \cdot a^2}{9 \cdot \eta} \quad (8)$$

Наведена формула (8) справедлива для умов встановленого руху частинок достатньо великих розмірів, які знаходяться в умовах малої концентрації.

Час осадження частинки на поверхні даного радіуса можливо знайти, оцінивши попередньо час розгону частинки при її зануренні в рідині на глибину  $h$  (рис. 3)

Рівняння руху частинки в рідині при  $g \neq 0$  має вигляд:

$$mz'' = m_1g - mg - 6\pi\alpha\eta z' \quad (9)$$

де  $z'$  и  $z''$  – перша і друга похідні  $z(t)$  по часу.

Поділивши (9) на  $m$  і виразивши маси частинки і рідини через їх густину (частинки і рідини), отримуємо рівняння для  $z(t)$  з початковими умовами:

$$z'' + az = -\beta, \quad z(0) = H, \quad z(t) = 0, \quad (10)$$

в якому введені позначення:

$$\alpha = \frac{9 \cdot \eta}{2 \cdot a^2 \cdot \rho},$$

$$\beta = \frac{g \cdot (\rho - \rho_1)}{\rho},$$
(11)

Виконавши заміну  $z' = V$ ,  $z'' = V'$ , отримаємо диференційне рівняння для знаходження  $V(t)$ :

$$V' + \alpha V = -\beta, \quad V(0) = 0, \quad (12)$$

Рішення цього рівняння має наступний вигляд:

$$V(t) = -V_1(1 - e^{-\alpha t}), \quad (13)$$

Інтегрування рівняння (13) отримаємо з урахуванням початкових умов залежність координати  $z$  частинки від часу:

$$z_{(t)} = H - V_1 \left[ t - \frac{1}{\alpha} (1 - e^{-\alpha t}) \right], \quad (14)$$

Час розгону  $t$ , швидкість  $V_1$ , і шлях  $h$ , що пройшла частинка для досягнення цієї швидкості можливо визначити, виходячи із кінетичного аналізу. Можливо вважати, що час розгону  $t$ , це час, за який пройшла частинка для досягнення швидкості, яка відрізняється від  $V_1$  на 1% тобто:

$$\frac{V_1 - V}{V_1} = e^{-\alpha t} = 0.01, \quad (15)$$

тоді,

$$\tau = \frac{2 \ln 10}{\alpha} = \frac{4.6}{\alpha} \cong \frac{\rho}{\eta} \alpha^2, \quad (16)$$

Шлях  $h$ , що пройшла частинка за цей же час, отримаємо із (14) з урахуванням (15) та (16):

$$h = H - z_{(t)} = V_1 \left[ \tau - \frac{1}{\alpha} (1 - e^{-\alpha \tau}) \right], \quad (17)$$

Отримані результати досліджень [14, 134] доводять, що час руху до швидкості  $V_1$  для більших за розмірами частинок  $d > 50 \cdot 10^{-6}$  м, який відбувається у більш в'язких рідинах (розчинах масел і нафтопродуктах) 0,03-0,05 с. Шлях, що пройшла частинка, дуже незначний. Тому при визначенні часу осадження із значною товщею шару водного розчину  $H$  (рис. 3) можливо використовувати лише величиною швидкості  $V_1$  із рівняння (8). Внаслідок чого час осаджування визначається за формулою:

$$t_0 = \frac{H}{V_1}, \quad (18)$$

Таким чином, обираючи габаритні розміри апаратів напірної флотації (висоту  $H$ , діаметр  $D$ ), умовами його роботи і розмірами частинок водних розчинів (ефективний діаметр  $D_{\text{еф}}$ ), які необхідно видалити із стічних вод та кількість ступенів оброблення стічних вод (коаксіальних ємностей  $n$ ), можливо визначити потужність водоочисного обладнання. [11, 1-8].

Остання обставина є необхідною умовою при проектуванні та експлуатації водоочисного обладнання в системах оборотного водопостачання [15, 1-10].

Задавшись величиною  $H$  – висотою апарату, вимогами до очищених стічних вод (мінімальним ефективним діаметром частинок домішок водних розчинів  $D_{\text{еф}}$ ) та іншими конструктивними параметрами устаткування можливо визначити його потужність за одиницю часу.

### **Висновки та перспективи подальших розробок**

Враховуючи умови руху водного потоку у вертикальній площині, сили, що діють на частинку, доведено, що цей рух є досить складним і визначальним в роботі апаратів напірної флоатації.

1. Між потужністю роботи водоочисного обладнання, розмірами частинок домішок водних розчинів існує залежність, яка дозволяє керувати процесами оброблення стічних вод промислових підприємств.

2. Встановлено, що для забезпечення ефективності роботи водоочисного обладнання необхідно мати на увазі швидкість руху водного потоку  $i$ , як наслідок, частинки домішок, яка залежать від густини розчину, концентрації забруднень, збільшення площини живого перерізу та об'єму апарату тощо.

### **Список літератури:**

1. *Яцик А.В.* Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: Підручник для студентів вищих навч. закладів / А.В. Яцик, Ю.М. Грищенко, Л.А. Волкова, І.А. Пашенюк. К.: Генеза, 2007. 360 с.

2. *Постанова* Кабінету Міністрів України “Про затвердження критеріїв, за якими оцінюється ступінь ризику від провадження господарської діяльності у сфері питного водопостачання і водовідведення та визначається періодичність здійснення планових заходів державного нагляду (контролю)” від 14 січня 2009 р. N 16 // Офіційний вісник України. 2009. N 4. Ст. 100.

3. *Куликов Н.И.* Теоретические основы очистки вод: учебное пособие / Н.И. Куликов, А.Я. Найманов, Н.П. Омельченко, В.Н. Чернышев. Донецк: Ноулидж, 2009. 298 с.

4. *Лаврентьев М.А.* Проблемы Гидродинамики и их математические модели / М.А. Лаврентьев, Б.В. Шабат Изд. 2-е. Главная редакция физико-математической литературы издательства «Наука», М., 1977. 408 с.

5. *Патент* на корисну модель № 103688 Україна, МПК<sup>7</sup> (2015.01) C02 F103/16(2006.01). C02 F1/00. Апарат оброблення стічних вод гальванічних відділень [текст]: / С.І. Мовчан. Заявка № а 201506137; заявл. 22.06.2015, опубл. 25.12.2015, Бюл. № 24.

6. *Патент* на корисну модель № 109872. Україна, МПК<sup>7</sup> (2006.01) C 02 F1/46. Апарат для оброблення стічних вод [текст]: / С.І. Мовчан. Заявка № у 2016 02900; заявл. 22. 03.2016, опубл. 12.09.2016, Бюл. № 17.

7. *Патент* на корисну модель № 111868 Україна, МПК<sup>7</sup> (2006.01) C02 F1/46. Трисекційний електрокоагулятор [текст]: / С.М. Епоян, С.І. Мовчан. Заявка № у 2016 04936; заявл. 04.05.2016. Опубл. 25.11.2016, Бюл. № 22.

8. *Патент* на корисну модель № 112945 Україна, МПК<sup>7</sup> (2006.01) C02 F1/46. Електрокоагулятор [текст]: / С.І. Мовчан. Заявка № u 2016 05337; заявл. 17.05.2016. Опубл. 10.01.2017, Бюл. № 1.

9. *Кэйс В.М.* Конвективный тепло- и массообмен. Пер. с англ. / В.М. Кэйс М.: Энергия. 1972. 448 с.

10. *Авторські права* на твір. Свідоцтво № 58251 Оптичні способи визначення гідромеханічних параметрів частинок водних розчинів [текст]: /М.В. Морозов, С.І. Мовчан. Заявка № 58710. Від 25.11.2014 р. Дата реєстрації 23.01.2015 р.

11. *Авторські права* на твір. Свідоцтво № 67544 Оптико-механічні системи визначення гідромеханічних параметрів частинок водних розчинів [текст]: / С.І. Мовчан. Заявка № 68162. Від 04.07.2014 р. Дата реєстрації 02.09.2016 р.

12. *Запольський А.К.* Водопостачання, водовідведення та якість води: Підручник / А.К. Запольський. К.: Вища шк., 2005. 671 с.

13. *Мовчан С. И.* Усовершенствование методов обработки и контроля качества сточных гальванических производств (применительно к предприятиям по ремонту сельскохозяйственной техники): дис ... канд. техн. наук / С.И. Мовчан. Мелитополь, 2003. 137 с.

14. *Сизова Н.Д.* Использование моделирования в процессе очистки сточных вод для интенсификации работы оборотных систем водоснабжения / Н.Д. Сизова, С.М. Епоян, С.І. Мовчан // Науковий вісник будівництва. Харків: ХНУБА ХОТВ АБУ, 2014. Вип. 2 (76). С. 132-136.

15. *Авторські права* на твір. Свідоцтво № 70439. Комп'ютерне моделювання й вимірювання параметрів частинок домішок в прозорих рідинах за допомогою багатofункціональних оптичних систем [текст]: / М.В. Морозов, С.І. Мовчан / Заявка № 71112. Від 19.12.2016 р. Дата реєстрації 14.02.2017 р.

*Стаття надійшла до редакції 12.11.17*

І.П. НЕДАШКОВСЬКИЙ, кандидат технічних наук

А.В. ВАСИЛЮК, кандидат технічних наук

Одеська державна академія будівництва та архітектури

## ВДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД НА БІОФІЛЬТРАХ

*Вдосконалення технології очищення стічних вод в локальних системах каналізації шляхом заміни завантаження біофільтрів та введенням в технологічну схему контактної-прояснювальних фільтрів.*

**Ключові слова:** очистка, біофільтр, стічна вода, технологія очистки.

*Совершенствование технологии очистки сточных вод в локальных системах канализации путем замены загрузки биофильтров и введением в технологическую схему контактно-осветлительных фильтров.*

**Ключевые слова:** очистка, биофильтр, сточная вода, технология очистки.

*Improvement of wastewater treatment technology in local sewerage systems by replacing the loading of biofilters and introduction into the technological scheme of contact - clarifying filters.*

**Key words:** cleaning, biofilter, sewage, cleaning technology.

У відповідності до [1] встановлено два види водокористування: водоймища питного та культурно-побутового призначення та водоймища рибогосподарського призначення.

Для кожного з цих водоймищ враховують гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднень, тобто ту максимальну концентрацію речовин, при якій не погіршуються органолептичні властивості води й промислових організмів (риб, раків, молюсків) і не допускаються токсичні речовини (табл. 1). Віднесення водоймища до того чи іншого виду водокористування виконується органами Державного санітарного нагляду з урахуванням перспектив його використання.

Нагляд за виконанням умов скиду очищених стічних вод у водойми здійснюють санітарно-епідеміологічні станції та басейнові інспекції.

Згідно з вимогами Правил [1, 2] для очищених господарсько-побутових стічних вод встановлені такі нормативи ГДК забруднюючих речовин (мг/дм<sup>3</sup>):

- біохімічна потреба у кисні (БСК<sub>повн</sub>) – не більше за 15;
- хімічне споживання кисню (ХСК) – не більше за 80;
- завислі речовини – не більше за 15.

Недостатній ступінь біологічного очищення стічних вод обмежує можливе використання їх для технічного водопостачання промислових підприємств та зрошення сільськогосподарських культур.



**Вимоги до якості води водних об'єктів у розрахунковому створі  
водокористування [1, 2]**

Види водокористування	Категорії водокористування	Гранично допустима концентрація (ГДК), мг/дм <sup>3</sup>		
		БСК <sub>повн</sub>	Збільшення завислих речовин, С <sub>з.р</sub>	Розчинений кисень, О <sub>2</sub>
Санітарно-побутове: – питне водопостачання; – культурно-побутове	I	3	0,25	4
	II	6	0,75	4
Рибогосподарське: – відтворення і збереження цінних порід риб; – інші рибогосподарські цілі	I	3	0,25	6
	II	3	0,75	6 (влітку) 4 (взимку)

Нині традиційною для очистки побутових стічних вод є двоступенева схема, що включає в себе механічну й біологічну. Підвищені вимоги до охорони навколишнього середовища і створення умов для використання очищених стічних вод у промисловості і сільському господарстві вимагають необхідність розробки нових технологічних схем з глибокою очисткою біологічно очищених стічних вод.

Біохімічні методи очистки базуються на використанні життєдіяльності мікроорганізмів, які окиснюють органічні речовини, що знаходяться у стічних водах у вигляді тонких суспензій, колоїдів або в розчині.

Біохімічним методам можливо майже повністю звільнитися від органічних забруднень, що залишилися в стічних водах після механічної очистки, а також значно знизити вміст хвороботворних мікроорганізмів.

В системах сільськогосподарської каналізації споруди, в яких проходить біохімічна очистка, поділяються на дві групи:

I – споруди, що працюють у природних або близьких до них умовах (поля зрошення, поля фільтрації, біологічні ставки), в яких стічні води очищаються досить повільно за рахунок запасу кисню в ґрунті та воді;

II – споруди, в яких очистка стічних вод відбувається в штучно створених умовах (біофільтри, аеротенки) значно інтенсивніше завдяки підтриманню штучним шляхом життєдіяльності необхідних мікроорганізмів.

За традиційною технологією очищення господарсько-побутових стічних вод в технологічну схему входять споруди: механічного очищення, біохімічного очищення та фізико-хімічного доочищення (рис. 1).

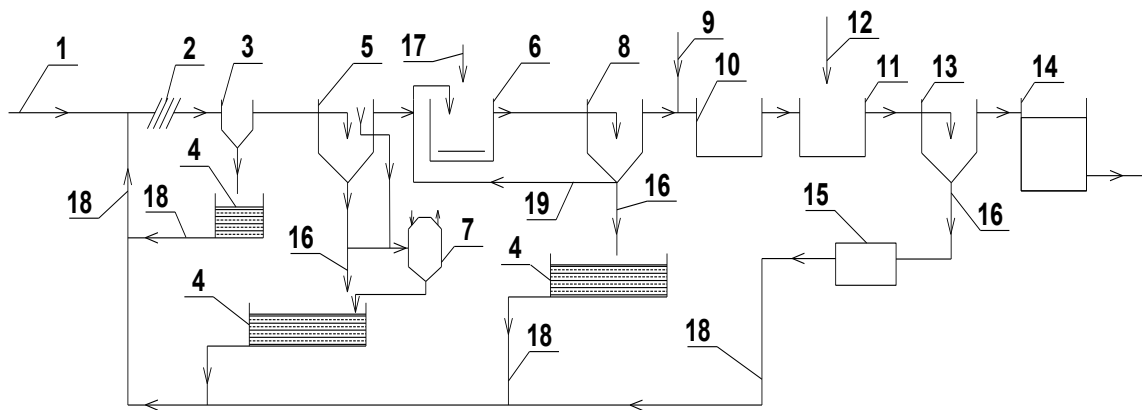


Рис. 1. Загальна технологічна схема очищення господарсько-побутових стічних вод: 1 – подача вихідної стічної води; 2 – решітки; 3 – пісковловлювач; 4 – мулові майданчики; 5 – первинний відстійник; 6 – біофільтр або аеротенк; 7 – метантенк; 8 – вторинний відстійник; 9 – подача хлору; 10 – контактний резервуар; 11 – місткість для коагуляції; 12 – подача реагентів; 13 – відстійник; 14 – піщаний фільтр; 15 – згущувач осаду; 16 – скидання осаду; 17 – подача повітря; 18 – відведення відстоюної води; 19 – відведення надлишкового активного мулу в аеротенк

Видалення грубодисперсних домішок з очищеної води здійснюється в решітках 4, пісковловлювач 3 та відстійнику 5. Завдяки силам гравітації випадають в осад частинки що важчі за воду. Осаджений осад періодично відкачують у метантенки 7 для зброджування або випускають на мулові майданчики 4.

Біологічне очищення води відбувається в біологічних спорудах (біофільтрах або аеротенках), де спеціальні мікроорганізми-деструктори споживають з води органічні речовини та повітря 17, тобто очищають її. Біомасу гідробіонтів, що наростає під час очищення води, відокремлюють у вторинних відстійниках 8 і скидають на мулові майданчики 4.

Після біологічного очищення воду обробляють гіпохлоритом натрію 9 у контактних резервуарах 10 упродовж 20...30 хв. З метою забезпечення надійного доочищення води застосовують її обробку коагулянтном 12 у місткості 11, відстоювання 13 та фільтрування крізь пісок 14. Утворений осад згущують на центрифугах, фільтрах або вакуум-фільтрах 15 і скидають на звалищах.

Недоліком розглянутої технологічної схеми очищення господарсько-побутових стічних вод є невелика ефективність очищення стічної рідини на спорудах, складність експлуатації споруд, великі їх розміри та вартість.

Для удосконалення технології очищення господарсько-побутових стічних вод в локальних системах сільськогосподарської каналізації запропоновано здійснити заміну технологічних процесів відстоювання води у відстійниках на висхідне її фільтрування через плаваюче фільтрувальне завантаження, а також замінити важке завантаження в біофільтрах на більш ефективне тонковолокнисте завантаження з капронових ниток.

Поставлена задача вирішується шляхом введення в технологічну схему очищення стічної рідини контактено-прояснювальних фільтрів (КПФ) 1-го і 2-го ступенів з легким плаваючим фільтрувальним завантаженням та біофільтра (БФ) з волокнистим завантаженням, що забезпечує збільшення швидкості руху води в спорудах, підвищення ефективності процесів видалення домішок з води та зменшення вартості цих споруд.

Для доочищення стічних вод від підприємств АПК можлива і дещо спрощена технологічна схема при застосуванні БФ з двоступеневим фільтруванням води (рис. 5.2). Насичення води киснем здійснюється завдяки її розбризкуванню в аераторі 2, а також шляхом подачі повітря по трубопроводу 4 через повітророзподільну систему 5. Окислення органічних речовин здійснюється аеробними мікроорганізмами, що накопичуються в активному мулі у під фільтровому просторі 9 КПФ. Плаваюче фільтрувальне завантаження 10 утримує від виносу з КПФ активного мулу, а також сприяє проясненню стічної води при її висхідному фільтруванні. Очищена вода збирається верхньою дренажно-розподільною системою 11 і відводиться від КПФ-1 на КПФ-2, а від КПФ-2 по трубопроводу 15 для подальшого її використання.

Промивку фільтрів здійснюють очищеною водою, яку подають по трубопроводу 14, а відводять по трубопроводам 25.

Забезпечення нормативних показників очищеної води по завислим речовинам (ЗР) і БСК<sub>5</sub> на БФ з двоступінчатим фільтруванням перевірено наступними дослідженнями. В табл. 2 наведено результати досліджень зміни питомої брудомісткості КПФ і ефективності затримання ЗР від  $T_{\phi}$  та швидкості  $V_{\phi}$  фільтрування води.

Питома брудомісткість – це кількість активного мулу, що припадає на 1м<sup>2</sup> площі поперечного перерізу КПФ. Вона визначається за формулою:

$$G_j = 0,024V_{\phi,j} \int_0^{T_{\phi,j}} C_{o,i} E_i dt, \text{ кг/м}^2, \quad (1)$$

де  $V_{\phi,j}$  і  $T_{\phi,j}$  – відповідно швидкість фільтрування води, м/год, і тривалість фільтроциклу, діб, для даного циклу вимірювань процесу фільтрування води;  $C_{o,i}$  – вміст ЗР у вихідній воді, мг/дм<sup>3</sup>, в даний момент часу на протязі фільтроциклу;  $E_i$  – ефективність очищення води, що визначається за формулою:

$$E_i = \frac{C_{o,i} - C_{\phi,i}}{C_{o,i}}, \quad (2)$$

де  $C_{o,i}$  та  $C_{\phi,i}$  – вміст ЗР відповідно вихідній воді та фільтраті, мг/дм<sup>3</sup>.

З табл. 2 видно, що на протязі фільтроциклу ефективність очищення води спочатку зростає до певної межі, а потім починає зменшуватись.

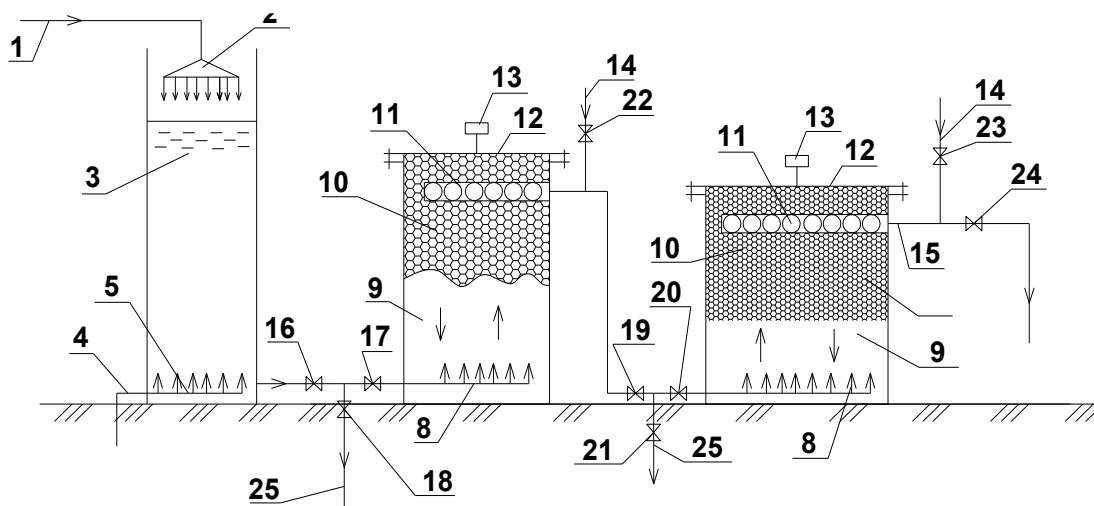


Рис. 2. Технологічна схема біологічного очищення стічних вод АПК на двоступеневих фільтрах: 1 – подача вихідної води; 2 – аератор; 3 – повітровіддільник; 4 – повітропровід; 5 – повітродозувальна система; 6 – КПФ 1-го ступеню; 7 – КПФ 2-го ступеню; 8 – нижня дренажно-розподільна система; 9 – підфільтровий простір; 10 – плаваюче фільтрувальне завантаження; 11 – верхня дренажно-розподільча система; 12 – кришка; 13 – вантуз; 14 – подача води на промивку КПФ; 15 – відведення очищеної води; 16-24 – засувки; 25 – відведення промивної води

Основним фактором впливу на зміну ефективності очищення води є величина питомої брудомісткості  $G$  при даній швидкості фільтрування води, тобто існує залежність:  $E_{i,j} = f(G_{i,j}; V_{\phi})$ , (3)

В табл. 3 наведено результати досліджень залежностей  $E = f(T_{\phi}; V_{\phi})$  і  $G = f(T_{\phi}; V_{\phi})$  при очищенні стічних вод від домішок, що обумовлюють БПК<sub>5</sub>.

Розрахункова ефективність очищення стічних вод для забезпечення нормативних показників якості очищеної води  $C_n$  залежить від якості вихідної води  $C_0$  і визначається за формулами:

– при одноступеневому висхідному фільтруванні проаерованих стічних вод через плаваюче фільтрувальне завантаження

$$E_I = 100(1 - \frac{C_n}{C_0}), \% ; \quad (4)$$

– при двоступінчатому фільтруванні таких вод:

$$E_{II} = 100(1 - \sqrt{\frac{C_n}{C_0}}), \% . \quad (5)$$

В табл. 4 наведено результати розрахунків значень  $E_I$  і  $E_{II}$  для  $C_0$  по БСК<sub>повн</sub> і ЗР, що змінюється в межах від 50 до 500 мг/дм<sup>3</sup>.

Тривалість фільтроциклу БФ в межах якого забезпечуються нормативні показники якості очищеної води для відповідної швидкості її фільтрування визначається за формулою:

$$T_{\phi} = 100(G_{\max} - G_{\min})/C_0 E_{\text{ср}} V_{\phi}, \text{ год}, \quad (6)$$

Таблиця 2

**Результати досліджень залежності  $G = f(T_{\phi}, V_{\phi})$  і  $E = f(T_{\phi}, V_{\phi})$  при затриманні ЗР на БФ з двоступеневими фільтрами (рис. 2)**

$T_{\phi}$ , доба	$V_{\phi} = 1$ м/год		$V_{\phi} = 3$ м/год		$V_{\phi} = 6$ м/год	
	$G$ , кг/м <sup>2</sup>	$E$ , %	$G$ , кг/м <sup>2</sup>	$E$ , %	$G$ , кг/м <sup>2</sup>	$E$ , %
1	1,76	91,9	5,28	84,9	10,75	79,0
2	3,62	92,1	6,03	85,1	21,21	79,5
3	5,72	92,2	6,76	85,2	31,39	79,8
4	7,75	92,3	6,16	85,5	41,77	80,0
5	9,67	92,4	5,97	85,8	52,10	81,6
6	11,61	92,6	5,58	86,0	61,66	81,7
7	13,63	93,0	5,41	85,9	71,65	82,0
8	15,54	93,6	5,17	86,0	82,22	81,9
9	17,42	93,6	5,31	86,0	93,0	81,0
10	19,51	93,7	5,59	86,0	-	-
11	21,52	93,7	5,74	85,5	-	-
12	23,48	93,9	5,57	84,8	-	-
13	25,76	93,9	6,07	84,2	-	-
14	27,90	94,0	-	-	-	-
15	30,00	94,0	-	-	-	-
16	31,86	94,0	-	-	-	-
17	34,0	94,0	-	-	-	-
18	36,08	94,0	-	-	-	-
19	38,27	93,8	-	-	-	-
20	40,43	93,7	-	-	-	-
21	42,46	93,5	-	-	-	-
22	44,41	93,0	-	-	-	-

де  $G_{\max}$  і  $G_{\min}$  – відповідно максимальна і мінімальна питомі брудомісткості БФ, кг/м<sup>2</sup> для забезпечення нормативних показників якості очищеної води  $C_n$  при даній швидкості її фільтрування  $V_{\phi}$  і розрахункових показниках якості вихідної води  $C_0$  за БСК<sub>повн</sub> і ЗР;  $E_{\text{ср}}$  – середня ефективність очищення води на протязі фільтроциклу, в долях одиниці.

В табл. 5 наведено результати розрахунків за формулою (6) значень тривалості фільтроциклу  $T_{\phi}$  для різних значень швидкості фільтрування води  $V_{\phi}$  і відповідних їм значень  $C_0$ ,  $E$ ,  $G_{\max}$  і  $G_{\min}$ .

Згідно даних табл. 5 побудована номограма для визначення необхідної швидкості фільтрування води  $V_{\phi}$  і тривалості фільтроциклу на БФ з одноступеневою схемою роботи для забезпечення нормативних показників якості фільтрованої води  $C_n$  за БСК<sub>повн</sub> і ЗР при відомих значеннях показників вихідної води  $C_0$ , кг/дм<sup>3</sup>.

Таблиця 3

**Результати обчислень величини E і G на протязі фільтроциклу для БСК<sub>5</sub> на БФ з двоступеневими фільтрами**

T <sub>ф</sub> , доба	V <sub>ф</sub> = 1 м/год		V <sub>ф</sub> = 3 м/год		V <sub>ф</sub> = 6 м/год	
	E, %	G, кг/м <sup>2</sup>	E, %	G, кг/м <sup>2</sup>	E, %	G, кг/м <sup>2</sup>
1	87	1,66	79	4,57	75	9,64
2	88,1	3,36	79,7	9,69	75	19,01
3	88,9	5,22	79,9	15,44	75,5	28,25
4	90,2	7,06	81	20,90	76	37,92
5	90,3	8,83	82,6	26,25	77,2	47,07
6	91,5	10,67	83	31,30	78	55,90
7	92,5	12,57	83,3	36,24	78	64,91
8	92,6	14,39	83,6	41,02	77,9	74,37
9	92,8	16,19	83,6	45,86	77,2	84,10
10	92,9	18,16	83,1	50,93	-	-
11	92,9	20,09	82,5	56,18	-	-
12	93	21,95	81,7	61,33	-	-
13	92,9	23,97	81	66,63	-	-
14	93	25,95	-	-	-	-
15	93	27,85	-	-	-	-
16	93	29,65	-	-	-	-
17	92,6	31,61	-	-	-	-
18	93	33,53	-	-	-	-
19	92,5	35,65	-	-	-	-
20	92,1	37,67	-	-	-	-
21	91,6	39,48	-	-	-	-
22	91,1	41,27	-	-	-	-

Таблиця 4

**Розрахункові значення потрібної ефективності очищення стічних вод за БСК<sub>повн</sub> і ЗР для одно- і двоступінчатих схем роботи БФ**

C <sub>о</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	E <sub>рI</sub> , %	E <sub>рII</sub> , %	C <sub>о</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	E <sub>рI</sub> , %	E <sub>рII</sub> , %
50	70	45	180	92	71
60	75	50	200	93	73
70	79	54	250	94	76
80	81	57	300	95	78
90	83	59	350	96	79
100	85	61	400	96	81
120	88	65	450	97	82
140	89	67	500	97	83
160	91	69			

**Розрахункові значення тривалості фільтроциклу на БФ з  
одноступеневою схемою роботи**

$V_{\phi}$ , м/год	$C_0$ , мг/дм <sup>3</sup>	$E_{pl}$ , %	$G_{max}$ , кг/м <sup>2</sup>	$G_{min}$ , кг/м <sup>2</sup>	$T_{\phi}$ , год
1	180	92	10,5	37	160
	160	91	8,5	41	223
	150	90	6,5	46,5	296
2	120	88	20	41	99,4
	115	87	13,5	47	167,4
	105	86	8,5	53,5	249,2
3	85	82	24	62	182
	80	81	17,5	71	275
	75	80	9,5	76,5	372

Користуючись номограмою можливо побачити, що при  $C_0 = 112$  мг/дм<sup>3</sup> необхідна ефективність очищення води дорівнює  $E_l = 86,7\%$ , якій повинна відповідати швидкість фільтрування води  $V_{\phi} = 2$  м/год з тривалістю фільтроциклу  $T_{\phi} = 164$  години.

На основі експериментальних досліджень процесів затримання забруднень із стічних вод на біофільтрах з полістирольним завантаженням [3] встановлено, що ефективність очистки залежить від швидкості фільтрування води і питомої брудомісткості фільтра, при цьому ефективність біофільтра з двоступеневою схемою роботи приблизно в 1,5 рази більша, ніж при одноступеневій схемі.

Дослідження показали [4], що тривалість промивки біофільтра залежить від інтенсивності промивки та розрахункових значень мінімальної і максимальної його брудомісткості.

### Список літератури

1. *Правила* охраны поверхностных вод от загрязнений сточными водами. Утверждено 21.01.91. Гос.Ком. по охране природы СССР. М., 1991. 34 с.
2. *Правила* охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами. Затв. Постановою Кабміну України від 25.03.1999, №303. 36 с.
3. *Хоружий В.П., Недашковский И.П.* Біологічна очистка стічних вод з використанням капронових ниток типу "Вія" і пінопласту / Збірник наукових праць НУВГП, 2008. 1(41). С. 291-296
4. *Недашковский И.П.* Исследования процессов очистки хозяйственно-бытовых сточных вод на установках с биореакторами и контактно-осветлительными фильтрами // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА, 2010. Вип.14. С. 126-136.

Стаття надійшла до редакції 18.11.17

Н.П. НЕЧИТАЙЛО, кандидат технических наук

Е.Н. КОСЮК, аспирант

Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры

## ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ АДсорбЦИОННОЙ АКТИВНОСТИ ОСНОВНЫХ КОМПОНЕНТОВ ИНГИБИТОРА КОРРОЗИИ И НАКИПЕОБРАЗОВАНИЯ НА ОСНОВЕ СМЕСИ ФОСФОРСОДЕРЖАЩИХ КОМПЛЕКСОНОВ И ПОЛИМЕРНЫХ СОЕДИНЕНИЙ

*У статті вивчена адсорбційна активність основних компонентів досліджуваної композиції реагентів на основі суміші фосфоровмісних комплексонів і полімерних з'єднань. За допомогою квантово-хімічних розрахунків знайдені адсорбційні центри і сили взаємодії основних компонентів з поверхнею металу.*

**Ключові слова:** коррозія, квантово-хімічні розрахунки, адсорбційна активність, ФБТК, АТМФ, ПАК.

*В статье изучена адсорбционная активность основных компонентов исследуемой композиции реагентов на основе смеси фосфорсодержащих комплексонів и полимерных соединений. При помощи квантово-химических расчетов найдены адсорбционные центры и силы взаимодействия основных компонентов с поверхностью металла.*

**Ключевые слова:** коррозия, квантово-химические расчеты, адсорбционная активность, ФБТК, АТМФ, ПАК.

*The adsorption activity of the main components of the investigated reagent composition on the basis of a mixture of phosphorus-containing complexons and polymer compounds was studied in the article. With the help of quantum chemical calculations, adsorption centers and forces of interaction of the main components with the metal surface were found.*

**Key words:** corrosion, quantum chemical calculations, adsorption activity, FBTC, ATMP, PAA.

Объектом исследования данной работы является смесь на основе 2-фосфонобутан-1,2,4 – трикарбоновой (ФБТК), аминотриметиленфосфоновой (АТМФ, НТФ) и полиакриловой (ПАК) кислот. Молекулярная масса полиакриловой кислоты составляла 3500.

Адсорбционную активность основных компонентов исследуемой композиции реагентов, нахождение их адсорбционных центров и силы взаимодействия основных компонентов с поверхностью металла оценены по квантово-химическими расчетами.



Для квантово-химических расчетов (КХР) использовали метод молекулярной механики ММ + и полуэмпирический метод МР3 при полной оптимизации геометрии молекул (HyperChem 7.0, метод ММ +, МР3).

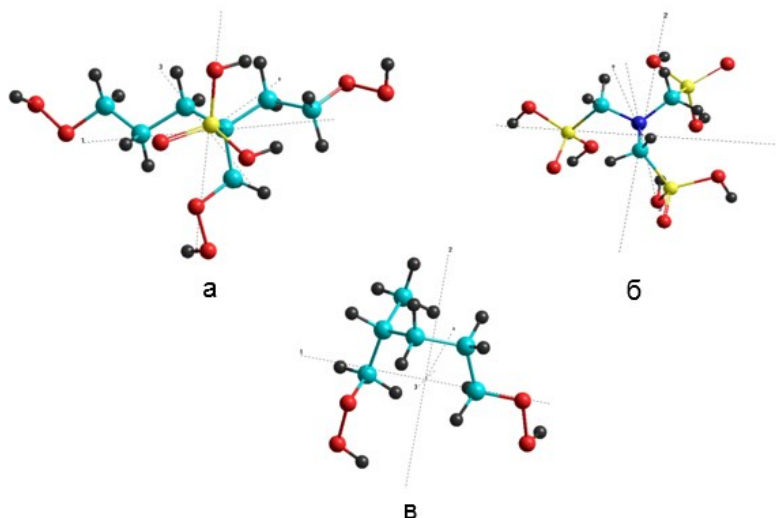


Рис. 1. Структура молекул после оптимизации геометрии молекул, и последовательная нумерация атомов исследуемых молекул (HyperChem 7.0, RHF расчет по методу MNDO-PM3)

Согласно теории функциональной плотности основными параметрами, характеризующими способность молекул к химическому взаимодействию являются абсолютная электроотрицательность и химический потенциал.

Абсолютную электроотрицательность ( $\chi$ ) и жесткость ( $\eta$ ) рассчитывали по следующим формулам :

$$\chi = -\mu = \frac{1}{2}(I + A) \quad (1)$$

$$\eta = \frac{1}{2}(I - A), \quad (2)$$

Индекс абсолютной электрофильности ( $\omega$ ), который был введен Паргта и др. [4], рассчитывали по следующей формуле:

$$\omega = \frac{(I + A)^2}{8(I + A)} \quad (3)$$

По формулам (4,5), предложенным в [4], расчетную силу взаимодействия ( $\Delta N$ ) молекул с поверхностью  $\alpha$ -Fe и изменение энергии определяли по следующим формулам ( $\Delta E$ ):

$$\Delta N = \frac{\mu_B - \mu_A}{2(\eta_A + \eta_B)} = \frac{\Phi - \chi_{\text{мол}}}{2\eta_{\text{мол}}} \quad (4)$$

$$\Delta E = \frac{(\mu_B - \mu_A)^2}{2(\eta_A - \eta_B)} = \frac{(\Phi - \chi_{\text{мол}})^2}{4\eta_{\text{мол}}} \quad (5)$$

де  $\chi = -\mu$  – абсолютная электроотрицательность, eВ;  $\eta$  – абсолютная жесткость,

еВ;  $A$  – характеристики молекулы исследуемого соединения;  $B$  – характеристики элементарной решетки поверхности металла.

Согласно работе [1] электроотрицательность поверхности металла принимаем  $\mu_{Fe} \approx 4,82$  еВ, абсолютную жесткость –  $\eta_{Fe} = 0$  еВ.

Абсолютная мягкость молекул ( $S$ ) определяем по формуле (6):

$$S = \frac{1}{\eta} \quad (6)$$

В табл. 1 представлены рассчитанные значения энергии щели исследуемых молекул. Известно, что высокие значения этой энергии молекулы ( $\Delta E_{H-V} = E(VMO) - E(HMO)$ ) свидетельствуют об увеличении электронной стабильности и уменьшению реакционной способности, в то время, как более низкие параметры этого значения указывают на большую реакционную способность, а следовательно, и высокую ингибирующую способность. Так, значение энергии щели для исследуемых молекул увеличивается в ряду: АТМФ (НТФ) < ФБТК < ПАК. Следовательно, первые вещества ряда являются более сильными ингибиторами коррозии.

Таблица 1

**Квантово-химические характеристики молекул веществ**

Молекула	$E_{VMO}(eV)$	$E_{HMO}(eV)$	$\Delta E_{H-V}(eV)$	Потенциал ионизации
АТМФ (НТФ).	-10,1926	-1,9528	-8,2398	10,1926
ФБТК	-10,14583	-1,81225	-8,33358	10,14583
ПАК	-11,680	1,776	-13,456	11,680

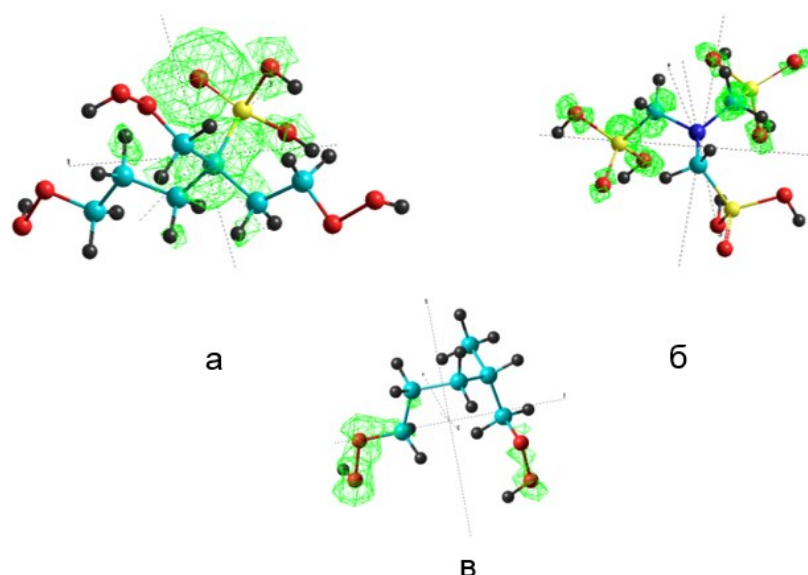


Рис. 2. Оптимизированная структура молекул ингибиторов 1-3. Плотность нижней вакантной молекулярной орбитали (орбитальное значение плотности 0,005)

Полученные результаты свидетельствуют, что все рассмотренные молекулы имеют низкие значения электрофильности, а следовательно выступают в качестве нуклеофилов. Из рассмотренного ряда органических соединений более высокими нуклеофильными свойствами обладают ФБТК и ПАК.

Поскольку взаимодействие описанных молекул, вероятно, будет происходить по донорно-акцепторному механизму, то, соответственно [1], более высокое значение энергии ВЗМО молекулы ингибитора свидетельствует о его повышенных адсорбционных свойствах (за счет влияния на процесс переноса заряда через адсорбционный слой) и ингибирующую эффективность. Из анализа полученных данных (табл. 1) видно, что более высокие значения энергии ВЗМО имеют: ФБТК и АТМФ. Следует отметить, что в молекулы ПАК  $E_{\text{HВМО}}$  (eV) имеет положительное значение, что свидетельствует, что при адсорбции возможен обратная связь, за счет перехода электронов с металла к молекуле. Степень переноса заряда  $\Delta N_{\text{Fe}}$  наибольшая у АТМФ и ФБТК (табл. 2). Значение  $\Delta N < 3,6$  [1-4] означает, что молекулы обладают способностью к передаче заряда к поверхности металла. При этом торможение процесса коррозии увеличивается за счет повышения электрон-донорной способности молекул к поверхности металла, что согласуется с исследованиями [3].

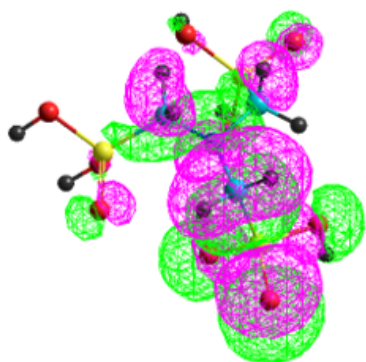
Таблица 2

**Абсолютная электроотрицательность, абсолютная жесткость, степень переноса заряда, изменение энергии и абсолютная электрофильность молекул**

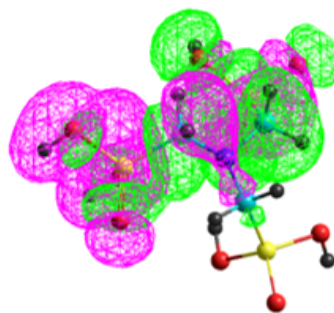
Молекула	I	A	$\chi$ , (eV)	$\eta$ , (eV)	S, (eV)	$\Delta N_{\text{Fe}}$	( $\Delta E$ )	$\omega$
АТМФ	10,1926	1,9528	6,0727	4,119	0,2427	0,1125	0,0952	1,518
ФБТК	10,14583	1,8122	5,9790	4,166	0,2399	0,1225	0,0800	1,49
ПАК	11,68	1,776	6,728	4,952	0,2019	0,0274	0,1837	1,68

**Список литературы**

1. *Gökhan Gece. The use of quantum chemical methods in corrosion inhibitor studies / Gece Gökhan // Corrosion Science. 2008. Vol. 50. P. 2981-2992.*
2. *Obot I.B. Umoren Molecular Level Understanding of the Mechanism of Aloes Leaves Extract Inhibition of Low Carbon Steel Corrosion: A DFT Approach / Obot I.B., Z.M.Gasem, S.A. // Int. J. Electrochem. Sci. 2014. №9. С. 510-522.*
3. *Пирсон Р. Дж. Жесткие и мягкие кислоты и основания / Р. Дж. Пирсон // Успехи химии. 1971. Т. 40, № 7. С. 1259-1282.*
4. *Frederick H. Walters. Design of corrosion inhibitors: Use of the hard and soft acid-base (HSAB) theory / Walters H. Frederick // J. Chem. Educ. 1991. Vol. 68. Iss. 1. P. 29-33.*

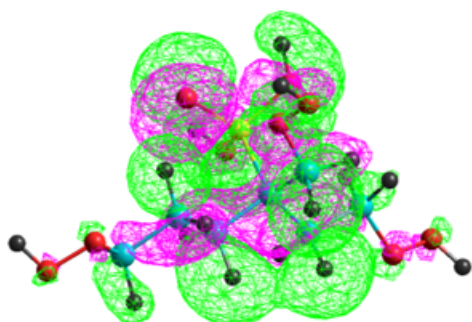


а

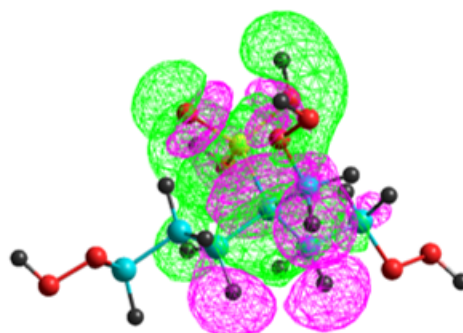


б

АТМФ (НТФ)

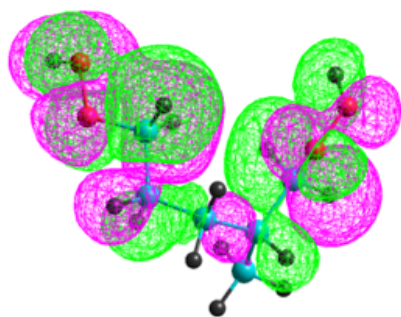


а

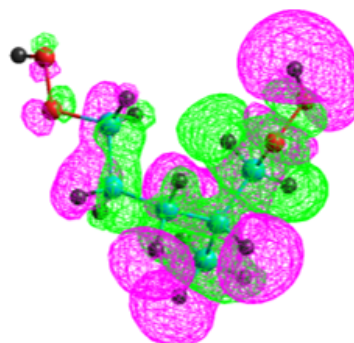


б

ФБТК



а



б

ПАК

Рис. 3. Оптимизированная структура молекул ингибиторов 1-3. Размещение фронтальной молекулярной орбитали для молекул 1-3 (орбитальное значение плотности 0,005)

*Стаття надійшла до редакції 2.12.17*

## ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОБЛЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОЇ РОБОТИ СИСТЕМ ПОДАЧІ І РОЗПОДІЛУ ВОДИ ТА ШЛЯХІВ ЇЇ ВИРІШЕННЯ

*Розглянуто існуючі проблеми забезпечення ефективної сумісної роботи взаємодіючих споруд, досліджено сучасний стан водопровідних насосних станцій, проаналізовано методи регулювання потоку в системах водопостачання.*

**Ключові слова:** система водопостачання, насосна станція, частотне регулювання, енергоефективність.

*Рассмотрены существующие проблемы обеспечения эффективной совместной работы взаимодействующих сооружений, исследовано современное состояние водопроводных насосных станций, проанализированы методы регулирования потока в системах водоснабжения.*

**Ключевые слова:** система водоснабжения, насосная станция, частотное регулирование, энергоэффективность.

*The article considers the existing problems of ensuring efficient joint operation of interacting structures, investigates the current state of water supply pumping stations, analyzes flow control methods in water supply systems.*

**Key words:** water supply system, pumping station, frequency regulation, energy efficiency.

Нині в системах водопостачання України нагальної уваги потребують проблеми, пов'язані недостатньою ефективністю роботи споруд, фізичним і моральним їх спрацюванням, високою аварійністю системи, значними енергозатратами на подачу води споживачам та зростанням її собівартості. Зміна протягом останніх десятиліть норм і режимів водоспоживання в населених пунктах призвела до ситуації, коли фактичні витрати води мають значно нижчі показники, ніж передбачені проектом, а тому існуючі насосні агрегати часто працюють за межами рекомендованого застосування, тобто з низькими ККД та великими перевитратами електроенергії, створюючи при цьому значні надлишкові тиски в мережах водопостачання з усіма негативними наслідками. Враховуючи спрацюваність основних фондів на більшості комунальних підприємств, особливо стан водопровідних мереж, очевидно, що таке становище призводить до суттєвих втрат води через

витоки та зростання числа аварійних ситуацій. В результаті цього в Україні питомі витрати електроенергії на подачу води споживачам мають значно вищі показники, аніж в інших країнах Європи, а тому системи водопостачання вимагають реконструкції та забезпечення енергоощадних режимів роботи, оскільки одну з найвагоміших часток при формуванні собівартості води, як правило, становлять саме витрати за споживану електроенергію, насамперед, внаслідок роботи насосних агрегатів.

За даними [1] в системах водопостачання у 2015 році перебувало 7261 водопровідних насосних станцій із сумарною фактичною потужністю – 6283,14 млн. м<sup>3</sup>/рік. При цьому їх проектна потужність становила 14915,11 млн. м<sup>3</sup>/рік, тобто майже у 2,4 рази була більшою від потреби. У розрізі окремих областей найгірша ситуація мала місце в Одеській та Луганській областях, де проектна потужність водопровідних насосних станцій перевищувала фактичну у 6,6 та 6,2 разів, відповідно. У трьох областях (Львівська, Черкаська і Чернівецька) та м. Київ проектна та фактична потужність були практично однаковими (рис. 1, а). Технічний стан водопровідного насосного обладнання сумарно по країні (без Чернігівської обл.) був наступним: із 14665 насосів заміни потребували 3850 або 26,3%, з них протягом року було замінено 936 або 24,3%; у 2014 році ці показники, відповідно дорівнювали 14384, 3861 або 26,8% та 1005 або 26%. У Чернівецькій області та м. Київ замінено відповідно лише 3,8 та 3,9% від потреби, у Херсонській області – 5,4%. Найкращі показники були у Сумській та Київській областях, де протягом року замінено 79,3 та 72,1% від потреби (рис. 1, б).

Витрати електроенергії у системах водопостачання за 2015 рік порівняно з попереднім роком практично у всіх областях та місті Київ понизились, за виключенням Дніпропетровської, Київської, Черкаської та Хмельницької областей, де цей показник, навпаки, дещо збільшився (рис. 2). Питомі витрати електроенергії на виробництво питної води найменші у Київській області (270 кВт·год на 1000 м<sup>3</sup> води), а найбільші – у Тернопільській (1943 кВт·год на 1000 м<sup>3</sup> води).

Змінити подачу можна за рахунок зміни характеристик насосів або мереж. Регулювання подачі поділяють на якісний, кількісний або комбінований методи. При якісному методі регулювання відбувається за рахунок зміни характеристик насоса чи насосної станції в цілому, при кількісному – за рахунок зміни характеристик мережі, а при комбінованому методі зміна характеристик насоса та мережі відбувається одночасно та взаємозв'язано. ККД електропривода в усьому робочому діапазоні суттєво залежить від методу, що використовується для регулювання [2].

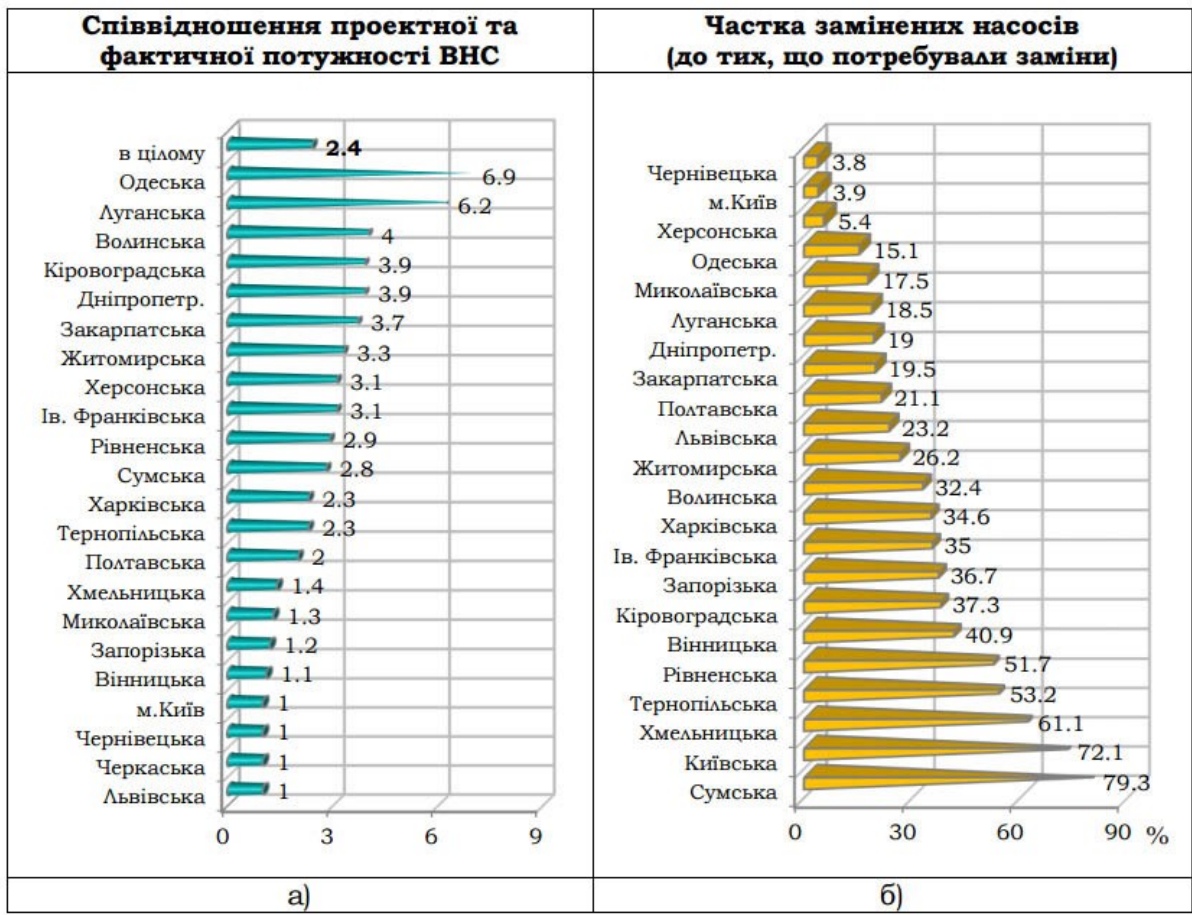


Рис. 1. Результати досліджень ВНС по областях України

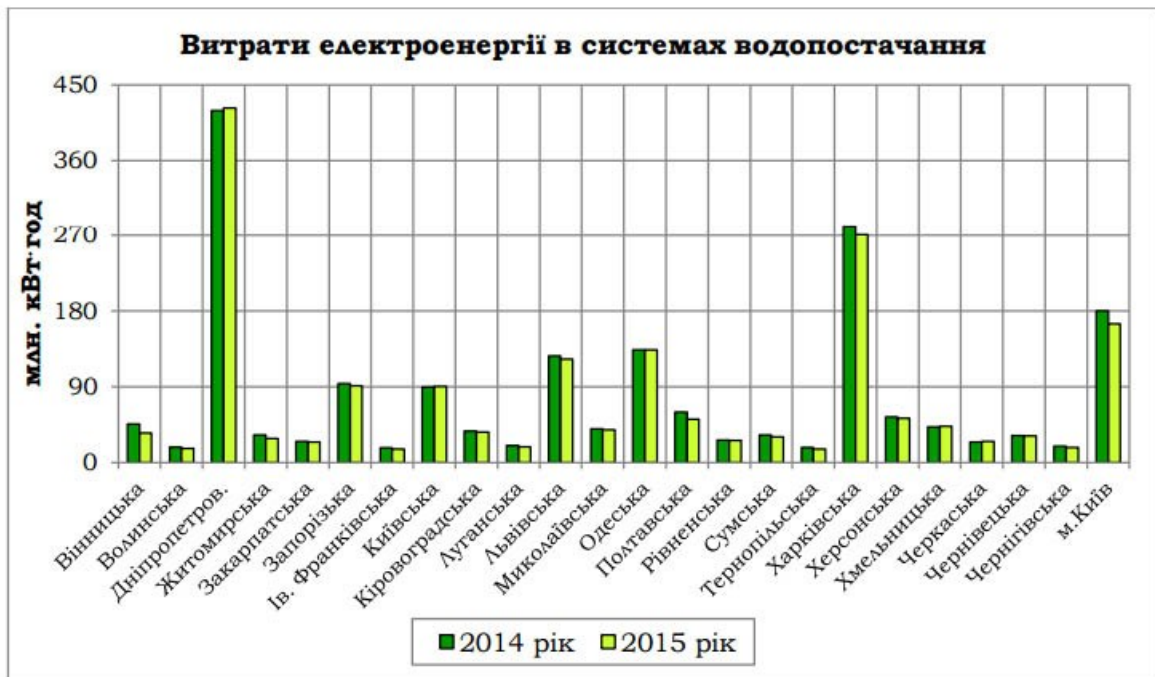


Рис. 2. Дослідження витрат електроенергії по різним областям України



До кількісних методів регулювання відносять: дроселювання напірної або всмоктувальної сторони насоса; перепускання (байпасування); впускання повітря у всмоктувальну трубу насоса. До якісних методів регулювання належать: зміна числа паралельно працюючих насосів; комбінація включення паралельно працюючих насосів (використання розмінних агрегатів); застосування варіатора; зміна частоти обертання робочого колеса насоса; обточування робочого колеса тощо.

При використанні дроселювання зменшується тиск, що створюється насосом, за допомогою штучного гідравлічного опору. На напірну (рис. 3, а) або всмоктувальну (рис. 3, б) сторону трубопроводу встановлюється засувка, яку частково закривають для регулювання подачі води. Даний метод є найбільш простим і поширеним, але в той же час найменш економічним, оскільки частина тиску, що створюється насосом, марно витрачається на подолання опору засувки і при цьому втрачається потужність.

Характеристики насоса  $H = f(Q)$ ,  $\eta = f(Q)$  і мережі  $H_m = f(Q)$  при дроселюванні показано на рис. 4, а. Робочій точці 1 відповідає подача насоса  $Q_1$ . При необхідності прикривають засувку на напірному патрубку насоса, зменшуючи його подачу. Характеристики мережі  $H_m = f(Q)$ ,  $H'_m = f(Q)$ ,  $H''_m = f(Q)$  відповідають різній мірі відкриття засувки. Різниця  $H_2 - H_2'$  є зайвим тиском, що гаситься за рахунок створення додаткового опору засувкою.

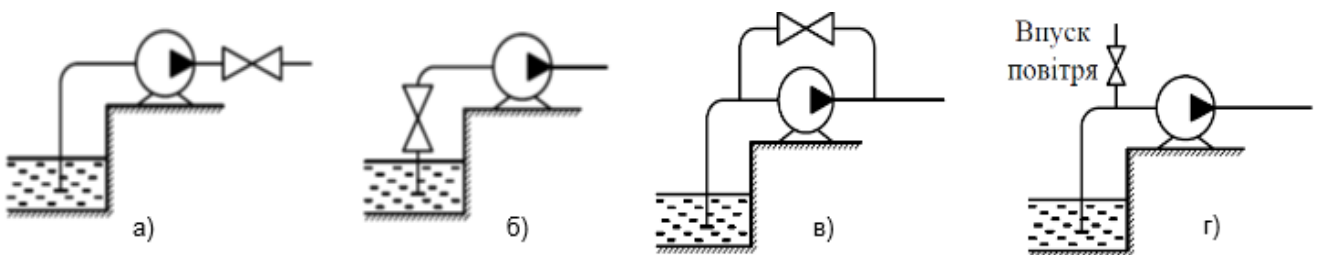


Рис. 3. Методи регулювання подачі насоса: а) і б) дроселювання відповідно на напірному і всмоктувальному трубопроводі; в) перепускання; г) впускання повітря

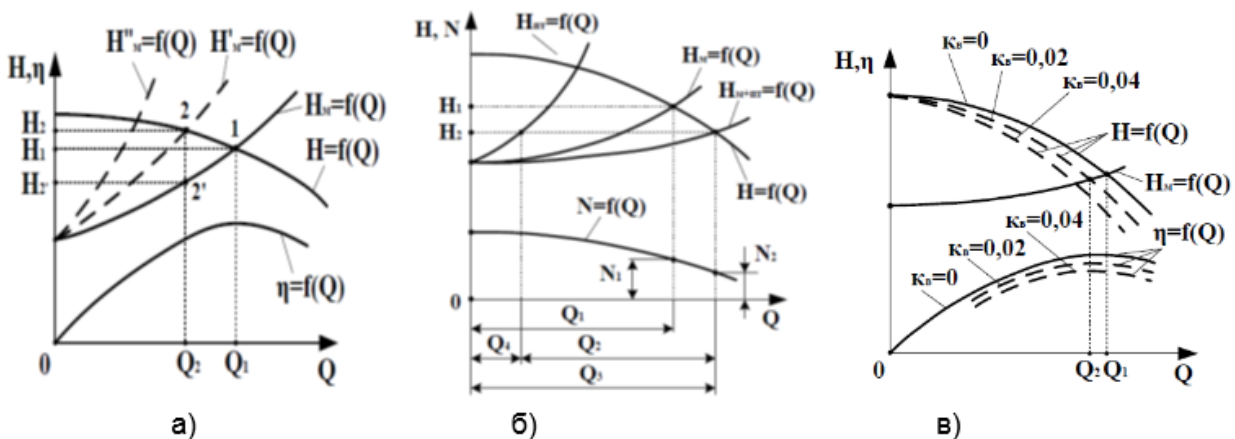


Рис. 4. Характеристики насоса і мережі при регулюванні методами: а) дроселювання; б) перепускання; в) впускання повітря



Регулювання за допомогою встановлення засувки на всмоктувальному трубопроводі є дещо економічно вигіднішим, ніж на напірному, але його вживання обмежене вимогою підтримки висоти всмоктування, менше граничних значень для забезпечення нормальної роботи насоса. Прикриття засувки на всмоктувальній трубі рівнозначно збільшенню висоти всмоктування, що при перевищенні певних меж викликає кавітацію і створює небезпеку зриву роботи насоса.

Дроселювання дозволяє простим методом здійснювати регулювання, однак він є неекономічним, що створює зайвий опір, сприяє спрацюванню як запірного пристрою, так і насосного агрегату.

При регулюванні подачі насоса шляхом перепускання (байпасування) частина рідини, що перекачується насосом, відводиться з напірного трубопроводу у всмоктувальний по перепускному трубопроводу (Рис. 3, в), за рахунок чого забезпечується необхідна витрата. Характеристики насоса  $H = f(Q)$  і  $N = f(Q)$ , мережі  $H_m = f(Q)$ , перепускного трубопроводу  $H_{пт} = f(Q)$ , сумарна характеристика мережі і перепускного трубопроводу  $H_{м+пт} = f(Q)$  представлено на рис. 4, б. Якщо потрібно зменшити подачу в систему з  $Q_1$  до  $Q_2$ , відкривають клапан на перепускному трубопроводі, сумарна характеристика мережі при цьому стане більш пологою і спільна подача насоса збільшиться до значення  $Q_3$ . При цьому по байпасній лінії циркулюватиме витрата  $Q_4$ , а в мережу поступатиме витрата  $Q_2$ . Тиск, що розвивається насосом, зменшиться з  $H_1$  до величини  $H_2$ , а потужність – з  $N_1$  до  $N_2$ .

Перевагами методу перепускання є економічність для насосного агрегату, споживана потужність знижується із збільшенням подачі, покращується кавітаційна властивість насоса, підвищується стійкість його роботи. До недоліків можна віднести те, що у відцентрових насосів регулювання перепусканням може викликати перевантаження електродвигуна, отже потребує додаткового циркуляційного трубопроводу та додаткової запірної арматури.

Метод впускання повітря у всмоктувальний патрубок насоса аналогічний методу регулювання засувкою на всмоктувальній трубі, оскільки впускання повітря зменшує вакуум, а, отже, і висоту всмоктування. Уведене у всмоктувальну трубу повітря (рис. 3, г) зменшує величину подачі води насосом на величину об'єму повітря. При потраплянні повітря в насос відбувається зсув вниз характеристики насоса  $H = f(Q)$  (рис. 4, в), тому можна підібрати режим роботи насоса, відповідний умовам подачі заданої витрати  $Q_2$ . При впусканні повітря ККД насосної установки знижується тим більше, чим більше повітря потрапляє в насос, тобто чим більше відношення об'єму повітря до об'єму води. При впусканні повітря у всмоктувальний трубопровід у разі невеликої зміни в подачі води цей метод є вигіднішим за дроселювання, однак при наявності повітря робота насоса стає нестійкою, існує загроза розриву водяного стовпа у всмоктувальній лінії.

Регулювання подачі можна здійснювати і шляхом зміни числа паралельно працюючих насосів. На насосних станціях, що працюють за ступінчастим графіком, встановлюється група насосних агрегатів з однаковими чи різними гідравлічними характеристиками. Необхідною умовою паралельної роботи насосів є рівність їх напорів. Таке регулювання може відбуватись за різними принципами в залежності від характеристик насосів (круті або пологі характеристики), наприклад, за тиском або витратами у напірній мережі. Враховуючи, що, як правило, застосовують насосні агрегати з пологою характеристикою, то переважно використовується метод регулювання за витратами (рис. 5). При збільшенні витрати до величини  $Q_1$  (точка 1) запускається другий насосний агрегат, при збільшенні витрати до  $Q_2$  (точка 2) – третій і так далі. Зупинка насосних агрегатів відбувається в зворотному порядку.

Для здійснення більш плавного регулювання один насос замінюється декількома, сумарна подача яких дорівнює подачі замінюваного насоса. Це дозволяє при незмінному загальному числі агрегатів значно підвищити плавність регулювання. Регулювання витрати здійснюють зміною не тільки числа, а і складу агрегатів.

Такий метод регулювання є найбільш поширеним, оскільки є простим та не вимагає спеціального устаткування, однак при роботі на безбаштову водопровідну мережу у години найменшого водоспоживання створюються надлишкові напори.

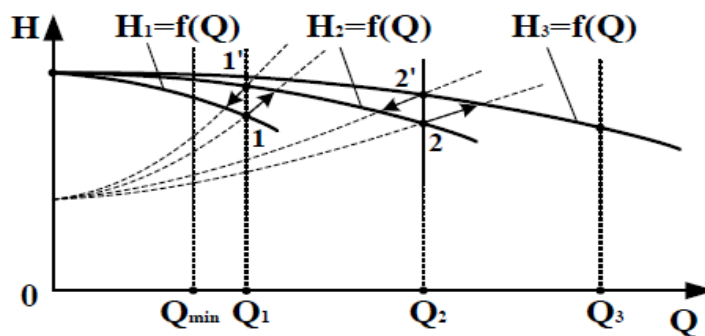


Рис. 5. Характеристики насоса і мережі при регулюванні зміною числа паралельно працюючих насосів

Варіатор – механічна передача, що дозволяє безступінчато змінювати частоту обертання валу приблизно в діапазоні 1:6. Передавальне відношення варіатора може змінюватися як вручну, так і автоматично за допомогою додаткового пневмо- або електроприводу. Останні два способи досить дорого коштують і нині рідко використовуються. При цьому необхідно відзначити, що власне електропривод продовжує працювати в постійному режимі, не забезпечуючи режим економії електроенергії залежно від фактичного водоспоживання.

Найбільш економічно вигідним є метод регулювання за допомогою зміни частоти обертання робочого колеса насоса. При визначенні числа регульованих насосів слід враховувати, що зменшення числа обертання одного з насосів може спричинити перевантаження нерегульованих насосів, вивести робочі точки нерегульованих насосів за межі робочої зони, зменшити ККД та при несприятливих умовах призвести до кавітації. В такому випадку регулювання електроприводу повинно здійснюватись на всіх насосах, а заміна частоти обертання насосів працюючих паралельно, повинна відбуватись одночасно, що досягається керуванням всіх насосів від загальної системи управління.

У випадках, коли на насосних станціях встановлено насоси з регульованим та нерегульованим електроприводом, при керуванні необхідно змінювати частоту обертання не лише регульованих насосних агрегатів, а й змінювати кількість працюючих нерегульованих агрегатів. При цьому включення чи виключення нерегульованих насосних агрегатів повинно відбуватись завчасно, до того, як подача регульованого насосного агрегату зменшиться до нульового значення, щоб виключити роботу насоса в зоні низьких ККД.

При незмінній характеристиці мережі  $H_m = f(Q)$  (рис. 6, а) подача насоса зменшиться з  $Q_1$  до  $Q_2$ , при цьому скорочуються непродуктивні втрати в системі. Використання перетворювачів частоти на насосних станціях дозволяє підвищити їх продуктивність без збільшення виробничих площ за рахунок збільшення одиничної потужності, зменшити кількість аварій на водопровідній мережі за рахунок зниження надлишкового тиску в ній, позбутись гідравлічних ударів за рахунок плавного пуску/стопу та отримати значний економічний ефект за рахунок зниження енергозатрат при подачі розрахункових витрат води.

При необхідності пристосовування характеристик насосів до конкретних умов використовують обточування робочого колеса (рис. 6, б), що змінює параметри насоса. Такий метод більш ефективний при рівномірній подачі води упродовж всього часу роботи насоса.

Таким чином, поліпшити роботу системи водопостачання, знизити надлишкові тиски у водопровідній мережі, зменшити непродуктивні витрати можна різними методами. При виборі необхідно керуватись техніко-економічними порівняннями можливих варіантів регулювання роботи насосних станцій з врахуванням особливих вимог експлуатації насосів у кожному окремому випадку.

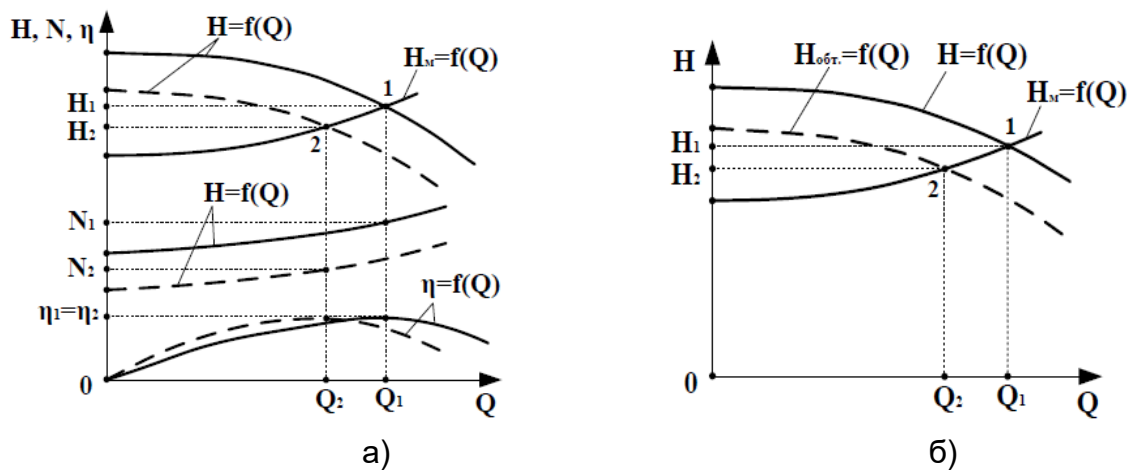


Рис. 6. Характеристики насоса і мережі при регулюванні методом:  
 а) зміни частоти обертання робочого колеса; б) обточування робочого колеса

**Висновок.** Насосні станції, які живлять безбаштові водопровідні мережі, працюють у великому діапазоні змін водоспоживання, що призводить до виникнення надлишкових напорів в окремих ділянках мережі і, як наслідок, перевитрати електроенергії та непродуктивних витрат та витоків води. Поліпшити ситуацію дозволяє регулювання подачі, яке можна здійснювати якісними і кількісними методами. Найбільш ефективним з точки зору економічних показників, що дозволяє значно зменшити енергоспоживання в системі водопостачання, є зміна частоти обертання робочого колеса насоса при використанні частотно-регульованого приводу. Такий метод регулювання має й низку додаткових переваг: забезпечення плавних пусків; значне зменшення зносу устаткування; усунення гідравлічних ударів у системі; підтримання оптимальних параметрів у мережі; можливість застосування автоматизованих систем. Однак використання частотного регулювання насосів вимагає реконструкції водопровідних насосних станцій та суттєвих капітальних затрат, тому в кожному конкретному випадку вибір методу регулювання потрібно здійснювати шляхом техніко-економічного порівняння різних можливих варіантів з урахуванням особливих вимог експлуатації насосів.

### Список літератури

1. *Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2015 році* / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, Київ. 2016. 421с.
2. *Кривченко Г.И.* Гидравлические машины: турбины и насосы. 2-е изд. / Г.И. Кривченко. М.: Энергоатомиздат, 1983. 320 с.

Стаття надійшла до редакції 21.11.17

L. M. ODUD

V. A. KOVALCHUK, Doctor of Technical Science

National University of Water and Environmental Engineering, Rivne, Ukraine

## **EXPANDED POLYSTYRENE FILTERS WITH INCREASING LAYER OF SUSPENDED SEDIMENT IN WATER SOFTENING TECHNOLOGIES**

*Вапнування – найбільш поширений метод реагентного пом'якшення води. Існуючі споруди працюють зі значно нижчою продуктивністю від проектної. Запропоновано застосовувати метод вапнування на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду для пом'якшення води. Порівняно ефективність в лабораторних та виробничих умовах, наведено рівняння, яке пов'язує видалення кальцію та магнію.*

**Ключові слова:** пом'якшення води, метод вапнування, шар завислого осаду, пінополістирольне завантаження, іони кальцію та магнію.

*Известкование – наиболее распространенный метод реагентного умягчения воды. Продуктивность существующих сооружений значительно ниже проектной. Предложено использовать метод известкования на пенополистирольных фильтрах с растущим слоем взвешенного осадка для умягчения воды. Сравнено эффективность в лабораторных и производственных условиях, приведено уравнение, связывающее удаление кальция и магния.*

**Ключевые слова:** умягчение воды, метод известкования, слой взвешенного осадка, пенополистирольная загрузка, ионы кальция и магния.

*Liming is the most spread reagent water softening method. Existing edifices work with much lower productivity combined with designed. We offer to use liming method on expanded polystyrene filters with increasing layer of suspended sediment for water softening. Here are also compared effectiveness in laboratory and industrial conditions, presented equation what connects calcium and magnesium removal.*

**Key words:** water softening, liming method, suspended sediment layer, expanded polystyrene filling, calcium and magnesium ions.

Water hardness is due to multivalent metallic ions, primarily calcium and magnesium. Hard water is generally not harmful to human health; however; it can cause scaling problems in domestic and especially in industrial systems [1, 4]. In water treatment practice a number of methods of water treatment with reagents are used for the purpose of association contained cations – calcium and

magnesium – in low soluble compounds, which are removed later from the water by precipitation and filtration.

Liming and lime-soda ash are the most spread ones [2, 41]. For this may be used upflow clarifier, specifically the sludge-blanket clarifier [3, 10.42]. The sludge blanket clarifiers are solids contact clarifiers with a distinct solids layer that is maintained as a suspended filter through which flow passes. The sludge blanket unit contains a central mixing zone for partial flocculation and a fluidized sludge blanket in the lower portion of the settling zone [4, 226]. As the small, coagulated particles enter the sludge blanket, contact with other particles in the blanket causes flocculation to occur. The floc grows in size and becomes part of the blanket [5, 1]. The section of sludge blanket clarifier type VTI-1000I is represented on Fig. 1

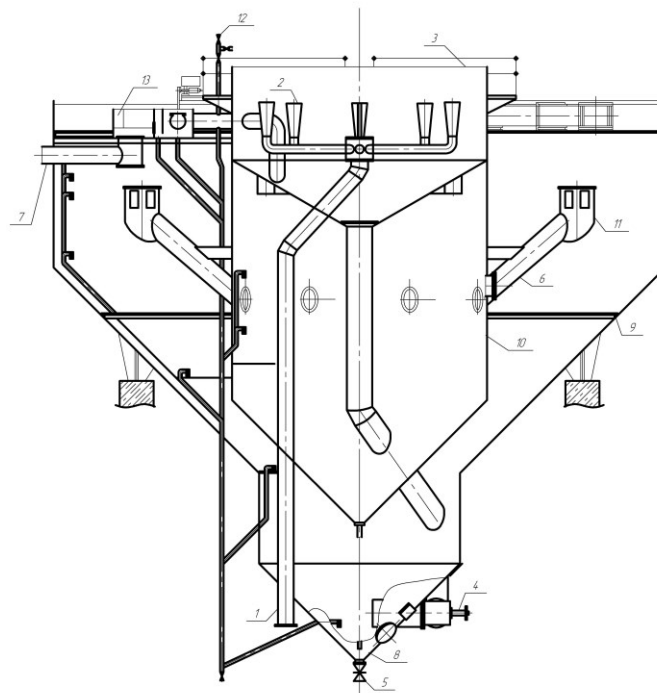


Fig. 1. Clarifier type VTI-1000I: 1 – initial water pipeline; 2 – switchgear; 3 – air separator; 4 – nozzle device; 5 – pipeline for removing coarse particles by purging; 6 – sludge outlet pipeline; 7 – pipeline for removal of mixture: treated main stream water and water which is cleansed of sludge; 8 – sludge box; 9 – horizontal perforated partition; 10 – sludge thickener; 11 – sludge receiving window; 12 – pipeline for cleaning sludge thickener; 13 – receiving switchgear box

This edifice has such disadvantages as quite difficult construction and exploitation. Nowadays existing edifices work with much lower productivity combined with designed. So there is a need in finding new and improving already existing water softening methods and technologies.

In this paper we propose to use liming method on expanded polystyrene filters with increasing layer of suspended sediment for water softening. This type of filter was discovered by professor Valerii Orlov and associate professor Sergii

Martynov at National university of water and environmental engineering, Ukraine. Their research is engaged with using it for water deferrization, but not for water softening [6,43].

We have conducted research of softening process on experimental plant in laboratory and industrial conditions (Fig. 2, 3). During filtering cycles we controlled analytical characteristics of water such as: pH, total hardness alkalinity and also filtering rate, pressure losses. Also we discovered characteristics of suspended sediment layer.

Experimental research process is the following. Water mixes with lime in the contact tube and then passes firstly through a layer of suspended sediment which is performed gradually increasing, and after – floating expanded polystyrene backfill [7, 1].



Fig. 2. Photos of laboratory experimental plant for research of softening process



Fig. 3. Photos of industrial experimental plant for research of softening process

The filtering rate range was between 2,5 and 4,5 m<sup>3</sup>/hour. In laboratory conditions we served tap water on plant with such characteristics: total hardness – 5,8 mmol/dm<sup>3</sup>, alkalinity – 6,10 mmol/dm<sup>3</sup>, pH – 7,40. As reagent we used slaked lime OP-1 ISO B V.2.7-90-99 ("Ferezit", Lviv), what we prepared directly in laboratory, and received maximum effect 83 % (decreasing of total water hardness from 6,0 to 1,0 mmol/dm<sup>3</sup>). In industrial conditions we served river water with such characteristics: total hardness – 7,1 mmol/dm<sup>3</sup>, alkalinity – 4,8 mmol/dm<sup>3</sup>, pH – 8,10, used lime from lime preparation workshop with concentration of calcium hydrate 4 % and received maximum effect 56 % (decreasing of total water hardness from 7,0 to 3,0 mmol/dm<sup>3</sup>).

The difference of the results of total hardness and alkalinity removal effectiveness in laboratory and industrial conditions are represented in Table 1.

Table 1

**Effectiveness of total hardness and alkalinity removal during filtering cycle in laboratory and industrial conditions**

Hours of filtering cycle	Effectiveness of total hardness removal, parts of the unit		Effectiveness of alkalinity removal, parts of the unit	
	laboratory	industrial	laboratory	industrial
1	0,66	0,49	0,65	0,69
2	0,68	0,56	0,63	0,84
3	0,63	0,54	0,71	0,77
4	0,70	0,36	0,70	0,61
5	0,73	0,46	0,76	0,77
6	0,71	0,56	0,71	0,84
7	0,74	0,33	0,63	0,55
8	0,70		0,66	
9	0,66		0,70	

Considering equations (7), (8), (9), (10) due to [8, 168], compatible solubility product of calcium carbonate and magnesium hydroxide can be written as equation (1):

$$SP = \beta_1 \beta_2 \beta_3 \beta_4 \cdot f_I f_{II} \cdot X_p Y_p Z_p W_p \quad (1)$$

where  $\beta_1, \beta_2$  – ratio of total content of calcium and carbonate to total content with products of their hydrolysis;  $\beta_3, \beta_4$  – ratio of total content of magnesium and hydroxide to total content with products of their hydrolysis;  $f_I, f_{II}$  – activity coefficients of mono- and divalent ions;  $X_p, Y_p, Z_p, W_p$  – general content of calcium, carbonate, magnesium, hydroxide and their hydrolysis products.

In saturated solution concentration of calcium, carbonate, magnesium, hydroxide in g-ion/l, are equal, that's why concentration each of them is equal to



compatible solubility of calcium carbonate and magnesium hydroxide in g-mol/l. It is presented by equation (2):

$$X_p = Y_p = Z_p = W_p = C_{CaCO_3+Mg(OH)_2} = \sqrt{\frac{SP}{\beta_1\beta_2\beta_3\beta_4 \cdot f_I f_{II}}} \quad (2)$$

If we put under equation (2) in equations (5) and (6) [8, 168; 9, 309 ], will get equation (3), what connects effectiveness of calcium and magnesium removal:

$$\alpha_5 = 1 - \frac{1}{XZ} \cdot C_{CaCO_3+Mg(OH)_2} \quad (3)$$

Calculated maximal effect of calcium and magnesium compatible removal depending on different temperatures presented in Table 2.

Table 2

**Maximal effect of calcium and magnesium compatible removal depending on different temperature**

Temperature, °C	pH	Maximal effect of calcium and magnesium removal, parts of the unit, due to concentration in initial water		
		4,1/1,7 mmol/dm <sup>3</sup>	4,55/1,85 mmol/dm <sup>3</sup>	5,0/2,0 mmol/dm <sup>3</sup>
0	9,7	0,38	0,66	0,72
10	9,7	0,78	0,88	0,9
25	9,6	0,86	0,91	0,92
50	9,6	0,93	0,96	0,97
75	9,6	0,97	0,98	0,99

We also discovered characteristics of suspended sediment layer due to method presented by Kurgaeu [9, 23]. Samples were taken to several glass cylinders, filling them with a layer of water with sediment to different heights of 100 to 400-600 mm. After this, we observed the settling of sediment until the moment of stabilization of the upper boundary position of sediment. After measuring the final height of the sediment we find the solid phase content by weight in these samples. On (Fig. 4a, b, c) it's represented the change of height of suspended sediment sample at the beginning and in time of measuring.

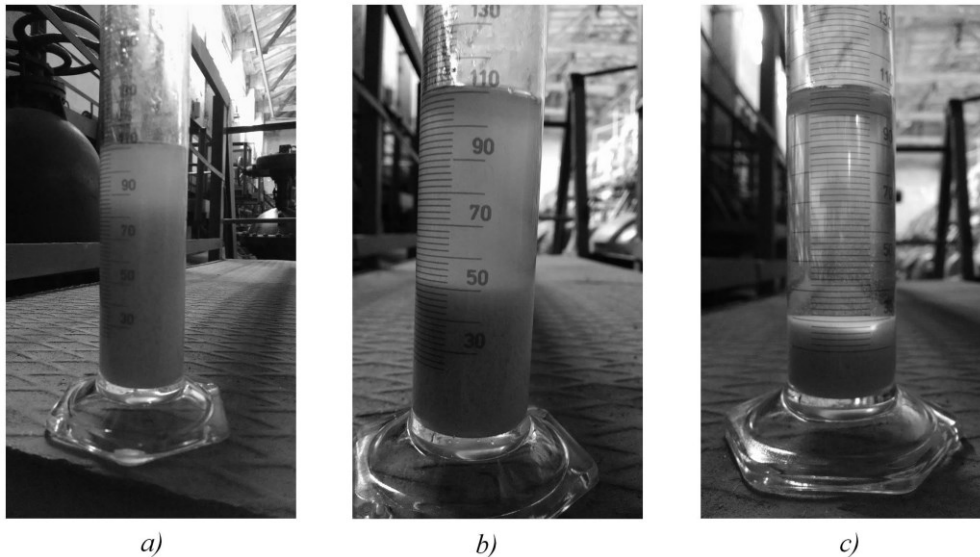


Fig. 4. Change of height of suspended sediment sample: a) at the beginning; b) and c) in time

Calculated values of suspended sediment layer characteristics are represented in Table. 3.

Table 3

**Characteristics of suspended sediment layer due to calcium carbonate and magnesium hydroxide particles**

Characteristic, units of measurement	Value		
Height of sample, sm / time, hour	50 sm/ 11.0	50 sm/ 12.0	50 sm/ 15.0
Solid phase mass, g	0,158	0,174	0,276
Specific concentration, g/sm <sup>3</sup>	0,0821	0,0905	0,1435
Sedimentation rate, sm/s	0,0116	0,0133	0,0145
Solid phase content by weight in volume unit of unsaturated sediment, g/sm <sup>3</sup>	0,0008	0,0009	0,0014
Density of unscathed flake-like suspension, g/sm <sup>3</sup>	1,00052/ 1,00048	1,00057/ 1,00053	1,00088/ 1,00082
Value that characterizes the ratio of the volume of water, that is included in the cells of the suspension flakes, to the volume of the solid phase in these flakes	3285,6/ 2920,4	2983,4/ 2651,8	1927,5/ 1713,2
Ratio of water content and solid phase by mass	1216	1104	713
Equivalent diameter, sm	0,99/ 1,03	1,01/ 1,05	0,85/ 0,88

Research of presented method – liming on expanded polystyrene filters with increasing layer of suspended sediment, shows positive reducing effect of water total hardness and alkalinity. Applying of it allows to improve existing water softening technological scheme trough simplifying – excluding clarifiers with suspended sediment; to make it more simple in exploitation for staff; for building new edifices it requires smaller buildings size, what saves space; is more energy saving, because of excluding using pumps for backwash.

Equation (3) connects effectiveness of calcium and magnesium removal and allows to find pH level for the most optimal compatible effectiveness for different temperature modes. Characteristics of suspended sediment layer due to different particles helps to discover process technology better.

### References

1. *Brown C., Dillon N., Tweeten K., Yan P., Lester K.* Treatment Technology Validation for Water Softening Technology. Senior design. Montana Tech, 2012. 35 p.
2. *Huchler, L.* Is your cold lime softener effective? // Operating Practices for Industrial Water Management, 1(4), 2007. P. 41-48.
3. *Water treatment.* Grade1. American Water Works Assosiation, 2016. 430 p.
4. *Howe K. J., Hand D. W., Crittenden J. C., Trussell R. R., Tchobanoglous G.* Principles of water treatment. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 2012. 654 p.
5. *Sedimentation and Clarification / Drinking water. Operations.* Treatment URL:[http://www.oregon.gov/oha/PH/HEALTHYENVIRONMENTS/DRINKINGWATER/OPERATIONS/TREATMENT/Documents/Sedimentation\\_Clarification.pdf](http://www.oregon.gov/oha/PH/HEALTHYENVIRONMENTS/DRINKINGWATER/OPERATIONS/TREATMENT/Documents/Sedimentation_Clarification.pdf).
6. *Orlov V., Zoschuk A., Martynov S.* Expanded polystyrene filters in water treatment technological schemes. Rivne: RSTU, 1999. 143p. (in Ukrainian).
7. *Orlov V. O., Odud L. M., Meddur M. M.* Water softening method with using liming. UA. Patent 84049, C02F 5/00, C02F 5/02, C02F 5/06. 10,10,2013. (in Ukrainian).
8. *Odud L.* Chemical model of water softening process on expanded polystyrene filters with increasing layer of suspended sediment // Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference “Pure water. Fundamentals and industrial aspects”, Kiev: Kyi, 2017. P. 167-170.
9. *Odud L., Kovalchuk V.* Water Softening with Using Liming on Expanded Polyesterene Filters With Increasing Layer of Suspended Sediment // 9th Eastern European Young Water Professionals Conference. Conference proceedings “Uniting Europe for Clean Water: Cross-Border Cooperation of Old, New and Candidate Countries of EU for identifying problems, finding causes and solutions”, Budapest, Hungury, May 24-27, 2017. P. 306-311.
10. *Kurgaev, E. F.* Water clarifiers. Moskow: Stroizdat, 1977. 192p. (in Russian).

Стаття надійшла до редакції 6.12.17

В.І. ОРЕЛ, кандидат технічних наук  
Національний університет «Львівська політехніка»

## РЕГУЛЮВАННЯ СИСТЕМИ НАСОС–ТРУБОПРОВІД ЗМІНОЮ ШВИДКОСТІ ОБЕРТАННЯ ШЕСТЕРЕННОГО НАСОСА ТА ПЕРЕПОМПОВУВАННЯМ ГІДРОДИНАМІЧНО АКТИВНИХ ПОЛІМЕРІВ

*Проведено комбіноване якісно-кількісне регулювання зміною характеристик шестеренного насоса частотним регулюванням електроприводу та мережі збільшенням пропускної здатності за допомогою гідродинамічно активних полімерів. Це дозволить використовувати шестеренний насос як дозатор.*

**Ключові слова:** шестеренний насос, регулювання, швидкість обертання, гідродинамічно активні полімери.

*Проведено комбинированное качественно-количественное регулирование изменением характеристик шестеренного насоса частотным регулированием электропривода и сети увеличением пропускной способности при помощи гидродинамически активных полимеров. Это позволит использовать шестеренный насос в качестве дозатора.*

**Ключевые слова:** шестеренный насос, регулирование, скорость вращения, гидродинамически активные полимеры.

*The combined qualitative and quantitative regulation by changing the characteristics of the gear pump by frequency regulation of the electric drive and the pipeline by increasing the throughput with the help of hydrodynamically active polymers. This will allow the gear pump to be used as a dispenser.*

**Key words:** gear pump, regulation, speed of rotation, hydrodynamically active polymers.

**Вступ.** Актуальність питань забезпечення екологічної безпеки систем, які транспортують стічні води, все більш зростає. Її фізичний зміст полягає в здатності транспортних споруд не перевищувати частоту та тривалість аварій у процесі експлуатації [1].

Під час пікових перевантажень дощових трубопроводів у періоди інтенсивних атмосферних опадів виникає гостра проблема експлуатації каналізаційних мереж. Використання гідродинамічно активних полімерів (ГДАП) призводить до відновлення нормального функціонування

трубопроводів збільшенням їхньої пропускної здатності завдяки зменшенню гідравлічного тертя [2–4].

**Аналіз останніх досліджень.** Ідея застосування ГДАП на каналізаційних мережах не нова, але й досі актуальна. Так, під час Зимових Олімпійських ігор 2010 р. у м. Вістлер (Канада) додаванням сухого флокулянта Kemira Superfloc A-1820 концентраціями 80...100 мг/л збільшили пропускну здатність магістральної каналізації на 20...30% [5].

При використанні ГДАП у вигляді розчину введення їх у трубопровід здійснюють вручну чи автоматично зміною кількості обертів шестеренних насосів [6] з приводом від електродвигуна з регульованою швидкістю обертання [6; 7, 128]. Тільки цей тип насосів дозволяє перепомпувати ГДАП з мінімальними напруженнями зсуву, що оберігає ГДАП від передчасної деструкції [7, 130]. Крім того, при регулюванні насоса зміною частоти обертання забезпечується його мінімально можливе енергоспоживання [8, 64].

Позаяк регульованим параметром шестеренного насоса є швидкість обертання, то її збільшення використовують як інтенсивний спосіб збільшення його подачі [9].

У [10] було обґрунтовано використання шестеренного насоса як дозатора рідин, зокрема розчинів ГДАП. Це, виходячи з [11], є комбінованим якісно-кількісним регулюванням зміною характеристик: 1) шестеренного насоса частотним регулюванням його електроприводу; 2) мережі збільшенням пропускної здатності за допомогою ГДАП.

**Метою дослідження** є підтвердження можливості використання шестеренного насоса як дозатора ГДАП. Для досягнення поставленої мети необхідно реалізувати такі задачі:

1. Дослідити вплив циркуляції ГДАП за допомогою шестеренного насоса на їх деструкцію.
2. Дослідити пропускну здатність системи насос-трубопровід при змінній швидкості обертання шестеренного насоса та використанні ГДАП.
3. Оцінити ефективність дії ГДАП на роботу шестеренного насоса.

**Експериментальний стенд.** Стенд (рис. 1) був розроблений на базі навчальної лабораторії гідравліки кафедри гідравліки та сантехніки Національного університету «Львівська політехніка» [12].

Шестеренний насос НШ та електродвигун ЕД є відповідно насосом та моторчиком омивача лобового скла автомобіля ВАЗ 2108.

До статора регульованого електродвигуна ЕД приєднаний мультиметр. У його складі є вольтметр та амперметр для вимірювання напруги  $U$  та сили струму  $I$ ; межі вимірювання: 0...15 В та 0...3 А відповідно.

Частотне регулювання електродвигуна ЕД шестеренного насоса НШ проводили зміною напруги.

**Обґрунтування обраних дослідних рідин.** У дослідженнях використовували холодну водопровідну воду та водний розчин

поліакриламід (ПАА) з масовою концентрацією  $10^{-5}$  кг/кг. Температура води та розчину ПАА була в межах 14...19°C.

Воду відбирали зі змішувача в 105 аудиторії ІІ навчального корпусу НУ «Львівська політехніка» (вул. Карпінського, буд. 6), що приєднаний до міського водопроводу м. Львова в районі вул. Ст. Бандери. Вихідна загальна твердість води – 3,45...3,80 мг-екв/дм<sup>3</sup> [13], при температурі 17°C її загальний солевміст – 202 мг/дм<sup>3</sup>, окисно-відновлювальний потенціал – 260 мВ та водневий показник середовища рН 7,48 [14].

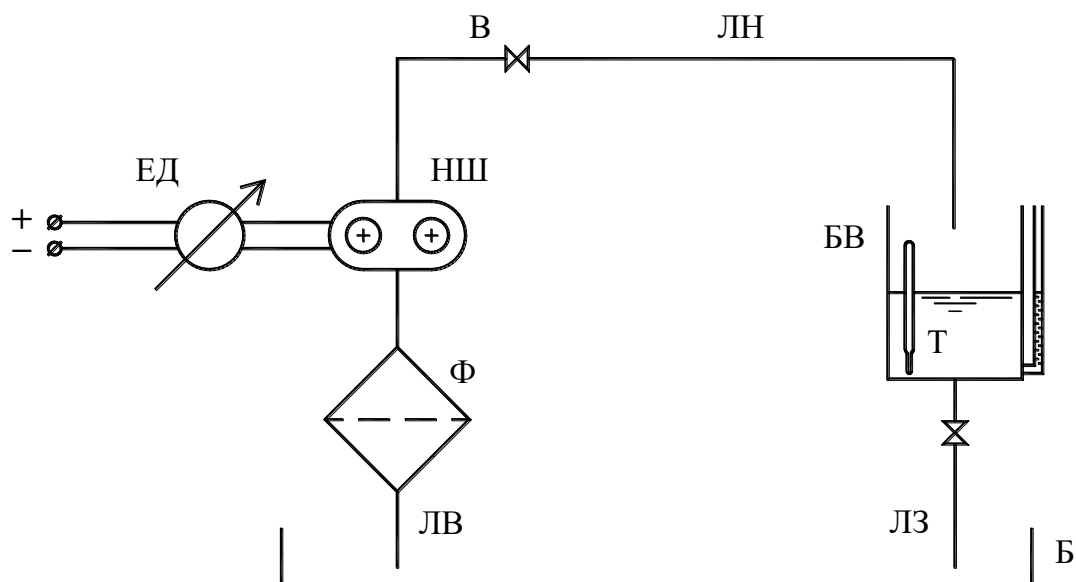


Рис. 1. Схема експериментального стенду:

ЕД – регульований електродвигун; НШ – шестеренний насос; Ф – фільтр; В – вентиль; Б – гідробак; БВ – бак вимірювальний; Т – термометр; ЛВ – всмоктувальна гідролінія; ЛН – напірна гідролінія; ЛЗ – зливна гідролінія

ПАА – це 8%-ий технічний гель виробництва ВАТ «Оріана» (м. Калуш, Івано-Франківська обл.) 1999 року виготовлення за ТУ 6-01-1049-92. Його розчини не викликають корозії металів [15] і навіть є інгібіторами корозії [16]. Ефективність ПАА при малих концентраціях у розчині практично не залежить від температури [17]. Значення коефіцієнта поверхневого натягу  $\sigma_t$  розчинів ПАА, виміряні методом капілярного підняття, дуже близькі до значень  $\sigma_t$  води [18]. Водні розчини ПАА з концентраціями від  $10^{-5}$  до  $10^{-4}$  кг/кг можна вважати ньютонівськими, але з підвищеною, порівняно з водою, в'язкістю [19].

**Методика дослідження.** Методика проведення експериментів наведена в [20], а методика приготування водних розчинів ПАА – в [21; 22]. Споживану потужність шестеренного насоса обчислювали за формулою [12]:

$$N = I \cdot U. \quad (1)$$

Пропускную здатність  $Q$  системи насос-трубопровід вимірювали об'ємним способом:

$$Q = \frac{W}{t} . \quad (2)$$

Відносна похибка вимірювання споживаної потужності насоса складала 14,7%, те саме, пропускної здатності системи насос-трубопровід – 10,7% [20].

Ефективність дії ГДАП визначали за формулою [2]:

$$\frac{\Delta N}{N} = 1 - \frac{N_p}{N_w} , \quad (3)$$

де  $\Delta N$  – зміна споживаної потужності шестеренного насоса при перепомповуванні розчину ПАА порівняно з розчинником;

$N_p / N_w$  – симплекс, який характеризує ефективність дії ГДАП. Тут індекси "w" та "p" відповідають роботі насоса на воді та водному розчину ПАА.

**Результати дослідження<sup>2</sup>.** Позаяк омивач скла автомобіля працює в повторно-короткочасному режимі, то для дослідження деструкції водного розчину ПАА з масовою концентрацією  $10^{-5}$  кг/кг шестеренним насосом обмежилися циркуляцією  $n = 10$  разів. Будували залежність  $Q = Q(n)$  пропускної здатності системи насос-трубопровід від кількості циркуляцій при споживаній потужності  $N \equiv N_{\max} = \text{const}$  та  $N = \text{var}$  (рис. 2). У першому випадку, при  $N \equiv N_{\max} = \text{const}$ , одержано  $Q = 19,3 \dots 20,2$  мл/с ( $\bar{Q} = 19,9$  мл/с) при  $n = 10$  та  $N_{\max} = 21,1 \dots 22,3$  Вт ( $\bar{N}_{\max} = 21,6$  Вт) [23]. Це вказує на відсутність деструкції розчину ПАА.

У другому випадку, при  $N = \text{var}$ , одержано  $Q(n = 1) = 20,3$  мл/с при  $N = 21,5$  Вт,  $Q(n = 5) = 13,0$  мл/с при  $N \equiv N_{\min} = 10,8$  Вт та  $Q(n = 10) = 18,5$  мл/с при  $N = 20,2$  Вт [23]. Це вказує на можливість дозування ГДАП за допомогою шестеренного насоса.

Для дослідження пропускної здатності системи насос-трубопровід водний розчин ПАА з масовою концентрацією  $10^{-5}$  кг/кг перепомпували шестеренним насосом одноразово. Будували графік залежності  $Q = f(N)$  пропускної здатності від споживаної потужності насоса (рис. 3). Ця залежність є лінійною як для води, так і для водного розчину ПАА з масовою концентрацією  $10^{-5}$  кг/кг, а саме [20]:

$$Q_w = 5,636 + 0,666 \cdot N ; \quad (4)$$

$$Q_p = 5,888 + 0,694 \cdot N . \quad (5)$$

Як видно з рис. 3, порівняно з водою, при перепомповуванні водного розчину ПАА відбувається зменшення споживаної потужності шестеренного насоса, що узгоджується з [2; 6]. При витраті  $Q = 20$  мл/с з використанням формул (4) та (5) одержано споживану потужність  $N_w = 21,6$  Вт та

<sup>2</sup> У дослідженні брала участь бакалавр І.Д. Семків.

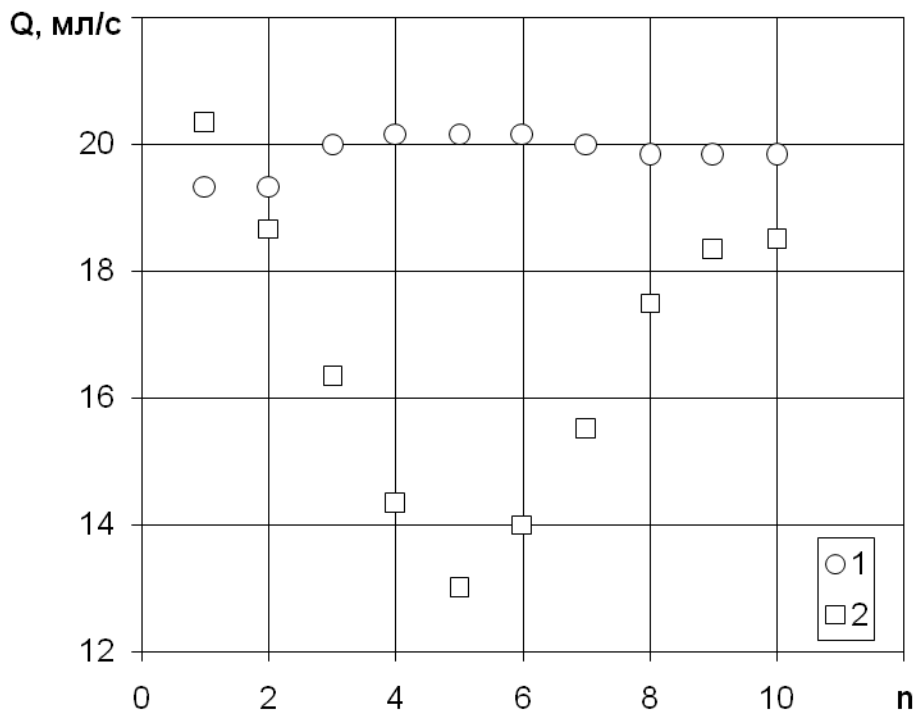


Рис. 2. Циркуляція водного розчину ПАА з масовою концентрацією  $10^{-5}$  кг/кг за допомогою шестеренного насоса:  
 1 –  $N \equiv N_{\max} = \text{const}$ ; 2 –  $N = \text{var}$

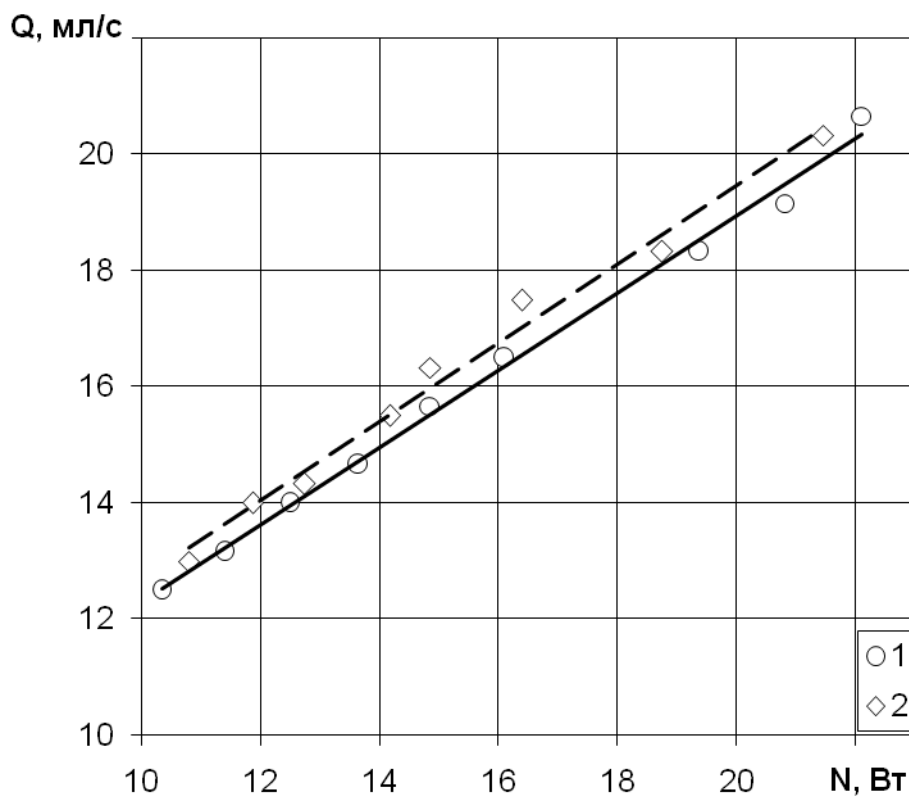


Рис. 3. Перепомпсування води (1) та водного розчину ПАА з масовою концентрацією  $10^{-5}$  кг/кг (2) шестеренним насосом



$N_p = 20,95$  Вт. Ефективність дії ГДАП складала  $\Delta N/N = 0,030$  або 3,0%, що є сумірним з [2].

Як відомо, ГДАП збільшують пропускну здатність трубопроводів [2]. У [20] одержано  $Q_w = 19,6$  мл/с та  $Q_p = 20,2$  мл/с при  $N = 21$  Вт (рис. 3).

### Висновки

1. Одержано, що шестеренний насос не викликає деструкції водного розчину ПАА з масовою концентрацією  $10^{-5}$  кг/кг при 10-разовій циркуляції.

2. При перепомповуванні водного розчину ПАА шестеренним насосом одержано зменшення споживаної потужності насоса та збільшення пропускну здатності системи насос-трубопровід, що узгоджується з літературними даними.

3. Частотне регулювання електроприводу шестеренного насоса дозволяє використовувати останній як дозатор ГДАП.

### Список літератури

1. *Алексеев М.И.* Показатели экологической безопасности напорных коллекторов систем водоотведения / М.И. Алексеев, Ю.А. Ильин, В.С. Игнатчик, С.Ю. Ильина // Изв. вузов. Строительство и архитектура, 1991. № 2. С.73-77.

2. *Эльперин И.Т.* Повышение пропускной способности технических трубопроводов при гидротранспорте путем активации несущей жидкости / И.Т. Эльперин, Л.И. Левенталь, В.Л. Мельцер, В.А. Сиротенко, Г.А. Малькензон / Весті АН БССР, сер. фіз.-енерг. наук, 1976. №3. С.90-94.

3. *Жук Володимир.* Проблеми використання гідродинамічно активних добавок для збільшення пропускну здатності каналізаційних колекторів / Володимир Жук, Вадим Орел // Problemy Budownictwa i Inżynierii Środowiska: IV Naukowa Konferencja Rzeszowsko-Lwowska. Cz.II. Inżynieria Środowiska. Rzeszów, 15-16 wrzesień 1995. Rzeszów, 1995. С.241-246.

4. *Орел В.І.* Використання гідродинамічно активних полімерів на мережах дощової каналізації при опадах великої інтенсивності / В.І. Орел // Прикладні науково-технічні дослідження: матеріали міжнар. наук.-прак. конф., 5-7 квіт. 2017 р. Івано-Франківськ: Симфонія форте, 2017. С.143.

5. *Hart John.* Polymer Addition to Increase Trunk Sewer Flow Capacity at the Resort Municipality of Whistler during the 2010 Winter Olympic Games / John Hart, Lucy Cotter, and Jason Vine // 2011. 12 p. Режим доступу: [https://www.kwl.ca/sites/default/files/WEF2011\\_JCH\\_Abstract.pdf](https://www.kwl.ca/sites/default/files/WEF2011_JCH_Abstract.pdf).

6. *Berretz M.* Taps experience proves flow improvers can raise capacity / M. Berretz, J.G. Dopfer, G.L. Horton. // Pipeline and Gas L, 1982. 209, №11. pp.43-44, 46. (Реферативный журнал «Трубопроводный транспорт», 1983: 3.45.100).

7. *Белоусов Ю.П.* Противотурбулентные присадки для углеводородных гидкостей / Ю.П. Белоусов. Новосибирск: Наука, 1986. 144 с.

8. *Лезнов Б.С.* Частотно-регулируемый электропривод насосных установок / Б.С. Лезнов. М.: Машиностроение, 2013. 176 с. Режим доступа: [http://elprivod.nmu.org.ua/files/automaticED/Лезнов\\_ЧУП%20насосных%20установок.pdf](http://elprivod.nmu.org.ua/files/automaticED/Лезнов_ЧУП%20насосных%20установок.pdf).

9. *Осин Р.А.* Анализ известных методов повышения подачи шестеренных насосов / Р.А. Осин, Ю.В. Кулешков, Т.В. Руденко, А.А. Матвиенко // Збірник наукових праць Кіровоградського національного технічного університету / Техніка в сільськогосподарському виробництві, галузеве машинобудування автоматизація. Кіровоград: КНТУ, 2009. Вип.22. С.289–300. Режим доступа: <http://mapiea.kntu.kr.ua/pdf/22/46.pdf>.

10. *Orel V.* Gear pump dispenser hydrodynamical active polymers / V. Orel, I. Semkiv // BUILD-MASTER-CLASS-2016: working program and proceedings of international scientific-practical conference of young scientists (November 16-18, 2016, Kyiv). Kyiv: KNUCA, 2016. P.153.

11. *Галько С.В.* Аналітичне дослідження способів регулювання подачі на насосних станціях зрошення / С.В. Галько, С.Д. Миронець // Наукові праці Донецького національного технічного університету. 2011. № 10(180). С.39-44. Режим доступа: <http://ea.donntu.edu.ua/handle/123456789/3346>.

12. *Зняття та побудова робочої характеристики шестеренного насоса: Методичні вказівки до виконання лабораторної роботи з дисциплін «Гідравлічні та аеродинамічні машини» та «Гідравліка, гідро- та пневмоприводи» для студентів базових напрямів 6.060103 «Гідротехніка (водні ресурси)», 6.060101 «Будівництво» та 6.070106 «Автомобільний транспорт» стаціонарної форми навчання / Укл.: О.В. Вербовський, В.І. Орел, І.Ю. Попадюк, Б.В. Завойко. Львів: Національний університет «Львівська політехніка», 2017. 12 с.*

13. *Мацієвська О.О.* Експериментальні дослідження роботи побутових фільтрів водопровідної води / О.О. Мацієвська, І.А. Тихонова // Вісник Нац. ун-ту "Львів. політехн.". Теплоенергетика. Інженерія довкілля. Автоматизація. 2008. № 617. С.52-62.

14. *Matsiyevska O.* Influence of redox potential of different water quality on the human blood / Oksana Matsiyevska // Technology audit and production reserves. 2017. Vol. 1, N 3(33). pp.34–38, 66–67. Режим доступа: DOI: 10.15587/2312-8372.2017.93633.

15. *Kapoor J.N.* Studies on preparation, handling and applications of polyacrylamide solutions as industrial flocculants / J.N. Kapoor, D.P. Mathur // Fest. News. 1983. Vol.28, № 4. pp.40-45.

16. *Авнапов В.А.* Экспериментальное изучение гидравлических характеристик трубопроводов и центробежных насосов при перекачивании жидкостей с полимерными добавками: автореф. дисс. ... канд. техн. наук: 05.23.04 / Авнапов В.А.; Ташк. политехн. ин-т. Ташкент, 1974. 31 с.

17. *Макогон Б.П.* Влияние температуры на гидродинамическую эффективность полиэтиленоксида и полиакриламида / Пограничные слои в

сложных условиях / Б.П. Макогон, М.М. Павелко, А.И. Торяник. Новосибирск: ИТФ СО АН СССР, 1984. С.127-133.

18. *Ishiguro S.* Surface tension of aqueous polymer solutions / S. Ishiguro, J.P. Hartnett // *Int. Commun. Heat and Mass Transfer.* 1992. Vol.19, № 2. pp.285-295. Режим доступу: DOI: 10.1016/0735-1933(92)90039-K.

19. *Жук В.М.* Регулювання витрати рідини в трубопроводах введенням у потік гідродинамічно активних додатків: автореф. дис. ... канд. техн. наук: 05.23.16 / Жук Володимир Михайлович; РДТУ. Рівне, 1999. 19 с.

20. *Орел В.І.* Установка для дослідження шестеренного насоса як дозатора гідродинамічно активних полімерів / В.І. Орел, І.Д. Семків // *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Актуальні проблеми енерго-ресурсозбереження та екології», 10-11 жовтня 2017.* Одеса: ОДАБА, 2017. С.110-112.

21. *Чернюк В.В.* Влияние добавок полиакриламида на потери напора во внезапных сужениях и расширениях труб / В.В. Чернюк, Б.С. Пицишин, В.И. Орел, В.М. Жук // *Инж.-физ. журн.* 2002. Т.75, №4. С.115-122.

22. *Chernyuk V.V.* Influence of Polyacrylamide Additions on the Head Loss in Abrupt Contractions and Expansions of Pipes / V.V. Chernyuk, B.S. Pitsishin, V.I. Orel, V.M. Zhuk // *J. Eng. Phys. and Thermophys.* – July - August, 2002. – Vol. 75, Issue 4. pp.910-919. Режим доступу: <https://doi.org/10.1023/A:1020319219729>.

23. *Orel V.I.* Influence of the quantity of pumpings of gear pump on the dosage of hydrodynamic active polymers / V.I. Orel, O.V. Verbovskiy, T.S. Bodnar // *BUILD-MASTER-CLASS-2017: working program and proceedings of international scientific-practical conference of young scientists (November 28 – December 1, 2017, Kyiv).* Kyiv: KNUCA, 2017. 1 p.

*Стаття надійшла до редакції 17.11.17*

В.Л. ПОЛЯКОВ, доктор технічних наук

Інститут гідромеханіки НАН України

С.Ю. МАРТИНОВ, кандидат технічних наук

Національний університет водного господарства та природокористування,

м. Рівне

## МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ДИНАМІКИ НАКОПИЧЕННЯ СПЛУК ЗАЛІЗА У ВХІДНОМУ ПЕРЕРІЗІ ЗАВАНТАЖЕННЯ ФІЛЬТРА

*Запропоновано нелінійну кінетичну модель трансформації та іммобілізації двох форм заліза при фізико-хімічному знезалізненні підземних вод. Отримано її строгі та наближені розв'язки стосовно вхідного перерізу завантаження фільтра. Проаналізовано можливість використання різних способів спрощення математичної моделі із застосуванням динамічного осереднення.*

**Ключові слова:** фізико-хімічне знезалізнення, фільтрування, математичне моделювання, автокаталітичність, динамічне осереднення.

*Предложено нелинейную кинетическую модель трансформации и иммобилизации двух форм железа при физико-химическом обезжелезивании подземных вод. Получены ее строгие и приближенные решения применительно к входному сечению загрузки фильтра. Проанализирована возможность использования различных способов упрощения математической модели с использованием динамического осреднения.*

**Ключевые слова:** физико-химическое обезжелезивание, фильтрация, математическое моделирование, автокаталитичность, динамическое осреднение.

*A nonlinear kinetic model of transformation and immobilization of iron two forms was proposed for physicochemical groundwater deferrization. Exact and approximate solutions of the model were obtained in the input section of the filter medium. The possibility of using different methods to simplify the model by dynamic averaging was analyzed.*

**Key words:** physicochemical deferrization, filtration, mathematical modelling, autocatalyticity, dynamic averaging.

**Значна частина** підземних вод в різних регіонах України має підвищену концентрацію сполук заліза, що негативно впливає на здоров'я населення [1,4;2,3]. Для вирішення цієї проблеми проведені великі обсяги експериментальних та теоретичних досліджень, розроблені різноманітні

технологічні схеми та відносно прості методи розрахунку [1,122-164;2,95-134;3,48;4,9-12;5,1468-1479]. Проте, не враховувався ряд важливих ефектів, серед яких потрібно виділити нелінійні ефекти масообміну, автокаталітичність процесу, особливості консолідації осаду тощо. Ключову роль в практиці знезалізнення води відіграють фізико-хімічні перетворення заліза [1,51;2,99;4,12;5,1471], оскільки вони безпосередньо відповідають за його видалення.

**При виконанні** теоретичного аналізу освітлення підземних вод з високим вмістом заліза в шарі завантаження особлива увага приділялась вивченню аналітичними та експериментальними методами динаміки забруднення його вхідного перерізу. По-перше, тут фільтрувальний матеріал забруднюється з найбільшою швидкістю та, як наслідок, різко знижується його пропускна спроможність. По-друге, вдається вивести залежності, які строго описують іммобілізацію двох форм заліза саме в даному перерізі. Останні можуть розглядатися при проведенні комплексних досліджень як еталонні і здатні принести користь завдяки тому, що:

- дозволяють оцінювати залежність специфічних (нелінійних) ефектів, що обумовлені автокаталітизмом закису заліза, обмеженістю брудомісткості завантаження, по відношенню до закису та гідроксиду заліза;
- визначати похибки, що вносяться в розрахункові залежності, внаслідок використання наближених прийомів та методів розв'язання прикладних задач;
- є надійною базою для обробки дослідних даних з метою отримання характерних значень модельних коефіцієнтів та апробації розрахункових формалізмів.

**Для виділеного перерізу** відповідна математична модель являє собою суттєво спрощену в математичному відношенні (але не в фізичному) версію загальної моделі фізико-хімічного знезалізнення зі спрощеною аерацією. В такому випадку предметом розрахунків служать тільки концентрації адсорбованого закису  $S_{a0}$  та сорбованого (в загальному розумінні) гідроксиду  $S_{h0}$  [6,178;7,114]. Основу моделі, що приймається для вхідного перерізу, складає наступна система нелінійних кінетичних рівнянь

$$\frac{\partial S_{a0}}{\partial t} = k_a \cdot f_a(S_{a0}) \cdot (S_{ma} - S_{a0}) \cdot C_{a0} - K_d S_{a0}, \quad (1)$$

$$\frac{\partial S_{h0}}{\partial t} = k_h \cdot (S_{mh} - S_{h0}) \cdot C_{h0} + K_d S_{a0}, \quad (2)$$

до якої приєднуються початкові умови

$$t = 0, S_{a0} = S_{a0}^0, S_{h0} = S_{h0}^0. \quad (3)$$

Тут  $k_a$ ,  $k_h$  – приведені коефіцієнти швидкостей адсорбції закису заліза та сорбції зваженого гідроксиду заліза;  $K_d$  – коефіцієнт швидкості окислення

адсорбованого закису;  $S_{ma}$ ,  $S_{mh}$  – брудомісткості по відношенню до закису та гідроксиду заліза;  $S_{a0}$ ,  $S_{h0}$  – постійні концентрації закису та гідроксиду заліза у вхідній воді;  $f_a(S_{a0})$  – автокаталітична функція.

Для узагальнення результатів розв'язку задачі (1) – (3) вводяться безрозмірні змінні та коефіцієнти:  $\bar{S}_{a0} = \frac{S_{a0}}{S_{mh}}$ ,  $\bar{S}_{h0} = \frac{S_{h0}}{S_{mh}}$ ,  $\bar{t} = \frac{V \cdot t}{n_0 \cdot L}$ ,  
 $\bar{k}_a = \frac{n_0 \cdot L \cdot C_0}{V} \cdot k_a$ ,  $\bar{k}_h = \frac{n_0 \cdot L \cdot C_0}{V} \cdot k_h$ ,  $\bar{K}_d = \frac{n_0 \cdot L}{V} \cdot K_d$ ,  $\bar{S}_{ma} = \frac{S_{ma}}{S_{mh}}$ ,  $\bar{C}_{a0} = \frac{C_{a0}}{C_0}$ ,  
 $\bar{C}_{h0} = \frac{C_{h0}}{C_0}$ ,  $C_0 = C_{a0} + C_{h0}$ ,  $\bar{S}_{a0}^0 = \frac{S_{a0}^0}{S_{mh}}$ ,  $\bar{S}_{h0}^0 = \frac{S_{h0}^0}{S_{mh}}$ ,  $n_0$  – поруватість чистого завантаження;  $L$  – висота завантаження;  $V$  – швидкість фільтрування. Тоді, початкова задача набуває такий остаточний вигляд

$$\frac{\partial \bar{S}_{a0}}{\partial \bar{t}} = \bar{k}_a \cdot \bar{f}_a(\bar{S}_{a0}) \cdot (\bar{S}_{ma} - \bar{S}_{a0}) \cdot \bar{C}_{a0} - \bar{K}_d \cdot \bar{S}_{a0}, \quad (4)$$

$$\frac{\partial \bar{S}_{h0}}{\partial \bar{t}} = \bar{k}_h \cdot \bar{C}_{h0} \cdot (1 - \bar{S}_{h0}) + \bar{K}_d \cdot \bar{S}_{a0}, \quad (5)$$

$$\bar{t} = 0, \quad \bar{S}_{a0} = \bar{S}_{a0}^0, \quad \bar{S}_{h0} = \bar{S}_{h0}^0. \quad (6)$$

Рівняння (4) не залежить від рівняння (5) та відноситься до звичайних диференціальних рівнянь зі змінними, що розділяються. Його точний розв'язок виражається наступною оберненою інтегральною функцією

$$\bar{t} = Y(\bar{S}_{a0}) = \int_{\bar{S}_{a0}^0}^{\bar{S}_{a0}} \frac{d\xi}{\bar{k}_a \cdot \bar{C}_{a0} \cdot f_a(\xi) \cdot (\bar{S}_{ma} - \xi) - \bar{K}_d \cdot \xi}, \quad (7)$$

Рівняння (5) є лінійним з відомим згідно (7) вільним членом. Його строгий розв'язок має такий параметричний вид

$$\bar{S}_{h0}(\bar{t}, \bar{S}_{a0}) = 1 - e^{-\bar{k}_h \cdot \bar{C}_{h0} \cdot \bar{t}} \left[ 1 - \bar{S}_{h0}^0 - \bar{K}_d \int_{\bar{S}_{a0}^0}^{\bar{S}_{a0}} \frac{\eta \cdot e^{\bar{k}_h \cdot \bar{C}_{h0} \cdot Y(\eta)}}{\bar{k}_a \cdot \bar{C}_{a0} \cdot f_a(\eta) \cdot (\bar{S}_{ma} - \eta) - \bar{K}_d \cdot \eta} d\eta \right]. \quad (8)$$

Тут  $Y(\eta)$  представляється у відповідності з (7). Для виконання конкретних розрахунків спочатку потрібно задати функцію  $f_a(\bar{S}_{a0})$ , потім вибрати розрахункове значення  $\bar{S}_{a0}$  та послідовно вирахувати з (7) час  $\bar{t}$ , який відповідає йому, з (8) при вже відомих  $\bar{t}$  та  $\bar{S}_{a0}$  значення  $\bar{S}_{h0}$ . До речі, з (4) – (7) випливає, що при необмеженому в часі протіканні освітлювального процесу ( $\bar{t} \rightarrow \infty$ ) шукані функції повинні досягати граничних значень  $\bar{S}_{a0\infty}$  та  $\bar{S}_{h0\infty}$ , перше з яких знаходиться підбором з рівняння

$$\bar{k}_a \cdot \bar{C}_{a0} \cdot \bar{f}_a(\bar{S}_{a0\infty}) \cdot (\bar{S}_{ma} - \bar{S}_{a0\infty}) + \bar{K}_d \cdot \bar{S}_{a0\infty} = 0,$$

а друге – за формулою

$$\bar{S}_{h0\infty} = 1 + \frac{\bar{K}_d \cdot \bar{S}_{a0\infty}}{\bar{k}_h \cdot \bar{C}_{h0}}.$$

Нижче, розглядаються деякі часткові випадки переставлень (7) та (8). Отже, у випадку відсутності автокаталітичного ефекту ( $\bar{f}_a = 1$ ) з (7), (8) випливає

$$\bar{S}_{a0}(\bar{t}) = \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} + \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) e^{-(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) \bar{t}}, \quad (9)$$

$$\begin{aligned} \bar{S}_{h0}(\bar{t}) = & 1 + \frac{\bar{k}_a \bar{K}_d \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)} + \frac{\bar{K}_d \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} - \bar{k}_a \bar{C}_{a0} - \bar{K}_d} \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) e^{-(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) \bar{t}} + \\ & + \left[ \bar{S}_{h0}^0 - 1 - \frac{\bar{k}_a \bar{K}_d \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)} - \frac{\bar{K}_d \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} - \bar{k}_a \bar{C}_{a0} - \bar{K}_d} \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) \right] e^{-\bar{k}_h \bar{C}_{h0} \bar{t}}. \end{aligned} \quad (10)$$

Відповідно до (9), (10), середні за період  $[0, T]$  значення  $\bar{S}_{a0c}$ ,  $\bar{S}_{h0c}$  будуть

$$\bar{S}_{a0c}(T) = \frac{1}{T} \int_0^T \bar{S}_{a0}(\bar{t}) d\bar{t} = \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} + \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) \frac{1 - e^{-(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) T}}{T(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)}, \quad (11)$$

$$\begin{aligned} \bar{S}_{h0c}(T) = & \frac{1}{T} \int_0^T \bar{S}_{h0}(\bar{t}) d\bar{t} = 1 + \frac{\bar{k}_a \bar{K}_d \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)} + \frac{\bar{K}_d \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} - \bar{k}_a \bar{C}_{a0} - \bar{K}_d} \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) \frac{1 - e^{-(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) T}}{T(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)} + \\ & + \left[ \bar{S}_{h0}^0 - 1 - \frac{\bar{k}_a \bar{K}_d \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)} - \frac{\bar{K}_d \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0} - \bar{k}_a \bar{C}_{a0} - \bar{K}_d} \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) \right] \frac{1 - e^{-\bar{k}_h \bar{C}_{h0} T}}{T \bar{k}_h \bar{C}_{h0}}. \end{aligned} \quad (12)$$

Якщо, крім того, знехтувати і окисненням адсорбованого закису заліза ( $\bar{K}_d = 0$ ), то з (9) та (10) випливають прості залежності

$$\bar{S}_{a0}(\bar{t}) = \bar{S}_{ma} + (\bar{S}_{a0}^0 - \bar{S}_{ma}) e^{-\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{t}}, \quad (13)$$

$$\bar{S}_{h0}(\bar{t}) = 1 + [\bar{S}_{h0}^0 - 1] e^{-\bar{k}_h \bar{C}_{h0} \bar{t}}. \quad (14)$$

Нехай автокаталітичний ефект характеризується лінійною автокаталітичною функцією

$$f_a(\bar{S}_{a0}) = 1 + \theta \cdot \bar{S}_{a0}. \quad (15)$$

Тоді

$$Y(\bar{S}_{a0}) = \int_{\bar{S}_{a0}}^{\bar{S}_{a0}^0} \frac{d\xi}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \theta \xi^2 + (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} - \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \theta \bar{S}_{ma} + \bar{K}_d) \xi - \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}. \quad (16)$$

Оскільки  $\Delta_\theta = (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} - \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \theta \bar{S}_{ma} + \bar{K}_d)^2 + 4 \bar{k}_a^2 \bar{C}_{a0}^2 \theta \bar{S}_{ma} > 0$ , то інтеграл (16) виражається через елементарні функції наступним чином

$$Y(\bar{S}_{a0}) = \frac{2}{\sqrt{\Delta_\theta}} \ln \left[ \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} (2\theta \bar{S}_{a0}^0 + 1 - \theta \bar{S}_{ma}) + \bar{K}_d - \sqrt{\Delta_\theta}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} (2\theta \bar{S}_{a0}^0 + 1 - \theta \bar{S}_{ma}) + \bar{K}_d + \sqrt{\Delta_\theta}} \cdot \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} (2\theta \bar{S}_{a0} + 1 - \theta \bar{S}_{ma}) + \bar{K}_d + \sqrt{\Delta_\theta}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} (2\theta \bar{S}_{a0} + 1 - \theta \bar{S}_{ma}) + \bar{K}_d - \sqrt{\Delta_\theta}} \right]. \quad (17)$$

Традиційно, складні математичні моделі комплексних технологічних процесів прийнято спрощувати шляхом осереднення їх, як окремих, так і груп членів. Особливо дієвою являється лінеаризація, як різновид універсального прийому осереднення, завдяки якій вдається усунути нелінійність моделі і тим

самим з'являється можливість розв'язати її аналітичним методом. Разом з тим, заміна змінних лінійних членів на їх середні величини може сприяти виведенню простих розрахункових формалізмів.

Отриманий вище строгий розв'язок локальної задачі знезалізнення може слугувати еталоном при оцінці різних способів осереднення кінетичних рівнянь для закису (1) та оксиду (2) заліза. Подібний порівняльний аналіз підказує найкращий шлях до аналітичного розв'язку загальної задачі фізико-хімічного знезалізнення та її складових – задач видалення закису та гідроксиду заліза.

В першу чергу, оцінюється ефективність почергового та спільного осереднення обох членів в правій частині лінійного аналога рівняння (4) ( $\bar{f}_a = 1$ ). Перший спосіб осереднення полягав в наступному спрощенні (лінеаризації) першого члена – формально приймається  $\bar{S}_{ma} - \bar{S}_{a0} = \bar{S}_{ma} - \bar{S}_{a0c}$ , де

$$\bar{S}_{a0c}(T) = \frac{1}{T} \int_0^T \bar{S}_{a0}(\bar{t}) d\bar{t}, \quad (18)$$

$T$  – тривалість розрахункового періоду.

Отже, відповідне кінетичне рівняння буде

$$\frac{d\bar{S}_{a0}}{d\bar{t}} + \bar{K}_d \bar{S}_{a0} = \bar{k}_a \bar{C}_{a0} [\bar{S}_{ma} - \bar{S}_{a0c}(T)]. \quad (19)$$

Розв'язок (19) при умові (3) знайдений в параметричній формі

$$\bar{S}_{a0}(\bar{t}, T) = \bar{S}_{a0}^0 e^{-\bar{K}_d \bar{t}} + \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0}}{\bar{K}_d} [\bar{S}_{ma} - \bar{S}_{a0c}(T)] (1 - e^{-\bar{K}_d \bar{t}}), \quad (20)$$

де 
$$\bar{S}_{a0c}(T) = \frac{\bar{K}_d \bar{S}_{a0}^0 (1 - e^{-\bar{K}_d T}) + \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma} (\bar{K}_d T - 1 + e^{-\bar{K}_d T})}{T \bar{K}_d^2 + \bar{k}_a \bar{C}_{a0} (\bar{K}_d T - 1 + e^{-\bar{K}_d T})};$$

при виконанні конкретних розрахунків  $T$  ототожнюється з  $\bar{t}$ .

Далі осереднюється другий член з правої частини (4), так що

$$\frac{d\bar{S}_{a0}}{d\bar{t}} + \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{a0} = \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma} + \bar{K}_d \bar{S}_{a0c}(T). \quad (21)$$

Параметричний розв'язок (21) представляється залежністю

$$\bar{S}_{a0}(\bar{t}, T) = \bar{S}_{a0}^0 e^{-\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{t}} + \left[ \bar{S}_{ma} - \frac{\bar{K}_d}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0}} \bar{S}_{a0c}(T) \right] (1 - e^{-\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{t}}), \quad (22)$$

де 
$$\bar{S}_{a0c}(T) = \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \frac{\bar{S}_{a0}^0 (1 - e^{-\bar{k}_a \bar{C}_{a0} T}) + \bar{S}_{ma} (T \bar{k}_a \bar{C}_{a0} - 1 + e^{-\bar{k}_a \bar{C}_{a0} T})}{T \bar{k}_a^2 \bar{C}_{a0}^2 + \bar{K}_d (T \bar{k}_a \bar{C}_{a0} - 1 + e^{-\bar{k}_a \bar{C}_{a0} T})}.$$

Нарешті, при осередненні двох відмічених членів кінетичне рівняння буде

$$\frac{d\bar{S}_{a0}}{d\bar{t}} = \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma} - (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) \bar{S}_{a0c}(T), \quad (23)$$

а його розв'язок виражається системою рівнянь



$$\bar{S}_{a0}(\bar{t}, T) = \bar{S}_{a0}^0 + [\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma} - (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) \bar{S}_{a0c}(T)] \bar{t}, \quad (24)$$

$$\bar{S}_{a0c}(T) = \frac{2\bar{S}_{a0}^0 + \bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma} T}{2 + T(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)}.$$

**Точний та наближений розв'язки** ілюструються результатами розрахунку прикладу з наступними характерними початковими даними:  $\bar{k}_a = 0.015$ ,  $\bar{k}_h = 0.0005$ ,  $\bar{K}_d = 0.0015$ ,  $\bar{S}_{ma} = 1$ ,  $\bar{C}_{a0} = \bar{C}_{h0} = 0.5$ ,  $\bar{S}_{a0}^0 = 0$ . Графіки зростання з часом відносних концентрацій адсорбованого закису заліза на вхіді в завантаження зображено на рис. 1.

Еталонною являється крива (4). Близько до неї розташовується крива 3, яка розрахована при осередненій швидкості окислення адсорбованого двовалентного заліза. Також визначалася  $\bar{S}_{a0}$ , при максимальній швидкості окислення  $\bar{K}_d \bar{S}_{ma}$  (крива 5). Осереднення члена, яких характеризує адсорбційний процес, призводить до мінімальних помилок в початковий період, але потім вони швидко зростають. Таким чином, лінеаризація вихідного кінетичного рівняння при спрацюванні більшої частини адсорбційної ємності може призводити до серйозних помилок.

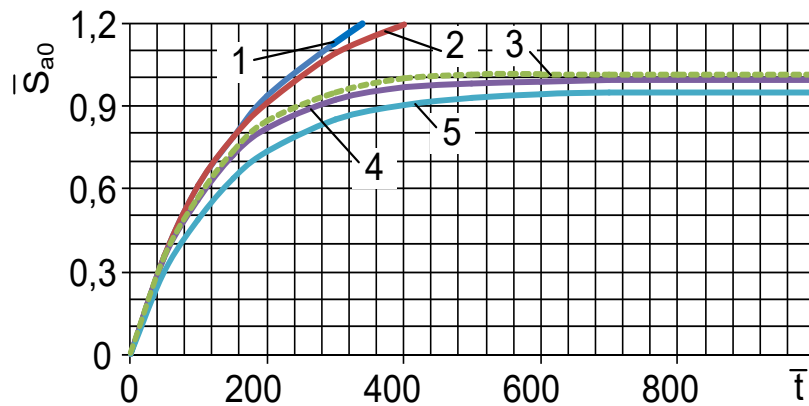


Рис. 1. Зростання відносної концентрації адсорбованого закису заліза у вхідному перерізі: **1, 3, 5** – наближені розрахунки за формулами (20), (22), (24); **4** – точний розрахунок за формулою (7)

Аналогічним чином і також при  $\bar{f}_a = 1$  спрощувалось рівняння кінетики гідроксиду заліза (5). Після часткового осереднення першого члена в правій частині воно прийняло наступний вигляд

$$\frac{\partial \bar{S}_{h0}}{\partial \bar{t}} = \bar{k}_h \bar{C}_{h0} (1 - \bar{S}_{h0c}(T)) + \bar{K}_d \cdot \bar{S}_{a0}(\bar{t}). \quad (25)$$

Параметричний розв'язок (5), (6), якщо для  $\bar{S}_{a0}(\bar{t})$  використовувати точний вираз (9), буде

$$\bar{S}_{h0}(\bar{t}, T) = \bar{S}_{h0}^0 + \bar{k}_h \bar{C}_{h0} [1 - \bar{S}_{h0c}(T)] \bar{t} + \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{K}_d \bar{S}_{ma} \bar{t}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} + \frac{\bar{K}_d}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) \left( 1 - e^{-(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) \bar{t}} \right), \quad (26)$$

$$\text{де } \bar{S}_{h0c}(T) = \frac{I}{2 + \bar{k}_h \bar{C}_{h0} T} \left\{ 2\bar{S}_{h0}^0 + \left( \bar{k}_h \bar{C}_{h0} + \frac{\bar{k}_a \bar{K}_d \bar{C}_{a0}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) T + \frac{2\bar{K}_d}{T(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d)^2} \left( \bar{S}_{a0}^0 - \frac{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} \bar{S}_{ma}}{\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d} \right) \right\} \cdot \left[ (\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) T - I + e^{-(\bar{k}_a \bar{C}_{a0} + \bar{K}_d) T} \right].$$

Нехай тепер постійним впродовж розрахункового періоду буде другий член правої частини рівняння (5), так що

$$\frac{\partial \bar{S}_{h0}}{\partial \bar{t}} + \bar{k}_h \bar{C}_{h0} \bar{S}_{h0} = \bar{k}_h \bar{C}_{h0} + \bar{K}_d \cdot \bar{S}_{a0c}(T). \quad (27)$$

Звідси легко отримати

$$\bar{S}_{h0}(\bar{t}, T) = \bar{S}_{h0}^0 e^{-\bar{k}_h \bar{C}_{h0} \bar{t}} + \left[ I - \frac{\bar{K}_d \bar{S}_{a0c}(T)}{\bar{k}_h \bar{C}_{h0}} \right] \left( I - e^{-\bar{k}_h \bar{C}_{h0} \bar{t}} \right), \quad (28)$$

де  $\bar{S}_{a0c}(T)$  виражається з допомогою (11).

Нарешті, в результаті спрощення двох членів отримані кінетичні рівняння

$$\frac{\partial \bar{S}_{h0}}{\partial \bar{t}} = \bar{k}_h \bar{C}_{h0} [I - \bar{S}_{h0c}(T)] + \bar{K}_d \cdot \bar{S}_{a0c}(T) \quad (29)$$

$$\text{та його розв'язок } \bar{S}_{h0}(\bar{t}, T) = \bar{S}_{h0}^0 + \left[ \bar{k}_h \bar{C}_{h0} - \bar{k}_h \bar{C}_{h0} \bar{S}_{h0c}(T) + \bar{K}_d \bar{S}_{a0c}(T) \right] \bar{t}, \quad (30)$$

$$\text{де } \bar{S}_{h0c}(T) = \frac{2\bar{S}_{h0}^0 + \left[ \bar{k}_h \bar{C}_{h0} + \bar{K}_d \bar{S}_{a0c}(T) \right] T}{2 + \bar{k}_h \bar{C}_{h0} T}.$$

Автокаталітичний ефект при моделюванні фізико-хімічного знезалізнення враховувався шляхом автокаталітичної функції  $f_a(S_a)$ , яка була введена в рівняння кінетики закису заліза. Її вплив розповсюджувався і на адсорбційний, і на сорбційний процеси, помітно підсилюючи їх і, як наслідок, прискорюючи накопичення осаду. Значущість ефекту для видалення заліза нескладно оцінювати на основі залежностей (7) та (8). В якості його міри виправдано використовувати наступні функціональні автокаталітичні коефіцієнти

$$A_{a0}(\bar{t}, \theta) = \frac{\bar{S}_{a0}(\bar{t}, \theta)}{\bar{S}_{a0}(\bar{t}, \theta \rightarrow 0)}, \quad A_{h0}(\bar{t}, \theta) = \frac{\bar{S}_{h0}(\bar{t}, \theta)}{\bar{S}_{h0}(\bar{t}, \theta \rightarrow 0)}. \quad (31)$$

Вони характеризують відносний приріст адсорбованого закису та осадженого гідроксиду заліза за рахунок тільки вказаного ефекту.

На рис. 2 показано сімейство кривих  $A_{a0}(\bar{t})$ , при різних значеннях  $\theta$  і таких початкових даних:  $\bar{k}_a = 0.015$ ,  $\bar{K}_d = 0.0015$ ,  $\bar{S}_{ma} = 1$ ,  $\bar{C}_{a0} = 0.5$ . Масштабом для шуканої  $\bar{S}_{a0}$  слугував ємнісний параметр  $\bar{S}_{ma}$ . Максимальне значення  $A_{a0}$  досягалося при  $\bar{t} \approx 150$ ,  $\theta = 1$  та складало 1,21.

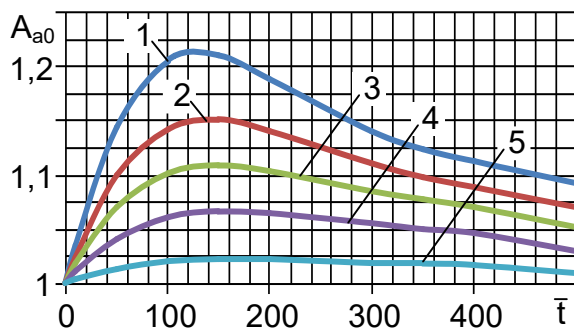


Рис. 2. Залежність  $A_{a0}(\bar{t})$

1 –  $\theta = 1$ ; 2 –  $\theta = 0.7$ ; 3 –  $\theta = 0.5$ ;  
4 –  $\theta = 0.3$ ; 5 –  $\theta = 0.1$

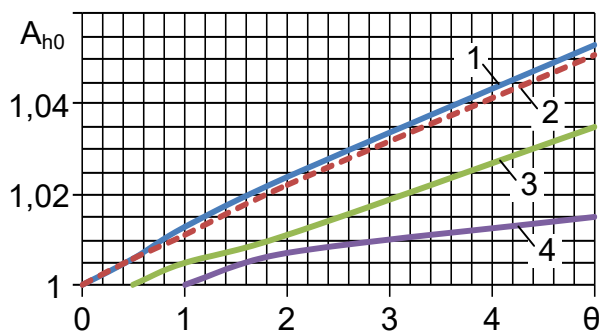


Рис. 3. Залежність  $A_{h0}(\theta)$

1 –  $\bar{t} = 2000$ ; 2 –  $\bar{t} = 1000$ ;  
3 –  $\bar{t} = 500$ ; 4 –  $\bar{t} = 300$

Результати моделювання дозволяють зробити висновок, що автокаталітичний ефект для адсорбційного заліза має скоріше поправочний характер, що дозволяє уникнути розв'язку суттєво ускладненої внаслідок врахування  $f_a(S_a)$  вихідної моделі та обмежитися лише корекцією простішого розв'язку при  $f_a = 1$ .

Аналогічні розрахунки виконувалися і по відношенню до тривалентного заліза. Відносна концентрація  $\bar{S}_{h0}$  розраховувалася із залученням строгого та трьох наближених розв'язків (4) – (6). Результати розрахунків показали, що задіяні способи спрощення (осереднення) забезпечують при визначенні  $\bar{S}_{h0}^0$  мінімальні похибки (менше 3,5%).

Автокаталітичний ефект на динаміці накопичення осаду позначається в меншій мірі, ніж на адсорбційному процесі. Особливо він проявляється при  $\bar{t} < 500$ , що відповідає реальній тривалості фільтрування підземних вод на установках фізико-хімічного знезалізнення. Результати моделювання показали, що ефект зі збільшенням  $\theta$  підсилюється за лінійною залежністю (рис. 3).

## Висновки

Отримано точні розв'язки математичної моделі динаміки накопичення забруднень у вхідному перерізі завантаження фільтрів при фізико-хімічному знезалізненні підземних вод, що враховує наявність двох форм заліза (закисного та гідроксиду заліза), нелінійні ефекти масообміну, обумовлені обмеженістю адсорбційного та сорбційного ресурсів, інтенсифікацію видалення заліза під впливом накопиченого в поровому просторі осаду та безвідривне фільтрування. Проведена оцінка можливості використання різних способів динамічного осереднення для вирішення локальної і складніших задач освітлення води фільтруванням.

Спираючись на результати досліджень та загальну математичну модель фізико-хімічного знезалізнення води, планується розробити метод

інженерного розрахунку характеристик фільтрування та технологічних параметрів з урахуванням поступового зменшення освітлювального потенціалу завантаження і консолідації осаду.

### Список літератури

1. *Очищення природної води на пінополістирольних фільтрах: [монографія] / С.Ю. Мартинов, А.М.Орлова та ін.; за заг. редакцією В.О. Орлова. Рівне: НУВГП, 2012. 172 с.*
2. *Тугай А.М. Продуктивність водозабірних свердловин в умовах кольматажу: [монографія] / А.М. Тугай, О.Я. Олійник, Я.А. Тугай. Харків: ХНАМГ, 2004. 240 с.*
3. *Gruett G. Removing Problem Iron / G. Gruett // Water Technology. 1993. V. 16(3). P. 48-51.*
4. *Sharma S.K. Adsorptive Iron Removal from Groundwater: Dissertation for Degree of Doctor / S.K. Sharma. Delft, The Netherlands, 2009. 202 p.*
5. *Water Treatment Handbook, 7th Edition. 2 Volume Set. Hardcover : Publisher: Lavoisier, 2007. 1904 p.*
6. *Поляков В.Л. До теорії фізико-хімічного знезалізнення підземних води та її інформаційного забезпечення / В.Л. Поляков, С.Ю. Мартинов // Матеріали V Міжнародної науково-практичної конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти». К.: Видавничий дім «КИЙ», 26-27 жовтня 2017 р. С. 178–181.*
7. *Поляков В.Л. О математическом моделировании физико-химического обезжелезивания подземных вод с учетом нелинейных эффектов / В.Л. Поляков, С.Ю. Мартынов // Тези за матеріалами VIII Міжнародної наукової конференції «Ресурс і безпека експлуатації конструкцій, будівель та споруд». Х.: ХНУБА, 18-19 жовтня 2017 р. С. 113–115.*

*Стаття надійшла до редакції 24.11.17*

В.М. РОССІНСЬКИЙ, кандидат технічних наук  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського»

## ВИБІР ТЕХНОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ РОБОТИ БІОРЕАКТОРІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД І СИМУЛЬТАННОГО ВИДАЛЕННЯ СПЛУК АЗОТУ

*Наведено результати комплексного чисельного експерименту з встановлення технологічних параметрів роботи біореакторів із різними кисневими умовами для біологічного очищення стічних вод й видалення з них сполук азоту. Приведені аналітичні залежності дозволяють ітераційно встановити технологічні параметри роботи біореакторів із аноксидними та аеробними умовами: тривалість обробки стічних вод, коефіцієнт внутрішньої рециркуляції. Показано, що за сталості обробки стічних вод в аноксидних умовах 0,5 год., в аеробних умовах 2 год., початкової концентрації амонійного азоту  $30 \text{ мгN-NH}_4^+/\text{дм}^3$ , та при збільшенні концентрації розчинених органічних забруднюючих речовин в стічних водах з  $150 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  до  $250 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  для забезпечення умови повного біологічного очищення стічних вод раціональним є збільшення початкового коефіцієнта внутрішньої рециркуляції до 52%.*

**Ключові слова:** ПАР, стічні води, технологія, очищення, нітратний рецикл.

*Приведены результаты комплексного численного эксперимента по определению технологических параметров работы биореакторов с разными кислородными условиями для биологической очистки сточных вод и удаления из них соединений азота. Приведенные аналитические зависимости позволяют итерационно определить технологические параметры работы биореакторов с аноксидными и аэробными условиями: продолжительность обработки сточных вод, коэффициент внутренней рециркуляции иловой смеси. Показано, что при постоянстве продолжительности обработки сточных вод в аноксидных условиях 0,5 ч., аэробных условиях 2 ч., начальной концентрации аммонийного азота  $30 \text{ мгN-NH}_4^+/\text{дм}^3$ , и при увеличении концентрации растворенных органических веществ в сточной воде с  $150 \text{ мгБСК}_{\text{полн}}/\text{дм}^3$  до  $250 \text{ мгБСК}_{\text{полн}}/\text{дм}^3$  для обеспечения условия полной биологической очистки сточных вод следует увеличить начальный коэффициент внутренней рециркуляции иловой смеси до 52%.*

**Ключевые слова:** ПАВ, сточные воды, технология, очистка, нитратный рецикл.

*The results of a complex numerical experiment to determine the technological parameters of the bioreactors with different oxygen conditions for biological wastewater treatment and removal of nitrogen compounds are presented in the article. The analytical dependencies are allowed iteratively determine the technological parameters of the bioreactors with anoxic and aerobic conditions: the duration of wastewater treatment, the coefficient of internal recirculation of the sludge mixture. For the persistent duration of wastewater treatment under anoxic conditions of 0.5 h., aerobic conditions of 2 h., an initial concentration of ammonium nitrogen in 30 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l, and with increase the concentration of dissolved organic compounds in wastewater from 150 mgBOD<sub>total</sub>/l to 250 mgBOD<sub>total</sub>/l, for ensure the full biological treatment of wastewater is showed, the initial internal recirculation ratio of the sludge mixture should be increased to 52%.*

**Keywords:** surfactants, wastewater, technology, treatment, internal recirculation rate.

### Постановка проблеми

Поступове зниження водоспоживання абонентами централізованого водопостачання призводить до збільшення середньої очікуваної концентрації забруднюючих домішок, що надходять зі стічними водами на споруди каналізації населених пунктів. Міські стічні води містять завислі речовини 147,3...468,2 мг/дм<sup>3</sup>, сполуки азоту 13,2...63,68 мг/дм<sup>3</sup>. Показник БСК<sub>5</sub> міських стічних вод в середньому складає 100...300 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> [1]. За питомого водовідведення 270...67 дм<sup>3</sup>/добу на 1 жителя середня очікувана концентрація синтетичних поверхнево-активних речовин (синтетичних детергентів) в стічних водах, що надходять на централізовані очисні споруди каналізації, складає 8...25 мг/дм<sup>3</sup> [2]. Наявність синтетичних детергентів, як поверхнево-активних речовин, негативно відображається на процесах денітрифікації стічних вод, за рахунок локалізації розчиненого субстрату і пригнічення життєдіяльності мікроорганізмів активного мулу [3, 4]. Згідно досліджень Schink (1987) та Wagener (1987) алкілбензенсульфонат натрію та алкілсульфонати із концентрацією більше 10 мг/дм<sup>3</sup> в муловій суміші важко окиснюються й інгібують продукування СН<sub>4</sub> [5]. Наявність в стічній воді алкілбензенсульфонат натрію, лаурилсульфатів, октилфенол етоксилатів в концентрації 10-15 мг/дм<sup>3</sup> призводить до лізису метаногенових бактерій [6]. Питома маса алкілбензенсульфонат натрію на 1 г сухої речовини активного мулу в пробах осадів міських стічних вод складає в середньому 0,05...18,8 мг/г [7].

Ефективність видалення аніонних та нейоногенних детергентів зі стічних вод в спорудах біологічного очищення сягає 90% [8]. Додецилсульфат натрію з концентрацією 25 мг/дм<sup>3</sup> піддається біодеструкції до 80% через 50 годин [9]. Біодеструкція неіоногенних синтетичних детергентів (Твеен 80) складає 17,8% через 20 діб [10]. Однак, відносно повільна кінетика біодеструкції синтетичних детергентів та малі їх концентрації в проясненій

стічній воді після вторинного відстійника [11] вказують на високу сорбційну здатність активного мулу за синтетичними детергентами [12].

Влаштування очисних споруд каналізації населених пунктів дозволяє забезпечити зниження концентрацій забруднюючих домішок, що містяться в стічних водах, та унеможливити потрапляння їх у водні об'єкти із наднормативними кількостями. Для ефективного очищення міських стічних вод від розчинених органічних забруднюючих речовин і біогенних елементів застосовують технологію біологічного очищення стічних вод у біореакторах із різними кисневими умовами (аноксидними, аеробними).

Ефективне біологічне очищення стічних вод є функцією від технологічних параметрів роботи біореакторів і вторинних відстійників, фізико-хімічних показників стічної води. Зміна ступеня внутрішньої рециркуляції мулової суміші між аеробними та аноксидними біореакторами (нітратний рецикл) призводить до перерозподілу концентрації розчинених органічних забруднюючих речовин, що містяться в стічній воді. Зміна коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші призводить до зміни регульовального корисного об'єму біореакторів. Тому, встановлення раціональних технологічних параметрів роботи біореакторів із різними кисневими умовами (тривалості обробки стічних вод, коефіцієнта внутрішньої рециркуляції) з метою досягнення необхідного ступеня біологічного очищення стічних вод від органічних забруднюючих речовин з врахуванням концентрації синтетичних детергентів, нітратів і ступеня рециркуляції активного мулу з вторинного відстійника є актуальною відкритою науково-прикладною проблемою.

**Мета роботи** полягає в оцінці впливу кінетичних показників процесів окиснення та відновлення забруднюючих домішок, що містяться в стічних водах, гідродинамічних параметрів біореакторів на вибір технологічних параметрів роботи споруд біологічного очищення стічних вод із симультанним видаленням сполук азоту.

### **Основна частина**

З метою встановлення раціональних технологічних параметрів роботи біореакторів із зваженим біоценозом та різними кисневими умовами поставлено комплексний чисельний експеримент з ефективного окиснення органічних забруднюючих речовин та симультанного видалення сполук азоту при послідовній обробці міських стічних вод (які пройшли механічне очищення) в аноксидних і аеробних біореакторах із нітратним рециклом і рециркуляцією активного мулу з вторинного відстійника (рис. 1).

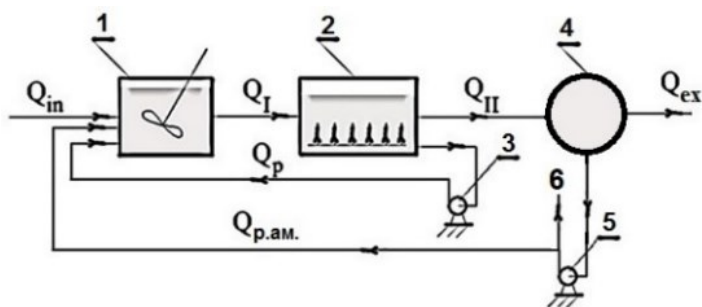


Рис. 1. Розрахункова схема біологічного очищення міських стічних вод в аноксидних і аеробних біореакторах: 1 – аноксидний біореактор; 2 – аеробний біореактор; 3 – рециркуляційний насос; 4 – вторинний відстійник; 5 – рециркуляційний насос активного мулу; 6 – трубопровід відведення надлишкового активного мулу;  $Q_{in}$  – витрата стічних вод, що надходять на обробку в аноксидний біореактор;  $Q_I$  – витрата стічних вод після аноксидного біореактора;  $Q_{II}$  – витрата стічних вод від аеробного біореактора до вторинного відстійника;  $Q_p$  – внутрішньо-рециркуляційна витрата мулової суміші (нітратний рецикл);  $Q_{p.am.}$  – рециркуляційна витрата активного мулу;  $Q_{ex}$  – витрата очищених стічних вод на виході з вторинного відстійника

Систему рівнянь, відповідно до рис.1, що ітераційно описує зміну концентрації розчинених органічних забруднюючих речовин при послідовній обробці стічних вод в аноксидних і аеробних біореакторах із нітратним рециклом і з врахуванням рециркуляції активного мулу з вторинного відстійника, можна представити таким чином

$$\begin{cases} C_I^{in} = \frac{C_{mix} + n_n \cdot C_p}{(1 + n_n)}; \quad Q_p = n_n \cdot Q_{in}; \quad C_{mix} = \frac{C_{in} + C_{ex} \cdot R}{1 + R}; \quad R = \frac{a_i}{\frac{1000}{J_i} - a_i}; \\ C_I^{ex} = C_I^{in} - \frac{1}{(1 + n_n)} \cdot \frac{dC_I}{dt} \cdot t_I(0, t_I^I); \quad C_{II}^{in} = C_I^{ex}; \quad C_{II}^{ex} = C_{II}^{in} - \frac{1}{(1 + n_n)} \cdot \frac{dC_{II}}{dt} \cdot t_{II}(0, t_{II}^{II}); \end{cases} \quad (1)$$

де  $C_{in}$  – концентрація органічних забруднюючих речовин у стічних водах на вході в аноксидний біореактор, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $C_{ex}$  – концентрація органічних забруднюючих речовин в очищених стічних водах на виході з вторинних відстійників, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $C_p$  – концентрація органічних забруднюючих речовин у муловій суміші нітратного рециклу, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $C_{mix}$  – концентрація органічних забруднюючих речовин у суміші стічних вод та активного мулу, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $n_n$  – коефіцієнт внутрішньої рециркуляції мулової суміші, част. од.;  $C_I$  – концентрація органічних забруднюючих речовин у муловій суміші в аноксидному біореакторі, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $t_I$  – тривалість обробки стічних вод в аноксидному біореакторі, год.;  $C_{II}$  – концентрація органічних забруднюючих речовин у муловій суміші в аеробному біореакторі, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $t_{II}$  – тривалість обробки стічних вод в аеробному біореакторі, год.;  $J_i$  – муловий індекс, см<sup>3</sup>/г;  $R$  – коефіцієнт рециркуляції активного мулу, част. од.

Для визначення кінетики окиснення органічних забруднюючих речовин в біореакторах із аноксидними та аеробними умовами слід використовувати



залежності, які запропоновані Олійником О. Я. та Айрапетян Т. С. [13]. Однак, для врахування інгібування синтетичними детергентами процесів біологічного окиснення розчинених органічних речовин було використано рівняння Моно, записане для умови окиснення органічних забруднюючих речовин мікроорганізмами активного мулу, враховуючи лімітування за органічним субстратом, концентрацією розчиненого кисню в муловій суміші [14].

Для стічних вод, що містять розчинені органічні забруднюючі речовини в концентрації  $C_{in} = 300 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  та надходять на послідовну обробку в аноксидному й аеробному біореакторах, виконано комплексний чисельний експеримент з оцінки залежності концентрації органічних забруднюючих речовин від дози активного мулу в аеробних та аноксидних біореакторах, коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші за концентрації розчиненого кисню в біореакторах: аноксидному -  $0,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , аеробному –  $2 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ; тривалості обробки стічних вод в біореакторі: аноксидному – 0,5 год., аеробному – 2 год.; концентрації нітратів  $5 \text{ мгN-NO}_3^{-1}/\text{дм}^3$ ; мулового індексу –  $80 \text{ см}^3/\text{г}$  і за відсутності в стічних водах синтетичних детергентів (рис. 2.а).

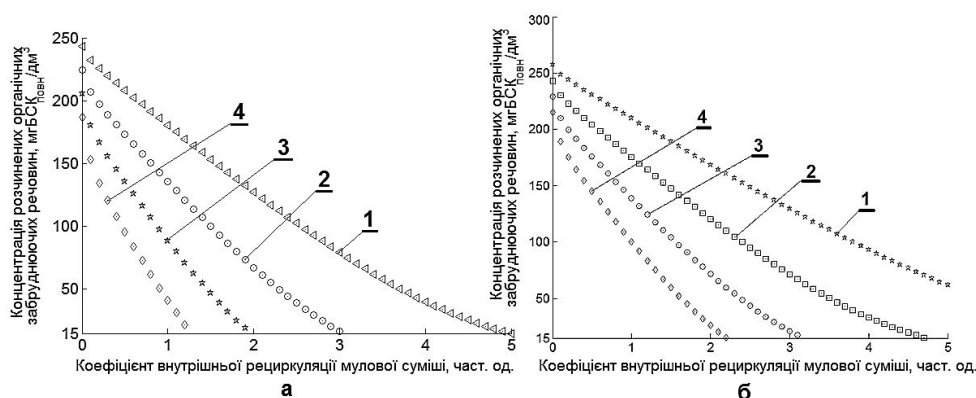


Рис. 2. Залежності концентрації розчинених органічних забруднюючих речовин за БСК<sub>повн</sub> від коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші без (а) і за концентрації синтетичних детергентів  $10 \text{ мг}/\text{дм}^3$  (б) при дозі активного мулу в аеробних та аноксидних біореакторах ( $\text{г}/\text{дм}^3$ ): 1 – 1,5; 2 – 2; 3 – 2,5; 4 – 3

В результаті проведеного експерименту підтверджено, що збільшення дози мулу знижує загальну тривалість обробки стічних вод у біореакторах. Встановлено, що збільшення дози активного мулу в біореакторах з  $1,5 \text{ г}/\text{дм}^3$  до  $2,5 \text{ г}/\text{дм}^3$  дозволяє досягти повного біологічного очищення стічних вод, знижуючи ступінь рециркуляції – 300% на 57%. За наявності в стічних водах синтетичних детергентів ( $10 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ) (рис. 2.б) при константі напівнасичення за синтетичними детергентами  $30 \text{ мг}/\text{дм}^3$  шляхом проведеного експерименту встановлено, що збільшення дози активного мулу в біореакторах з  $1,5 \text{ г}/\text{дм}^3$  до  $2,5 \text{ г}/\text{дм}^3$  призводить до необхідності зменшення коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші на 54% для досягнення умови повного біологічного очищення стічних вод, однак при цьому зростає значення

коефіцієнта внутрішньої рециркуляції на 39% порівняно зі стічною водою, яка не містить синтетичних детергентів.

При зниженні концентрації розчинених органічних забруднюючих речовин (менше  $100 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$ ) в муловій суміші має місце початок окиснення сполук амонійного азоту (нітрифікація) в біореакторах із аеробними умовами та утворенням нітритів та нітратів. Приріст концентрації нітратів в муловій суміші в аноксидному біореакторі за рахунок нітратного рециклу лімітує кінетику стадій окиснення розчинених органічних речовин. За початкової концентрації амонійного азоту  $30 \text{ мгN-NH}_4^+/\text{дм}^3$  в стічних водах, які також містять розчинені органічні забруднюючі речовини в концентрації  $C_{in} = 300 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  проведено чисельний експеримент з оцінки залежності концентрації органічних забруднюючих речовин від коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші за концентрації розчиненого кисню в біореакторах: аноксидному -  $0,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , аеробному –  $2 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ; тривалості обробки стічних вод в біореакторі: аноксидному – 0,5 год., аеробному – 2 год.; мулового індексу –  $80 \text{ см}^3/\text{г}$ , константі напівнасичення за синтетичними детергентами  $30 \text{ мг}/\text{дм}^3$ , концентрації нітратів  $5 \text{ мгN-NO}_3^-/\text{дм}^3$ .

При послідовній обробці стічних вод в біореакторах із аноксидними та аеробними умовами шляхом чисельного експерименту підтверджено, що зі збільшенням концентрації розчинених органічних забруднень в стічних водах відтермінується момент початку нітрифікації в аеробних біореакторах (рис. 3).

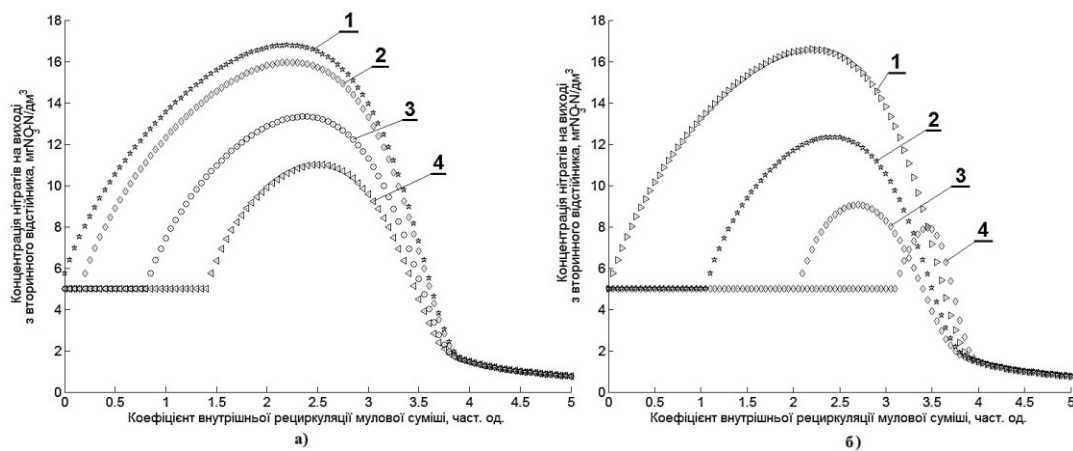


Рис. 3. Залежності концентрації нітратів в очищеній стічній воді на виході з вторинного відстійника ( $\text{мгNO}_3\text{-N}/\text{дм}^3$ ) від коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші (част. од.) при тривалості обробки стічних вод в аноксидному біореакторі 0,5 год., аеробному біореакторі 2 год., дозі мулу 2 г/л, та початкової концентрації розчинених органічних речовин ( $\text{мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$ ): 1 – 150; 2 – 200; 3 – 250; 4 – 300; та концентрації синтетичних детергентів 0 (а) та  $20 \text{ мг}/\text{дм}^3$  (б)

Визначено, що для інтенсифікації окиснення органічних забруднюючих домішок, початку нітрифікації при тривалості обробки стічних вод в аеробних 2 год. та аноксидних 0,5 год. умовах та збільшенні концентрації органічних забруднень з  $200 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  до  $300 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  необхідно збільшити

коефіцієнт внутрішньої рециркуляції з 0,3 до 1,5 (рис. 3), а за наявності в стічних водах синтетичних детергентів ( $20 \text{ мг/дм}^3$ ) – збільшити з 1 до 3,3.

Враховуючи кінетику відновлення нітратів в аноксидних умовах [3], для зменшення концентрації амонійного азоту до  $5 \text{ мгN-NH}_4^+/\text{дм}^3$  в стічних водах за початкової концентрації  $30 \text{ мгN-NH}_4^+/\text{дм}^3$  при збільшенні концентрації органічних забруднень з  $200 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  до  $300 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$ , та тривалості обробки стічних вод в аеробних 2 год. та аноксидних 0,5 год. умовах, шляхом чисельного експерименту встановлено, що коефіцієнт внутрішньої рециркуляції необхідно забезпечити 1,9 (рис. 4), а за наявності в стічних водах синтетичних детергентів ( $20 \text{ мг/дм}^3$ ) – збільшити з 1,8 до 3,3.

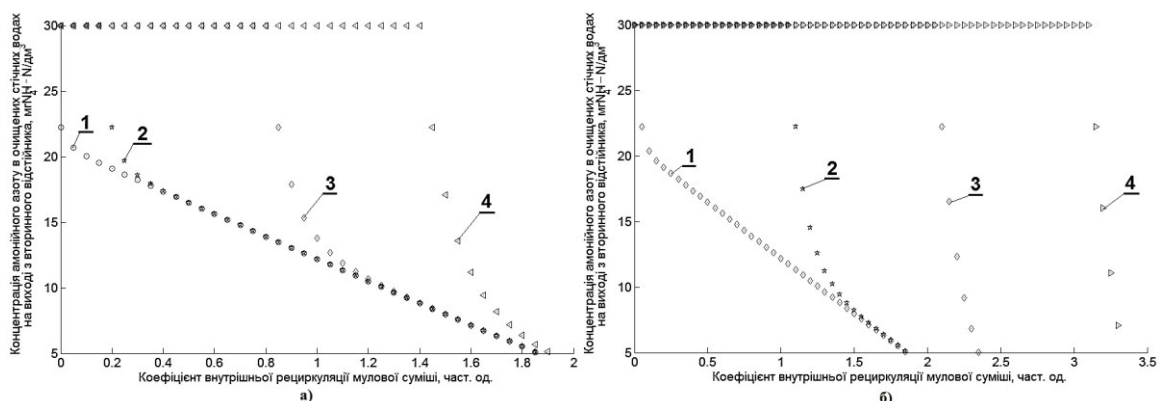


Рис. 4. Залежності концентрації амонійного азоту в очищених стічних водах на виході з вторинного відстійника від коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші (част. од.) при тривалості обробки стічних вод в аноксидному біореакторі 0,5 год., аеробному біореакторі 2 год., дозі мулу  $2 \text{ г/л}$  та початкової концентрації розчинених органічних речовин ( $\text{мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$ ): 1 – 150; 2 – 200; 3 – 250; 4 – 300; та концентрації синтетичних детергентів 0 (а) та  $20 \text{ мг/дм}^3$  (б)

За наявності в стічних водах синтетичних детергентів ( $20 \text{ мг/дм}^3$ ) та при збільшенні концентрації розчинених органічних забруднюючих речовин в стічних водах з  $150 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  до  $250 \text{ мгБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  потребує збільшення коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші з 2,5 до 5,3 для досягнення умови повного біологічного очищення стічних вод (рис. 5). Проте для стічної води, яка не містить синтетичних детергентів значення коефіцієнта внутрішньої рециркуляції необхідно збільшити з 0,8 до 2,3.

Отже, врахування концентраційного навантаження на активний мул за розчиненими органічними забруднюючими речовинами, концентрації сполук азоту в стічних водах, кінетики окиснення та відновлення забруднюючих речовин мікроорганізмами активного мулу, гідродинаміки роботи біореакторів з різними кисневими умовами, показників забруднюючих речовин в очищених стічних водах, дозволяє отримати раціональні значення технологічних параметрів роботи біореакторів із різними кисневими умовами: тривалості обробки стічних вод в біореакторах, коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші між аеробними та аноксидними біореакторами.

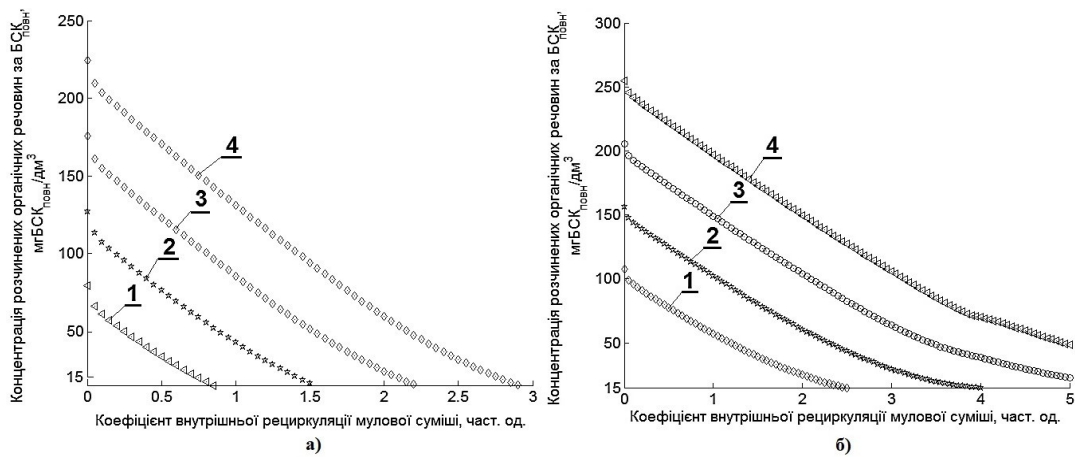


Рис. 5. Залежності концентрації розчинених органічних речовин за БСК<sub>повн</sub> в очищених стічних водах на виході з вторинного відстійника від коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші (част. од.) при тривалості обробки стічних вод в аноксидному біореакторі 0,5 год., аеробному біореакторі 2 год., дозі мулу 2 г/л та початкової концентрації розчинених органічних речовин (мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>): 1 – 150; 2 – 200; 3 – 250; 4 – 300; та концентрації синтетичних детергентів 0 (а) та 20 мг/дм<sup>3</sup> (б)

## Висновки

Для досягнення умов повного біологічного очищення стічних вод шляхом їх послідовної обробки в біореакторах із аноксидними та аеробними умовами ефективним є управління технологічними параметрами роботи біореакторів: тривалістю обробки стічних вод, коефіцієнтом внутрішньої рециркуляції мулової суміші.

Для інтенсифікації окиснення органічних забруднюючих речовин, початку нітрифікації при послідовній обробці стічних вод в аноксидних та аеробних біореакторах із зваженим біоценозом раціональним є збільшення коефіцієнта внутрішньої рециркуляції.

Встановлено, що за сталості обробки стічних вод в аноксидних умовах 0,5 год., в аеробних умовах 2 год., початкової концентрації амонійного азоту 30 мгN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/дм<sup>3</sup>, при збільшенні концентрації розчинених органічних забруднюючих речовин в стічних водах з 150 мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup> до 250 мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup> для забезпечення умови повного біологічного очищення стічних вод та із симультанного видалення сполук азоту потребує збільшення коефіцієнта внутрішньої рециркуляції мулової суміші до 52%.

## Список літератури

1. *Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2010 р.* / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. К., 2011. С. 564.
2. *ДБН В.2.5–75:2013 Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування.* К.: Мінрегіонбуд, 2013. 210 с.
3. *Россінський В.М.* Вплив поверхнево-активних речовин на процеси денітрифікації при біологічному очищенні міських стічних вод / В. М.

Россінський, Л. А. Саблій // Комунальне господарство міст : науково-технічний збірник. Вип. 126 – Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2016. С. 32-36.

4. *Dereszewska A., Cytawa S., Tomczak-Wandzel R., Medrzycka K.* The Effect of Anionic Surfactant Concentration on Activated Sludge Condition and Phosphate Release in Biological Treatment Plant // *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 24, No. 1 (2015). P. 83-91.

5. *Wagener, S. and Schink, B.* (1987). Anaerobic degradation of nonionic and anionic surfactants in enrichment cultures and fixed-bed reactors. *Water Res.* 21: 615-622.

6. *Salanitro, J. P., & Diaz, L. A.* (1995). Anaerobic biodegradability testing of surfactants. *Chemosphere*, 30(5), 813-830.

7. *Holt, M.S. and Bernstein, S.L.* (1992). Linear alkylbenzenes in sewage sludges and sludge amended soils. *WaterRes.* 26: 613-624.

8. *Zhang, C., Valsaraj, K. T., Constant, W. D. & Roy, D.* (1999). Aerobic biodegradation kinetics of four anionic and nonionic surfactants at sub-and supra-critical micelle concentrations (CMCs). *Water Research*, 33(1), 115-124.

9. *Anderson, D.J., Day, M.J., Russell, N.J. and White, G.F* (1990). Dieaway kinetic analysis of the capacity of epilithic and planktonic bacteria from clean and polluted river water to biodegrade sodium dodecyl sulfate. *Applied Environmental Microbiology.* 56 : 58–63.

10. *Kim HS, Weber WJ.* Polycyclic aromatic hydrocarbon behavior in bioactive soil slurry reactors amended with a nonionic surfactant. *Environ. Toxicol. Chem.* 2005;24(2):268–276.

11. *Prats, D., Ruiz, F., Vázquez, B., & Rodriguez-Pastor, M.* (1997). Removal of anionic and nonionic surfactants in a wastewater treatment plant with anaerobic digestion. A comparative study. *Water Research*, 31(8), 1925-1930.

12. *Россінський В.М., Саблій Л.А.* Ефективність видалення нейоногенних детергентів зі стічних вод сорбцією на активному мулі // *Матеріали Науково-практичної конференції «Меліорація та водовикористання – сталий розвиток водогосподарського комплексу країни», 17 березня 2017 року, Мелітопольський інститут екології та соціальних технологій, м. Мелітополь.* С. 18-19.

13. *Олійник О.Я., Айрапетян Т.С.* Моделювання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах-аеротенках зі зваженим (вільноплаваючим) і закріпленим біоценозом // *Доповіді Національної академії наук України.* 2015. № 5. С. 55-60.

14. *Россінський В. М., Саблій Л. А.* Моделювання очищення стічних вод в аеробних та аноксидних біореакторах в присутності синтетичних детергентів // *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 27 / Головний редактор А. М. Кравчук. К.: КНУБА, 2016. С. 302–311.*

*Стаття надійшла до редакції 25.04.17*

Л.А. САБЛІЙ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені І. Сікорського»

С.В. КОНОНЦЕВ, кандидат технічних наук

Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

М.С. КОРЕНЧУК

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені І. Сікорського»

### **ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ АЕРУВАННЯ МУЛОВОЇ СУМІШІ В АЕРОТЕНКАХ ШЛЯХОМ ВИКОРИСТАННЯ НИЗЬКОНАПІРНОГО АЕРАТОРА**

*Проведено випробування роботи аераційно-окиснювальної установки роторного типу з різними конструкціями аераторів-окиснювачів і з різними режимами з використанням активного мулу та стічної води з Бортницької станції аерації. Наведено результати якісного та кількісного аналізів активного мулу до та після обробки в установці (муловий індекс, мікроскопування). Виявлено параметри, за яких активний мул функціонує в задовільному режимі. Встановлено ефективність насичення мулової суміші киснем повітря.*

**Ключові слова:** активний мул, стічні води, аератор-окиснювач, мікроскопування, муловий індекс.

*Проведены испытания работы аэрационно-окислительной установки роторного типа с различными конструкциями аэраторов-окислителей и с различными режимами с использованием активного ила и сточной воды из Бортнической станции аэрации. Приведены результаты качественного и количественного анализов активного ила до и после обработки в установке (иловый индекс, микроскопирование). Выявлены параметры, при которых активный ил функционирует в удовлетворительном режиме. Установлена эффективность насыщения иловой смеси кислородом воздуха*

**Ключевые слова:** активный ил, сточные воды, аэраатор- окислитель, микроскопирование, иловый индекс.

*The laboratory tests of aeration-oxidation set-up of a rotary-type with various designs of aerator-oxidizer and at various modes were performed. As an object of the research, activated sludge and wastewater from the Bortnychi wastewater treatment plant were concerned. The results of qualitative and quantitative analyzes of the activated sludge are given before and after treatment*

*process. The parameters under which the activated sludge function at a satisfactory mode are revealed. The oxygen saturation efficiency of the mixed liquor was established*

**Key words:** activated sludge, sewage, aerator-oxidant, microscopy, sludge index.

### **Вступ**

В процесі біологічного очищення стічних вод широко застосовують пневматичні системи аерації, які забезпечують достатні концентрації розчиненого кисню у муловій суміші та її перемішування. Пошук способів насичення мулової суміші киснем повітря зі зменшеними енерговитратами залишається актуальною проблемою [1]. Одним із таких способів є використання гідромеханічних систем аерації. Відомо, що ці системи аерації мають менші питомі енерговитрати порівняно з поширеними пневматичними системами [2].

Біологічні реактори із струменевим змішуванням (відомі в англійській літературі під назвою «jet loop reactor» [2]) не здобули широкого застосування на практиці [2–5]. Проте відомо, що такі реактори створюють сприятливі умови для ефективного розчинення кисню у воді. Ежектоване повітря в умовах інтенсивного перемішування та турбулентних потоків диспергується у вигляді мікробульбашок, значно збільшуючи поверхню поділу фаз, що сприяє його розчиненню [3] і підвищує швидкість окиснення органічних забруднень - це дозволяє збільшити навантаження за органічною речовиною на активний мул [6]. Проте, проходження мулової суміші через відцентровий насос може спричинити механічні пошкодження клітин мікроорганізмів активного мулу [6]. Окрім того, погіршуються седиментаційні властивості активного мулу, що ускладнює його подальше відокремлення від очищеної води [7].

З результатів досліджень процесу очищення висококонцентрованих стічних вод за показником ХСК (від 3000 мг/дм<sup>3</sup>) відомо, що верхня межа навантаження за органічною речовиною, за якої може відбуватись ефективно зниження забруднень, становить 5 кг/(м<sup>3</sup>·добу) з ефективністю видалення за показником ХСК 94%. Але слід зауважити, що така продуктивність обумовлена високою температурою процесу в апараті (40°C) та складом забруднень, що містять прості органічні кислоти та цукри [3].

### **Постановка задачі**

Метою дослідження є пошук раціональних параметрів аератора-окиснювача для забезпечення м'яких умов перемішування та розчинення кисню, при яких не відбуватиметься порушення стану активного мулу, та порівняння з іншими існуючими конструкціями струминних аераторів .

Задачами дослідження є:

– проведення серії дослідів для підбору режиму роботи установки та конструкції аератора-окиснювача для забезпечення сталих параметрів мулової суміші при різних режимах роботи;

– порівняння отриманих параметрів роботи з існуючими конструкціями струминних аераторів

### Обладнання, методи і матеріали

Дослідження проводили на базі дослідної аераційно-окиснювальної установки роторного типу в Інституті технічної теплофізики НАНУ. Схему установки представлено на рис. 1.

Дослідження проводили з використанням двох варіантів конструкції аераторів-окиснювачів.

Робочий об'єм аератора-окиснювача становить  $1,5 \text{ дм}^3$ . Основним елементом даного пристрою є роторно-пульсаційний вузол, який складається з двох роторів, з'єднаних гвинтами, та статора. Ротори мають наступні конструктивні параметри: внутрішній радіус малого ротора  $R_{мр} = 56 \text{ мм}$ , великого  $R_{вр} = 66 \text{ мм}$ ; розміри прорізів  $a = 3 \text{ мм}$ ; висота  $h_{пр} = 5 \text{ мм}$ ; кут між ними  $6^\circ$ ; кількість  $m = 60$ . Зазор між ротором і статором в роторно-пульсаційному вузлі складає  $\delta = 0,15 \dots 0,3 \text{ мм}$ . Конструктивні параметри статора наступні: внутрішній радіус  $R_{см} = 61 \text{ мм}$ ; розміри прорізів  $a = 3 \text{ мм}$ ; висота  $h_{пр} = 5 \text{ мм}$ ; кут між ними  $6^\circ$ ; кількість  $m = 60$ .

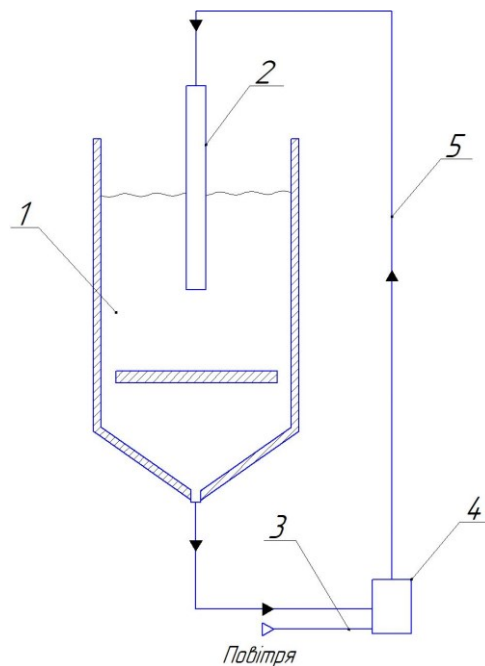


Рис. 1. Дослідна аераційно-окиснювальної установка роторного типу:

1 – ємність-накопичувач з перегородкою; 2 – ежектор газорідної суміші; 3 – ежекція атмосферного повітря; 4 – відцентровий двигун з насадками; 5 – трубопровід рециркуляції

Всмоктування повітря за частоти обертів 38 об/с складає  $89 \text{ м}^3/\text{м}^3$ , а за 48 об/с –  $96 \text{ м}^3/\text{м}^3$  [9].

У роботі проводили визначення доз активного мулу за сухою речовиною  $a$ , за об'ємом  $V$  і мулового індексу  $I$ .

Дослідження активного мулу проводили за допомогою тринокулярного мікроскопа марки XSP-139TP Ulab, який обладнано окуляром зі збільшенням



x10 та об'єктивами зі збільшеннями x10, x20 та x40. Також, використовували мікроскоп Carl Zeiss Axio Imager.

Активний мул для досліджень було відібрано з мулової камери після вторинних відстійників Бортницької станції аерації м. Києва. Він представляє собою асоціацію мікроорганізмів. Мікрофотографії активного мулу представлено на рис. 3.

Визначення концентрації розчиненого кисню проводили за допомогою оксиметру OHAUS STARTER300D.

Мул у зразках є помірно-навантаженим, нитчасті бактерії відсутні, наявні інфузорії родів: *Paramecium*, *Vorticella*, *Epistylis*, *Euplotes*; коловертки родів: *Habrotrocha*, *Epipheres*, *Rotaria*, *Pleurotrocha*. Для подальшого дослідження ефекту очищення за параметром ХСК було відібрано нову пробу активного мулу: доза мулу за об'ємом – 880 см<sup>3</sup>/дм<sup>3</sup>. Муловий індекс – 110 см<sup>3</sup>/г.

Для якісної оцінки забруднення стічної води застосовували стандартну методику визначення хімічного споживання кисню (біхроматна окиснюваність) – ХСК [10].

Об'єм оброблюваної мулової суміші складає 30 дм<sup>3</sup> з концентрацією мулу 2,5 г/дм<sup>3</sup>, що отримували розведенням активного мулу відстояною водопровідною водою (при оцінці параметрів активного мулу на першому етапі досліджень) та стічною водою (при визначенні ступеня очищення стічної води) в апараті перед початком дослідів. Суміші оброблювали протягом 40 хв.

Таблиця 1

Параметри активного мулу

NN проб	Середня доза активного мулу, $a_{сер}$ , г/дм <sup>3</sup>	Середня доза активного мулу $V_{сер}$ , см <sup>3</sup> /дм <sup>3</sup>	Муловий індекс, $I$ , дм <sup>3</sup> /г
1	8,4	930	111
2	8	955	121

Примітка: 1 і 2 – послідовні проби.

### Результати та їх обговорення

Результати представлено в таблиці 2 та на рис. 2.

Відповідно до попередніх досліджень, проведених Інститутом технічної теплофізики [11], швидкість масопереносу кисню при даних умовах складає 6 г/(дм<sup>3</sup>·год), . Порівняння з іншими відомими системами пневматичної аерації проводили відповідно до показника ефективності насичення киснем (Oxygen Transfer Efficiency):

$$\text{oxygen transfer efficiency} = \frac{N/V}{Q_g \cdot \rho_g \cdot f_o}, \%, \quad (1)$$

де  $N/V$  – швидкість масопереносу кисню, г/(дм<sup>3</sup>·год);  $Q_g$  - витрата повітря, м<sup>3</sup>/год;  $\rho_g$  – густина повітря, г/дм<sup>3</sup>;  $f_o$  – частка кисню у повітрі.

## Параметри активного мулу після обробки протягом 40 хв.

Кутова швидкість ротору $\omega$ , $\text{с}^{-1}$		38,2	47,75
Витрата повітря $Q_g$ , $\text{м}^3/\text{год}$		2,68	2,88
Витрата мулової суміші, $Q_l$ , $\text{м}^3/\text{год}$		5	6,4
Витрата повітря від витрати мулової суміші $Q_{\text{екв}}$ , $\text{м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{год})$		89	96
Температура мулової суміші $T$ , $^{\circ}\text{C}$ .		21,7	21,7
Концентрація кисню у муловій суміші, $\text{мг}/\text{дм}^3$		8,2	8,2
Середня доза активного мулу, $a_{\text{сер}}$ , $\text{г}/\text{дм}^3$	К	0,8	0,7
	П	0,8	0,5
Середня доза активного мулу $V_{\text{сер}}$ , $\text{см}^3/\text{дм}^3$	К	63	83
	П	63	78
Муловий індекс, $I$ , $\text{см}^3/\text{г}$	К	81	129
	П	88	165

Примітка: К – контроль; П – проба.

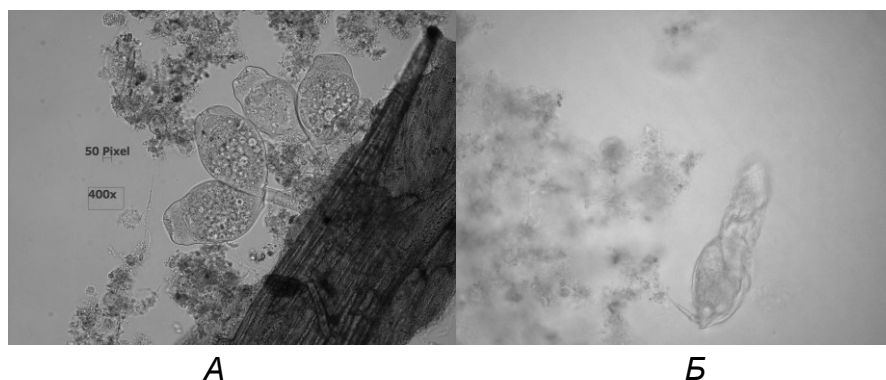


Рис. 2. Мікрофотографії активного мулу при збільшенні  $\times 400$ :  
А – контроль; Б – проба

За розрахунком, показник ефективності насичення киснем для аераційно-окиснювальної установки за даних умов склав 26%, що не поступається відомим системам гідромеханічної аерації [12].

Відповідно до результатів мікроскопування спостерігали незначне здрібнення пластівців активного мулу, що відзначилося у збільшенні мулового індексу при кутовій швидкості  $47,75 \text{ с}^{-1}$ .

#### Висновок

На основі виконаних досліджень було встановлено оптимальні параметри роботи аераційно-окиснювальної установки для насичення киснем мулової суміші, що не призводять до погіршення властивостей активного мулу та забезпечують високу ефективність насичення мулової суміші киснем.

## Список літератури

1. *Саблій Л.А.* Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні і управління безпекою праці / Л. А. Саблій, О. М. Бунчак, В. С. Жукова, В. М. Россінський. Рівне : НУВГП, 2016. 356 с..
2. *Bloor J. C.* High rate aerobic treatment of brewery wastewater using the jet loop reactor / J. C. Bloor, G. K. Anderson, A. R. Willey // *Water Research*. 1995. Vol. 29, No. 5. P. 1217–1223.
3. *Petruccioli M.* Aerobic treatment of winery wastewater using a jet-loop activated sludge reactor / M. Petruccioli, J. Cardoso Duarte, A. Eusebio, F. Federici // *Process Biochemistry*. 2002. Vol. 37, No. 8. P. 821–829.
4. *Wei C.* Treatment of food processing wastewater in a full-scale jet biogas internal loop anaerobic fluidized bed reactor / C. Wei, T. Zhang, C. Feng[et al.] // *Biodegradation*. 2011. Vol. 22, No. 2. P. 347–357.
5. *Pant D.* Biological approaches for treatment of distillery wastewater: a review / D. Pant, A. Adholeya // *Bioresource Technology*. 2007. Vol. 98, No. 12. P. 2321–2334.
6. *Yenkie M. K. N.* Biokinetics of wastewater treatment in the high performance compact reactor (hcr) / M. K. N. Yenkie, S. U. Geissen, A. Vogelpohl // *The Chemical Engineering Journal*. 1992. Vol. 49, No. 1.
7. *Eusébio A.* Characterization of the microbial communities in jet-loop (jacto) reactors during aerobic olive oil wastewater treatment / A. Eusébio, M. Mateus, L. Baeta-Hall[et al.] // *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2007. Vol. 59, No. 3. P. 226–233.
8. *Patil M. S.* Laboratory scale study of activated sludge process in jet loop reactor for waste watertreatment / M. S. Patil, G. A. Usmani // *Journal of Engineering Research and Applications* www.ijera.com ISSN. 2014. Vol. 4, No. 5. P. 2248–962268.
9. *Драганов Б.Х.* Порівняння ефективності роботи тепломасообмінного обладнання з дискретно-імпульсним введенням енергії при культивуванні кормових дріжджів / Б. Х. Драганов, В. В. Сидоренко, О. М. Ободович, Г. К. Іваницький // *Науковий вісник НУБіП України. Серія: Техніка та енергетика АПК*. 2016. No. 240. P. 61–68.
10. *КНД 211.1.4.021-95.* Методика визначення хімічного споживання кисню (хск) в поверхневих і стічних водах / Український науковий центр охорони вод.
11. Сидоренко В.В. Особливості аерації і тепломасопереносу в культуральних середовищах методом дискретно – імпульсного введення енергії: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.14.06 "технічна теплофізика та промислова теплоенергетика" / Сидоренко Віталій Володимирович К., 2016. 25 с.
12. *Yildiz E.* High strength wastewater treatment in a jet loop membrane bioreactor: kinetics and performance evaluation / E. Yildiz, B. Keskinler, T. Pekdemir [et al.] // *Chemical Engineering Science*. 2005. Vol.60, No.4. P.1103–1116.

Стаття надійшла до редакції 20.11.17

## **ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОНОМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ СИСТЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ З ПІДЗЕМНИХ ДЖЕРЕЛ ПРИ РІЗНИХ РЕЖИМАХ РОБОТИ ВОДОЗАБІРНИХ СВЕРДЛОВИН**

*Наведено результати досліджень вартості спожитої електроенергії в системах водопостачання при застосуванні багатозонних тарифів і різних режимах подачі води водозабірними свердловинами в регулюючу ємність.*

**Ключові слова:** система водопостачання, підземні води, вартість електроенергії, багатозонні тарифи

*Приведены результаты исследований стоимости потребленной электроэнергии в системах водоснабжения при применении многозонных тарифов и различных режимах подачи воды водозаборными скважинами в регулируемую емкость.*

**Ключевые слова:** система водоснабжения, подземные воды, стоимость электроэнергии, многозонные тарифы

*The article contains results of researching cost of consumed electric energy in water supply systems by using multi-zone tariffs and different modes supply water by water intake wells to the regulating volume.*

**Keywords:** water supply system, groundwater, electricity cost, multi-zone tariffs

При експлуатації насосів в системах водопостачання споживається величезна кількість електроенергії, вартість якої зазвичай становить одну із основних статей експлуатаційних витрат комунальних підприємств та значною мірою впливає на собівартість води. Суттєве подорожчання вартості енергетичних ресурсів для промисловості протягом останніх років (рис. 1) є головною причиною зростання тарифів на воду для різних категорій споживачів. Така ситуація змушує здійснювати пошук шляхів енергозбереження та зменшення витрат за споживану електроенергію при заборі води з джерел водопостачання та подачі її споживачам. Одним із шляхів вирішення цієї проблеми може бути застосування багатозонних тарифів на насосних станціях при заборі підземних вод [1-6].

Оскільки в Україні є суттєвий надлишок електроенергії в нічний час через велику різницю між денним і нічним енергоспоживанням, то для підвищення економічності та надійності роботи енергосистеми, раціонального

її використання, організації більш рівномірного завантаження електромереж протягом доби, держава низькими тарифами стимулює більше споживання електроенергії вночі шляхом впровадження дво- й тризонної тарифікації з відповідними тарифними коефіцієнтами, диференційованими за періодами часу (табл. 1 і 2), що передбачає використання багатотарифних лічильників на електроенергію [5, 6].

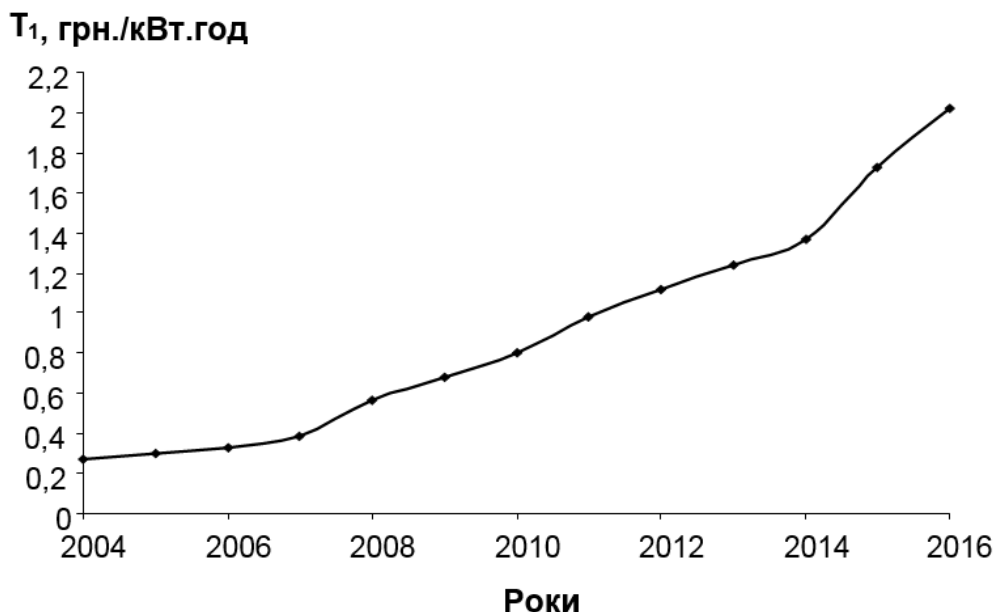


Рис. 1. Зростання вартості 1 кВт·год електроенергії для промисловості за одноставковим тарифом

Таблиця 1

**Тарифні коефіцієнти для двозонних тарифів диференційованих за періодами часу**

Період часу	Тарифний коефіцієнт	Межі тарифних зон	Тривалість періоду, год.
нічний	0,35	з 23 год. до 7 год.	8
денний	1,35	з 7 год. до 23 год.	16

Таблиця 2

**Тарифні коефіцієнти для тризонних тарифів диференційованих за періодами часу**

Період часу	Тарифний коефіцієнт	Межі тарифних зон	Тривалість періоду, год.
нічний	0,25	з 23 год. до 6 год.	7
напівпіковий	1,02	з 6 год. до 8 год. з 10 год. до 17 год. з 21 год. до 23 год.	11
піковий	1,8	з 8 год. до 10 год. з 17 год. до 21 год.	6

Для обґрунтування доцільності застосування багатозонних тарифів на електроенергію в системах водопостачання необхідно провести відповідні дослідження.

При заборі підземних вод свердловинами, як правило, протягом доби застосовують режим рівномірної подачі води насосами в регулюючу ємність. У цьому випадку при використанні одноставкового тарифу добова вартість за спожиту електроенергію складе, грн.:

$$E_1 = N_1 n T_1, \quad (1)$$

де  $N_1$  – споживана на валу насосів потужність за одну годину їхньої роботи, кВт;  $n = 24$  год. – тривалість рівномірної роботи насосів протягом доби;  $T_1$  – тариф за спожиту електроенергію, грн./кВт·год.

Прийнявши  $E_1 = 100\%$ , можна визначити, якою буде вартість спожитої електроенергії при застосуванні багатозонних тарифів у порівнянні з одноставковим.

Для двозонного тарифу:

$$E_2 = N_1 n_n K_{Т.н} T_1 + N_1 n_d K_{Т.д} T_1 = N_1 n T_1 (n_n K_{Т.н} / n + n_d K_{Т.д} / n) = \\ = 100(8 \cdot 0,35 / 24 + 16 \cdot 1,35 / 24) = 101,7\%,$$

де  $n_n = 8$  год. та  $n_d = 16$  год. – тривалість роботи насосів відповідно у нічний та денний період;  $K_{Т.н} = 0,35$  та  $K_{Т.д} = 1,35$  – тарифні коефіцієнти, що застосовуються відповідно у нічний та денний періоди часу.

Для тризонного тарифу:

$$E_3 = N_1 n_n K_{Т.н} T_1 + N_1 n_{нп} K_{Т.нп} T_1 + N_1 n_p K_{Т.п} T_1 = N_1 n T_1 (n_n K_{Т.н} / n + \\ + n_{нп} K_{Т.нп} / n + n_p K_{Т.п} / n) = 100(7 \cdot 0,25 / 24 + 11 \cdot 1,02 / 24 + 6 \cdot 1,8 / 24) = 99,04\%,$$

де  $n_n = 7$  год.;  $n_{нп} = 11$  год. та  $n_p = 6$  год. – тривалість роботи насосів відповідно у нічний, напівпіковий та піковий період;  $K_{Т.н} = 0,25$ ;  $K_{Т.нп} = 1,02$  та  $K_{Т.п} = 1,8$  – тарифні коефіцієнти, що застосовуються відповідно у нічний, напівпіковий та піковий періоди часу.

Враховуючи величину тарифних коефіцієнтів при багатозонній тарифікації, очевидно, що для зменшення вартості спожитої електроенергії доцільно максимально навантажувати насоси у нічний період і повністю виключати з роботи у піковий. Однак при цьому буде значно зростати необхідна годинна продуктивність водозабірних споруд. Так, якщо при рівномірній протягом доби роботі насосів їхня годинна витрата складає

$$q_{г.р} = 100 / 24 = 4,17\% \text{ від добового водоспоживання } Q_{доб},$$

то щоб забезпечити роботу насосів лише в нічний період з низьким тарифним коефіцієнтом, а отже найменшими експлуатаційними витратами, їхня подача має становити:

– при двозонних тарифах  $q_{г.н} = 100 / 8 = 12,5\%$  від  $Q_{доб}$ , що втричі більше ніж при рівномірній подачі ( $q_{г.н} / q_{г.р} = 12,5 / 4,17 = 3$ );

– при тризонних тарифах  $q_{г.н} = 100 / 7 = 14,29\%$  від  $Q_{доб}$ , що в 3,4 рази більше ніж при рівномірній подачі ( $q_{г.н} / q_{г.р} = 14,29 / 4,17 = 3,4$ ).

Щоб забезпечити такі годинні витрати необхідно приблизно у стільки ж збільшувати і кількість робочих свердловин, що вимагає значних капітальних коштів на їх буріння, встановлення потрібного обладнання, насосних

агрегатів та підведення трубопроводів. Тому доцільно розглянути режими роботи водозабірних споруд, коли система буде певну кількість годин навантажуватися у денний період при двозонній тарифікації та напівпіковий – при тризонній. Чим більшим буде цей період, тим менша потужність водозабору потрібна, однак тим вища буде вартість спожитої електроенергії при застосуванні багатозонних тарифів. У табл. 3 і 4 наведено показники годинних витрат води  $q_T$  в % від  $Q_{\text{доб}}$  та співвідношення  $q_T / q_{T.p}$  залежно від тривалості годин роботи насосів у денний чи напівпіковий період доби.

Таблиця 3

**Показники витрат води залежно від тривалості роботи насосів у денний період при двозонній тарифікації**

Показники	Тривалість роботи насосів у денний період $n_d$ , год																
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
$q_T$ , % від $Q_{\text{доб}}$	12,5	11,11	10	9,09	8,33	7,69	7,14	6,67	6,25	5,88	5,56	5,26	5	4,76	4,55	4,35	4,17
$q_T / q_{T.p}$	3	2,67	2,4	2,18	2	1,85	1,71	1,6	1,5	1,41	1,33	1,26	1,2	1,14	1,09	1,04	1

Таблиця 4

**Показники витрат води залежно від тривалості роботи насосів у напівпіковий період при тризонній тарифікації**

Показники	Тривалість роботи насосів у напівпіковий період $n_{np}$ , год											
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
$q_T$ , % від $Q_{\text{доб}}$	14,29	12,5	11,11	10	9,09	8,33	7,69	7,14	6,67	6,25	5,88	5,56
$q_T / q_{T.p}$	3,43	3	2,67	2,4	2,18	2	1,85	1,71	1,6	1,5	1,41	1,33

Слід зазначити, що при зменшенні тривалості роботи насосів у денний чи напівпіковий період, крім зростання потрібної потужності водозабору, буде зростати ще й необхідна продуктивність водоочисної станції, а також місткість регулюючої споруди, оскільки при цьому збільшується нерівномірність подачі й забору води в ній протягом доби, що може призвести до додаткового збільшення капітальних витрат. Однак для точного визначення регулюючого об'єму необхідно, окрім режиму роботи свердловинних насосів, знати ще й графіки водоспоживання, якщо вода надходить споживачам з водонапірної башти, або режими роботи насосної станції другого підняття, якщо вода забирається з резервуара.

Разом з тим, при зменшенні тривалості роботи насосів у денний чи напівпіковий період доби будуть значно знижуватись експлуатаційні витрати на комунальних підприємствах водопостачання через низькі тарифи на електроенергію у нічний період.

Для наближених розрахунків припускаємо, що усі свердловини працюють в однакових умовах з однаковими насосами та дебітами і мають однакові питомі витрати електроенергії на подачу води. В такому випадку при

збільшенні годинної подачі води у нічний період, наприклад, утричі, у стільки ж разів зросте і необхідна кількість робочих свердловин, а отже і споживана на валу насосів потужність. Це дає можливість порівнювати вартість спожитої електроенергії при роботі системи з різним співвідношенням  $q_r/q_{r.p}$  та застосуванні багатозонних тарифів з вартістю спожитої електроенергії за одноставковим тарифом при рівномірній подачі води, приймаючи  $E_1$ , що визначається за формулою (1), за 100%.

Так, для наведеного прикладу, коли забір води свердловинами здійснюється лише в нічний період доби тривалістю 8 годин при дії двозонних тарифів, годинна подача, а отже і споживана насосами потужність, має бути втричі більшою ніж при рівномірному протягом доби режимі ( $q_r = 3q_{r.p} = 3 \cdot 4,17 = 12,5\%$ ). Вартість спожитої електроенергії при цьому у порівнянні з одноставковим тарифом складе:

$$E_2 = 3N_1 n_n K_{T.n} T_1 + 3N_1 n_d K_{T.d} T_1 = 100(3 \cdot 8 \cdot 0,35/24 + 3 \cdot 0 \cdot 1,35/24) = 35\%.$$

Для випадку, коли застосовуються тризонні тарифи, тривалість нічного періоду становить 7 годин, отже при годинній подачі  $q_r = 3q_{r.p}$  одну годину насоси повинні працювати у напівпіковий період. Вартість спожитої електроенергії при цьому у порівнянні з одноставковим тарифом складе:

$$E_3 = 3N_1 n_n K_{T.n} T_1 + 3N_1 n_{np} K_{T.np} T_1 = 100(3 \cdot 7 \cdot 0,25/24 + 3 \cdot 1 \cdot 1,02/24) = 34,6\%.$$

У табл. 5 та 6 наведено результати розрахунку вартості спожитої електроенергії при інших значеннях співвідношення між годинними подачами води залежно від тривалості роботи насосів у денний або напівпіковий період у порівнянні з рівномірним режимом роботи насосів протягом доби.

Таблиця 5

**Результати розрахунку вартості електроенергії при двозонній тарифікації**

$q_r, \%$	$3q_{r.p}$	$2,4q_{r.p}$	$2q_{r.p}$	$1,6q_{r.p}$	$1,5q_{r.p}$	$1,2 q_{r.p}$	$1,1 q_{r.p}$	$q_{r.p}$
$n_d, \text{ год}$	0	2	4	7	8	12	14	16
$E_2, \%$	35	55	68,3	81,7	85	95	98,6	101,7

Таблиця 6

**Результати розрахунку вартості електроенергії при тризонній тарифікації**

$q_r, \%$	$3,4q_{r.p}$	$3q_{r.p}$	$2,4q_{r.p}$	$2q_{r.p}$	$1,6q_{r.p}$	$1,5 q_{r.p}$	$1,41q_{r.p}$	$1,33q_{r.p}$
$n_{np}, \text{ год}$	0	1	3	5	8	9	10	11
$E_3, \%$	25	34,6	48,1	57,1	66,1	68,3	70,3	72,1

За результатами табл. 5 і 6 побудовано графіки залежності вартості спожитої електроенергії  $E$  при застосуванні багатозонних тарифів і різній тривалості роботи насосів у денний або напівпіковий періоди в порівнянні з одноставковим тарифом і рівномірною подачею води протягом доби (рис. 2), з яких видно, що застосування багатозонних тарифів дає змогу значно



зменшити вартість спожитої електроенергії (до 3-4 разів), що суттєво знижує експлуатаційні витрати на комунальних підприємствах водопостачання.

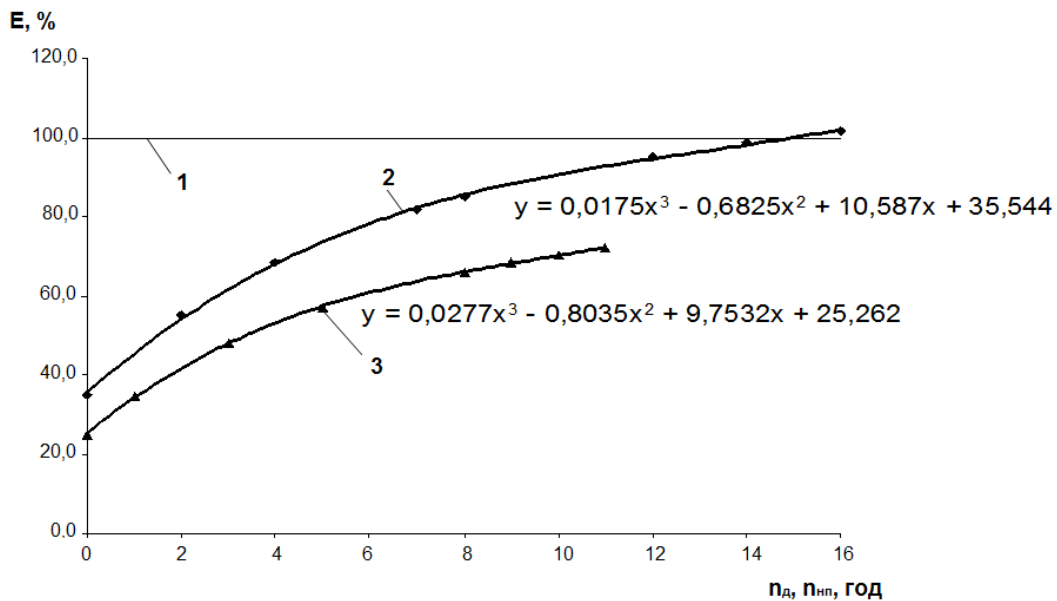


Рис. 2. Графіки вартості електроенергії: **1** –  $E_1 = 100\%$  – за одноставковим тарифом при рівномірній подачі води протягом доби; **2** –  $E_2 = f(n_d)$  – при дії двозонних тарифів; **3** –  $E_3 = f(n_{нп})$  – при дії трizonних тарифів

При проектуванні нової водопровідної системи залежно від обсягу водоспоживання та дебіту свердловини доцільно розглянути кілька можливих варіантів з різною кількістю робочих свердловин та тривалістю роботи насосів у денний чи напівпіковий періоди, розрахувати капітальні витрати на будівництво та дослідити вартість електроенергії з урахуванням багатозонних тарифів при експлуатації споруд, провести техніко-економічні порівняння та вибрати варіант з найменшими приведеними витратами, що визначаються за формулою

$$\Pi = E_n K + E_e, \text{ грн./рік}, \quad (2)$$

де  $K$  – капіталовкладення або будівельні витрати, грн.;  $E_e$  – експлуатаційні витрати, грн./рік;  $E_n$  – нормативний коефіцієнт ефективності капіталовкладень, який приймають рівним 0,12.

В діючих системах водопостачання при заборі підземних вод також доцільно досліджувати роботу споруд з різними режимами експлуатації та врахуванням багатозонних тарифів на електроенергію, що здійснюють за допомогою імітаційного моделювання на персональному комп'ютері. В умовах значного зниження водоспоживання протягом останніх десятиліть на багатьох водопроводах продуктивність існуючих водозабірних споруд суттєво перевищує потреби водоспоживачів. Тому актуальними є питання оптимізації роботи водозабірних свердловин з метою забезпечення найменших питомих витрат електроенергії в системі при подачі розрахункових витрат води. Місткість наявних регулюючих споруд може виявитись цілком достатньою при збільшенні нерівномірності подачі води в них насосами у разі застосування багатозонних тарифів на електроенергію. Так, дослідження і оптимізаційні розрахунки системи водопостачання з підземних джерел м. Чернігова

показали, що вартість спожитої електроенергії при використанні двозонних тарифів на 12,3%, а тризонних – на 28% нижча, ніж при одноставковому тарифі, що дає змогу суттєво зменшити експлуатаційні витрати без вкладення коштів у капітальне будівництво [7, 8].

**Висновки.** Вартість спожитої електроенергії становить одну з головних часток, що формують собівартість води, тому в умовах невпинного зростання тарифів на енергоресурси актуальними є заходи, спрямовані на зменшення енергоспоживання шляхом оптимізації сумісної роботи споруд в системах водопостачання та зниження витрат за споживану електроенергію при використанні багатозонних тарифів. Нічні тарифи для підприємств 3,8 рази нижчі, ніж у денний період доби при двозонній тарифікації, та у 7 разів нижчі, ніж у піковий період доби при застосуванні тризонних тарифів, тому в діючих системах водопостачання доцільно максимально завантажувати водозабірні споруди вночі та повністю виключати їх з роботи в пікові години найбільшого навантаження на енергосистему, що дозволяє значно знизити експлуатаційні витрати комунальних підприємств. Проектуючи нові водопроводи, необхідно враховувати, що при зменшенні тривалості роботи насосів вдень виникає потреба у збільшенні потужності водозабору, продуктивності водоочисної станції та місткості регулюючих споруд, а це вимагає додаткових капітальних витрат, отже остаточне рішення приймають на основі техніко-економічного порівняння різних варіантів експлуатації системи водопостачання.

### Список літератури

1. *Полищук С.И.* Энергосберегающие технологии для предприятий ЖКХ и не только... / С.И. Полищук, И.С. Кутрань // Вода і водоочисні технології, 2010, № 3-4. С. 64-67.
2. *Агеев М. К.* Современные направления оптимизации систем водоснабжения // Водоснабжение и санитарная техника, № 12, 2014. С. 4-14.
3. *Хоружий П.Д.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання / П.Д. Хоружий, Т.П. Хомутецька, В.П. Хоружий. К.: Аграрна наука, 2008. 534 с.
4. *Хомутецька Т.П.* Енергоощадне водопостачання / Т.П. Хомутецька К.: Аграрна наука, 2016. 304с.
5. *Інформ. ресурс* [http://search.ligazakon.ua/l\\_doc2.nsf/link1/GK4298.html](http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/GK4298.html) Постанова НКРЕ від 20.12.2001 № 1241 (із змінами та доповненнями).
6. *Інформ. ресурс* <https://kyivenergo.ua/ee-company/tarifi> Тарифи на електричну енергію (крім населення).
7. *Хомутецька Т.П.* Дослідження доцільності застосування багатозонних тарифів на електроенергію у водопостачанні / Т.П. Хомутецька, Г.А. Сизоненко // Меліорація і водне господарство. Вип.101. К: ІВПіМ НААН, 2014. С. 112-123.
8. *Хомутецька Т.П.* Енергоощадне водопостачання: проблеми і рішення (на прикладі Чернігівського водопроводу) / Т.П. Хомутецька, Г.А. Сизоненко // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук-техн. зб. Вип.23. К.: КНУБА, 2014. С. 53-59.

*Стаття надійшла до редакції 19.11.17у*

О.А. СИРОВАТСЬКИЙ, кандидат технічних наук  
О.Г. ГАЙДУЧОК, аспірант  
Харківський національний університет будівництва та архітектури

## МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ НАПІРНО-ФЛОТАЦІЙНОГО ПРОЦЕСУ ОЧИЩЕННЯ МАЛОКАЛАМУТНИХ КОЛЬОРОВИХ ВОД ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ДЛЯ ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

*Представлені результати теоретичних досліджень процесу напірної флотації при очищенні малокаламутних кольорових вод поверхневого джерела для господарсько-питного водопостачання.*

**Ключові слова:** математична модель, напірна флотація, концентрація завислих часток, бульбашки повітря, господарсько-питне водопостачання.

*Представлены результаты теоретических исследований процесса напорной флотации при очистке маломутных цветных вод поверхностного источника для хозяйственно-питьевого водоснабжения.*

**Ключевые слова:** математическая модель, напорная флотація, концентрація взвешенных частиц, пузырьки воздуха, хозяйственно-питьевое водоснабжение.

*The results of theoretical studies of the process of dissolved air flotation during clarification of low turbidity colored water of a surface source for drinking water supply are presented.*

**Keywords:** mathematical model, dissolved air flotation, concentration of suspended particles, air bubble, drinking water supply.

**Введення.** Актуальність використання напірно-флотаційних методів очищення малокаламутних кольорових вод на станціях водопідготовки полягає в тому, що на теперішній час в Україні практично всі водні об'єкти зарегульовані [1,102]. Внаслідок цього, каламутність вихідної води не перевищує 50 мг/л, а невеликі значення швидкості руху води та дія сонячних променів зумовлюють утворення органічних сполук, що впливають на кольоровість води. У багатьох випадках значення кольоровості не перевищує 120 градусів за платиново-кобальтовою шкалою [2,228].

Водоочисні станції, які працюють за існуючими схемами очистки [3,75] (освітлення води у відстійниках або освітлювачах із шаром завислого осаду і фільтрування через зернисті фільтри) не можуть в осінній та весняний періоди якісно очистити воду, до вимог Державних санітарних норм та правил

"Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" [4,37]. Для дотримання норм потрібно при очищенні застосовувати підвищену дозу реагенту – коагулянту або значно збільшити загальний обсяг очисних споруд, що економічно недоцільно.

Сьогодні існує ряд методів і конструкцій очисних установок, що дозволяють підвищити ефективність обробки води. До них відносяться коагуляція мінеральними електролітами, флокуляція синтетичними реагентами, ультра- і мікрофільтрація [5,21;6,150; 7,24]. Однак, в сучасних умовах ці методи вимагають високих енерго- й експлуатаційних витрат і часто не забезпечують зростаючих вимог до якості очищеної води.

Ми вважаємо, що флотаційний метод є ефективним методом очищення малокаламутних кольорових вод, бо сутність процесу полягає в специфічній дії молекулярних сил між бульбашкою газу (повітря) та часткою забруднення. При зближенні у воді бульбашки і з гідрофобною поверхнею частки, тонкий шар, який їх розділяє, стає нестійким і розривається. Внаслідок цього, короточасний їх контакт може призвести до злиття бульбашки і частки, а під дією підйомної сили агрегат, що утворився, буде прямувати на поверхню.

Крупність забруднюючих часток, які обумовлюють каламутність та кольоровість, знаходиться в межах  $10^{-6} \dots 10^{-3}$  м. Для ефективного видалення таких часток необхідно щоб розміри бульбашок газу (повітря) знаходилися в межах  $10^{-5} \dots 10^{-2}$  м. Отримати такі розміри можна тільки напірною або електро- флотаціями. Недоліками електрофлотації є специфічна технологічна схема та великі енергетичні витрати. Саме тому, на нашу думку, для ефективного очищення на водоочисних станціях краще застосовувати напірно-флотаційний метод.

Проведений літературний аналіз показав перспективність напірної флотації при очищенні вод поверхневих джерел для господарсько-питного водопостачання.

Впровадження на станціях водопідготовки в Швеції, Фінляндії і Великій Британії почалось ще на початку 60-х років. Дана технологія показала ефективність процесу при очищенні поверхневої води з малою каламутністю, наявністю в ній водоростей і природними пігментами. З того часу в цих країнах, а також в Норвегії, кількість таких установок збільшилось [8,45, 9,10].

В США та Канаді для очищення поверхневих вод, які мають низьку лужність, кольоровість та наявність водоростей, впровадження почалось на початку 80-х років. Наразі в цих країнах налічується близько 150 станцій обладнаних спорудами напірної флотації [10,1425;11,1173].

На рис.1 представлена технологічна схема процесу очищення поверхневої води за допомогою напірно-флотаційного методу [12,1].

Важливою перевагою напірно-флотаційного методу є ефективне очищення води від діатомових і зелених водоростей, флагелатів і ціанобактерій, які засмічують фільтри. За результатами дослідів, вчені

встановили, що ефективність очищення води від водоростей *Chlorellavulgaris* та *Cyclotellasp.* склала 90...99,9%. В цілому вважається, що напірна флотація здатна забезпечити ефективність очищення води 90...99% від різних видів водоростей. За аналогічних умов ефективність осадження складає 60...90% [11,1174; 13,1828].

**Метою** роботи є визначення залежності ефекту видалення часток забруднення з вихідної води від конструктивних параметрів флотаційної установки.

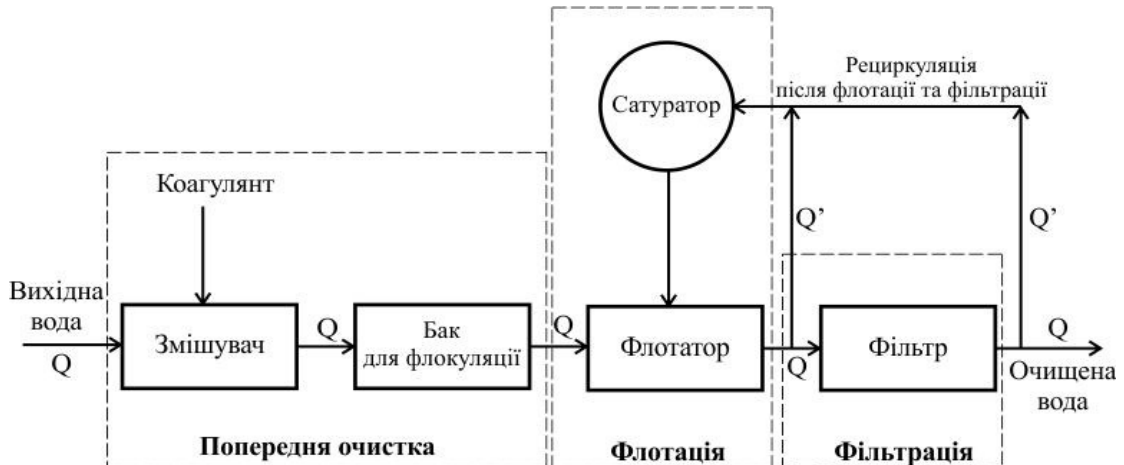


Рис.1. Технологічна схема процесу очищення поверхневої води за допомогою напірно-флотаційного методу

### Основний розділ

Математична модель напірно-флотаційного процесу виглядає наступним чином:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + W \frac{\partial c}{\partial z} = D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - J, \quad (1)$$

де  $c$  – концентрація завислих часток у воді, мг/л;  $J$  – потік повітряних бульбашок у воді,  $c^{-1}$ , який складає:

$$J = - \left( \frac{\partial s}{\partial t} + (V_{\text{вод}} + V_{\text{бульб}}) \times \frac{\partial s}{\partial z} \right) = -A \cdot (S - C), \quad (2)$$

де  $S$  – кількість завислих часток на бульбашках;  $V_{\text{вод}}$  – швидкість висхідного потоку;  $V_{\text{бульб}}$  – швидкість підйому повітряної бульбашки;  $A$  – коефіцієнт.

Підставивши рівняння (2) в рівняння (1), отримаємо:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + W \frac{\partial c}{\partial z} = D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - A \cdot (S - C). \quad (3)$$

**Швидкість висхідного потоку ( $V_{\text{вод}}$ ) було прийнято на основі експериментальних досліджень і складає 1,3 мм/с.**

**Швидкість підйому повітряної бульбашки ( $V_{\text{бульб}}$ ) у воді знайдемо за залежністю [14,156]:**

$$V_{\text{бульб}} = \frac{(\rho_{\text{вод}} - \rho_{\text{пов}}) g d_{\text{екв}}}{18 \mu_{\text{вод}}} \times \frac{3(1 + \mu')}{2 + 3\mu'}$$

де  $\rho_{\text{вод}}$  – густина води;  $\rho_{\text{пов}}$  – густина повітря;  $g$  – прискорення вільного падіння;  $d_{\text{екв}}$  – еквівалентний діаметр бульбашки;  $\mu_{\text{вод}}$  – динамічна

в'язкість вод;  $\mu'$  – параметр, який характеризує рухливість поверхонь розділу фаз, визначається [15,16]:

$$\mu' = \frac{\mu_{\text{повітря}}}{\mu_{\text{вод}}} \quad (4)$$

Таким чином, швидкість підйому у воді повітряної бульбашки діаметром  $d = 15 \dots 30$  мкм складає  $0,18 \dots 0,73$  мм/с.

Для вирішення цієї математичної моделі був застосований метод кінцево-різницевого рівнянь. Диференціальне рівняння було замінено на рівняння з різницевиими співвідношеннями:

$$\frac{C[i,j] - C[i,j-1]}{\Delta t} + W \frac{C[i,j] - C[i-1,j]}{\Delta z} = D \frac{C[i+1,j] - 2C[i,j] + C[i,j+1]}{\Delta z^2} - A \cdot (S[i,k-1] - C[i,k-1]);$$

$$\Delta t = \frac{T}{n-1};$$

$$\Delta z = \frac{H}{m-1};$$

де  $T$  – час;  $H$  – висота контактної зони (флотаційної камери).

Висота флотаційної камери прийнята 2 м.

Застосувавши комп'ютерний програмний комплекс *BorlandDelphi7* і підставивши відомі значення, ми визначили коефіцієнт  $A$ , який дорівнює 0,051.

Рішенням математичної моделі напірно-флотаційного процесу очищення малокаламутних вод є значення концентрацій завислих часток у воді по висоті флотаційної камери (рис.2).

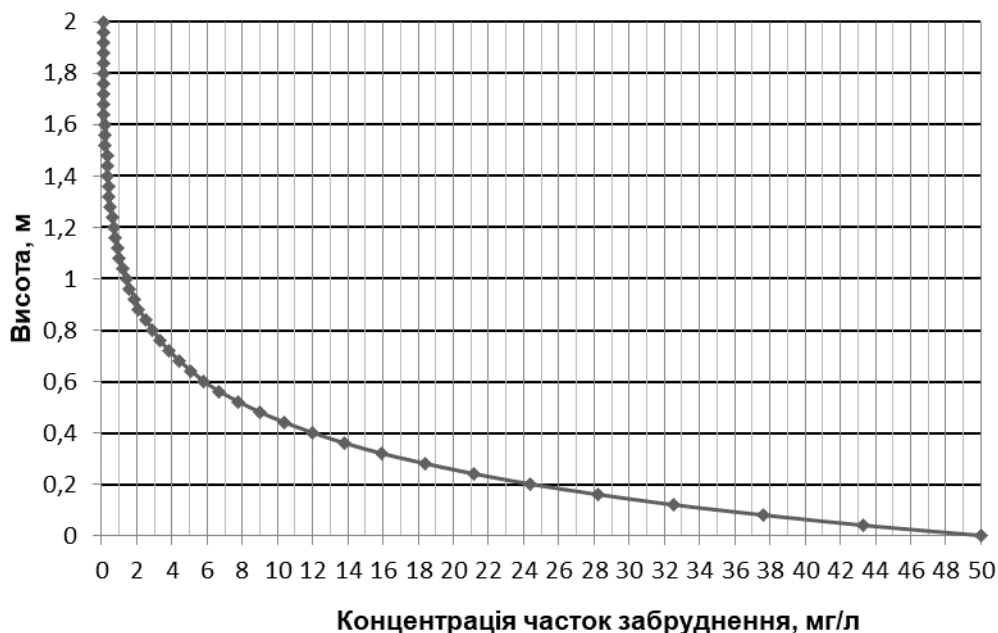


Рис.2. Залежність концентрації завислих часток у воді від висоти флотаційної камери

Отже, можна припустити, що приєднання завислої частки до бульбашки відбувається не миттєво після утворення бульбашки, а тільки через деякий час на висоті приблизно 0,15 м.

Подальша наша робота спрямована на математичному моделюванні напірної флотації при очищенні малокаламутних кольорових вод з урахуванням технологічних параметрів процесу.

### Список літератури

1. *Сироватський О.А.* Експериментальне дослідження очистки малокаламутних кольорових вод / О.А. Сироватський, О.Г. Гайдучок // Міжнародний конгрес та технічна виставка «ЕТЕВК-2017»: збірка доповідей міжнародного конгресу м.Черноморськ. К.: ДП «Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства», 2017. С.102-103.
2. *Сироватський О.А.* Метод очистки малокаламутних кольорових вод і методика проведення досліджень / Сироватський О.А., Сізова Н.Д., Фірман В.М., Гайдучок О.Г. // Науковий вісник будівництва. Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2016. № 4 (86). С. 228-231.
3. *Епоян С.М.* Водопостачання та очистка природних вод: Навчальний посібник / [С.М. Епоян, В.Д. Колотило, О.Г. Друшляк та ін.]. Харків: Фактор, 2010. 192 с.
4. «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»: ДСанПіН 2.2.4-171-10: Затв. Міністерством охорони і здоров'я України №400 від 12.05.2010: Чинний з 01.06.2010 р.
5. *Беликова С.Е.* Водоподготовка: Справочник. /Под ред. д.т.н., действительного члена Академии промышленной экологии С.Е. Беликова. М.: Аква-Терм, 2007. 240 с.
6. *Василенко А.А.* Реконструкція і інтенсифікація споруд водопостачання та водовідведення. Навчальний посібник / [А.А. Василенко, П.А. Грабовський, Г.М. Ларкіна та ін.]. К.:КНУБА, 2007. 299 с.
7. *Эпоян С.М.* О целесообразности предочистки перед устройства мимикро- и ультрафльтрации / С.М.Эпоян, А.С. Карагяур, А.Э. Голубка // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Технічні науки. Ровно:НУВГП, 2015. №1(69). С. 24 -32.
8. *Кофман В.Я.* Напорная флотация в водоподготовке (обзор зарубежных изданий ) / Кофман В.Я. // Водоснабжение и санитарная техника. М.: ВСТ, 2013. №5. С.44-46.
9. *Schofield T.* Dissolved air flotation in drinking water production / T. Schofield // Water Science and Technology. IWA Publishing, 2001. Vol. 43 (8). P.9-18.
10. *Hargesheimer E.E.* Drinking watertreatment options for taste and odorcontrol / E.E. Hargesheimer, S.B. Watson // Water Research. Volume 30, Issue 6, June 1996, Pages 1423-1430.

11. *Bourgeois J.C.* Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratio / J.C. Bourgeois, M.E. Walsh, G.A. Gagnon // *Water Research*. Volume 38, Issue 5, March 2004, Pages 1173 – 1182.

12. *Clarifying* treatment dissolved air flotation provides alternative for treating raw water with light particles /

<http://www.waterworld.com/articles/print/volume-29/issue-8/editorial-features/clarifying-treatment.html>

13. *Henderson R. K., Parsons S. A., Jefferson B.* The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae // *WaterResearch*. 2008. № 42. P. 1827–1845.

14. *Рубинштейн Ю. Б., Филиппов Ю.А.* Кинетика флотации / Ю.Б. Рубинштейн, Ю.А. Филлипов . М.: Недра, 1980. 375 с.

15. *Годэн А.* Флотация / А. Годэн // Перевод с английского под. общей редакцией проф. докт. техн. наук О. Богданова и канд. техн. наук Е. Даниловой. М.: Государственное научно-техническое издательство литературы по горному делу, 1959. 660 с.

*Стаття надійшла до редакції 8.12.17*



В.М. СІВАК, кандидат технічних наук

Л.А. ШИНКАРУК, кандидат технічних наук

М.І. ПИЛИПЕЙ, аспірант

Національний університет водного господарства та природокористування

м. Рівне

## ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ГІДРАВЛІЧНИХ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ ДЛЯ УДОСКОНАЛЕННЯ ОЧИСНИХ СПОРУД

*Розглянуті теоретичні основи та практичний досвід щодо особливостей використання функцій відгуку при конструктивно-технологічному удосконаленні очисних споруд. Запропонована степенево-експоненціальна функція для апроксимації та інтерпретації кривих розподілу часу перебування води в спорудах. Представлено експериментальні дослідження відстійників та аеротенків.*

**Ключові слова:** аеротенк, відстійник, функція відгуку, математична модель, інтерпретація, індикаторні дослідження.

*Рассмотрены теоретические основы и практический опыт относительно особенностей использования функций отклика при конструктивно-технологическом совершенствовании очистных сооружений. Предложена степенно-экспоненциальная функция для апроксимации и интерпретации кривых распределения времени пребывания воды в сооружениях. Представлены экспериментальные исследования отстойников и аэротенков.*

**Ключевые слова:** аэротенк, отстойник, функция отклика, математическая модель, интерпретация, индикаторные исследования.

*The theoretical bases and practical experience concerning the features of the use of response functions at the structural and technological improvement of the treatment facilities are considered. The exponential-exponential function is proposed for approximation and interpretation of the distribution curves of the water residence time in buildings. Experimental studies of sedimentation and aerotanks are presented.*

**Key words:** aerotank, reservoir, response function, mathematical model, interpretation, indicator research.

**Постановка проблеми.** Найважливішою характеристикою функціонування очисних споруд (ОС) для очищення природних стічних вод є ступінь повноти завершеності процесу в даній споруді (аеротенк, відстійник, флотатор, метантенк і т.п.) .

Процесам технології водоочищення властива детерміново-стохастична природа, яка складається із детермінованої та стохастичної складової

[1,с.24]. Детермінована складова визначається за фундаментальними законами гідравліки, фізичної хімії, ферментативної кінетики, мікробіології тощо.

В основному методологія та методика розрахунків ОС побудована на концепції детермінованої складової процесу водоочищення [2,4]. Стохастична складова в ДБН [2, с.43] і в класичних курсах водоочищення зазвичай не розглядається.

Детермінована складова дає можливість строго теоретично визначити швидкість здійснення того або іншого процесу, а отже і кінетичний час  $t_k$ , який необхідний для досягнення кінцевого стану або завершеності процесу. Однак, як показує практика водоочищення у виробничих умовах, дійсний час завершеності процесу  $t_d$  може не відповідати часу  $t_k$ , який отриманий на основі кінетичних законів, оскільки  $t_d$  залежить від характеру розподілу потоків в ОС, від їх структури, яка безпосередньо зв'язана з конструкцією споруди, зовнішнім підведенням енергії, наявністю в споруді перегородок різної структури потоків окремих фаз в багатофазних потоках і т.п. Звідси очевидно, що розрахунок очисних споруд зводиться до визначення та порівняння  $t_k$ , і  $t_d$ . При цьому завжди повинно виконуватися співвідношення  $t_d \geq t_k$ .

Якщо не враховується стохастична складова при дослідженні ОС, то безпосереднє перенесення результатів лабораторних досліджень на реальні об'єкти є неможливим.

Одним із основних питань, що виникають при розв'язку практичних задач щодо очищення стічних вод, є питання про необхідну точність математичного опису очисних споруд. Від правильності обґрунтування цих вимог залежить трудомісткість моделювання та адекватність отриманих результатів. Однаково часто зустрічаються як випадки неприпустимо грубого наближеного моделювання (іноді вимушеного, іноді невиправданого), так і випадки невиправданого завищення точності, надмірна, необґрунтована деталізація математичного опису, яка не узгоджена ні з точністю вихідних даних, ні з вимогами щодо точності кінцевого результату.

Задачі конструювання аеротенків, вторинних відстійників і фільтрів вимагають знання їх гідравлічних характеристик, а також методів, що дають змогу оцінити гідравлічну ситуацію в процесі експлуатації споруди та вибрати шляхи оперативного управління ними.

Зокрема, низький коефіцієнт корисного використання об'єму великої кількості очисних споруд (ОС) (біля 0,5) приводить до того, що малопроточні зони і застійні зони є джерелами вторинного забруднення. Тому, забезпечення більш повного використання об'єму ОС дає можливість значно інтенсифікувати процес очищення.

Приведений короткий огляд існуючих підходів щодо оцінки «гідравлічної ефективності» проточних очисних споруд і запропонований метод системного підходу дає можливість обґрунтовано змінювати конструктивно-технологічні параметри аеротенків, вторинних відстійників і фільтрів з метою підвищення ефективності їх роботи.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** За останні 40-50 років при дослідженні систем очищення природних і стічних вод використовуються методи, що базуються на різних типах індикаторів [3-9]. Найбільше поширення знайшли штучні ізотопи, фарбуючі та флуоресцентні речовини, електроліти і т.п. Суть індикаторних досліджень полягає у тому, що в об'єм водоочисної споруди вводиться в певній кількості та в просторово-часовому режимі індикатор. Після цього в певному просторово-часовому режимі спостерігають за розподілом індикатора. На основі цього розподілення судять про властивості і параметри водоочисної споруди, а також про процеси, що відбуваються в спорудах. При проведенні таких досліджень деяка кількість індикатора в певних місцях за визначеним часовим законом вводиться в досліджувану споруду. Все це визначає (з кібернетичної точки зору) так звані умови на «Вході». Далі в визначених точках простору споруди, що досліджуються, спостерігають за проходженням індикатора або в визначений момент фіксують просторове розподілення індикатора, або і те та інше одночасно. В результаті отримують так звані вихідні індикаторні криві розподілу.

Зарубіжний та вітчизняний досвід [4,5,6,8,9] показав, що використання індикаторів дає змогу вирішувати досить широке коло проблем в області розрахунку, проектування та експлуатації водоочисних систем і споруд. Крім цього, при індикаторних дослідженнях можна отримати об'єктивну інформацію про цілу низку властивостей та характеристик досліджуваних споруд, а саме: швидкість та напрямок руху води в спорудах; **дисперсії швидкостей** в них; **часові властивості** (час перебування, час дифузії, час затримки, час фізичної або фізико-хімічної чи біологічної реакції); **фільтраційні властивості** (швидкість фільтрації, (коефіцієнт фільтрації, повна ефективна провідність); **структурні властивості** (розмір пор, розподілення їх за розмірами, а також структура пористого простору, структура входу – виходу в ОС); **дифузійні та дисперсні властивості**: (коефіцієнти молекулярної само-, баро-, і термодифузії, турбулентна дифузія); **сорбційні (обмінні) властивості** (коефіцієнт сорбції, коефіцієнт розподілення, ємність поглинання, кінетичні коефіцієнти поглинання і т. ін.); **кінетичні властивості** (константи рівноваги, кінетичні константи реакції, контакти гідравлічного перенесення).

**Мета роботи.** Побудова наближеної теорії інтерпретації та апроксимації даних індикаторного дослідження в очисних спорудах. При побудові такої теорії природно виникає низка питань:

- а) що відображають вихідні індикаторні (трасерні) криві;
- б) як інтерпретувати зміну (кінетику) індикаторів;
- в) яку інформацію про досліджувану споруду можна отримати;
- г) як побудувати спостереження, щоб отримана інформація була найбільш достовірною для розв'язку конкретних наукових і практичних задач.

**Постановка задач та їх розв'язок.** В даний час побудувати математичну модель процесів в очисних спорудах на базі повної системи диференціальних рівнянь є складною задачею, а перевести таку модель в

реальний інженерний метод практично досить складно. Тому, для моделювання очисних споруд в даній роботі був використаний апарат теорії гідравлічного моделювання, який з розвитком засобів комп'ютерної технології представляється ефективним інструментом. Термін «гідравлічне моделювання» характеризує час перебування води, що очищується, в ОС.

Оцінка гідравлічної ситуації в ОС необхідна для розв'язку наступних задач: прогнозуванню гідравлічної ситуації в ОС в процесі експлуатації; вибору шляхів оперативного управління очисними спорудами; розробці конструктивно-технологічних заходів для зменшення коливань концентрації забруднюючих речовин, що надходять в очисні споруди з водою.

Вирішення цих задач дасть можливість збільшити коефіцієнт корисного використання об'єму значної кількості очисних споруд [10] (зараз цей коефіцієнт має значення 0,5) і уникнути появи в ОС малопроточних зон і зон застоювання, які є потенційними джерелами вторинного забруднення води .

Існуючі методи гідравлічного моделювання базуються на аналізі кривих розподілу часу перебування (функції РЧП) потоку води в споруді  $r(t)$ , які отримані при трасуванні ОС. Деякі з них [4,5,6,8,9] основані на характеристиках форми кривої РЧП) і дають змогу отримати якісну картину гідравлічної обстановки в ОС. Числові співвідношення між характеристиками форми кривої РЧП і ступенем ламінарності, турбуленості та зон застоювання потоку води при цьому не розглядаються і не визначаються .

Для кількісної оцінки гідравлічного моделювання ОС використовують в основному два методологічні підходи. Перший підхід [3] ґрунтується на тому, що функція РЧП описується дифузійною моделлю і характеризується двома параметрами: коефіцієнтом повздовжнього перемішування води в ОС  $D_n$  і критерієм Пекле  $Pe = \frac{v \cdot L}{D}$ , де  $v$  – швидкість руху води в споруді, м/с;  $L$  – довжина споруди, м;  $D$  – коефіцієнт турбулентної дифузії,  $m^2/c$ ). Недоліком такого підходу є те, що він не відображає істинну структуру потоку, тобто не дає кількісних характеристик елементів потоку води, а виражає в основному тенденцію потоку води до того або іншого типу (ідеальне витіснення, ідеальне змішування, проміжний тип і т.п.). Однак, такий підхід набув широкого поширення при аналізі гідродинамічної структури потоку води в очисних спорудах.

Другий підхід [8,9] передбачає, що загальний об'єм споруди складається з наступних елементів: потоку «ідеального витіснення  $P$ ; потоку ідеального змішування  $m$  і мертвого простору  $d$ . Числові значення величин  $p$ ,  $m$ , і  $d$ . визначаються графічним або графо-аналітичним методом на основі функції РЧП.

Методи кількісної оцінки гідравлічного моделювання передбачають, що функція РЧП є унімоїдальною і може бути описана однопараметричною моделлю (дифузійною або комірковою). Однак, у функції РЧП може з'явитися (і це підтверджено багатьма експериментами) декілька максимальних точок і довгий «шлейф». Наявність цих максимумів свідчить про те, що в реальних

потоках можуть виникнути такі явища, як: байпасування, рециркуляція, застійні зони тощо. Шлейф відображає той факт, що величина середнього часу перебування води в споруді, яка розрахована на основі функції РЧП, виявляється суттєво більшою від теоретичного значення перебування води в споруді (де  $V$  – об'єм споруди,  $m^3$ ;  $Q$  – витрати води в  $m^3/год.$ )

Звідси можна зробити висновок, що для математичного опису реальних потоків води в ОС необхідно використовувати такі параметричні моделі, які більш точно враховували б особливості структури потоку в ОС.

Нами зроблена спроба оцінити процес руху води в очисних спорудах, використовуючи таку робочу гіпотезу .

На виході води із ОС з'являються елементи потоку, що мають більшу швидкість, а потім з'являються елементи з меншою швидкістю.

Індикаторна інформація разом із фізичною, фізико-хімічною та біохімічною повинна оброблятися та інтерпретуватися з використанням апарату та моделей, адекватних досліджуваних очисних споруд і процесів, що відповідають їхній динамічній та структурній складності. При цьому природнім є намагання уникнути побудови безмежної різноманітності спеціальних і невиправдано складних та громіздких математичних моделей, за якими втрачається предметність і сутність процесу, що вивчається. Уникнути цього допоможе системний підхід, якщо він реалізується на базі загальної теорії систем [10-12].

Поведінку досліджуваних водоочисних споруд описують за допомогою деякого набору змінних (функцій) стану [11,12]. Вважається, що поведінка споруди вивчена, якщо знайдені всі можливі стани споруд, які визначаються внутрішніми властивостями споруди та дією зовнішнього оточення [10-12]. Питання вибору вхідних, вихідних змінних та змінних стану визначаються специфічними особливостями водоочисної споруди, а також метою, методами її вивчення. Вдалий вибір цих величин суттєво спрощує постановку та розв'язок практичних задач.

Отже, на вхід споруди надходить збурення  $X(C,g)$ , яке викликає на виході реакцію  $Y(C,g)$ , що визначається законом (оператором)  $L$  [1]:

$$Y = L \cdot X, \quad (1)$$

де  $C$ ,  $g$  – відповідно, концентрація індикатора (трасера) та витрата води на вході споруди, що досліджується, мг/л.

При повздовжньому змішуванні тривалість перебування окремих часток води може значно відрізнятись від середньої величини  $t$ . Знання істинного закону розподілу часу перебування часток води в реакційній зоні біоокислювача має велике значення для вибору його оптимальних розмірів і правильного технологічного режиму експлуатації.

Найбільш загальне уявлення щодо механізму повздовжнього змішування відображає дифузійна модель [1,7]. Згідно дифузійної моделі єдиним параметром, що визначає характер кривої  $C(B)$ , є безрозмірний

комплекс  $Pe = \frac{v \cdot L}{D}$  (число Пекле).

В зв'язку з тим, що теоретична функція  $C(B)$  є дуже складною, вона була отримана лише для обмеженого відрізка  $L$  у вигляді збіжного ряду. Із цієї залежності складно визначити коефіцієнт повздовжнього турбулентного змішування  $D$  у вигляді явної функції  $C(B)$  і отримати критерії гомохроності ( $H = \frac{vt}{L}$  де  $v$  – швидкість руху води в споруді м/с;  $t$  – тривалість перебування води в споруді, с;  $L$  – довжина споруди, м).

Повздовжня дифузія індикатора (фарбника), який імпульсно вводиться в точці  $x_0$  в потік води, яка рухається в споруді з постійною швидкістю  $v$ , може бути описана таким диференціальним рівнянням [14]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v \frac{\partial c}{\partial x} - D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} = C_0 \delta(t) \delta(x_0 - x) \cdot L \quad (2)$$

за таких граничних умов  $C = 0, t = 0, 0 \leq x < \infty$ ;

$$v C - D \frac{\partial c}{\partial x} = 0, t > 0, x = 0 \quad (3)$$

$$C = 0, t > 0, x \rightarrow \infty.$$

В рівняннях (2) і (3),  $C$  – концентрація індикатора (барвника), мгл;  $\delta(t)\delta(x_0 - x)$  функція Дірака;  $C_0 = \frac{Q}{V}$ ;  $Q$  – витрати барвника (м<sup>3</sup>/с), який вводиться в споруду в точці  $x = x_0$ ;  $V$  – об'єм споруди від точки  $x = x_0$  до точки  $x = L$ .

Розв'язок рівняння (2) при  $x_0 = 0, x = L$ , яке задовольняє граничним умовам (3), представляє собою функцію розподілу часу перебування частинок води на відрізку довжиною  $L$  –  $C(B)$ .

Для визначення цієї функції був використаний операційний метод перетворення рівняння (2) за Лапласом з урахуванням граничних умов (3).

$$\bar{C}(B) = L \left[ \frac{v}{2} + \sqrt{pD + \frac{v^2}{4}} \cdot \exp\left(\frac{vx}{2D} - \sqrt{\frac{px^2}{D} + \frac{v \cdot x^2}{4 \cdot D^2}}\right) \right]. \quad (4)$$

Оригінал зображення (4) дорівнює:

$$\bar{C}(B) = \sqrt{\frac{B}{\pi \cdot H}} \exp\left(\frac{B}{2} - \frac{BH_1}{4} - \frac{B}{4 \cdot H}\right) - \frac{B}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{\sqrt{B}}{2} \left(\frac{1}{\sqrt{H}} + \sqrt{H}\right) \cdot e^B, \quad (5)$$

де  $\operatorname{erfc}Z = 1 - \operatorname{erf}z = 1 - \Phi(z/\sqrt{2})\phi$  – інтеграл імовірності, чисельні значення якого беруться з таблиці [14].

Зазвичай, обробка результатів індикаторних (трасерних) досліджень і їх інтерпретація здійснюється на базі формальної фізико-математичної моделі, узагальнений вид якої в самому загальному виді представлено в співвідношенні (1). При цьому прямою задачею інтерпретації індикаторних (трасерних) даних є пошук реакції  $Y$  зміни індикатора на всі види збурення  $X$ , якщо оператор  $L$  є відомим. Обернена задача зводиться до знаходження оператора перетворення  $L$  за даними спостережень,  $Y$  і  $X$  за даними спостережень  $R$ , якщо відомий оператор  $L$ .

Другий підхід зв'язаний з пошуками апроксимаційних функцій. Так, зв'язок між розподілом концентрації індикатора і числом комірок  $m$  визначається на основі апроксимації функції Ерланга. Наприклад, для аеротенків вона може бути представлена в такій формі [3].

$$C_i(t, m_i) = \frac{M_i}{V_i} \frac{m_i}{(m_i - 1)!} \left( \frac{t}{\bar{t}_i} \right)^{m_i - 1} \exp \left[ -m_i \frac{t}{\bar{t}_i} \right], \text{ при } i = \overline{1, k} \quad (6)$$

де  $C_i(t, m_i)$  – концентрація трасера на виході із  $i$ -го коридору споруди, мг/дм<sup>3</sup>;  $M_i$  – маса трасера, що миттєво вводиться на початку  $i$ -го коридору аеротенку, мг;  $V_i$  – об'єм  $i$ -го коридору аеротенку, л;  $m_i$  – число комірок повного змішування для  $i$ -го коридору аеротенку, шт.;  $\bar{t}_i$  – середня тривалість перебування стічної води в  $i$ -му коридорі аеротенку ( $\bar{t}_i = \frac{V_i}{Q}$ , доба;  $Q$  – витрати стічних вод, л/добу;  $k$  – число коридорів в аеротенку).

Дисперсія розподілу  $\sigma^2$  і число комірок  $m$  зв'язані між собою рівнянням:

$$\sigma^2 = \frac{1}{m}. \quad (7)$$

Перетворюючи рівняння (6) стосовно координат  $C_\tau / C_{\max}$  і  $\tau$  (див. рис.1), отримуємо формулу (8), яка зв'язує зміну відносної концентрації індикатора від числа комірок  $m$ :

$$\frac{C_\tau}{C_{\max}} = \left[ \frac{t}{\tau_i (m - 1)} \right]^{m - 1} \exp \left( m - 1 - \frac{t}{\tau_i} \right). \quad (8)$$

Апроксимація кривої відгуку  $c(t)$  може бути представлена сумою степенево-експоненціальною функцією [3] в такій формі:

$$C(t) \approx \sum_{i=1}^n C_i(t) = \sum_{i=1}^n a_i (t - \tau_i)^{\alpha_i} e^{-\beta_i(t - \tau_i)}, \quad (9)$$

де  $a_i, \alpha_i, \beta_i, \tau_i$  – числові значення параметрів, які визначаються методом найменших квадратів.

На основі гідродинамічних досліджень на моделі аеротенку були отримані криві відгуку (рис1.а,б,в), а на рис.2 представлені результати розрахунку об'ємів аеротенків та витрат повітря повітродувними станціями для аерації стічних вод від кількості впусків води в аеротенки.

### Висновки

1. При індикаторному (трасерному) методі дослідити реальні швидкості потоків води в очисних спорудах є складною технічною задачею, тому поле швидкостей потоку води в спорудах залишається невідомим. Однак, переваги вказаного методу часто компенсують його недоліки.

2. Дані про розподіл часу перебування води в очисних спорудах отримати простіше, ніж виявити повну картину розподілу швидкості. Для цього досить провести відповідні вимірювання лише на вході та виході в очисних спорудах.

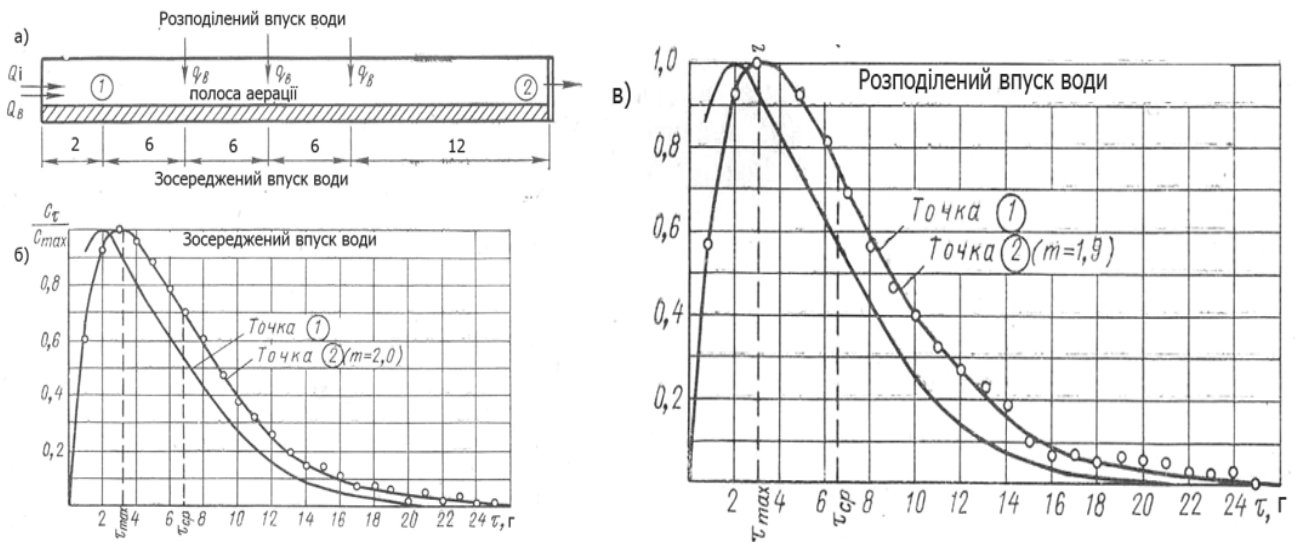


Рис. 1. Схема моделі аеротенку (а); б – криві відгуку при зосередженому пуску води; в – те ж при розподіленому впуску води

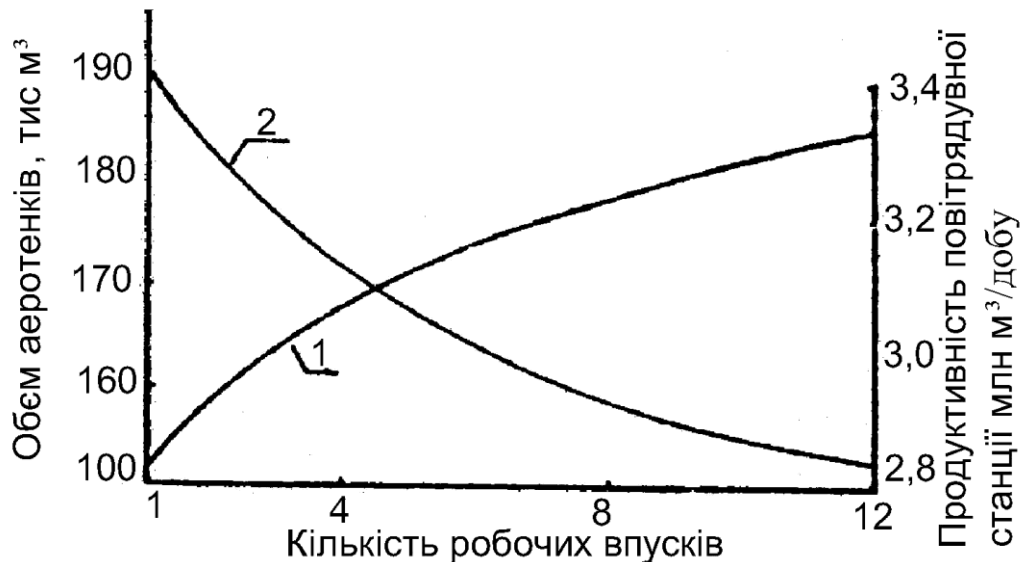


Рис. 2. Залежність продуктивності повітрядувних станцій (1) та об'ємів аеротенків від кількості впусків стічної води, що очищується (2)

3. Криві про розподіл часу перебування води в очисних спорудах дають змогу наближено судити і про сам механізм руху потоку води, тобто про його структуру в середині очисних споруд – виявити байпасні, циркуляційні потоки та застійні зони і т.п.

4. Основна маса моделей відноситься до моделей систем із зосередженими параметрами;

5. Із моделей з розподіленими параметрами найбільш часто використовуються моделі систем з поршневим витісненням, рідше використовуються системи з дифузійним перенесенням;

6. Інтерпретація кількісної індикаторної інформації на основі вказаних в даній статті моделей забезпечує підвищення точності, достовірності та інформативності гідродинамічних досліджень водоочисних споруд.



7. Найбільш перспективним в інтерпретації індикаторних досліджень є напрямок, що базується загальної теорії систем, в тому числі структурно складних, не тільки лінійних, але й нелінійних систем.

### Список літератури

1. *Кафаров В.В.* Принципы создания безотходных химических производств. М.: Химия, 1982. 288 с. (С.24).
2. *ДБН В.2.5-75-2013* Каналізація. Зовнішні мережі і споруди. Київ 2013 р. Київ. Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. 96 с. Аеротенки С.43.
3. *Левеншпиль О.* Инженерное оформления химических процессов. М.: Химия, 1969. 621 с.
4. *Меликова О.Я.* Экспериментальное моделирование аэротенка с неравномерно рассредоточенным впуском сточной воды // В сб. Трудов МИСИ «Канализация и очистка сточных вод». М: МИСИ, 1977. №143. С 93-99.
5. *В.Н. Ambrose, E.R. Baumann, and E. Fowler.* Three tracer methods for determining detention times in primary clarifiers // Sewage and industrial wastes. January, 1957. Vol. 29, 21. pp.24-33.
6. *Захаров В.П., Шевляков Ф.Б., Минскер К.С.* Режимы работы малогабаритных турбулентных реакторов //Химия и химическая технология, 2005. Том 48. С.79-81.
7. *Кафаров В.В.* Методи кибернетики в хімії і хімічеській технології. М.:Химия, 1976. 464 с.
8. *Рамм В.М.* Абсорция газов. М.: Химия, 1976. 656 с.
9. *Rebhun M., Argaman Y.* Evalicion of hydraulic efficiency of sedimentation basins//I.Sanit. Engng Div. Proc. Amer. Soc Civil Engrs. 1965. №10. P.37
10. *Wolf D., Resnik W.* Residence time distributijn in real systems //Ind Engn Chem Fundam. 1963. V.2. №4. P.288.
11. *Національна доповідь* про стан техногенної та природної безпеки України у 2016 році. К., 2016. 432 с. (с.131).
12. *Азаров В.Л., Луничев Л.Н., Тавризов Г.А.* Математические методы исследования сложных физических систем (линейные системы). М. Наука 1975. 343 с.
13. *Бутковський А.Г.* Структурная теория распределенных систем. М. Наука, 1977. 320 с.
14. *Директор С. Рорер Р.* Введения в теорию систем (Пер с англ. М.: Мир, 1974. 464 с.
15. *И.Н. Бронштейн, К.А. Семендяев* Справочник по математике. М.:Гостехтеориздат, 1957. 470 с.

Стаття надійшла до редакції 8.12.17

С.Р. СТАСЮК, кандидат технічних наук  
Інститут водних проблем і меліорації НААН, м.Київ

## АНАЛІЗ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ЗМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ ПРИ ЇЇ ВАПНУВАННІ ТА ВИСХІДНОМУ ФІЛЬТРУВАННІ ЧЕРЕЗ ПЛАВАЮЧЕ ЗАВАНТАЖЕННЯ

*Проаналізовано результати досліджень процесів знезалізнення і зм'якшення води при застосуванні методу вапнування з наступною обробкою води у відстійниках або на пінополістирольних фільтрах.*

**Ключові слова:** знезалізнення, зм'якшення, вапно, швидкість фільтрування води, пінополістирольні фільтри, брудомісткість фільтра, ефективність очищення води.

*Проанализированы результаты исследований процессов обезжелезивания и умягчения воды с применением метода известкования с последующей обработкой воды в отстойниках или на пенополистирольных фильтрах.*

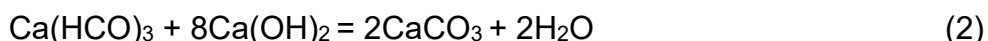
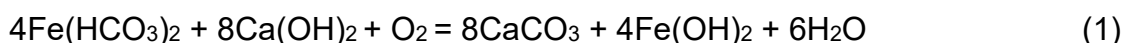
**Ключевые слова:** обезжелезивание, умягчение, известь, скорость фильтрования воды, пенополистирольные фильтры, грязеемкость фильтра, эффективность очистки воды.

*The results of researches about iron removal processes and water softening using lime method with the following water treatment in sedimentation tanks or polystyrene foam filters have been analyzed.*

**Key words:** iron removal, softening, lime, water filtration rate, polystyrene foam filters, filter dirt-holding capacity, water treatment efficiency.

**Постановка проблеми.** Як відомо [1] в локальних системах сільськогосподарського водопостачання застосовуються переважно підземні води, оскільки вони набагато чистіші від поверхневих, але в них є багато сполук заліза, марганцю і солей жорсткості (кальцію і магнію), що вимагає розробки дешевих, надійних і високоефективних водоочисних установок для їх використання в сільській місцевості.

Згідно існуючих нормативів [2] у питній воді заліза не повинно бути більше 0,2 мг/дм<sup>3</sup>, а жорсткість не повинна перевищувати 7 мг-екв/дм<sup>3</sup>. При сумісному знезалізненні і зм'якшенні води може застосовуватись реагентний метод очистки шляхом подачі розчину вапна Ca(OH)<sub>2</sub> [3;4], при якому відбуваються хімічні реакції:



На видалення 1 мг двоцвалентного заліза витрачається 2,64 мг вапна  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , і 0,14 мг кисню  $\text{O}_2$ , а доза вапна для зменшення жорсткості води визначається за формулою:

$$D_{\text{в}} = 28 \left( \frac{\text{CO}_2}{22} + \text{Ж}_{\text{к}} + 0,5 \right), \text{ мг/дм}^3 \quad (3)$$

де  $\text{CO}_2$  – концентрація у воді вільного вуглекислого газу, мг/дм<sup>3</sup>;  $\text{Ж}_{\text{к}}$  – карбонатна жорсткість води, мг-екв/дм<sup>3</sup>; 0,5 – надлишок вапна для забезпечення більшої повноти реакції, мг-екв/дм<sup>3</sup>.

В традиційних технологіях сумісного знезалізнення і зм'якшення підземних вод [3,4] застосовують аерацію води з наступною обробкою її реагентами та освітленням у тонкошарових відстійниках і швидких піщаних фільтрах. Ефективність очищення води залежить від множини факторів:

$$C_{\text{ф}} = f(C_{\text{в}}, d_{\text{е}}, K_{\text{н}}, H_{\text{ф}}, V_{\text{ф}}, D_{\text{р}}, t_{\text{ф}}, G_{\text{б}}) \quad (4)$$

де  $C_{\text{в}}$  і  $C_{\text{ф}}$  – якісні показники відповідно вихідної і фільтрованої води, мг/дм<sup>3</sup>;  $d_{\text{е}}$  – еквівалентний діаметр гранул фільтрувального завантаження, мм;  $K_{\text{н}}$  – коефіцієнт неоднорідності цього завантаження;  $H_{\text{ф}}$  – товщина фільтрувального шару завантаження, м;  $V_{\text{ф}}$  – швидкість фільтрування води, м/год;  $D_{\text{р}}$  – доза хімічних реагентів, що вводяться у вихідну воду, мг/дм<sup>3</sup>;  $t_{\text{ф}}$  – тривалість перебування реагентів у воді, хв;  $G_{\text{б}}$  – питома брудомісткість фільтрувального завантаження, кг/м<sup>2</sup>.

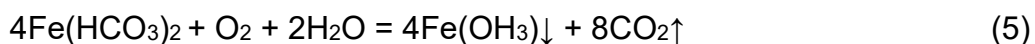
Оптимальним рішенням вважається таке, при якому забезпечується нормативна якість очищеної води при найменших капітальних і експлуатаційних витратах. При знаходженні цього оптимуму в багатофакторних залежностях (4) слід користуватися методикою раціонального планування експериментів [5].

Нині для знезалізнення підземних вод найбільшого поширення набув метод насичення вихідної води киснем шляхом спрощеної її аерації при падінні дрібних крапель води з висоти не менше 0,5 м. Але згідно [6, п.10.21.4] цей метод можна застосовувати лише при наступних показниках якості вихідної води:

- вміст сполук загального заліза – до 10 мг/дм<sup>3</sup>, у тому числі двоцвалентного ( $\text{Fe}^{2+}$ ) не менше ніж 70%;
- рН – не менше ніж 6,8;
- окисно – відновлювальний потенціал  $E_{\text{h}} > 100$  мВ;
- лужність – більше ніж 2 ммоль/дм<sup>3</sup>;
- вміст амонію – не більше 1,5 мг/дм<sup>3</sup>;
- перманганатна окиснюваність – не більше ( $0,15 \text{Fe}^{2+} + 3$ ), мгО/дм<sup>3</sup>;
- вміст метану – не більше 0,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Гашене вапно  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , як найбільш дешевий реагент, широко використовується в технологіях очищення води для коригування її рН та зм'якшення води [7,8].

При аерації підземних вод, що вміщують двовуглекисле залізо  $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ , процес його окиснення в трьохвалентну форму відбувається за таким рівнянням:



Процеси окиснення і гідролізу бікарбонату заліза уповільнюються виділенням вільної вуглекислоти  $\text{CO}_2$ , яка, утворюючи у воді вугільну кислоту  $\text{H}_2\text{CO}_3$ , знижує величину рН води. Для прискорення процесу окиснення та гідролізу необхідно видаляти з води  $\text{CO}_2$  через повітровіддільник або уводити в неї вапно  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

При протіканні хімічних процесів за рівнянням (5) внаслідок гідролізу  $1 \text{ мг/дм}^3$  заліза  $\text{Fe}^{2+}$  збільшується вміст вільної вуглекислоти  $\text{CO}_2$  на  $1,6 \text{ мг/дм}^3$  та зменшується лужність води на  $0,036 \text{ ммоль/дм}^3$ .

При вапнуванні води зменшується концентрація в ній вуглекислоти  $\text{CO}_2$  за рівнянням:



що призводить до підвищення рН води, а отже і кращого протікання її знезалізнення.

Цей процес залежить від дози розчину вапна  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  і часу перебування його у воді (табл.1).

Таблиця 1

**Залежність рН води від дози розчину вапна  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  і часу перебування його у воді (при рН вихідної води – 6,5)**

Доза вапна $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , мг/дм <sup>3</sup>	рН після перебування вапна у воді $t$ , хв		
	5	10	15
2,5	7	7,6	8
3,5	7,7	8,1	8,4
4,5	8,3	8,4	8,8

Як видно з табл.1, із збільшенням дози вапна  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  і часу перебування його у воді  $t$ , рН води, а отже і ефективність її знезалізнення буде збільшуватись.

На окиснення  $1 \text{ мг Fe}^{2+}$  витрачається  $0,143 \text{ мг O}_2$ . Процес збагачення води киснем при її розбризуванні в повітрі проходить досить інтенсивно. При падінні крапель води з висоти  $0,5 \text{ м}$  вміст кисню у воді сягає  $5 \text{ мг/дм}^3$  [7], що є достатнім для окиснення  $5 : 0,143 = 35 \text{ мг/дм}^3 \text{ Fe}^{2+}$  у  $\text{Fe}^{3+}$ .

Оскільки температура підземних вод знаходиться в межах  $5...7^\circ\text{C}$ , то ступінь окиснення двовалентного заліза при спрощеній аерації води становить  $60...70\%$  [7]. Видаляти із води сполуки заліза і солі жорсткості

доцільно реагентним методом на установці для знезалізнення і зм'якшення води [9], методика розрахунку якої наведена у [4].

В ній відбуваються такі основні технологічні процеси (рис.1):

- аерація води з насиченням її киснем повітря;
- виділення газів з води (переважно  $\text{CO}_2$ ) для підвищення рН води, зменшення витрат вапна для зв'язування  $\text{CO}_2$  та виключення підфільтрової кольматації завантаження в контактному прояснювальному фільтрі (КПФ);
- забезпечення постійної швидкості фільтрування води на КПФ протягом фільтроциклу;
- подача розрахункової дози розчину вапна для знезалізнення і зм'якшення води;
- створення сприятливого середовища для закріплення залізобактерій, що ефективно переводять залізо з  $\text{Fe}^{2+}$  у  $\text{Fe}^{3+}$ ;
- здійснення висхідного руху води на КПФ через шар завислого осаду, що утримується від виносу з фільтрованою водою пінополістирольним завантаженням;
- утворення крупних пластівців та стиснене їх осідання у підфільтровому просторі КПФ.

В період фільтрування води при відкритих засувках **15,17-19** і **21** вихідна вода подається через аератор **3** на біофільтр **2**, де відбувається насичення її киснем  $\text{O}_2$  та видалення вуглекислоти  $\text{CO}_2$  через повітропропускні вікна **4**. На тонких нитках волокнистого завантаження **6**, що натягуються між колосниковими решітками **5**, закріплюються залізобактерії, що інтенсивно окиснюють  $\text{Fe}^{2+}$  у  $\text{Fe}^{3+}$ , споживаючи при цьому для своєї життєдіяльності енергію, що вивільняється. В оброблену воду по трубці **7** подається розрахункова доза розчину вапна і утворена суміш надходить в КПФ **8**, в якому рухається знизу догори. У підфільтровому просторі **9**, відбуваються складні фізико-хімічні і біологічні процеси:

- утворення і укрупнення пластівців з нерозчинних сполук  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  і  $\text{CaCO}_3$ ;
- стиснене осідання їх як в освітлювачі із завислим осадом в умовах безперервного збільшення концентрації цього активного мулу, що каталітично прискорює процес окиснення  $\text{Fe}^{2+}$  у  $\text{Fe}^3$  та флокуляції утворених частинок.

Як показали дослідження, виконані нами та іншими авторами [3,4,8], цей мул виконує основну роль у видаленні з води пластівців  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  і  $\text{CaCO}_3$ . Він являє собою полідисперсну систему, в якій швидкість осадження пластівців залежить від їхньої крупності, об'ємної концентрації і швидкості висхідного фільтрування води. Ефективність очищення води залежить від кількості цього завислого осаду, що припадає на  $1 \text{ м}^2$  площі фільтруючої поверхні КПФ, тобто питомої брудомісткості фільтра  $G_6$ . Очищена вода відповідає нормативним вимогам, коли питома брудомісткість КПФ знаходиться в межах між її мінімальними  $G_{6.\text{min}}$  та максимальними  $G_{6.\text{max}}$  значеннями.

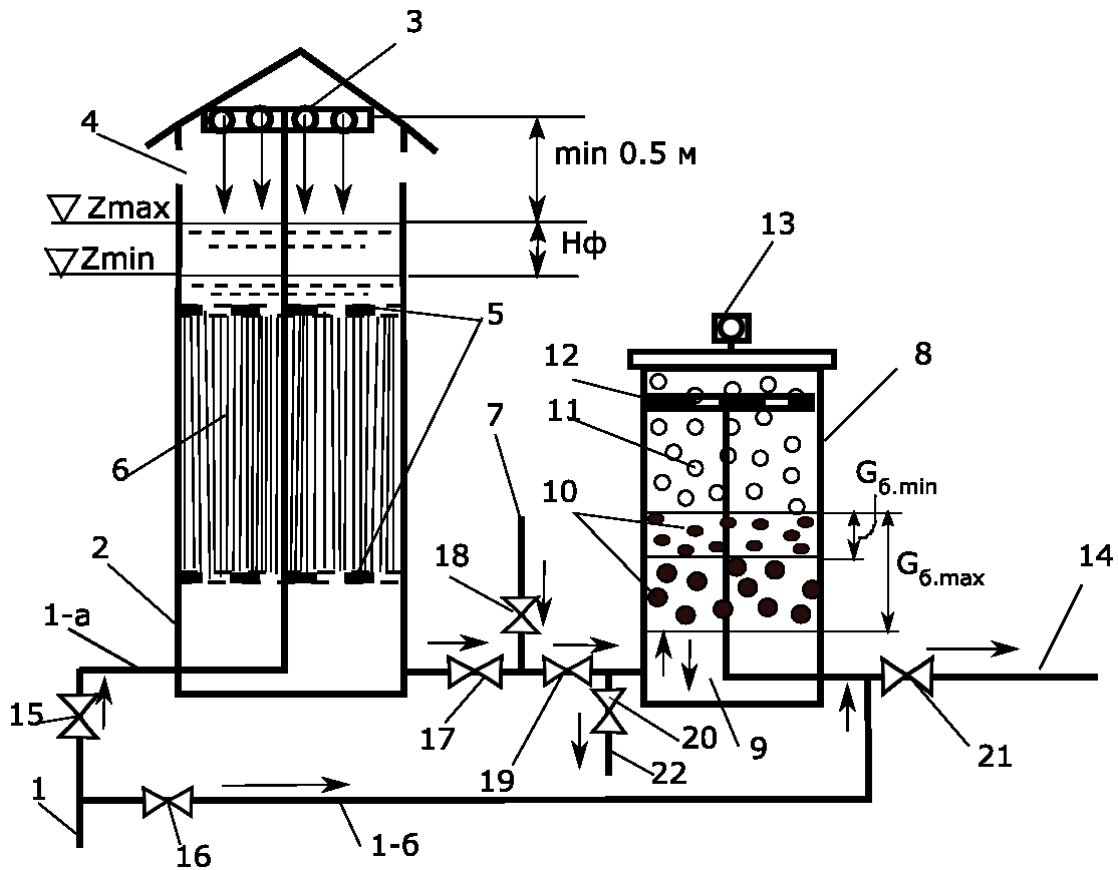


Рис. 1. Технологічна схема знезалізнення і зм'якшення підземних вод на установці конструкції ІВПіМ НААН:

1 – подача води із свердловини: 1а – на очищення; 1б – на промивку фільтра; 2 – біореактор, повітровіддільник і регулятор швидкості фільтрування води; 3 – аератор; 4 – повітропропускні вікна; 5 – колосникові решітки; 6 – волокнисте завантаження; 7 – подача розчину вапна; 8 – контактний прояснювальний фільтр; 9 – підфільтровий простір; 10 – активний мул; 11 – пінополістирольне фільтрувальне завантаження; 12 – ковпачковий дренаж; 13 – вантуз; 14 – відведення очищеної води; 15-21 – засувки; 22 – скидання промивної води з контактного прояснювального фільтра

При промиванні КПФ в його підфільтровому просторі слід залишати осад у кількості, що відповідає мінімальній питомій брудомісткості фільтра  $G_{б.min}$  для забезпечення нормативної якості очищеної води в наступному фільтроциклі роботи КПФ. Не можна погодитись з авторами статті [10], що «при промиванні у підфільтровому просторі слід обов'язково залишати шар завислого осаду висотою приблизно 0,2 м». Цей шар вимірюється в  $кг/м^2$  і його величина залежить від таких основних факторів:

- якості вихідної води (вміст заліза, солей жорсткості, рН, Eh тощо);
- дози розчину вапна  $Ca(OH)_2$ ;
- швидкості фільтрування води  $V_{ф}$ , м/год;
- конструктивних параметрів КПФ ( $d_e$ ,  $K_n$ ,  $H_{ф}$ ).

Максимальна питома брудомісткість КПФ визначає час закінчення фільтрування води і початок його промивання, інтенсивність  $q_{пр}$  і тривалість  $t_{пр}$  якого має бути розрахована з умови зменшення питомої брудомісткості КПФ від  $G_{б.маx}$  до  $G_{б.миn}$ , після чого фільтроцикл продовжується.

### Висновки

При вапнуванні підземних вод, що мають підвищений вміст заліза і солей жорсткості відбувається не тільки зм'якшення води, але й підвищується рН води, що забезпечує зростання ефективності процесів її знезалізнення при використанні спрощеної аерації шляхом розбризкування вихідної води на дрібні краплі. Ці процеси ефективно здійснюються на установці конструкції ІВПІМ НААН.

### Список літератури

1. Хоружий П.Д. Ресурсозберігаючі технології водопостачання / П.Д. Хоружий, Т.П. Хомутецька, В.П. Хоружий. К.: Аграрна наука, 2008. 534 с.
2. ДСанПіН 2.2.4–171–10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. МОЗУ 12.05.2010, № 400. МЮУ 01.07.2010, № 452/17747.
3. Николадзе Г.И. Технология очистки природных вод: Учеб. для вузов / Г.И. Николадзе. М.: Высшая школа, 1987. 479 с.
4. Стасюк С.Р. Розрахунок установок для знезалізнення і зм'якшення підземних вод в системах сільськогосподарського водопостачання / С.Р. Стасюк, Т.П. Хомутецька, П.Д. Хоружий. Меліорація і водне господарство, 2015, вип.102. С.20-24.
5. Протодьяконов М.М. Методика рационального планирования экспериментов / М.М. Протодьяконов, Р.И. Тедер. М.: Наука, 1970. 76 с.
6. ДБН В.2.5-74:2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. К, 2013. 172 с.
7. Клячко В.А. Очистка природных вод / В.А. Клячко, И.А. Апельцин. М.: Стройиздат, 1971. 578 с.
8. Юрков Є.В. Знезалізнення води з використанням лугомістких реагентів / Є.В. Юрков, В.А. Потієнко, О.Д. Юрков. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Наук.-техн. зб. Вип.27. К.: КНУБА, 2016. С.445-450.
9. Патент на корисну модель №85009. Установа для знезалізнення і зм'якшення води / Стасюк С.Р., Хомутецька Т.П., Хоружий П.Д. Бюл.№21, 11.11.2013р.
10. Ковальчук В.А. Застосування методу вапнування на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду в схемах водопідготовки промислових підприємств / В.А. Ковальчук, Л.М. Одуд. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Наук.-техн. зб. Вип.27. К.: КНУБА, 2016. С.163-169.

Стаття надійшла до редакції 13.05.17

М.М. ТВЕРДОХЛІБ, аспірант  
М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського»

## ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ В ПРИСУТНОСТІ МАГНЕТИТУ ТА МОДИФІКОВАНОЇ МАГНЕТИТОМ ПОЛІМЕРНОЇ СМОЛИ

*Розроблено метод синтезу сорбенту-каталізатору для видалення сполук заліза із природних вод на основі магнетиту. Вивчено його властивості та способи стабілізації. Показано, що ефективність вилучення іонів заліза залежить від концентрації розчину, дози сорбенту та часу контакту. Установлено, що адсорбційна ємність магнетиту зростає із зростанням вмісту заліза, при цьому зменшується ступінь вилучення іонів заліза.*

**Ключові слова:** іони заліза, магнетит, сорбент, сорбційна ємність, знезалізнення.

*Разработан метод синтеза сорбента-катализатора для удаления соединений железа из природных вод на основе магнетита. Изучены его свойства и способы стабилизации. Показано, что эффективность извлечения ионов железа зависит от концентрации раствора, дозы сорбента и времени контакта. Установлено, что адсорбционная емкость магнетита возрастает с ростом содержания железа, при этом уменьшается степень извлечения ионов железа.*

**Ключевые слова:** ионы железа, магнетит, сорбент, сорбционная емкость, обезжелезивание.

*The method for the synthesis of sorbent catalyst for the removal of iron compounds from natural water on the basis of magnetite was developed. Properties and methods of stabilization the sorbent was studied. It is shown that the efficiency of extraction of iron ions depends on the concentration of the solution, sorbent dosage and contact time. The adsorption capacity of magnetite increased with increase in the concentration of iron, with this reduced degree of extraction of iron ions was found.*

**Keywords:** iron ions, magnetite, sorbent, sorption capacity, deferrization.



## **Постановка проблеми та аналіз літературних даних**

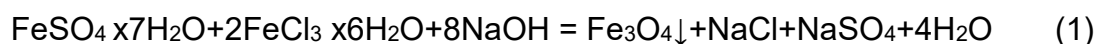
З кожним роком все більше набуває актуальності питання чистоти питної води, що стоїть перед науковцями. В умовах інтенсивного забруднення поверхневих та підземних джерел водопостачання все складнішим та дорожчим стає отримувати питну воду необхідної якості. На сьогоднішній день більшість водних ресурсів забруднені токсичними сполуками, що потрапляють в організм людини внаслідок систематичного вживання погано очищеної, а інколи навіть зовсім не очищеної води, накопичуються та призводять до розвитку хронічних захворювань. Вирішенням цієї проблеми може бути лише більш якісне очищення природної води з використанням доступних технологій як для населення так і для приватних підприємств. Існуючі технології очищення води від шкідливих домішок в переважній більшості є застарілими та потребують значних фінансових вкладень. Саме тому створення нових функціональних матеріалів та реагентів з заданими параметрами та відповідними характеристиками являється перспективним та доцільним.

Останнім часом увагу дослідників привертають нанотехнології, що володіють безперечними перевагами перед давно існуючими та традиційно застосовуваними матеріалами. Активно досліджуються високодисперсні сорбенти та каталізатори, що містять в своїй будові частки з магнітними властивостями. Такі матеріали мають широкий спектр застосування в різних областях науки та техніки [1-3]. Підвищений інтерес викликаний присутністю незвичайних фізичних і хімічних властивостей, що пов'язаний з їх розміром та площею активної поверхні. З енергетичної точки зору зменшення розміру частинки приводить до збільшення частки поверхневої енергії в її хімічному потенціалі. Нетипові характеристики подібних частинок обумовлюються багатьма факторами, серед яких слід виділити хімічний склад, тип кристалічної решітки, форму та морфологічну будову [4;5].

Частинки магнітних матеріалів відкривають великі перспективи для створення систем, що проявляють підвищену активність в умовах каталітичних реакцій. Одним з оптимальних матеріалів являються наночастинки на основі феритів. Сорбенти на основі оксидних сполук заліза активно застосовуються в різних хімічних технологіях. Магнітно-сорбційний метод очищення води в останні роки набув значного поширення. Встановлено, що наночастинки магнетиту ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ) проявляють сорбційну активність стосовно солей важких металів, нітратів та нафтопродуктів [6]. При цьому сорбційні властивості будуть залежати від розміру часток та площі їх поверхні, що в свою чергу залежить від способу синтезу магнетиту. Найпоширенішими методами отримання магнетиту є співосадження солей заліза в лужному середовищі, золь-гель метод та термічний розклад солей відповідних металів. [7]. Магнітні частинки можливо отримати у вигляді магнітних рідин або суспензій, що представляють собою стабільну колоїдну систему високодисперсних частинок магнітного матеріалу в рідкому

середовищі. Однією з важливих технологічних особливостей отримання магнітних рідин є захист колоїдних частинок від окислення і попередження їх агломерації в процесі отримання та зберігання. Задачу синтезу стійких і високомагнітних рідин успішно можливо рішити використовуючи методи хімічної конденсації, що засновані на з'єднанні окремих молекул або іонів розчиненої речовини в частинки колоїдних розчинів, в результаті хімічних реакцій обміну, окислення-відновлення або гідролізу [8-10]. Проте і даний метод має свої недоліки. По-перше, в процесі синтезу магнетиту у вигляді суспензії утворюються проміжні продукти, які можуть впливати на початково задані властивості магнітного матеріалу. При чому вихід продукту буде залежати від початкових концентрацій іонів заліза, рН середовища, температури та природи осаджувача. По-друге, недоліком є низька ступінь відділення зважених часток магнетиту від розчину при застосуванні їх в технологіях водопідготовки. Тому метою даної роботи було створення магнітного сорбенту-катализатора для очищення води від сполук заліза на основі магнетиту, а також дослідження властивостей синтезованого сорбенту.

**Виклад основного матеріалу дослідження.** Синтез сорбенту-катализатора проводили на основі магнетиту. Для отримання магнетиту у вигляді суспензії застосували метод осадження магнітних часток з суміші розчинів солей сульфату заліза (II) та хлориду заліза (III) в лужному середовищі. Вихід продукту розраховували при співвідношенні  $Fe^{2+}:Fe^{3+} = 1:2$  за реакцією :



Наночастинки магнетиту формували в діапазоні рН 9-10. Для дозрівання синтезовані частки магнетиту залишали у маточному розчині на годину, після чого отриману суспензію промивали дистильованою водою до нейтрального значення рН. В подальшому магнітну суспензію дозували в модельні розчини в заданих концентраціях від 100-1000 мг/дм<sup>3</sup> по Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>.

Вивчення процесу видалення двохвалентного заліза проводилося на модельних розчинах приготованих на водопровідній воді з концентраціями заліза(II) від 2-30 мг/дм<sup>3</sup> та початковими значеннями рН розчинів 7,9-8,2. Данні розчини відстоювали на протязі 4-х та 24-х годин, В процесі експерименту фіксувалися початкові та кінцеві концентрації заліза, а також рН розчинів. На основі отриманих даних було розраховано ефективність та ємність сорбенту по іонам заліза:

$$O\epsilon = \frac{(C_0 - C_{р\text{івн}}) \cdot V_{р\text{-ну}}}{m}, \text{ мг/г} \quad (2)$$

$$E = \frac{(C_0 - C_{р\text{івн}})}{C_0} \cdot 100, \% \quad (3)$$

де  $C_0$  та  $C_{р\text{івн}}$  – вихідна та рівноважна концентрація іонів заліза в розчині, мг/дм<sup>3</sup>;  $V_{р\text{-ну}}$  – об'єм розчину, дм<sup>3</sup>;  $m$  – маса сорбенту, г.

**Аналіз отриманих результатів.** Першочерговою задачею було встановлення дози магнетиту необхідної для очищення води від сполук заліза для досягнення заданої якості (не більше 0,3 мг/дм<sup>3</sup> загального заліза) та часу контакту розчину з магнетитом. Дослідження свідчать що, при початкових концентраціях заліза 30-15 мг/дм<sup>3</sup> необхідно не менше 24-х годин відстоювання розчину при будь яких початкових дозах магнетиту. При цьому ступінь вилучення заліза в середньому сягав 75% при відстоюванні протягом 4-х годин та 99% протягом 24 годин за дози магнетиту 0,5-1 г/дм<sup>3</sup>. У випадку застосування менших доз магнетиту (100-200 мг/дм<sup>3</sup>) залишкові концентрації заліза через 4 години були рівні 10-15 мг/дм<sup>3</sup>. За низьких початкових концентрацій заліза 2-10 мг/дм<sup>3</sup> вже після першої години контакту з магнетитом, навіть при малих його дозах (100 мг мг/дм<sup>3</sup> спостерігається висока ступінь вилучення іонів заліза з розчину 85-95%. При цьому залишковий вміст заліза знаходиться на рівні заданих параметрів 0,3-0,05 мг/дм<sup>3</sup>. Очевидно, процес знезалізнення води відбувався за рахунок двох факторів, а саме – сорбції та каталізу реакції окислення сполук заліза. Якщо припустити, що очищення відбувається лише за рахунок сорбції, то як видно з таблиці 1, сорбційна ємність зростає із зменшенням дози магнетиту та збільшенням часу контакту. У всіх випадках, незалежно від початкових концентрацій іонів заліза у розчині сорбційна ємність магнетиту зростає із зниженням дози, проте при цьому також зменшується ступінь очищення води.

Таблиця 1

**Вплив вихідної концентрації іонів заліза та дози магнетиту на ступінь очищення води та ємність сорбенту за статичних умов**

Початкова C <sub>Fe2+</sub> мг/дм <sup>3</sup>	Доза магнетиту мг/дм <sup>3</sup>	Рівноважна C <sub>Fe2+</sub> мг/дм <sup>3</sup>			Сорбційна ємність, мг/г			Ступінь очищення, %		
		Час контакту, год								
		1	4	24	1	4	24	1	4	24
28,0	100	24,0	20,0	12,0	40,0	80,0	160,0	14,3	28,6	57,1
15,0		12,0	9,0	0,3	30,0	60,0	147,5	20,0	40,0	98,3
10,0		3,0	0,8	0,1	70,0	92,5	99,5	70,0	92,5	99,5
6,0		1,0	0,5	0,1	50,0	55,0	59,5	83,3	91,7	99,2
3,0		0,5	0,3	0,1	25,0	27,5	29,5	83,3	91,7	98,3
30,0	200	26,0	22,0	14,0	20,0	40,0	80,0	13,3	26,7	53,3
15,0		11,0	8,0	0,3	20,0	35,0	73,5	26,7	46,7	98,0
12,0		4,0	1,3	0,1	40,0	53,5	59,5	66,7	89,2	99,2
5,4		0,3	0,1	0,1	25,8	26,5	26,8	95,4	98,1	99,1
2,7		0,1	0,1	0,1	13,0	13,0	13,3	96,3	96,3	98,1
35,0	500	17,5	10,0	2,6	35,0	50,0	64,8	50,0	71,4	92,6
20,0		5,4	2,7	0,2	29,2	34,6	39,6	73,0	86,5	99,0
34,0	1000	13,5	9,5	2,0	20,5	24,5	32,0	60,3	72,1	94,1
15,0		2,1	0,9	0,1	12,9	14,1	14,9	86,0	94,0	99,3

В цілому, слід відмітити, що на показник сорбційної ємності магнетиту впливають процеси окиснення заліза і вилучення його у вигляді гідроксиду  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . До певної міри показник об'ємної ємності є умовним показником, який враховує перехід  $\text{Fe}^{2+}$  в  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  за рахунок сорбції.

Якщо при низьких початкових концентраціях заліза застосування магнетиту було досить ефективним, то у випадку високих концентрацій необхідно додатково інтенсифікувати процес вилучення іонів заліза із води. Для насичення води киснем і уникнення ущільнення шару осаду було проведено аналогічні дослідження при постійному перемішуванні всього об'єму розчину на магнітній мішалці. Таким чином було досягнуто ефекту аерування води та збільшення площі контакту наночастинок магнетиту з іонами заліза (табл.2).

Таблиця 2

**Вплив вихідної концентрації іонів заліза та дози магнетиту на ступінь очищення води та ємність сорбенту при перемішуванні розчину**

Початкова $C_{\text{Fe}^{2+}}$ мг/дм <sup>3</sup>	Доза магнетиту мг/дм <sup>3</sup>	Рівноважна $C_{\text{Fe}^{2+}}$ мг/дм <sup>3</sup>			Сорбційна ємність ємність, мг/г			Ступінь очищення, %		
		1	4	24	1	4	24	1	4	24
24,0	100	8,8	0,2	0,1	152,0	238,5	239,5	63,3	99,4	99,8
12,0		0,4	0,2	0,1	116,0	118,5	119,0	96,7	98,8	99,2
5,6		0,2	0,0	0,0	54,5	56,0	56,0	97,3	100,0	100,0
2,5		0,2	0,0	0,0	23,5	25,0	25,0	94,0	100,0	100,0
24,0	200	8,0	0,2	0,1	80,0	119,3	119,5	66,7	99,4	99,6
12,0		0,4	0,0	0,0	58,3	60,0	60,0	97,1	100,0	100,0
5,0		0,1	0,0	0,0	24,8	25,0	25,0	99,0	100,0	100,0
2,3		0,1	0,0	0,0	11,3	11,5	11,5	97,8	100,0	100,0
28,0	500	4,0	0,1	0,0	48,0	55,9	56,0	85,7	99,8	100,0
12,0		0,1	0,0	0,0	23,8	24,0	24,0	99,2	100,0	100,0
5,0		0,0	0,0	0,0	10,0	10,0	10,0	100,0	100,0	100,0
2,0		0,0	0,0	0,0	4,0	4,0	4,0	100,0	100,0	100,0
26,0	1000	1,5	0,0	0,0	24,5	26,0	26,0	94,2	100,0	100,0
15,0		0,1	0,0	0,0	15,0	15,0	15,0	99,7	100,0	100,0
5,0		0,0	0,0	0,0	5,0	5,0	5,0	100,0	100,0	100,0
2,0		0,0	0,0	0,0	2,0	2,0	2,0	100,0	100,0	100,0

Не дивлячись на високу сорбційну здатність та ефективність вилучення іонів заліза, застосування частинок магнетиту у вигляді суспензії має свої недоліки. Так як він є дрібнодисперсним сорбентом відбувається постійне винесення частинок магнетиту з розчину та надто повільне його осадження. Одним із рішень цієї проблеми може бути стабілізація часток магнетиту за рахунок введення їх в матрицю полімерного матеріалу. В зв'язку з цим було розроблено новий метод синтезу сорбенту по типу ядро – оболонка. В якості ядра використовували катіоніт КУ-2-8, що являє собою сополімер стирола та дивенілбензола. Для отримання магнетиту в порах та на поверхні ядра попередньо проводили сорбцію іонів двовалентного та тривалентного заліза

у співвідношенні 1:2. Після чого обробляли іоніт розчином луку в заданому діапазоні рН 9...10. Отриманий таким способом сорбент мав задовільні магнітні та механічні властивості. Для визначення сорбційних властивостей синтезованого сорбенту були проведені аналогічні попереднім дослідження вилучення іонів заліза із модельних розчинів близьких до складу природної води.

Для визначення оптимального часу контакту розчину з сорбентом та об'єму сорбенту необхідного для видалення сполук заліза було розраховано ефективність та ємність сорбенту по іонам заліза.

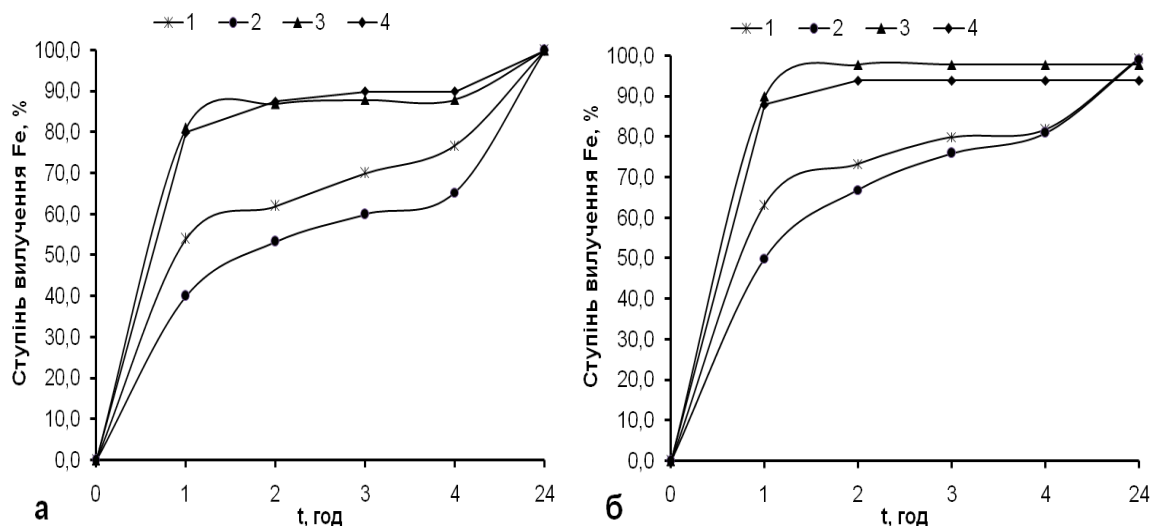


Рис.1. Залежність ступеню вилучення іонів заліза при початкових концентраціях, мг/дм<sup>3</sup>: 25(1); 15(2); 5(3); 2(4) від часу контакту та об'єму модифікованого магнетитом катіоніту а) 5 см<sup>3</sup> та б) 10 см<sup>3</sup>

Виходячи з отриманих даних спостерігалось значне скорочення часу контакту з сорбентом та відповідне підвищення ступеню вилучення сполук заліза. Вже на протязі першої години відстоювання було зафіксовано зниження концентрацій іонів заліза в розчині. Залишковий вміст заліза становив на рівні 0,3...10 мг/дм<sup>3</sup> при відповідних початкових концентраціях 2...25 мг/дм<sup>3</sup>, незалежно від об'єму сорбенту. А через чотири години на рівні 0,15...5,5 мг/дм<sup>3</sup>. Загалом очевидно, що для вилучення сполук заліза з розчину при більших початкових концентраціях необхідно більший час контакту незалежно від об'єму модифікованого магнетитом катіоніту. Теж саме спостерігали при зростанні адсорбційної ємності із підвищенням концентрації іонів заліза та часу контакту. Тобто, ступінь очищення зростає із збільшенням кількості заліза, що контактує з фіксованою кількістю сорбенту. При цьому залишкова концентрація заліза може залишатися досить низькою. За концентрації заліза на рівні 25 мг/дм<sup>3</sup> досягнуто сорбційної ємності сорбенту 1,25 мг/г за об'єму 5 см<sup>3</sup>, тоді як за концентрації заліза на рівні 2 мг/дм<sup>3</sup> сорбційна ємність була 0,1 мг/г за того ж об'єму. Залишкова

концентрація заліза в розчині в обох випадках була на рівні 0,05...0 мг/дм<sup>3</sup> (рис.2).

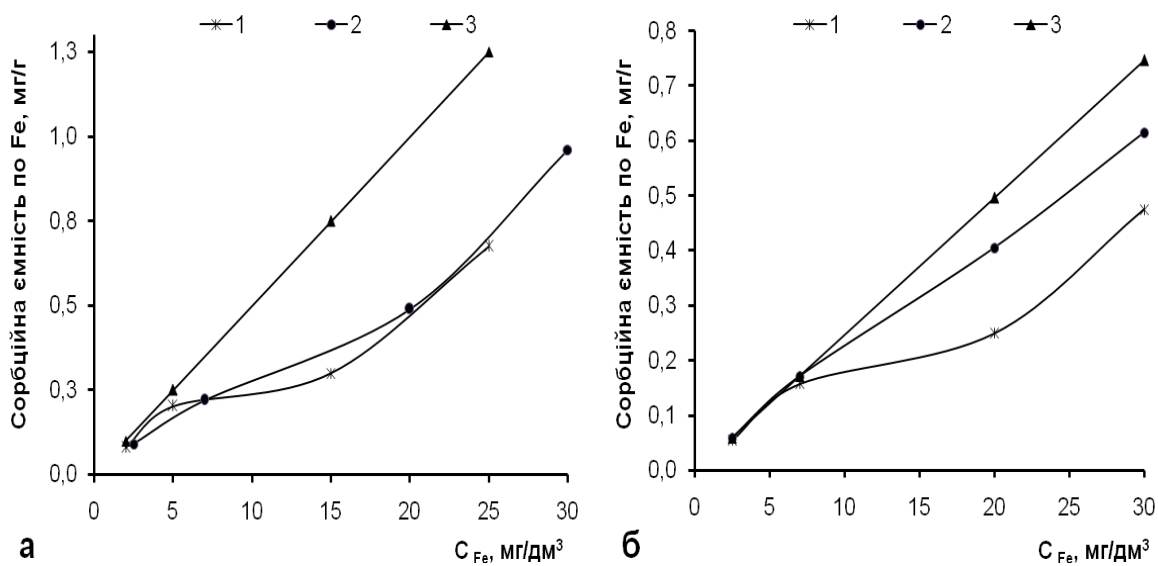


Рис.2. Залежність сорбційної ємності модифікованого магнетитом катіоніту за об'єму а) 5 см<sup>3</sup> та б) 10 см<sup>3</sup> від початкових концентрацій іонів заліза при різному часі контакту 1 год(1); 4 год(2); 24 год(3)

Слід відмітити, що і в даному випадку очищення води можливе за рахунок паралельно протікаючих трьох процесів. Окиснення заліза до трьохвалентного з послідовним гідролізом і осадженням гідроксиду заліза, за рахунок сорбції іонів заліза на катіоніті в Na<sup>+</sup> формі на ряду із сорбцією іонів кальцію та магнію, а також сорбції заліза на магнетиті в порах катіоніту. При цьому, магнетит відіграє одночасно роль сорбенту та каталізатору окиснення іонів заліза. Тому, приведені на рис.2 значення сорбційної ємності є умовними показниками розрахованими по зниженню концентрації іонів заліза у розчині за умови, що залізо сорбується на модифікованому катіоніті.

Значний вклад процесу окиснення заліза на модифікованому катіоніті в результати знезалізнення води підтверджується даними по значному підвищенню рН середовища при контакті розчину з сорбентом(рис. 3 ).

В даному випадку підвищення рН в концентрованих розчинах з 7,7 до 8,5...9,5 та в розведених розчинах з 8,2 до 9,5...10,1 відбувається за рахунок сорбції іонів кальцію та магнію на катіоніті в Na<sup>+</sup> формі та утворення гідрокарбонату натрію, який є лужним реагентом[11;12]. Разом з цим відомо, що при рН вищих 7,5 процеси окиснення заліза прискорюються. Тому в даному випадку значна швидкість знезалізнення на початковому етапі можлива як за рахунок сорбції так і за рахунок окиснення при підвищенні рН та вільному контакті з повітрям.

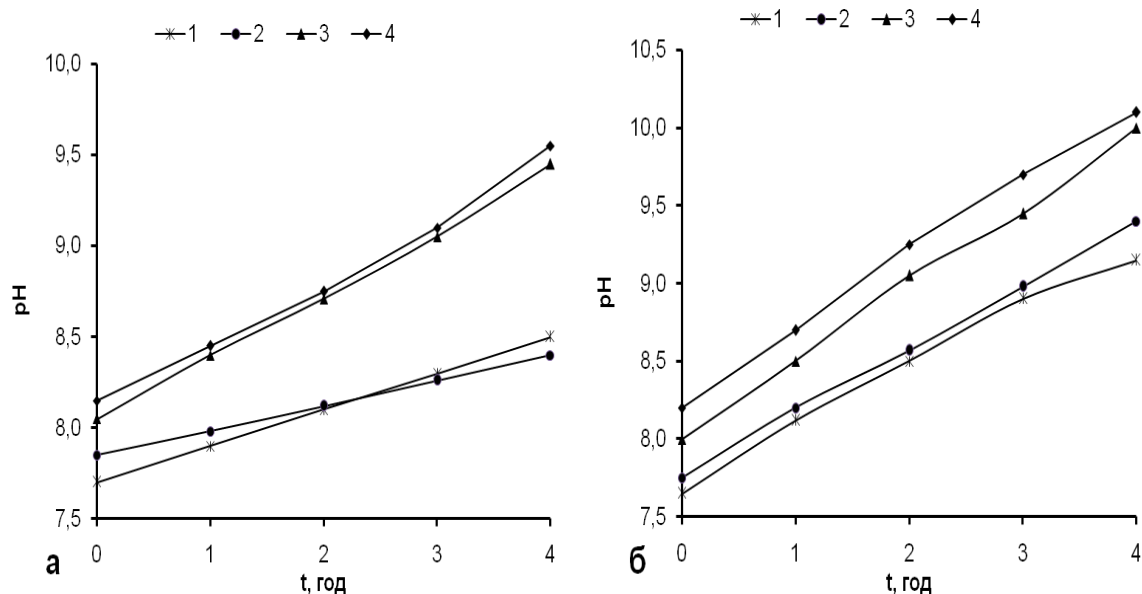


Рис.3. Залежність рН розчину заліза при початкових концентраціях, мг/дм<sup>3</sup>: 25(1); 15(2); 5(3); 2(4) від часу контакту та об'єму модифікованого магнетитом катіоніту а) 5 см<sup>3</sup> та б) 10 см<sup>3</sup>

**Висновки.** При застосуванні магнетиту в процесах знезалізнення природних вод відбувається значне прискорення видалення сполук заліза. За низьких концентрацій заліза зниження його вмісту до рівня ГДК досягається за 4 години при дозі 100 мг/дм<sup>3</sup> та за 1 годину при дозі 200 мг/дм<sup>3</sup>. За високих концентрацій ефективне знезалізнення відбувається при дозі магнетиту 500-1000 мг/дм<sup>3</sup>. Для покращення технологічних параметрів процесу знезалізнення води було розроблено спосіб модифікації катіоніту КУ-2-8 сполуками заліза з отриманням сорбенту модифікованого магнетитом. Встановлено, що застосування такого катіоніту значно прискорює процес очищення води від сполук заліза. Обумовлено це сорбційною та каталітичною властивістю сорбенту, який забезпечує видалення заліза на 50-90% за 1 годину.

### Список літератури

1. Чеченин Н.Г. Магнитные наноструктуры и их применение:[учеб. пособие]. М.: Грант Виктория ТК, 2006. 166 с.
2. Ambashta R.D. Water purification using magnetic assistance: A review. / R.D. Ambashta, M. Sillanpaa // J. Hazard. Mat., 2010. Vol. 180. P.38-49.
3. Кубингер У., Сидорин Ю. Ю., Лейнвебер В. Нанокластеры в водоочистке (Российско-Австрийские инновации) // Радиоэлектроника. Наносистемы. Информационные технологии. М., 2012. Т. 4, № 2. С. 33-37.
4. Somorjai G.A., Tao F., Park J.Y. The nanoscience revolution: Merging of colloid science, catalysis and nanoelectronics// Top. Catal. 2008. No 47. P. 1-14.

5. Гусев, А.И. Наноматериалы, наноструктуры, нанотехнологии. М.:ФИЗМАТЛИТ, 2007. 416 с.
6. Анисимова Н.Ю., Сенатов Ф.С., Миляева С.И., Киселевский М.В. Исследование сорбционных свойств ферритмагнитных наночастиц // Фундаментальные исследования. 2011. № 11. С. 263-265.
7. Губин С.П., Кокшаров Ю.А., Хомутов Г.Б., Юрков Г.Ю. Магнитные наночастицы: методы получения, строение и свойства // Успехи химии. 2005.Т. 74, № 4. С. 539–574.
8. El Ghandoor H., Zidan H. M., Khalil M. M. H. et al. Synthesis and Some Physical Properties of Magnetite ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ) Nanoparticles // Int. J. Electrochem. Sci. 2012. Vol. 7. P. 5734–5745.
9. Ларин Г.Г., Викторова А.В., Мурадова А.Г., Юртов Е.В. Получение наночастиц  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  методом старения осадка  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  // Успехи в химии и химической технологии. 2013. Т. 27, №6. С.104-107.
10. Егунова О.Р., Герман С.В., Врабие Я.А., Штыков С.Н. Синтез монодисперсного магнетита: влияние температуры, концентрации гидроксида натрия и лимонной кислоты на размер наночастиц // Изв. Саратовск. ун-та. Новая серия. Серия Химия. Биология. Экология. 2015. Т.15. № 4. С. 10-15.
11. Гомеля И.Н., Омельчук Ю.А., Радовенчик В.М. Оценка эффективности ионитов КУ-2-8 и Aqualine К – 100 FC при умягчении воды в присутствии ионов железа // Экотехнологии и ресурсозбережение. 2008. №3. С. 62-65.
12. Гомеля И.Н., Омельчук Ю.А., Радовенчик В. М. Влияние ионов железа на эффективность натрий-катионного умягчения воды на катионите КУ-2-8 // Збірник наукових праць СНУЯЕ та П. 2007. Вип.3(23). С. 174-179.

Стаття надійшла до редакції 30.04.17



Я.А.ТУГАЙ, кандидат технічних наук

П.Л. ЗІНИЧ, кандидат технічних наук

Інститут інноваційної освіти Київського національного університету  
будівництва і архітектури

## **АНАЛІЗ ІСНУЮЧИХ МЕТОДІВ ВІДНОВЛЕННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ СВЕРДЛОВИН РОЗЧИНАМИ РЕАГЕНТІВ**

*Приведений аналіз методів декольматажу фільтрів при відновленні продуктивності водозабірних свердловин. Розглянуті процеси поширення реагентів у закольматованих зонах (фільтр і прифільтрова зона), процеси взаємодії реагентів з частками кольматанту. Дана оцінка ефективності різних заходів по відновленню дебіту свердловин.*

**Ключові слова:** свердловина, дебіт, кольматаж, реагенти, фільтри.

*Приведен анализ методов декольматажу фильтров при восстановлении производительности водозаборных скважин. Рассмотрены процессы распространения реагентов в закольматованные пространства (фильтр и прифильтровая зона), процессы взаимодействия реагентов с частицами кольматанту. Дана оценка эффективности различных мероприятий по восстановлению дебита скважин.*

**Ключевые слова:** скважина, дебет, кольматация, реагенты, фильтры.

*The analysis of methods for remove of filter colmatage at recorerly process of water is dicribed. The process for penetration of reagents into clogged space(filter and filtrated zone) and interaction reagents with clogged particles considered. The assestment of efficiency of various methods for recovery of wells is given.*

**Key words:** well, yield, colmatage, reagents, filters.

Вилучення кольматуючих утворень з пористого середовища (фільтра і прифільтрової зони) є основною задачею регенерації свердловин. Тому, головним напрямком досліджень було вивчення кінетики декольматажу фільтрів і прифільтрових зон свердловин і підбора найбільш ефективного хімічного реагенту в залежності від складу переважно хімічного кольматанту.

Питання вибору і кількості реагенту, поширення реагентів у закольматованих середовищах від місця подачі розчину, процеси взаємодії його з частками кольматанту (розчинення осаду), перетворення і трансформація часток кольматанту і інгредієнта – реагенту, оцінка ефективності проведених заходів щодо відновлення продуктивності дебіту

свердловин, тобто розгляд усього блоку механізмів процесу "кольматант – розчин реагенту", на думку багатьох дослідників доцільно вивчати з позицій теорії фільтрації, масопереносу і масообміну з застосуванням різних моделей обмінної кінетики. Такий підхід був використаний багатьма фахівцями у нашій і закордонній практиці. Так однією з перших робіт у цьому напрямку [1] процес розчинення був проаналізований з позиції рівноважної кінетики. При цьому було прийнято, що на контакті реагенту з осадами останні миттєво розчиняються. У результаті цього питомий об'єм відкладень стрибком знижується з  $b_0$  до  $b_1$  (де  $b_1$  – нерозчинна частина осаду), а концентрація розчиненого кольматанту в реагенті зростає до  $C_m$  (де  $C_m$  – граничне насичення реагенту розчиненим кольматантом). У такій постановці процес розчинення кольматанту при безупинній подачі реагенту в свердловину описується рівнянням:

$$2\pi l \rho_{oc} (b_0 - b_1) \frac{d_r}{d_t} = Q_p C_m, \quad (1)$$

де:  $l$  – довжина фільтра свердловини;  $\rho_{oc}$  – щільність закольматованих відкладень;  $Q_p$  – витрата реагенту.

У результаті рішення цього рівняння одержимо:

$$lR(t) = \sqrt{r_c^2 + \frac{Q_p C_m t}{\pi d_\phi (b_0 - b_1) \rho_{oc}}}, \quad (2)$$

де  $R(t)$  – радіус кільцевої зони поблизу свердловини, у якій досягнута величина  $b_1$ ;  $C_m$  – максимальна концентрація кольматанту в реагенті.

Якщо відомий радіус зони кольматанту, то з формули (2) можна одержати час закінчення обробки  $t_0$

$$t_0 = \frac{\pi(R_0^2 - r_c^2)(b_0 - b_1)l_\phi \rho_{oc}}{Q_p C_m}, \quad (3)$$

де  $R_0$  – радіус зони кольматанту.

Доза (об'єм) реагенту, необхідна для повного вилучення кольматанту, визначається з виразу

$$W_p = Q_p t_0. \quad (4)$$

Однак моделі рівноважної кінетики, у яких швидкість розчинення кольматанту прагне до нескінченності, не одержали експериментального підтвердження. Дослідами встановлено, що питомий об'єм відкладень (кольматанту) зменшується в часі і збільшується концентрація часток кольматанту в реагенті, що цілком відповідає фізичним представленням. Це спостерігалось при дослідженні різних реагентів. Тому для рішення поставленої задачі надалі ці процеси вивчалися на основі моделей нерівноважної кінетики. Оскільки процес розчинення розглядається як гетерогенна хімічна реакція, то в таких моделях варто враховувати два граничних випадки: дифузійний і хімічний. У першому випадку процес лімітується малими швидкостями дифузії, а в другому – швидкостями реакцій

взаємодії реагенту із солями кольматанту. У більшості випадків процес розчинення солей (осадів) підкоряється законам дифузійної необоротної кінетики і може бути описаний рівнянням [1,2,3,4]:

$$\frac{\partial b}{\partial t} = \frac{\omega\beta}{\rho_{oc}} (C_m - C). \quad (5)$$

З рівняння випливає, що швидкість розчинення пропорційна питомій поверхні пористого середовища  $\omega$ , константі швидкості розчинення  $\beta$  і різниці концентрацій кольматанту в реагенті  $C_m - C$  і обернено пропорційна щільності кольматанту, що утворився  $\rho_{oc}$ . Таким чином, чим більші будуть значення  $\omega$ ,  $\beta$  та  $\Delta C = C_m - C$ , тим інтенсивніше буде протікати процес розчинення осадів, а зі збільшенням  $\rho_{oc}$  швидкість розчинення буде зменшуватися.

Величина  $\beta$  (коефіцієнт масопередачі) визначає швидкість підведення реагенту до поверхні (чи швидкість відводу продуктів реакції від поверхні в об'ємі реагентів) і залежить від умов, у яких протікає процес. Функціональна залежність  $\beta$  може бути встановлена з критеріальних рівнянь, що встановлюють зв'язок між безрозмірними критеріями Рейнольдса  $Re$ , Прандля  $Pr$  і Нуссельта  $Nu$ , отриманих стосовно до конкретних технологічних умов процесу розчинення. У роботах [1,2,3] приведені конкретні рекомендації з визначення параметрів  $\omega$ ,  $\beta$  і  $\rho_{oc}$  і показані умови і межі застосування цієї дифузійної моделі. Згодом ця модель відома як модель реагентної ванни і розроблена для умов, при яких переміщення реагенту щодо поверхні розчинення практично не відбувається, без належного наукового обґрунтування була рекомендована для технологій циклічної реагентної обробки, коли створюються умови для інтенсивного перемішування реагенту і його просування через закольматоване пористе середовище. У цьому випадку величина  $\beta$  зростає. У роботі [1] приведені деякі рекомендації з визначення константи  $\beta$  для різних методів обробки свердловин: реагентної ванни, циклічне задавлювання реагенту, віброреагентна обробка, електроудара (ЕГУ) у реагенті за рахунок застосування високовольтних розрядів. Відмітимо, що дві останні технології впливу на присвердловинну зону приводять не тільки до збільшення константи  $\beta$ , але і викликають руйнування і диспергацію.

При такому підході вважається, що складні процеси і механізми, що мають місце при інших більш ефективних методах обробки свердловин такі наприклад, як: кінетика поширення реагенту, винос розчиненого кольматанту, динаміка взаємодії реагенту з солями кольматанту та ін. приблизно можуть бути враховані в простій моделі одним узагальненим коефіцієнтом масопередачі  $\beta$ .

При описі кінетики розчинення необхідно враховувати, що в процесі регенерації свердловин змінюється структура пористого середовища, і зокрема питома поверхня та, розмір часток  $d$  і пористість  $n$ . Використовуючи результати досліджень структури пористого середовища в процесі кольматажу для  $n$ ,  $\omega$  і  $d$  одержимо наступні вирази [1]:

$$n = n_0 - b; \quad \varpi = \varpi_0(1 + \alpha b)^{2/3}; \quad d = d_0(1 + \alpha b)^{1/3}, \quad (6)$$

де:  $n_0$ ,  $\varpi$  і  $d_0$  – відповідно пористість, питома поверхня (поверхня часток в одиниці об'єму) і розмір часток незакольматованого пористого середовища;  $\alpha = 1/(1 - n_0)$ . Залежності (6) з достатньою вірогідністю придатні у випадку зміни питомого об'єму відкладень у діапазоні від 0 до  $0,5n_0$ , тобто для більшості практичних випадків. У підсумку з обліком приведених вище залежностей і коефіцієнта  $\beta$  рівняння кінетики розчинення (16) можна записати у вигляді

$$\frac{\partial b}{\partial t} = -\frac{B_i}{\rho_{oc}} f(b)(C_m - C), \quad (7)$$

де  $B_i$  – технологічний коефіцієнт, що залежать від процесу обробки і властивостей реагенту і кольматанту. У роботі [1,5] для різних методів обробки приводяться значення цих коефіцієнтів і вирази для їхнього визначення, а також функції  $f(b)$ . Аналіз цих залежностей показав, що у діапазоні зміни величини  $b$  від 0 до  $0,5n_0$  функція  $f(b)$  задовільно апроксимується лінійною залежністю вигляду:

$$f(b) = \gamma \left( \frac{\varepsilon}{\gamma} + b \right), \quad (8)$$

де:  $\gamma$  і  $\alpha$  – деякі константи ( $\alpha = 1$  при реагентній ванні;  $\alpha = 1/\sqrt{n_0}$  – при циклічному затискуванні реагенту за контур свердловини і при ЕГУ реагенту;  $\alpha = 1/n_0$  – при віброреагентній обробці). Таким чином, у якості основного узагальнюючого рівняння кінетики будемо мати

$$\frac{\partial b}{\partial t} = -\frac{B_i \gamma_i}{\rho_{oc}} \left( \frac{\alpha_i}{\gamma_i} + b \right) (C_m - C). \quad (9)$$

У процесі регенерації свердловин звичайно можна бачити такі характерні етапи: 1) заливання реагенту в свердловину чи готування розчину реагенту безпосередньо в свердловині; 2) проникнення реагенту в присвердловинну зону; 3) розчинення кольматанту в присвердловинну зону; 4) винос розчиненого кольматанту. Надалі для можливої реалізації цієї моделі вважається, що тривалість перших двох і останнього етапів набагато менше, ніж час самої обробки, що цілком припустимо і прийнятно для обробки по методу реагентної ванни. Що стосується використання цієї моделі для обґрунтування інших методів обробки (циклічного, віброреагентного і ЕГУ), то можливість її застосування в роботі [1] пояснюється тим, що хоча всі названі етапи в цих методах і будуть у часі сумірні, швидкість, розчинення кольматанту на третьому етапі умовно вважається набагато вище, ніж на перших двох. Щоб одержати замкнуту систему в якості другого приймається рівняння, що описує матеріальний баланс речовин в оброблюваній присвердловинній зоні, у вигляді:

$$\frac{\partial(nC)}{\partial t} + \rho_{oc} \frac{\partial b}{\partial t} = 0, \quad (10)$$

де  $n = n_0 - b(t)$ ,  $C$  – масова концентрація солей кольматанту, розчинених у реагенті.

З деякими допущеннями система рівнянь (9) и (10) реалізована в роботі [1].

Якщо процес розчинення лімітується швидкістю хімічної реакції, то замість рівняння (9) для кінетики розчинення кольматанту в присвердловинній зоні [30]:

$$\rho_{oc} \frac{\partial b}{\partial t} = -k\varpi(C_p)^\alpha, \quad (11)$$

де  $k$  – константа швидкості реакції;  $\alpha$  – порядок реакції;  $C_p$  – концентрація реагенту. Для константи приймається співвідношення

$$k = k_0 \exp\left(-\frac{E}{RT}\right), \quad (12)$$

де  $E$  – енергія активації;  $R$  – універсальна газова постійна;  $T$  – абсолютна температура;  $k_0$  – константа розчинення при нормальних умовах.

Так для рекомендованих для використання в практичних розрахунках залежності для концентрацій  $C(t)$  і  $b(t)$

$$\frac{C(t) - C_0}{C_m - C} = 1 - e^{-\varphi t}; \quad (13)$$

$$\frac{b(t)}{b_0} = 1 - \frac{n_c(C_m - C_0)}{\rho_{oc} b_0 (1 - e^{-\varphi t})}, \quad (14)$$

де

$$\varphi = \frac{B_i \gamma_i}{n_c} (A_i - b_c), \quad (15)$$

отримані на основі рішення спрощеної системи рівнянь

$$\rho_{oc} \frac{db}{dt} = -B_i \gamma_i \left( \frac{\alpha_2}{\gamma_i} + b_c \right) (C_m - C); \quad (16)$$

$$\rho_{oc} \frac{db}{dt} + n_c \frac{dc}{dt} = 0, \quad (17)$$

де  $n_c = n_0 - b_c$ ,  $b_c$  – усереднений у часі питомий об'єм відкладень, методика визначення якого не вказується. Крім того, як показав наступний аналіз вираз для визначення  $\varphi$  має помилки і воно повинно мати вигляд:

$$\varphi = \frac{B_i \gamma_i}{n_c} (A_i + b_c). \quad (18)$$

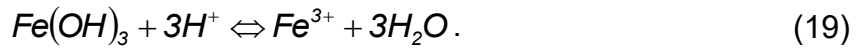
Проте зазначені неточності у визначенні параметра  $\varphi$  мало позначилося в оцінці ефективності розчинення залізного осаду у прифільтрової зоні, так як його значення встановлено на підставі дослідних відкачок на різних водозаборах.

По своїй суті приведена модель регенерації найбільше підходить для опису реагентної обробки свердловин по методу реагентної ванни. Проте

шляхом істотного корегування коефіцієнта швидкості розчинення  $\beta$  чи  $\gamma$  вона без належного обґрунтування рекомендується для застосування для інших методів обробки свердловин, в яких крім кінетики розчинення потрібно враховувати дисперсно-конвективний перенос реагенту і продуктів реакції. Тому для кожного методу обробки свердловини він повинен бути встановлений дослідним шляхом і може бути рекомендований для тих умов, при яких проведено його визначення. Тому подальше удосконалення моделей і методів розрахунку регенерації насамперед визначається особливостями застосованої технології обробки свердловин.

Так, при найбільш ефективній і розповсюдженій на практиці циклічній обробці фільтра і прифільтрової зони в умовах зворотньо-поступального руху підземних вод і при різних технологіях введення реагенту в свердловину необхідно розглядати і враховувати також процеси переносу і змішання реагентів і продуктів реакції з пластовою водою, які не вивчалися в попередніх моделях. Таким чином, у загальному випадку ця задача масообміну повинна вирішуватися з урахуванням фактора гідродинамічної дисперсії (переносу за рахунок конвективної дифузії) і необхідної при цьому знакозмінної конвекції (за рахунок конвективного переносу), а також впливу складу і концентрації реагенту на процес розчинення. При такому загальному підході вивчення процесів хімічної регенерації в умовах циклічної обробки ряд окремих задач було розглянуто у роботах [6,7]. Так на основі розгляду відомого диференціального рівняння дисперсно-конвективного переносу, у якому кінетика масообміну прийнята рівноважною, було встановлено, що при знакозмінній конвекції коефіцієнти дисперсії  $\lambda$  в режимах прямої і зворотної дисперсії при різних технологіях введення реагенту (індикатора) будуть, як правило, неоднакові. На основі виконаного аналізу одержаних рішень із залученням експериментальних даних були запропоновані рекомендації з визначення параметрів дисперсії у фазах прямого  $\lambda_1$  і зворотнього  $\lambda_2$  руху розчину через зразок ґрунту. За даними експериментів в окремих випадках було виявлено суттєве розходження в параметрах  $\lambda_1$  і  $\lambda_2$  ( $\lambda_1 \gg \lambda_2$ ), що на думку авторів, зв'язано зі значним уповільненням процесу при зворотньому русі, причому воно буде різним для різного складу ґрунту. Орієнтовані значення параметрів  $\lambda_1$  і  $\lambda_2$ , отримані за даними експериментів, приведені в роботах [6,7]. Тому ці розходження в параметрах гідродинамічної дисперсії у фазах прямого і зворотного руху при необхідності повинні враховуватися в розрахункових моделях регенерації прифільтрових зон, закольматованих сполуками заліза.

Для обліку обмінних процесів при регенерації в роботі [7] розглянута спрощена модель розчинення залізистого кольматанту соляною кислотою, яка зводиться до наступного. Якщо не враховувати утворення комплексів заліза з хлором і вважати іон останньою нейтральною домішкою з деяким наближенням, реакцію розчинення осаду кольматанту, в основному представленого гідроксидом заліза, можна записати у вигляді



Тоді приймають, що вона відбувається швидко й описується наступним рівнянням рівноваги:

$$C_F^* = k_F C_H, \quad (20)$$

де  $C_F^*$  і  $C_H^*$  - рівноважні концентрації заліза і водню;  $k$  – константа рівноваги. При таких припущеннях математична модель у фазі прямого руху і розчинення заліза кольматанту розглядається як двокомпонентна й описується з урахуванням прийнятого рівняння рівноваги системою з двох фактично незалежних між собою рівнянь:

$$D \frac{\partial^2 C_H}{\partial x^2} - V \frac{\partial C_H}{\partial x} - \varepsilon \beta_H (C_H - C_H^*) = n_0 \frac{\partial C_H}{\partial t}; \quad (21)$$

$$D \frac{\partial^2 C_F}{\partial x^2} - V \frac{\partial C_F}{\partial x} - \varepsilon \beta_F (C_F - C_F^*) = n_0 \frac{\partial C_F}{\partial t}; \quad (22)$$

$$C_F^* = k_{F0} C_H^*; \quad k_{F0} = k_F (C_{H0}^*)^2. \quad (23)$$

Тут  $C_H$  и  $C_F$  – поточні концентрації реагенту ( $\text{H}^+$ ) і продукту ( $\text{Fe}^{3+}$ ); і  $\beta_H$  і  $\beta_F$  – коефіцієнти масопередачі;  $\varepsilon$  – коефіцієнт стехіометрії.

Без належної оцінки рішення цих рівнянь отримано для випадку  $D = 0$ , тобто при нехтуванні дисперсійним переносом, при  $x \leq x_p = \frac{Vt}{n_0}$  при

граничних умовах

$$C_H(x, 0) = C_F(x, 0) = C_F(0, t) = 0; \quad C_H(0, t) = C_{H0},$$

тобто для схеми безупинного введення реагенту з постійною концентрацією  $C_{H0}$  на границі введення. Рівняння (21) і (22) були приблизно вирішені для імпульсного введення реагенту при спрощених граничних умовах

$$C_H(x, 0) = C_H(\infty, t) = 0; \quad C_H(0, t) = \frac{M}{Q} \delta(t);$$

$$C_F(x, 0) = C_F(\infty, t) = C_F(0, t) = 0,$$

де  $M$  – маса реагенту, що вводиться в шар з витратою  $Q$ ;  $\delta(t)$  – дельта – функція Дирака.

Наближене рішення цієї задачі отримано у вигляді:

$$\bar{C}_H = \frac{C_H(x, t)}{C_{H0}} = \tilde{C}_H(x_f) F(x, t), \quad (24)$$

тобто у вигляді добутку концентрацій на фронті поршневого витиснення  $x = \frac{Vt}{n_0}$ , які визначаються з попереднього їх рішення при  $D=0$ , на розсіючу функцію  $F$ , що розсіює, що є функцією миттєвого джерела одиничної потужності.

Можна рахувати, що ця функція описує характер зміни концентрації хлор-іона, як нейтрального компонента в розглянутій системі [7].

Для оцінки зниження концентрації реагенту за рахунок гідродинамічної дисперсії в умовах знакозмінної конвекції розглядалася спрощена радіальна задача при деякому усередненому значенні коефіцієнта  $\lambda$ .

$$\frac{\lambda q_i}{r} \frac{\partial^2 C_i}{\partial r^2} \pm \frac{q_i}{r} \frac{\partial^2 C_i}{\partial r} = n \frac{\partial C_i}{\partial t}; \quad i = 1, 2. \quad (25)$$

Витрати свердловин при закачуванні  $q_1$  і відкачуванні  $q_2$  можуть бути різними. Для попередніх оцінок прийнята рівноважна система масообміну  $(\beta_H, \beta_F, \infty)$ , яка представлена ефективною пористістю  $n = n_0 \left(1 + \frac{1}{\alpha}\right)$ , де  $\alpha$  – коефіцієнт розподілу.

Отримано окремі рішення рівняння (26) у вигляді джерела при відповідному нормуванні для фази відкачки. Однак у цьому рішенні не показана динаміка зміни в часі й у об'ємі фільтра, кількості введеного реагенту у фазах закачування і відкачування, при вивченні їх у єдиному циклі "закачування – відкачування". При цьому не показана спільна динаміка взаємодії переносу реагенту і продуктів реакції в циклі "закачування – відкачування".

Крім того, істотним недоліком запропонованої вище моделі є прийняття в основній моделі (21-23) рівноважної кінетики масообміну між концентраціями реагенту й осаду, що зовсім не відповідає реальній картині розчинення. Звичайно прийняття цього допущення дозволяє істотно спростити рішення системи рівнянь (21-23) вирішувати їх незалежно одне від одного. В реальних умовах механізм розчинення буде описуватися невірною кінетикою масообміну. У цьому випадку система рівнянь буде зв'язаною і необхідно їх вирішувати спільно.

Наведені деякі апробації приведених залежностей по визначенню параметрів регенерації не дають можливості одержати їхню змістовну оцінку, тому що необхідні вихідні параметри також визначалися на основі цих досліджень, і тому інтегрально враховували вплив різних факторів і суттєві недоліки допущені і при реалізації запропонованих моделей. У зв'язку з викладеним, подальше удосконалення моделей і методів розрахунку хімічної реакції присвердловинної зони повинно здійснюватися і враховувати комплексний вплив зазначених факторів, фізико-хімічних і гідродинамічних особливостей протікання цих процесів у різних умовах і на їх базі створення більш надійних інженерних методів розрахунку хімічної регенерації фільтрів, закольматованих сполуками заліза.

### Список літератури

1. Гаврилко В.М., Алексеев В.С. Фильтры буровых скважин. М.: Недра. 1985. 334 с.
2. Алексеев В.С., Коммунар Г.М. Исследование форм железистого кольматанту в прифилтровых зонах и на фильтрах водозаборных



дренажных скважин // В сб. "Инженерная гидрогеология", ВНИИ ВОДГЕО. М., 1976. Вып.52. -С. 10-12.

3. *Алексеев В.С., Коммунар Г.М., Гребенников В.Т.* Кинетика растворения кольматанта в прифилтровых зонах скважин // В сб. "Инженерная гидрогеология", ВНИИ ВОДГЕО. М., 1976. Вып.52. С. 15-18.

4. *Алексеев В.С., Коммунар Г.М., Шержуков Б.Е.* Массоперенос в водонасыщенных горных породах // Итоги науки и техники, ВИНТИ, Гидрогеология. Инженерная геология. 1989. С. 144.

5. *Алексеев В.С., Гребенников В.Т.* Восстановление дебита водозаборных скважин. М.: Агропромиздат, 1987. 239 с.

6. *Муратова Л.Н.* Гидродинамическая дисперсия и равновесный массообмен при знакопеременной конвекции. // Тр. ВНИИ ВОДГЕО. "Методы расчета процессов массопереноса в гидрогеологических исследованиях". М., 1984. С. 18-22.

7. *Муратова Л.Н.* Регенерация установок обезжелезнения подземных вод // Автореф. дис. к.т.н.: 05.23.07, ВНИИ ВОДГЕО. М., 1993. 23 с.

*Стаття надійшла до редакції 29.11.17*

Д.В. УНГУРЯНУ, кандидат технических наук  
Д. СИРЕЦЯНУ  
Технический Университет Молдовы

## К ВОПРОСУ ОБ ОБРАБОТКЕ И ИСПОЛЬЗОВАНИИ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД

*Наводиться огляд сучасних способів обробки і шляхів утилізації осадів стічних вод включаючи їх інтегрування з іншими органічними відходами антропогенного, агропромислового походження в світлі законодавства Європейського Співтовариства.*

**Ключові слова:** осади стічних вод; анаеробне зброджування; автотермічна аеробна стабілізація; використання осадів; інтегрована обробка органічних відходів.

*Приводится обзор современных способов обработки и путей утилизации осадков сточных вод включая их интегрирование с другими органическими отходами антропогенного, агропромышленного происхождения в свете законодательства Европейского Сообщества.*

**Ключевые слова:** осадки сточных вод; анаэробное сбраживание; автотермическая аэробная стабилизация; использование осадков; интегрированная обработка органических отходов.

*An overview of modern treatment methods and ways of utilization of sewage sludge including their integration with other organic wastes of anthropogenic, agro-industrial origin in the light of the legislation of the European Community is given.*

**Key words:** sewage sludge; anaerobic digestion; autothermal aerobic stabilization; sludge utilization; organic waste integrated treatment.

### Введение

Непрерывное увеличение объёма осадков сточных вод, связанное с демографическим ростом и урбанизацией населения создаёт все больше проблем муниципалитетам.

Обработка осадков с целью снижения их объёма и преобразования в утилизируемый продукт стало необходимостью. Для такой обработки осадков сточных вод существуют различные технические решения, которые применяют для их уплотнения и обезвоживания, анаэробного сбраживания и/или аэробной стабилизации органической части осадков с выделением биогаза в виде «зелёной» энергии и одновременным предотвращением

неприятных запахов, термической и/или солнечной сушки, уничтожения путём сжигания.

Для систем канализации первоначальной задачей является очистка сточных вод с тем, чтобы вернуть природе чистую воду, без загрязнения, но в тоже время сточные воды могут быть источником «зелёной» энергии и других вторичных продуктов, содержащих реутилизируемые вещества, имеющих как экономическую, так и экологическую ценность.

В качестве такого источника может служить, например, преобразование органических веществ осадков в сельскохозяйственные удобрения, содержащих агрономический комплекс N, P, K.

Совсем недавно фирма Веолия осуществила впервые в мире преобразование осадков сточных вод в биопластик, который в отличие от синтетического пластика является биоразлагаемым и имеет большое будущее.

Эти два характерных примера относятся к утилизации твёрдой части осадков сточных вод. Другим утилизируемым продуктом анаэробного сбраживания осадков сточных вод является биогаз, который является источником возобновляемой «зелёной» энергии, с помощью которого посредством когенерации можно получить как тепловую, так и электрическую энергию, восполняя почти на 100% затраты энергии для энергоснабжения процессов очистки сточных вод и обработки осадков, а также для перекачки. Получение энергии тепла сточных вод и осадков может быть осуществлено и с помощью тепловых насосов.

### **Утилизация осадков сточных вод в сельском хозяйстве в качестве удобрений**

Использование осадков сточных вод, содержащих органические вещества и биогенные элементы для растений (N, P, K), может быть двумя путями – ирригацией с/х земель в жидком состоянии и путем компостирования обезвоженных осадков, используя для это добавки углеродсодержащих отходов более низкой влажности (типа растительных отходов, соломы, ТБО и др.). Ирригация жидкими осадками требует тщательного наблюдения за процессом, за качеством осадка, в особенности в санитарно – гигиеническом отношении, и возможно только в теплое время года, при помощи разбрасывающей техники. Компост при использовании его улучшает структуру почв и обеспечивает их удобрение. Компостирование осадков сточных вод – это природный биологический процесс разложения органических веществ под действием аэробных бактерий (в присутствии кислорода) в результате которого получается продукт под названием компост.

Вписываясь в концепцию устойчивого развития, компостирование является заменителем химических удобрений, которые выделяют газы с парниковым эффектом, и содействует рециклу других отходов.

Преобразование осадков сточных вод в компост выполняется в несколько этапов:

а) вначале осадки – источник азота и фосфора – смешиваются с другими органическими отходами – наполнителями и источниками углерода;

б) полученная смесь помещается в бурты/ёмкости для ферментирования, оборудованные системами принудительной аэрацией; это активная фаза разложения органического вещества сопровождаемая развитием микроорганизмов которые поднимают температуру до величин ведущих к гигиенизации осадка (~60° С) путем уничтожения патогенных фекальных бактерий. Аэрирование содействует развитию грибков и бактерий, которые разрушают органические вещества, продолжительность этой фазы составляет 2 – 3 недели;

в) по окончании активной фазы ферментации компост просеивают для отделения мелких фракций от крупных с тем чтобы получить продукт с гранулометрическим составом от 0 до 25...50 мм. Крупные частицы возвращают в зону смешивания и подвергаются снова процессу ферментации;

г) затем следует этап созревания во время которого разложившаяся масса преобразуется в гуминовые вещества/перегной/гумус под действием микроорганизмов, преимущественно грибков, эта фаза длится от 3 до 4–х недель. Температура спадает и потребление кислорода меньше, по окончании этой фазы компост считается стабильным.

Европейская рамочная директива 2008/98/CE от 19 ноября 2008 года касательно отходов поддерживает необходимость защиты окружающей среды и человеческого здоровья путем предотвращения или сокращения вредного влияния производства и управления/менеджмента отходами. Отходы стали считаться источником получения/извлечения вторичного сырья. В статье 6 директивы прямо указывается на перевод статуса отходов в статус продукта. Рециклирование превращает отходы в новое сырье, которое заменяет нетронутое/девственное сырье, что позволяет экономить природные невозполняемые ресурсы и одновременно сократить эмиссии газов с парниковым эффектом.

Компостирование можно совместить с выращиванием дождевых червей – вермикультуры – для получения т. н. биогумуса и протеина.

#### **Утилизация осадков СВ для получения энергии**

Анаэробное сбраживание с получением и утилизацией биогаза наиболее широко распространенный способ стабилизации органических осадков, позволяющее предотвратить ферментирование осадков при их складировании, с выделением неприятных запахов. Главным преимуществом анаэробного сбраживания осадков сточных вод – выделение при этом биогаза, который может служить в качестве топлива использованного для собственных нужд очистной станции. Этот процесс может быть совмещен с предварительной автотермической аэробной термофильной стабилизацией,

которая происходит с использованием аэробных микроорганизмов с высвобождением энергии и нагревом до температуры более чем 50°C, что ускоряет фазу гидролиза для последующего анаэробного мезофильного сбраживания. Метаболизм органических веществ осадков приводит таким образом к одновременному уничтожению болезнетворных микроорганизмов – гигиенизации – и получению качественного удобрения в виде дигестата анаэробного сбраживания.

Интерес к этой технологии возрастает, предпринимаются исследования интенсификации процесса получения биогаза и роста его выхода. Одним из таких путей является коферментирование осадков сточных вод совместно с различными органическими отходами, как жидкими, так и твёрдыми. Таковыми могут быть углеводы, белковые вещества (протеины), жироподобные вещества (липиды), целлюлоза, гемицеллюлоза в качестве основных составляющих применяемых субстратов. Таким образом, в качестве ко-субстратов для анаэробного сбраживания, кроме осадков сточных вод, могут служить навоз животных, растительные отходы, агропромышленные органические отходы, пищевые отходы, органические фракции твёрдых бытовых отходов, энергетические культуры типа ивы и др. Такие ко-субстраты могут поддерживать также необходимое для анаэробного сбраживания соотношение C/N в пределах от 20/1 до 30/1. Так, различные целлюлозные отходы имеют отношение C/N колеблющееся от 170/1 до 1000/1. Коферментация осадков сточных вод с различными другими субстратами приводит и к увеличению продукции биогаза, по сравнению с одними осадками сточных вод, до 50%, что объясняется синергетическим эффектом.

Особенностью использования ко-субстратов для анаэробного сбраживания (совместно с осадками сточных вод) является необходимость их предварительной подготовки (предобработки) для улучшения сбраживания. К таким процессам относятся механическое измельчение, энзиматическое разложение, силосование, и др. Целью этих методов предобработки является увеличение растворимости комплексных субстратов с тем чтобы ускорить этап гидролиза, который сдерживает процесс их разложения. Таким образом, предобработка улучшает стабилизацию отходов и продукцию биогаза.

Силосование является способом биологической предобработки, который, в частности, сохраняет неизменной природную влажность растительных отходов и энергетических культур, что увеличивает продукцию биогаза. В процессе силосования растворенные углеводы, содержащиеся в биомассе подвержены молочнокислому брожению. Такая реакция приводит к снижению pH и потерям органических веществ, содержащихся в исходном субстрате. Увеличение продукции биогаза при предобработке силосованием объясняется разложением полисахаридов, содержащихся в структуре растений, в более легко разлагаемые промежуточные соединения.

В заключение к этому разделу необходимо отметить, что анаэробное сбраживание осадков сточных вод на мелких и средних очистных станциях, несмотря на привлекательность анаэробной стабилизации с одновременным получением биогаза, не получило распространения из-за малого его количества. В этом смысле для улучшения экономического баланса анаэробного сбраживания считаем целесообразным дополнить осадки сточных вод другими органическими субстратами с более высоким энергетическим потенциалом, особый упор делая на различные органические отходы, которых в достаточном количестве хватает везде одновременно решая и природоохранные задачи.

Для использования в качестве удобрения и гигиенизации осадки сточных вод могут быть подвержены термической сушке, в результате которого продукт может быть представлен в виде полностью стабилизированных гранул, которые могут быть дополнительно обогащены и удобрительными компонентами, например, хлористым калием.

Сжигание осадков СВ. В тех случаях, когда осадки сточных вод не могут быть использованы в сельском хозяйстве, например, при высоком содержании тяжелых металлов и на больших станциях для резкого сокращения объёма осадков перед их захоронением/складированием, их подвергают сжиганию. При этом органические вещества окисляются при очень высокой температуре (~1450°C). Для моносжигания осадков сточных вод они должны быть обезвожены до содержания сухого вещества порядка 30...45% и для этого применяют специальное оборудование обеспечивающее эффективное перемешивание и окисление. Косжигание заключается в термической утилизации осадков влажностью 75...80% совместно с твердыми бытовыми отходами на мусоросжигательных заводах, что значительно проще и дешевле. Чаще всего тепло от сжигания осадков сточных вод используется для их термической сушки, которая необходима особенно в случаях моносжигания.

Альтернативные решения использования осадков сточных вод. Существуют и другие технические решения использования и удаления/ликвидации осадков сточных вод, которые ещё не получили широкого распространения. К ним относятся:

а) жидкофазное окисление, которое заключается в термической обработке при 200-250°C и давлении 50 бар, избегая этим обезвоживание и сушку осадков;

б) косжигание в производстве цемента, техника которая позволяет ликвидировать обезвоженные или высушенные осадки сточных вод;

в) газификация позволяет превращение при высокой температуре (900...1100°C) энергии, содержащейся в твердом материале, в инертный остаток и теплотворный газ используемый в виде тепла или электроэнергии с высоким энергетическим к.п.д. и с благоприятным природоохранным балансом.

г) пиролиз и термолиз заключается в разложении высушенных осадков сточных вод в отсутствие воздуха ( $O_2 < 2\%$ ) при температуре от 400 до 700°C, которая ведет к выделению горючего газа и образованию твердого материала, называемого коксом;

д) грибковая (мицелиальная) технология заключается в использовании коктейля из определенных дрожжевых мицелиев (плесени) для естественного сокращения объема осадков. Сокращенный материал преобразуется в воду и газы, не вызывая загрязнения;

е) производство биоразлагаемого пластика из осадков сточных вод начало исследоваться в 2010 году. Оказалось, что некоторые бактерии, присутствующие в осадках способны производить полигидроксил-алканат (ПГА)-молекулы биоразлагаемого газа, в условиях отсутствия питания. Один килограмм ХПК может производить 0,15 кг ПГА, но исследователи находятся в поисках улучшения технологии.

#### **Складирование/захоронение осадков сточных вод**

Складирование в хранилищах осадков сточных вод, как правило, производится перед их использованием в качестве удобрений, с целью гигиенизации, продолжительностью не менее 6-9 месяцев на открытом воздухе.

Захоронение в специально оборудованных местах предусматривается только для опасных токсических осадков, как правило, после их сжигания. Европейской директивой 1999/31/ ЕС предусмотрено прогрессивное сокращение скопления биоразлагаемых осадков и отходов (свалок).

#### **Выводы и рекомендации**

До недавнего времени обработка осадков сточных вод считалась второстепенной проблемой. Известно, однако, что они содержат в них патогенные микроорганизмы, а в совокупности с их предрасположением к загниванию в сыром виде они представляют значительную угрозу для окружающей среды и здоровья человека.

Обязательность обработки осадков сточных вод заключается в том, что они должны быть повторно утилизированы, ликвидированы или использованы и это может быть осуществлено путем уплотнения и/или обезвоживания; анаэробного сбраживания, ведущего к уменьшению их количества, влажности и стабилизации на долгое время; использования в целях получения „зелёной” энергии путем превращения органики в биогаз и утилизации последнего в качестве нетрадиционного топлива; термической сушки и разрушения сжиганием.

Основным процессом в технологическом цикле обработки осадков сточных вод является стабилизация их органической части, в результате которого осадки не загнивают, не выделяют неприятных запахов, а также частично или даже полностью они освобождаются от микроорганизмов.

Представляет интерес сочетание предварительной аэробной автотермической термофильной стабилизации перед анаэробным мезофильным сбраживанием. При этом наступает стерилизация/дезинфекция осадков, рост продукции биогаза и степени стабилизации осадков. Длительность процесса автотермической термофильной стабилизации при такой интегрированной обработке составляет от 12 до 24 часов. К тому же, при такой подготовке длительность мезофильного сбраживания сокращается наполовину благодаря гидролизу, который проходит в так называемых аэротермах, где количество ЛЖК растет в 3,5 раза.

Аэробная стабилизация осадков сточных вод является биологическим методом, который заключается в распаде органической массы осадков в отсутствие другого субстрата для биомассы активного ила.

В закрытых теплоизолированных ёмкостях искусственная аэрация осадков сточных вод приводит к выделению тепла разложения органической массы которая поднимает температуру до 55-80°C. На каждый грамм используемого кислорода в этом автотермическом процессе выделяется 3,5 ккал тепла, которое приравнено около 5 ккал на грамм сухого органического вещества биомассы/осадка.

Основываясь на вышеизложенной информации, была разработана технологическая схема интегрированной обработки осадков сточных вод совместно с другими органическими отходами, такими как органические фракции ТБО, растительные отходы садов, парков и сельскохозяйственных культур, пищевые отходы, энергетические культуры и др. (рис.1). В части касающейся технологического цикла обработки осадков сточных вод очистных сооружений канализаций населенных пунктов предлагается первичная стабилизация органической части с применением сооружений кратковременной автотермической аэробной стабилизации с последующим их анаэробным сбраживанием в биологических ферментерах типа метантенков совместно с посторонним для очистных станций сырьем, как-то: растительные отходы (опавшая листва, энергетические аквакультуры), органическая фракция ТБО населения, органические твердые и жидкие отходы агропромышленного производства (бойни, птицефабрики, животноводческие фермы и т.п.). Указанное сырье должно быть предварительно подвержено измельчению, гидролизу, силосованию. Ферментативная обработка такой смеси имеет целью получение повышенной продукции биогаза с целью его утилизации в когенерационных установках, а в последующем и в тригенерационных.

Сброженную массу (дигестат) предлагается переработать в двух направлениях:

а) для дальнейшей утилизации в качестве органоминерального удобрения в сельском хозяйстве, для чего она она может обезвожена и подвергнута компостированию; возможно использование вермикультуры с



получением биогаза и протеинов, что поднимает ценность вторичного продукта;

б) для утилизации в качестве топлива после предварительной подсушки, ускоренного пиролиза и прессования.

Смысл предложенной концепции интегрированной обработки осадков сточных вод заключается в трансформировании очистных сооружений канализаций в независимые предприятия в энергетическом и экономическом отношении за счет утилизации биогаза и вторичных продуктов в виде удобрений, с тенденцией к безотходному производству.

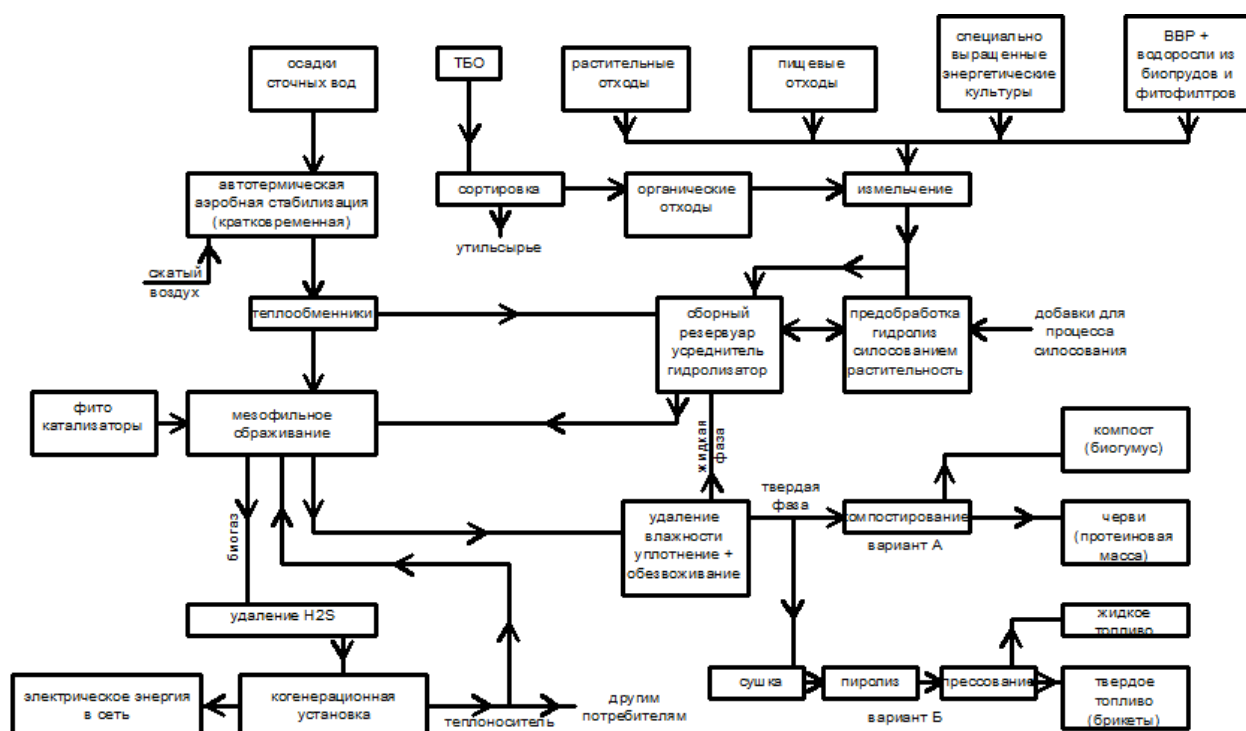


Рис.1. Принципиальная технологическая схема интегрированной обработки осадков сточных вод совместно с другими органическими отходами

### Список литературы

1. Alrefai R., Bengonius K.Y. and Stokes J. (2017). Integration approach of anaerobic digestion and fermentation process towards producing biogas and bioethanol with zero wastes. Technical J. Fundam. Renewable Energy, 7:243, DOI: 10.4172/2090-454.1.1000243
2. AMORCE.(2012). Boues de station d'épuration: Technique de traitement, valorization et elimination, Serie Technique DT51, 36 p.
3. AMORCE.(2012). Gestion des boues de stations d'épuration: Co-traitement avec les dechets menagers, Serie Technique DT52, 41 p.
4. Beline F. et al. (2013) La co-digestion anaerobie des boues d'épuration et de dechets organiques d'origine periurbaine. IRSTEA, Sciences Eaux & Territoires, 3, nr.12:54-57

5. *Cater M., Zorec M., Marinsek Logar R.* (2014). Methods for improving anaerobic lignocellulosic substrates degradation for enhanced biogas production . Springer Science Reviews, 2: 51-61, DOI: 10.1007/s 40362.014-019.x
6. *Cioabla A.E., Ionel I., Trif-Tordai G.* (2011). Experimental approach for biogas production from biowaste. Internat. J. of Energy and Environment, 5, nr.3: 402-409
7. *Covaliov V., Ungureanu D., Covaliova O., Ionet I.* (2014) Degradarea fermentativa a biomasei celulozice pentru producerea biogazului: 1. Metode de preprocesare. Studia Universitatis Moldaviae, Seria "Stiinte reale si ale naturii", 71, nr.1: 130-134
8. *Dominguez J., Gomez-Brandon M.* (2012). Vermicomposting: Composting with Eartworms to recycle organic wastes. Management of organic wastes, InTech:29
9. *Esposito G. et all.* (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. Rev. Environ. Sci. Biotechnol., DOI: 10.1007/s 11157-012-9277-8
10. *Gavorki M. et all.* (2017). Enhasing biogas plant production using pig manure and corn silage by adding wheat straw processed with liquid hot water and steam explosion. Biotechnol. Biofuels, 10:259 DOI: 10.1186/s 13068-017-0922-x
11. *Zupancic G.D., Grilc V.* (2012). Anaerobic treatment and biogas production from organic waste. Management of organic waste, InTech, Dr. Sunil Kumar (Ed.)

*Стаття надійшла до редакції 8.12.17*

О.П. ХОХОТВА, кандидат технічних наук,

Л.І. БУТЧЕНКО, кандидат технічних наук,

О.І. ПРИСІКАЙЛО

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"

## ВИЛУЧЕННЯ $\text{Cu(II)}$ КОМПОЗИЦІЙНИМ ЦЕОЛІТ-ГУМІНОВИМ СОРБЕНТОМ У ПРИСУТНОСТІ СТОРОННІХ КАТІОНІВ

*Отримано композиційний сорбент на основі цеоліту і гумінових кислот та досліджено його сорбційні властивості по відношенню до  $\text{Cu(II)}$  при вилученні з монокомпонентних модельних розчинів та в присутності  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  як сторонніх катіонів. Питома сорбція  $\text{Cu(II)}$  композиційним сорбентом становила 12,4 мг/г, що на 68% вище, ніж для вихідного необробленого цеоліту. Присутність солей натрію практично не впливала на величину залишкової концентрації міді. В присутності солей кальцію і заліза сорбція міді помітно погіршувалася. В усіх випадках використання композиційного сорбенту дозволяло досягнути нижчих залишкових концентрацій міді, порівняно з немодифікованим цеолітом.*

**Ключові слова:** композиційний сорбент, цеоліт, гумінові кислоти, важкі метали, сорбція, ізотерма.

*Получен композиционный сорбент на основе цеолита и гуминовых кислот и исследованы его сорбционные свойства по отношению к  $\text{Cu(II)}$  при извлечении из монокомпонентных модельных растворов и в присутствии  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  как посторонних катионов. Величина удельной сорбции  $\text{Cu(II)}$  композиционным сорбентом составила 12,4 мг/г, что на 68% выше, чем в случае исходного необработанного цеолита. Присутствие солей натрия практически не влияло на величину остаточной концентрации меди. В присутствии солей кальция и железа сорбция меди заметно ухудшалась. Во всех случаях использование композиционного сорбента позволяло достичь более низких остаточных концентраций меди, по сравнению с немодифицированным цеолитом.*

**Ключевые слова:** композиционный сорбент, цеолит, гуминовые кислоты, тяжелые металлы, сорбция, изотерма.

*A composite sorbent based on zeolite and humic acids was obtained, and its sorption properties with respect to  $\text{Cu(II)}$  were studied when adsorbed from monocomponent model solutions and in the presence of  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ . The specific sorption of  $\text{Cu(II)}$  by the composite sorbent was 12.4 mg/g, which is 68%*

*higher than in case of the original untreated zeolite. The presence of sodium salts had almost no effect on the residual copper concentration. In the presence of calcium and iron salts, the sorption of copper decreased noticeably. In all cases, the use of a composite sorbent made it possible to achieve lower residual copper concentrations, as compared to an unmodified zeolite.*

**Key words:** composite sorbent, zeolite, humic acids, heavy metals, sorption, isotherm.

**Постановка проблеми.** Не дивлячись на велику кількість наукових розробок і публікацій, присвячених процесам вилучення іонів важких металів з води, ця проблема у промисловості до цих пір не вирішена.

Так, у цехах водопідготовки підприємств теплоенергетики дуже гостро стоїть питання видалення іонів важких металів, які утворилися внаслідок корозії обладнання, виготовленого з кольорових металів, з оборотних вод. Вирішення цієї проблеми також ускладнюється наявністю значних концентрацій солей жорсткості в водах цих підприємств [1, 149].

**Аналіз попередніх досліджень.** Найбільш поширеним методом очищення таких вод на сьогоднішній день є адсорбція [2,135] через відносну простоту, незважаючи на іноді високу вартість адсорбентів. Слід зазначити також використання для адсорбції активованого вугілля [3,1131], вуглецевих нанотрубок [4,58] і магнетиту [5,896]. Однак, необхідність регенерації сорбенту (або його утилізації, в разі неможливості відновлення) становить основний і вагомий недолік цього методу.

Широкого застосування набули іонообмінні матеріали [6,484], з яких окремо слід виділити природний мінерал клиноптилоліт [7,3662] завдяки його селективності до важких металів. Проте цей метод критикують з-за утворення великих обсягів елюата і гострої проблеми його переробки.

Одним з альтернативних способів вирішення зазначеної проблеми є синтез композиційної сорбенту на основі існуючих пористих природних носіїв, обробляючи його тим чи іншим модифікатором з метою надання високого спорідненості поверхні до забруднювачів.

Гумінові кислоти представляють собою високомолекулярні, схильні до асоціації поліфункціональні природні ліганди. Наявність карбоксильних і фенольних груп в структурі гумінових кислот забезпечує утворення міцних комплексів цих кислот з іонами металів, в тому числі з іонами важких металів. В [8,52] представлена ефективність застосування гібридних матеріалів на основі гумінових кислот в якості сорбентів важких металів. Незначна кількість досліджень у цьому напрямку підтверджує актуальність і необхідність використання обраних об'єктів.

**Метою роботи** є оцінка ефективності вилучення Cu(II) з водних розчинів у відсутності інших солей та в присутності солей натрію, кальцію та заліза.

**Виклад основного матеріалу.** В дослідженнях використовували цеоліт Сокирницького родовища фракції 3-5 мм, модифікований гуміновими кислотами за методикою, описаною в [9,181].

Для побудови ізотерм готували серію розчинів з вмістом Cu(II) в діапазоні 30-1700 мг/дм<sup>3</sup>. У розчини об'ємом 100 см<sup>3</sup> поміщали наважки гумінового сорбенту 2 г і перемішували на магнітній мішалці протягом 2 год, після чого фільтрували і визначали залишковий вміст Cu(II).

У серії дослідів по визначенню впливу інших солей на процес вилучення міді з води до наважок сорбенту додавали розчини CuCl<sub>2</sub> з концентрацією по катіону 100 мг/дм<sup>3</sup>, які містили окремо солі Na<sup>+</sup> (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), хлориди Ca<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> у концентрації 20, 50, 100, 200, 500 мг/дм<sup>3</sup>. Після перемішування протягом 2 годин розчини фільтрували і аналізували рівноважну концентрацію Cu(II). Отримані результати були проаналізовані на відповідність моделям Ленгмюра (1) і Фрейндліха (3), які у лінійній формі мають вигляд відповідно (2) і (4):

$$a = \frac{a_m K_L C_p}{1 + K_L C_p}; \quad (1)$$

$$\frac{1}{a} = \frac{1}{K_L a_m C_p} + \frac{1}{a_m}; \quad (2)$$

$$a = K_F C_p^{1/n}; \quad (3)$$

$$\log a = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_p, \quad (4)$$

де  $a$  – величина питомої адсорбції, мг/г;  $a_m$  – гранична величина адсорбції в моношарі, мг/г;  $C_p$  – рівноважна концентрація металу, мг/дм<sup>3</sup>;  $K_L$  – константа рівняння Ленгмюра;  $K_F$  – константа рівняння Фрейндліха;  $n$  – константа інтенсивності сорбції, пов'язана з неоднорідністю енергії системи й розміром сорбованих часток.

**Аналіз отриманих результатів.** Ізотерми сорбції іонів Cu<sup>2+</sup> на модифікованому і немодифікованому цеоліті зображено на рис. 1.

На немодифікованому цеоліті адсорбція відбувається за рахунок іонообмінних властивостей природного цеоліту. На модифікованому цеоліті адсорбція покращується за рахунок гумінових кислот, осаджених тонким шаром на поверхні мезо- і макропор сорбенту.

Отримані ізотерми найкраще описуються рівнянням Ленгмюра, лінійна форма якого у графічному вигляді показана на рис. 2. Були розраховані параметри ізотерми і на їх основі розраховані модельні ізотерми Ленгмюра (показані пунктирною кривою на рис. 1) для обох досліджуваних сорбентів.

Ізотерми сорбції іонів міді згідно моделі Фрейндліха у лінійній формі зображені на рис. 3.

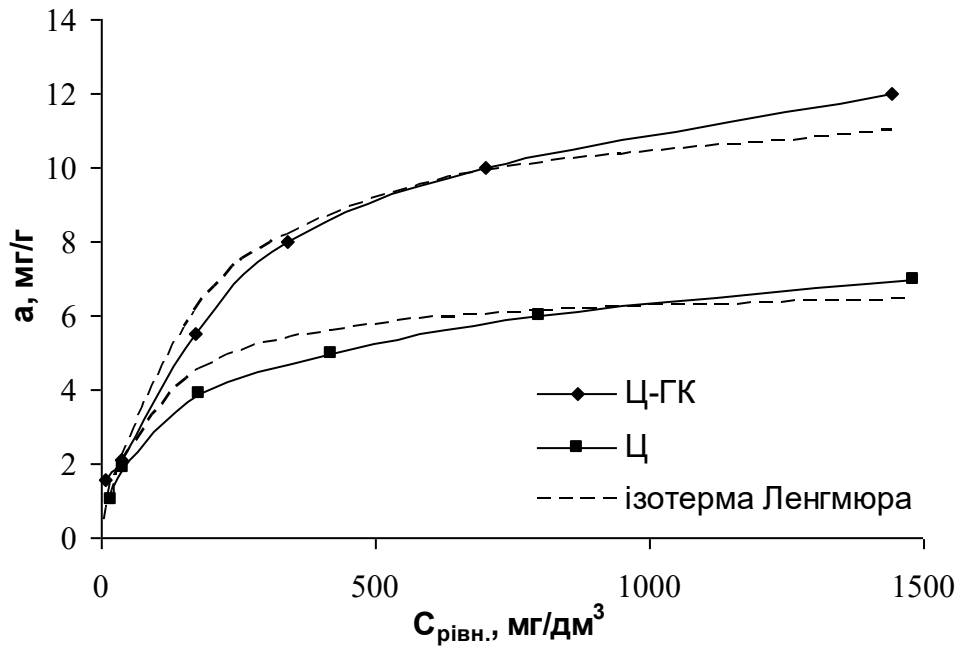


Рис. 1. Ізотерми сорбції Cu(II) на немодифікованому (Ц) та модифікованому гуматами (Ц-ГК) цеоліті

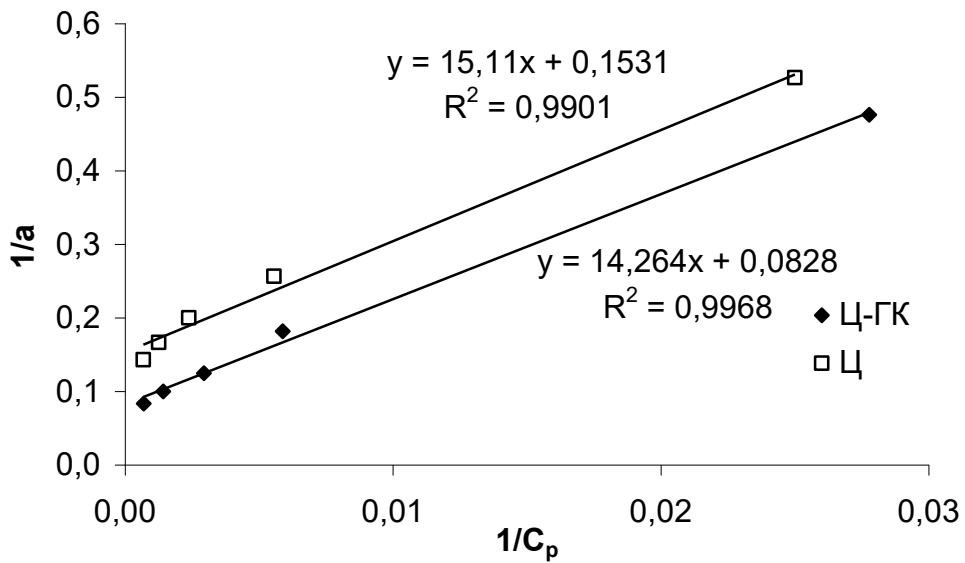


Рис. 2. Ізотерми Ленгмюра у лінійній формі для сорбції Cu(II) на модифікованому та немодифікованому цеоліті

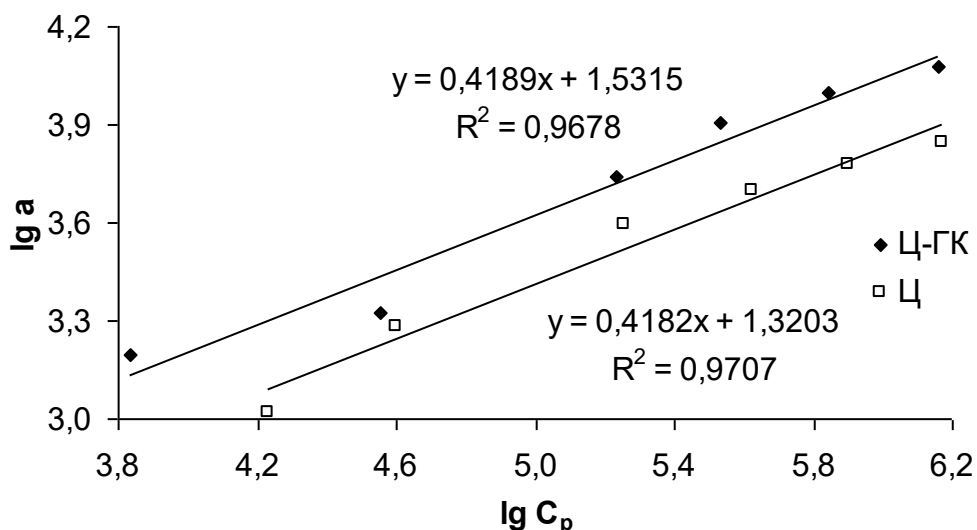


Рис. 3. Ізотерми Фрейндліха у лінійній формі для сорбції Cu(II) на модифікованому та немодифікованому цеоліті

Дослідження впливу вмісту солей на процес сорбції іонів міді проводились в присутності катіонів Na<sup>+</sup> та Ca<sup>2+</sup>, а також Fe<sup>3+</sup> як представників одно-, дво- і трьохзарядних катіонів, які є широко розповсюдженими компонентами природних і стічних вод. Їх вплив на процес сорбції міді наважками модифікованого гуматами цеоліту (m = 2 г) з розчинів об'ємом 100 см<sup>3</sup> при початковій концентрації Cu(II) 100 мг/дм<sup>3</sup> представлений на рис. 4.

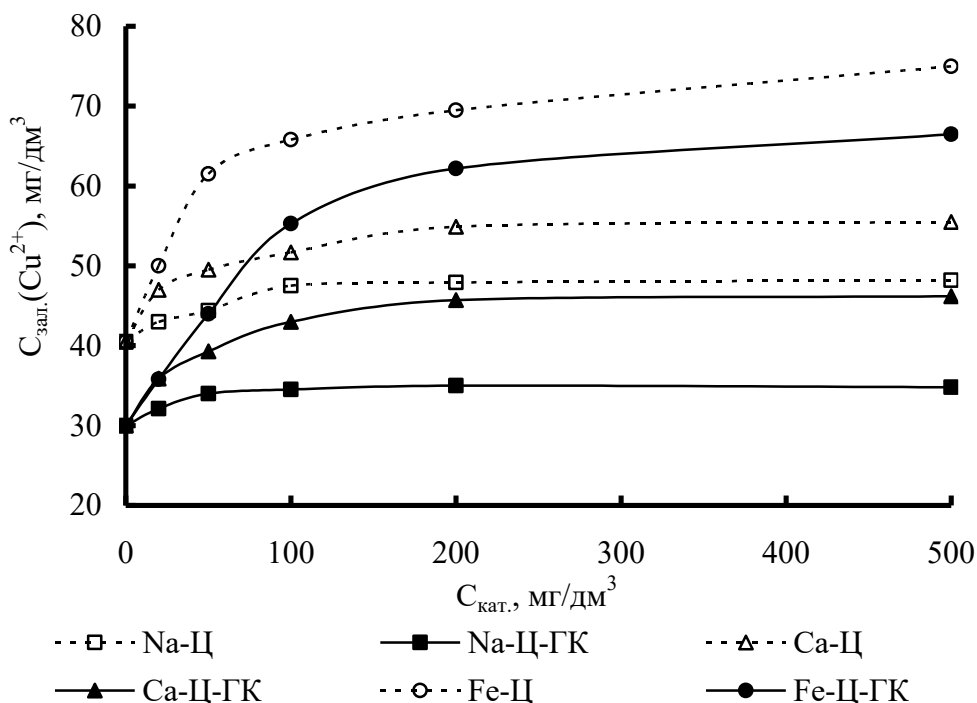


Рис. 4. Залежність залишкової концентрації Cu(II) модифікованим та немодифікованим цеолітом (початкова концентрація Cu(II) 100 мг/дм<sup>3</sup>) від вмісту іонів Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> та Fe<sup>3+</sup>

Присутність іонів натрію суттєво не впливає на процес сорбції міді модифікованим та немодифікованим гуматами цеолітом. Можливо, це пов'язано з недостатньою конкуруючою здатністю іона  $\text{Na}^+$ . Натрій – однозарядний катіон, зв'язується з сорбентом за іонообмінним механізмом і легко витісняється іонами  $\text{Cu}^{2+}$  під час сорбції.

Із зростанням концентрації іонів кальцію у розчині сорбційна здатність модифікованого та не модифікованого цеоліту помітно знижується.

Кальцій, як двозарядний катіон, вступає в реакцію комплексоутворення з іонообмінними центрами цеоліту та композиційного сорбенту, таким чином частково блокуючи іонообмінні та хелатні активні центри сорбції, що фіксують  $\text{Cu}(\text{II})$ . Тому при зростанні концентрації іонів  $\text{Ca}^{2+}$  у модельних розчинах залишкова концентрація  $\text{Cu}(\text{II})$  зростає до певної межі, яка відповідає заповненню іонообмінної ємкості сорбенту.

Падіння питомої сорбції  $\text{Cu}^{2+}$  на модифікованому цеоліті менше, ніж на не модифікованому цеоліті, що можна пояснити більшою кількістю та різноманітністю активних сорбційних центрів на поверхні композиційного сорбенту, створені за рахунок внесення у композицію гумінових кислот.

Іони  $\text{Fe}^{3+}$  тризарядні і на поверхні цеоліту сорбуються швидше, ніж іони міді. При цьому, очевидно, залізо у вигляді іонів  $\text{Fe}^{3+}$  і гідроксидів (внаслідок гідролізу) сорбується при вході в пори сорбенту, надаючи цим ділянкам поверхні надлишкового позитивного заряду. Тому внаслідок електростатичного відштовхування навіть при невеликих вихідних концентраціях заліза сорбція  $\text{Cu}(\text{II})$  значно погіршується. Крім того,  $\text{Fe}^{3+}$  є d-металом і вступає в реакції іонного обміну і комплексоутворення з тими ж активними центрами, що й іони  $\text{Cu}(\text{II})$ , але значно активніше, витісняючи мідь у конкурентних реакціях, оскільки має вищий заряд і менший іонний радіус (0,064 нм у  $\text{Fe}^{3+}$  проти 0,075 нм у  $\text{Cu}^{2+}$  по Полінгу [10,381]).

### **Висновки**

Композиційний сорбент, отриманий осадженням гумінових кислот на цеоліті, по відношенню до важких металів проявляє сорбційні властивості, які значно перевищують властивості вихідного алюмосилікату. Це проявляється як при сорбції з монокомпонентних розчинів, так і у присутності лужних, лужноземельних металів та іонів заліза.

### **Список літератури**

1. *Боженко О.М.* Отримання високоселективних сорбентів для вилучення міді із вод систем охолодження АЕС / О. М. Боженко, Ю. А. Омельчук, М. Д. Гомеля // Збірник наукових праць СНУЧЕтаП. 2009. Вип. 4 (32). С. 148–154.
2. *Charerntanyarak L.* Heavy metals removal by chemical coagulation and precipitation / L. Charerntanyarak // Water Science and Technology. 1999. Vol. 39, Issue 10-11. P. 135–138.



3. *Ahn C.K.* Removal of cationic heavy metal from aqueous solution by activated carbon impregnated with anionic surfactants / C. K. Ahn, D. Park, S. H. Woo, J. M. Park // *Journal of Hazardous Materials*. 2009. Vol. 164, Issue 2-3. P. 1130–1136.
4. *Iijima S.* Helical microtubules of graphitic carbon / S. Iijima // *Nature*. 1991. Vol. 354, Issue 6348. P. 56–58.
5. *Топкин Ю.В.* Удаление ионов тяжелых металлов из растворов ферритным методом / Ю. В. Топкин, И.Г. Рода, Н.В. Афиногенов, Н.Н. Прищеп // *Химия и технология воды*. 1990. № 10. С. 895–897.
6. *Alyüz B.* Kinetics and equilibrium studies for the removal of nickel and zinc from aqueous solutions by ion exchange resins / B. Alyüz, S. Veli // *Journal of Hazardous Materials*. 2009. Vol. 167, Issue 1-3. P. 482–488.
7. *Doula M. K.* Simultaneous removal of Cu, Mn and Zn from drinking water with the use of clinoptilolite and its Fe-modified form / M.K. Doula // *Water Research*. 2009. Vol. 43, Issue 15. P. 3659–3672.
8. *Нанокomпозиционный сорбент для очистки природных сред и его экотоксикологическая оценка* / А.А. Юрищева, К.А. Кыдралиева, М.Н. Пукальчик, М.А. Тимофеев, А.А. Рахлеева, Д.Н. Маторин, В.А. Терехова // *Экология и промышленность России*. 2011. №9. С. 50-53.
9. *Хохотва О.П.* Використання композиційного сорбенту цеоліт-гумінові кислоти для вилучення іонів міді з водних розчинів / О.П. Хохотва, О.І. Кондратенко, К.О. Шкель // *Вісник НТУ «ХПІ», Серія: Нові рішення в сучасних технологіях*. Харків: НТУ «ХПІ». 2016. № 18 (1190). С. 180-185.
10. *Справочник химика* / под ред. Б. П. Никольского. М.-Л.: Химия, 1962. Т. 1. 1071 с.

*Стаття надійшла до редакції 16.04.17*

О.П. ХОХОТВА, кандидат технічних наук, доцент

П.В. ЛИШТВА

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"

## **СОРБЦІЙНЕ ВИДАЛЕННЯ ІОНІВ $Cu(II)$ СОСНОВОЮ ТИРСОЮ, МОДИФІКОВАНОЮ ТІОКАРБАМІДОМ І ПАРАФОРМОМ**

*Отримано лігноцелюлозний сорбент шляхом обробки деревної тирси розчином суміші тіокарбаміду і параформу. Досліджено залежність сорбції  $Cu(II)$  від часу контакту при різних температурах, побудовано ізотерми сорбції. Встановлені величини граничної питомої ємності для немодифікованої тирси 7,5 мг/г; для модифікованої – 19,3 мг/г. Процес сорбції найкраще описується кінетичним рівнянням псевдо-першого порядку і рівнянням ізотерми Ленгмюра. Досліджено вплив дво- і тризарядних катіонів-сторонніх електролітів на сорбцію важких металів з водних розчинів. Падіння питомої сорбції у присутності солей кальцію на модифікованому сорбенті у 3 рази менше, порівняно з вихідною сировиною. Присутність трьохвалентного заліза значно пригнічує сорбцію міді на обох зразках сорбентів аж до повного її припинення.*

**Ключові слова:** лігноцелюлозний сорбент, модифікація, тіокарбамід, параформ, важкі метали, сорбція.

*Получен лигноцеллюлозных сорбент обработкой древесных опилок раствором смеси тиокарбамида и параформа. Исследована зависимость сорбции  $Cu(II)$  от времени контакта при различных температурах, построены изотермы сорбции. Установлены величины предельной удельной емкости для немодифицированных опилок 7,5 мг/г; для модифицированных – 19,3 мг/г. Процесс сорбции лучше всего описывается кинетическим уравнением псевдо-первого порядка и уравнением изотермы Ленгмюра. Исследовано влияние двух и трехзарядных катионов-сторонних электролитов на сорбцию тяжелых металлов из водных растворов. Падение удельной сорбции в присутствии солей кальция на модифицированном сорбенте в 3 раза меньше по сравнению с исходным сырьем. Присутствие трехвалентного железа значительно подавляет сорбцию меди на обоих образцах сорбентов до полного ее прекращения.*

**Ключевые слова:** лигноцеллюлозный сорбент, модификация, тиокарбамид, параформ, тяжелые металлы, сорбция.

*A lignocellulosic sorbent was obtained by treating wood sawdust with a solution of thiocarbamide and paraform mixture. The dependence of Cu(II) sorption on the contact time at different temperatures was investigated, sorption isotherms were built. The values of the maximum specific sorption capacity were 7.5 mg/g for unmodified sawdust and 19.3 mg/g for modified sawdust. The sorption process was best described by the pseudo-first order kinetic equation and the equation of the Langmuir isotherm. The influence of divalent and trivalent cations-extraneous electrolytes on the sorption of heavy metals from aqueous solutions was also investigated. Drop of the specific sorption in the presence of calcium salts on the modified sorbent was 3 times less than in case of initial material. The presence of trivalent iron significantly inhibited the copper sorption by both samples of sorbents up to its complete termination.*

**Key words:** lignocellulose sorbent, modification, thiocarbamide, paraform, heavy metals, sorption.

**Постановка проблеми.** Очищення промислових вод від важких металів є актуальним завданням, що вимагає застосування нових підходів, в тому числі ресурсозберігаючих технологій, які дозволяють використовувати у виробничих процесах очищену воду, тим самим знижуючи споживання свіжої.

Проблема у вилученні невеликих кількостей іонів важких металів з води полягає у тому, що такі води є багатоконпонентними за катіонним складом і містять солі лужних і лужноземельних металів, в першу чергу кальцію, у концентраціях, які у десятки, а то і сотні разів перевищують концентрацію важких металів. Саме тому традиційні методи, які використовуються для вилучення катіонів – іонний обмін і мембранні методи – є малоефективними. За їх використання з води вилучаються не тільки іони важких металів, але також, іноді в значно більшій мірі, солі кальцію, магнію, натрію, що тягне за собою значні витрати на обслуговування і забезпечення стабільної роботи такого обладнання. Тобто, очевидна проблема селективності вилучення саме іонів важких металів.

Одними з найбільш ефективних методів очищення стічних вод від низьких концентрацій полютантів є сорбційні. При цьому традиційні види сорбентів (активоване вугілля, цеоліти) часто замінюються на матеріали, отримані з вторинної сировини, зокрема, відходів виробництва.

**Аналіз попередніх досліджень.** Лігноцелюлозні матеріали (деревна тирса) є відходами деревообробної промисловості і мають низьку вартість; дослідженню їх сорбційних властивостей як сорбентів, що мають низьку вартість (*low-cost sorbents*) приділяється багато уваги у рамках досліджень наукової спільноти [1,113;2,6]. Наукові публікації вказують, що питома ємність цих матеріалів по відношенню до іонів важких металів відносно низька. З [3,2;4,49]. Крім того, вони є хімічно не надто стійкими і при контакті з водою виділяють поліфенольні сполуки, які викликають фарбування води.

Одним зі способів покращення адсорбційних властивостей лігноцелюлозних матеріалів є введення азоту в поверхневі групи сорбенту обробкою його розчином аміаку або синтезом/привиттям на його поверхні полімеру, що містить аміно-групи [5,1745]. Введення в структуру лігноцелюлозних матеріалів аміно-вмісних груп змінює їх хімічні властивості, перетворюючи на поліамфоліт [6,4;7,169]. Обробкою соснової тирси розчином карбаміду вдалося значно підвищити хімічну стабільність матеріалу і у півтора рази підняти його сорбційну ємність по важких металах [8,607]. Перспективним є хімічне модифікування целюлозомістких матеріалів гідрофільними азотовмісними полімерами, такими як полівінілпіролідон, поліелектроліт ВПК-402 [9,1070].

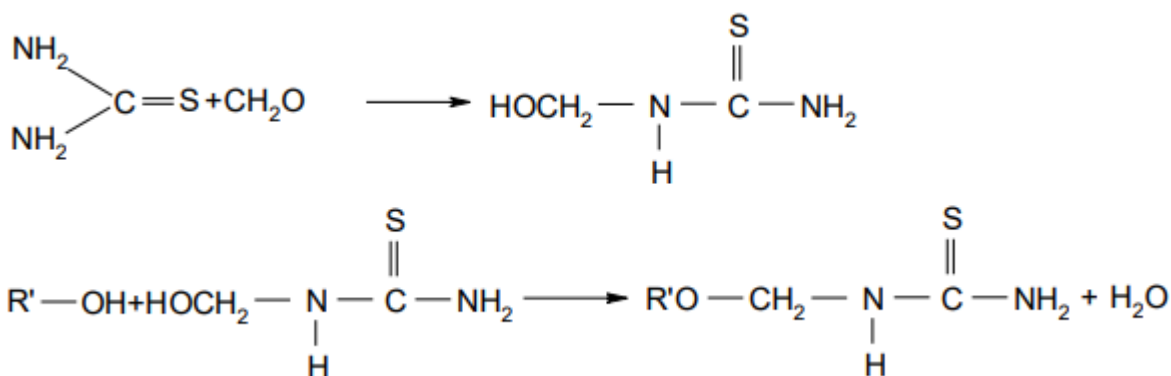
**Метою роботи** є синтез модифікованого лігноцелюлозного сорбенту, що містить гетероатоми азоту і сірки, та оцінка сорбційних властивостей отриманого матеріалу по відношенню до Cu(II) у моно- і дикомпонентних розчинах у присутності солей кальцію та заліза.

**Виклад основного матеріалу.** Соснову тирсу модифікували розчином суміші тіокарбаміду і параформу. Для модифікації 20 г тирси модифікуюча суміш містила 0,77 г параформу та 1,4 г тіокарбаміду, розчинена у 200 см<sup>3</sup> дистильованої води. Параформ перемішували з водою при рН 9 до повного розчинення (підігрівуючи за необхідності) і додавали тіокарбамід. Суміш перемішували протягом 3 годин, після чого знижували рН до 5 додаванням Н<sub>3</sub>РО<sub>4</sub>. Потім у суміш поміщали наважку соснової тирси і залишали на одну добу, періодично перемішуючи. Через добу модифікуючий розчин зливали, тирсу промивали та висушували на повітрі. Отримані зразки тирси позначені МТТП.

Для побудови ізотерм сорбції наважки сорбентів по 2 г поміщали у модельні розчини Cu(II) об'ємом 100 см<sup>3</sup> у діапазоні концентрацій 50...7000 мг/дм<sup>3</sup> і перемішували на магнітних мішалках, після чого розчини фільтрували, визначали залишкову концентрацію металів у фільтраті йодометричним титруванням [10, 125].

Дослідження впливу вмісту розчинених солей на процес сорбції іонів міді проводились в присутності катіонів Ca<sup>2+</sup> та Fe<sup>3+</sup> у вигляді їх хлоридних солей. Наважки сорбентів по 2 г поміщали у 100 см<sup>3</sup> модельних розчинів Cu(II) при початковій концентрації 100 мг/дм<sup>3</sup> і різних концентраціях Ca<sup>2+</sup> (50...1000 мг/дм<sup>3</sup>) та Fe<sup>3+</sup> (5...100 мг/дм<sup>3</sup>). Через 3 години перемішування на магнітних мішалках суспензії відфільтровували і визначали рівноважну концентрацію Cu(II).

**Аналіз отриманих результатів.** Атоми нітрогену та сульфуру мають неподілену електронну пару і тому здатні до комплексоутворення з іонами важких металів (*d*-метали) за донорно-акцепторним механізмом. Хімічна модифікація тирси протікала за наступними реакціями:



Для визначення часу настання сорбційної рівноваги та розрахунку енергії активації сорбції при вилученні міді немодифікованою та модифікованою тіокарбамідом і парфорсом тирсою були отримані криві зміни концентрації металу від часу контакту. Кінетичні криві наведені на рис. 1.

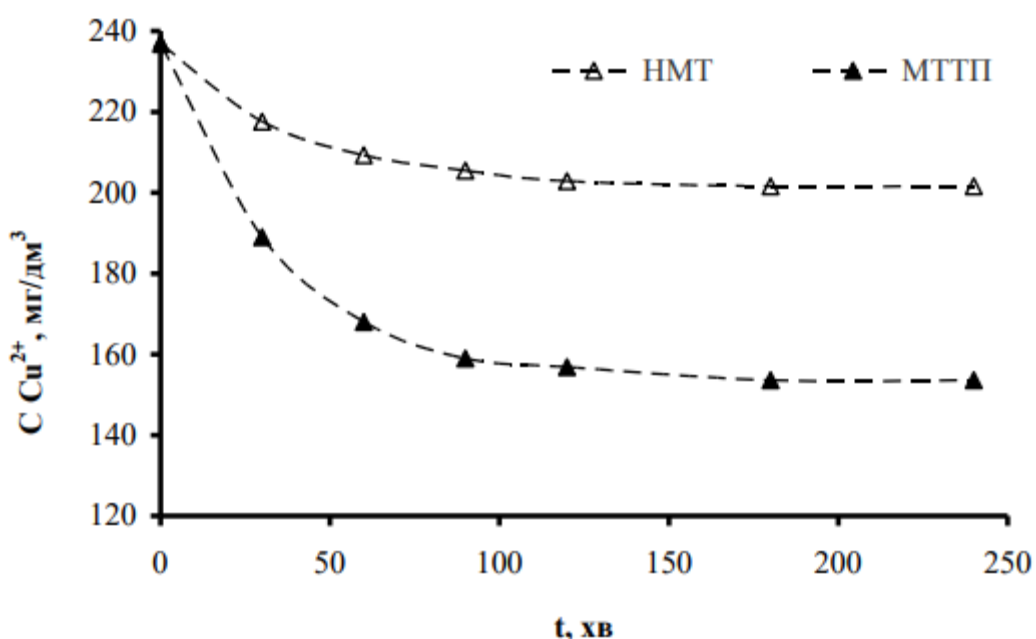


Рис. 1. Зміна залишкової концентрації Cu(II) від часу сорбції на немодифікованій (HMT) та модифікованій (MTTP) тирсі ( $m_{\text{сорб.}} = 2$  г,  $C_{\text{поч.}} = 240$  мг/дм<sup>3</sup>,  $V = 200$  см<sup>3</sup>, pH = 5,5)

Рівновага встановлювалася через 3 години, тому такий час контакту сорбенту з розчином використовували для всіх подальших дослідів. На рис. 2 представлено ізотерми сорбції іонів Cu<sup>2+</sup> на модифікованій та немодифікованій тирсі сосни. Питома сорбція модифікованої тирси в 2,5 рази вища, порівняно з необробленою тирсою – 19,3 мг/г і 7,5 мг/г відповідно. Тіокарбамід-формальдегідний комплекс внаслідок реакції конденсації закріплюється на поверхні лігноцелюлозного матеріалу. Таким чином, привиті в поверхневій структурі сорбенту активні O-, S- і N-місткі центри є додатковими центрами утворення комплексів субстрату з іонами міді.

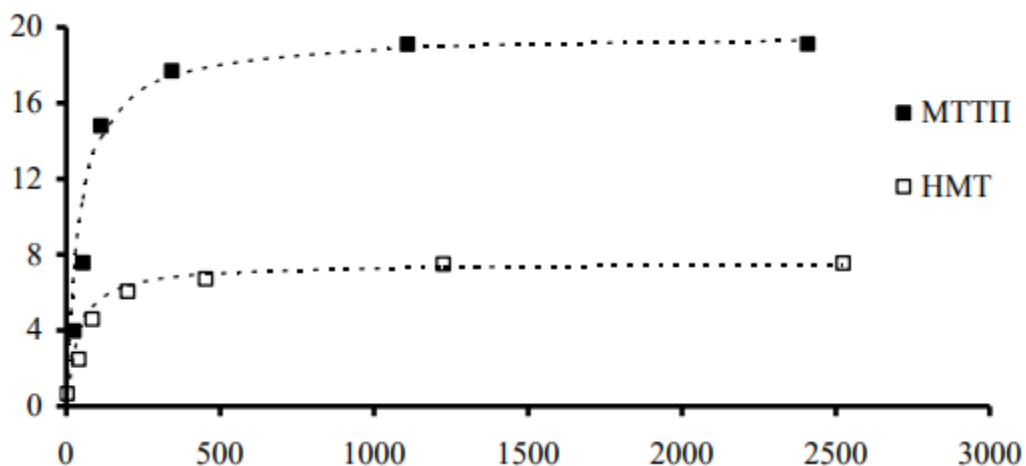


Рис. 2. Ізотерми сорбції іонів Cu(II) та модельні ізотерми Ленгмюра на модифікованій (МТТП) та немодифікованій (НМТ) тирсі

Вплив іонів  $\text{Ca}^{2+}$  на процес сорбції міді наважками тирси 2 г з розчинів об'ємом 100 см<sup>3</sup> при початковій концентрації  $\text{Cu}^{2+}$  100 мг/дм<sup>3</sup> представлений на рис. 3.

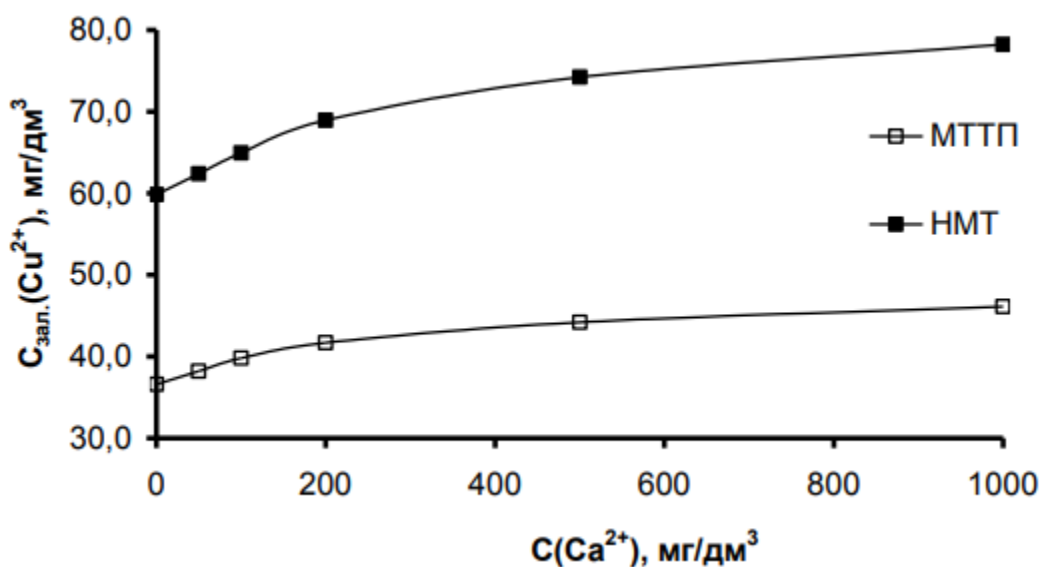


Рис. 3. Залежність залишкової концентрації іонів Cu(II) при сорбції модифікованою та немодифікованою тирсою (початкова концентрація Cu(II) 100 мг/дм<sup>3</sup>) від вмісту іонів  $\text{Ca}^{2+}$

Із зростанням концентрації іонів кальцію у розчині зростає залишкова концентрація міді, тобто, сорбційна здатність немодифікованої тирси падає. Кальцій, як двозарядний катіон, вступає в реакцію з карбоксильними катіонообмінними групами лігноцелюлозного матеріалу, таким чином блокуючи активні центри, здатні фіксувати Cu(II).

Зниження сорбційної здатності на модифікованій тирсі при десятикратному надлишку іонів  $\text{Ca}^{2+}$  помітно менша (табл. 1), оскільки під час

модифікації в тирсу вводяться додаткові активні азот- та сірковмісні центри сорбції, до яких іони міді мають спорідненість, на відміну від іонів кальцію. Для немодифікованої тирси падіння питомої ємності було втричі більшим, ніж для тирси, модифікованої тіокарбамідно-параформовою сумішшю. Це можна пояснити зменшенням кількості кислотних катіонообмінних центрів за рахунок їх реакції з модифікатором. Тобто, катіонообмінна ємність, доступна для іонів кальцію, внаслідок модифікації зменшувалася.

Таблиця 1

**Ємність сорбенту і коефіцієнти розподілу ( $K_d$ )  $\text{Cu(II)}$  при різних концентраціях  $\text{Ca}^{2+}$  (початкова концентрація  $\text{Cu(II)}$  100  $\text{мг/дм}^3$ )**

C $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{мг/дм}^3$	Коеф. надл. $\text{Ca}^{2+}$	НМТ		МТТП	
		$a_{\text{Cu(II)}}$ , $\text{мг/г}$	$K_d$	$a_{\text{Cu(II)}}$ , $\text{мг/г}$	$K_d$
0	0	2,01	33,5	3,17	86,6
50	0,5	1,88	30,1	3,09	80,9
100	1	1,75	27,0	3,01	75,6
200	2	1,55	22,5	2,92	69,9
500	5	1,29	17,4	2,79	63,1
1000	10	1,09	13,9	2,69	58,5

В присутності навіть незначної кількості іонів трьохвалентного заліза сорбція міді різко знижувала (рис. 4, табл. 2).

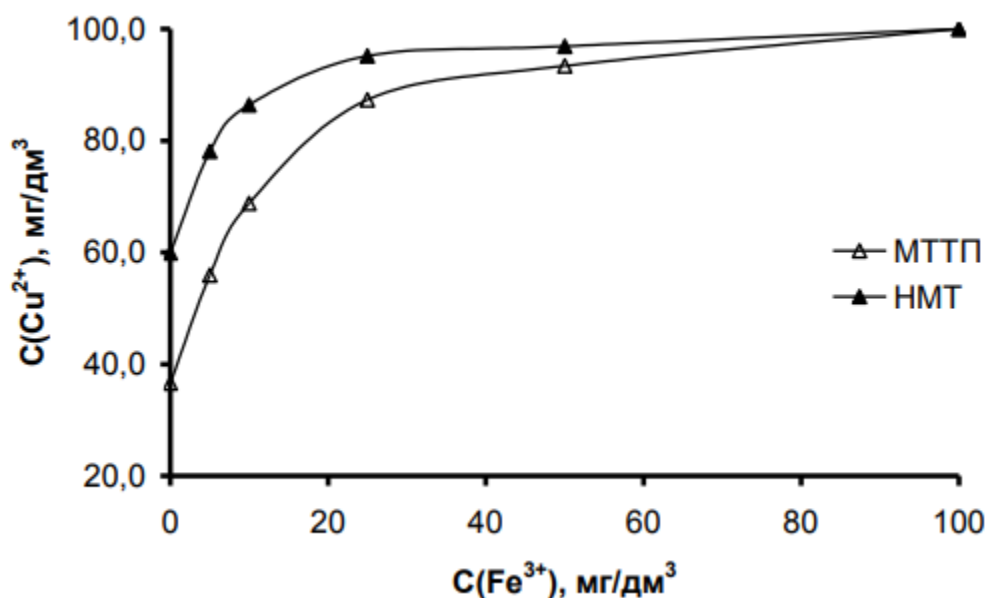


Рис. 4. Залежність залишкової концентрації та питомої сорбції іонів  $\text{Cu}^{2+}$  модифікованою тирсою (початкова концентрація  $\text{Cu(II)}$  100  $\text{мг/дм}^3$ ) від вмісту іонів  $\text{Fe}^{3+}$

Таблиця 2

**Ємність сорбенту і коефіцієнти розподілу (Kd) Cu(II) при різних концентраціях Fe<sup>3+</sup> (початкова концентрація Cu(II) 100 мг/дм<sup>3</sup>)**

C Fe <sup>3+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	НМТ		МТТП	
	a <sub>Cu(II)</sub> , мг/г	Kd	a <sub>Cu(II)</sub> , мг/г	Kd
0	2,01	33,5	3,17	86,6
5	1,10	14,0	2,21	39,4
10	0,68	7,9	1,56	22,7
25	0,24	2,5	0,64	7,3
50	0,16	1,6	0,33	3,5
100	0,00	0,0	0	0,0

Оскільки іони Fe<sup>3+</sup> мають вищий заряд і менший іонний радіус, ніж у Cu<sup>2+</sup> (0,064 і 0,073 нм відповідно), вони є більш активними у катіонообмінних реакція і в першу чергу займають іонообмінні активні центри. Крім того, ферум, як і купрум, є *d*-металом і здатен утворювати зв'язки з сірко- і азотовмісними активними центрами за донорно-акцепторним механізмом, тим самим конкуруючи з Cu(II). Також імовірно, що ферум у вигляді гідроксидів (внаслідок гідролізу) сорбується при вході в пористу структуру сорбенту, надаючи цим ділянкам поверхні надлишкового позитивного заряду, створюючи електростатичні утруднення для проникнення Cu(II) всередину пор. Усі ці чинники призводять до помітного погіршення сорбції Cu(II) навіть при відносно невеликих концентраціях заліза (~5 мг/дм<sup>3</sup>). Константа розподілу Cu(II) до концентрації феруму ≤ 50 мг/дм<sup>3</sup> була в 2...2,5 рази вище для МТТП, а при вищих концентраціях сорбція міді припинялася. Однак у стічних та оборотних водах, які пройшли попередню очистку, концентрація Fe<sup>3+</sup> буде значно менша внаслідок його гідролізу і випадіння у вигляді малорозчинних сполук та легкої іммобілізації з розчиненими органічними сполуками, перш за все гуміновими і фульво-кислотами.

### **Висновки**

Отримано модифікований лігноцелюлозний сорбент, який має покращені сорбційні властивості по відношенню до іонів важких металів за рахунок привитих S- та N-містких груп. Сорбент відзначається в 2,5 рази вищою граничною питомою ємністю по Cu(II) і значно меншою чутливістю процесу сорбції до присутності солей кальцію у 10-тикратному надлишку.



## Список літератури

1. *Броварова О.В.* Исследование физико-химических свойств сорбентов на основе растительного сырья / О.В. Броварова, Л.С. Кочева, А.П. Карманов, И.И. Шуктомова, Н.Г. Рачкова // Лесной журнал. 2004. № 4. С. 112-121.
2. *Долгих О.Г.* Использование углеродных сорбентов на основе растительных отходов для очистки нефтезагрязненных сточных вод / О.Г. Долгих, С.Н. Овчаров // Вестник Северо-Кавказского государственного технического университета. 2010. № 1 (22). С. 6-12.
3. *Багровская Н.А.* Сорбционные свойства модифицированных древесных опилок / Н.А. Багровская, Т.Е. Никифорова, В.А. Козлов, С.А. Лилин // Химия в интересах устойчивого развития. 2006. № 1. С. 1-7.
4. *Лисова В.С.* Исследование хемосорбционных свойств сульфированной древесины по отношению к катионам некоторых металлов / В.С. Лисова, В.М. Резников // Химия древесины. 1986. № 2. С.49-53.
5. *Ефанов М.В.* Получение азотсодержащих сорбентов на основе древесных отходов / М.В. Ефанов, Д.В. Дудкин, А.И. Галочкин // Журнал прикладной химии. 2002. Т. 75, вып. 10. С. 1745-1746.
6. *Закис Г.Ф.* Аминопроизводные лигнина / Г.Ф. Закис, Б.Я. Нейберте, М.В. Мекша // Химия древесины. 1991. № 4, С. 3-21.
7. *Dalimova G. N.* Amination of hydrolyzed lignin of cotton-seed husks / G. N. Dalimova, M. Kh. Malikova // Chemistry of Natural Compounds. 2004. №40(2), P. 168-171.
8. *Хохотва А.П.* Адсорбция тяжелых металлов сорбентом на основе сосновой коры / А.П. Хохотва // Химия и технология воды, 2010, № 6, С. 604-612.
9. *Никифорова Т.Е.* Сорбция ионов меди целлюлозными сорбентами, модифицированными гидрофильными азотсодержащими полимерами / Т.Е. Никифорова, В.А. Козлов, О.И. Одинцова, М.Н. Кротова, А.Н. Гагина // Журн. Прикл. Химии. 2010. Т. 83, Вып. 7. С.1068-1072.
10. *Лурье Ю. Ю.* Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 1984. 448 с.

*Стаття надійшла до редакції 12.12.17*

Д.В. ЧАРНИЙ, доктор технічних наук  
Є.М. МАЦЕЛЮК, кандидат технічних наук  
Ю.А. ОНАНКО  
О.М. ГАЙДАБУРА  
М.Ю. ХАРЧЕНКО  
Інститут водних проблем і меліорації НААН України

## **ВИКОРИСТАННЯ СЛАБОПРОТОЧНИХ ЗАТОК РІЧОК ЯК ПЕРШОЇ ЛАНКИ У ТЕХНОЛОГІЧНОМУ ЛАНЦЮЗІ ВОДОПІДГОТОВКИ ТА ЗАСТОСУВАННЯ КОНТАКТНОЇ КОАГУЛЯЦІЇ ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ПРОЦЕСУ ОБРОБКИ ВОДИ**

*Природні та штучні слабопроточні затоки великих річок іноді слугують джерелами водопостачання. Висунуто гіпотезу про доцільність їх використання як першого бар'єру в системах очисних споруд, проведено дослідження бар'єрної здатності слабопроточних заток на прикладі Дніпровської затоки "Річище" – джерела водопостачання м. Горішні Плавні Полтавської області. Заміна фільтруючого завантаження та покращення процесів коагуляції є актуальною, проблемою для водопроводів. Проведені натурні дослідження та порівняння фільтрувальних властивостей гранул пінополістиролу та цеоліту на очисних спорудах водопроводів міст Горішні Плавні та Чернівці, та вивчено особливості впливу контактної коагуляції на вміст залишкового алюмінію і затримання фітопланктону*

**Ключові слова:** затоки, фільтр, фітопланктон, коагулянт, алюміній, каламутність, кисень.

*Природные и искусственные заливы больших рек иногда служат источниками водоснабжения. Выдвинута гипотеза о целесообразности их использования в качестве первого барьера в системах очистных сооружений, проведено исследование барьерной способности слабопроточных заливов на примере Днепровского залива "Ричеце" - источнике водоснабжения г. Верхние Плавни Полтавской области. Замена фильтрующей загрузки и улучшение процессов коагуляции является актуальной проблемой для водопроводов. Представлены результаты натурных исследований фильтрующих свойств гранул пенополистирола и цеолита. Исследования проведены на очистных сооружениях водопроводов городов Верхние Плавни и Черновцы. Исследовались особенности влияния контактной коагуляции на содержание остаточного алюминия с одновременным задержанием фитопланктона на контактном префилт্রে.*

**Ключевые слова:** залив, фильтр, фитопланктон, коагулянт, алюминий, мутность, кислород.

*Natural and artificial low flowing bays of large rivers sometimes serve as sources of water supply. We put forward a hypothesis about the expediency of using them as the first barrier in water treatment plant systems, the barrier capacity of slightly flowing bays was investigated using the example of the Dnipro Bay "Ruslo" - the source of water supply in Gorishni Plavni Poltava region. Replacing the filter loading and improving coagulation processes is a constant problem for water pipes. Full-scale studies and comparison of filtering properties of granules of foamed polystyrene and zeolite on the basis of treatment structures of water pipelines in the cities of Gorishni Plavni and Chernivtsi have been studied, and features of the influence of contact coagulation on the content of residual aluminum and the detainment of phytoplankton have been studied.*

**Key words:** bays, filter, phytoplankton, coagulant, aluminum, turbidity, oxygen.

Природні і штучні затоки великих річок порівняно часто слугують джерелами водопостачання. Такі затоки використовують як джерела водопостачання: підвідні канали Кілійського групового водопроводу (р. Дунай), Одеського водопроводу (р. Дністер), водопроводу м. Горішні Плавні (р. Дніпро), та інші.

При прийнятті рішень про використання затоки як джерела водопостачання м. Горішні Плавні одним з головних аргументів була можливість ізолювати водойму від головного русла на період погіршення якості води у головному руслі. В той же час не було проведено ретельних дослідів зміни якісного складу води у затоці в порівнянні з головним руслом ріки.

Дані геодезичних вишукувань по Дніпровській затоці "Річище": площа водного дзеркала – 52 га, середня глибина – 5,33 м, максимальна глибина - 14,2 м, об'єм води – 2 743 247 м<sup>3</sup>. Середньодобовий водовідбір із затоки становить 15000 м<sup>3</sup>/добу. Впродовж липня – вересня 2016 р. здійснювався моніторинг якості води у вказаній затоці. В затоці проби води відбиралися в створі забору її водопроводом з глибин: 0,2; 1; 3 і 6 метрів, а в руслі Дніпра проби відбиралися з глибини 0,2 м. Проаналізовано зміни за наступними показниками: каламутність, кольоровість, рН, температура, азотна група, Mn, залізо загальне, розчинний кисень, запах, окиснюваність перманганатна, кількість фітопланктону. Результати аналізувалися у вигляді ящиківих діаграм розмаху з означеним середньоарифметичним показником і 95% довірчим інтервалом розмаху відносно середнього показника. Глибина відбору проби і її місце (затока чи Дніпро) зашифрована у назві. Так  $h_{0,2}$  це відбір проби води із затоки з глибини 0,2 метра, а  $h_{0,2D}$  – це відбір проби води з Дніпра з глибини 0,2 метра.

Як показує візуальний аналіз коробоподібних діаграм розмаху, вода у головному руслі Дніпра, фактично у всіх пробах, показує більший розмах 95% довірчого інтервалу. Проби води з Дніпра за такими показниками як

кольоровість (рис.1), каламутність, нітрати, нітрити, окиснюваність мають більші концентрації, ніж аналогічні показники проб в затоці.

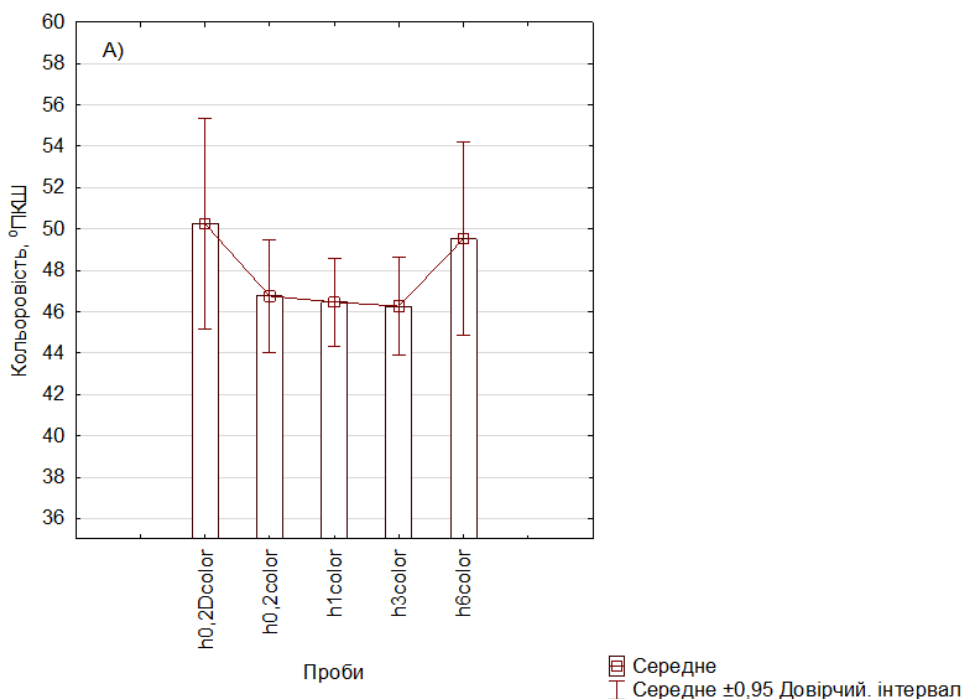


Рис. 1. Порівняння показників кольоровості в пробах води з Дніпра і затоки за період спостережень липень – вересень 2016 р.

В той же час, такі показники як рН, температура, залізо загальне, марганець, розчинний кисень, амонійний азот, фітопланктон, мають більші значення у затоці. Збільшення цих показників, за виключенням температури і марганцю, можливо пояснити біологічними процесами. Підтвердженням цього припущення є підвищені концентрації фітопланктону. Особливо яскраво біогенність ефекту збільшення концентрації у воді затоки ілюструє вища дніпровської концентрація розчинного кисню (рис. 2), не дивлячись на дещо більшу температуру води у затоці. Значні концентрації фітопланктону (ціанобактерій) активно продукують в процесі фотосинтезу кисень і тому його концентрація відчутно більша.

Зміни якості води по глибинах є дуже значними і ми спостерігаємо суттєве погіршення якості води із зростанням глибини за наступними показниками: – запах, марганець, розчинний кисень, амонійний азот, кольоровість. Погіршення всіх цих показників, за виключенням марганцю, можливо пояснити біологічними причинами – погіршення якості води на глибині 6 м - це результат розкладання відмерлого фітопланктону. Підвищення марганцю – це природній процес вилуговування порід з високим вмістом марганцю – характерних для регіону, процес буде йти тим інтенсивніше, чим менше кисню буде у шарі води біля дна.

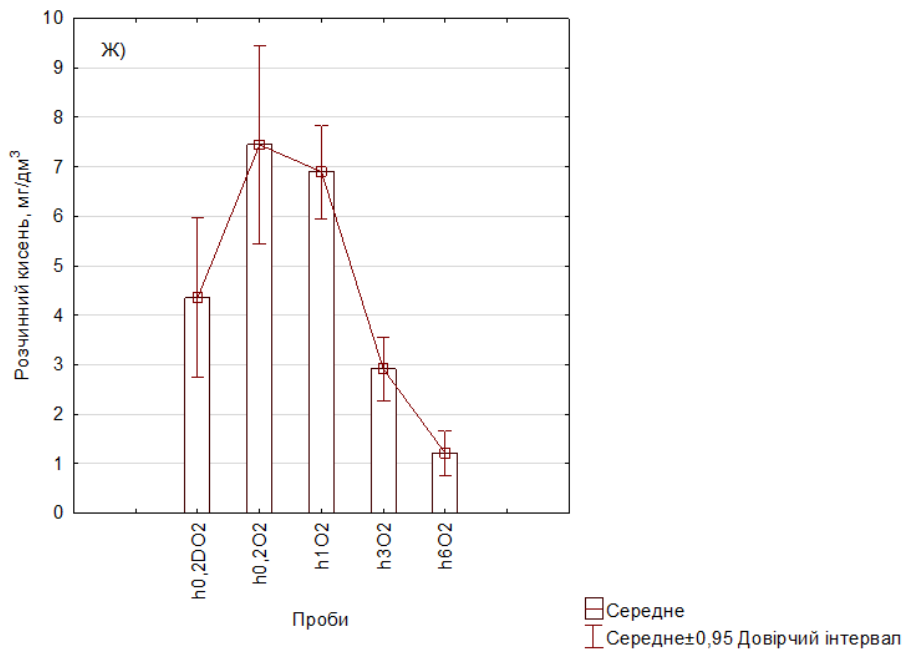


Рис. 2. Порівняння показників концентрації кисню в пробах води з Дніпра і затоки за період спостережень липень - вересень 2016 р.

Зміна середніх показників концентрації розчинного кисню по глибинах в затоці за період спостережень описується емпіричним рівнянням (1):

$$CO_2 = 8,134 - 1,748h + 0,0088e^h \quad (1)$$

де  $CO_2$  – концентрація розчинного кисню, мг/дм<sup>3</sup>;  $h$  – глибина, м.

Коефіцієнт множинної кореляції рівняння  $R = 0,993$ , коефіцієнт детермінації рівняння  $R^2 = 0,986$ , значимість  $p < 0,001$ .

Зміна середніх показників кольоровості по глибинах в затоці за період спостережень описується емпіричним рівнянням (2):

$$Color = 44,831 + 1,096h - 2,671\log(h) \quad (2)$$

де  $Color$  – показник кольоровості, °ПКШ;  $h$  – глибина, м.

Коефіцієнт множинної кореляції рівняння  $R = 0,949$ , коефіцієнт детермінації рівняння  $R^2 = 0,901$ , значимість  $p < 0,001$ .

Для визначення взаємних зв'язків і сили впливу одних показників на інші та взаємозв'язків різних за глибинами шарів води проведено кореляційний аналіз. Враховуючи невідповідність нормальному закону розподілу більшості показників, був проведений кореляційний аналіз за методом Спірмана. Також проведено кореляційний аналіз зв'язків головних технологічних якісних показників води джерела водопостачання по глибинах в створі водозабору з показниками води на глибині 6 метрів яка слугує вихідною водою для водопідготовки.

Аналіз показав значну кореляцію азотних сполук (амонійний азот, нітрати, нітроти) з майже всіма іншими показниками. Також суттєвим є вплив показників шару розташованому на глибині трьох метрів на якість вихідної

води на глибині шести метрів. Так само високий вплив на якість води розчинного кисню і температури.

Для уточнення взаємозв'язків якісних показників води по глибинах 0,2; 1; 3 м з показниками на глибині шести метрів – глибині забору вихідної води - проведено регресійний аналіз. Для цього побудовано лінійні моделі з врахуванням всіх показників моніторингу якісного складу вихідної води по глибинах (надалі предикторів). При побудові моделей виключалися предиктори які були лінійно пов'язані з предикторами, що вже були включені у модель. В якості залежних предикторів вибрані показники, що обумовлюють процес підготовки питної води. Для даного джерела вихідної води це: кольоровість, каламутність, концентрації амонійного азоту, розчинного кисню, загального заліза, марганцю, перманганатної окиснюваності, рН, нітратів, нітритів, кількості клітин фітопланктону. В модель також включалися як незалежні предиктори якісні показників води головного русла Дніпра на глибині 0,2 м.

Визначення важливості незалежних предикторів у моделі дає можливість статистично обґрунтовано встановити взаємозв'язки якісних показників та вплив на них глибин. Результати аналізу наведено у вигляді діаграма важливості предикторів. Діаграми показують відносну важливість кожного предиктора при оцінці моделі. Оскільки значення важливості є відносними, сума цих значень для всіх показаних предикторів дорівнює 1,0. Важливість змінних не пов'язана з точністю моделі. Вона лише пов'язана з важливістю кожного предиктору для передбачення, а не з точністю цього передбачення.

Аналіз діаграми важливості незалежних предикторів свідчить, що на формування якості води на глибині шести метрів найбільше впливають показники з глибини в один метр.

Серед якісних показників найчастіше зустрічається найбільш вагомий вплив перманганатної окиснюваності і амонійного азоту, дещо менший вплив розчинного кисню, температури, рН і фітопланктону.

Прямий вплив дніпровської води проявився лише по показниках нітритів, тобто можливо стверджувати, що нітрити є, скоріше за все, продуктом окиснення амонійного азоту з Дніпра. Так само можливо стверджувати, що загальне залізо пов'язане з Дніпровською водою, в той час як розчинний марганець є місцевого походження і в значній мірі пов'язаний з перманганатною окиснюваністю і амонійним азотом. Амонійний азот, у свою чергу, має тісний зв'язок з вмістом розчинного кисню і, відповідно, температурою. Перманганатна окиснюваність має тісний зв'язок з амонійним азотом, рН, залізом і кольоровістю і дещо менше пов'язана з фітопланктоном, що може бути інтерпретовано, як вплив вже відмерлого фітопланктону, який і спричиняє зміни рН, підвищення концентрації амонійного азоту, зменшення розчинного кисню. Процеси відновлення марганцю сприяють підвищенню рН, не дивлячись на активне окиснення органічних рештків фітопланктону.

Суттєвою проблемою діючих водопровідних очисних споруд є необхідність заміни фільтруючого завантаження. Нами було проведено порівняння роботи двох типів фільтруючого завантаження на базі очисних споруд Чернівецького водопроводу. Вивчалися якості фільтруючого завантаження з пінополістирольних гранул і цеолітовий дрібняк.

Фільтрація провадилася на наступних швидкостях: 7 м/год – нормативну для швидких фільтрів; 4,5 м/год. – існуюча швидкість фільтрації на даних очисних спорудах; і 2,5 м/год – мінімально можлива швидкість фільтрування при мінімальній витраті для даних очисних споруд.

В процесі фільтрування визначався міжпромивний період – період фільтрування до проскоку забруднень по каламутності – зі значенням каламутності фільтрату більше 0,58 мг/дм<sup>3</sup>. В період промивки визначалась брудомісткість фільтру, тобто маса забруднень, затриманих у фільтруючому завантаженні за період фільтрування, що вимивається з промивною водою, а також об'єм промивної води.

Схема дослідної установки по проведенню дослідів з роботи фільтруючих завантажень наведена на (рис.3).

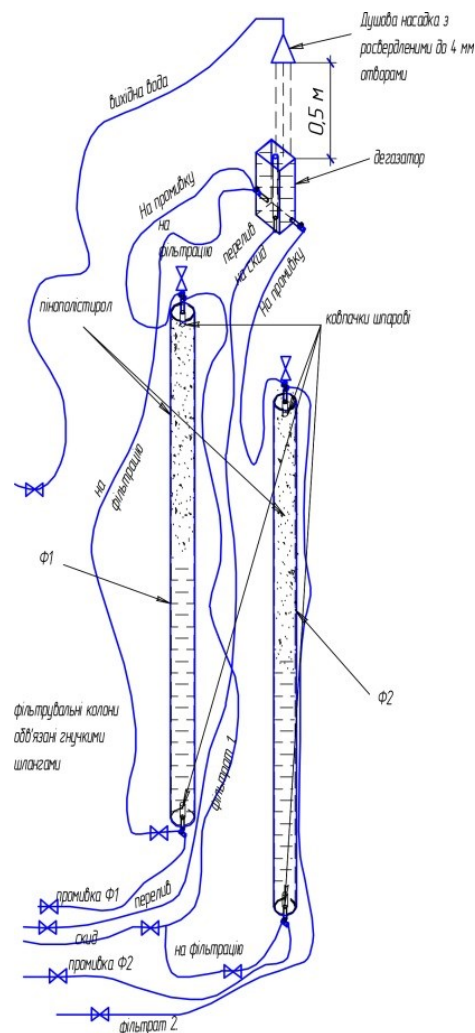


Рис. 3. Схема експериментальної установки, встановленої на очисних спорудах Чернівецького водопроводу

Вода з підвідного каналу горизонтального відстійника надходить у бак-дегазатор – стабілізатор напору. З баку вода по шлангах надходить у фільтрувальні колонки Ф1 – з пінополістирольним завантаженням і Ф2 – з цеолітовим дрібняком у якості фільтруючого завантаження. У Ф1 на фільтрацію вода надходить знизу, у Ф2 вода надходить згори. Швидкість фільтрування визначається об'ємним методом і виставляється за допомогою кранів на лініях скиду фільтрату. Промивка колонок провадиться у зворотному напрямі водою, накопиченою у баці-дегазаторі – стабілізаторі напору. Під час промивки відбираються проби каламутності води, за якими визначається загальна концентрація каламутності промивної води. Спираючись на отримані данні, були побудовані регресійні моделі змін концентрацій каламутності в процесі промивки модельної установки. Концентрацію забруднень у промивній воді за період промивки визначаємо як площу криволінійної трапеції утвореною з ліній, описаних рівнянням регресійних моделей і обмеженою часом промивки за допомогою інтегрування. При цьому функція зміни концентрацій обмежена у часі періодом промивки, отримані значення концентрації перемножувались на кількість промивної води і, таким чином, отримувалась маса забруднень, вимитих промивною водою.

Вихідна вода на фільтри надходить зі збірного каналу горизонтальних відстійників. На рис. 4. наведена зміна каламутності води в процесі досліджень.

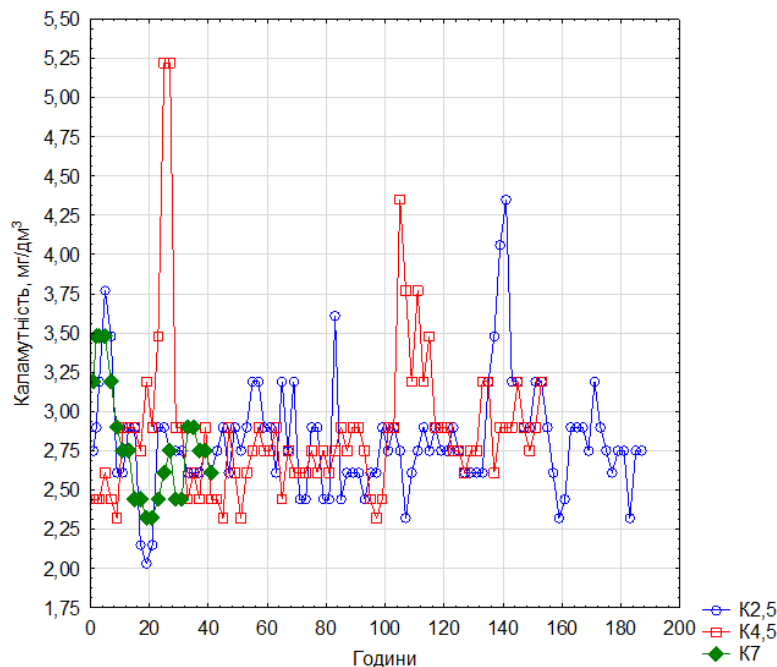


Рис. 4. Зміни каламутності вихідної води. K2,5 – графік змін в процесі фільтрування при швидкості 2,5 м/год.; K4,5 – графік змін в процесі фільтрування при швидкості 4,5 м/год.; K7 – графік змін в процесі фільтрування при швидкості 7 м/год.



Встановлено, що одним з головних факторів, які впливають на процес очищення води на фільтрах, стає швидкість фільтрування. Термін часу між промивками суттєво залежить від швидкості фільтрування. При діючій на станції швидкості фільтрування – 4,5 м/год термін фільтрування для пінополістирольного і цеолітового фільтрів становить 132 і 140 год. відповідно, а при 7 м/год – 28 і 34 години. Брудомісткість фільтрів також, головним чином, залежить від швидкості фільтрування. Фільтруючі матеріали – гранули пінополістиролу і цеолітовий дрібняк по затримуючій здатності дуже подібні. При швидкостях фільтрації – 2,5 і 4,5 м/год брудомісткість фільтру з пінополістирольним завантаженням на 10...13% більша за цеолітовий, а при швидкості фільтрування – 7 м/год брудомісткість фільтру з цеолітовим завантаженням на 7 % більша від фільтру з пінополістирольним завантаженням. При промивці фільтрів простежується стала тенденція – об'єм промивної води, необхідний для промивки пінополістирольного фільтру, на 50...65% менший за об'єм води необхідний на промивку цеолітового фільтру.

На базі очисних водопровідних споруд м. Горішні Плавні з водозабором на протоці Річище було промодельовано роботу реконструйованих у контактні фільтри камер реакції горизонтальних відстійників з перезавантаженням швидких фільтрів пінополістирольним фільтруючим завантаженням.

Головною метою було досягти покращення процесу коагуляції і, відповідно зменшення залишкового алюмінію у вихідній воді, та зменшення експлуатаційних витрат промивної води, з підвищенням брудомісткості споруди. Понаднормові [1] – більше 0,2 мг/дм<sup>3</sup> – концентрації алюмінію в очищеній воді мають мутагенні властивості [2], впливають на кровотворну систему [3] і мають нейротоксичну дію [4].

Сучасні витрати води на очисних спорудах становить 540 і 770 м<sup>3</sup>/год. Очисні споруди підприємства складаються з шести секцій горизонтальних відстійників, розміром секції 46,5х6,1х6,5 м, з камерами утворення пластівців (камер реакції) розміром 4,5х6 м. Відповідно загальна площа відстійників 1674 м<sup>2</sup>, а камер реакції 162 м<sup>2</sup>. Площа швидких фільтрів, завантажених цеолітовим дрібняком, складає 333,8 м<sup>2</sup>. Згідно витрат і площі швидких фільтрів швидкості фільтрації становлять 1,6 і 2,3 м/год., а для контактного попереднього фільтра, отриманого як результат реконструкції камер реакції, швидкості мають бути 3,3 і 4,75 м/годину.

Запропоноване технологічне рішення базується на існуючих нормативних документах – ДБН В.2.5-74:2013 п. 10.2.2 табл. 16 – і спрямовано на оптимізацію традиційної реагентної схеми з покращенням процесу коагуляції, зменшення залишкового алюмінію і суттєве зменшення технологічних витрати води за рахунок зменшення промивних витрат води і виключення зі схеми горизонтальних відстійників.

При моделюванні цього технологічного рішення на експериментальній установці встановлювали швидкість фільтрації для контактного фільтра – префільтру 9,15 м/год. А для моделі швидкого фільтру – 2,3 м/год.

При зменшенні швидкості фільтрації до 5 м/год на контактному фільтрі концентрація залишкового алюмінію коливалась в межах 0,05...0,08 мг/дм<sup>3</sup>, а при швидкості 1,5 мг/дм<sup>3</sup> концентрація залишкового алюмінію знижувалась до 0,015...0,02 мг/дм<sup>3</sup>.

За середніми значеннями збудована модель: швидкість фільтрування – залишковий алюміній. Доза коагулянту Полвак 40 залишалась однаковою.

Модель описується виразом (3):

$$Al = 10,826 - 9,0803 \cdot \lg(Vф) \quad (3)$$

де Al – концентрація залишкового алюмінію, мг/дм<sup>3</sup>; Vф – швидкість фільтрації, м/год.

Модель має наступні характеристики: коефіцієнт кореляція  $R = 0,823$ , коефіцієнт детермінації  $R^2 = 0,677$ , значимість  $p < 0,001$ . Досліди проведено при каламутності вихідної води 8,04...19,62 НОК.

В результаті проведеного аналізу експериментальних даних визначено кількість затриманих забруднень за показником каламутності за період між промивками у контактному фільтрі – префільтрі в цілому. Тобто, у шарі пінополістирольного завантаження і в підфільтровому шарі води. Маса затриманих забруднень становить 1649056 мг. Діаметр перерізу фільтра модельної споруди – "контактного фільтра" становить 150 мм, площа – 0,0177 м<sup>2</sup>. Відповідно, при такій каламутності вихідної води, обумовленій головним чином ціанобактеріями, брудомісткість подібної споруди буде становити до 90 кг/м<sup>2</sup>.

### Список літератури

1. ДСанПіН 2.2.4-171-10 "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" / 2010.
2. Synzynys, B.I. Toxicology / B.I. Synzynys, O.T. Kharlamova, N.T. Bulanova // Lett. 2003. Vol. 144. P. 126.
3. Станчева Е.Е. // Гематология и трансфузиология. 2003. No. 3. P. 36.
4. Шугалей И.В. Некоторые аспекты влияния алюминия и его соединений на живые организмы / И.В. Шугалей, А.В. Гарабаджиу, М.А. Илюшин, А.М. Судариков // Экологическая химия. 2012. Vol. 21, No. 3. P. 172–186.

Стаття надійшла до редакції 22.11.17

Т.О. ШЕВЧЕНКО, кандидат технічних наук  
Харківський національний університет міського господарства імені  
О.М. Бекетова

## ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ У НЕВЕЛИКИХ СІЛЬСЬКИХ ОБ'ЄДНАНИХ ТЕРИТОРІАЛЬНИХ ГРОМАДАХ

*Розглянуто проблеми функціонування систем водопостачання та водовідведення у невеликих населених пунктах, які об'єднуються у територіальні громади, на прикладі Чкаловської об'єднаної територіальної громади Чугуївського району Харківської області.*

**Ключові слова:** сталий розвиток, системи водопостачання та водовідведення, мережі, термін експлуатації, стічні води.

*Рассмотрены проблемы функционирования систем водоснабжения и водоотведения в небольших населенных пунктах, которые объединяются в территориальные общины, на примере Чкаловской объединенной территориальной общины Чугуевского района Харьковской области.*

**Ключевые слова:** устойчивое развитие, системы водоснабжения и водоотведения, сети, термин эксплуатации, сточные воды.

*In the article the problems of functioning of the water supply and sewage system are considered in small settlements that unite in territorial communities, on the example of Chkalov of the incorporated territorial community of the Chuguev district of the Kharkov area.*

**Keywords:** steady development, water and водоотведения, network systems, term of exploitation, effluents.

Сьогодні в Україні вже не викликає сумнівів необхідність та актуальність планувальної діяльності на місцевому рівні. В нашій державі, як і в інших країнах світу, активно розвивається і запроваджується стратегічний підхід до планування сталого територіального розвитку. Це пов'язано з перевагами даного методу для всіх основних учасників цього процесу (влади, підприємницьких структур, територіальної громади), а саме:

- підвищується наукова і практична обґрунтованість соціально-економічних та організаційних заходів, ефективність прийнятих управлінських рішень;

- значно розширюється коло учасників планувального процесу, повніше враховуються їх інтереси й потреби;

– планувальний процес є прозорішим для всіх суб'єктів господарювання, створюються можливості для досягнення спільних цілей, об'єднання матеріальних і фінансових ресурсів суб'єктів різних форм власності, і як результат – скорочуються терміни досягнення кінцевих цілей програми, що є бажаним для українських територій;

– є можливість місцевим органам влади та органам місцевого самоврядування спрямовувати спільні зусилля громади на розв'язання нагальних економічних, соціальних, екологічних проблем, активно впливати на стабілізацію ситуації у соціально-економічній та суспільно-політичній сферах;

– повніше використовується величезний потенціал територій для активізації економічних перетворень та розвитку територіальної громади [1, 5].

Стратегічне планування розвитку територіальних громад охоплює систему довго-, середньо- та короткострокових планів, проектів і програм. Однак головний змістовий акцент робиться на довгострокові цілі та шляхи їх досягнення [1, 6].

У 2017 році на виконання запиту Чкаловської селищної ради Чугуївського району Харківської області Харківським національним університетом міського господарства імені О.М. Бекетова була виконана науково-дослідна робота «Розробка плану соціально-економічного розвитку Чкаловської селищної ради Чугуївського району Харківської області». Одним з розділів вказаної роботи стало питання розроблення заходів задля забезпечення нормальної експлуатації систем водопостачання та водовідведення Чкаловської об'єднаної територіальної громади (ОТГ) Чугуївського району Харківської області. Під час вивчення стану вказаних систем в ОТГ було виявлено низку проблемних питань, які потребують нагального вирішення. Насамперед вирішення цих питань є нагальною проблемою не тільки для Чкаловської ОТГ, а й для багатьох населених пунктів, які в останні роки почали об'єднуватися у територіальні громади. Характеристика систем водопостачання та водовідведення Чкаловської ОТГ Чугуївського району Харківської області наведено нижче.

На території Чкаловської ОТГ діють централізовані системи водопостачання та водовідведення. Загальна протяжність мереж водопостачання складає 48,8 км, з яких 70,3% – мережі з чавунних трубопроводів, а 29,7% – сталеві водогони (табл. 1). Мережі водопостачання прокладені 43 роки тому, майже повністю вичерпали строк придатності та потребують заміни.

Постачання питної води населенню здійснюють з підземних джерел, а саме з 16 свердловин глибиною від 40 м до 86 м, дебіт свердловин коливається в межах 4,5-40 м<sup>3</sup>/год., роки запуску свердловин у роботу коливаються в межах 1960-1989 рр. Приватні колодязі у населення відсутні.

**Загальна протяжність мереж водопостачання та матеріал виготовлення  
водоводів**

Показник	Чавунні труби	Сталеві труби	Поліетиленові труби	Інші
Протяжність мереж, км	34,3	14,5	-	-
Рік прокладання	1974	1974		

Інформація щодо свердловин, які знаходяться на балансі КП «Чкаловське ЖКЕУ-2013», наведена в таблиці 2. З 16 наявних свердловин 3 не працюють (№№ 2, 3, 6) та 2 свердловини законсервовано (№№ 7, 7а).

Загальна продуктивність свердловин, які працюють, складає 238,8 м<sup>3</sup>/год. або 5731,2 м<sup>3</sup>/добу, що за середньої норми водоспоживання у 250 л/добу на одну людину в змозі забезпечити 23000 людей.

На артезіанських свердловинах використовуються насоси: ЕЦВ 8-40-60 – 7 шт., ЕЦВ 10-63-110 – 1 шт., Водолій 2,5×60 – 5 шт., ЕЦВ 6×6,3×70 – 1 шт.

Значний термін експлуатації свердловин у 28...57 років (експлуатуються з 1960 по 1989 рр.), а відповідно й насосного обладнання в них, вимагає проведення обстеження свердловин з метою визначення спроможності подальшого використання основного обладнання, трубопроводів, перевірки пропускної здатності фільтрів та їх кольматації (заростання отворів фільтрів відкладеннями).

Подача води споживачам здійснюється двома водопровідними насосними станціями, на яких встановлено насоси К-200-90 загальною кількістю 6 шт., рік введення в експлуатацію – 1975 р. Обладнання на цих насосних станціях вичерпало строк придатності, потребує заміни на сучасні енергозберігаючі машини.

Якість води з підземних свердловин майже повністю задовольняє вимоги ДержСанПіН «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (затверджені Наказом МОЗ України № 400 від 12.05.2010 р.), тому очисні споруди не передбачені (табл. 3).

Проте як видно з таблиці 3, деякі показники або не відповідають, або відсутні, а саме: вміст сульфатів дещо перевищує нормативні вимоги, фториди взагалі відсутні у питній воді, останнє може призвести до захворюваності населення (захворювання зубів та ротової порожнини).

Окремо необхідно виділити вміст нітритів та нітратів. Хоча їх вміст у воді свердловин знаходиться в межах, дозволених ДержСанПіН України, проте їх наявність може свідчити про забруднення верхніх підземних водоносних горизонтів стічними водами з вигрібних ям у населення, потраплянням недостатньо-очищених господарсько-побутових та промислових стічних вод через скидання їх у поверхневі водойми або з сільськогосподарських угідь, на яких використовують добрива на основі нітратів.

Таблиця 2

## Інформація щодо свердловин, які знаходяться на балансі КП «Чкаловське ЖКЕУ-2013»

№ з/п	Назва населеного пункту, номер свердловини	Характеристика свердловин						Продуктивність		Об'єм бапти Рожновського	Довжина водопровідних мереж	Чи потребують мережі кап. ремонту		
		Рік будівництва	Кількість	Відомча на комуналь	Відомча (власник)	Діюча чи ні	Глибина свердловини, м	Дебіт свердловини, м³/год.	м³/год.				максимальна (влітку) м³/год.	
1	смт. Чкаловське № Х-23/41 (№4)	1960	1	так	Чкаловська селищна рада	діюча	65	12	6,3	6,3	22м³	4210м	так	
2	с. Дослідне № Х23/151	1966	1	так		діюча	45	4,5	4,5	4,5	25м³	2797м	так	
3	с. Леб'яже:					діюча	86	25	25	25	-	18470м		
4	№ 2 (не працює)	1987	1	так		діюча	80	25	25	25	-			
5	№ 3 (не працює)	1989	1	так		діюча	40	40	40	40	-			
6	№ 4 (робоча)	1980	1	так		діюча	84	28	28	28	-			
7	№ 5 (робоча)	1987	1	так		діюча	45	40	40	40	-			
8	№ 6 (не працює)	1980	1	так		діюча	80	15	15	15	-			так
9	№ 7 (законсерв.)	1989	1	так		діюча	86	25	25	25	-			
10	№ 7а (законсерв.)	1987	1	так		діюча	45	40	40	40	-			
11	№ 8	1980	1	так		діюча	45	40	40	40	-			
12	№ 9	1980	1	так		діюча	80	34	34	34	-			
13	№ 10 (робоча)	1989	1	так		діюча	80	38	38	38	-			
14	№ 11 (робоча)	1989	1	так		діюча								так
15	с. Гаврилівка		1	так		діюча	40	8	8	8	-	-	3000м	так
16	с. Миколаївка № Х-23/46	1975	1	так		діюча					-	-	4500м	так
	с. Нова Гнилиця № 24		1	так	діюча					-	-		так	

Таблиця 3

**Якісні показники питної води, що подається у мережу водопостачання  
Чкаловської ОТГ**

№ з/п	Показники якості води	2012 рік	2013 рік	2014 рік	2015 рік	2016 рік	Вимоги ДержСанПіН
1	2	3	4	5	6	7	8
1	Каламутність, НОК (1 НОК = 0,58 мг/дм <sup>3</sup> )	0,86	0,7	0,17	0,52	0,52	≤ 2,6 (3,5) (для підземного джерела)
2	Кольоровість, град.	10	11	5	4	10	≤ 20
3	Мінералізація, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-	≤ 1000
4	Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	210	231	230	225	200	≤ 250 (350)
5	Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	400,0	450,0	320,0	300,0	380,0	≤ 250 (500)
6	Загальна твердість, ммоль/дм <sup>3</sup>	3	4	3	3	2,9	≤ 7
7	pH	6,5	6,5	7	7,1	7,8	≤ 6,5-8,5
8	Запах, бали	1	1	1	1	1	≤ 2
9	Смак, бали	1	1	1	1	1	≤ 2
10	Фториди, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-	0,7-1,5
11	Колі-індекс	-	-	-	-	-	відсутні
12	Нітрити, мг/дм <sup>3</sup>	0,01	0,01	0,02	0,3	0,01	≤ 0,5
13	Нітрати, мг/дм <sup>3</sup>	30	30	31	28	26	≤ 50
14	Загальне залізо, мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,05	0,05	0,05	0,1	≤ 0,2
15	Залишковий алюміній, мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,1	0,03	0,1	0,1	≤ 0,2
16	Залишковий хлор, мг/дм <sup>3</sup>	0,001	0,01	0,03	0,03	0,03	≤ 0,5

**Примітка:**

1. Норматив, зазначений у дужках, має право використовувати підприємство питного водопостачання до 1 січня 2020 року в окремих випадках, пов'язаних з особливими природними умовами та технологією підготовки питної води, що не дозволяє довести якість питної води до жорсткішого нормативу, про що повинно бути зазначено у технологічному регламенті або іншому документі з описом технологічного процесу виробництва питної води.

2. У таблиці наведені середньорічні показники за 2012-2016 рр.

Відведення господарсько-побутових та промислових стічних вод підприємств (Агрокомбінат «Слобожанський») здійснюється централізованою системою водовідведення загальною протяжністю майже 15 км, система водовідведення була запущена в експлуатацію у 1972-74 рр. (табл. 4). Більша її частина 69% виконана з керамічних трубопроводів, 31% – чавунні трубопроводи. Значний строк роботи вказаних трубопроводів у 43...45 років свідчить про їх зношеність та потребу капітального ремонту мереж водовідведення на території вказаної ОТГ.

## Загальна протяжність мереж водовідведення

Показник	Чавунні труби	Залізобетонні труби	Керамічні труби	Інші
Протяжність мереж, км	4,6		10,3	
Рік прокладання	1972		1974	

Також на території Чкаловської ОТГ підприємства водопровідно-каналізаційного господарства обслуговують 11 вигрібних ям, що говорить про відсутність централізованого відведення господарсько-побутових стічних вод у всього населення ОТГ. Тому має бути розглянуто питання не тільки про капітальний ремонт системи водовідведення, а й питання її розширення для забезпечення належними санітарними умовами всіх мешканців ОТГ.

Стічні води, які збираються системою водовідведення, каналізаційною насосною станцією (1 шт.) подаються на очисні споруди. На насосній станції встановлено насоси СД-160-45 – 2 шт., рік введення в експлуатацію – 1995 р. Очисні споруди знаходяться на території Агрокомбінату «Слобожанський», який обслуговує селище Чкаловське.

Якісні показники стічних вод, що скидаються після очистки у поверхневу водойму (середньорічні показники за останні 5 років) наведено у таблиці 5.

Згідно даних таблиці 5, у стічних водах, що скидаються після очистки, наявні сполуки азоту тільки у формі амонію, нітриту і нітрату у стічних водах не визначаються. Цей факт свідчить про те що, очисні споруди не виконують своєї основної функції – безпосередньо очистки. Під час біологічної очистки, якщо її перебіг є ефективним, азот з амонійної форми має окислюватися у нітриту, а потім нітрату. Також значні перевищення за вмістом важких металів: міді (ПДК = 0,001 мг/дм<sup>3</sup>) та хрому (ПДК = 0,02 мг/дм<sup>3</sup>). Відповідно діючі очисні споруди стічних вод потребують реконструкції та перегляду існуючої технологічної схеми очистки.

Таким чином, основними проблемами у галузі водопостачання та водовідведення Чкаловської ОТГ є:

- застарілі мережі як водопостачання, так і водовідведення, які мають значний строк експлуатації;
- значний строк експлуатації насосного обладнання артезіанських свердловин;
- обладнання на насосних станціях водопостачання вичерпало строк придатності, потребує заміни на сучасні енергозберігаючі машини;
- невідповідність питної води вимогам ДержСанПіН за фтором;
- недієздатність очисних споруд каналізації.



Таблиця 5

**Якісні показники стічних вод, що скидаються після очистки у  
поверхневу водойму**

№ з/п	Показники якості стічних вод, що скидаються у водойму	2012 рік	2013 рік	2014 рік	2015 рік	2016 рік
1	Забавленість, град.	1	2	3	1	4
2	Каламутність, мг/дм <sup>3</sup>	1,1	1,1	1,2	1,3	1,4
3	Запах, бали	1	1	1	1	1
4	Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	500,0	510,0	700,1	800,1	790,1
5	pH	6,7	6,8	6,7	7,0	8,0
6	БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>					
7	Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>					
8	Жорсткість загальна, ммоль/дм <sup>3</sup>	4	4	3,8	6,7	6,5
9	Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	210	250	240	280	291
10	Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	380	410	395	430	391
11	Гідрокарбонати, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-
12	Карбонати, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-
13	Азот амонійний, мг/дм <sup>3</sup>	0,3	1,2	0,1	0,1	1,0
14	Азот нітратний, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-
15	Азот нітритний, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-
16	Фосфор фосфатний, мг/дм <sup>3</sup>	-	-	-	-	-
17	Залізо загальне, мг/дм <sup>3</sup>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2
18	Мідь, мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2
19	Хром VI, мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,1	0,12	1,0	1,0
	Інші					

Такий стан вказаних систем життєзабезпечення спостерігається в багатьох невеликих населених пунктах, власних коштів в таких громадах зазвичай недостатньо для вирішення проблемних питань, тай й загальний стан усіх систем життєзабезпечення (теплопостачання, газопостачання, автомобільні дороги тощо) характеризується великим терміном експлуатації та зношеністю основних матеріалів та обладнання і потребує аналогічного вирішення. Тому для розробки планів соціально-економічного розвитку територіальних громад та впровадження їх у дію в таких об'єднаних територіальних громадах потрібно мати не тільки державну підтримку у вигляді законодавства, а й виділення значних державних коштів для підтримки та сталого розвитку об'єднаних територіальних громад.

#### Список літератури

1. Берданова О., Вакуленко В. Стратегічне планування місцевого розвитку. Практичний посібник / [Берданова О., Вакуленко В.]; Швейцарсько-український проект «Підтримка децентралізації в Україні – DESPRO. – К. : ТОВ «Софія-А». – 2012. – 88 с.

*Стаття надійшла до редакції 5.11.17*

Л.А. ШИНКАРУК, кандидат технічних наук

В.В. ВЕЧЕР, кандидат технічних наук

Національний університет водного господарства та природокористування  
м. Рівне

## КОНЦЕПЦІЯ ПРОТИПАВОДКОВОГО ЗАХИСТУ НА ОСНОВІ ІНТЕГРОВАНОГО УПРАВЛІННЯ ПАВОДКОВИМ СТОКОМ

*Проаналізовано проблеми протипаводкового захисту на річках Українських Карпат. Обґрунтовано необхідність здійснювати захист з використанням протипаводкових ємкостей, огорожувальних дамб, регуляційних споруд з обов'язковим виконанням їх моделювання. Зроблено висновок щодо залучення до цього процесу інтегрованого управління паводками.*

**Ключові слова:** паводки, протипаводковий захист, акумулюючі ємкості, регуляційні споруди, інтегроване управління паводками.

*Проанализированы проблемы противопаводковой защиты на реках Украинских Карпат. Обоснована необходимость защиты с использованием противопаводковых емкостей, ограждающих дамб, регуляционных сооружений с обязательным выполнением их моделирования. Сделан вывод о необходимости использования в этом процессе интегрированного управления паводками.*

**Ключевые слова:** паводки, противопаводковая защита, аккумулирующие емкости, регуляционные сооружения, интегрированное управление паводками.

*The problems of flood protection on the rivers of the Ukrainian Carpathians are analyzed. The necessity to carry out protection with the use of anti-floods reservoirs, fencing dams, regulating structures with the obligatory implementation of their modeling is substantiated. The conclusion is drawn on the inclusion of integrated flood management in this process.*

**Key words:** floods, flood protection, accumulating reservoirs, regulating structures, integrated flood management.

**Зміни клімату і паводки.** Незважаючи на те, що у свій час відомий гідролог Воейков О.І. [1] сформулював відоме положення про те, що річки можна розглядати як **продукт клімату**, але розділ гідрології, що займається вивченням русел річок і руслових процесів до недавнього часу розвивався без усякого взаємозв'язку з дослідженнями клімату та його змін.

Спочатку XXI століття внаслідок затоплення високими водами постраждало понад 3 млн людей на території, підпорядкованій Європейській економічній комісії Організації Об'єднаних Націй (ЄЕК ООН), включаючи 1,9 млн осіб тільки у Східній Європі. В останні роки почастишали катастрофічні паводки, збільшились їх економічні, соціальні та екологічні наслідки й зросла кількість визваних ними людських жертв. Оцінюючи серйозність такої ситуації й взявши до уваги розширення територій, які відчують на собі зміни клімату, можна передбачити, що такі очікувані кліматичні зміни призведуть до того, що затоплення стануть частішими і масштабнішими.

Слід зазначити, що, зазвичай, паводки провокують і супроводжують інші катаклізми, такі як – зсуви, селі, буревії, можливе забруднення та зараження джерел водопостачання та інші. Тому збитки від затоплень високими водами займають друге місце після збитків від землетрусів.

Спеціалісти вказують на особливість проходження сучасних паводків констатуючи той факт, що норма опадів на територіях, які зазнають затоплення, залишається такою ж як і раніше, але інтенсивність їх випадання в часі значно прискорилась, і до тих пір, доки не буде здійснена надійна система захисних заходів в річковому басейні, затоплення завжди будуть можливими [2;3]. Результати наслідків паводків, засвідчують, що необхідно мати чітку схему їх пропуску та бути впевненими у надійній роботі всіх гідротехнічних споруд, особливо під час такого раптового та швидкоплинного гідрологічного процесу як паводок.

Сучасна тенденція протипаводкового захисту передбачає інтегроване управління паводковим стоком, яке в свою чергу включає наступні питання.

1. Попередження затоплень.
2. Захист від затоплень, готовність до можливого затоплення.
3. Невідкладні заходи.
4. Відновлення наслідків від затоплення [4].

Останніми трьома вищезазначеними проблемними питаннями займається кафедра гідротехнічного будівництва та гідравліки Національного університету водного господарства та природокористування (НУВГП, м. Рівне). Вона має дієву унікальну та найпотужнішу в Україні гідротехнічну лабораторію загальною площею 915 м<sup>2</sup>, інноваційні наукові розробки й може виконувати та виконує фізичне та математичне моделювання гідравлічних процесів і гідротехнічних споруд, у тому числі наукові дослідження з комплексного регулювання русел річок, оскільки.

**Сучасна водогосподарські проблеми та концепція протипаводкового захисту в Україні.** Найактуальнішими водогосподарськими проблемами в Україні на сьогодні є: захист від затоплення та підтоплення територій паводковими і повеневими водами; відновлення та розвиток гідромеліорації земель; забезпечення населення питною водою; відновлення та розвиток малої гідроенергетики; забезпечення надійної роботи існуючих гідротехнічних споруд.

На наш погляд, для ефективного вирішення глобальної і дуже актуальної проблеми – здійснення захисту територій від затоплення, необхідно поєднати зусилля спеціалістів, які працюють на Землі – гідротехніків, гідрологів, гідрогеологів та спеціалістів, які використовуючи спеціальне супутникове обладнання, здійснюють моніторинг Землі за допомогою дистанційного зондування (ДЗЗ), і спроможні прогнозувати стихійні лиха, в тому числі урагани, затоплення від річкових і прибережних повеней тощо.

Все більшого визнання набуває концепція, згідно з якою традиційні засоби протипаводкового захисту повинні використовувати в одночасному поєднанні з регулюванням паводкового стоку – здійснювати управління паводковим стоком, при цьому обов'язковими до використання виступають протипаводкові ємкості в поєднанні з регуляційними спорудами.

Протипаводкові ємкості в нормальних умовах це порожні ємкості, які заповнюються тільки під час паводків рідкої повторюваності та спрацювання заакумульованого об'єму здійснюється після проходження паводка. Досвід роботи таких споруд на Дністрі показує: необхідно щоби поріг водозабірних споруд влаштувати на відмітках, що відповідають витратам в річці з діапазоном забезпеченостей від 20% до 1%. Для цього необхідно обов'язково здійснювати лабораторну перевірку роботи таких споруд охопивши найширший прогнозований (але можливий під час експлуатації) діапазон витрат і рівнів високої води на предмет перевірки пропускної спроможності споруд.

У Європі регулювання паводкового стоку почали впроваджувати з ХІХ ст. Одним з перших захищених об'єктів було м. Відень. Вище міста по течії в межах пониженої частини річкової долини р. Дунай було побудовано сім басейнів з вимощенням їхнього ложа камінням, які виконували роль паводкозатримувальних ємкостей.

На сьогодні, сусідні з Україною країни Румунія та Угорщина, на які приходить відповідна доля Карпатських гір і гірських річок, тобто мають аналогічні умови з гірськими річками Українських Карпат а також проблеми з протипаводковим захистом, випереджують нас в плані будівництва протипаводкових ємкостей. Так, наприклад, в Угорщині в 2008 р. побудовано польдер «Циганд» (фото 1), а в 2014 року здано в експлуатацію найбільший паводкоакумулюючий польдер у Середній Європі (фото 2). Він розташований в межиріччі річок Самош-Красна. Польдер був реалізований в рамках програми «Подальший Розвиток Плану Вашаргелі» за фінансової підтримки ЄС.

Після проходження паводка в Прикарпатті у 2008р. спеціалісти знову звернулися до схем захисту з влаштуванням протипаводкових ємкостей, яку розпочинали впроваджувати вже двічі, у ХІХ і ХХ ст. На сьогодні, в період глобальних кліматичних змін, цей варіант є найперспективнішим і найреальнішим з точки зору забезпечення захисних функцій від шкідливої дії води, оскільки досвід роботи попередніх захисних схем підтверджує необхідність одночасного використання в захисній схемі класичних (систематичних) гідротехнічних і регуляційних споруд.



Фото 1. Водозабірні споруди протипаводкової акумулюючої ємкості «Циганд», Угорщина, 2008



Фото 2. Водозабірні споруди найбільшого протипаводкового акумулюючого польдера «Самош-Красна», Угорщина, 2014

Протипаводкові ємкості дозволяють значно знизити рівень води в річці на нижче розташованих ділянках при проходженні максимальних паводків завдяки розвантаженню частини паводкової витрати і акумуляції її на своїй площі, що суттєво зменшує небезпеку затоплення прилеглих земель та населених пунктів і руйнування регуляційних споруд. Для цього можна використовувати існуючі польдери або будувати нові спеціальні ємкості для акумуляції води під час проходження паводка.

Особливості роботи протипаводкових ємкостей пов'язані з відводом значних витрат води з річки при невеликих питомих витратах на водозливні водозабірні споруди. Зазвичай, боковий відвід води з річки істотно ускладнює умови роботи водозбору. Об'єми штучних ємкостей повинні бути достатніми для акумуляції розрахункових об'ємів води, а водозабірні споруди повинні забезпечити наповнення ємкостей за розрахунковий період часу.

Таким чином, концепція управління паводками полягає в тому, що до складу схеми протипаводкового комплексу повинні обов'язково входити протипаводкові ємкості та класичні (традиційні) регуляційні споруди – огорожувальні дамби, напівзагати, загати, донні пороги, поздовжнє укріплення.

В Закарпатській області в басейні р. Тиса заплановано створити 22 протипаводкові ємкості з загальною площею 152 кв. км і сумарною корисною ємністю 92 млн. куб. м. Будівництво однієї із них «Вари-Четфалва» завершують на р. Тиса в Берегівському районі (фото 3 і 4).



Фото. 3. Гідравлічні дослідження водозабірної (впускної) споруди польдера «Вари-Четфалва» і на р. Тиса в Закарпатській обл. (моделювання наповнення польдера в гідротехнічній лабораторії НУВГП)



Фото 4. План водовипускної споруди польдера «Вари-Четфалва» і на р. Тиса в Закарпатській обл. (реалізовано за рекомендаціями кафедри ГТБГ)

На річках Прикарпаття передбачено влаштувати 101 ємкість. Завершують будівництво трьох ємкостей у верхів'ях р. Дністер. На сьогодні введено в експлуатацію дві протипаводкові ємності у верхів'ї Дністра у Львівській області «Чайковичі» і «Тершаків», що при різких підняттях рівнів дозволяє накопичити близько 100 млн. куб. м. паводкового стоку та покращити умови проходження паводкових витрат нижче за течією у Львівській та Івано-Франківській областях.

**Обґрунтування необхідності будівництва акумулюючих ємкостей (на прикладі р. Дністер).** Річка Дністер бере свій початок на північних схилах Українських Карпат з джерела що витікає під горою на висоті 932 м над рівнем моря, яка називається Старе Поле, розташованої недалеко с. Вовче Турківського району Львівської області.

Нижче м. Старий Самбір р. Дністер утворює болотистий масив, відомий під назвою Великих Наддністрянських боліт, на заході бере початок в межиріччі річок Стрв'яж і Дністер, на сході він примикає до болотистих масивів, розтягнутих вздовж річок Бистриця та Тисмениця. Територія зазначеного болотистого масиву

розташована на території Самбірського, Дрогобицького та Городецького районів Львівської області.

По контуру болотистого масиву розташовано біля 30 населених пунктів, більшість з яких потерпає від затоплення під час проходження весняних і літніх дощових паводків. Таким чином, народне господарство цих

районів, особливо, сільське господарство, зазнає значних збитків від затоплення територій паводковими водами.

Спробу забезпечити надійний захист території від високих паводкових вод з використанням протипаводкових (акумуляюючих) водойм на зазначеній ділянці верхнього Дністра розпочинали впроваджували двічі, у XIX і XX ст., але цю проблему за різних причин так і не було вирішено [5].

За результатами спостережень на території водозбірного басейну Дністра за період в 100 років (з 1911 по 2012 рр.) пройшло 15 паводків з катастрофічними наслідками: в 1911, 1929, 1941, 1952, 1955, 1969, 1974, 1980, 1989, 1997, 1998, 1999, 2001, 2002, 2008 роках.

Паводок, який пройшов у Прикарпатті 23-27 липня 2008 р. завдав значних збитків народному господарству України, він характеризується катастрофічними наслідками і, на жаль, не обійшлося без людських жертв. За оцінкою спеціалістів прямі збитки від липневого паводка 2008р. складають біля 6 млрд. гривень, тільки в Львівській області понад 340 млн. гривень [6].

Для ліквідації наслідків паводка 2008 р. та попередження в подальшому катастрофічним проявам водної стихії було розроблено «Державну цільову програму комплексного протипаводкового захисту в басейнах річок Дністра, Пруту та Сірету» [6] і «Схему» до цієї програми, в якій використано кращий світовий та вітчизняний досвід проектування споруд протипаводкового захисту з використанням теорії гідроморфологічного моніторингу річок [7;8;9]. Метою цієї Програми було створення в басейнах Дністра, Прута та Сірета комплексу захисних, регуляційних гідротехнічних й інших інженерних споруд для забезпечення захисту населених пунктів, територій сільськогосподарських угідь і виробничих об'єктів від затоплення високими паводковими водами, мінімізації збитків та створення нормальних умов для життєдіяльності населення. Програма розрахована на 17 років. Дію Програми розпочато в 2009 році. Загальний обсяг фінансування заходів Програми складає 31317 млн. грн, у тому числі заходи Держводагенства України – 24183,4 млн. гривень [6].

У Львівській області першочерговими заходами в реалізації цієї програми було заплановано будівництво трьох акумуляюючих ємкостей для трансформації паводкового стоку р. Дністер: «Чайковичі» (55 млн. кубічних метрів), «Мости» (57 млн. кубічних метрів), «Тершаків» (50 млн. кубічних метрів).

Першу з них, ємкість «Тершаків», було побудовано на р. Бистриця біля с. Тершаків (це найнебезпечніше місце під час проходження паводків, оскільки тут стікаються аж 4 річки – Дністер (основна річка), Верищиця – ліва притока Дністра, Бистриця і Тисмениця – праві притоки Дністра). Завершено будівництво ємкості «Чайковичі» (вона буде акумуляувати 55 млн. м<sup>3</sup>, що дозволить понизити рівень води на 0,7м і захищатиме більше 10 тисяч



гектарів землі) (фото 6). На стадії завершення об'єкт у Мостах, (він акумулюватиме 57 млн. м<sup>3</sup>). У підсумку три ємкості зможуть акумулювати 162 млн. м<sup>3</sup> води. Під час піку паводка це дозволить знизити рівень води у р. Дністер (в районі с. Ліпиці) на 2,21 м , що дозволить захистити від підтоплення 30 тис. га території, 25 населених пунктів, позитивно вплине на проходження наступних паводків та зменшить ризик затоплення територій наступними паводками, розташованих нижче за течією та в сусідніх областях.



Фото 5. Гідравлічні дослідження бокового водозабору протипаводкової ємкості на р. Бистриця біля с. Тершаків у Львівській обл.



Фото 6. Боковий автоматичний водозабір протипаводкової акумулюючої ємкості «Чайковичі» на р. Дністер у Львівській обл. (реалізовано за рекомендаціями кафедри ГТБГ)

Кафедра ГТБГ брала активну участь в лабораторних (модельних) дослідженнях водопропускних споруд акумулюючих ємкостей і польдерів, що проектують на річках Українських Карпат (фото 5). Поеднання фізичного і математичного моделювання споруд дає найвирогідніші прогностні результати щодо майбутньої роботи споруд запропонованих захисних схем. Рекомендації, отримані за результатами досліджень були враховані спеціалістами під час проектування та будівництва протипаводкових споруд.

Іншим науковим напрямком кафедри ГТБГ щодо регулювання русел і захисту їх від водної ерозії це стабілізація русел, природній баланс яких порушено внаслідок антропогенного впливу (фото 7 і 8), [10].





Фото 7. Гідравлічні дослідження донних порогів для стабілізації русла р. Дністер в межах м. Старий Самбір Львівської обл.



Фото 8. Донні пороги, побудовані на р. Дністер в м. Старий Самбір Львівської обл. (за рекомендаціями кафедри ГТБГ)

### Висновки

1. В світлі розвитку **інтегрованого управління паводками** (ІУП), метою якого є об'єднання розвитку земельних і водних ресурсів запропонована схема регулювання верхнього Дністра повністю відповідає підходам і положенням цього процесу. Головною своєю метою ІУП є мінімізація збитків від паводків з одночасним максимальним використанням заплавлених територій.

2. За допомогою схеми, яка включає протипаводкові ємкості та традиційні регуляційні споруди можна гарантувати надійний захист територій від затоплення. Реалізація такої схеми є економічно доцільним і технологічно логічним, оскільки влаштовують ємкості у верхів'ї річки, яке вважають паводконебезпечною зоною, що дозволить регулювати паводковий водний потік на початку його формування і не допустити його на нижче розташовані території.

3. Використання протипаводкових ємкостей вирішує і екологічну проблему, яка полягає в тому що дозволяє забезпечити екологічну складову природного процесу – залишити на конкретній території об'єм води, яка їй належний, а не відправляти його чим скоріше від цієї території, і тим самим забезпечити поповнення водою підземних вод та підвищення їх горизонтів на конкретній території.

4. Протипаводкові ємкості також можуть бути використані в якості резервних басейнів для накопичення і зберігання прісної (питної) води, яку можна використовувати в засушливі періоди року.

5. Запропоновані схеми протипаводкового захисту є складними. Тому для перевірки їх майбутньої роботи споруд такої схеми необхідно обов'язково виконувати гідравлічне моделювання, як метод прогнозування роботи споруд під час проходження паводка або повені.

6. У 2014 р під час інтенсивних дощів і підняття рівнів води в р. Дністер спрацювала протипаводкова ємність «Тершаків» у Львівській області, що дало змогу заакумулювати понад **21 млн. м<sup>3</sup>** паводкового стоку, чим було забезпечено захист **20 населених пунктів**. Цим доведено ефективність використання такої схеми протипаводкового захисту.

### Список літератури

1. *Воєйков О.І.* Клімат земної кулі, особливо Росії. СПб., 1884.
2. *Гинко С.С.* Катастрофы на берегах рек. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. 128 с.
3. *Нежиховский Р.А.* Наводнения на реках и озерах. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 184с.
4. *Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЕС.*
5. *Якушев А.І., Швартау В.Р., Шинкарук Л.А., Хлапук М.М.* Протипаводковий захист на ділянці верхнього Дністра: історія, проблеми, шляхи їх вирішення // Водне господарство України. 2013. № 2 (104). С.12-18.
6. *Державна цільова програма комплексного протипаводкового захисту в басейнах річок Дністра, Пруту та Сірету // Постанова Кабінету Міністрів України № 1151 від 27 грудня 2008 року.* 11 с.
7. *Шинкарук Л.А., Хлапук М.М., Якушев А.І., Біскуб П.І.* Гідроморфологічний моніторинг р. Прут у межах м. Чернівці // Водне господарство України. 2010. № 6. С.8-14.
8. *Шинкарук Л.А., Хлапук М.М., Якушев А.І.* Гідроморфологічний моніторинг і регулювання р. Дністер в межах м. Старий Самбір // Водне господарство України. 2011. № 2. С.41-47.
9. *Шинкарук Л.А., Хлапук М.М., Щодро О.Є., Якушев А.І.* Гідроморфологічний моніторинг р. Тиса на ділянці Королево – Вилок в Закарпатській області // Водне господарство України. 2012. № 2. С.8-15.
10. *Хлапук М.М., Шинкарук Л.А., Ясінська Л.Р.* Дослідження впливу донних порогів на структуру водного потоку перед ними на передгірських ділянках річок // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Теорія і практика будівництва, №755. Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2013. С. 449-456.

*Стаття надійшла до редакції 1.12.17*

А.Д. ЮРКОВ,  
ТОВ «ПОБІ ВОТЕР ІНЖИНІРИНГ»  
Е.В. ЮРКОВ, кандидат технических наук  
Г.М. КОЧЕТОВ, доктор технических наук  
Киевский национальный университет строительства и архитектуры

## СПОСОБЫ СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ СУЩЕСТВУЮЩИХ МЕТОДОВ ОБЕЗЖЕЛЕЗИВАНИЯ ВОДЫ

*Виконана оцінка методів знезалізнення води з використанням аерації та лугомістких реагентів (недовипаленого доміту та бруситу). Наводяться дані по знезалізненню води з підвищеною кислотністю із застосуванням бруситу для коригування величини рН.*

**Ключові слова:** знезалізнення води, рН, доломіт, брусит, фільтр.

*Проведена оцінка методів обезжелезивания воды с использованием аэрации и щелочесодержащих реагентов (недообожженного доломита и брусита). Приводятся данные по обезжелезиванию воды с повышенной кислотностью с применением брусита для корректировки величины рН.*

**Ключевые слова:** обезжелезивание воды, рН, доломит, брусит, фильтр.

*Assessment of water deferrization methods using aeration and alkaline-containing reagents (half roasted dolomite and brusite). Data on water deferrization at below normal acidity with adjustment of pH value, using brucite reagents are given.*

**Key words:** deferrization, pH, dolomite, brusite, filter.

На сегодняшний день известно, что наибольшее распространение для обезжелезивания подземных вод получил метод упрощенной аэрации, предполагающий достаточным излив из трубы в карман фильтра с последующей фильтрацией через слой фильтрующей загрузки и рекомендуемый при содержании общего железа до 10 мг/л и рН не менее 6,8 [9,121]. Как показала практика, во многих случаях рН забираемой воды из подземных источников не превышает значений 6,2...6,5, а присутствие в воде органических веществ при рН 7,2...7,5 упрощенная аэрация не обеспечивает необходимого эффекта обезжелезивания воды до нормативных значений (0,2 мг/л).

Исходя из указанного выше, целью настоящей работы является проведение серии натурных экспериментов, а также разработка способов технологического усовершенствования традиционных методов обезжелезивания воды для достижения необходимых ПДК железа в подземной воде.

На основании опыта длительной эксплуатации установок по обезжелезиванию рекомендуются ниже изложенные варианты установок для водоснабжения поселков, отдельных предприятий с водопотреблением до 400...500 м<sup>3</sup>/сут. Данные установки разработаны на базе башен Рожновского с использованием аэрационных устройств в виде гидродинамического кавитатора и форсунок, обеспечивающих не только диспергирование поступающей исходной

воды, но и получение атомарного кислорода, обладающего высокой окислительной способностью. В качестве фильтрующего материала используется кварцевый песок, плавающая загрузка, цеолит, обладающий сорбционными свойствами, а также каталитическая загрузка, позволяющая сократить время зарядки фильтра [1].

При использовании водонапорных башен, устанавливаемых на металлических, кирпичных и железобетонных опорах, используются установки оснащенные гидродинамическим кавитатором с электронагревателем с выносными напорными фильтрами, которые размещены в отдельных помещениях [2]. Сорбционная способность хлопьев гидроксида железа, относительно ионов двухвалентного железа, использована в установке обезжелезивания воды с использованием слоя взвешенного осадка, образуемого за счет гидравлических условий движения воды в стволе башни. Принцип использования взвешенного слоя гидроксида железа для удаления ионов двухвалентного железа нашел также свое применение в установке с использованием, в качестве фильтрующего материала, плавающей загрузки [3]. Для увеличения производительности установки башенного типа, а также обеспечения её непрерывной работы при промывке загрузки, была разработана установка с двухсекционным фильтром [4].

Обезжелезивание воды с использованием озона и упрощенной аэрации было применено на станции производительностью 10000 м<sup>3</sup>/сут в г. Обухов. Эксплуатация данной станции показала, что озонаторная не обеспечивала необходимого окисления железа из-за больших потерь озона в контактных камерах барбатажного типа, при производительности озонаторной по озону 2,2 кг/час и потреблении 16 кВт для производства 1,0 кг озона, расход электроэнергии в сутки составлял 844,8 кВт. Для интенсификации процесса окисления двухвалентного железа была применена усиленная аэрация за счет применения низконапорных форсунок, обеспечивающих необходимое насыщение воды кислородом [5].

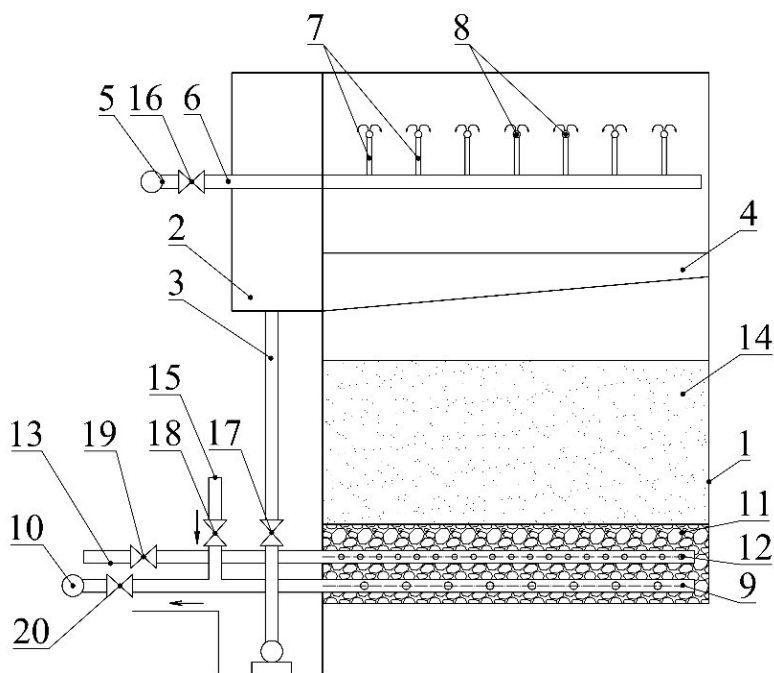


Рис.1. Принципиальная схема фильтра для обезжелезивания воды (обозначения в тексте)

Обработка воды осуществляется следующим образом (рис.1): исходная вода, при открытой задвижке 16, по подающей трубе 5 и распределительному трубопроводу 6, поступает на разбрызгивающие форсунки 8, размещенные над уровнем воды в фильтре. С помощью форсунок происходит диспергирование воды в виде капель, при этом выделяется углекислота. Обрабатываемая вода насыщается кислородом, увеличивается рН воды, что создает оптимальные условия для окисления двухвалентного железа с образованием трехвалентного в виде хлопьев бурого цвета. При фильтровании воды хлопья задерживаются фильтрующей загрузкой 14. Очищенная вода проходит через поддерживающие слои 11, дренаж 9 и по трубопроводу 10 поступает в резервуар чистой воды. Станция обезжелезивания после модернизации эксплуатируется с 01.09.2005 г.

Традиционно, для корректировки рН воды используются нейтрализующие вещества, такие как щелочь, гашеная известь, кальцинированная сода, известняк и другие щелочные реагенты. Однако применение данных реагентов требует использование двухступенчатой очистки воды с громоздким реагентным хозяйством (смесители, камера реакции, отстойники, фильтры). Такое устаревшее и нерациональное технологическое решение не удовлетворяет требования служб эксплуатации, однако для корректировки рН воды, всё большее распространение начинает получать брусит, природный минерал класса гидроксидов  $Mg(OH)_2$ . Согласно натурным экспериментам, эффективность использования брусита, была проверена на станции очистки воды поселка Полесье в Житомирской обл., при исходной концентрации железа в пределах 3,5...8,8 мг/л, значения рН составляло 6,2...6,5 и это при общей жесткости 1,45...1,5 мг-экв/л. Показатели качества воды после обработки с использованием брусита были следующие: содержание железа 0,2 мг/л, значение рН 7,2, общая жесткость 2,95...3,4 мг-экв/л. Для определения концентрации железа в воде применялся фотометрический метод.

В 2016 г. была введена в эксплуатацию станция очистки воды поселка Садки в Житомирской обл. по удалению железа концентрацией 4,74 мг/л, марганца 0,56 мг/л при значениях рН 6,56 и общей жесткости 3,0 мг-экв /л. В состав станции входили башня Рожновского, блок очистки воды с размещенным в ней биореактором с плавающей загрузкой, фильтр с цеолитовой загрузкой и два модуля сорбционной очистки с бруситом. Обработанная вода имела следующие показатели: содержание железа 0,2 мг/л, марганца 0,03 мг/л, значение рН 6,98, жесткость 3,4 мг-экв/л.

Сдерживающим фактором для широкого использования брусита в технологических процессах очистки воды в Украине является отсутствие его месторождений в стране, так как большие запасы его размещены в России, США и Китае. Заменой брусита для проведения многих технологических процессов может являться недообоженный доломит, в состав которого входит  $MgO$  и  $CaO$ . Фильтрующе-сорбционный материал на основе доломита был получен при помощи его термообработки при температуре 750...850°C в течение 1,5...2,0 час [6].

Для решения проблемы обезжелезивания воды и усовершенствования существующей технологии подщелачивания, были

проведенные обширные исследования недообоженного доломита для корректировки pH воды, удаления железа и марганца из воды, а также минерализации воды с недостаточным содержанием кальция и магния. Результаты исследований позволили МОЗ Украины утвердить технические условия на его применение для очистки воды ТУ У 14.1 -02070909-001:2011 "Недовипалений роздрібнений доломіт. Технічні умови" код за ДКПП: 14.12.20.500. В результате проведенных работ показано возможность и целесообразность использования недообоженного доломита и брусита в технологии обезжелезивания подземной воды при невысоких значениях pH и малой минерализации.

### **Список литературы**

1. Юрков Е.В., Юрков В.Е. обезжелезивание подземных вод на локальных установках небольшой производительности. Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. Випуск 6. К.:КНУБА, 2006. С.33-39.

2. Патент України «Установка для знезалізнювання води» № 30904, 17.11.2003, Бюл. № 11.

3. Патент України «Установка для знезалізнювання води» № 54545, 17.03.2003, Бюл. №3.

4. Патент України «Установка для знезалізнювання води» № 95002, 25.06.2011, Бюл. №12

5. Патент України «Фільтр для знезалізнювання води» №82394, 10.04.2008, Бюл. №7

6. Патент України «Спосіб отримання фільтруючого матеріалу» № 51616, 26.07.2010, Бюл. № 14.

7. Патент України «Спосіб очистки води від іонів двохвалентного заліза» № 33827 А, 15.02 2001. Бюл. №1

8. Патент України «Установка для знезалізнювання води» № 93101, 10.01.2011, Бюл. №1.

9. ДБН В.2.5-74:2013 Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. Київ: Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, 2013.

*Стаття надійшла до редакції 28.11.17*

В.О. ЮРЧЕНКО, доктор технічних наук  
О.С. ЛЕБЕДЄВА, кандидат технічних наук  
Харківський національний університет будівництва та архітектури  
О.В. БРИГАДА, кандидат технічних наук  
Національний університет цивільного захисту України  
ІВАНІН П.С.  
Харківський національний університет будівництва та архітектури,

## ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ СПОРУД ВОДОВІДВЕДЕННЯ

*Встановлено, що процеси мікробіологічної сульфатредукції, які утворюють  $H_2S$  в каналізаційних мережах, відбуваються переважно в біоплівці, іммобілізованій в лотковій частині трубопроводів. Розроблено метод визначення середньорічної концентрації  $H_2S$  в атмосфері каналізаційних мереж. Запропоновано методуку визначення класу екологічної небезпеки та експлуатаційної надійності окремої шахти/колодязя каналізаційних мереж.*

**Ключові слова:** каналізаційні мережі, сірководень, експлуатаційна надійність, екологічна безпека, середньорічна концентрація сірководню, моніторинг.

*Установлено, что процессы микробиологической сульфатредукции, которые образуют  $H_2S$  в канализационных сетях, происходят преимущественно в биопленке, иммобилизованной в лотковой части трубопроводов. Разработан метод определения среднегодовой концентрации  $H_2S$  в атмосфере канализационных сетей. Предложена методика определения класса опасности и эксплуатационной надежности отдельной шахты/колодца канализационных сетей.*

**Ключевые слова:** канализационные сети, сероводород, эксплуатационная надежность, экологическая безопасность, среднегодовая концентрация сероводорода, мониторинг.

*It was determined that microbiological sulfatereduction processes that form  $H_2S$  in sewerage networks occur predominantly in a biofilm immobilized in the trap of the pipelines. There was developed a method of determination of average annual  $H_2S$  concentration in the sewerage networks atmosphere. There was proposed a method of determination of the environmental hazard class and operational reliability of a separate shaft/wells of sewerage networks.*

**Keywords:** sewerage networks, hydrogen sulfide, operational reliability, environmental safety, average annual concentration of hydrogen sulfide, monitoring.

**Вступ.** Каналізаційні мережі (КМ) та споруди очистки стічних вод є джерелами викидів ряду екологічно небезпечних, токсичних та маючих неприємних запах сполук – сірководню, меркаптану, метилмеркаптану, оксидів азоту, аміаку та ін. Особливу екологічну небезпеку за кратністю перевищення гранично-допустимих концентрацій (ГДК) в газоподібних викидах з КМ створює сірководень (речовина 2 класу небезпеки). Він до того ж ініціює розвиток на склепіневій частині бетонних трубопроводів біогенної сірчаноокисlotної корозії, яка кардинально зменшує експлуатаційну довговічність цих об'єктів. Маса сірководню, який надходить з КМ в міську атмосферу за рік, досягає 2,9...19,0 т, що можна порівняти з викидами промислових підприємств [1, 56; 2, 103]. Загазовані мережі часто є причиною нещасних випадків (отруєння сірководнем) обслуговуючого персоналу, а численні випадки біогенної сірчаноокисlotної корозії колекторів каналізації, яку ініціює накопичений в підсклепінєвому просторі сірководень, в короткі терміни (4-10 років) здатне зруйнувати сотні тонн залізобетонних конструкцій.

Сірководень утворюється в стічних водах, що транспортуються каналізаційними мережами, внаслідок мікробіологічної сульфатредукції – відновлення сульфатів протонами органічних сполук, потім елюює в газоповітряне середовище підсклепінєвого простору трубопроводів, а з нього – в міську атмосферу [2, 22; 6, 42; 7, 50; 8, 7; 9, 99; 10, 19]. Служби експлуатації КМ потребують ефективної системи моніторингу, прогнозу та кількісного визначення концентрації сірководню в мережах для об'єктивної оцінки стану експлуатаційної надійності та екологічної безпеки окремих ділянок [2, 10; 5, 114; 8, 47].

Мета роботи – розробка методу об'єктивної оцінки усередненої концентрації сірководню в підсклепінєвому просторі КМ та системи моніторингу їх екологічної безпеки.

**Об'єкти та методи досліджень.** Експериментальні дослідження проводили в лабораторних умовах (моделювання процесів в лотковій частині каналізаційних трубопроводів) та на ділянках каналізаційних мереж м. Харкова.

Вимірювання концентрації сірководню в стічних водах, що транспортуються мережами, виконували по нормативним вимогам фотокolorиметрично при взаємодії сірководню з сірчаноокислю сіллю діметілпарафенілендіаміна в присутності хлорного заліза [3, 911]. Мікробіологічні показники - концентрацію сапрофітів, гнильних бактерій, сульфатредукуючих, автотрофних тіонових (окислювальних  $S^{2-}$  та  $S^0$ ) та міксотрофних тіонових, встановлювали за методиками, рекомендованими [4, 100].



Вимірювання концентрації сірководню в атмосфері підсклепінневого простору проводили за допомогою трьох газоаналізаторів: УГ-2, «Дозор», шахтного інтерферометра ШІ-11. Корозійні процеси в залізобетонних трубопроводах водовідведення досліджували в натурних умовах за допомогою корозиметра бетону – розробленого для оперативного неруйнуючого контролю стану залізобетонних споруд водовідведення [6, 43; 8, 52]. Пристрій дозволяє оперативно вимірювати рН конденсатної вологи на бетоні і з допомогою розроблених програм розраховувати швидкість корозії бетонних споруд. Корозиметр бетону сертифіковано в Національному науковому центрі «Інститут метрології» (м. Харків), № свідоцтва 5682. Для аналізу й статистичної обробки отриманих даних й при електронному картографуванні використовували програми Excel, MathCAD, Corel Draw.

**Результати та обговорення.** У водному середовищі споруд водовідведення можна виділити дві екологічні ніші:

– стічні води, що транспортуються. Видовий склад мікроорганізмів цієї ніші коливається в широких межах, так як і співвідношення між різними мікробними популяціями;

– біоплівки, іммобілізовані на поверхні лотка і, внаслідок цього, що розвиваються у відносно більш стабільних умовах. Видовий склад цієї ніші більш постійний, саме ця ніша обумовлює домінуючі мікробіологічні перетворення компонентів стічних вод.

Порівняльні показники чисельності мікроорганізмів циклу сірки в стічних водах і біоплівці, встановлені при мікробіологічних дослідженнях, представлені в табл.1.

Таблиця 1

**Чисельність мікроорганізмів кругобігів сірки в водних середовищах в лотковій частини колекторів**

Мікробіоценози	Сапрофіти	Гнильні	Сульфатредукуючі	Тіонові
Стічних вод* в кол. 2	$2 \cdot 10^7$	$0,5 \cdot 10^7$	$0,5 \cdot 10^5$	10
Кол. 3	$3,0 \cdot 10^7$	$10^7$	$10^4$	$10^2$
Кол. 4	$10^6$	$10^5$	$10^5$	10
Кол. 5	$10^5$	$10^3$	$10^3$	0
Біоплівки** донної поверхні (лаб. мод.)	$(7,5 \dots 11,2) \cdot 10^7$	$(2,0 \dots 5,9) \cdot 10^6$	$(1,0 \dots 12) \cdot 10^8$	$0 \dots 10^2$

Умовні позначення \* – кл/см<sup>3</sup>, \*\* – кл/г сух. речовини

Як видно, в стічних водах серед мікроорганізмів, що трансформують сірку, найбільш активно розвивалися гнильні бактерії і бактерії відновного етапу циклу сірки – сульфатредуктори. Тіонові бактерії, що окислюють відновлені сполуки сірки, в стічних водах розвивалися вкрай слабо. При інкубації проб стічних вод в лабораторії (в фізико-хімічних умовах,

аналогічних умовам на обстежених ділянках колекторів) сульфатредукція не відбувається. Цей результат узгоджується з даними зарубіжних авторів, які вважають, що процес активного утворення  $H_2S$  та інших газоподібних сполук в спорудах водовідведення обумовлений життєдіяльністю мікроорганізмів, що розвиваються не в водній товщі, а в осадах або біоплівці, які утворюються в лотковій частині трубопроводів. Іммобілізовані на поверхні лотка мікробіоценози, які формуються шляхом автоселекції у відносно стабільних фізико-хімічних умовах, можна розглядати як специфічні або "аборигенні" для екосистем каналізаційних трубопроводів. Іммобілізовані мікробіоценози мають більш стабільний склад і стійкі доміанти, а також мають ряд переваг для виживання в порівнянні з вільноплаваючими. Як видно з даних табл. 1, на відміну від водної фази в іммобілізованому мікробіоценозі стійко домінують сульфатредукуючі бактерії. До того ж в донних відкладеннях Eh нижче, ніж у водній товщі, і більш сприятливий для такого облігатно анаеробного процесу як сульфатредукція. Таким чином, анаеробні мікробіологічні процеси, що утворюють  $H_2S$ , відбуваються переважно в біоплівці або осадах, іммобілізованих в донній частині лотка. Картографування КМ м. Харкова за вмістом  $H_2S$  в стічних водах представлено на рис.1.

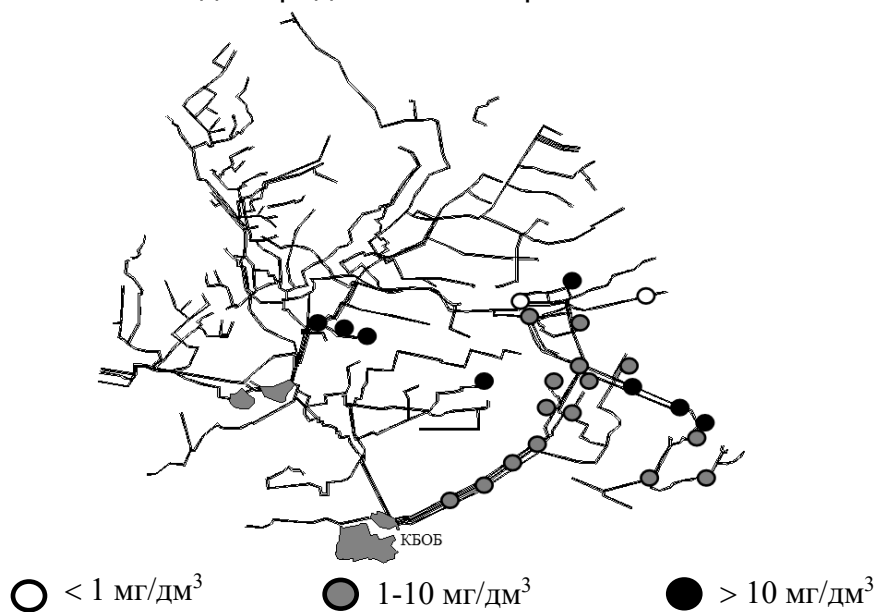


Рис. 1. Концентрація сірководню в стічних водах КМ м. Харкова

Як свідчать дані спостережень, концентрація сірководню в атмосфері підсклепіневого простору трубопроводів, значно змінюється не тільки протягом року, але й протягом доби (рис. 2).

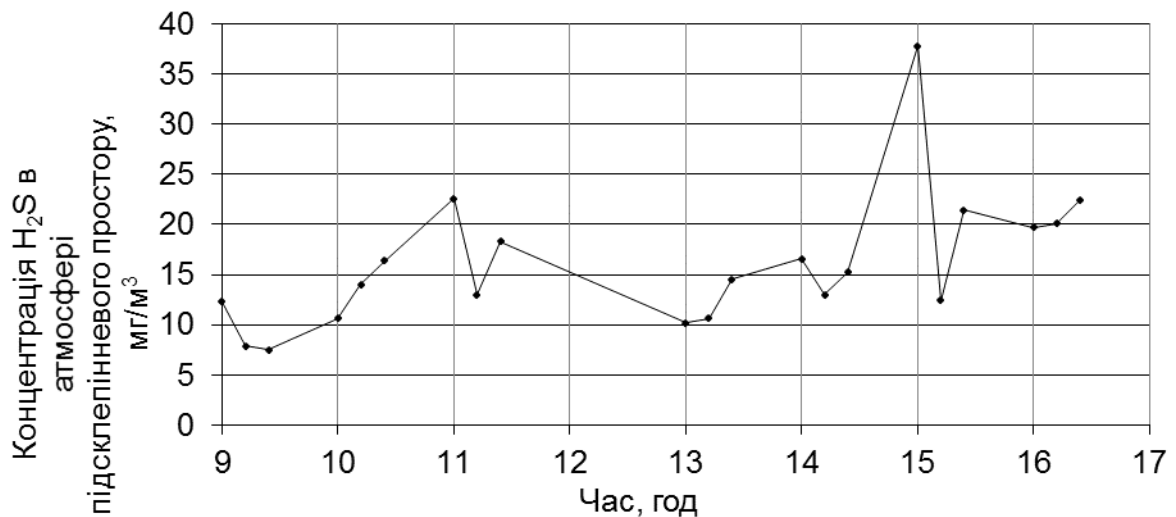


Рис. 2. Добові зміни концентрації сірководню в атмосфері підсклепінневого простору колектору

Так, протягом 6 год концентрація сірководню в атмосфері підсклепінневого простору колектору змінювалася від 7,9 до 37,8 мг/м<sup>3</sup>. Таким чином, поодинокі вимірювання концентрації сірководню в атмосфері трубопроводів водовідведення, що виконуються 1-2 рази на квартал, не відображають реальної ситуації накопичення сірководню на окремих ділянках, а, отже і концентрації сірководню в газоподібних викидах з КМ.

Пропонований метод розрахунку очікуваної концентрації H<sub>2</sub>S ( $C_{\text{A H}_2\text{S}}$ ) в атмосфері підсклепінневого простору залізобетонних каналізаційних трубопроводів, осередненої за великий проміжок часу (рік), базується на наступних положеннях:

- виміри, проведені за допомогою корозиметра бетону на бетоні, який уражений біогенною сірчаною кислотою, дозволяють визначити швидкість корозії ( $V_{\text{кор.}}$ ) й об'єм прокородованого бетону ( $V_{\text{прокор.}}$ );
- маса прокородованого бетону пропорційна масі цементу ( $m_{\text{ц}}$ ), а в ньому масі цементних гідратів ( $m_{\text{CaO}}$ ), що прореагували з сірчаною кислотою, яка впливала на бетон протягом визначеного часу;
- весь сірководень ( $m_{\text{H}_2\text{S}}$ ), що перейшов з атмосфери підсклепінневого простору в плівкову вологу на склепінні окислюється у сірчану кислоту (частина якої реагує з цементними гідратами і дифундує в товщу бетону  $m_{\text{H}_2\text{S}}^{\text{диф.}}$ , а інша частина стікає склепінням в лоткову частину трубопроводу);
- потік сірководню на склепіння ( $Q_{\text{H}_2\text{S}}$ ) пропорційний його концентрації в атмосфері підсклепінневого простору.

Алгоритм розрахунку очікуваної концентрації сірководню в атмосфері підсклепінневого простору залізобетонних каналізаційних трубопроводів, осередненої за великий проміжок часу, у вигляді схеми наведено на рис. 3.

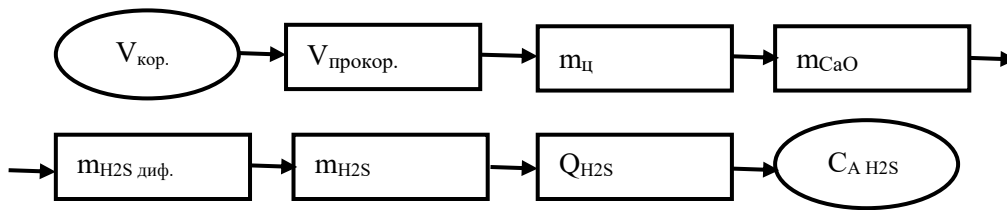


Рис. 3. Алгоритм розрахунку очікуваної концентрації сірководню в атмосфері підсклепінного простору

Очікувану середньорічну концентрацію сірководню в атмосфері підсклепінного простору залізобетонних каналізаційних трубопроводів визначали за наступною підсумковою формулою (1):

$$C_{\text{АН}_2\text{S}} = \frac{V_{\text{кор}} \cdot S_{\text{підск.пр.}} \cdot M_{\text{H}_2\text{S}} \cdot m_{\text{цпит}} \cdot \frac{p \cdot a \cdot b}{c \cdot k}}{M_{\text{CaO}} W_A \cdot \beta}, \quad (1)$$

де  $V_{\text{кор}}$  – швидкість корозії бетону, мм/рік;  $S_{\text{підск.пр.}}$  - площа підсклепінного простору колектору,  $\text{м}^2$ ;  $M_{\text{H}_2\text{S}}$  і  $M_{\text{CaO}}$  – молекулярні маси  $\text{H}_2\text{S}$  і оксиду кальцію відповідно, кг;  $m_{\text{цпит}}$  – маса цементу, що необхідна для приготування  $1 \text{ м}^3$  бетону, кг;  $W_A$  – об'єм атмосфери підсклепінного простору,  $\text{м}^3$ ;  $\beta$  – коефіцієнт масопереносу  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{дїб}^{-1}$ ;  $p$  – частка  $\text{CaO}$  в цементі, що вступила в реакцію з  $\text{H}_2\text{SO}_4$  на конкретній ділянці каналізаційного трубопроводу, долі, 0,6;  $a$  – перерахунковий коефіцієнт  $\text{кг/мг}$ ,  $10^6$ ;  $b$  – коефіцієнт, який враховує стікання частини  $\text{H}_2\text{SO}_4$  зі стін колектору в стічну воду, 1,2;  $c$  – перерахунковий коефіцієнт  $\text{рік/дїб}$ , 365;  $k$  – перерахунковий коефіцієнт  $\text{мм/м}$ , 1000.

Результати розрахунку концентрації  $\text{H}_2\text{S}$  в атмосфері ділянок каналізаційної мережі з допомогою розробленого методу представлено в табл. 2. Для оцінки їх відповідності реальній концентрації сірководню в атмосфері підсклепінного простору наведено середньорічні дані інструментального вимірювання цього показника (табл. 2).

Таблиця 2

**Результати розрахунків концентрації сірководню в атмосфері підсклепінного простору каналізаційних трубопроводів за розробленим методом**

Ділянка відбору проби	Середньорічна концен-трація $\text{H}_2\text{S}$ за даними хімічного аналізу, $\text{мг/м}^3$	Концентрація $\text{H}_2\text{S}$ ( $\text{мг/м}^3$ ), розрахована за розробленим методом	Відхилення від даних хімічного аналізу, %
Шахта № 1	198,0	209,0	7,78
Шахта №2	20,0	17,5	1,77
Шахта №3	30,6	33,2	1,84
Шахта №4	10,5	12,5	1,41
Шахта №5	62,4	60,1	1,63
Шахта №6	239,7	251,0	7,99

Як видно, використання корозиметра бетону дозволяє достатньо точно оцінити середньорічну концентрацію сірководню в атмосфері підсклепіневого простору залізобетонних каналізаційних трубопроводів, не вимагаючи при цьому вимірювання великої кількості параметрів.

Пропонована методика визначення класу екологічної небезпеки та експлуатаційної надійності окремої шахти/колодязя каналізаційних мереж базується на 4-ступеному ранжуванні кількісних характеристик 6 показників, що контролюються (табл.3).

Таблиця 3

**Визначення класу екологічної небезпеки контрольної шахти/колодязя каналізаційних мереж**

Показник	Клас			
	I	II	III	IV
Відстань до житлової забудови, м	≤ 50	100	150	≥ 150
Швидкість корозії, мм/рік	>10	5...10	1...5	< 1
Глибина дифузії біогенної H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , мм	≥ 50	20...50	10...20	1...10
Концентрація H <sub>2</sub> S в атмосфері підсклепіневого простору колектора, мг/м <sup>3</sup>	>100	50...100	10...50	1...10
Концентрація H <sub>2</sub> S на виході з шахти, мг/м <sup>3</sup>	≥ 10	5...10	1...5	0,1...1
Концентрація H <sub>2</sub> S в стічній воді, мг/дм <sup>3</sup>	≥ 30	10...30	1...10	< 1

Створена комп'ютерна програма «Моніторинг газоподібних викидів з каналізаційних мереж» дозволяє візуалізувати ділянки мережі, що цікавить користувача, з усіма характеризуючими їх екологічними і експлуатаційними параметрами, встановлювати на підставі оброблених даних пріоритетність об'єктів водовідвідної мережі, де необхідне впровадження природоохоронних заходів, прогнозувати їх аварійність і експлуатаційну надійність та ін.

**Висновки**

1. Експериментально встановлено, що процеси мікробіологічної сульфатредукції, що утворюють H<sub>2</sub>S, відбуваються переважно в біоплівці, іммобілізованій в донній частині лотка каналізаційних трубопроводів.
2. Концентрація H<sub>2</sub>S в атмосфері КМ протягом доби може коливатися приблизно на 400 %.
3. На підставі даних експериментальних досліджень розроблено метод визначення середньорічної концентрації H<sub>2</sub>S в атмосфері КМ.
4. Запропоновано методику визначення класу екологічної небезпеки та експлуатаційної надійності окремої шахти/колодязя КМ, яка базується на 4-ступеновому ранжуванні кількісних характеристик 6 показників, що контролюються.

### Список літератури

1. *Гончаренко Д.Ф.* Эксплуатация, ремонт и восстановление сетей водоотведения: Монография / Д.Ф. Гончаренко. Харьков: Консум, 2008. 400 с.
2. *Дрозд Г.Я.* Канализационные трубопроводы: надежность, диагностика, санация / Г.Я. Дрозд, Н.И. Зотов, В.Н. Маслак. Донецк: ИЭП НАН Украины, 2008. 260 с.
3. *Унифицированные* методы исследования качества вод. Методы химического анализа вод. М.: СЭВ, 1987. 662 с.
4. *Звягинцев Д.Г.* Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во МГУ, 1989. 224 с.
5. *Greenhouse Gas (GHG) Emissions from Urban Wastewater System: Future Assessment Framework and Methodology* / [A. A. Listowski, H. H. Ngo, W. S. Guo та ін.]. // Journal of Water Sustainability. 2011. №1. С. 113–125.
6. *Методы* предотвращения распространения неприятных запахов от сооружений канализации / [А. Н. Пахомов, А. Р. Агевнин, Д. А. Данилович та ін.]. // Водоснабжение и санитарная техника. 2006. №11. С. 40–47.
7. *Юрченко В.А.* Развитие научно-технологических основ эксплуатации сооружений канализации в условиях биохимического окисления неорганических соединений: дисс. докт. техн. наук: 05.23.04 / Юрченко Валентина Александровна. ХГТУСА. Харьков, 2007. 426 с.
8. *Лебедева О.С.* Захист атмосферного повітря від забруднення викидами сірководню з каналізаційних мереж: дис. кандидата техн. наук: 21.06.01/ Лебедева Олена Сергіївна. ХНУБА. Харків, 2017. 198 с.
9. *Бригада Е.В.* Мониторинг показателей эксплуатации водоотводящих со-оружений из железобетона: дисс. кандидата техн. наук: 05.23.04 / Бригада Елена Владимировна. ХНУСА. Харьков, 2013. 168 с.
10. *Данилович Д.А.* Определение выброса загрязняющих веществ в атмосферу с поверхности очистных сооружений / Д.А., Данилович, В.И. Складар, В.А. Грачев // МГУП "Мосводоканал", Москва. 2010. 34 с.

*Стаття надійшла до редакції 7.11.17*

*Наукове видання*

**ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ,  
ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ГІДРАВЛІКИ**

*Науково-технічний збірник*

**Випуск 28**

Коректура та комп'ютерна верстка *Аргатенко Т.В.*