

ISSN 2306-9716

МІНІСТЕРСТВО ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

1(20), Том 2

КИЇВ – 2018

УДК 502+504
ББК 20.1

*Друкується за рішенням Вченої Ради Державної
екологічної академії післядипломної освіти та
управління (№ 3-18 від 01.03.2018 р.)
Свідоцтво про державну реєстрацію
КВ № 15768-4240 р.*

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор О.І. Бондар. – К. : ДЕА, 2018. – № 1(20). – Т. 2. – 148 с.

Головний редактор:

Бондар О.І., член-кореспондент НААНУ, д.б.н., проф.

Науковий редактор:

Машков О.А., д.т.н., проф.

Заступник головного редактора:

Нагорнева Н.А.

Відповідальний редактор:

Сікачина В.Г.

Відповідальний секретар:

Жук Ю.І.

Редакційна колегія:

Аверін Г.В., д.т.н.; Азаров С.І., д.т.н.;
Азасков В.М., д.т.н.; Антонов А.В., д.т.н.;
Барабаш О.В., д.т.н.; Барановська В.Є., к.е.н.;
Белецкий В.М., д.т.н. (Республіка Польща);
Білявський Г.О., д.г.-м.н.;
Богдасаров М.А., д.г.-м.н. (Республіка Білорусь);
Бондаренко О.А., д.б.н.; Будзяк О.С., д.е.н.;
Ващенко В.М., д.ф.-м.н.; Галушкіна Т.П., д.е.н.;
Гавриленко В.В., д.т.н.; Глушков О.В., д.ф.-м.н.;
Дутов О.І., д.с.-г.н.; Захматов В.Д., д.т.н.;
Зубова Л.Г., д.т.н.; Ільїн В.М., д.б.н.;

Ільїн О.Ю., д.т.н.; Іващенко Т.Г., к.т.н.;
Козелков С.В., д.т.н.; Коростіль Ю.С.
(Республіка Польща), д.т.н.;
Костишин С.С., д.б.н.; Кравченко Ю.В., д.т.н.;
Крайнов І.П., д.т.н.; Кутлахмедов Ю.О., д.б.н.;
Лапшин Ю.С., д.т.н.; Левченко О.М., д.е.н.;
Леонієць В.О. к.е.н.; Мальований М.С., д.т.н.;
Машков В.А. (Чеська Республіка), д.т.н.;
Машков О.А., д.т.н.; Мокін В.Б., д.т.н.;
Москаленко А.М., к.е.н.; Моргун В.А., д.і.н.;
Неділько С.М., д.т.н.; Пашков Д.П., д.т.н.;
Пекло А.М., к.б.н.; Петриашвили Г., д.т.н.
(Республіка Польща);
Петрук В.Г., д.т.н.; Рудько Г.І., д.т.н., д.г.-м.н., д.г.н.;
Саталкін Ю.М., к.т.н.; Соколов Ю.М., д.т.н.;
Тимошенко М.М., к.т.н.; Третяк А.М., д.е.н.;
Трофимчук О.М., д.т.н.; Тупкало В.М., д.т.н.;
Христо Атанасов Крагунов (Республіка Болгарія),
PhD, професор;
Улицький О.А., д.т.н.;
Чумаченко С.М., д.т.н.; Шматков Г.Г., д.б.н.;
Юрченко А.Д., к.е.н.;
Prof.Dr. Clemens Walther (Німеччина);
Prof.Dr. Jan-Willem Vahlbruch (Німеччина);
Prof.Dr. Stefan Bister (Німеччина).

Науково-практичний журнал «Екологічні науки» входить до переліку наукових фахових видань із двох галузей наук: Біологічні науки (Наказ Міносвіти України № 153 від 14.02.2014), Технічні науки (Наказ Міносвіти № 642 від 16.05.2014).

Журнал публікує (після рецензування та редагування) статті, які містять нові теоретичні та практичні здобутки в галузі екологічних наук.

ЗМІСТ

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.....	5
Москалюк А.Ю., Олех Т.М., Пуріч В.М., Гогунський В.Д. Екологічний аналіз проекту як основа формування портфеля проектів підприємства.....	5
Попович Н.П., Мальований М.С., Попович В.В. Підвищення регіональної екологічної безпеки шляхом удосконалення логістичної системи поводження з відходами.....	11
Степова О.В. Урахування корозійних процесів сталевих нафтопроводів з метою підвищення екологічної безпеки.....	15
Ткаченко Т.М. Проблеми класифікації та використання «зелених конструкцій» в екологізації сучасних міст.....	21
Шматков Г.Г., Яковишина Т.Ф. Система показників комплексної оцінки поліелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоекосистеми.....	25
ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО.....	30
Мнухін А.Г., Мнухіна Н.О., Гітуляр А.А. Переробка породних відвалів вугільних шахт новими екологічно чистими способами.....	30
Kuznetsov S.I. Triboelectric dust collector.....	34
Бутенко Э.О. Применение синтетических анионных глин для доочистки сточных вод коксохимического производства от азота аммонийного.....	37
Квітка О.О., Шахновський А.М. Оптимальне проектування зворотноосмотичної установки очищення води для потреб теплоенергетики.....	41
Скорук Л.М., Сібіковський О.В. Розрахунок та моделювання поперечника каркасу з залізобетонними балками змінного поперечного перерізу.....	45
Торопенко А.В., Становская Т.П., Швец П.С., Торопенко А.В. Управление инфраструктурой в программах строительства слабосвязанных очистных сооружений.....	53
Становська І.І., Кошулян С.В. Управління проектами будівництва шляхом оптимізації процесів постачання небезпечних вантажів.....	57
ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ.....	62
Котков В.І. Основні параметри і режими роботи комбінованої машини для посіву цукрових буряків.....	62
Скрильник Є.В., Кутова А.М., Гетманенко В.А. Значення показників родючості ґрунту в оптимізації мікроелементного живлення рослин.....	65
Хом'як І.В. Особливості антропогенного впливу на природну динаміку екосистем Українського Полісся.....	69
ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ.....	74
Маркіна Л.М. Математичне моделювання процесів автоматичного завантаження відходів у реактор	74
Суслова О.П. Вплив радикального обрізування крон <i>Populus bolleana louche</i> на їх життєвий стан.....	84
Уваєва О.І. Вплив безфосфатного детергента на фільтраційну роботу калюжниць болотяної.....	88
ЕКОЛОГІЯ ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ.....	92
Скок С.В. Аналіз господарсько-питного водоспоживання у міському середовищі (на прикладі міста Херсон).....	92
Якименко В.Є., Семенова О.О., Караванський Ю.В. Тіохром стимулиє розмноження <i>Clorella</i> та <i>Danio</i>	96
РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ.....	99
Крулько Л.В. Рідкісні види земноводних національного природного парку «Синевир».....	99

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ	101
Пацула О.І., Фецюх А.Б., Буньо Л.В. Використання <i>Salix viminalis L.</i> для фіторе mediaції ґрунтів, забруднених важкими металами	101
Tychkov V.V., Trembovetska R.V., Halchenko V.Ya. Criteria for the selecting parameters anode polarization process of substances on the ion-selective electrodes surface	107
ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА	118
Попова І.В., Мазур Л.М., Сімурова Н.В., Черепанський В.В. Освітній процес формування культури екобезпечного розвитку суспільства	118
БІОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА	122
Хоменко В.Г. Токсичний вплив комбінованої дії солей металів на функціональну активність нирок	122
СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО	126
Холодна А.С. Біологічна рекультивация осушуваної земельної ділянки заплави р. Вільховатка Харківської області	126
Рикусова Н.І. Сучасні методи переробки та утилізації відходів буріння нафтогазових свердловин	130
Бондар О.І., Савенко В.І., Висоцька Л.М., Ващенко В.М., Журавський О.Д. Подовження термінів експлуатації металевих конструкцій, виробів та машин застосуванням екологічно чистих засобів рослинного походження	136
БІБЛІОГРАФІЯ	143
ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ	145

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК 005.8

ЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ПРОЕКТУ ЯК ОСНОВА ФОРМУВАННЯ ПОРТФЕЛЯ ПРОЕКТІВ ПІДПРИЄМСТВА

Москалюк А.Ю., Олех Т.М., Пуріч В.М., Гогунський В.Д.

Одеський національний політехнічний університет

пр. Шевченко, 1, 65086 м. Одеса

andream@mail.ru

olekhhta@gmail.com

purich.v.n@gmail.com

Наведено результати дослідження процесів екологічного аналізу для визначення потреби розглянутого проекту в єдиному портфелі в умовах невизначеності, нечіткості і неповноти інформації. Розроблена методика дозволить формувати портфель проектів екологічного спрямування з високою обґрунтованістю і своєчасністю прийнятих проектних рішень по включенню проектів у портфель. *Ключові слова:* портфель проектів, екологічна оцінка, нечітка логіка, лінгвістична змінна, алгоритм Мамдані.

Экологический анализ проекта как основа формирования портфеля проектов предприятия. Москалюк А.Ю., Олех Т.М., Пуріч В.Н., Гогунський В.Д. Приведены результаты исследования процессов экологического анализа для определения потребности рассматриваемого проекта в едином портфеле в условиях неопределенности, нечеткости и неполноты информации. Разработанная методика позволит формировать портфель проектов экологической направленности с высокой обоснованностью и своевременностью принятых проектных решений по включению проектов в портфель. *Ключевые слова:* портфель проектов, экологическая оценка, нечеткая логика, лингвистическая переменная, алгоритм Мамдани.

Ecological analysis of the project as the basis for the formation of enterprise projects portfolio. Moskaljuk A., Oleh T., Purich V., Hohonyskyi V. It presents the results of the study of processes of environmental analysis for determination of the requirement of the considered project in a single portfolio under the conditions of uncertainty, ambiguousness and incompleteness of information. The developed methodology will make it possible to form a portfolio of projects aimed at environmental focus with high justification and timeliness of the adopted project solutions on the inclusion of projects in the portfolio. *Key words:* project portfolio, environmental assessment, fuzzy logics, linguistic variable, Mamdani algorithm.

Постановка проблеми. Завданнями екологічної оцінки проектів є визначення кількісних критеріїв для прийняття рішень про включення проекту до портфеля проектів при виборі варіанту і виду запланованої господарської діяльності з найменшими екологічними і соціальними витратами, отримання кількісних критеріїв оцінки ефективності намічених проектом природоохоронних заходів, вибір прийнятної для суспільства норми віддачі при реалізації проекту [1].

Екологічність розглядається як критерій підтримки безперервного зростання підприємства або безперервного прогресу портфеля проектів, який спрямовано на захист навколишнього середовища.

Одним з основних принципів оцінки ефективності проектів є включення екологічних результатів і витрат у грошові потоки, що враховуються при аналізі. Відповідно до традиційного економічного аналізу «затрати – вигоди» проект вважається ефективним і придатним для реалізації, якщо вигоди (B) перевищують затрати (3): $B-3>0$.

Оцінка ефективності проекту з позицій екологічної складової – це оцінки ефективності всіх природо-

охоронних заходів, здійснюваних у рамках проекту.

Здійснення оцінки впливу на навколишнє середовище (далі – ОВНС) необхідне при прийнятті рішень про додавання нового проекту у портфель проектів з урахуванням екологічних проблем, що виявляються на стадії ініціації проектів [2].

Оцінка екологічної ефективності окремого проекту у складі портфеля проектів становить найбільшу складність. Провести екологічну оцінку всього портфеля і виявити вплив кожного окремого проекту екологічним вимогам можна при здійсненні оцінки впливу на навколишнє середовище як всього портфелю, так і окремих проектів.

Актуальність дослідження. Процес проведення ЕО починається з класифікації проектів та їх відбору для фінансування. Остаточні результати ЕО на всіх стадіях проектного циклу представляються інвесторові та ініціаторові для спільного обговорення виявлених проблем екологічного характеру та вироблення єдиних підходів для їх вирішення. Результати ЕО повинні бути достатніми для того, щоб прийняти рішення про його фінансування.

Одним з важливих показників ЕО є критерій екологічної привабливості проекту – критерій пріоритетності. Пріоритетність проекту залежить від рішення наступних екологічних проблем: ліквідації, запобігання, скорочення впливу на навколишнє середовище; утилізації відходів виробництва та споживання.

Екологічні критерії оцінки привабливості проекту: 1 – поліпшення екологічної ситуації на території реалізації проекту чи портфелю проектів, виходячи з міжнародних зобов'язань країни та екологічних пріоритетів регіону; 2 – сумарний позитивний ефект від реалізації портфеля проектів; 3 – використання методів, що використовуються у країнах Євросоюзу.

Сама екологічна оцінка складається з наступних процедур [3]:

– екологічний скринінг – попередній огляд проекту і визначення його категорії за ступенем впливу на навколишнє середовище;

– первинний екологічний аналіз – характеристика основних екологічних проблем, на вирішення яких спрямований проект;

– детальна екологічна оцінка – дослідження, спрямовані на підтвердження екологічної ефективності портфелю проектів і можливості досягнення планованого екологічного ефекту;

– узгодження «Переліку екологічних умов реалізації проекту» і включення його в юридичні документи по проекту;

– екологічний контроль реалізації окремих проектів портфелю;

– екологічний аналіз результатів реалізації проекту.

Зв'язок з науковими та практичними завданнями. Метою статті є розгляд і аналіз систем екологічної оцінки проектів у задачах аналізу потреби у портфелі проектів екологічної спрямованості.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У таких стандартах як [2; 3] розглянуто понад 30 методів оцінювання. Однак на практиці вирішити задачу екологічної оцінки за допомогою формальних математичних методів не завжди є можливим.

Кількісні методи оцінювання екологічних критеріїв проекту на даний момент мають допоміжну роль, оскільки складні для застосування і не завжди забезпечені вхідною інформацією у повному обсязі. Додаткові обмеження накладає зовнішнє середовище, яке можна характеризувати наявністю нестабільності і невизначеності. Тому раціональним є використання лише одного методу одночасно. У роботі [5] вказані рекомендації по вибору мето-

Таблиця 1

Визначення рівня екологічності проекту

№	Послідовність дій	Результат дій
1	Декомпозиція проєктованих або існуючих об'єктів на елементи	Конкретизування наступних елементів: – предмети праці; – кошти праці: машини і механізми, будівлі та споруди; – продукти праці, напівфабрикати; – енергії (електрична, механічна тощо.); – технологічні процеси, операції, дії; – природно-кліматичні чинники; – працівники.
2	Ідентифікація небезпек, створюваних кожним елементом виробничих, громадських, соціальних та ін. систем	Перелік небезпек і можливих впливів на екологію.
3	Побудова «дерева причин і небезпек»	Причини небезпек.
4	Кількісна та якісна оцінка небезпек	Перелік причин і небезпек, захист від яких необхідна у природі
5	Визначення цілей	Кількісне визначення параметрів, які повинні бути досягнуті у проєкті
6	Комплексна оцінка екологічної безпеки	Прийняті інтегральні, бальні та інші показники
7	Аналіз можливих принципів, методів і засобів досягнення результатів проєкту	Перелік принципів, методів, альтернатив тощо
8	Аналіз переваг і недоліків, втрат і вигоди по кожній альтернативі	Вибір варіанту по критеріях оптимізації
9	Аналіз прийнятних методів, принципів і засобів	Вибір конкретних методів, засобів, принципів
10	Розрахунки	Отримані рішення
11	Оцінка ефективності	Показники екологічного, економічного, соціального та ін. ефектів

дів для використання при обґрунтуванні прийнятих рішень у залежності від ступеня невизначеності інформації: 1. Визначеність – аналіз ієрархій; 2. Часткова невизначеність – Байєсівський метод; 3. Невизначеність – метод експертних оцінок, теорія ігор; 4. Повна невизначеність – метод експертних оцінок, теорія ігор, нечітка логіка.

Розглядаючи перераховані методики, можна сформувати послідовність дій з оцінки проекту по екологічним критеріям відбору, які зведені у табл. 1.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Використання методології PMBoK дозволяє визначити умови відбору проектів при розробці портфеля. Важливою особливістю продукту екологічного проекту є наявність екологічного показника та його опис. Розглянемо вхідні дані проекту екологічної спрямованості.

Опис продукту проекту – заплановані результати з оцінкою впливу на навколишнє середовище. Стратегічний план – відповідність пріоритетам захисту і покращення якості довкілля, спрямовані на запобігання виникненню екологічних загроз, сприяння раціональному та економному використанню природних ресурсів, розвиток відновлювальних засобів енергії та енергозбереження тощо.

Критерії вибору проекту:

1. Терміни. Тривалість проекту. Термін життя продукту проекту;

2. Виконання проекту. Індекс завершеності робіт / ТСРІ. Управління засвоєним обсягом;

3. Фінансово-економічні показники. Доходи та витрати проекту. Інвестиційні та операційні витрати. Наявність фінансових ресурсів та власних фінансових ресурсів. Наявність кредитних ресурсів. Співвідношення власного та займаного капіталу. Термін повернення інвестицій. Індекс прибутково-

сті. Термін окупності. Рентабельність та IRR – внутрішня рентабельність

4. Екологічні показники. Екологічні наслідки проекту. Оцінка впливу на навколишнє середовище.

5. Персонал. Наявність досвіду, компетенції, вільного ресурсу персоналу. Поставники, якість їх роботи та відношення з ними.

6. Технології. Наявність технологій. Якість реалізації технологій. Технологічна сумісність. Технічна можливість (виробнича база). Відповідність та доступність виробничої бази. Якість роботи виробничої бази.

7. Ресурси (ресурсна база). Наявність ресурсів.

Методологічне визначення екологічного впливу. Виконання екологічної оцінки проекту дозволяє характеризувати ступінь бажаності окремого проекту у портфелі проектів. Отже, сценарій формування портфеля можна сформулювати наступним чином:

1. Визначення переліку ключових параметрів проектів для формування портфелю.

2. Визначення якості продукту кожного проекту, як можливість задовільнити потреби споживача продукту проекту.

3. Визначення ступеня відповідності проекту стратегічним цілям організації, на базі якої виконується проект.

4. Визначення ступеня можливостей персоналу організації реалізувати проект, тобто визначення компетенцій персоналу.

5. Здійснюємо оцінки по кожному з показників.

6. Формуємо портфель проектів, обираючи лише ті, які оцінені найбільш високими показниками.

Викладення основного матеріалу. Здійснимо узагальнення показника ступеня впливу проекту на екологічний стан у регіоні. Це узагальнення дозволить сформувати показники екологічності проекту.

Введемо лінгвістичні змінні і нечіткі підмножини

для опису впливів проекту на рівень екології А, Б, В, Г і Д, де: А – модифікація режиму, Б – зміни ландшафту, В – забруднення, Г – розміщення та переробка відходів, Д – нещасні випадки, аварії і катастрофи.

Графічно це раціонально представити у вигляді діаграми Ісікава-риб'ячої кістки, в якій опис кожної категорії поділяються на більш дрібні підкатегорії, які у свою чергу на їх складові (рис. 1).

Для багатofакторного аналізу процесів управління проектами використано математичний апарат, що базується на теорії нечіткої логіки та лінгвістичних змінних. Прийняття рішення про включення проекту до портфеля здійснюється на основі оцінки обраних критеріїв проекту для кожної фази

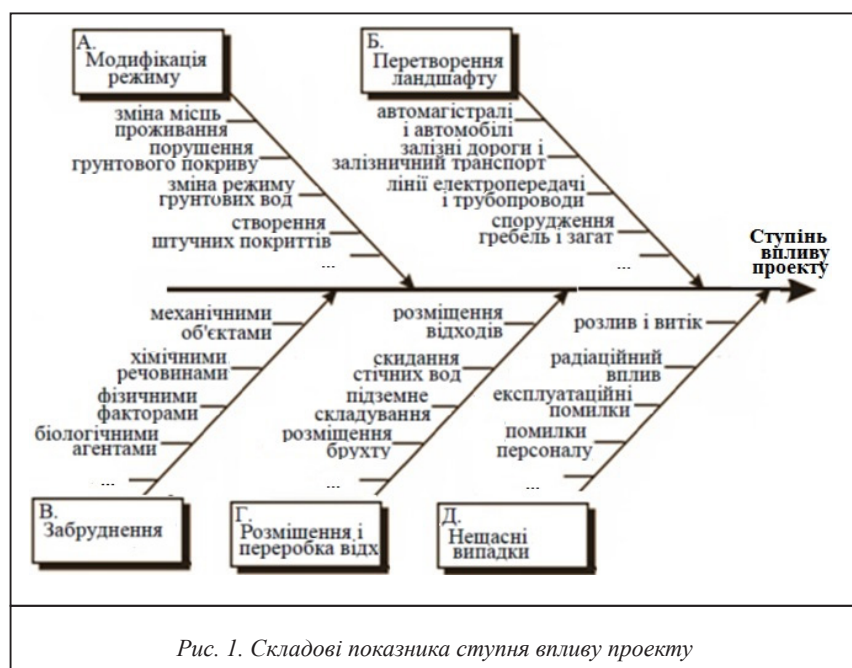


Рис. 1. Складові показника ступня впливу проекту

життєвого циклу проекту. Отже, як вибір критерію, так і його оцінювання є важливою задачею управління проектом. Проте, у реальних проектах визначення та оцінка критерію його якості відбувається в умовах технологічної, економічної, соціальної та ін. невизначеності. Отже, для оцінки значення проекту доцільно використовувати математичний апарат нечіткої логіки або теорію нечітких множин.

Нехай E – універсальна множина, x – елемент E , а R – певна властивість. Звичайна (чітка) підмножина A універсальної множини E , елементи якої задовольняють властивості R , визначається як множина впорядкованої пари $A = \{ \varphi_A(x) / x \}$, де $\varphi_A(x)$ – характеристична функція, що приймає значення 1, якщо x задовольняє властивості R , і 0 – в іншому випадку. Нечітка підмножина відрізняється від звичайної тим, що для елементів x з E немає однозначної відповіді відносно властивості R . У зв'язку з цим, нечітка підмножина A універсальної множини E визначається як множина впорядкованої пари $A = \{ \varphi_A(x) / x \}$, де $\varphi_A(x)$ – характеристична функція належності. Функція належності вказує ступінь належності елемента x до підмножини A . При описі об'єктів і явищ за допомогою нечітких множин використовується поняття нечіткої і лінгвістичної змінних.

Нечітка змінна характеризується трійкою $\langle a, X, A \rangle$, де a – найменування змінної, X – універсальна множина (область визначення a), A – нечітка множина на X , що описує обмеження (тобто $\varphi_A(x)$) на значення нечіткої змінної a .

Лінгвістичну змінну не можна описати за допомогою математичної мови, тобто їй складно надати точну (об'єктивну) кількісну оцінку. Отже, при застосуванні теорії нечітких множин для оцінки бажаності проекту значення критеріїв оптимальності доцільно представляти у вигляді лінгвістичної змінної [6]:

$$\Omega = \langle \omega, T(\omega), U, G, M \rangle, \quad (1)$$

де ω – назва змінної, T – терм-множина значень, тобто сукупність її лінгвістичних значень; U – носій; G – синтаксичне правило, яке створює терми множини T ; M – семантичне правило, яке кожному лінгвістичному значенню ω ставить у відповідність його зміст $M(\omega)$, причому $M(\omega)$ означає нечітку підмножину носія.

Функціональна схема системи з нечіткою логікою приведена на рис. 2. На даному етапі встановлюється відповідність між чисельним значенням вхідної змінної системи нечіткого висновку і значенням функції приналежності відповідною їй лінгвістичною змінною.

Типове продукційне правило складається з антецеденту

(частина ЯКЩО...) і консеквенту (частина ТО...). Антецедент може мати більше одного посилання. У цьому випадку вони об'єднуються логічними зв'язками І або АБО. Процес обчислення нечіткого правила є нечітким логічним висновком і поділяють на два етапи: узагальнення і висновок. При побудові нечіткого логічного висновку виходять із посилання, що експерти у змозі сформувати базу правил у вигляді: **ЯЩО <посилання> ТО <висновок>** і базу даних з функціями належності для посилань $\mu(e)$ і висновків $\mu(u)$, тобто визначити всі необхідні лінгвістичні правила з лінгвістичними змінними і термами.

Логіко-лінгвістичні методи [7] опису систем оснований на тому, що система описується на звичайній мові і у термінах лінгвістичних змінних. Вхідні та вихідні параметри системи розглядаються як лінгвістичні змінні, а якісний опис процесу задається сукупністю висловлювань наступного вигляду:

$$L_1: \text{якщо } \langle a_{11} \rangle \text{ і/або } \langle a_{12} \rangle \text{ і/або } \dots \text{ і/або } \langle a_{1m} \rangle, \text{ то } \langle b_{11} \rangle \text{ і/або } \dots \text{ і/або } \langle b_{1n} \rangle,$$

$$L_2: \text{якщо } \langle a_{21} \rangle \text{ і/або } \langle a_{22} \rangle \text{ і/або } \dots \text{ і/або } \langle a_{2m} \rangle, \text{ то } \langle b_{21} \rangle \text{ і/або } \dots \text{ і/або } \langle b_{2n} \rangle, \quad (4)$$

$$L_k: \text{якщо } \langle a_{k1} \rangle \text{ і/або } \langle a_{k2} \rangle \text{ і/або } \dots \text{ і/або } \langle a_{km} \rangle, \text{ то } \langle b_{k1} \rangle \text{ і/або } \dots \text{ і/або } \langle b_{kn} \rangle,$$

де $\langle a_{ij} \rangle$, $i = 1, 2, \dots, k$; $j = 1, 2, \dots, m$ – складені нечіткі висловлювання, визначені на значеннях вхідних лінгвістичних змінних, $\langle b_{ij} \rangle$, $i = 1, 2, \dots, k$;

$j = 1, 2, \dots, n$ – нечіткі висловлювання, визначені на значеннях вихідних лінгвістичних змінних. Така сукупність правил має назву нечіткої бази знань.

Отже, нечіткою базою знань [8] називається сукупність нечітких правил «якщо – то», які визначають взаємозв'язок між входами та виходами об'єкта, що досліджується. Потім за допомогою правил пере-

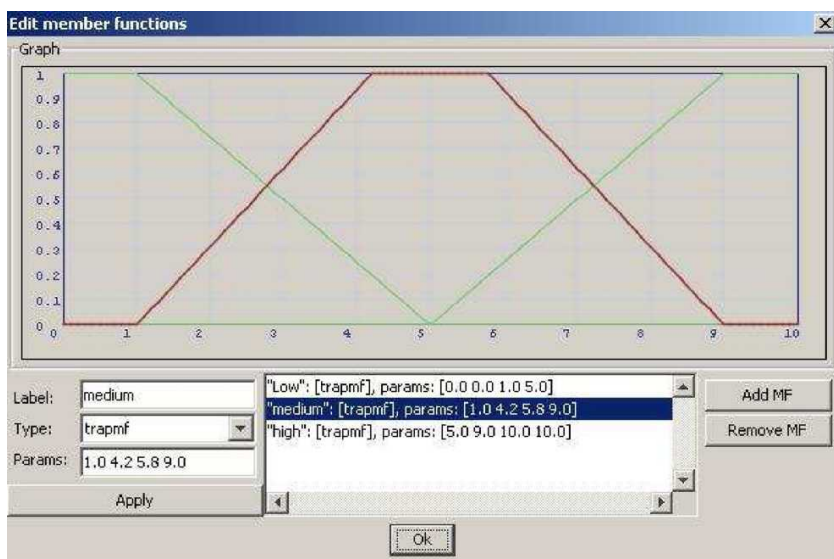


Рис. 2. Функція приналежності змінних групи EcoSafety-Terra

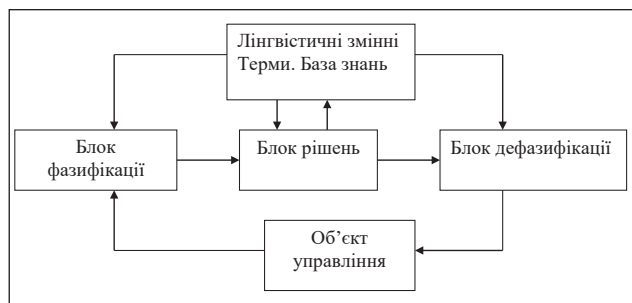


Рис. 3. Функціональна схема системи з нечіткою логікою початкових даних

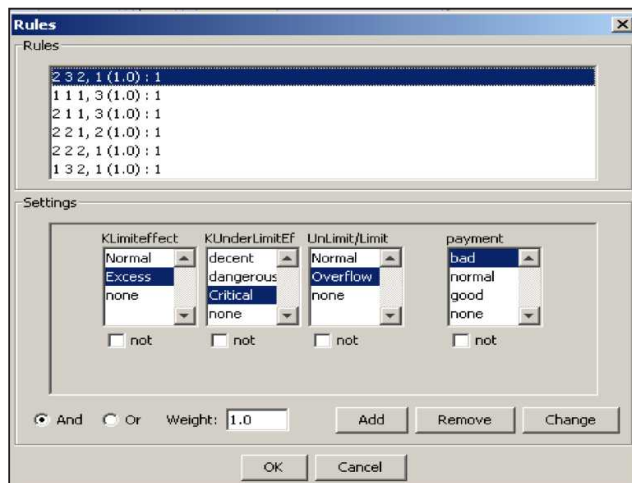


Рис. 4. Умовні правила до задачі оцінки питомих ваг екологічних показників проекту

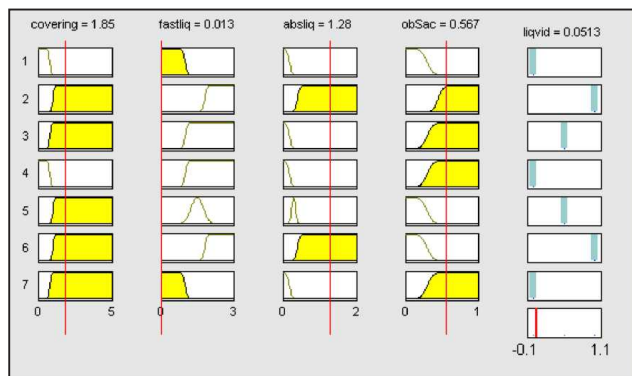


Рис. 5. Обчислення рівня впливу проекту у портфелі

творення диз'юнктивної та кон'юнктивної форм опис системи можна привести до вигляду:

$$L_1 : \text{якщо } \langle A_1 \rangle, \text{ то } \langle B_1 \rangle,$$

$$L_2 : \text{якщо } \langle A_2 \rangle, \text{ то } \langle B_2 \rangle, \dots \dots \dots (5)$$

$$L_k : \text{якщо } \langle A_k \rangle, \text{ то } \langle B_k \rangle,$$

де $A_1, A_2, \dots, A_k$ – нечіткі множини, задані на декартовому добутку X універсальних множин вхідних лінгвістичних змінних; $B_1, B_2, \dots, B_k$ – нечіткі множини, задані на декартовому добутку Y універсальних множин вихідних лінгвістичних змінних.

Сукупність імплікацій $\{L_1, L_2, \dots, L_k\}$ відображає функціональний взаємозв'язок вхідних та вихідних змінних та явищ основою побудови узагальненого нечіткого відношення R , заданого на добутку $X \cdot Y$ універсальних множин вхідних та вихідних змінних.

В основі побудови логіко-лінгвістичних систем лежить композиційне правило виводу Заде [9], яке формується наступним чином: якщо на множині X задана нечітка множина A , то композиційне правило виводу $B = A \cdot R$, де R – нечітке відношення, яке задає нечітку імплікацію, визначає на Y нечітку множину B з функцією належності:

$$\mu_B(y) = \bigcup_{x \in X} [\mu_A(A) \cap \mu_R(x, y)] \quad (6)$$

Для екологічної оцінки проекту, розглядається сукупність окремих критеріїв $\{K_v\}$, що утворюють векторні критерії $K = \{K_1, K_2, \dots, K_v\}$. Векторні критерії K зводяться до різних групових та інтегральних скалярних критеріїв. З цією метою об'єднаємо окремі критерії у групові, які об'єднують одиночні показники окремих властивостей. У свою чергу групові критерії окремих властивостей об'єднаємо в інтегральні критерії, що призначені оцінити рівень екологічного впливу результату проекту на навколишнє середовище.

Оцінка критеріїв ефективності проекту здійснюється за допомогою функції бажаності Харінгтона [10]. Для кожної групи критеріїв за допомогою експертів необхідно визначити величини показників властивостей, які відповідають категоріям «дуже добре», «добре», «задовільно», «погано», «дуже погано».

Таблиця 2

Бажаність	Значення на шкалі бажаності
Дуже добре	1,00 – 0,80
Добре	0,80 – 0,63
Задовільно	0,63 – 0,37
Погано	0,37 – 0,20
Дуже погано	0,20 – 0,00

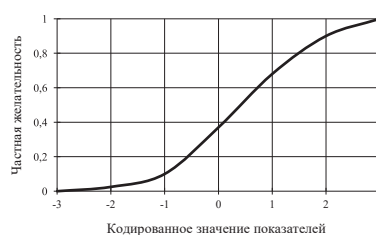


Рис. 6. Функція желательности

Проводиться комплексна оцінка критеріїв проекту з урахуванням всіх виділених експертами характеристик. Оскільки кожен із критеріїв має свій зміст і свою розмірність, критерієм оцінки ефективності проекту або його фази слугує узагальнюючий показник, який визначається по однотипній для всіх безрозмірній шкалі, що дає змогу порівнювати всі показники.

Таким узагальнюючим показником є узагальнююча функція бажаності Харінгтона, в основі побудови якої лежить ідея перетворення натуральних значень часткових показників у безрозмірну шкалу бажаності.

Значення частинного показника, переведеного у безрозмірну шкалу бажаності, позначається через d_u і називається частинною бажаністю. Шкала бажаності має інтервал від 0 ($d_u = 0$, відповідає неможливому рівню даної властивості) до 1 ($d_u = 1$, найкраще значення властивості).

Стандартні відмітки на шкалі бажаності відповідають певним точкам кривої, яка задається рівнянням $d = (s^{-s})^y$ і представлена на рис 6.

Розраховується узагальнююча функція бажаності D , яка являє собою середнє геометричне із частинних функцій бажаності з поправкою на значущість кожного критерію:

$$D = \sqrt[n]{\prod_{u=1}^n d_u^{\beta_u}} \quad (7)$$

де $\prod$ – добуток частинних функцій бажаності; n – кількість властивостей; β_u – показник значущості кожного критерію; u – місце (номер) критерію у ранжувальній послідовності критеріїв.

Знайдені значення узагальнюючого критерію порівнюється зі шкалою стандартних оцінок (рис. 6). На основі аналізу результатів можна зробити висновок про якість проекту на певній фазі і доцільність подальшого його впровадження.

Головні висновки. Розроблена методика екологічного аналізу проектів дозволяє визначати поточний рівень потреби конкретного проекту в єдиному портфелі в умовах невизначеності, нечіткості і неповноти інформації. Застосування методики нечітких множин при визначенні екологічних критеріїв проектів дозволить у повній мірі формувати портфель проектів екологічного спрямування і надає можливість підвищити обґрунтованість і своєчасність прийнятих проектних рішень по включенню проектів у портфель.

Основні недоліки системи пов'язані з людським фактором, оскільки основна робота лежить на людині – експерті, який формує базу нечітких правил системи, а вона може виявитися не повною або суперечливою.

Усунення цього можна здійснити застосуванням навчальної вхідної вибірки. Навчання можливо реалізувати за допомогою нечітких функціональних правил з невизначеними параметрами, які налаштовуються у процесі навчання.

Література

1. Экологические системы. Адаптивная оценка и управление / Под ред. Холига; Пер. с англ. – М.: Мир, 1991.
2. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. – М.: Экономика, 1986.
3. Lee, N. and Colley, R. (1990) Reviewing the Quality of Environmental Statements. Occasional Paper Number 24. EIA Centre. University of Manchester
4. Sadler, B. (1996) Final Report of the International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment. CEAA and IAIA. Canada
5. Олех, Т.М. Оценка эффективности экологических проектов / Т.М. Олех, С.В. Руденко, В.Д. Гогунский // Вост.-Европ. журнал передовых технологий. – 2013. – № 1/10 (61). – С. 79 – 82.
6. Руденко, С.В. Модель обобщенной оценки воздействия на окружающую среду в проектах/ С.В. Руденко, Т.М. Олех, В.Д. Гогунский // Управління розвитком складних систем. – 2013. – № 15 – С. 53 – 60.
7. Руденко, С.В. Анализ результатов реализации технико-экономической природоохранной региональной программы / С.В. Руденко, Е.В. Колесникова, Т.М. Олех // Проблеми техніки. – 2013. – № 2. – С. 161 – 169.
8. Олех, Т.М. Экологическая оценка проектов / Т.М. Олех, Е.В. Колесникова, С.В. Руденко // Праці Одеського політехнічного університету. – 2013. – Вып. 2 (41). – С. 276 – 282.
9. Ротштейн А.П. Интеллектуальные технологии идентификации: нечеткая логика, генетические алгоритмы, нейронные сети. – Винница: УНИВЕРСУМ-Винница, 1999. – 320 с.
10. Zadeh L. Fuzzy Sets// Information and Control. –1965. – Vol. 8. – P. 338-353.

ПІДВИЩЕННЯ РЕГІОНАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ШЛЯХОМ УДОСКОНАЛЕННЯ ЛОГІСТИЧНОЇ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ

Попович Н.П.¹, Мальований М.С.², Попович В.В.³

¹Львівський державний університет внутрішніх справ
вул. Городоцька, 26, 79000, м. Львів
vinata7@gmail.com

²Національний університет «Львівська політехніка»
вул. Генерала Чупринки, 130, 79057, м. Львів
myroslav.mal@gmail.com

³Львівський державний університет безпеки життєдіяльності
вул. Клепарівська, 35, 79007, м. Львів
popovich2007@ukr.net

Наведено результати досліджень щодо встановлених показників підвищення регіональної екологічної безпеки шляхом удосконалення логістичної системи поводження з відходами. Запропоновано врахувати, що екологічна логістична система поводження з відходами на регіональному рівні має враховувати чотири рівні – контейнерний роздільний збір, збір відходів у спеціальні транспортні засоби, пункти сортування і переробки, захоронення та переробку (кінцевий). *Ключові слова:* екологічна безпека, екологічна небезпека, побутові відходи, транспортні засоби.

Повышение региональной экологической безопасности путем совершенствования логистической системы обращения с отходами. Попович Н.Ф., Мальований М.С., Попович В.В. Приведены результаты исследований относительно установленных показателей повышения региональной экологической безопасности путем совершенствования логистической системы обращения с отходами. Предложено учесть, что экологическая логистическая система обращения с отходами на региональном уровне должна составлять четыре уровня – контейнерный раздельный сбор, сбор отходов в специальные транспортные средства, пункты сортировки и переработки, захоронения и переработки (конечный). *Ключевые слова:* экологическая безопасность, экологическая опасность, бытовые отходы, транспортные средства.

Improvement of regional ecological safety by improving the logistics system of waste management. Popovych N., Malovanyj M., Popovych V. The results of researches on the established indicators of increase of regional ecological safety by means of improvement of logistic system of waste management are given. It is suggested to take into account that the ecological logistics system of waste management at the regional level should take into account four levels – container separate collection, collection of waste in special vehicles, points of sorting and processing, dumping and processing (final). *Key words:* ecological safety, ecological danger, household waste, transport vehicles.

Постановка проблеми. Екологічна безпека людства напряму залежить від підходів щодо поводження із відходами. Якщо розвинені країни світу вже давно відмовилися від сміттєзвалищ (а побутові відходи переробляються), то в Україні найбільш поширеним способом поводження залишається складування на відкритій території. Про те, що побутові відходи, які накопичені у звалищах та полігонах спричиняють значне забруднення довкілля та знищення біоти присвячено чимало наукових праць українських та закордонних вчених. Усі вони доходять висновку, що єдиним та найбільш прийнятним способом поводження із відходами є переробка на заводах та використання їх у подальшому як вторинної сировини. В Україні спостерігається тенденція щорічного збільшення обсягів побутових відходів. Внаслідок збільшення об'ємів побутових відходів, відповідно, збільшується кількість сміттєзвалищ. Складування побутових відходів спричиняє зниження регіональної екологічної безпеки (рис. 1).



Рис. 1. Зниження регіональної екологічної безпеки внаслідок складування побутових відходів на сміттєзвалищах

Актуальність дослідження. Розроблення та удосконалення наявних логістичних підходів щодо поводження із побутовими відходами на регіональному рівні актуальні та відповідають вимогам «Національній стратегії управління відходами в Україні до 2030 року».

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Науковці у роботі [1] чітко виокремили поняття екологічної безпеки регіону – це забезпечення відповідності наявних або прогнозованих екологічних умов території міжнародним стандартам якості довкілля, завданням збереження здоров'я людини, забезпечення сталого соціально-економічного розвитку регіону, захисту та відновлення довкілля. Екологічна безпека поєднує природну та техногенну складові частини і має забезпечити гармонійний розвиток системи «господарство-природа-людина» [1]. Відповідно до визначення, процес складування сміття, який спостерігається у наших населених пунктах,

порушує екологічну рівновагу регіону та перешкоджає відновленню довкілля.

Головними завданнями регіонального стратегічного управління техногенно-екологічною безпекою в ринковій економіці є максимально ефективне використання механізмів правового, адміністративного та економічного регулювання небезпечних видів діяльності [2]. Це забезпечує вплив держави на поведінку суб'єктів небезпечної діяльності в інтересах усього населення, зменшення масштабів техногенно-екологічної небезпеки, швидку мінімізацію негативних екологічних наслідків надзвичайних ситуацій і компенсацію шкоди, що може бути завдана. Автор у науковій праці зауважує, що вирішення основних екологічних проблем неможливе без міжнародного співробітництва, що пов'язано з глобальними масштабами та транскордонним впливом надзвичайних ситуацій, насамперед, через повітря та воду [3]. Вказано на необхідність зближення законодавчих норм та формування узгодженого законодавства держав у галузі попередження та ліквідації НС.

У роботі [4] доведено новий метод оцінки рівня екологічної безпеки регіону за двома узагальнюючими показниками: інтегральний показник безпеки при потраплянні у середовище антропогенних речовин та інтегральний показник екологічної безпеки при змінах природного середовища. Синтезовано нові форми стратегічного управління екологічною безпекою рекреаційного регіону, які ґрунтуються на обліку особливостей умов формування видів техногенних загроз, оцінці рівня екологічної безпеки і включають комплекс організаційно-технічних інструментів щодо забезпечення екологічної безпеки. В науковій праці розширено і конкретизовано наукові основи управління екологічною безпекою регіонального рівня [5]. Розроблено теоретичні засади формування та функціонування регіональної екологічної небезпеки: встановлено загальні закономірності та особливості її техногенної складової частини. Доведено пріоритетність регіоналізації небезпеки у формуванні стратегії і тактики управління. Встановлено конкретні регіональні закономірності управління екологічною безпекою.

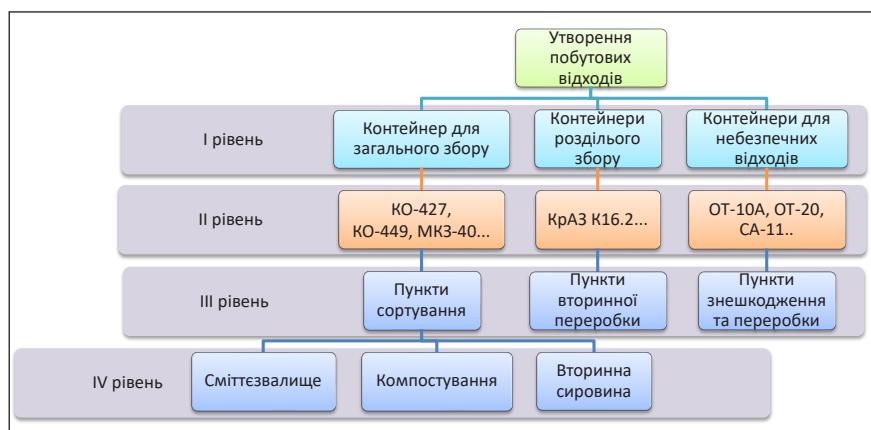


Рис. 2. Підвищення ефективності екологічної логістичної системи поводження з відходами (регіональний аспект)

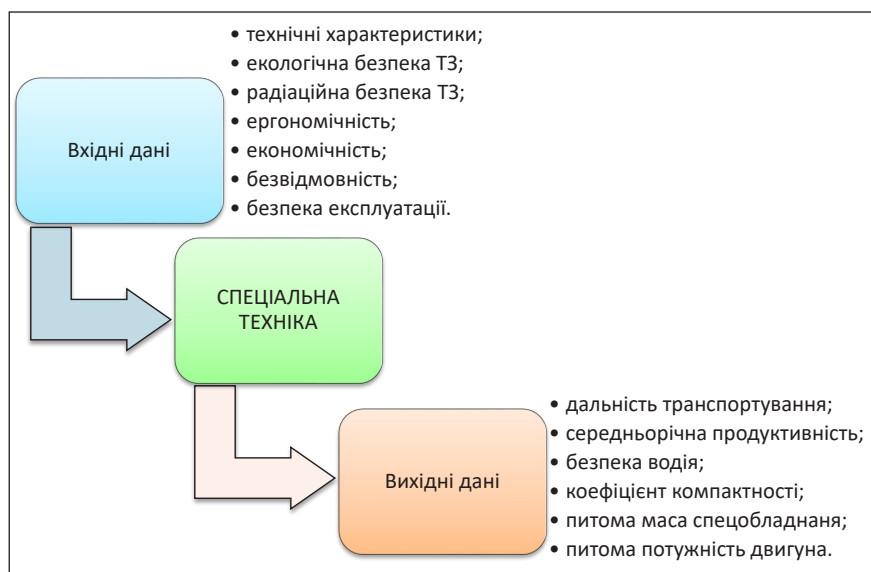


Рис. 3. Вимоги до спеціальної техніки, яка транспортує побутові та небезпечні відходи на «вході» та «виході» екологічної логістичної системи

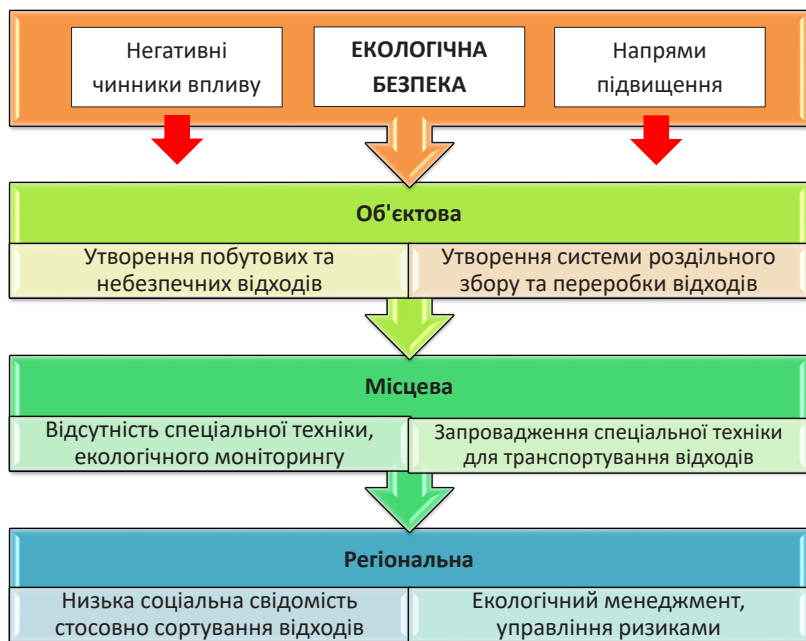


Рис. 4. Чинники впливу та напрями підвищення регіональної екологічної безпеки

Варто зазначити такі спільні риси наукових досліджень: моніторинг зростання рівня екологічної небезпеки найкраще фіксувати на регіональному рівні; неодмінною складовою частиною оцінки екологічної безпеки регіону є міжнародне співробітництво; техногенна складова частина є визначальною у формуванні рівня екологічної небезпеки.

Зважаючи на вищесказане, підвищення регіональної екологічної безпеки шляхом удосконалення логістичної системи поводження з відходами є актуальною проблемою сьогодення.

Виклад основного матеріалу. Екологічна логістична система поводження з відходами на регіональному рівні має враховувати чотири рівні. На першому рівні необхідно організувати збір побутових відходів у три типи контейнерів: I тип – контейнер для загального збирання відходів (харчові відходи); II тип – контейнери для роздільного збирання побутових відходів (папір, полімери, скло, текстиль); III тип – контейнери для збирання небезпечних відходів, які входять до складу твердих побутових (акумуляторні батареї, люмінесцентні лампи, лако-фарбові відходи). Другий рівень поводження із побутовими відходами має включати організацію експлуатації спеціальних транспортних засобів, які забезпечують транспортування відходів залежно від видів (I рівня). Контейнери для загального збору мають обслуговувати звичайні сміттєвози (з боковим та заднім завантаженням), для роздільного – порталні та контейнерні сміттєвози, для небезпечних відходів у складі побутових – спеціальні транспортні засоби, які мають захищені кузов та кабіну для особового складу від випромінювань та гідроманіпулятор.

Третій рівень поводження з побутовими відходами на регіональному рівні передбачає сортування (при загальному зборі), вторинну переробку (при роздільному зборі) та знешкодження (небезпечних відходів). Основною проблемою регіонів щодо дотримання умов запропонованого третього рівня є нестача вищенаведених установок. Четвертий рівень (заклучний) передбачає захоронення побутових відходів (не токсичних) на сміттєзвалищах (не прийнятний захід, проте, найбільш традиційний в умовах сьогодення), компостування (харчові відходи, опале листя) та відправлення на повторну переробку (відходи, які потрапили до контейнера та були відсортовані на III рівні). Загальну схему підвищення ефективності екологічної логістичної системи поводження з відходами на регіональному рівні наведено на рис. 2.

Поряд із запропонованими заходами варто звернути увагу на експлуатаційні характеристики транспортних засобів, які є ключовою ланкою при поводженні з відходами. При виборі найбільш оптимального рухомого складу варто звернути увагу на першочергові вимоги, які необхідно дотримати на «вході» до екологічної логістичної системи (тобто відповідність поставленим завданням): належні технічні характеристики, екологічна та радіаційна безпека, ергономічність, економічність, безвідмовність, безпека експлуатації. На «виході» з екологічної логістичної системи (тобто вимоги населення до ефективного збирання відходів спецтехнікою) транспортні засоби повинні мати високі показники: дальність транспортування; середньорічної продуктивності; безпеки водія; коефіцієнту компактності; питомої маси спецобладнання; питомої потужності двигуна. Загальні вимоги до спеціальної техніки, яка транспортує побутові та небезпечні відходи на «вході» та «виході» екологічної логістичної системи, наведено на рис. 3.

У системі регіональної екологічної безпеки поводження з відходами чітко виділяються ієрархічні структурні підрозділи – місцева екологічна безпека та об'єктова екологічна безпека. Варто зауважити, що саме симбіоз цих двох складових частин визначають екологічну безпеку регіону. Причому місцева та об'єктова складові частини екологічної безпеки мають практичне вирішення, а розглядаючи регіональну екологічну проблему поводження із відходами, доходимо висновків, що вона потребує теоретичного обґрунтування та вирішення (рис. 4).

Головні висновки. Таким чином, під час аналізу підходів щодо поводження із побутовими відходами на регіональному рівні встановлено:

1. підвищення регіональної екологічної безпеки шляхом удосконалення логістичної системи поводження з відходами є актуальною проблемою сьогодення;

2. екологічна логістична система поводження з відходами на регіональному рівні має враховувати чотири рівні – контейнерний роздільний збір, збір відходів у спеціальні транспортні засоби, пункти сортування і переробки, захоронення та переробку (кінцевий);

3. вимоги до спеціальної техніки, яка транспортує побутові та небезпечні відходи на «вході» та «виході» екологічної логістичної системи, мають забезпечувати безпеку особовому складу, санітарно-епідеміологічну та екологічну безпеку;

4. у системі регіональної екологічної безпеки поводження із відходами чітко виділяються ієрархічні структурні підрозділи – місцева екологічна безпека та об'єктова екологічна безпека.

Література

1. Адаменко О.М., Зоріна Н.О. Стратегія регіональної екологічної безпеки Івано-Франківської області. Перший Всеукраїнський з'їзд екологів. (Ecology-2006). Збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції, м. Вінниця, 4–7 жовтня 2006 року. С. 7.
2. Відоменко О.І. Економіко-екологічні аспекти техногенно-природної безпеки прикордонних регіонів (на прикладі західних областей України): автореф. дис. ... канд. екон. наук: спец. 08.10.01 «Розміщення продуктивних сил і регіональна економіка». Київ, 2000. 20 с.
3. Підкамінний І.М. Регіональні аспекти техногенно-екологічної безпеки населення України: автореф. дис. ... канд. екон. наук: спец. 08.10.01 «Розміщення продуктивних сил і регіональна економіка». Київ, 2000. 20 с.
4. Ветрова Н.М. Управління екологічною безпекою рекреаційного регіону: автореф. дис. ... докт. техн. наук: спец. 21.06.01 «Екологічна безпека». Сімферополь, 2008. 32 с.
5. Шмандій В.М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти): дис. ... докт. техн. наук: 21.06.01 «Екологічна безпека». Харків, 2003. 356 с.

УРАХУВАННЯ КОРОЗІЙНИХ ПРОЦЕСІВ СТАЛЕВИХ НАФТОПРОВОДІВ З МЕТОЮ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Степова О.В.

Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка
пр. Першотравневий, 24, 36011, м. Полтава
alenastepovaja@gmail.com

На основі математичної моделі електрохімічної корозії трубопроводу в тріщині ізоляційного покриття при дії агресивного щодо металу трубопроводу електролітичного середовища отримано залежність, яка дає змогу розрахувати відносну втрату площі перерізу стінки трубопроводу при роботі макрогальванічних корозійних пар за умов сталого перебування агресивного розчину в пошкодженій зоні. Перевагою цієї моделі є можливість прогнозування розвитку корозії за часом незалежно від хімічного складу агресивного електроліту, можливість отримання необхідних розрахункових параметрів на конструкціях, що експлуатуються, неруйнівним способом. Розроблена залежність утрат площі перерізу ділянки трубопроводу дає можливість раціонально спланувати ремонтні роботи, прогнозувати реальні строки роботи конструкції, переглянути режим експлуатації тощо. Отримані результати дають змогу більш достовірно оцінити несучу здатність конструкцій, що працюють за умови агресивного середовища з тріщинами, та забезпечити екологічну безпеку. *Ключові слова:* сталевий нафтопровід, електрохімічна корозія, гальванічний елемент, швидкість корозії, втрата перерізу, залишковий ресурс, екологічна безпека

Учет коррозионных процессов стальных нефтепроводов с целью повышения экологической безопасности. Степова Е.В. На основе математической модели электрохимической коррозии трубопровода в трещине изоляционного покрытия при воздействии агрессивной по отношению к металлу трубопровода электролитической среды получена зависимость, позволяющая рассчитать относительную потерю площади сечения стенки трубопровода при работе макрогальванических коррозионных пар при условии постоянного попадания агрессивного раствора в поврежденную зону. Преимуществом данной модели является возможность прогнозирования развития коррозии по времени независимо от химического состава агрессивного электролита, возможность получения необходимых расчетных параметров на конструкциях, эксплуатируемых неразрушающим способом. Разработанные зависимости потерь площади сечения участка трубопровода дают возможность рационально спланировать ремонтные работы, прогнозировать реальные сроки работы конструкции, пересмотреть режим эксплуатации и др. Полученные результаты позволяют более достоверно оценить несущую способность конструкций, работающих в условиях агрессивной среды с трещинами. *Ключевые слова:* стальной нефтепровод, электрохимическая коррозия, гальванический элемент, скорость коррозии, потеря сечения, остаточный ресурс, экологическая безопасность

Clearing processes of steel oils with the aim of enhancing environmental safety. Stepova O. On the basis of the mathematical model of electrochemical corrosion of the pipeline in the fracture of the insulating coating under the action of an aggressive metal electrolytic pipeline, a dependence was obtained which allows us to calculate the relative loss of the cross-sectional area of the pipeline wall in the work of the macroscopic corrosion pairs under the conditions of stable presence of the aggressive solution in the damaged zone. The advantage of this model is the ability to predict the development of corrosion in time, regardless of the chemical composition of the aggressive electrolyte, the possibility of obtaining the required calculation parameters on the structures, operated, in a non-destructive way. The developed dependence of the losses of the sectional area of the pipeline allows us to rationally plan repair work, to predict the real terms of the work of the structure, to review the operation mode, etc. The obtained results allow us to more reliably estimate the bearing capacity of structures working under aggressive environment with cracks and provide environmental safety. *Key words:* steel oil pipeline, electrochemical corrosion, galvanic element, corrosion rate, loss of cross section, residual resource, ecological safety

Постановка проблеми. Україна, зокрема Полтавська область, має досить розвинену мережу магістральних нафтопроводів, нафтопродуктопроводів та газопроводів, середній термін експлуатації яких становить понад 30 років, а перші збудовані нафтопроводи працюють більше ніж 48 років [1; 2]. Тривала взаємодія металу труби з навколишнім середовищем призводить до інтенсифікації корозійних процесів, до деградації фізико-механічних властивостей матеріалу стінки труби [3]. Запроектовані й виготовлені відповідно до вимог нормативних документів трубопроводи повинні бути стійкими до дії середовища. Але дефекти при виготовленні, ураження сприяють початку й розвитку корозійних процесів на трубопроводі [4]. Унаслідок

цього зростає ризик аварійно-небезпечних дефектів, що негативно впливає на екологічну безпеку експлуатації нафтопроводів. Експлуатація нафтопроводів нерозривно пов'язана з корозійним руйнуванням нафтогазового устаткування, зокрема промислових трубопроводів. Одним зі шляхів підвищення екологічної безпеки експлуатації нафтопроводів України є врахування факторів, що характеризують корозійні процеси на металі трубопроводів, завдяки чому можна запобігати утворенню тріщин на поверхні та витіканню нафти [5].

Актуальність дослідження. Наявна мережа нафтопроводів знаходиться в експлуатації в середньому від 20 до 40 років. За час експлуатації значна частина магістральних нафтопроводів і

технологічного обладнання вичерпала свій ресурс, що різко підвищує екологічний ризик подальшої експлуатації таких конструкцій та актуалізує проблему оцінювання їх залишкового ресурсу. Однією з причин виходу з ладу конструкцій є корозія. Вирішення питання своєчасного виявлення корозії трубопроводу, визначення її швидкості й зони поширення пов'язано зі значними труднощами. Одним зі шляхів підвищення екологічної безпеки експлуатації нафтопроводів України є врахування факторів, що характеризують саме корозійні процеси на металі трубопроводів, за допомогою чого можна спрогнозувати розвиток тріщин на поверхні.

Виходячи з наведеного, забезпечення екологічної безпеки експлуатації ділянки нафтопроводу шляхом моніторингу електрохімічних параметрів корозії на ділянках трубопроводу є актуальним питанням.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Ці дослідження враховані при виконанні прикладної науково-дослідної роботи за темою «Ефективні конструктивно-технологічні рішення об'єктів транспортування та зберігання нафти і нафтопродуктів у складних інженерно-геологічних умовах», що виконується в Полтавському національному технічному університеті імені Юрія Кондратюка й відповідають пріоритетному напрямку розвитку науки і техніки «Енергетика та енергоефективність».

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Досліджуючи нафтотранспортну систему України, автори [6] зазначили, що її надійна робота й безпечна експлуатація можлива лише при відповідному науково-технічному забезпеченні. Проблема надійності повинна посідати провідне місце в міжнародному й національному законодавстві.

У роботах [7; 8] досліджено чинники надійності нафтопроводів і ресурси підземного геологічного простору України, процес корозії магістральних нафтопроводів у ґрунтових умовах, проаналізовано проблеми експлуатації підземних об'єктів, стан лінійної частини нафтотранспортної системи України. Результати досліджень учених указують на актуальність напрямку дослідження.

Як відомо, надійність трубопроводів закладається на стадії проектування. Розрахунок міцності конструкції на основі методів будівельної механіки із застосуванням коефіцієнтів запасу не може повною мірою врахувати різноманітність умов експлуатації споруди.

Застосування аерокосмічних методів контролю за станом трубопроводу, внутрішньотрубних магнітних та ультразвукових дефектоскопів нового покоління, безумовно, дає картину реального стану споруди, допомагає запобігати можливості аварійних ситуацій і екологічній небезпеці. Але проведення такого моніторингу досить витратне.

Періодичне діагностичне обстеження нафтопроводів дає змогу прогнозувати зростання глибини

корозійних пошкоджень і запобігати можливим аварійним ситуаціям на окремих лінійних ділянках [9].

Головна роль при забезпеченні екологічної безпеки експлуатації трубопроводів за умови розвитку корозійних пошкоджень (тріщин) належить вивченню глибини корозії та динаміки.

Відомий метод [10] прогнозування динаміки глибини корозії трубопроводів, який проводиться на базі двох або більше вимірювань товщини стінки за формулою

$$P_e = \frac{365 \sum_i \Delta S_i + \Delta S_2 + \dots + \Delta S_n}{n T_e}, \quad (1)$$

де P_e – швидкість корозії в частині трубопроводу, що контролюється в умовах експлуатації, мм/рік;

ΔS – різниця товщин стінок у точках за період контрольних вимірювань мм, індекси 1, 2, ..., n позначають номери контрольних точок; T_e – час експлуатації між контрольними вимірюваннями, діб; n – кількість контрольних точок замірів (не менше ніж три).

Але ця модель не враховує умови протікання корозійного процесу.

Автори [11] для визначення товщини стінки та розрахунку глибини корозії застосовують вираз

$$\ln \Delta S = \alpha - \beta T^l + (\gamma + \varepsilon T) \ln \tau, \quad (2)$$

де ΔS – глибина корозії за час τ , мм (мм), τ – час, год. (години), T – абсолютна температура металу на поверхні труби, К, α , β , γ , ε – коефіцієнти, що залежать від матеріалу труб, виду сировини тощо.

В опублікованих працях, що містять опис методик розрахунку швидкостей корозійного зносу на основі даних експлуатаційного контролю, відмічається, що розрахунок має емпіричний характер. У досліджених методиках ураховано фактори, що суттєво підвищують похибку розрахунків [12–16].

Ученими доведено, що головна роль під час оцінювання безпеки експлуатації трубопроводів за умов наявності тріщин в ізоляційному покритті належить вивченню швидкості й глибини корозії.

Відомі методи оцінювання стану металу за результатами корозійних випробувань передбачають використання кількісних показників [17; 18]. Ваговий показник корозії визначається як відношення втрати маси до поверхні зразка за одиницю часу. Глибинний показник корозії використовується під час оцінювання як суцільної, так і місцевої корозії. Об'ємний показник корозії можна визначити за об'ємом виділених газів щодо поверхні зразка за визначений проміжок часу.

Шлях до безаварійної технології експлуатації трубопроводу може полягати в моніторингу та контролі електрохімічних параметрів, що характеризують протікання процесу електрохімічної корозії сталі.

Отже, незважаючи на численні дослідження, необхідність розробки нових залежностей оцінювання корозійних процесів, які б ураховували локальні впливи навколишнього середовища, осо-

бливості експлуатації нафтопроводів, залишається актуальною.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Окремі методи оцінювання залишкового ресурсу, довговічності сталевих транспортних конструкцій, які працюють в умовах агресивних середовищ, побудовані на розрахунках, що не враховують характеристики корозійних процесів на ділянках конструкцій. Корозійні ж процеси на сталевих ділянках представлені головним чином емпіричними залежностями, що не пов'язуються з наявністю тріщин в ізоляційних покриттях.

Але зрозуміло, що ресурс в умовах дії електролітичних розчинів буде визначати корозія сталі в тріщинах, яка має прямий контакт з агресивним середовищем.

Незважаючи на численні дослідження, спрямовані на аналіз корозійних процесів нафтопровідного транспорту, необхідність розробки нових залежностей оцінювання та врахування корозійних процесів, які б урахували локальні впливи навколишнього середовища, особливості експлуатації нафтопроводів, залишається.

Метою роботи є розроблення залежності, що дає змогу розрахувати втрату площі перерізу сталевих нафтопроводів в тріщині ізоляційного покриття при дії агресивного щодо металу трубопроводу електролітичного середовища.

Для досягнення поставленої мети вирішувалися такі завдання:

- розробити фізичну та математичну модель електрохімічної корозії ділянки сталевих труб в тріщинах ізоляційного покриття конструкцій при дії агресивних електролітичних розчинів, яка б базувалася на реальних параметрах, отриманих неруйнівним методом при обстеженні конструкцій;
- розробити залежність, що дасть змогу розрахувати втрату площі перерізу сталевих нафтопроводів в тріщині ізоляційного покриття, яка б базувалася на реальних параметрах, отриманих неруйнівним методом при обстеженні конструкцій.

Новизна. Наукова новизна досліджень полягає в такому:

- набула подальшого розвитку математична модель роботи макрогальванічної пари при локальній корозії ділянки трубопроводу, розрахунки за якою дають змогу прогнозувати корозійні втрати металу трубопроводу в тріщинах ізоляційного покриття при потраплянні в них агресивних електролітичних розчинів незалежно від їх хімічного складу;
- на основі математичної моделі роботи гальванічного елемента на ділянці трубопроводу отримано залежність, що дає змогу розрахувати відносну втрату площі перерізу стінки трубопроводу при роботі макрогальванічних корозійних пар за умови сталого перебування агресивного розчину в пошкодженій зоні.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Перевагою отриманої моделі роботи гальванічного елемента на ділянці нафтопроводу з тріщиною в ізоляційному покритті є можливість прогнозування розвитку корозії за часом незалежно від хімічного складу агресивного електроліту, можливість отримання необхідних розрахункових параметрів на конструкціях, що експлуатуються, неруйнівним способом. Залежність утрат площі перерізу ділянки трубопроводу дає можливість раціонально спланувати ремонтні роботи, прогнозувати реальні строки роботи конструкції, переглянути режим експлуатації тощо. Отримані результати дають можливість більш достовірно оцінити несучу здатність конструкцій, що працюють за умов агресивного середовища з тріщинами, та забезпечити екологічну безпеку.

Виклад основного матеріалу. Тривала взаємодія металу труби з навколишнім середовищем призводить до інтенсифікації корозійних процесів, до деградації фізико-механічних властивостей матеріалу стінки труби [3]. Запроектовані й виготовлені відповідно до вимог нормативних документів трубопроводи повинні бути стійкими до дії середовища. Але дефекти при виготовленні та ураженні сприяють початку й розвитку корозійних процесів на трубопроводі [4]. Унаслідок цього зростає ризик аварійно-небезпечних дефектів, що негативно впливає на екологічну безпеку експлуатації нафтопроводів. Експлуатація нафтопроводів нерозривно пов'язана з корозійним руйнуванням нафтогазового устаткування, зокрема промислових трубопроводів.

Вивчення умов експлуатації трубопроводів в ґрунтовому середовищі показує, що, незважаючи на застосування різноманітних заходів, кількість аварій трубопроводів через корозію становить близько 27% від загальної кількості.

Трубопровід, який пролягає в ґрунті, знаходиться в корозійно агресивних умовах. Практично жодне ізоляційне покриття не забезпечує повного захисту підземного трубопроводу, що пояснюється дефектами в самому покритті, через що між трубою й електролітом устатковується електрохімічний контакт. Як тільки встановлено факт порушення покриття, виникає питання оцінювання залишкового ресурсу конструкції у зв'язку з корозією труби та зменшенням товщини її стінки.

Під залишковим ресурсом (залишковим терміном служби) розуміють напрацювання трубопроводу від моменту його діагностування до досягнення граничного стану. Одним з факторів, що визначають залишковий ресурс конструкції, є показники технічного стану об'єкта й параметри, зміна яких може призвести до граничного стану, а саме:

- залишкова товщина стінки трубопроводу,
- швидкість зміни товщини стінки протягом подальшого діагностування та експлуатації трубопровідної мережі.

Особливо гостро це питання стоїть стосовно нафтопроводів, що експлуатуються з ділянками, де

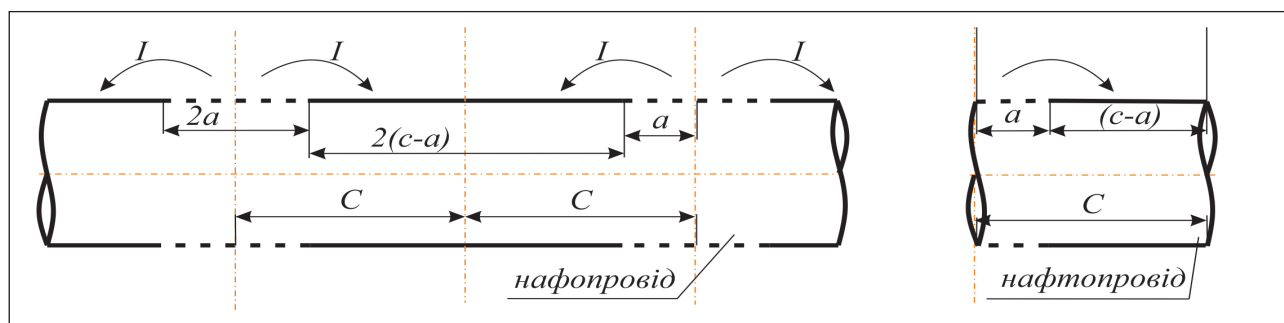


Рис. 1. Схема локального корозійного елемента на трубопроводі в ізоляційному покритті з тріщиною: а – загальний вид; б – розрахункова модель, с – відстань між серединами ділянок; 2а – ширина анодної ділянки; 2(с – а) – ширина катодної ділянки; 1 – трубопровід; 2 – ізоляційне покриття; 3 – тріщина; 4 – електролітичне середовище (агресивна рідина)

порушена ізоляція трубопроводу в умовах попадання на них електролітичних розчинів. Такі ділянки значно впливають на розвиток корозії трубопроводу, утворюючи умови для виникнення макрокорозійних пар. На підземних трубопроводах з ділянками, де порушена ізоляція, суттєво змінюються анодні й катодні поляризаційні характеристики та, як наслідок, потенціали сталі в цих місцях. Зважаючи на те що експлуатація нафтопроводу з ділянками, де порушена ізоляція, пов'язана з електрохімічною корозією металу трубопроводу, увага при обстеженні трубопроводу повинна приділятися визначенню характеристик корозійного процесу. Струм цих гальванопар є універсальним показником для розрахунку втрат металу в тріщинах.

Ізоляційне покриття як капілярно-пористий матеріал є провідником 2-го роду, тому процес корозії сталі в ньому можна розглядати з позицій звичайної електрохімічної корозії металів в електролітах.

У цій постановці задача з електрохімічної корозії ділянки трубопроводу зводиться до визначення стаціонарного електричного поля, що виникає при роботі гальванопари на гетерогенному електроді.

Основною характеристикою електрополя є потенціал, за яким можна знайти щільність корозійного струму за відомим законом Ома в диференціальній формі:

$$i = \gamma \frac{\partial \phi}{\partial N}, \quad (1)$$

де γ – електропровідність електролітичного середовища;

N – нормаль до поверхні металу, що кородує;

ϕ – потенціал.

Розглянемо електричне поле біля гетерогенного електроду, модель якого складається з 2-х ділянок довільної ширини, що відрізняються стаціонарними потенціалами [2, с. 20].

Локальний корозійний елемент представлений ділянкою з трубопроводу під ізоляційним покриттям (катод) і ділянкою з трубопроводом в тріщині під електролітом (анод) (рис. 1).

Завдяки симетричності моделі неоднорідної поверхні достатньо розглянути не всю поверхню, а

тільки її частину, між позначками $x=0$ та $x=c$, які відповідають серединам різномірних ділянок, а точка a – границя між ними. Ця частина поверхні нафтопроводу й у подальшому вважається локальним корозійним елементом.

Визначення розподілу потенціалу електричного поля в цьому випадку може бути зведено до вирішення двохмірного рівняння Лапласа:

$$\frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial y^2} = 0, \quad (2)$$

де ϕ – потенціал; x, y – текучі координати.

Рішення рівняння (2) при визначених граничних умовах може бути отримано методом Ейлера-Фур'є. Завдання зводиться до пошуку цих функцій. У результаті тривалих перетворень отримаємо:

$$\begin{aligned} \phi(x, y) &= \frac{a(E_a - E_k) + cE_k}{c} + \sum_{k=1}^{\infty} \frac{2(E_a - E_k)}{\pi k \left(1 + \frac{\pi k}{c} L\right)} \sin \frac{\pi k}{c} a \cos \frac{\pi k}{c} x e^{-\frac{\pi k}{c} y} = \\ &= \frac{a(E_a - E_k) + cE_k}{c} + \frac{2(E_a - E_k)}{\pi} \sum_{k=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{\pi k}{c} a}{\left(1 + \frac{\pi k}{c} L\right) k} \cos \frac{\pi k}{c} x e^{-\frac{\pi k}{c} y}. \end{aligned} \quad (3)$$

ураховуючи, що $i = -\gamma \left(\frac{d\phi}{dy} \right)$, отримаємо рівняння для визначення розподілу щільності струму по поверхні одного локального елемента:

$$i(x) = \frac{2(E_a - E_k)}{c} \gamma \sum_{k=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{\pi k a}{c} \cos \frac{\pi k x}{c}}{k \left(1 + \frac{\pi k L}{c}\right)}. \quad (4)$$

Щільність струму на поверхні локального елемента змінюється по довжині. Інтегруючи вираз від 0 до a , знайдемо анодний струм одного елемента [10] і тоді струм гальванічного елемента буде:

$$I = \frac{2\gamma(E_a - E_k)}{\pi} \sum_{k=1}^{\infty} \frac{\sin^2 \frac{\pi k a}{c}}{k \left(1 + \frac{\pi k L}{c}\right)}, \quad (5)$$

Отже, розв'язане питання моделювання електрохімічної корозії сталі в тріщині ізоляційного покриття при дії агресивного щодо металу електролітичного середовища, що зводиться до визначення стаціонарного електричного поля гетерогенного електроду. Перевагою цієї моделі є можливість про-

гнозування розвитку корозії арматури за часом, що є важливим при визначенні залишкового ресурсу залізобетонної конструкції.

Товщина стінки труби є одним із основних параметрів, який впливає на залишковий ресурс конструкції. Зміна поперечного перерізу трубопроводу призводить до зміни розподілу напружень на ділянці трубопроводу і сприяє розвитку екологічно небезпечних ситуацій. Товщина стінки труби залежить від робочого тиску навантажень, структурних характеристик і запасу міцності, що включає допуск на рівномірну корозійну втрату.

Для розрахунку втрати площі перерізу при сталому перебуванні агресивного електролітичного розчину в зоні пошкодженої ізоляції розглянуто динаміку глибини корозії трубопроводу під час роботи гальванічного елемента «трубопровід з пошкодженою ізоляцією – трубопровід під ізоляційним покриттям»

$$h = \frac{V}{\pi D_0 a_y} = \frac{KIt}{7,87\pi D_0 a_y}, \quad (6)$$

де V – об'єм прокородованого металу в тріщині, см³;

D_0 – початковий діаметр арматурного стрижня, см;

K – електрохімічний еквівалент, г/А год;

t – час корозії, год.;

$7,87$ – питома вага щільність металу арматури, г/см³;

I – сила струму гальванопари, А;

a_y – довжина ділянки арматури під нормальною тріщиною, що підлягає ураженню, см.

Тож з урахуванням (5) із формули (6) маємо

$$h = \frac{K}{7,87\pi D_0 a_y} \left[\frac{2(E_a - E_k)\gamma}{\pi} \times \sum_{k=1}^{\infty} \frac{1 - \cos 2 \frac{\pi k \alpha}{c}}{\kappa(1 + \frac{\kappa \pi L}{c})} \right] t. \quad (7)$$

Корозійне ураження в тріщині по периметру круглого трубопроводу неоднакове. Для розрахунку втрати площі перерізу на ділянці внаслідок корозії можна прийняти її у вигляді еквівалентного по площі кільця товщиною 0,5 h

$$\Delta A_s = \pi D_0 h / 2, \quad (8)$$

де ΔA_s – втрата площі перерізу.

Тоді відносна втрата площі перерізу стрижня дорівнює

$$v = \frac{\Delta A_s}{A_s} = \pi D_0 h / 2 \times \frac{4}{\pi D_0^2} = \frac{2}{D_0} h. \quad (9)$$

Ураховуючи (3), відносна втрата площі перерізу ділянки трубопроводу за часом буде

$$v(t) = \frac{2K}{7,87\pi D_0^2 a_y} \left[\frac{2(E_a - E_k)\gamma}{\pi} \times \sum_{k=1}^{\infty} \frac{1 - \cos 2 \frac{\pi k \alpha}{c}}{\kappa(1 + \frac{\kappa \pi L}{c})} \right] t. \quad (10)$$

На основі розробленої математичної моделі роботи гальванічного корозійного елемента на ділянці сталевго трубопроводу отримана залежність, що дає змогу розрахувати відносну втрату площі перерізу ділянки трубопроводу.

Дослідженнями підтверджено основну роль макрогальванічних пар у корозійних утратах сталі в тріщинах ізоляційного покриття. Частка корозії, що викликана роботою макрогальванічних пар у розчині 3% NaCl на досліджуваних зразках у даних умовах, становить 93,57–99,97%.

Головні висновки. Моделювання електрохімічної корозії сталі ділянки нафтопроводу в тріщині ізоляційного покриття зведено до визначення стаціонарного електрополя, що виникає при роботі макрогальванопари. Розподіл потенціалу електричного поля визначено шляхом розв'язання двохмірного диференціального рівняння Лапласа.

На основі моделювання електрохімічної корозії сталі розроблено залежність, що дає змогу розрахувати втрату площі перерізу сталевго нафтопроводу в тріщині ізоляційного покриття. Залежність базується на реальних параметрах, отриманих неруйнівним методом при обстеженні конструкції.

Розроблені залежності дають можливість раціонально спланувати ремонтні роботи, прогнозувати реальні строки роботи конструкції, переглянути режим експлуатації тощо.

Перспективи використання результатів дослідження. Перевагою отриманої моделі є можливість прогнозування розвитку корозії за часом, отримання необхідних розрахункових параметрів на конструкціях, що експлуатуються, неруйнівним способом. Розбіжність результатів експериментальних даних і розрахованих за запропонованою математичною моделлю в середньому становить 11%.

Досліджуючи динаміку втрати перерізу трубопроводу на ділянці в тріщині ізоляційного покриття, плануємо розробити методику оцінювання залишкового ресурсу ділянок трубопроводу за несучою здатністю і придатністю до подальшої експлуатації. Оцінювання втрат площі перерізу ділянки трубопроводу дає можливість раціонально спланувати ремонтні роботи, прогнозувати реальні строки роботи конструкції, переглянути режим експлуатації.

Література

1. Поляков С. Електрохімічний моніторинг магістральних трубопроводів на корозійно небезпечних ділянках. Фізико-хімічна механіка матеріалів. 2008. Спец. вип. № 7. Т. 2. С. 761–766.
2. Ждек А.Я. Визначення залишкового ресурсу тривало експлуатованих нафтопроводів із врахуванням наявних корозійних дефектів та умов експлуатації. Науковий вісник: ІФНТУНГ. 2012. № 2 (32). С. 58–66. URL: <http://nv.nung.edu.ua/sites/nv.nung.edu.ua/files/journals/032/12zaydue.pdf>.

3. Rihan Omar Rihan. Electrochemical Corrosion Behavior of X52 and X60 Steels in Carbon Dioxide Containing Saltwater Solution. *Materials Research*. 2013. Vol. 16 (1). P. 227–236. DOI: 10.1590/S1516-14392012005000170.
4. Степова О.В. Техногенна безпека експлуатації магістральних нафтопроводів. Збірник наукових праць (галузеве машинобудування, будівництво). Вип. 2 (30). Полтава: ПолтНТУ, 2011. С. 266–269.
5. Степова О.В. Забезпечення екологічної безпеки експлуатації нафтопроводів за допомогою моніторингу електрохімічних параметрів. Збірник наукових праць (технічні науки). Вип. 1 (53). Рівне: НУВГП, 2011. С. 201–207.
6. Беккер М.В. Обеспечение надёжной работы нефтетранспортной системы ДК «Укратранснефть». Сборник докладов научно-практического семинара (Киев, 17–18 апреля 2007 г.). Киев: Институт электросварки им. Е.О. Патона, 2007. С. 3–5.
7. Корнієнко С.В. Ресурси підземного геологічного простору України. Вісник Київського університету. Серія «Геологія». 2008. № 43. С. 35–37.
8. Корнієнко С.В. Проблеми впливу ґрунтового середовища на корозію магістральних нафтопроводів України. Вісник Київського університету. Серія «Геологія». 2009. № 46. С. 42–43.
9. Миняйло И.В. Определение скорости коррозии металла труб на газопроводе Уренгой-Челябинск. Известия Высших учебных заведений. Серия «Нефть и газ». 2009. № 6. С. 52–58.
10. Инструкция по определению скорости коррозии металла стенок корпусов сосудов и трубопроводов на предприятиях Миннефтехимпрома СССР. Волгоград, 1983. 124 с. URL: <http://meganorm.ru/Data2/1/4293801/4293801208.htm>.
11. URL: <https://all4study.ru/proizvodstvo/raschet-utoneniya-stenki-za-schet-korrozii.html>.
12. Bridgeman J. Erosion/corrosion data handling for reliable NDE. *Nuclear Eng. And Design*. 1991. V. 131. P. 285–297.
13. Lee H. Thinned Pipe Management Program of Korean NPPs. S. Trans. of the 17th Inter. Conf. on Structure Mech. in Reactor Technology (SmiRT 17) Prague, Czech Republic. 2003. August 17–22. P. 1–8.
14. Moolayil T.M. Mitigation of degradation of high energy secondary cecle piping due to FAC and life management in Indian NPPs. Second international Symposium on Nuclear Power Plant Life Management from 15–18th October, 2007 at Shanghai China. 48 p.
15. Мулайил Т.М. К вопросу о коррозии под действием потока. Атомная техника за рубежом. 2008. № 12. С. 16–21.
16. Бараненко В.И. О расчете скорости эрозионно-коррозионного износа и остаточного ресурса трубопроводов АЭС. Известия вузов. Серия «Ядерная энергетика». 2010. № 2. С. 55–63.
17. Воробьева Г.Я. Коррозионная стойкость материалов в агрессивных средах химических производств. Справочник по химии. Москва: Химия, 1975. 816 с.
18. Романов В.В. Методы исследования коррозии металлов. Москва: Металлургия, 1965. 280 с.
19. Земенков Ю.Д. Справочник инженера по эксплуатации нефтегазопроводов и продуктопроводов. Москва: Инфра-Инженерия, 2006. 928 с. URL: <https://books.google.com.ua/books/false>.
20. Stepova O. Modeling of the corrosion process in steel oil pipelines in order to improve environmental safety. *Eastern-European journal of enterprise technologies, industrial and technology systems*. 2017. Vol. 2. No 1 (86). P. 15–20. URL: <http://journals.uran.ua/eejet/article/view/96425>.

ПРОБЛЕМИ КЛАСИФІКАЦІЇ ТА ВИКОРИСТАННЯ «ЗЕЛЕНИХ КОНСТРУКЦІЙ» В ЕКОЛОГІЗАЦІЇ СУЧАСНИХ МІСТ

Ткаченко Т.М.

Київський національний університет будівництва і архітектури
Повітрофлотський проспект 31, 03037, м. Київ
tkachenkoknuba@gmail.com

Наведено результати розробки та удосконалення класифікації «зелених конструкцій». Відсутність такої класифікації вносить дисбаланс у систему їх сприйняття, опису, розуміння процесів і явищ, що відбуваються в цих конструкціях. Внесені уточнення у розуміння термінів «фітостіна», «вертикальне озеленення», «фітомодуль», «зелена покрівля». Вдосконалена їхня класифікація. *Ключові слова:* «зелені конструкції», «фітостіна», «вертикальне озеленення», «фітомодуль», «зелена покрівля», урбоценоз, геопластичні елементи.

Проблемы классификации и использования «зеленых конструкций» в экологизации современных городов. Ткаченко Т.Н. Приведены результаты разработки и усовершенствования классификации «зеленых конструкций». Отсутствие такой классификации вносит дисбаланс в систему их восприятия, описания, понимания процессов и явлений, происходящих в этих конструкциях. Внесены уточнения в понимание терминов «фитостена», «вертикальное озеленение», «фитомодуль», «зеленая кровля». Усовершенствована их классификация. *Ключевые слова:* «зеленые конструкции», «фитостена», «вертикальное озеленение», «фитомодуль», «зеленая кровля», урбоценоз, геопластичные элементы.

Problems of classification and use of “green structures” in the ecologization of modern cities. Tkachenko T. The results of the development and improvement of the classification of “green structures” are given. The absence of such a classification introduces an imbalance in the system of their perception, description, understanding of the processes and phenomena occurring in these constructions. Clarifications were made in understanding the terms “phytowalls”, “vertical gardening”, “phytomodule”, “green roof”. Their classification has been improved. *Key words:* “green constructions”, “phytowall”, “vertical gardening”, “phytomodule”, “green roof”, urbosenoz, geoplastic elements.

Постановка проблеми. Постійне зростання міського населення призвело до ряду серйозних соціальних, економічних й екологічних проблем. Через щільності міської забудови практично не залишилося місця для зелених насаджень, парків, скверів. Скорочуються не тільки міські рекреаційні зони, але й заміські зелені насадження, які виконують роль зелених міських поясів. Такі зелені пояси є джерелом кисню, зоною збереження біорозмаїття фіто- і зооценозів, міграційними шляхами для біоти з міського середовища в природне і навпаки. Крім того, вони підтримують кліматичний баланс міської системи, захищаючи її від вітру, перепаду температури, підтоплення, зсувів і повеней. Нині міська система розповзається горизонтально і вертикально, що різко знижує привабливість ландшафту місцевості. Становище ускладнюються економічними причинами: вартість землі в центрі міст дуже велика. Тому вигідніше віддавати її під забудову, а не створювати зони рекреації. Через відсутність зелених зон у центральних районах, спостерігається ефект теплового острова центрів міст, коли різниця температур між центральними міськими та заміськими районами становить близько 4–7°C. До чинників, які змінюють мікроклімат урбоценозів, також належать: забруднення атмосферного повітря (зміна його складу, що виражається в збільшенні вмісту твердих зважених часток і сторонніх газоподібних домішок); зміна теплообміну завдяки закритості горизонту,

теплофізичних властивостей міських поверхонь (теплоємність, відбивна здатність домішок); штучне утворення потоків теплоти при опаленні, роботі автотранспорту, на промислових підприємствах. Економічні та екологічні проблеми міст призводять до соціальних, коли збільшується рівень хронічних захворювань, погіршується психоемоційний стан людини, знижується рівень народжуваності. Тому у сучасних містах потрібно застосовувати гнучкі планувальні структури – геопластичні елементи, які здатні реагувати на нові потреби і умови. До цих елементів належать сучасні «зелені конструкції», під якими ми розуміємо архітектурно-будівельні елементи, поєднані з живими рослинами: покрівельне озеленення, фасадні зелені блоки, вертикальне озеленення, екопарковки, зелені схили.

Актуальність дослідження. Аналіз літературних джерел та основних напрямів досліджень «зелених конструкцій» показав, що ці біотехнічні системи вже давно вийшли за межі естетичного елементу дизайну навколишнього середовища. Інтенсивні процеси урбанізації призводять до збільшення міст, щільності їхньої забудови та техногенного навантаження на біосферу, що сприяє загрози техногенної безпеки. Техногенна безпека будь-якої держави є складовою частиною екологічної безпеки. Тому удосконалення та впровадження нових екологічно безпечних технологій є основним механізмом зниження техногенної небезпеки. «Зелені конструкції» є

одним з механізмів підвищення екологічної безпеки будівель. Ці механізми виконують екологічну (створення додаткових локальних біогеоценозів, збереження і штучне поповнення біорозмаїття, мости міграції біоти, екологічна утилізація будівель), економічну (додаткова теплоізоляція, зменшення холодної навантаження на кондиціонування повітря, зменшення навантаження на міське дощове водовідведення, вторинне використання стічних вод на полив та технічні потреби) та соціальну (збереження земельних ресурсів, боротьба з парниковим ефектом, збереження здоров'я людей: продукування кисню, створення рекреаційних зон, поліпшення якості повітря фітонцидами, зменшення рівня шуму) функції у сучасних містах. Нині відсутня чітка класифікація «зелених конструкцій», що вносить дисбаланс в систему їх сприйняття, опису, розуміння процесів і явищ, що відбуваються в цих конструкціях. Тому вдосконалення цієї класифікації є важливим напрямом дослідження.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Робота виконана згідно з «Державною програмою підтримки енергоефективних проектів» і безпосередньо пов'язана з планами держбюджетної тематики Київського національного університету будівництва і архітектури, які виконувалися на замовлення Міністерства освіти і науки України (номер державної реєстрації 0117U003297).

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Екологізація сучасних міст відбувається за двома напрямками: інженерно-технічним (розробка та використання різних технологій та матеріалів для підвищення енергоефективності будівель) та архітектурно-ландшафтним (використання «зелених конструкцій» як геопластичних елементів). На сьогодні немає чіткої класифікації типів «зелених конструкцій». Наприклад, в основу класифікації верти-

кального озеленення А.І. Хуснутдінової [1] покладені дві ознаки: по прийомах покриття фасаду (суцільне, часткове), по принципах підбору композиційних поєднань (функціональний, екологічний, декоративний). У класифікації А.В. Салагаєва [2] основною ознакою є технологія вирощування рослин на гідропоніці за шістьма типами гідропонних систем: глибоководна культура (Deep Water Culture – DWC), періодичне затоплення (Ebb / Flow), крапельний полив (реверсійний / не-реверсійний) – Drip System (recovery / non-recovery), живильний шар (Nutrient Film Technique – NFT), аеропоніка (Aeroponic), гнотова (Wick). Автор підкреслює, що є багато модифікацій на основі базових систем, але все гідропонні методи – різновид або комбінація цих шести типів. Не робить різниці в термінології і засновник нового напрямку в технології фітостін Патрік Бланк [3].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Внесені уточнення у розуміння термінів «фітостіна», «вертикальне озеленення», «фіто-модуль», «зелена покрівля». Вдосконалена їхня класифікація.

Новизна. Новизна роботи полягає в тому, що вперше розроблено чітку схему класифікації «зелених конструкцій» у проблемі екологізації сучасних міст. Дано визначення терміна «зелені конструкції». Внесена ясність у розуміння термінів «вертикальне озеленення», «фітостіни», «зелена покрівля». На підставі уточнення термінології запропоновано їх класифікацію.

Методологічне або загальнонаукове значення. Вдосконалення класифікації «зелених конструкцій» має наукове і практичне значення. По-перше, прояснення термінології та удосконалення класифікації дає змогу визначити місце «зелених конструкцій» у системі «зеленого будівництва» як біотехнічного механізму підвищення екологічної безпеки буді-



Рис. Схема класифікації «зелених конструкцій»

вель. По-друге, практичне значення цієї класифікації полягає в цілісності розуміння терміна «зелені конструкції» для визначення методів їх вивчення, розробки та впровадження.

Виклад основного матеріалу. На наш погляд, обидві класифікації не враховують головної відмінності вертикального озеленення і фітостін. Ця відмінність – у висадці рослин. Класичне вертикальне озеленення є прифасадним. Коріння рослин знаходяться в горизонтальній ділянці ґрунту близько фасаду будівлі, а їх стебла в'ються по фасаді. У фітостіну рослини висаджуються повністю в спеціальні пристосування з гідропонним розчином. Наше визначення на розуміння класичного вертикального озеленення наведено у класичних роботах В.О. Горохова [4; 5] та В.С. Теодоронського [6]. В.В. Бахарев [7], розглядаючи сучасні системи міського озеленення, окремо виділяє фітостіни та вертикальне озеленення фасадів будівель. При цьому автор вказує, що в другому випадку переважно використовуються ліани. На наш погляд, у статті не вказується основна відмінність в двох видах озеленення, а ліани можна використовувати як для фітостін, так і для вертикального озеленення. Термін «фасадне озеленення» став широко використовуватися в зв'язку з появою «зелених фасадних блоків» Патріка Бланка у 1994 р. Ця система озеленення відрізняється від класичного вертикального озеленення тим, що передбачає використання спеціальних фасадних конструкцій – модулів. У зв'язку з тим, що фасадне озеленення буває зовнішнім та внутрішнім, виникла плутанина в термінах «фасадне озеленення», «фітостіна», «фітомодуль», «фітокартина». Всі ці терміни передбачають створення фітостіни («зеленої стіни») на основі живих рослин із використанням спеціальних технічних конструкцій, в які висаджуються живі рослини. Тобто рослини висаджуються в самі конструкції на фітостіні. Тому ми пропонуємо розрізняти класичне вертикальне озеленення та фітостіни, які можуть бути зовнішніми або внутрішніми. Для більш детального пояснення нашого підходу до термінології зелених конструкцій нами розроблена схема екологізації сучасних міст (рис.). Такі «зелені конструкції», як «зелені покрівлі», теж розглядаються по-різному. Деякі автори [8] озеленення подіумів, стилобатів, покрівель гаражів виділяють в окремий архітектурно-ландшафтний напрям. На нашу думку, його можна віднести до покрівельного озеленення, оскільки «зелені покрівлі» можуть розміщуватися на будь-яких заглиблених і висотних штучних конструкціях подіумів, стилобатів, покрівель гаражів та в основі їх озеленення лежить однакова технічна система: єдиний шар гідроізоляції, дренажу та набір додаткових шарів, в тому числі живий рослинний шар. По тому самому принципу до зелених покрівель

ми додаємо озеленення терас. У цьому разі ми маємо на увазі таку саму технологію озеленення, яка використовується для покрівель: єдиний шар гідроізоляції, єдина дренажна система. Рослини можуть висаджуватися в насипний ґрунт або змішано: частково в насипний ґрунт, а частково – в контейнери. Окремими типами «зелених конструкцій» ми виділяємо екопарковки та озеленення схилів. У літературі ці геопластичні елементи озеленення ніяк не класифікують, а просто розглядають окремо.

На нашу думку, ці типи озеленення належать до зелених конструкцій, оскільки вони поєднують в собі архітектурно-будівельні елементи з живими рослинами. На нашу думку, вони можуть вважатися сучасним архітектурно-ландшафтним напрямом у системі екологізації міст (рис.). Деякі автори [8] окремим типом озеленення сучасних міст виділяють системи мобільного озеленення – це озеленення міста, району або конкретної місцевості, яке реалізується за рахунок конструктивних елементів. Наприклад, екококони на території Бостона або величезні штучні дерева в Сінгапурі. Цей вид озеленення ми не включали в нашу класифікацію, оскільки він не відповідає поняттю «зелені конструкції», бо не несе поєднань будівельних конструкцій і живих рослин. Цей тип озеленення є штучним і може використовуватися в поєднанні з іншими геопластичними формами в зеленому будівництві міст.

Головні висновки. На підставі проведеного літературного аналізу встановлено відсутність чіткої класифікації «зелених конструкцій», що ускладнює їх вивчення як біотехнічних механізмів у концепції «зеленого будівництва». Уточнено терміни «зелені конструкції», «фітостіна», «вертикальне озеленення», «фітомодуль». У результаті уточнення термінології запропоновано класифікацію використання «зелених конструкцій» для внутрішнього і зовнішнього і тільки внутрішнього використання. Для внутрішнього та зовнішнього використання «зелені конструкції» пропонується розділяти на «фітостіни» і «вертикальне озеленення». Тільки зовнішнє використання «зелених конструкцій» поділяється на «зелені схили», «зелені покрівлі» та екопарковки. «Зеленими покрівлями» пропонується вважати озеленені дахи на громадських та промислових будівлях, заглиблених та висотних штучних конструкціях, стилобатах, терасах.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати досліджень можуть використовуватися у навчальному процесі під час викладання дисциплін «Загальна екологія» та «Енергоефективне зелене будівництво. Традиційні та альтернативні джерела енергії».

Література

1. Хаснутдинова А.И., Александрова О.П., Новик А.Н. Технология вертикального озеленения. Строительство уникальных зданий и сооружений. 2016. 12(51). С. 20–32.

2. Салагаев А.В. Эволюция вертикального озеленения. Архитектон: известия вузов. 2012. № 38. С. 5–10.
3. Вертикальные сады Патрика Бланка. Econet. 2017. URL: <https://econet.ru/articles/64106-vertikalnye-sady-patrika-blanka> (дата обращения: 24.09.2017).
4. Горохов В.А. Городское зеленое строительство: учеб. пособие для вузов. Москва.: Стройиздат, 1991. 416 с.
5. Инженерное благоустройство городских территорий: учеб. пособие для вузов / В.А.Горохов, Л.Б.Лунц, О.С. Расторгуев; под общ. ред. Д.С. Самойлова. М.: Стройиздат, 1985. 389 с.
6. Строительство и эксплуатация объектов ландшафтной архитектуры: учебник для студ. высш. учеб. Заведений / В.С. Теодоронский, Е.Д. Сабо, В.А. Фролова; под ред. В.С. Теодоронского. М.: Издательский центр, 2008. 352 с.
7. Бахарев В.В. Вертикальное озеленение: перспективы использования традиционных и инновационных технологий в условиях городской агломерации. Белгородская городская агломерация как субъект опережающего развития: сборник материалов научно-практической конференции (26–27 февраля 2014 г., Белгород). Белгород, 2014. С. 69–79.
8. Алаева Н.А. Основные направления экологизации зданий. Горизонты образования. 2015. Вып. 17. С. 1–18. URL: <http://edu.secna.ru/publication/5/release/108/> (дата обращения: 25.09.2017).

СИСТЕМА ПОКАЗНИКІВ КОМПЛЕКСНОЇ ОЦІНКИ ПОЛІЕЛЕМЕНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ҐРУНТІВ УРБОЕКОСИСТЕМИ

Шматков Г.Г., Яковишина Т.Ф.

ДВНЗ «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури»

вул. Чернишевського, 24а, 49100, м. Дніпро

keko@pgasa.dp.ua

t_yakovyshyna@ukr.net

Розроблено систему комплексної оцінки забруднення важкими металами ґрунтів урбоєкосистеми шляхом обґрунтування методами математичної статистики залучення показників, які враховують поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії, фітотоксичність та рівень екологічного ризику. Для ґрунтів урбоєкосистем доведена доцільність використання показника фітотоксичності внаслідок тісної зворотної кореляції та рівнянь регресії щодо коефіцієнту дисбалансу. Ступень екобезпеки забруднення ґрунту важкими металами рекомендовано визначати за потенційним екологічним ризиком, через наявність тісного кореляційного зв'язку з інтегральними показниками поліелементного забруднення та згідно з рівняннями регресії з високою достовірністю апроксимації. *Ключові слова:* важкі метали, забруднення, оцінка, ґрунт, урбоєкосистема.

Система показателей комплексной оценки полиэлементного загрязнения тяжелыми металлами почв урбоэко-систем. Шматков Г.Г., Яковина Т.Ф. Разработана система комплексной оценки загрязнения тяжелыми металлами почв урбоэко-системы путем обоснования методами математической статистики привлечения показателей, учитывающих полиэлементный характер искусственно созданной геохимической аномалии, фитотоксичность и уровень экологического риска. Для почв урбоэко-систем доказана целесообразность использования показателя фитотоксичности в результате тесной обратной корреляции и уравнений регрессии относительно коэффициента дисбаланса. Степень экоопасности загрязнения почвы тяжелыми металлами рекомендуется определять при помощи потенциального экологического риска, из-за наличия тесной корреляционной связи с интегральными показателями полиэлементного загрязнения, а также уравнений регрессии с высокой достоверностью аппроксимации. *Ключевые слова:* тяжелые металлы, загрязнение, оценка, почва, урбоэко-система.

System of the complex assessment indices of the urbocosystem soils contamination by the heavy metals. Shmatkov H., Yakovyshyna T. The complex assessment system of the contamination by the heavy metals of the urbocosystem soils has been developed by using mathematical statistics methods to attract indicators that take into account the polyelemental nature of the artificially created geochemical anomaly, phytotoxicity and the level of the environmental risk. The expedient using of the phytotoxicity index has proved to the urbocosystem soils as a result of close back correlation and regression equations with respect to the imbalance coefficient. The degree of environmental hazard of the soil contamination by the heavy metals is recommended to be determined with the help of potential environmental risk, due to the presence of a close correlation with integrated indicators of the polyelemental contamination and regression equations with high reliability of approximation. *Key words:* heavy metals, contamination, assessment, soil, urbocosystem.

Постановка проблеми. Під час здійснення оцінки забруднення важкими металами (ВМ) ґрунтів урбоєкосистем відразу постає проблема вибору показників, що враховували б поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії, її токсичність для фітоценозу та можливий екологічний ризик. На жаль, нині не існує єдиного показника, який би відповідав усім зазначеним вимогам, тому виникає необхідність у створенні системи комплексної оцінки забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистем шляхом залучення найбільш інформативних та обґрунтування їх поєднання.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Оцінку поліелементного забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистем здійснюють за допомогою інтегральних показників, що відрізняються тільки за відправною точкою нормування – природний геохімічний фон чи ГДК.

Згідно з нормуванням за фоновою концентрацією розраховують сумарний показник забруднення (Z_c) за формулою Ю.В. Саєта (1990) [1]:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1), \quad (1)$$

де n – число сумарних елементів;

K_c – коефіцієнт концентрації [2] (або аномальності за В.В. Добровольським, 1999), що розраховується як відношення вмісту ВМ у досліджуваному ґрунті (C_i) до його фонового вмісту ($C_{\text{фон}}$) [3].

Проте у такому вигляді Z_c не враховує багато факторів, які впливають на поведінку ВМ у ґрунті. Для обліку особливостей ґрунту в формулу розрахунку Z_c А.В. Морозом (2001) запропоновано ввести поправочні коефіцієнти, що стосуються типу, гранулометричного складу та окультуреності ґрунту [4].

Однак широке використання Z_c протягом останніх 25 років дало змогу виявити цілий ряд недоліків, що здебільшого притаманні результатам оцінок, пов'язаних із фоновими характеристиками, головним з яких є невизначеність із поняттям фону – місцевий, регіональний, забруднення, урбанізованого середовища, для цього типу ґрун-

тів тощо. Визначення фонові концентрації ВМ В.В. Добровольський (1999) пропонує здійснювати відповідно до зонального ґрунту, адже фоновий вміст елементу (речовини), згідно з ГОСТ 27593-88, – це такий вміст елементу (речовини) у ґрунті, що відповідає його природному складу [3]. І хоча в умовах урбанізованого середовища відбувається трансформація верхньої частини ґрунтового профілю, однак варто зазначити, що ґрунт наслідуює риси тієї материнської породи, на якій він свого часу сформувався, отже, відбиває притаманний тільки їй фоновий вміст хімічних елементів, котрий може бути підвищений через аерогенне забруднення ВМ, що є складовими елементами викидів в атмосферне повітря від промислових підприємств, або, навпаки, знижений шляхом умовного розбавлення шляхом привнесення будівельного сміття.

Усю повноту направленості антропогенного впливу, як-то забруднення і деконцентрація, на ґрунти урбоєкосистем буде враховувати коефіцієнт дисбалансу елементів (C_d), що розраховується як сума коефіцієнтів забруднення (C_z) та недостатності (C_n):

$$C_d = C_z + C_n, \quad (2)$$

$$C_z = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{\text{фон}}} - 1 \right), \quad (3)$$

$$C_n = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(1 - \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} \right), \quad (4)$$

На думку авторів [5], він більш реально відображає ступінь деградації міських ґрунтів при порушенні їх внаслідок будівельної діяльності та інтенсивного аерогенного забруднення ВМ, адже враховує як надлишок, так і нестачу хімічних елементів, проте виникають проблеми через відсутність його нормування.

Індекс забруднення ґрунту (ІЗГ) розраховується на основі нормативних лімітуючих санітарно-гігієнічних показників – ГДК або ОДК елементів (шкідливих речовин), у ґрунті за формулою:

$$ІЗГ = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{ГДК}} \right)}{n}, \quad (5)$$

де $C_{ГДК}$ – ГДК ВМ в ґрунті (мг/кг) [6].

Серед переваг такого підходу варто зазначити можливість гігієнічно-обґрунтовано диференціювати територію за ступенем небезпеки, проте виникає питання, пов'язане зі строкатістю ґрунтового покриву і, відповідно, властивостями ґрунтів щодо їх буферної здатності до ВМ, що більшою мірою відображає фонову концентрацію, чим ГДК.

Однак якість ґрунту як багаторівневої та гетерогенної системи досить складно оцінити тільки за кількісним вмістом ВМ, тому актуальності набуває пошук і залучення до системи оцінки забруднених

ґрунтів урбоєкосистем методів визначення їх токсичності [7].

Найбільш вдалим інтегральним показником фітотоксичності ґрунтів є індекс токсичності фактору, розроблений Р.Р. Кабіровим (1997):

$$ІТФ_{cp} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{TP_n^d}{TP_n^k}, \quad (6)$$

де TP_n^d – середнє значення за повтореннями тест-реакції у досліджуваного варіанту; TP_n^k – середнє значення за повтореннями тест-реакції контрольного варіанту [8].

Крім того, вважається за доцільне залучити до системи оцінки показник потенційного екологічного ризику (RI) за Л. Nakanson (1980) [9] (формула 7), що надасть змогу встановити рівень екологічної небезпеки забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми [10]

$$RI = \sum_{i=1}^n (T_r \cdot K_c), \quad (7)$$

де T_r – токсико-відповідь на хімічний елемент.

Мета роботи полягала у створенні системи комплексної оцінки забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистем шляхом обґрунтування методами математичної статистики залучення показників, що здатні враховувати поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії, фітотоксичність та рівень екологічного ризику.

Методика досліджень. Мережа екомоніторингу забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро була сформована шляхом нанесення сітки (2 км × 2 км) на його території, що дало змогу виділити 65 ключових ділянок відбору проб із наступним розподіленням: лівобережжя – 21, правобережжя – 44; за районами: Амур-Нижньодніпровський – 13, Індустріальний – 5, Новокодацький – 12, Самарський – 8, Соборний – 8, Центральний – 3, Чечелівський – 9, Шевченківський – 7; за характером функціонального призначення: промислова зона – 9, висотна забудова – 13, приватний сектор – 26, зелена (рекреаційна) зона – 17.

Екологічну оцінку поліелементного забруднення проводили за валовим вмістом ВМ згідно з Z_c [1], ІЗГ [6], Сд [5]. Валовий вміст досліджуваних ВМ (Cd, Pb, Zn, Cu і Ni) визначали атомно-абсорбційним методом після кислотної обробки ґрунту [11]. Фітотоксичність досліджуваних ґрунтів оцінювали шляхом біотестування з використанням як тест-організму вівса посівного (*Avena sativa* L.) за тест-реакціями: енергія проростання, довжина корінця, висота проростку, суха біомаса з визначенням комплексного показника – ІТФ [8]. RI встановлювали за рівняннями Л. Nakanson [9]. Обробку експериментальних даних здійснювали за допомогою дисперсійного, кореляційного та регресійного аналізів [12] із залученням комп'ютерних програм Statistica 6.0, Microsoft Excel 2010, on-line калькулятору planetcalc.ru.

Виклад основного матеріалу. Широкі межі коливань між максимальним та мінімальним значенням Z_c (табл. 1) зумовлюються чітко вираженою

наявністю пріоритетних забруднювачів – Cu , Zn Pb для урбоєкосистеми м. Дніпро на фоні деконцентрації за рештою елементів. Просторове розподілення сумарного показника забруднення ґрунту дозволило виділити так звані *hot spots*, що були прив'язані до промислових зон міста. Поліелементне забруднення ґрунтів м. Дніпро мало дещо строкатий характер і коливалось у досить широких межах – від дуже слабкого до сильного за Z_c . Дуже слабкий та слабкий рівень забруднення були притаманні переважно рекреаційним зонам та приватному сектору периферійних районів. Стосовно висотної забудови спостерігалась така тенденція: з віддаленням її від промислових зон та автомагістралей з інтенсивним рухом сумарний показник забруднення знижувався від помірного до слабкого.

Зменшення категорій нормування до трьох при нормуванні за ІЗГ (чистий, проблемний та забруднений ґрунт) надавало дещо спрощену характеристику екоситуації стосовно забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро, ніж щодо Z_c , отже, ступень небезпеки неможливо було встановити повною мірою. Простежувався чіткий розподіл на чистий та забруднений ґрунт за практично повною відсутністю перехідної ланки – проблемний ґрунт. За умов, як низького, так і високого рівня забруднення за кількома ВМ фактично констатується тільки наявність самого факту забруднення ґрунту.

Коефіцієнт дисбалансу ВМ у ґрунті споріднювала з показниками Z_c та ІЗГ, по-перше, інтенсивність антропогенного навантаження, що була вищою на правобережжі, ніж на лівобережній частині міста, а, по-друге, майже повна відсутність перехідної ланки між забрудненими та незабрудненими ділянками, у випадку із C_d – між напруженою і кризовою екоситуацією та сприятливою і допустимою.

Перевищення середнім значенням медіани свідчить про несиметричне розподілення по виборці, отже, поступове зростання забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро (табл. 1). За умов додатного коефіцієнту ексцесу крива розподілу значень Z_c ,

ІЗГ та C_d має вищу та гострішу вершину, ніж крива нормального розподілу. Згідно зі значеннями коефіцієнту асиметрії, переважна частина вибірки більша за математичне сподівання. Дисперсія є мірою варіації забруднення ВМ міського ґрунту за умов впливу природних та антропогенних факторів в урбоєкосистемі. Згідно зі значеннями стандартного відхилення більш широко розкидані дані щодо середнього по Z_c і меншою мірою – по ІЗГ та C_d .

У процесі статистичного аналізу були встановлені кореляційні зв'язки між Z_c і ІЗГ – 0,968; Z_c і C_d – 0,934; ІЗГ і C_d – 0,929, що, своєю чергою, свідчить про їх взаємодоповнення при характеристиці екологічної ситуації стосовно забруднення ВМ та деградації ґрунтового покриву урбоєкосистем.

Використання Z_c і ІЗГ доцільно тільки за умов сильного забруднення ВМ, на жаль, вони не відображають деградацію ґрунту через дефіцит металів, які в невеликих кількостях потрібні живим організмам і, насамперед, рослинам – початковій ланці будь-якого трофічного ланцюга наземного біогеоценозу.

На відміну від проаналізованих показників, C_d враховує як надлишок, так і нестачу елементу, що досить важливо для територій порушених внаслідок будівельної діяльності за умов аерогенного забруднення викидами промислових підприємств та автотранспорту. Зменшення вмісту таких життєво важливих мікроелементів, як Z_n , фізіологічна роль якого полягає в утворенні різних ферментів, протеїнів, хлоропластів, нормалізації фосфатного режиму, синтезі триптофану та C_n , що входить до складу оксидази аскорбінової кислоти та поліфенолоксидази, відбувається через порушення процесу формування репродуктивних органів, деформацію, карликовість, розеточність, появу сірих некротичних плям, отже, своєю чергою, позначається на збідненості фітоценозу. Використання C_d , на жаль, обмежується відсутністю нормування, крім того, здається доцільним прив'язати його до фітотоксичності ґрунту за ІТФ. Адже, відповідно до сутності цього показника за Н.П. Грицан (1992) [6], розподілення значень коефі-

Таблиця 1

Статистична характеристика показників комплексної оцінки поліелементного забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро

Показник	Z_c	ІЗГ	C_d	ІТФ	RI
Мінімум	0,56	0,13	0,34	0,43	15,68
Максимум	45,99	4,56	8,50	0,94	237,84
Розмах	45,43	4,43	8,16	0,51	222,16
Середнє	13,42	1,19	2,68	0,68	80,92
Медіана	9,53	0,88	2,13	0,68	72,66
Ексцес	1,06	2,74	0,74	-0,69	2,00
Асиметрія	1,19	1,67	1,14	0,04	1,45
Дисперсія	107,56	0,94	4,00	0,01	2395,90
Стандартне відхилення	10,45	0,98	2,01	0,11	49,33

цієнту дисбалансу має бути зворотно пропорційне кривій виживання живих організмів при зміні умов середовища за екологічними факторами, в нашому випадку – вмісту металів у ґрунті.

Для показника фітотоксичності було встановлено майже симетричне пласковершинне розподілення з низькою ексцесивністю, із досить широким розмахом, адже максимальне значення ІТФ перевищувало мінімальне вдвічі (табл. 1).

Визначені рівні фітотоксичності відбивали не тільки безпосередньо навантаження внаслідок забруднення ВМ, а й всі негативні впливи, що здійснювались на ґрунти урбоєкосистеми м. Дніпро, як-то втрата родючості, забруднення нафтопродуктами, радіоактивними речовинами тощо. Тому встановлення інтенсивності впливу на ґрунт внаслідок забруднення ВМ через дослідження можливої кореляції між ІТФ та інтегральними характеристиками поліелементного забруднення – Z_c , ІЗГ і C_d – підтвердить пріоритетність ВМ як найбільш небезпечних забруднювачів цієї абіотичної складової довкілля. Зворотний кореляційний зв'язок, як такий котрий можна вважати за суттєвий, було встановлено тільки між коефіцієнтом дисбалансу (C_d) та фітотоксичністю (-0,838), на відміну від нормування стосовно природного геохімічного фону (Z_c) та санітарно-гігієнічного показника – ПДК (ІЗГ) – -0,765 та -0,763 відповідно, що пояснюється врахуванням у першому випадку як надлишку, так і нестачі елементів, в той час як решта ґрунтується тільки на рівні забруднення. Крім того, C_d враховує не тільки нестачу металів у ґрунті, до речі, серед досліджуваних є Z_n та C_w , котрі в незначних кількостях, як мікроелементи, потрібні всім живим організмам (отже, їх дефіцит буде пригнічувати ріст і розвиток рослин), а й опосередковано відбиває низький рівень мінерального живлення рослин внаслідок перемішування гумусового шару з підстилаючими породами та розбавленням будівельним сміттям, що притаманно будь-якій урбоєкосистемі.

Результати кореляційного аналізу дублювали одержані рівняння регресії, в яких згідно зі значеннями достовірності апроксимації слабкий зв'язок між токсичністю ґрунту і рівнем його поліелементного забруднення за Z_c та ІЗГ відбивався ще чіткіше (формули 8–10). Можна стверджувати, що в умовах урбоєкосистеми токсичність ґрунту зумовлює не тільки забруднення, але й деконцентрація хімічних елементів, що є результатом впливу будівельної діяльності.

$$\text{ІТФ} = -0,001\text{ІЗГ}^4 + 0,0042\text{ІЗГ}^3 + 0,0355\text{ІЗГ}^2 + 0,2328\text{ІЗГ} + 0,8675 \quad R^2 = 0,6669, \quad (8)$$

$$\text{ІТФ} = -0,0000003Z_c^4 + 0,00003Z_c^3 - 0,0006Z_c^2 - 0,0082Z_c + 0,8202 \quad R^2 = 0,6547, \quad (9)$$

$$\text{ІТФ} = 0,0004C_d^4 - 0,0074C_d^3 + 0,0539C_d^2 - 0,2095C_d + 0,939 \quad R^2 = 0,8207 \quad (10)$$

Потенційний екологічний ризик, визначений як сума індивідуальних ризиків від кожного досліджуваного ВМ, на більшості території міста характеризувався як низький і тільки на сімох ділянках відповідав помірному рівню. Статистичні характеристики виборки RI підтвердили направленість процесу забруднення, встановленого за Z_c , ІЗГ та C_d (табл. 1). Порівнюючи одержані значення RI з інтегральними характеристиками поліелементного забруднення ґрунтів, варто зазначити, що спостерігався тісний кореляційний зв'язок більшою мірою з $Z_c - 0,924$ та ІЗГ – 0,923, ніж з $C_d - 0,811$, через врахування останнім нестачі металів у ґрунті, в той час як потенційний екологічний ризик орієнтований тільки на збільшення вмісту елементу з урахуванням його токсичності внаслідок антропогенного втручання при функціонуванні урбоєкосистеми.

Регресійний аналіз дав змогу одержати ряд рівнянь, котрі визначали залежність RI від показників поліелементного забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро, які описувались поліномами третього порядку (формули 11-13). Згідно з величиною достовірності апроксимації, потенційний екологічний ризик орієнтований тільки на процеси забруднення, причому більшою мірою має спорідненість із нормуванням за природним геохімічним фоном, чим за ГДК.

$$RI = -0,9728\text{ІЗГ}^3 + 2,1802\text{ІЗГ}^2 + 50,691\text{ІЗГ} + 21,738 \quad R^2 = 0,7951, \quad (11)$$

$$RI = -0,0008Z_c^3 + 0,0684Z_c^2 + 2,8958Z_c + 29,059 \quad R^2 = 0,8555, \quad (12)$$

$$RI = -0,48C_d^3 + 7,6908C_d^2 + 12,649C_d + 57,835 \quad R^2 = 0,6948, \quad (13).$$

Низька достовірність апроксимації та відсутність кореляційних зв'язків із показниками фітотоксичності ґрунту дали змогу встановити межі використання RI для міських ґрунтів, а саме: тільки для промислово розвиненої урбоєкосистеми з інтенсивним техногенним пресінгом, адже руйнівний вплив будівельної діяльності, котрий позначається через процеси розбавлення концентрацій хімічних елементів, він не дасть змоги адекватно оцінити. Також ще раз була підтверджена пріоритетність проведення оцінки поліелементного забруднення ВМ ґрунтів за Z_c як інтегральним показником, що ґрунтується на нормуванні за природним геохімічним фоном – вмістом металів у зональному ґрунті для Північного Степу України – чорноземі звичайному.

Головні висновки. Створено систему комплексної оцінки забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми шляхом обґрунтування методами математичної статистики залучення показників, які враховують поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії – Z_c , ІЗГ і C_d , фітотоксичність – ІТФ та рівень екологічного ризику – RI.

Доведено доцільність використання таких показників для всебічної характеристики ступеня екобезпеки забруднення ґрунту ВМ: 1) фітотоксичності за ІТФ внаслідок тісної зворотної кореляції (-0,838) та одержаних рівнянь регресії щодо інтегрального показника C_d , що характеризує надлишок та нестачу ВМ у ґрунті, на відміну від Z_c та

ІЗГ, котрі враховують лиш один рівень забруднення; 2) потенційного екологічного ризику – RI через наявність тісного кореляційного зв'язку з інтегральними показниками поліелементного забруднення Z_c (0,924), ІЗГ (0,923) та згідно з одержаними рівняннями регресії з високою достовірністю апроксимації.

Література

1. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве / Б.А. Ревич, Ю.Е. Сагет, Р.С. Смирнова. М.: ИМГРЭ, 1990. 15 с.
2. Ololade I.A. An assessment of heavy-metal contamination in soils within auto-mechanic workshops using enrichment and contamination factors with geoaccumulation. *Journal of environmental protection*. 2014. № 5. С. 970–982.
3. Добровольский В.В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1999. № 5. С. 639–645.
4. Мороз А.В. Расчет суммарного показателя загрязнения почвы тяжелыми металлами. *Аграрная наука*. 2001. № 1. С. 6–7.
5. Экологические основы природопользования / Н.П. Грицан, Н.В. Шпак, Г.Г. Шматков, А.Г. Шапарь. Днепропетровск: Институт проблем природопользования и экологии НАН Украины, 1998. 409 с.
6. Богданов Н.А. Метод оценки состояния земель по индексу загрязнения почв / Н.А. Богданов, Ю.С. Чуйков, В.С. Рыбкин. *Астраханский вестник экологического образования*. 2013. № 1 (23). С. 102–112.
7. Терехова В.А. Биотестирование почв: подходы и проблемы. *Почвоведение*. 2011. № 2. С. 190–198.
8. Кабиров Р.Р. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории / Р.Р. Кабиров, А.Г. Сагитова, Н.В. Суханов. *Экология*. 1997. № 6. С. 408–411.
9. Nakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water resource*. 1980. Vol. 14. P. 975–1001.
10. Звягинцева А.В. Количественная оценка рисков в экологической безопасности / А.В. Звягинцева, Г.В. Аверин. *Вісник Донецького національного університету. Сер. Природничі науки*. 2006. № 2. С. 296–304.
11. Методи аналізів ґрунтів і рослин: методичний посібник / За заг. ред. С.Ю. Булигіна. Харків: Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського, 1999. 157 с.
12. Тарасова В.В. Екологічна статистика: Підручник. Київ: Центр учбової літератури, 2008. 392 с.

УДК 622. 17:504.064.4

ПЕРЕРОБКА ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ ВУГІЛЬНИХ ШАХТ НОВИМИ ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТИМИ СПОСОБАМИ

Мнухін А.Г., Мнухіна Н.О., Гітуляр А.А.
Запорізька державна інженерна академія
пр. Соборний, 226, 69006, м. Запоріжжя
anatoly.mnukhin@gmail.com
nastionush@gmail.com

Розглянуті і проаналізовані різні способи переробки породних відвалів вугільних шахт. Вказані основні недоліки застосовуваних у даний час технологій переробки, намічені шляхи оптимізації цих процесів екологічно чистим шляхом. *Ключові слова:* породні відвали, переробка, технологічний процес, способи поліпшення, порода, сепарація магнітна.

Переработка породных отвалов угольных шахт новыми экологически чистыми способами. Мнухин А.Г., Мнухина Н.А., Гитуляр А.А. Рассмотрены и проанализированы различные способы переработки породных отвалов угольных шахт. Указаны основные недостатки применяемых в настоящее время технологий переработки, намечены пути оптимизации данных процессов экологически чистым путем. *Ключевые слова:* породные отвалы, переработка, технологический процесс, способы улучшения, порода, сепарация магнитная.

Processing of dumps of coal mines in new environmentally friendly ways. Mnukhin A., Mnukhina N., Hituliar A. Various methods of processing rock dumps of coal mines are considered and analyzed. The main shortcomings of the currently applied processing technologies are indicated, and ways of optimizing these processes in an environmentally friendly way are outlined. *Key words:* rock dumps, processing, technological process, improvement methods, rock, magnetic separation.

Постановка проблеми. Як відомо, вугільна промисловість, особливо при підземному видобутку вугілля відрізняється значною кількістю залишених незатребуваними аж до останнього часу відходами. Зазначені відходи реалізуються у вигляді насипів не горілої і згорілої породи та характерні для типових шахт вугільних регіонів України. Володіючи значним запасом мінеральної сировини, вони тим не менш займають значну частину корисної для іншої господарської діяльності земної поверхні і, крім того, ще погіршують екологічний стан регіону. Однак, володіючи складовими у зазначеній сировині рідкоземельними елементами, залізної та алюмінієвої рудами цей вид вторинної сировини є зараз вельми привабливим для інвесторів.

Актуальність дослідження. У зв'язку з викладеним, у даний час увага промисловості знову звертається до породних відвалів вугільних шахт. Широкий спектр різних хімічних сполук і елементів, що включають германій і рідкоземельні метали, а також глинозем для виробництва бокситів, залізну руду і безпосередньо вугілля при високій доступності, низькій ціні і практично необмежених обсягах вихідної сировини – породи, робить перспективним вказане технічне і сировинне спрямування.

Представлені на розгляд матеріали стосуються технології переробки породних відвалів вугіль-

них шахт і збагачувальних фабрик. Наявність у країні понад 1000 породних відвалів, що являють собою значну екологічну небезпеку, і у той же час є практично необмеженим джерелом непридатної мінеральної сировини, зумовлює актуальність розробки та впровадження технологій їх комплексної переробки.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Наявність значної кількості у породних відвалах цінних складових, робить можливим використання їх зокрема для організації дешевих екологічно чистих виробництв безпосередньо на Україні.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Вивчаючи уважніше вищевказану проблему, мимоволі звертаєш увагу на той факт, що навіть у найбільш розвинених у технічному відношенні країнах, даному питанню, тобто безпосередньо переробки, уваги практично не приділялося. Так, наприклад, у Великобританії боротьба з вугільними відвалами, як безпосередньо з ними самими, так і пожежами, що виникають іноді на них, стосувалося лише озеленення їх стандартними методами.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Таким чином, першими безпосередніми проблемами передбачуваної переробки териконної

сировини, є подрібнення його до досить дрібних фракцій з наступним поділом на перспективні для практичних цілей речовини і компоненти.

Новизна. Оскільки, як указувалося раніше, технічні рішення подібних проектів не пропонувалися ні у нашій країні, ні за кордоном, зазначений проект є новим, має безпосередньо всі ознаки інновації.

Методологічне або загальнонаукове значення.

У даний час є наукові і технічні передумови для ефективного використання породної маси, накопиченої у відвалах, як сировини для отримання ряду кольорових металів, у т. ч. алюмінію і його сплавів, залізовмісних елементів, германію та рідкоземельних елементів, а також сировини для виробництва будівельних матеріалів і виробів. Причому, запропоновані технології базуються в основному на використанні серійного або, принаймні, апробованого промислового обладнання та застосуванні стандартних технологічних методів і схем переробки.

Виклад основного матеріалу. В Україні вже більше ніж 200 років здійснюється видобуток вугілля підземним способом. З огляду на значні обсяги продукції, що видобувається і супутніх їм відходів (породи), ландшафт навколишнього середовища може бути змінений до невпізнання. При цьому істотний вплив на навколишнє середовище надає видача на поверхню саме порід, які виникають при проведенні гірничих виробок, що виражається у занятті земель під відвали, порушення природного ландшафту земної поверхні, забруднення атмосфери твердими і газоподібними домішками, а водойми – шламовими водами.

Освоєння наявних і відкриття нових родовищ традиційно вимагає величезних фінансових вливань і використання сучасних екологічно чистих технологій переробки породних відвалів, якими Україна, так само як і інші країни, не володіє. Піднята з надр і складована на поверхні відвальна порода вже багато років є типовим елементом природного ландшафту України. Вона характеризується підвищенням вмістом важких металів, які значно перевищують кларк і фонові показники для конкретної місцевості, а також показники ГДК.

Фізико-хімічні перетворення у складі відвальної породи, які здебільшого пов'язані з окисненням сульфідних мінералів, призводять до інтенсивного забруднення ґрунтів важкими металами і радіонуклідами, зміни фізико-механічних властивостей ґрунту і кислотно-лужного балансу.

Складована відвальна порода є джерелом газопилового забруднення атмосферного повітря прилеглих територій. Зміст породного пилу у повітрі навіть на відстані, більшій від відведеної ССЗ, перевищує норми ГДК. Особливо гостро ця проблема проявляється при горінні відвалів, у результаті якого в атмосферне повітря виділяється сірчистий ангідрид, оксиди вуглецю і інші шкідливі для навколишнього середовища речовини. Саме рекультивація гірничих

відвалів у даний час вважається найбільш поширеним методом боротьби з їх шкідливим впливом на навколишнє середовище.

Оскільки від відкриття родовища до початку його експлуатації може пройти кілька років, і нові проекти тим самим можуть просто втратити свою рентабельність через зміну зовнішніх умов, наприклад, якщо Китай знову збільшить обсяг експорту рідкоземельних елементів, знизити попит на рідкоземельні метали і, як наслідок, зменшити ціни на них, може і поява альтернативних технологій на світовому ринку. Такі коливання на ринку рідкоземельних металів часто негативно позначаються на ставленні до них потенційних інвесторів.

Проте, у довгостроковій перспективі даний напрямок обіцяє бути досить привабливим, тому багато промислово розвинених країн вже прийняли нову сировинну стратегію, спрямовану на зниження своєї залежності від китайських поставок рідкоземельних металів шляхом зміцнення власної сировинної бази за допомогою переробки породних відвалів вугільних шахт екологічно чистими способами.

Встановлено, що у породі вугільних териконів міститься велика кількість різних елементів, у тому числі кольорових, рідкісних і благородних. Дослідженнями [1] виявлені високі концентрації металів, таких як германій, ртуть, хром, мідь, цезій, свинець, церій – 1,47 ... 30 г / т (в аргілітах), ртуть, хром, торій, свинець, церій, цинк – 1,27 ... 6,5 г/т (в алеволітах), сурма, олово, барій, свинець, мідь, селен – 10 ... 150 г / т (у пісковиках), тобто перевищують їх кларковий зміст.

Зміст германію у земній корі становить 7*10⁻⁴% її маси, що більше, ніж зміст, наприклад, срібла, але германій – елемент більш розсіяний у вихідній сировині, тому його складніше отримувати. Виробничі витрати на отримання концентрату германію та його подальше вилучення досить великі за будь-якої технології, а вартість ця – традиційно одна з найвищих для розсіяних металів і зберігається навіть у періоди криз [2].

З сульфідних, цинкових або свинцевих руд, а також з низькоенергетичного вугілля, де германій міститься у межах від тисячних до десятих часток відсотка, послідовно отримують: германієвий концентрат (вміст германію від 5 до 30%), тетрахлорид германію (GeCl₄), оксид германію (GeO₂), полі- і монокристали германію.

Майже все світове виробництво германію базується на попутному витягу його з сульфідних, цинкових, свинцево-цинкових і рідше мідно-цинкових руд. При гідрометалургійному способі виробництва цинку германій залишається у залишкових кеках, що виникають у процесі вилуговування цинкових огарків. З нині видобуваних цинкових руд видобуток германію становить 300 т на рік [3].

Для попутного видобутку германію з руд в Україні намагалися використовувати надсмольні

води коксохімічних заводів (вихідний вміст германію у них не більше 3 г/т), тому застосування сировини з породних відвалів із вмістом германію до 55 г/т [4] – вельми перспективно економічно.

Вилучати германій з сировини, що його містить, можна одним з трьох способів. Перший полягає у переводі сировини у розчин з наступним використанням дубового концентрату (танінового комплексу). Однак перевірка цього способу, виконана на коксохімічному заводі, що має багаторічний досвід використання подібної технології стосовно до даного процесу, не дала можливості отримати досить істотне підвищення концентрації германію в оброблюваному продукті.

Другий спосіб, що забезпечує одночасно виділення, крім германію, інших рідкоземельних елементів, – застосування електростатичної сепарації, розробленої українськими фахівцями. Його намагалися реалізувати на спецпідприємстві (Дніпропетровська область). На цьому виробництві витягувалися не менше шести рідкоземельних елементів. Однак найбільш перспективний і простий у реалізації і вартості новий спосіб переробки гірської маси, розроблений у даний час МакНДІ і НПП «Електрогідроліка» на базі нових електропривних технологій. Новий спосіб забезпечує низьку собівартість і екологічну чистоту виділених продуктів, що видобуваються [5]. Для реалізації зазначеного способу створена електрогідролічна дробарка (сепаратор), конструкція якої у даний час оформлена у вигляді патенту. Остаточний вибір технологічного процесу можна здійснити на основі коректного техніко-економічного зіставлення варіантів.

Відомо, що традиційно германій – матеріал для виготовлення лінз і інших специфічних елементів вікон інфрачервоних оптичних систем подвійного призначення, які використовуються для виявлення об'єктів по їх власному випромінюванню у діапазоні 2-16 мкм. Відомо його застосування у системі безпеки при поганій видимості для автомобілів, для пожежних в умовах задимленості тощо. Очікується, що до 2020 р. світовий ринок германієвих лінз для приладів подвійного застосування досягне 700 тис., для чого буде потрібно 1,7 млн заготовок [6].

У промисловості для зазначених цілей зазвичай застосовують залізовідокремлювачі ЖБ 1-40-100 м з напруженістю електромагнітного поля $H_m = 150 \dots 190$ кА/м, або 1948-2388 Е. Більш потужні залізовідокремлювачі П100 м – П160м мають відповідно напруженість електромагнітного поля 276-315 кА/м, або 3468-3958 Е. Тому для попереднього відпрацювання методів вилучення рідкоземельних елементів з відходів гірничого виробництва у лабораторії застосовували магнітну сепарацію матеріалів, що містяться у відвалах шахти «Льовайськ», для чого в якості робочого інструменту використовували електромагніт типу М-23 загальнопромислового виконання вантажопідйомністю 5 т (220 в/160А) з електричною обмоткою розмірами, наведеними на рис. 1.

Параметри матеріалу, що підлягає сепарації, подані у таблиці 1.

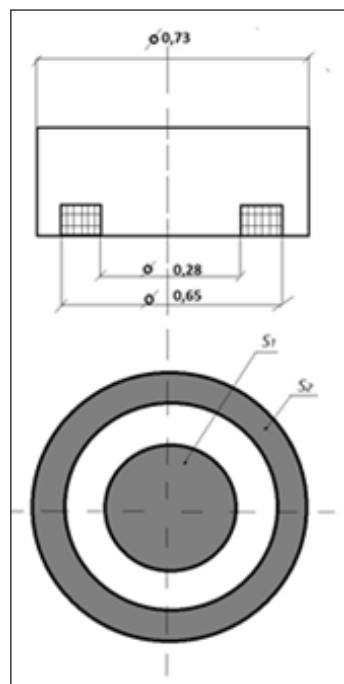


Рис. 1. Схема компоновки електромагніта

Таблиця 1

Параметри матеріалу, що підлягає сепарації

Показник	Проба породи			
	1	2	3	4
Масова частка золи, %	72,0	65,0	54,1	72,5
Вихід летючих речовин, %	21,5	18,4	17,1	21,2
Масова частка сірки, %	1,09	0,67	1,75	2,07
Вміст германію, г/т	40,0	20,0	30,0	55,0
Масова частка оксидів у золі, %:				
SiO ₂	47,0	47,0	47,0	47,0
Fe ₂ O ₃	20,65	20,65	20,65	20,65
Al ₂ O ₃	14,9	14,9	14,9	14,9
CaO	3,4	3,4	3,4	3,4
MnO	0,14	0,14	0,14	0,14
MgO	1,45	1,45	1,45	1,45
P ₂ O ₅	0,28	0,28	0,28	0,28
FeO	0,32	0,32	0,32	0,32

При сепарації використовували матеріал з проби 4 з максимальним вмістом германію (виданий з шахти близько 40 років тому). З таблиці випливає, що вихідна сировина містить понад 20% оксидів заліза у різних з'єднаннях. Найбільш просто їх виділяти за допомогою магнітних сепараторів типу ПС160м,

напруженість магнітного поля якого досягає 304,8 кА/м.

З метою практичної перевірки можливостей електромагнітної сепарації вихідну сировину поділяли при напруженості поля 69,3 кА/м. Розміри видобутих шматків досягали 31,4 мм, а маса – 19 г. Одночасно спостігалось підвищення концентрації германію у вихідному продукті. Таким чином, маючи запас по напруженості поля у 3,9 раза, можна вважати, що у виробництві будь-яких особливих проблем немає [7; 8].

Загальна маса матеріалу, що підлягає сепарації, становила 285 г, з якої було вилучено 41 г залізовмісних, або 14,4%, т. б. всього було вилучено до 68,5% всіх компонентів заліза. Подальший хімічний аналіз показав, що вміст германію у залізовмісних відсепарованих породах склав 5 г/т, інші 50 г залишилися у загальному масиві. У результаті у 14,4% загальної маси залишилося лише 9% германію, або у 85,6% залишився 91% германію [9]. Розрахунок напруженості магнітного поля електромагніту можна виконати наступним чином [10,11]:

$$H = B / (\mu \cdot \mu_0) = B / (\mu \cdot \mu_0) \quad (1)$$

$$\mu = 4\pi \cdot 10^{-7} = 1,256 \cdot 10^{-3} \text{ с/а}\cdot\text{м}; \quad (2)$$

$$S_1 = \pi \cdot 0,28^2 / 4 = 0,062 \text{ м}^2;$$

$$S_2 = \pi(0,73^2 \cdot 0,65^2) / 4 = 0,087 \text{ м}^2; \quad (3)$$

$$S = 0,1490 \text{ м}^2 = 1490 \text{ см}^2;$$

$$K = B^2 S / (2\mu_0);$$

де H – напруженість магнітного поля;

B – магнітна індукція;

μ – відносна магнітна проникність;

S – робоча поверхня електромагніта (рис. 1), що дорівнює сумі її складових $S_1 + S_2$;

K – сила притягання електромагніта.

$$B = \sqrt{500 \cdot 2 \cdot 1,256 \cdot 10^{-8} / (10^{-6} \cdot 1490)} = 9181 \text{ гс} = 0,9181 \text{ Тл}; \quad (4)$$

$$H = 0,9181 / (1,256 \cdot 10^{-3} \cdot 1000) = 73097 \frac{\text{а}}{\text{м}} = 918 \text{ Э}. \quad (5)$$

Висновки. Рекультивация гірничих відвалів у даний час вважається найбільш поширеним методом боротьби з їх шкідливим впливом на навколишнє середовище. Найбільш перспективний як по простоті реалізації і низькій собівартості, а також екологічній чистоті – новий спосіб переробки гірничої маси, розроблений у даний час в Україні на базі нових електродрильних технологій. При цьому забезпечується як дешевизна, так і екологічна чистота виділених шуканих продуктів. Завдяки застосуванню даних технологій можна досягти розборки породних відвалів під нуль.

Аналіз способів отримання рідкоземельних елементів і, зокрема германію, показує, що відомі технології попутного вилучення цих елементів з допоміжної сировини (надсмольних вод) здебільшого низькоефективні і малопродуктивні.

Подальший хімічний аналіз показав, що вміст германію у залізовмісних відсепарованих породах склав 5 г/т, інші 50 г залишилися у загальному масиві (низька сумісність сполуки германію залізом). У результаті загальної маси залишилося лише 9% германію, або у 85,6% залишився 91% германію, що вказує на ефективність виконаної сепарації.

Література

1. Кузьмичев Д.А., Радиевич И.А., Смирнов А.Д. Автоматизация экспериментальных исследований. М.: Наука, 1983. 392 с.
2. Николин В.И., Матлак Е.С. Охрана окружающей среды в горной промышленности. К. – Донецк: Вища шк. Голов. изд-во, 1987. 192 с.
3. Мнухин А.Г. Породные отвалы – сырьё будущего. Уголь Украины. 2009. №5. С. 28–32.
4. Мнухин А.Г., Брюханов А.М., Иорданов И.В., Панишко А.И., Мнухин В.А. Технологии XXI века. Т. 2. Макеевка-Донецк: ВИК, 2012. 224 с.
5. Мнухин А.Г. Комплексная переработка породных отвалов шахт Донецкого региона. URL: <http://www.maknii.makeevka.com/>
6. Мнухин А.Г., Брюханов А.М., Иорданов И.В. Технологии XXI века. Т. II. Новые технологии в горной и других отраслях промышленности. Макеевка–Донецк: ВИК, 2014. 274 с.
7. Лоренс Д. Оптимизация процесса закрытия шахт. Журн. для чистого производства. 2006. № 14. С. 285–298.
8. Меркулов В.А. Охрана природы на угольных шахтах. М.: Недра, 1981. 182 с.
9. Зубова Л.Г. Терриконики угольных шахт – источники сырья для получения галлия, германия, висмута. Уголь Украины. 2004. № 1. С. 41–42.
10. Круг К.А. Основы электротехники. Физические основы электротехники. М.: ГосЭнергИздат, 1936. 858 с.
11. Яворский Б.М., Детлаф А.А. Справочник по физике. М.: Наука, 1974. 944 с.

TRIBOELECTRIC DUST COLLECTOR

Kuznietsov S.I.

Kherson National Technical University
Beryslavsk highway, 24, 73008, Kherson
ksieko@rambler.ru

Many production processes are associated with the formation of dust. The main danger to the human body is small solid particles, which are not retained by the upper respiratory tract and freely penetrate into the lungs. Therefore, the problem of trapping fine dust is given special attention. For highly efficient air purification, a triboelectrostatic dust collector design has been developed that is capable of capturing finely dispersed (aerosol) dust of any origin. The mathematical dependences for the optimal geometric dimensions and the ratios of the apparatus are determined. *Key words:* triboelectrostatic dust collector, very fine dust, air cleaning.

Трибоелектростатичний пиловловлювач. Кузнєцов С.І. Велика кількість виробничих процесів у промисловості пов'язана з утворенням пилу. Основну небезпеку для організму людини представляє дрібнодисперсний пил, який не затримується у верхніх дихальних шляхах і безперешкодно проникає у легені. Тому проблемі уловлювання дрібного пилу приділяється особлива увага. Для високоєфективного очищення повітря розроблено конструкцію трибоелектростатичного пиловловлювача, здатного вловлювати дрібнодисперсний (аерозольний) пил будь-якого походження. Визначено математичні залежності для оптимальних геометричних розмірів і співвідношень апарату. *Ключові слова:* трибоелектростатичний пиловловлювач, дрібнодисперсний пил, очищення повітря.

Трибоелектростатический пылеуловитель. Кузнецов С.И. Многие производственные процессы связаны с образованием пыли. Но основную опасность для организма человека представляет мелкодисперсная пыль, которая не задерживается верхними дыхательными путями и беспрепятственно проникает в легкие. Этой проблеме уделяется особое внимание. Для высокоэффективной очистки воздуха разработана конструкция трибоелектростатического пылеуловителя, способного улавливать мелкодисперсную (аэрозольную) пыль любого происхождения. Определены математические зависимости для оптимальных геометрических размеров и соотношений аппарата. *Ключевые слова:* трибоелектростатический пылеуловитель, мелкодисперсная пыль, очистка воздуха.

All human life is in the air environment. Atmospheric air is a vital component of the environment, an integral part of the human habitat.

A large number of industrial processes in the industry is associated with the formation of dust, which pollutes the air of the working zone and far beyond the enterprises that emit dust.

Dust particles larger than 8-10 microns when inhaled in the lungs do not get through the natural self-defense of the respiratory organs of a person. The main danger to the human body is the size of solid particles, which is less than 8 microns. Therefore, the problem of catching fine dust is paid special attention.

Purification of gases leaving from suspended solid particles before entering the atmosphere prevents air pollution, allows the return to production of useful substances and dispose of harmless and hazardous dust without harm to the environment.

The developed equipment can be used in chemical, textile, metallurgical and other branches of industry, which throws gases containing small dust into the air pool.

Known designs of electrofilters for capturing solid or liquid particles. The design of the electrofilter is quite complex, it consists of a number of corona and precipitating electrodes, located in an isolated case. To ensure the operation of a high-voltage DC source. As practice shows, the efficiency of electric filters is 92-96% and the higher it is, the larger overall dimensions should be

in the equipment. For example, if you want to capture small particles with an efficiency of more than 95%, the height of the device should not exceed 3 meters [1].

The disadvantages of electrofilters should also include their high cost, cumbersome, complexity of manufacture, as well as the need for periodic restoration of their filtering properties [2]. In addition, it is not possible to capture particles of flammable materials in the electrostatic cells due to the danger of their ignition.

Known designs of electrostatic filters, the principle of which is based on the capture of solid particles by the surface of electrodes, with electrostatic charge. The disadvantage of electrostatic filters is the need to install high voltage power supply, the complexity of manufacturing.

The aim of the research is to develop a design for a triboelectrostatic dust collector capable of effectively capturing fine particles of any origin.

The design of a multi-disc triboelectrostatic dust collector [3], (Fig. 1), has high productivity, high efficiency and low cost. To create an electric field in a filter, a tribo effect that occurs due to friction of dielectrics is used, and eliminates the need to use a high-voltage power supply.

The design of a triboelectrostatic dust collector consists of a number of parallel disks – electrodes 2, fixed on a common shaft 3. A shaft with drives mounted on it is driven to rotate from an electric motor 7 through reducer 6. Disks are in contact with fixed brushes 4. The system of rotating discs with brushes may have open

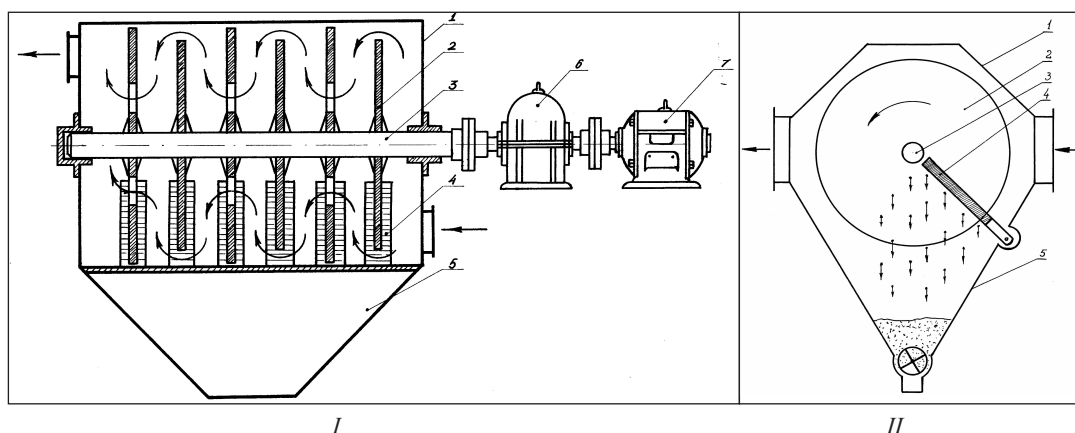


Fig. 1. Multi-disc triboelectrostatic dust collector:

1 – case, 2 – disks electrodes, 3 – shaft, 4 – brushes, 5 – dust bin, 6 – reducer, 7 electric motors

performance when contaminated gas is forced into the electrostatic filter. In any case, the bottom of the filter is installed bunker 5 to collect the caught dust.

Any dielectrics can serve as material for the production of disks. The most suitable for this purpose are polystyrene, organic glass, polyvinyl chloride, fiberglass, fluoro-layer and other materials that have a high ability to electrify from friction. Brushes can be made of felt, nylon yarn, fiberglass, bristle, cloth, fur and other materials.

When rotating the discs and rubbing them around the stationary brushes, static electricity occurs on the disk surface, and electrostatic field between the disks. The dust particles are forced to or freely enter the apparatus and fall into the electric field. Due to the effect of polarization and charging, the dust is attracted by the surface of oppositely charged disks, deposited on them, and with the help of brushes 4, they are cleaned into a dust collecting hopper 5.

The electrostatic field is created immobile in space and unchanged in time by electric charges, thus electric current is absent. It is a special kind of matter that transmits the actions of charges to each other [4].

Electrostatic discharge occurs at very high voltage and very low current. The voltage of tens of thousands of volts under the current, which is measured by thousands of amperes, can not be felt by the touch [5]. The low current values do not allow static charge to cause harm to a person, which is a great advantage of a triboelectrostatic dust collector.

To prevent the drainage of the charged charges from the disk surface, the shaft must be made of dielectric or insulating devices.

The device can be connected to the gas outlet in two ways. The flow of dusty gas can be: I – perpendicular and II – along the axis of rotation of the disks. In the second case, the supply of polluted gas is carried out through the side connector. The gas passes through the radial gap between the first (in the course of gas) the disk and the casing, and then moves from the periphery to the center between the first and second disk. Then the

gas passes through the central openings in the second disk and drives from the center to the periphery between the second and third discs. Thus, the gas passes consecutively between the discs and through the side connector is output from the opposite end of the device. To ensure the flow of gas through a dust collector in all paired disks, in the central part of them, holes for gas passage are made, and the clearance between these discs and the filter housing should be minimal. Odd disks are executed continuously, and the clearance between the disk and the casing should provide unobstructed passage of gas.

With the jacket removed (Fig. 2), the dust collector can be installed in an open drained room or in a dust source. In this case, particles are attracted to disks with a distance of 3 – 5 m.

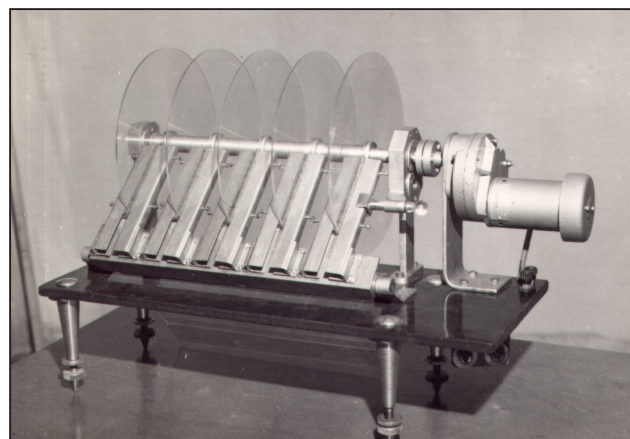


Fig. 2. Triboelectrostatic dust collector of open type

The performed tests showed that the apparatus of the described design intensively traps dust of various substances of organic and inorganic origin: coal dust, ash, cement, carbon black, sodium chloride, potassium chloride, sulfite and sodium sulfate, quartz, phosphorites, superphosphates, gypsum, phosphorous flour, ammonia nitrate, ammonium sulfate, chalk, limestone, meadow and many other substances. From organic substances, cotton, hemp and jute dust, particles of other textile

Table 1

Results of filter testing at cleaning (100 m³) air from some impurities

	The name of the dust	Air trapping, g/m ³		Degree of air purification
		Exit	Entrance	
1	Cement	1,5	0,013	99,8
2	Cooking salt	2,3	0,01	99,6
3	Urea	3,2	0,01	99,8
4	Cotton dust	0,8	0,00	100,0
5	Superphosphate	1,4	0,006	99,6
6	Ammonium nitrate	2,8	0,006	96,8

fibrous materials, as well as flour, sugar, oxalic acid, urea, sulfosal, etc. are well captured.

Mathematical dependencies for determining the optimal geometric sizes and ratios of dust collector.

1. The diameter of the disc depends on the performance of the dust collector and can be determined by the empirical formula:

$$D = \sqrt{\frac{Q}{3600 \cdot V}} \text{ m,}$$

where: Q – amount of cleaned air, m³/h;

V – air speed in the machine, m/s; V = 0,5 – 2,0 m/s.

2. The distance between the disks is:

$$l = 0,2 \cdot D$$

3. The number of disks is calculated by the formula:

$$K = \frac{D}{l} \text{ pcs,}$$

4. The speed of the disk rotation is determined by the formula:

$$n = \frac{60 \cdot \omega}{\pi \cdot D}, \text{ min}^{-1}$$

where: ω – Circular disk speed (according to research data $\omega = 1\text{--}5$ m/s).

When installing a dust collector in open spaces, the number of discs is not limited.

Based on the derived formulas, the optimal geometric dimensions of the apparatus are calculated. To clean 100 m³/h of gas containing various impurities, a laboratory prototype has been designed that has the following dimensions:

Drive diameter:

$$D = \sqrt{\frac{100}{3600 \cdot 0,5}} = 0,246 \text{ m}$$

Accepted D = 0,25m.

Distance between drives:

$$l = 0,2 \cdot 0,25 = 0,05 \text{ m}$$

Quantity of disks:

$$K = \frac{0,25}{0,05} = 5$$

Speed of rotation of disks:

$$n = \frac{60 \cdot 1}{3,14 \cdot 0,25} = 77 \text{ min}^{-1}.$$

The triboelectrostatic dust collector consists of 5 disks made of organic glass with a thickness of 5 mm and a diameter of 250 mm. The distance between the disks on the shaft is 50 mm. Speed of rotation of disks 77min⁻¹. Material of brushes – felt. An engine 30W is installed to rotate the rotor. The results of the test of the filter when purifying the air from some impurities are shown in table 1.

Conclusions.

The triboelectrostatic dust collector is able to effectively clean gases from extremely light and small particles, the size of which may be less than 0.01 μm , to safely capture flammable, explosive, conductive dust at low gas pressure.

The working parts of the dust collector are not susceptible to corrosion from the action of acids, alkalis and other aggressive media, since they are made of nonmetallic materials, and there are no electromagnetic fields dangerous to human health.

The cost and operation of the triboelectrostatic dust collector is lower than that of the electrofilter, the design of the apparatus is easy to manufacture, durable, reliable, safe in operation, does not require installation of a high-voltage power supply, the use of scarce materials, easy to maintain.

References

1. Гордон Г.М., Пейсахов И.Л. Справочник химика. Свердловск: Metallurgizdat, 1958. С. 164–165.
2. Тимонин А.С. Инженерно-экологический справочник: в 3 т. Т. 1. Калуга: Изд-во Н. Бочкаревой, 2003. 917 с.
3. Патент на корисну модель №120641 Україна, МПК А47L 9/10, (2006.01), В04С 3/04 (2006.01). Трибоелектростатичний пиловловлювач / С.І. Кузнєцов (Україна); Заявл.22.04.11; Опубл. 11.11.17, Бюл. №21, 2017.
4. Энциклопедический словарь физика. М.: Педагогика, 1984. 352 с.
5. Родионов А.И., Клушин В.Н., Систер В.Г. Технологические процессы экологической безопасности (Основы энвайронменталистики). Калуга: Изд-во Н. Бочкаревой, 2000. 236 с.

ПРИМЕНЕНИЕ СИНТЕТИЧЕСКИХ АНИОННЫХ ГЛИН ДЛЯ ДООЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД КОКСОХИМИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА ОТ АЗОТА АММОНИЙНОГО

Бутенко Э.О.

ГВУЗ «Приазовский государственный технический университет»

ул. Университетская, 7, 87500, г. Мариуполь

butenkoeo@rambler.ru

Проведены сорбционные исследования по удалению ионов аммония из сточных вод коксохимической промышленности сорбентами различного состава и различной массы. Проведены лабораторные эксперименты по получению синтетических анионных глин различного состава. Проведены кинетические исследования по удалению ионов аммония из сточных вод коксохимической промышленности. Выбраны наиболее оптимальные сорбенты для удаления связанного аммиака из промышленных сточных вод. *Ключевые слова:* аммиачная вода, анионные глины, сорбция, кинетика, связанный аммиак.

Застосування синтетичних аніонів глини для доочищення стічних вод коксохімічного виробництва від азоту амонійного. Бутенко Е.О. Проведено сорбційні дослідження з видалення іонів амонію зі стічних вод коксохімічної промисловості сорбентами різного складу та різної маси. Проведено лабораторні експерименти з отримання синтетичних аніонних глини різного складу. Проведено кінетичні дослідження з видалення іонів амонію зі стічних вод коксохімічної промисловості. Обрані найбільш оптимальні сорбенти для видалення зв'язаного аміаку із промислових стічних вод. *Ключові слова:* аміачна вода, аніонні глини, сорбція, кінетика, зв'язаний аміак.

The use of synthetic anionic clays for purification of wastewater from coke production of ammonia nitrogen. Butenko E.O. Sorption studies have been carried out to remove ammonium ions from wastewater from the coke-chemical industry by sorbents of various composition and different mass. Laboratory experiments were carried out to obtain synthetic anionic clays of various composition. Kinetic studies have been carried out to remove ammonium ions from wastewater from the coke-chemical industry. The most optimal sorbents for removal of bound ammonia from industrial wastewater are chosen. *Key words:* ammonia water, anionic clays, sorption, kinetics, bound ammonia.

Введение

Основная задача коксохимического производства – переработка каменного угля при помощи метода коксования. Коксохимическое производство занимается выпуском каменноугольного кокса, коксового газа, бензола, этилена, различных масел, смол и так далее. Эти продукты могут использоваться как сырье для изготовления полимеров, синтетических моющих средств, пестицидов, азотных удобрений и так далее. Во время таких технологических операций, как промывка угля, тушение кокса, очистка газа от сероводорода, ректификация смолы, вода загрязняется преимущественно летучими фенолами, аммиаком и смолами [1–4]. Так же она характеризуется повышенными концентрациями роданидов, сульфидов, хлоридов, наличием тиосульфатов и значением pH от 7,1 до 8,8.

Анализ литературных данных и постановка задачи исследований

Основное количество аммиака при коксовании углей образуется за счет прямого выделения NH_3 при пиролизе азотсодержащих соединений угля. Количество связываемого в аммиак азота достигает 15% от общего его содержания в угле. Выход аммиака при коксовании углей донецкого бассейна составляет 0,25–0,30%, а кузнецких углей – до 0,45% на 1 т сухого угля [5].

Аммиак представляет собой газообразное вещество, его плотность – 0,771 кг/м³. С воздухом

аммиак образует взрывоопасную смесь в пределах: нижний – 14%, верхний – 33% (по объему); температура воспламенения аммиака – 780 °С [6]. Аммиак очень токсичен, имеет резкий запах, ощущаемый при концентрации его в воздухе 40 мг/м³. Предельно допустимая концентрация аммиака в рабочей зоне производственных помещений – 20 мг/м³.

Аммиак хорошо растворяется в воде, особенно при низких температурах. В таблице 1 приводится растворимость аммиака в 100 мл воды [7].

Таблица 1

**Зависимость растворимости аммиака
от температуры, г/100 мл**

Температура, °С	20	30	40	70	80	90
Растворимость	53,1	44,0	30,4	10,4	6,1	2,6

Аммиак является ценным компонентом коксового газа, и улавливать его из газа экономически выгодно. Он является источником для получения азотных удобрений и основным реагентом для выделения пиридиновых оснований в сульфатно-пиридиновом отделении цеха улавливания. Очистка коксового газа от аммиака необходима и по следующим причинам: в присутствии кислорода, водяных паров, сероводорода и цианистого водорода в коксовом газе аммиак

оказывает сильное корродирующее действие на аппаратуру и газопроводы; затрудняет улавливание бензольных углеводородов из коксового газа, так как вызывает быструю порчу поглотительного масла, нарушение технологического режима; при использовании коксового газа для бытовых целей он образует в топках ядовитые оксиды азота. Выделение аммиака из газа является неременным условием нормальной работы коксохимического производства и обязательно при использовании газа для бытовых целей [8].

Выделение аммиака из коксового газа может осуществляться двумя способами:

- 1) поглощением холодной водой в скрубберах из-за высокой растворимости аммиака в воде;
- 2) поглощением серной кислотой в сатураторах или абсорберах, основанном на реакции нейтрализации аммиака серной кислотой. В промышленности широкое применение получил второй способ [9].

В надсмольной аммиачной воде, образующейся при охлаждении коксового газа в стояках, газосборниках и в первичных холодильниках, большая часть аммиака находится в виде различных солей. Наличие их в надсмольной воде объясняется тем, что одновременно с аммиаком из газа поглощаются сероводород, уголекислота, хлористый водород, цианистый водород и другие кислые газы, с которыми аммиак вступает в химическое взаимодействие с образованием соответствующих солей.

Некоторые из этих солей – карбонат аммония, сульфат аммония и цианид аммония – настолько непрочно, что при нагревании их водных растворов до температуры, близкой к температуре кипения, они разлагаются, выделяя аммиак и соответствующие газы: H_2S , CO_2 и HCN .

Хлорид аммония, роданид аммония и сульфат аммония принадлежат к группе стойких соединений, которые при нагревании не разрушаются. Для выделения из них аммиака необходимо применять химические способы. Содержащийся в надсмольной воде в виде этих солей аммиак называется связанным. Его можно выделить из солей, воздействуя на них более сильной щелочью, чем аммиак.

Помимо аммиака и аммониевых солей, надсмольная вода содержит небольшое количество фенолов, пиридиновых оснований, легких масел и нафталина.

Химический состав надсмольной аммиачной воды характеризуют содержанием в ней общего аммиака, отдельно летучего, кислот, оснований и нейтральных примесей.

В табл. 2 показан примерный состав надсмольной аммиачной воды, поступающей на переработку (при смешивании вод газосборников и первичных холодильников), г/л:

Переработка надсмольной воды включает следующие технологические операции: отгонка из надсмольной воды летучего аммиака в испарительной колонне; обесфеноливание воды паровым мето-

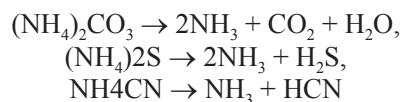
дом; разложение солей связанного аммиака в реакторе раствором гашеной извести; отгонка связанного аммиака в колонке тарельчатого типа [10].

Таблица 2

Примерный состав надсмольной аммиачной воды, г/л

Общий	7,0
Летучий	3,0
H_2S	1,3
CO_2	1,3
Фенолы	1,5–2,0
Пиридиновые основания	0,4–0,5

Процесс выделения летучего аммиака из надсмольной воды основан на резком уменьшении растворимости в воде аммиака, уголекислоты, сероводорода, цианистого водорода при подогреве воды до 98–100°C. При этом происходит разложение уголекислых, сернистых и цианистых солей аммония и выделение аммиака и других газов по реакциям.



Надсмольная вода заводов, работающих на шихте из донецких углей, имеет повышенное содержание связанных солей аммиака (от 4 до 7 г/л).

Однако данные методы не позволяют полностью избавиться от наличия ионов аммония. Сточные воды содержат достаточно большое количество ионов аммония. Недостаточно очищенные сточные воды попадают в Азовское море, загрязняя его, а также в подземные воды.

Цель и задачи исследований

Проблема удаления из воды аммонийного азота является актуальной. Ведь загрязняя подземные воды, происходит загрязнение и питьевой воды. Постоянное потребление воды с повышенным содержанием аммония может вызывать хронический ацидоз и изменения в тканях. Кроме того, существует опасность протекания процессов неконтролируемой нитрификации, в результате которой в качестве промежуточного продукта образуются нитриты, отрицательное, в том числе мутагенное, воздействие которых на организм человека весьма значительно.

Поэтому доочистка сточных вод коксохимического производства весьма актуальна.

Наиболее перспективными и экономически выгодными являются сорбционные методы доочистки с применением синтетических анионных глиен различного состава. Синтетические анионные глины обладают высокой селективностью к ионам аммония, у них низкая стоимость, так как их получают из отходов химического производства, а также

нет никаких проблем с утилизацией использованных глин, так как при их термической обработке обратный процесс десорбции невозможен.

Экспериментальная часть

Получение двойных гидроксидных сорбентов

Существуют два основных метода получения основных сорбентов гидроксидного типа – механохимический способ и способ осаждения из водного раствора. Оба эти метода имеют как достоинства, так и недостатки.

Способом смешения оксидов и солей с добавлением воды, а также гидроксидов и солей были получены гидроксиды на основе цинка-хрома, кальция-алюминия, меди-алюминия. Компоненты в соответствующих рассчитанных количествах помещались в стеклянный стакан и перемешивались при периодическом добавлении воды в течение нескольких часов на магнитной мешалке. Самая большая практическая трудность такого способа заключается в необходимости постоянного отбора проб для слежения за протеканием реакции, поскольку визуально определить появление новой фазы совершенно невозможно. Поэтому большая часть катализаторов была получена методом основного осаждения.

Методом осаждения были получены и исследованы различные сорбенты гидроксидного типа – $[\text{Mg}_2\text{Al}(\text{OH})_6]\text{OH}$, $[\text{Cu}_2\text{Al}(\text{OH})_6]\text{OH}$, $[\text{Zn}_2\text{Cr}(\text{OH})_6]\text{OH}$, $[\text{LiAl}_2(\text{OH})_6]\text{OH}$ и другие. Основной проблемой в осадительном методе является образование мелкодисперстного аморфного осадка гидроксидов, что делает очень затруднительными его фильтрование и промывание от посторонних ионов. Увеличения кристалличности добивались выдерживанием осадка в маточном растворе при температурах от 50 до 250°C. В этом случае осадок становится более приемлемым для работы, однако и в этом случае фильтрование занимает слишком много времени. Для ускорения процесса маточный раствор охлаждался, отстаивался, и осадок отделялся декантированием. Затем добавлялась новая порция промывной воды, раствор перемешивался и снова отстаивался. К сожалению, добиться таким способом полного удаления посторонних катионов не удастся, поэтому эти операции чередовались с фильтрацией раствора под вакуумом. Процесс повторяли до отсутствия качественной реакции на катионы в промывной жидкости. После получения основных двойных гидроксидов промывались раствором КОН для дезактивации кислотных центров и перевода сорбентов в основное состояние.

Методы определения содержания аммиака

Сущность метода заключается в том, что летучий аммиак определяют прямым титрованием серной кислотой по реакции. Ход определения: В коническую колбу вводят аликвотную часть аммиачной воды – 10 мл, приливают дистиллированной воды так, чтобы объем пробы составил 100 мл, и титруют летучий аммиак раствором серной кислоты в присутствии индикатора метилового оранжевого до розо-

вого окрашивания. Далее к этому нейтрализованному раствору прибавляют 5–7 капель индикатора фенолфталеина, 5 мл 40% раствора формальдегида. Через 2–3 минуты выделившуюся кислоту оттитровывают раствором NaOH до слабого розового окрашивания [11–12].

Погрешность анализа при титровании кислотой – расхождение между определениями должны быть не более 0,02 г/л.

Кинетические исследования

Образец избыточной воды, содержащий аммиак в различных соединениях, в количестве 200 мл загружался в коническую колбу, снабженную контактным термометром и обратным холодильником, добавлялись сорбенты различного состава, и смесь перемешивалась на магнитной мешалке заданное время при определенной температуре. Через определенные промежутки времени производился отбор проб для анализа.

Результаты исследования и их обсуждение

Полученные сорбенты были исследованы на присутствие основных центров различной силы (табл. 3).

Таблица 3

Основность изученных сорбентов

Сорбенты	N_0 , максимальная
$[\text{Mg}_2\text{Al}(\text{OH})_6]\text{OH}$,	12,2
$[\text{Zn}_2\text{Cr}(\text{OH})_6]\text{OH}$,	15,0
$[\text{Mg}_2\text{Al}(\text{OH})_6]\text{OH}$, прокаленный при 650°C	18,4
$[\text{Zn}_2\text{Cr}(\text{OH})_6]\text{OH}$, прокаленный при 650°C	45,0

На основании полученных данных были сопоставлены активности анионных сорбентов с активными центрами различной силы. Количество добавляемого сорбента составляло 0,5 моль/моль от концентрации связанного аммиака. Реакция протекает очень быстро, поэтому для ее торможения температуру снизили до 5°C. Протекание процесса удаления связанного аммиака при различных значениях N_0 активных центров показаны на рис. 1.

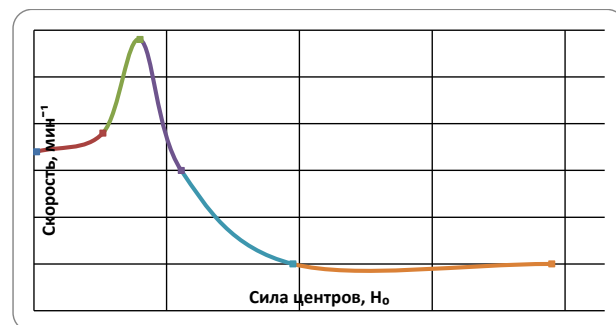


Рис. 1. Удаление связанного аммиака синтетическими анионными глинами с очень сильными центрами

Выводы

1. Удаление связанного аммиака из избыточных вод коксохимического производства возможно с использованием синтетических анионных глин различного состава.
2. Сорбционная способность синтетических анионных глин определяется концентрацией актив-

ных центров на их поверхности, природой центров и их основностью.

3. Синтетические анионные глины, обладающие сильными активными центрами, являются наиболее эффективными сорбентами для поглощения ионов аммония.

Литература

1. Лурье Ю.Ю., Рыбникова А.И. Химический анализ производственных сточных вод. М.: Госхимиздат, 1963.
2. Вредные вещества в промышленности. Справочник для химиков, инженеров и врачей. Т. 1. Органические вещества / Под ред. Н.В. Лазарева, Э.Н. Левиной. Химия, 1976.
3. Вредные вещества в промышленности. Справочник для химиков, инженеров и врачей. Т. 2. Органические вещества / Под ред. Н.В. Лазарева, Э.Н. Левиной. Химия, 1976.
4. Вредные вещества в промышленности. Справочник для химиков, инженеров и врачей. Т. 3. Неорганические и элементоорганические соединения / Под ред. Н.В. Лазарева, Э.Н. Левиной. Химия, 1976.
5. Мироненко Л.И., Волков Е.Л. Об очистке коксового газа от аммиака. Кокс и химия. 2003. № 2. С. 25.
6. Зубицкий Б.Д., Дьяков С.Н., Чимаров В.А., Швед В.С., Сычев С.С., Назаров В.Г., Экгауз В.И., Дементьева Н.В. Промышленное освоение новой технологии очистки коксового газа с уничтожением аммиака. Кокс и химия. 2002. № 5. С. 27.
7. Платонов О.И., Егоров В.Н., Лутохин Н.Н., Мельников И.И., Чистяков Н.П., Егоров М.А., Криницын Е.Н., Щукина Р.И. Особенности промышленной технологии каталитического разложения коксохимического аммиака. Кокс и химия. 2005. № 5. С. 37.
8. Зарецкий М.И. Выделение азотистых оснований из фракций коксохимического производства. Кокс и химия. 2003. № 5. С. 24.
9. Когановский А.М., Клименко Н.А. Адсорбция органических веществ из воды. «Химия», 1990.
10. Карпин Г.М., Чижов В.М., Оськин И.С. Об экономической эффективности сернокислотного метода очистки коксового газа от аммиака. Кокс и химия. 2006. № 4. С. 36.
11. Kapustina E. Determination of carbon surface basic sites by Hammett indicators. Carbocat-2004. International Symposium on Carbon for Catalysis. July 18–20. 2004. Lausanne. P. 77–78.
12. Грекова Н.Н., Лебедева О.В., Капустин А.Е. Проблемы индикаторного титрования основных гетерогенных катализаторов. Украинский химический журнал. 1997. № 1. С. 25–27.

ОПТИМАЛЬНЕ ПРОЕКТУВАННЯ ЗВОРотноОСМОТИЧНОЇ УСТАНОВКИ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ДЛЯ ПОТРЕБ ТЕПЛОЕНЕРГЕТИКИ

Квітка О.О., Шахновський А.М.

Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського»
пр. Перемоги, 37, 03056, м. Київ
kxtp@kpi.ua

Робота присвячена розробленню методології структурної оптимізації схем водопідготовки та її застосуванню для розрахунку установок зворотноосмотичної демінералізації води на теплоелектростанціях і теплоелектроцентралях. Запропоновано математичну модель схеми водопідготовки та сформульовано завдання оптимізації на основі цієї моделі. Як числовий метод для розв'язання завдання оптимізації обрано генетичні алгоритми. *Ключові слова:* теплова електростанція, демінералізація води, зворотний осмос, структурна оптимізація, математична модель, генетичні алгоритми.

Оптимальное проектирование обратноосмотической установки очистки воды для нужд теплоэнергетики. Квитка А.А., Шахновский А.М. Работа посвящена разработке методологии структурной оптимизации схем водоподготовки и ее применению для расчета установки обратноосмотической деминерализации воды на теплоэлектростанциях и теплоэлектрцентралях. Предложена математическая модель схемы водоподготовки и сформулирована задача оптимизации на основе этой модели. В качестве численного метода для решения задачи оптимизации выбраны генетические алгоритмы. *Ключевые слова:* тепловая электростанция, деминерализация воды, обратный осмос, структурная оптимизация, математическая модель, генетические алгоритмы.

Optimal design of the reverse osmosis water desalination unit for heat power engineering. Kvitka O., Shakhnovskiy A. The work is devoted to the development of the methodology of structural optimization of water desalination networks and its application for the design of the reverse osmosis desalination unit for thermal power plant. The mathematical model of the water treatment network was proposed and the optimization problem was formulated on the basis of this model. The genetic algorithms as the numerical method for solving the optimization problem were selected. *Key words:* thermal power station, water desalination, reverse osmosis, structural optimization, mathematical model, genetic algorithms.

Одним із найважливіших питань в енергетиці завжди була і є проблема підготовки води належної якості для роботи котлів, парогенераторів, інших технологічних потреб. Поза сумнівом, вода являє собою один з основних ресурсів роботи електростанцій, передусім теплових електростанцій (далі – ТЕС) і теплоелектроцентралей (далі – ТЕЦ). Якість води, яка використовуються в технологічних процесах теплоелектростанцій, має відповідати досить жорстким нормам, оскільки від якості води критично залежить як ефективність роботи електростанції, так і ресурс роботи основного обладнання – котлів і турбін. Зокрема, специфічною особливістю водно-хімічних характеристик пари й води в теплоенергетиці є високі вимоги до солемісту.

Постановка проблеми. В останні десятиріччя в установках кондиціонування природної води для ТЕС широко впроваджуються баромембранні (найчастіше – зворотноосмотичні) системи очищення води. Вказана технологія впроваджується як у разі проектування нових електростанцій, так і в разі реконструкції станцій, що були введені в експлуатацію раніше (найчастіше – у другій половині ХХ сторіччя). Завдяки впровадженню баромембранних процесів суттєво зменшуються експлуатаційні витрати, зменшується собівартість підготованої води. Крім

того, використання таких систем дає змогу впроваджувати сучасні системи автоматизації.

У роботі розглянуто питання комп'ютерного моделювання блоку демінералізації води в цеху хімічного водоочищення ТЕС (ТЕЦ), який працює за принципом зворотного осмосу.

Одностадійна установка зворотного осмосу (рис. 1) складається з кількох секцій, кожна з яких включає m паралельно з'єднаних виробів – так званих мембранотримачів. Мембранотримач є системою з n мембранних елементів ($n \leq 8$), з'єднаних послідовно по концентрату. У разі потреби використовують двостадійну установку (рис. 2), кожна стадія якої побудована за тим самим принципом, але на різних стадіях можуть застосовуватись мембранні елементи різного типу.

Мета моделювання зворотноосмотичної водопідготовчої установки полягає в розрахунку її оптимальної структури, яка забезпечує:

- задану продуктивність за пермеатом;
- мінімальні капітальні витрати;
- мінімальні експлуатаційні витрати (насамперед низьке енергоспоживання).

Математична модель установки зворотного осмосу

Процес розподілу, що відбувається на зворотноосмотичній мембрані (мембранному елементі),

описується двопараметричною дифузійною моделлю Кімури-Соуріаджана [1], яку було вдосконалено й доповнено для рулонних мембранних елементів фірмою DOW Chemical [2, 3]. Модель дає змогу розрахувати для мембранного елемента всі необхідні параметри потоку на виході.

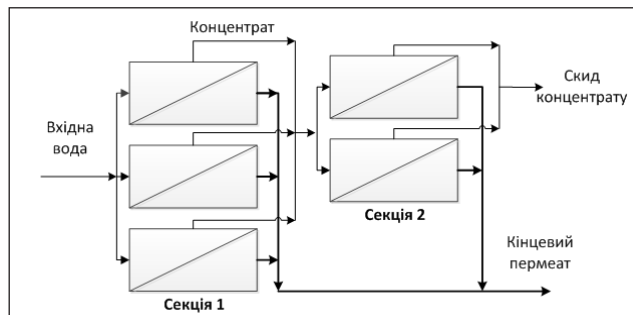


Рис. 1. Структура одностадійної зворотноосмотичної схеми демінералізації води

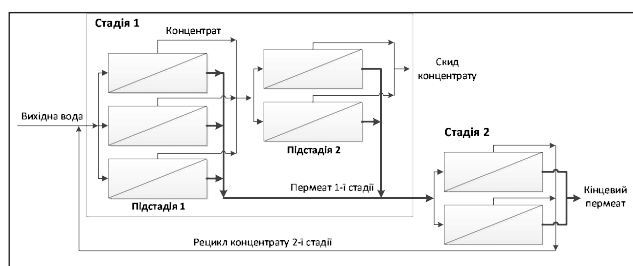


Рис. 2. Структура двостадійної зворотноосмотичної схеми демінералізації води

$$Q_p = F_e \cdot a(\pi_c) \cdot FF \left(\Delta P - \pi_f - \left[\frac{C_{fc}}{C_f} \cdot p_f - (1 - R) \right] \right) \quad (1)$$

$$Q_p = F_e \cdot a(\pi_c) \cdot FF \left(\Delta P - \pi_f - \left[\frac{C_{fc}}{C_f} \cdot p_f - (1 - R) \right] \right) \quad (2)$$

$$\Delta P = P_f - \frac{\Delta P_{fc}}{2} - P_p \quad (3)$$

$$\Delta P_{fc} = 0.04 \cdot \left(\frac{Q_f - Q_c}{2} \right)^2 \quad (4)$$

$$\frac{C_{fc}}{C_f} = \frac{1}{2} \cdot \left(1 + \frac{1 - Y \cdot (1 - R)}{1 - Y} \right) \quad (5)$$

$$p_f = \exp(0.7 \cdot Y) \quad (6)$$

$$\pi_f = 1.12 \cdot (273 + T) \cdot \sum m_i \quad (7)$$

$$\pi_c = \pi_f \cdot \frac{C_{fc}}{C_f} \cdot p_f \quad (8)$$

$$\pi_p = \pi_f \cdot (1 - R) \quad (9)$$

$$R = 1 - \frac{C_p}{C_f} \quad (10)$$

$$Y = 1 - (1 - Y_i)^N \quad (11)$$

$$C_p = b \cdot C_{fc} \cdot p_f \cdot \frac{N_e \cdot F_e}{Q_p} \quad (12)$$

де Q_p – витрата пермеата на виході з системи, кг/год ; F_e – площа мембранного елемента, м^2 ; $a(\pi)$ – коефіцієнт проникності по воді, $\text{м}^3/\text{Па} \cdot \text{год}$; ΔP – робочий

тиск, Па ; ΔP_{fc} – перепад тиску, Па ; C_f – концентрація вхідного потоку, $\text{кг солей на кг розчинника}$; p_f – концентраційна поляризація; π_f – осмотичний тиск, Па ; π_c – перепад осмотичного тиску з боку концентрату, Па ; π_p – перепад осмотичного тиску з боку пермеату, Па ; R – коефіцієнт солезатримки, %; Y – коефіцієнт конверсії води, %; C_p – концентрація вихідного потоку пермеату, $\text{кг солей на кг розчинника}$.

Для мембранотримача, що містить n_e мембранних елементів, вихід пермеату дорівнює:

$$\bar{r} = r_1 + \sum_{k=2}^{n_e} \left[r_k \cdot \prod_{l=1}^{k-1} (1 - r_l) \right] \quad (13)$$

де r_k – показник конверсії k -го мембранного елемента, $k = 1, \dots, n_e$.

Розширена модель системи зворотного осмосу має також рівняння матеріальних балансів:

$$\begin{cases} Q_f = Q_c + Q_{p1} \\ Q_{p1} = Q_{c2} + Q_p \\ Q_f \cdot C_f = Q_c \cdot C_c + Q_{p1} \cdot C_{p1} \\ Q_{p1} \cdot C_{p1} = Q_{c2} \cdot C_{c2} + Q_p \cdot C_p \\ Q_f \cdot C_f + Q_{c2} \cdot C_{c2} = (Q_f + Q_{c2}) \cdot C_{fc2} \\ \frac{Q_{c2}}{Q_{p1}} = \left(\frac{C_{c2}}{C_{p1}} \right)^{-1/R} \\ Q_p = Y \cdot Q_f \end{cases} \quad (14)$$

Така розширена модель може бути використана для моделювання як окремих стадій розподілу, так і будь-яких поєднань стадій різної продуктивності, зокрема і з використанням рециклу потоку концентрату.

Математичне формулювання завдання структурної оптимізації

Наголосимо, що під структурною оптимізацією тут розуміємо покращення параметрів функціонування певної системи шляхом структурного перерозподілу окремих її елементів без унесення змін у вказані елементи. Інакше кажучи, завдання оптимізації системи очищення шляхом заміни обладнання, режимів руху потоків тощо є поза межами цього дослідження.

Метою структурної оптимізації в цьому випадку є розрахунок на базі сформованої математичної моделі такої структури зворотноосмотичної установки, яка забезпечить задану продуктивність за пермеатом і за мінімальних енергетичних і капітальних витрат, а також максимальні якість і вихід за пермеатом. Тобто завданням оптимізації є забезпечення оптимальної вартості пермеату.

У процесі математичного формулювання завдання оптимізації в основу системи обмежень покладено математичну модель процесу зворотноосмотичного очищення води (1)-(14). У ролі цільової функції (Z) виступає сума зведених капітальних і експлуатаційних витрат з урахуванням терміну експлуатації установки. При цьому капітальні витрати визначаються вартістю й кількістю мембранних елементів і мембранотримачів у системі. А експлуатаційні витрати

складаються з витрат на електроенергію й вихідну воду та коштів на утримання мембран. Отже, постановка завдання оптимізації в остаточному вигляді може бути подана так:

$$\min Z(Q_f, n_i) = \frac{\sum_{i=1}^N (0.33 \cdot m_i(Q_f) \cdot n_i \cdot c_{ME} + 0.1 \cdot m_i(Q_f) \cdot c_{MT} + m_i(Q_f) \cdot n_i \cdot c_{OM})}{Q_p \cdot 8400} + \frac{Q_f \cdot c_{BV} + W(n_i) \cdot c_e}{Q_p} \quad (15)$$

при обмеженнях:

$$\begin{aligned} 1 \leq n_i \leq 8; \quad 1 \leq N \leq 6; \\ C_p(Q_f) \leq C_{p\max}; \quad P_f(n_i) \leq P_{f\max}; \\ Q_f \cdot Y_i(n_i)/100\% = Q_p, \quad \text{де } i = 1, \dots, N \end{aligned} \quad (16)$$

де m_i – кількість паралельно з'єднаних мембранотримачів у секції; n_i – кількість послідовно з'єднаних мембранних елементів у модулі i -ї секції; N – кількість секцій у стадії; Q_{pf} – масові витрати пермеату і вхідної води, відповідно, кг/с ; C_p – концентрація пермеату, $\text{кг солей на кг розчинника}$; c_{ME} – наведена вартість мембранного елемента, у.о./рік ; c_{MT} – наведена вартість мембранотримача, у.о./рік ; c_{OM} – вартість обслуговування мембран, у.о./м^2 ; c_e – вартість електроенергії, у.о./кВт ; Y_i – показник конверсії для i -ї секції, %; W – потужність насоса, кВт .

Як видно з постановки завдання, цільова функція є нелінійною. Оскільки параметри оптимізації можуть набувати як дискретних, так і неперервних значень, вирази (15)-(16) маємо визначити як завдання частково-цілочисельного нелінійного математичного програмування (MINLP).

Для розв'язання завдання оптимізації авторами було використано генетичні алгоритми [3]. Цей числовий метод було обрано, зокрема, з тієї причини, що при його застосуванні має місце висока ймовірність знаходження глобального оптимуму. На основі вка-

заного числового методу й описаного вище математичного апарату для оптимізації зворотноосмотичної системи демінералізації води в середовищі MS Visual Basic було створено програмний продукт. Крім обчислювальних компонентів, програмне забезпечення включає також файли баз даних (основних технічних показників мембранних елементів, експлуатаційних та економічних характеристик мембранотримачів, вартості витратних ресурсів процесу тощо) і засоби графічної візуалізації розрахованої схеми (рис. 3).

Приклад розрахунку зворотноосмотичної установки

Як приклад розглянуто оптимізацію зворотноосмотичної установки демінералізації води для працюючої ТЕЦ. Потужність установки, що має три незалежні блоки продуктивністю $50 \text{ м}^3/\text{час}$, складає – $150 \text{ м}^3/\text{год}$. Після попереднього очищення (Na-катионітові фільтри) загальний солевміст води не перевищує 150 мг/л . Загальний солевміст води на виході установки зворотного осмосу – не більш ніж 3 мг/л . У системі було використано мембранні елементи Filmtec марки LE 440i. Оскільки всі три блоки установки однакові, розрахунок було виконано для одного блоку. У результаті було отримано два варіанти структури блоку зворотного осмосу.

Варіант 1. Схема має 4 секції (рис. 4-а), які складаються з 5, 4, 3 і 2 мембранотримачів відповідно. Кожен мембранотримач має по два мембранні елементи. Основні показники схеми: витрата пермеату – $45 \text{ м}^3/\text{год}$; концентрація пермеату – 1.7 мг/л ; показник конверсії – $72,7\%$; собівартість очищеної води – $1,03 \text{ грн/м}^3$.

Варіант 2. Схема має 1 секцію (рис. 4-б), яка складається з 5 мембранотримачів, кожний з яких має по 8 мембранних елементів (рис. 4-в). Основні показники схеми: витрата пермеату – $45 \text{ м}^3/\text{год}$; концентрація пермеату – 1.7 мг/л ; показник конверсії – $72,7\%$; собівартість очищеної води – $0,94 \text{ грн/м}^3$.

Порівняння показників обох отриманих варіантів свідчить, що обидва варіанти відповідають всім поставленим технологічним вимогам, але собівартість очищеної води за другою схемою менша на $0,09 \text{ грн/м}^3$. Наведені витрати у другій схемі також менші на 36838 грн/рік . Отже, до впровадження рекомендований другий варіант схеми блоку зворотного осмосу. Зворотноосмотична установка демінералізації води ТЕЦ складається із трьох таких блоків, які працюють паралельно.

Підтвердження ефективності представлених у роботі підходів було отримано перевірочним розрахунком за допомогою програми ROSA компанії Dow Chemical для розрахунку мембранних систем.

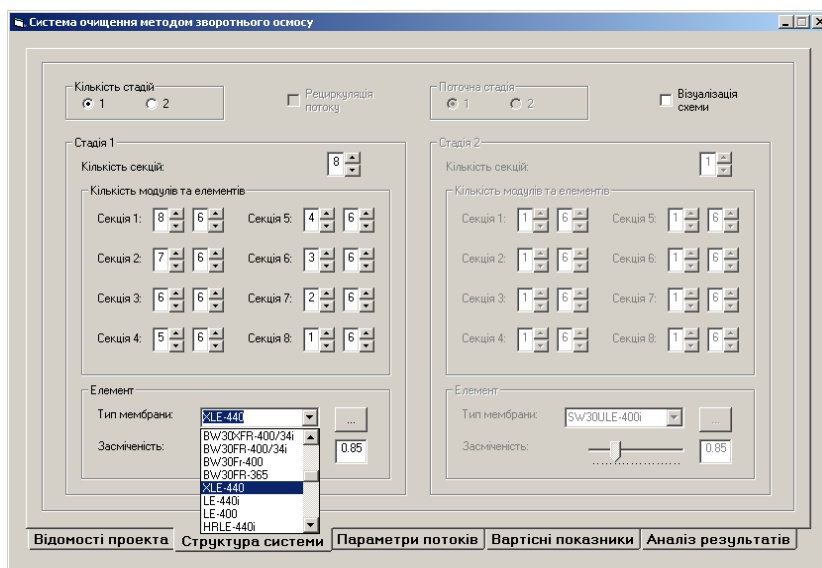


Рис. 3. Інтерфейс програмного забезпечення для оптимізації зворотноосмотичної системи демінералізації води

Співставлення отриманих результатів показало, що різниця в характеристиках розрахованої системи не перевищує 1–2%. Це свідчить про те, що описана математична модель є адекватною, а розроблене програмне забезпечення може використовуватися для комп'ютерного моделювання зворотноосмотичних систем демінералізації води.

Висновки. Представлена методологія структурної оптимізації схем водопідготовки показала свою ефективність при розрахунку установки зворотно-осмотичної демінералізації води на ТЕС і може бути рекомендована як система підтримки прийняття рішень фахівцям, що займаються проектуванням схем очищення природної води. Перспективу подальших досліджень автори вбачають, зокрема, у «розширенні

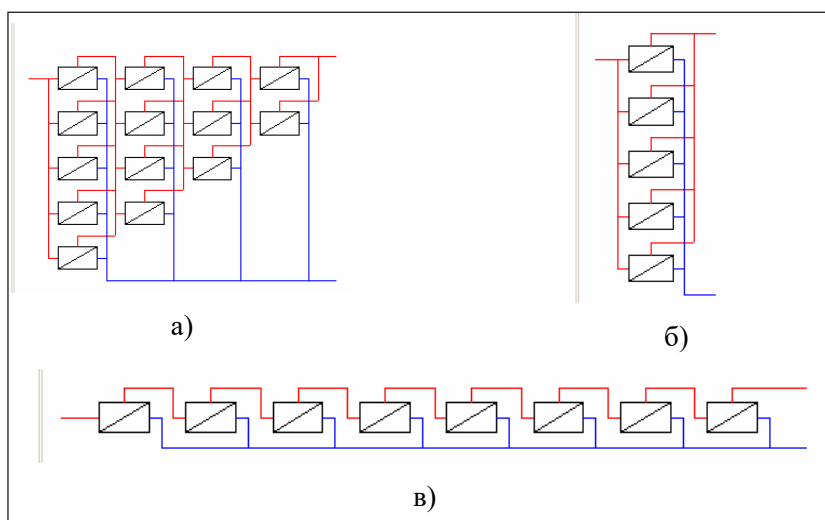


Рис. 4. Альтернативні варіанти розрахованих схем блоку зворотного осмосу – а) перший варіант, б) другий варіант, в) структура мембранотримачів у другому варіанті схеми

застосування описаних концепцій до структурної оптимізації систем очищення стічних вод тощо.

Література

1. Kimura S., Sourirajan S. Analysis of data in reverse osmosis with porous cellulose acetate membranes used. *AIChE J.* 1967. Vol. 13. P. 497–503.
2. FILMTEC Reverse osmosis membranes: Technical Manualю Dow Liquid Separations. 2010. 181 p.
3. Шоботов С.С., Квитка А.А., Фендри Ф. Математическое моделирование процесса обратно-осмотической деминерализации воды. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий.* 2009. №2/10 (44). С. 55–58.

РОЗРАХУНОК ТА МОДЕЛЮВАННЯ ПОПЕРЕЧНИКА КАРКАСУ З ЗАЛІЗОБЕТОННИМИ БАЛКАМИ ЗМІННОГО ПОПЕРЕЧНОГО ПЕРЕРІЗУ

Скорук Л.М., Сібіковський О.В.

Київський національний університет будівництва та архітектури
пр. Повітрофлотський, 31, 03680, м. Київ
sibalexon@ukr.net

Охарактеризовані наявні методи розрахунку балок змінного поперечного перерізу. Змодельовані варіанти балок змінного поперечного перерізу зі стержньових, пластинчастих та об'ємних елементів. Зіставлені результати розрахунку різного моделювання балки змінного поперечного перерізу. Визначено армування балки змінного поперечного перерізу від дії рівномірно розподіленого по всій довжині навантаження. Показана можлива теоретична «поверхня руйнування» залізобетонної балки змінного поперечного перерізу. *Ключові слова:* розрахунок, моделювання, каркас, залізобетон, балка, змінний, поперечний, переріз.

Расчет и моделирование поперечника каркаса из железобетонными балками переменного поперечного сечения. Скорук Л.Н., Сибиковский А.В. Охарактеризованы существующие методы расчета балок переменного сечения. Смоделированы варианты балок переменного сечения со стержневых, пластинчатых и объемных элементов. Сопоставлены результаты расчета различного моделирования балки переменного сечения. Определено армирование балки переменного сечения от действия равномерно распределенной по всей длине нагрузки. Показана возможна теоретическая «поверхность разрушения» железобетонной балки переменного сечения. *Ключевые слова:* расчет, моделирование, каркас, железобетон, балка, переменный, поперечный, сечение.

Calculation and simulation of the cross-section of the framework from reinforced concrete beams of the variable cross section. Skoruk L., Sibikovskiy O. The existing methods of calculation of beams of variable cross-section are described. Modified variants of beams of variable cross-section from core, plate and bulk elements. The results of the calculation of different simulation of the beam of variable cross-section are compared. Determine the reinforcement of the beam of variable cross-section from the action of a uniformly distributed throughout the length of the load. The theoretical "surface of destruction" of a reinforced concrete beam of variable cross-section is shown. *Key words:* Calculation, modeling, frame, reinforced concrete, beam, variable, cross-section, section.

Постановка проблеми. Розрахунки залізобетонних стержневих конструкцій зі змінною уздовж прольоту жорсткістю можна розділити на 4 групи:

- 1) методи, засновані на розкладанні одиничних епюр згинальних моментів в степеневі ряди [1];
- 2) методи, засновані на апроксимації зміни моменту інерції вздовж прольоту різними (в основному ступеневими) функціями [2];
- 3) методи, засновані на введенні різних коефіцієнтів передачі і приведених геометричних характеристик [3; 4].
- 4) методи з використанням методу скінчених елементів (МСЕ) на ЕОМ.

Виклад основного матеріалу. Для стержньових конструкцій із постійною згинальною жорсткістю небезпечні перерізи визначаються по максимальних згинальних моментах. У стержнях змінного перерізу міцність нормальних перерізів і переріз із максимальним згинальним моментом не збігаються [5; 6]. При навантаженнях у вигляді зосереджених сил небезпечними перерізами, скоріше, будуть ті самі перерізи, в яких прикладені ці сили. Для рівномірно розподілених навантажень чи для п'яти і більше зосереджених сил в одному прольоті розташування небезпечного перерізу не очевидне.

Розрахунок прийнятого (рис. 1) поперечника каркасу виконаний із використанням програмного комплексу SCAD [7], для якого і складена розрахункова схема. Розміри несучих елементів каркасу наведені в табл. 1.

Були визначені оптимальні можливі розміри каркасу з використанням балок змінного поперечного перерізу та розташування автомобілів із постійним їх зберіганням [8]. Балки змінного поперечного перерізу закріплені жорстко між собою. При розрахунку прийнято, що всі несучі залізобетонні елементи каркасу виконані з важкого бетону класу С25/30. При армуванні всіх елементів подовжня робоча арматура прийнята класу А500С, поперечна робоча арматура прийнята класу А240С.

Були визначені та прийняті постійні та корисні навантаження та їх комбінації (С1, С2) на залізобетонну балку змінного поперечного перерізу [4; 7].

Було прийнято поперечну раму середнього прольоту багатопролітного залізобетонного каркасу багатоповверхового гаража-стоянки з моделюванням у трьох варіантах ригеля (балки) змінного поперечного перерізу на ЕОМ – це стержньова схема (варіант № 1), пластинчата схема (варіант № 2) та схема з об'ємних елементів (варіант № 3), які наведені на рис. 1а–1в.

Результати розрахунку трьох варіантів каркасу відображені в табл. 2.

Таблиця 1

Перерізи несучих елементів та навантаження багатопролітного каркасу

Розміри в осях (м)	8,25x16,4 м
Висота поверху ($H_{\text{пов.}}$, м)	3,3
Переріз колони ($b \times h_{\text{кол.}}$, м)	0,6x0,6
Довжина ригеля ($L_{\text{риг.}}$, м)	15,8
Переріз ригеля ($b \times h_{\text{риг.}}$, м)	0,6x0,6(h)...0,6x1,1(h)
Постійне без власної ваги (т/м)	4,24
Корисне (т/м)	3,753
Снігове (т/м)	1,534

Схема розрахованого армування для варіанту № 1 розрахунку ригеля (балки) змінного перерізу багатопролітного каркасу багатоповерхового гаража-стоянки наведена на рис. 2.

Проведений вище розрахунок поперечників каркасів (варіантів № 1–3) не дає повної інформації для можливості детального аналізу ригеля (балки) змінного перерізу. Розглянувши деформаційні схеми, головні та еквівалентні напруження, а також схему

армування наведених вище розрахунків, було прийнято рішення більше проаналізувати саме схему з об'ємних елементів, бо її результати, на нашу думку, найбільш точно відображатимуть дійсну роботу елементів та напружено-деформований стан.

Однак, за відсутності можливості армування об'ємних елементів на EOM у SCAD було виконано додаткові розрахункові схеми (варіанти № 4–6), де армування виконувалось з урахуванням їх реального розташування згідно з розрахунком варіанта схеми № 1, за допомогою додатково введених елементів – поздовжніх та поперечних стержнів між об'ємними елементами із заданою жорсткістю, а також введенням металевих двотавра, виконаного із пластинчатих елементів у розтягнутих опорних та прольотних зонах (рис. 3, 4).

Навантаження до розрахункових схем прикладалися етапами, як і при можливих натурних випробуваннях моделей. На кожному етапі навантаження проводився лінійний розрахунок схем, адже, посилаючись на схожі розрахунки [9–12], було зазначено, що врахування фізичної нелінійності не привносить суттєвих змін у характер напружено-деформованого

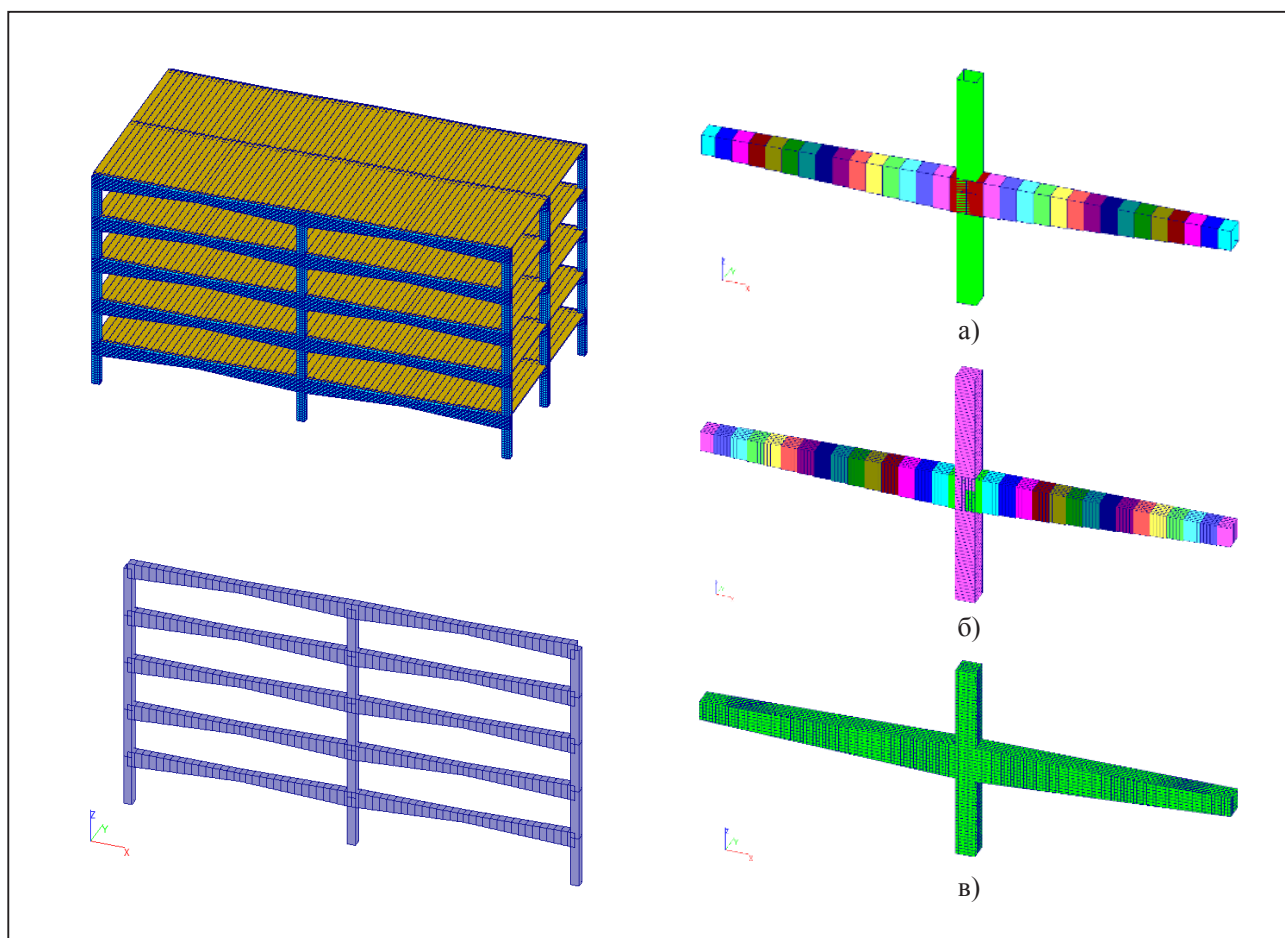


Рис. 1. Прийнятий для розрахунку варіант каркасу та його рамний поперечник і варіанти моделювання балки змінного поперечного перерізу: а) варіант № 1, б) варіант № 2, в) варіант № 3

стану, що дає змогу на початкових етапах дослідження користуватися спрощеним розрахунком на основі програмного комплексу SCAD. Після розрахунку визначалися критичні напруження (граничні розтягуючі або стискаючі напруження в бетоні та арматурних стрижнях) в елементах розрахункової схеми.

У разі виявлення граничних розтягуючих або стискаючих напружень бетону і / або арматури в елементах розрахункової схеми зразок вважається зруйнованим.

Конструкцію балки змінного поперечного перерізу можна вважати зруйнованою, якщо для класів бетону С25/30 та арматури А500С:

– напруження стиску бетону
саянуло значення $f_{cd} = 17,0 \text{ МПа}$
($-1732,9 \text{ Т/м}^2$);

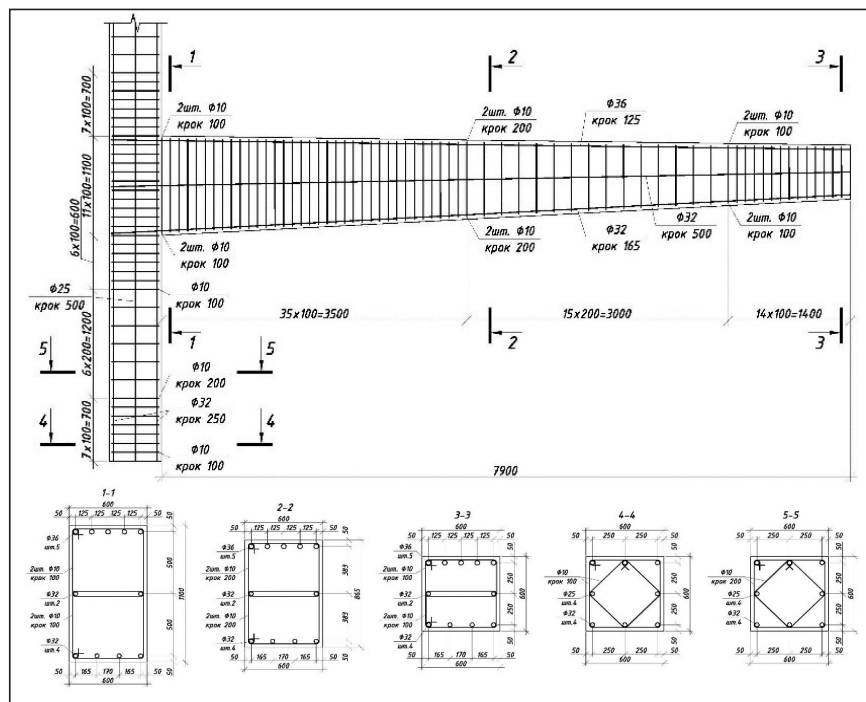


Рис. 2. Армування згідно з розрахунком балки (ригеля) та колони поперечника каркасу багатопролітного гаража-стоянки за стрижньовою розрахунковою схемою

Таблиця 2

Зведена таблиця результатів розрахунку багатопролітного каркасу багатоповерхового гаража-стоянки з балками змінного перерізу

Варіант схеми			№ 1	№ 2	№ 3
Сумарне навантаження рами, т	Fz		1466,65	1467,59	1468,19
Переміщення в прольоті, мм	Δz (комбінація C1)		-17,53	-20,23	-17,81
Повздовжня сила, т	N _{max}		+18,49		
Поперечна сила, т	на опорі	Q _{z.оп.,max}	78,54		
	в прольоті	Q _{z.пр.,max}	-5,58		
	на опорі	M _{y.оп.,max}	-263,61		
	в прольоті	M _{y. пр.,max}	67,02		
Армування, см²	на опорі	S ₁ (S _{2max})	3,31	91,47	
		S ₂ (S _{3 max} , S ₄)	69,51	193,82	
		IW ₁ (AW _{x, y})	11,36	-	
	в прольоті	S ₁ (S _{2max})	32,49	27,53	
		S ₂ (S _{3 max} , S ₄)	1,81	153,18	
		IW ₁ (AW _{x, y})	0,99	-	
Відсоток армування, %	на опорі (по X+по Y)		1,16	3,24+6,86	
	в прольоті (по X+по Y)		1,85	0,97+5,42	
Напруження, т/м²	σ1 (комбінація C2)			-1162,9... 2744,7	-704,6... 4922,9
	σ2 (комбінація C2)			-	-1872,1... 1246,1
	σ3 (комбінація C2)			-3336,9... *821,2	-4873,7... *799,0

–напруження розтягнення бетону сягнуло значення $f_{ctd} = 1,8 \text{ МПа}$ ($183,5 \text{ т/м}^2$);

– напруження розтягнення арматурного стержня сягнуло межі текучості $f_{yd} = 355 \text{ МПа}$ ($36187,6 \text{ т/м}^2$).

З огляду на те, що введення «металевого» двотавра в розрахункові схеми (варіант № 5 та № 6) не дає значного впливу на отримані результати, то результат обчислення головних розтягуючих (стискаючих) напружень у програмному комплексі SCAD представлений для розрахункового варіанту № 4 на рис. 6.

Для визначення «поверхні руйнування» умовно вирізані опорна і прольотна частини балки (рис. 7) і розглянуті характерні повздовжні розрізи з максимальними значеннями головних розтягуючих напружень.

На основі виконаного аналізу ізополів головних розтягуючих і стискаючих напружень, а також із врахуванням напрямку головних площадок розтягуючих і стискаючих напружень зображена складена можлива «поверхня руйнування» балки змінного поперечного перерізу від дії рівномірно розподіленого навантаження (рис. 8).

Процес деформування залізобетонного згинального елемента можна описати такими етапами:

- Етап 1. До утворення тріщини.
- Етап 2. Перехід від стану без тріщини до стану з тріщиною.
- Етап 3. Стабілізація тріщини.
- Етап 4. Зростання тріщини.
- Етап 5. Руйнування елемента.

Як критерій для визначення розташування тріщин у балці використаний силовий фактор: тріщини утворюються в матеріалі при досягненні значень головних розтягуючих напружень, рівних межі міцності на розтяг. Цей підхід базується на основних положеннях першої теорії міцності (теорія найбільших нормальних напружень). За допомогою напрямку головних майданчиків розтягуючих (стискаючих) напружень визначено напрям розвитку тріщин.

Значення базової відстані між нормальними тріщинами l_s визначається за формулою і приймається не менше $10d_s$ і 10 см і не більше $40d_s$ і 40 см [13]. На основі формули та вказаних обмежень, а також із посиланнями на проведені розрахунки [12] у варіант № 4 моделювання балки змінного поперечного пере-

різу було введено «нормальні тріщини» (виконані розриви між об'ємними елементами, з максимальною та мінімальною між ними відстанню 40 см і 20 см) та складено дві розрахункові схеми – варіант № 7 та № 8.

Розриви між об'ємними елементами виконувались до «поверхні руйнування» балки, яка не переходила за центральну вісь балки змінного поперечного перерізу. Схеми розташування введених розривів

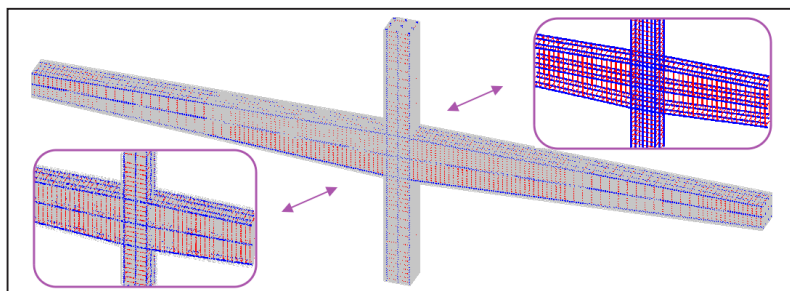


Рис. 3. Варіант моделювання № 4 з додатковими поперечними та повздовжніми «арматурними» стержнями

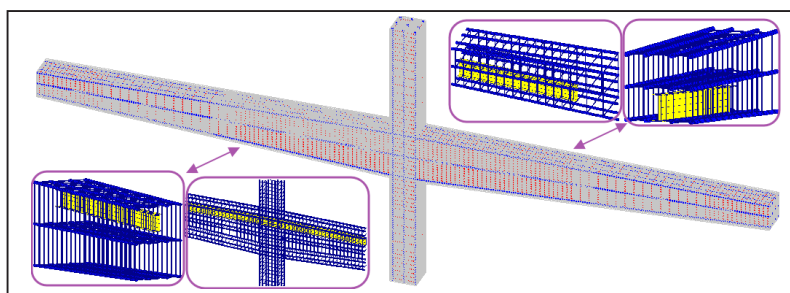


Рис. 4. Варіанти моделювання № 5 та № 6 з додатковими поперечними та повздовжніми «арматурними» стержнями та металевим двотавром

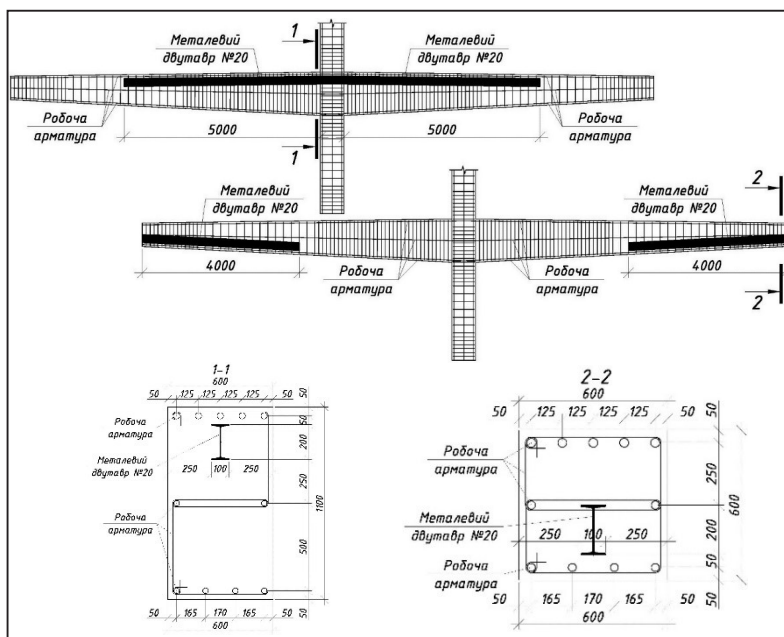


Рис. 5. Геометричні схеми та місця введення металевого двотавра варіантів № 5 та № 6 балки змінного поперечного перерізу

(нормальних тріщин) у зоні можливої «поверхні руйнування» залізобетонної балки змінного поперечного перерізу представлені на рис. 9.

Деформаційна схема відповідно до статичної схеми та відкриття введених прорізів (нормальних

тріщин) балки змінного поперечного перерізу представлені на рис. 10.

Ізополя зон перенапруження розтягу бетону для розрахункового варіанту № 7 відображені на рис. 11.

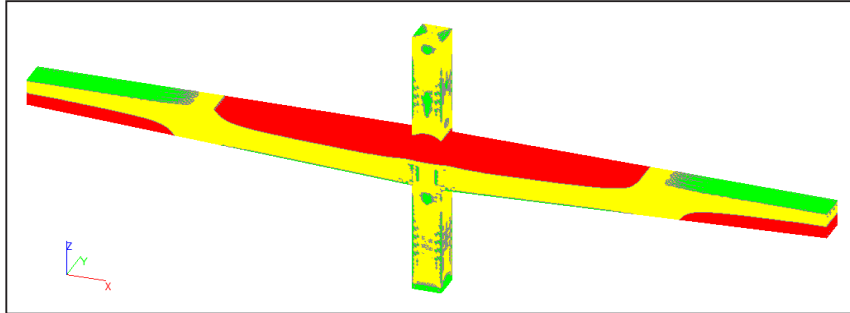


Рис. 6. Ізополя головних розтягуючих і стискаючих напружень варіанту № 4.

- ізополя головних граничних (перевищуючих) розтягуючих напружень;
- умовне позначення розділення напруження;
- ізополя головних стискаючих напружень

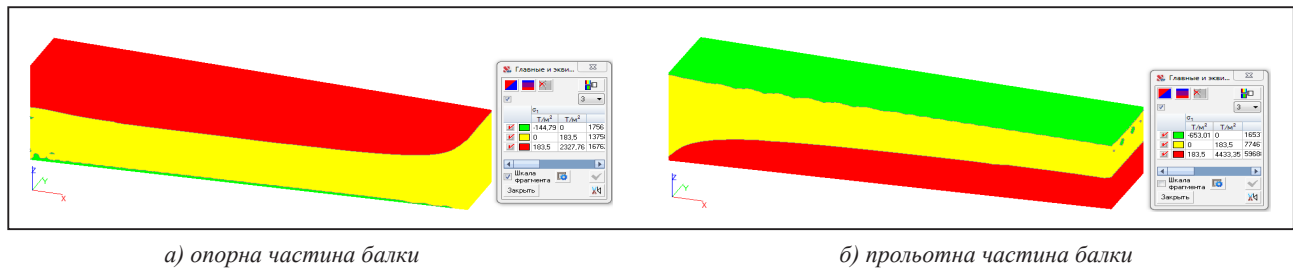


Рис. 7. Умовно вирізані ділянки балки змінного поперечного перерізу з максимальними розтягуючими напруженнями

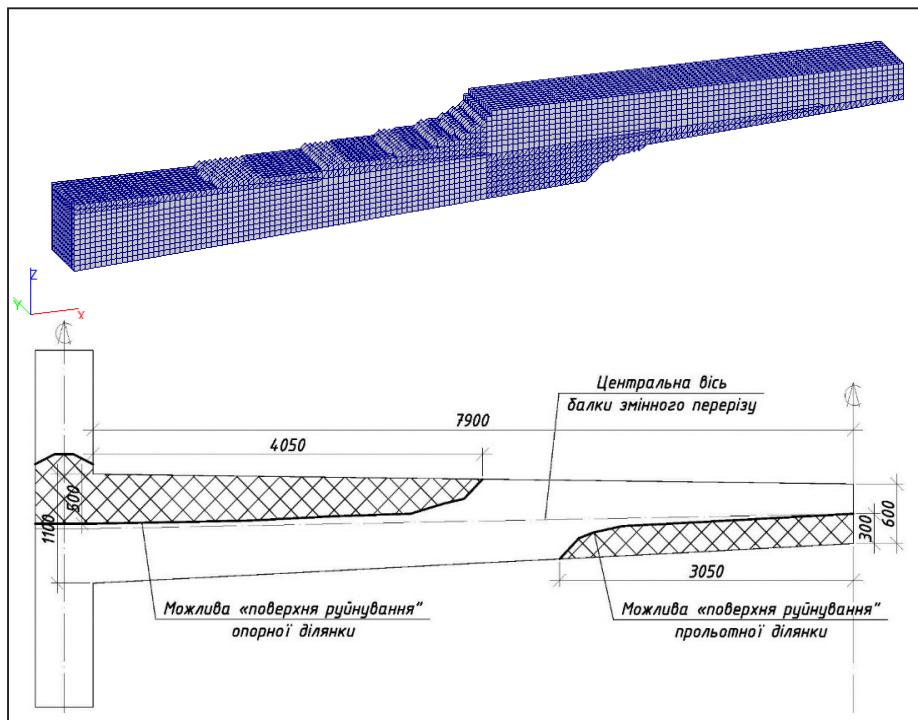


Рис. 8. Можлива «поверхня руйнування» балки змінного поперечного перерізу від дії рівномірно розподіленого навантаження

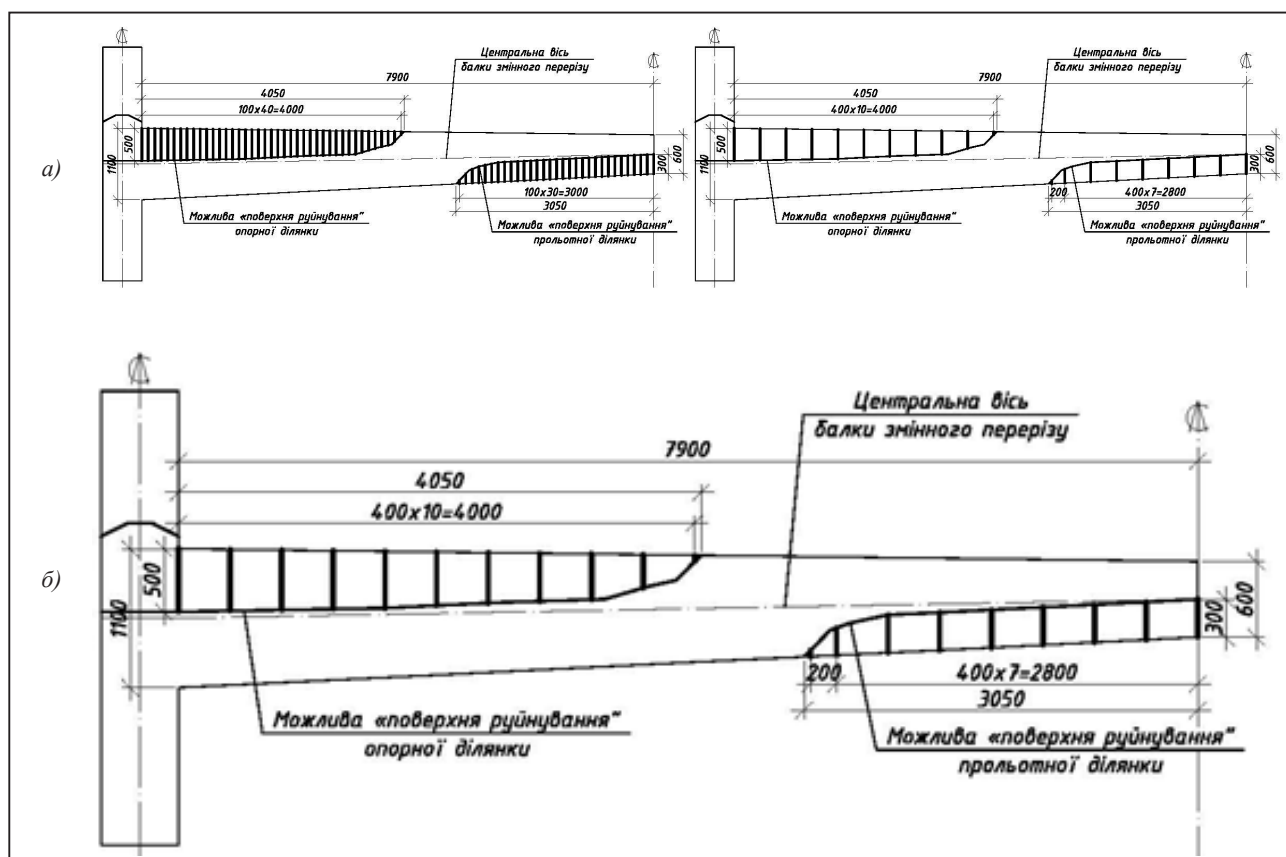


Рис. 9. Схеми розташування введених розривів (нормальних тріщин) у зоні можливої «поверхні руйнування» залізобетонної балки змінного поперечного перерізу: а) 10 см, б) 40 см

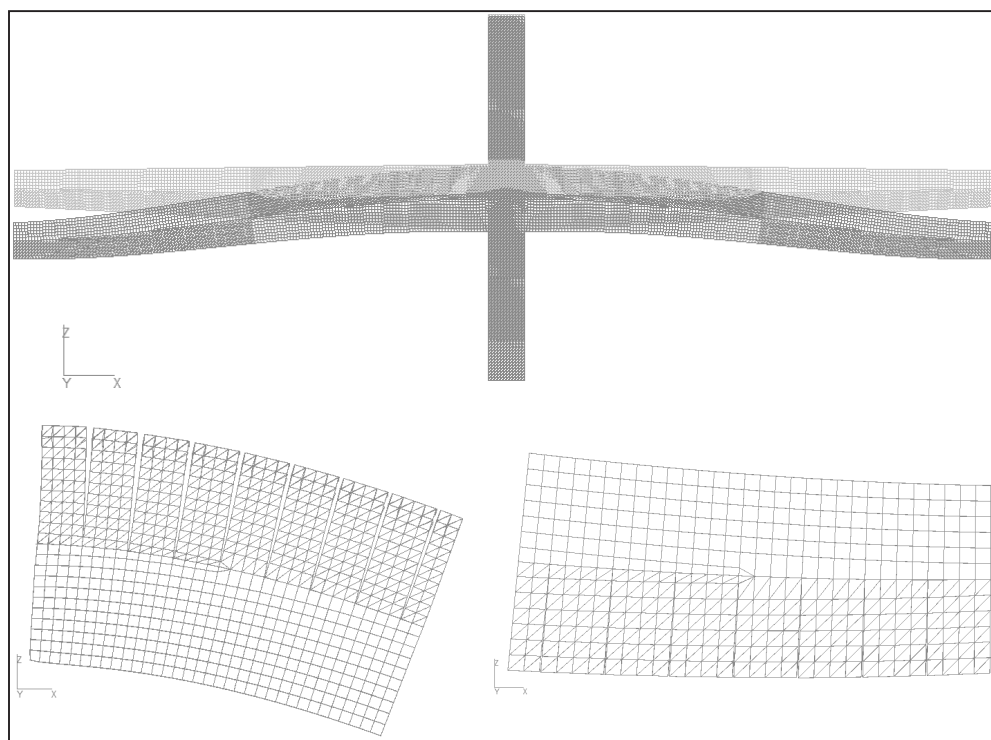


Рис. 10. Деформаційна схема та відкриття введених прорізів (нормальних тріщин) балки змінного поперечного перерізу

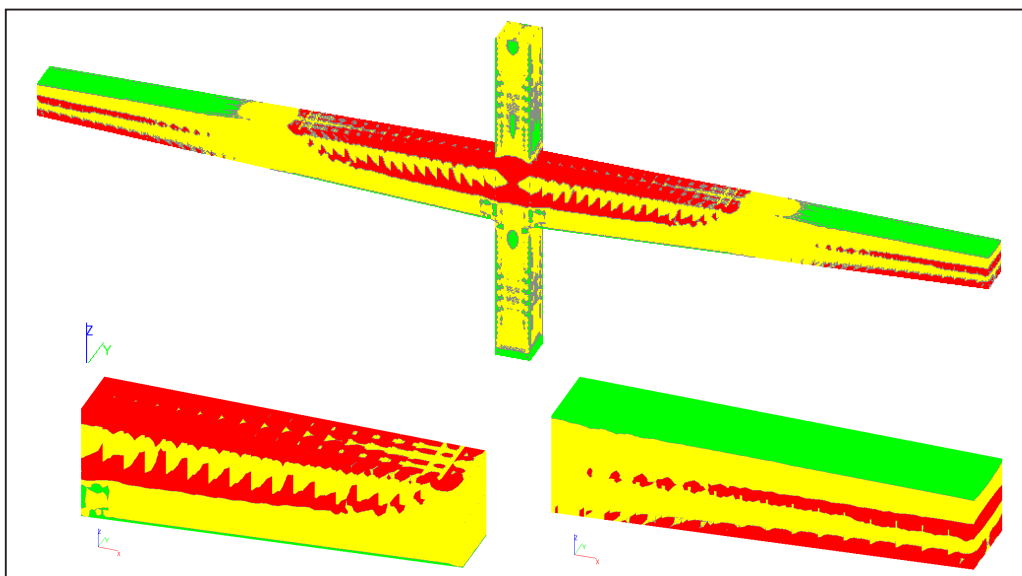


Рис. 11. Відображення ізополів зон перенапруження розтягу бетону для розрахункового варіанту № 7

Таблиця 3

Зведена таблиця результатів розрахунку багатопролітного каркасу багатоповверхового гаража-стоянки з балками змінного перерізу

Варіант схеми		№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	№ 8
Сумарне навантаження рами, (т)	Fz	1460,32	1482,03	1483,42	1483,92	1482,19	1482,19
Переміщення в прольоті, (мм)	Δz (C1)	-15,39	-13,14	-13,05	-13,06	-28,72	-24,29
Епюри зусиль, (т)	N (C2)	-	-9,32... 10,39	-9,29... 10,38	-9,3... 10,2	-14,9... 48,47	-13,5... 52,92
	Qz (C2)	-	-0,03... 0	-0,02... 0,03	-0,02... 0,03	-0,03... 0,09	-0,04... 0,1
	Qy (C2)	-	-0,67... 0,57	-0,67... 0,57	-0,67... 0,57	-4,19... 3,8	-3,64... 4,08
	M _{y,z} (C2)	-	-1,12... 0,95	-1,12... 0,95	-1,12... 0,95	-2,44... 2,32	-2,61... 2,47
Напруження, (т/м ²)	σ_1 (C2)	-704,6... 4922,9	-653,01... 4433,3	-656,2... 4419,3	-655,4... 4432,3	-939,4... 7925,4	-841,6... 8525,3
	σ_2 (C2)	-1872,1... 1246,1	-1672,11... 1102,5	-1666,6... 1099,1	-1668,1... 1096,2	-2623,9... 2588,1	-2394,7... 2666,3
	σ_3 (C2)	-4873,7... 799,0	-4394,92... 737,2	-4401,5... 734,9	-4399,6... 726,8	-6457,6... 428,6	-6054,4... 454,6

Результати розрахунку варіантів моделювання розрахункових схем № 3–8 наведені в табл. 3.

Відповідно до результатів розрахунків всіх 6 варіантів моделювання балки змінного перерізу з об'ємних елементів при розрахунку за допомогою МСЕ руйнування відбулося при вичерпанні межі міцності бетону на розтяг у верхній зоні опорної ділянки балки змінного поперечного перерізу або в нижній зоні прольотної ділянки балки змінного поперечного перерізу.

Головні висновки. Аналізуючи отримані результати розрахунку різного моделювання балки змінного перерізу, можна зробити такі висновки:

1. Створення ряду розрахункових схем залізобетонного ригеля змінного поперечного перерізу з стержньових, пластинчастих та об'ємних елементів дало змогу визначити переміщення від комбінацій, зусилля в елементах ригеля та виконати армування, в обчислювальному комплексі SCAD.

2. При порівнянні розрахункових схем змодельованих зі стержневих, пластинчатих та об'ємних елементів з'ясовано неможливість повного зіставлення результатів розрахунку цих варіантів розрахункових схем в обчислювальному комплексі SCAD.

3. У розрахункових схемах моделювання балки змінного поперечного перерізу з об'ємних та стрижневих елементів виконана спроба ввести умови, за яких у балці змінного поперечного перерізу з'явля-

ються та є нормальні тріщини, що дає змогу проаналізувати подальший НДС цієї конструкції.

4. На основі числового експерименту та проведених аналізів допускається можливість визначити вид, форму, а також довжину передбачуваної «поверхні руйнування» залізобетонної балки змінного поперечного перерізу, яка може бути при натурному випробуванні такої конструкції від дії рівномірно розподіленого навантаження. Знаючи поверхню руйнування, можна визначити оптимальне армування.

Література

1. Геммерлинг А.В. Расчет стержневых систем. М.: Стройиздат, 1974. 207 с.
2. Шандрук П.П. Деформативность железобетонных балок переменного сечения с учетом сдвига. Строительство. Известия вузов. 1991. № 10.
3. Методические рекомендации по уточненному расчету железобетонных элементов с учетом полной диаграммы сжатия бетона / В.Я. Бачинский, А.Н. Бамбура и др. Киев: НИИСК, 1987. 24 с.
4. ДБН В.2.6-98:2009. Бетонні та залізобетонні конструкції. Основні положення. К. 2009.
5. Байков В.Н., Сигалов Э.Е. Железобетонные конструкции: Общий курс. Учебник для вузов. 4-е изд., перераб. М.: Стройиздат, 1985. 728 с.
6. Ржаницын А.Р. Составные стержни и пластинки. М.:Стройиздат, 1986. 316 с.
7. ДБН В.1.2-2:2006. Навантаження і впливи. Норми проектування. Київ. 2006 р.
8. ДБН В.2.3-15-2007. Споруди транспорту. Автостоянки і гаражі для легкових автомобілів. К.: Мінбуд України, 2007. 37 с.
9. Бахотский И.В. Прочность фиброжелезобетонных конструкций в условиях кручения с изгибом: автореф. дис. ... канд. техн. наук. Санкт-Петербург, 2013. 21 с.
10. Розрахунок плоского залізобетонного збірно-монолітного перекриття зкруглопустотними плитами і монолітними ригелями за допомогою ПК SCAD / О.Л. Буцька, М.В. Савицький. Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури. 2013. № 1–2. С. 9–13.
11. Самохвалова Е.О., Иванов А.Д. Стык колонны с безбалочным безкапитальным перекрытием в монолитном здании. Инженерно-строительный журнал. 2009. № 3.
12. Кукушкин И.С., Любимов И.Ю. Исследование напряженно-деформированного состояния железобетонных балок с трещинами в БК SCAD Office v.21. НИП-ИНФОРМАТИКА, Иваново. С. 32.
13. Насонов С.Б. Руководство по проектированию и расчету строительных конструкций. В помощь проектировщику. 3-е издание. М: Издательство АСВ, 2015. 816 с.

УПРАВЛЕНИЕ ИНФРАСТРУКТУРОЙ В ПРОГРАММАХ СТРОИТЕЛЬСТВА СЛАБОСВЯЗАННЫХ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ

Торопенко А.В.¹, Становская Т.П.², Швец П.С.¹, Торопенко А.В.¹

¹Одесский национальный политехнический университет
пр. Шевченко, 1, 65044, г. Одесса

²Одесская национальная академия пищевых технологий
ул. Канатная, 112, 65039, г. Одесса

alla.androsyk@gmail.com

tatstanovska@gmail.com

sps.090584@gmail.com

alexey.toropenko@geomoras.net

Показано, что связность подсистем при управлении строительством очистных сооружений создает серьезные проблемы при оптимизации проектных решений, направленных на снижение сроков и стоимости строительных работ. Рассмотрены отличия в подходах к оптимизации сооружений, содержащих различные по связности подсистемы, на примерах инфраструктуры строительства. Приведены модели связности объектов оптимизации и предложен метод комплексного генетического алгоритма для ее осуществления. *Ключевые слова:* очистные сооружения, искусственная инфраструктура, связность подсистем, оптимизация решений, генетический алгоритм.

Управління інфраструктурою в програмах будівництва слабкозв'язаних очисних споруд. Торопенко А.В., Становська Т.П., Швець П.С., Торопенко О.В. Показано, що зв'язність підсистем при управлінні будівництвом очисних споруд створює серйозні проблеми при оптимізації проектних рішень, спрямованих на зниження термінів і вартості будівельних робіт. Розглянуто відмінності в підходах до оптимізації споруд, що містять різні за зв'язністю підсистеми, на прикладах інфраструктури будівництва. Наведені моделі зв'язності об'єктів оптимізації і запропонований метод комплексного генетичного алгоритму для її здійснення. *Ключові слова:* очисні споруди, штучна інфраструктура, зв'язність підсистем, оптимізація рішень, генетичний алгоритм.

Management of infrastructure in the programs of construction of weaknessed purification constructions. Toropenko A., Stanovska T., Shvets P., Toropenko O. It is shown that the connectivity of subsystems in the management of the construction of purification constructions creates serious problems in the optimization of design solutions aimed at reducing the time and cost of construction work. Differences in approaches to the optimization of structures containing different subsystems in connection are considered, using examples of the construction infrastructure. Models of optimization objects connectivity are given and a method of complex genetic algorithm is proposed to its implement. *Key words:* purification constructions, artificial infrastructure, subsystems connectivity, solutions optimization, genetic algorithm.

Постановка проблемы. Зона застройки или строительная площадка имеет в строительстве очистных сооружений очень важное значение, так как она требует внимания уже на ранней стадии проектирования [1]. Даже если речь идет об использовании типовых проектов сооружений, необходимо постоянно заботиться об их привязке к реальной среде, окружающей строительство, — его инфраструктуре.

Выделим с точки зрения экологии две подсистемы в инфраструктуре: естественную, внешнюю, обусловленную, например, рельефом местности или климатической зоной, в которой расположена стройплощадка (рис. 1) [2], и искусственную, внутреннюю, состоящую из коммуникационных интерфейсов вокруг зданий или даже под ними (например, точек подвода / отвода воды, электричества, отопления, канализации, информационных каналов и т.д.) (рис. 2).

Актуальность исследования. При управлении проектами и программами создания комплекса раз-

нородных очистных сооружений ставится задание обеспечения оптимального с точки зрения стоимости и сроков строительства [3]. Решение задач оптимизации для объектов такого класса, на первый взгляд, упрощается тем, что они, как правило, естественным образом разбиваются на подсистемы (например, основные и вспомогательные здания, подсобные помещения и т.п.). Однако вычислительные сложности, возникающие при таком разбиении из-за связности параметров этих подсистем, к сожалению, сводят на нет все преимущества такого подхода: возрастают сроки управления и снижается качество объекта. Поэтому создание новых моделей связности и методов оптимизации, позволяющих решить эту проблему, является весьма актуальным.

Связь авторской разработки с важными научными и практическими задачами. Авторская разработка посвящена решению важной научной и практической задачи снижения сроков и повышения эффективности управления программой строительства

очистных сооружений за счет более глубокой оптимизации слабосвязанных систем путем разработки и внедрения новых математических моделей комплексных строительных объектов со слабосвязанными элементами и методов их эволюционной оптимизации.

Анализ последних исследований и публикаций. Под системой понимают совокупность взаимосвязанных элементов, обособленную от среды и взаимодействующую с ней как целое [4]. Существенное влияние на поведение элементов системы и свойства ее как целого оказывает структурная, параметрическая, информационная и т.п. мера их связей. Это позволяет говорить о величине этой меры и выделить, например, классы *несвязанных*, *слабосвязанных* и *сильносвязанных* систем [5; 6].

Под слабосвязанной понимают такую систему, в которой взаимодействие элементов достаточно сильно для формирования системных свойств, но

недостаточно для изменения качественных свойств отдельных элементов [7]. Для систем, образованных элементами со сложной внутренней структурой, понятие слабосвязанной системы не является однозначным. Взаимодействие элементов системы может вызывать изменение одних характеристик элементов и не оказывать влияния на другие. Вопрос об идеальности или неидеальности системы в данном случае решают, исходя из того, являются ли изменяющиеся при взаимодействии характеристики существенными для анализа конкретной системы и конкретного свойства [8].

Очевидно, что при управлении проектами и программами, например, строительства комплекса зданий и сооружений некоторые их параметры могут варьироваться независимо друг от друга (параметры кровли), некоторые – условно независимо, в пределах взаимных ограничений (параметры коммуникаций и внутренних проездов) и некоторые – только одно-



Рис. 1. Внешняя (естественная) подсистема инфраструктуры строительства

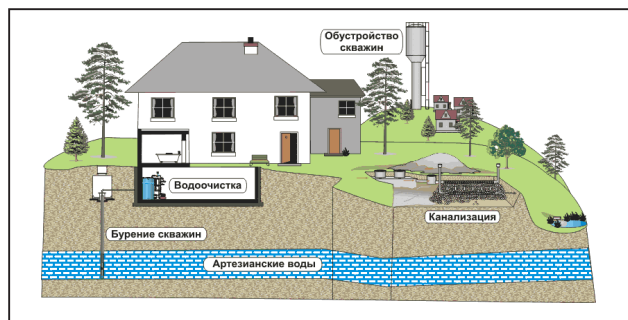


Рис. 2. Внутренняя (искусственная) подсистема инфраструктуры строительства

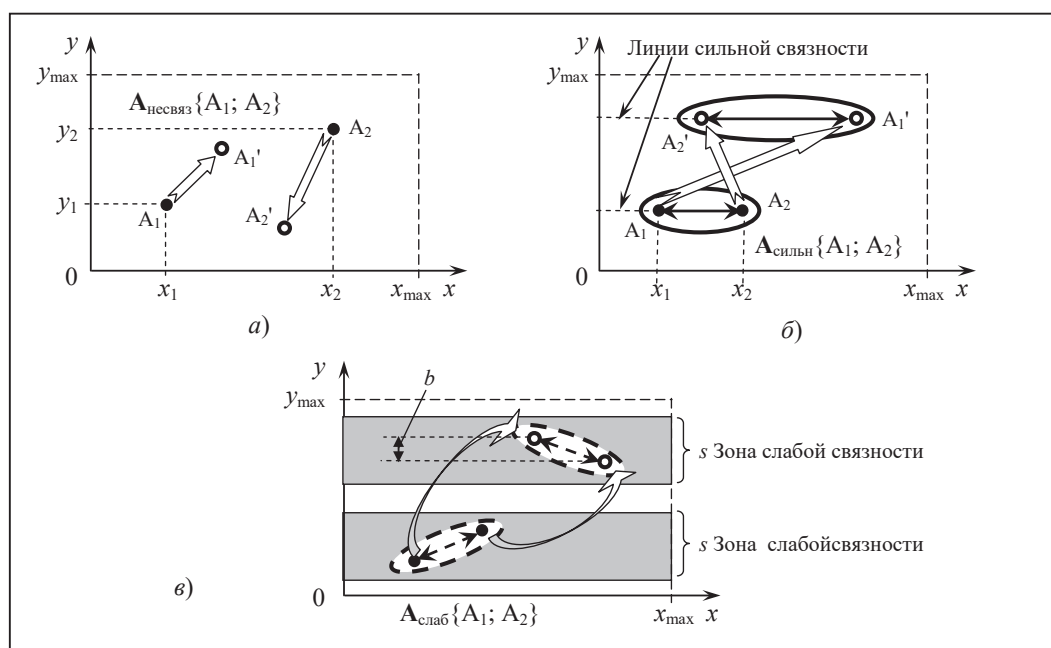


Рис. 3. Схемы траекторий возможных перемещений аргументов несвязанных (а), сильносвязанных (б) и слабосвязанных (в) подсистем в процессе оптимизации

временно для обеих подсистем (параметры общего фундамента), т.е. в таком объекте присутствуют все перечисленные выше виды связности. Все это существенным образом влияет как на модели, используемые в управлении проектами и программами строительства, так и на выбор математических методов управления, в частности, оптимизации [9].

Сегодня этот выбор весьма ограничен. Так, например, в настоящее время существуют методы комплексной эволюционной оптимизации [10], однако они предназначены только для объектов с сильносвязанными параметрами подсистем. То же можно сказать и о других методах оптимизации сложных объектов в УП.

Выделение нерешенных ранее частей общей проблемы, которым посвящается данная статья. Связность подсистем в случае строительного объекта полностью определяется инфраструктурой объекта [10]. Эти связи, как и в любых других многоэлементных системах, могут носить детерминированный, стохастический, а также нечеткий характер, предоставляя менеджеру проекта широкие возможности при построении моделей такого процесса и выборе метода его оптимизации.

Инфраструктура строительного объекта – понятие весьма широкое, поэтому в работе выделяли ее естественную составляющую (рельеф местности, состояние почв, розу ветров, природные водоемы и т.д.) и искусственную составляющую (упомянутые выше искусственные сети, дороги, состояние освещения и т.п.).

Новизна. Предложенные методы и модели являются новыми развитиями теории оптимизации проектных решений в строительстве, в частности, впервые предложено разделить модель инфраструктуры объекта на две связанные подмодели, в каждой из которых эволюционная оптимизация осуществляется автономно, но с учетом сильной или слабой связности их параметров.

Методологическое или общенаучное значение непосредственно вытекает из инвариантности предложенных методов и моделей, что позволяет прогно-

зировать их эффективное использование в разнообразных областях человеческих знаний.

Изложение основного материала. На примере простой системы, у которой целевая функция z зависит только от двух аргументов: x и y , рассмотрим отличия в подходах к оптимизации объектов, содержащих различные по связности подсистемы.

Объекты, содержащие только несвязанные подсистемы. Пусть некоторая система (объект, устройство, конструкция) A состоит из двух подсистем A_1 и A_2 , однозначно определяемых парами аргументов x_1, y_1 и x_2, y_2 , соответственно, в виде точек на рис. 3 а. При этом выполняются ограничения: $0 \leq x_1 \leq x_{\max}$, $0 \leq y_1 \leq y_{\max}$, $0 \leq x_2 \leq x_{\max}$ и $0 \leq y_2 \leq y_{\max}$. Так как подсистемы A_1 и A_2 несвязанные, в процессе оптимизации каждая из них может свободно перемещаться в зоне ограничений, изменяя вместе со «своими» аргументами x и y также «свою» целевую функцию z :

$$z_i = z(x_i, y_i); i = \{1, 2\}, \quad (1)$$

В этом случае отсутствие связи приводит к тому, что совокупность подсистем A_1 и A_2 утрачивает системные свойства: каждая подсистема может подвергаться оптимизации путем подбора (расчета) аргументов без какой-либо «оглядки» на другую.

Объекты, содержащие только сильносвязанные подсистемы. В работе [11] описаны объекты, обладающие дополнительным жестким ограничением на изменение проекта конструкции в процессе оптимизации: одна из переменных (например, y) является обобщенной в том смысле, что всегда имеет место соотношение (рис. 3 б):

$$y_1 = y_2, \quad (2)$$

Заметим, что величины y_1 и y_2 могут изменяться, но только одновременно, так, чтобы не нарушалось соотношение (2) (рис. 3 б).

Объекты, содержащие только слабосвязанные подсистемы. В настоящей работе рассматриваются объекты, у которых свойство (2) менее жесткое:

$$y_1 = y_2 \pm b; \quad 0 \leq b \leq s, \quad (3).$$

Таблица 1

Параметры системы, учитываемые в процессе оптимизации

Система	А – инфраструктура комплекса строительных объектов	
Подсистемы	A_1 – объект 1	A_2 – объект 2
Независимые аргументы	x_1 – информационный интерфейс 1	x_2 – информационный интерфейс 2
Слабосвязанные аргументы	y_1 – интерфейс подвода/отвода воды 1	y_2 – интерфейс подвода/отвода воды 2
Сильносвязанные аргументы	$F_{1,2}$ – общий фундамент	
Свертка целевых функций	Θ – затраты на строительство	

В этом случае отклонение аргументов y_1, y_2 друг от друга допускаются, но только на величину b , лежащую в пределах некоторой зоны связности s .

При стохастическом характере распределение вероятности отклонений по сечению зоны связности зависит от свойств объекта и условий его эксплуатации. Пусть p_b – вероятность того, что величина $b = \pm (y_2 - y_1)$ примет значение y из диапазона $0 \leq y_2 - y_1 \leq s$, где s – ширина зоны связности в единицах, в которых измеряется обобщенный параметр y . При оптимальном проектировании зона связности может перемещаться, изменять свою ширину s , которая также является случайной величиной, но слабосвязанные элементы будут всегда оставаться внутри нее (рис. 3 в).

Анализ объекта оптимизации с целью выделения подмножеств его параметров – аргументов с различной связностью и целевой функции – рассмотрим на конкретном простом примере.

В частности, для нашего примера параметры системы, учитываемые в процессе оптимизации процесса управления программой строительства комплекса зданий и сооружений, приведены в табл. 1.

Как видно из таблицы, даже в простейшем случае управления программой существуют параметры оптимизации, относящиеся к перечисленным выше множествам, отличающимся формой связности элементов подсистем.

В условиях многопараметричности, многоэкстремальности и многокритериальности процесса управления программой строительства очистных сооружений наилучшим методом оптимизации представляется эволюционный генетический алгоритм, преобразованный под работу со сложносвязанными системами [12].

Главные выводы. Предложены методы и модели оптимизации параметров управления проектом строительства очистных сооружений, основанные на учете связности между характеристиками подсистем объекта оптимизации.

Перспективы использования результатов исследования. Результаты исследования рекомендуются для использования в организациях, осуществляющих проектный менеджмент в области строительства очистных сооружений, а также в учебных заведениях соответствующего профиля.

Литература

1. Березина С.В. Системы екологічного управління: Довідниковий посібник з впровадження міжнародних стандартів серії ISO 14000. К.: Aiva Plus Ltd, 2009. 62 с.
2. Бібік Н.В. Екологічне будівництво як інноваційний підхід формування сталого розвитку України. Економіка будівництва і міського господарства. 2014, Т. 10. № 1, С. 23–29.
3. Давиденко В.А. Ландшафтна екологія. Навчальний посібник / В.А. Давиденко, Г.О. Білявський, С.Ю. Арсенюк. К. Либра, 2007. 280 с.
4. Бахрушин В.Е. Слабосвязанные системы в природе и обществе. Складні системи і процеси. 2003. № 1. С. 21–25.
5. Становский А.Л. САПР электротехнического оборудования со слабосвязанными элементами / А.Л. Становский, П.С. Шве́ц, А.В. Торопенко. Сучасні технології в машинобудуванні: збірник наукових праць. 2013. Вип. 8. С. 133–143.
6. Перпері А.О. Модернізація математичного методу генетичного алгоритму для оптимізації геометрії шліфувальних кіл / А.О. Перпері, П.С. Шве́ц, Д.А. Монова. Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. 2011. № 41. С. 217–221.
7. Становский А.Л. Эволюционная оптимизация слабосвязанных технических систем в САПР / А.Л. Становский, П.С. Шве́ц, Д.А. Желдубовский. Праці Одеського політехнічного університету: Науковий та науково-виробничий збірник. 2011. Вип. 2(36). С. 234–238.
8. Становский А.Л. Оптимизация слабосвязанных систем в автоматизированном проектировании и управлении / А.Л. Становский, П.С. Шве́ц, И.Н. Щедров. Сучасні технології в машинобудуванні: збірник наукових праць. 2011. Вип. 6. С. 129–134.
9. Дорошук А.В. Применение современных методов для оптимизации электронных схем. Труды Одесского политехнического университета. 1999. 2 (8). С. 28–31.
10. Монова Д.А. Комплексный генетический алгоритм [Текст] / Д.А. Монова, А.А. Перпері, П.С. Шве́ц. Праці Одеського політехнічного університету: Науковий та науково-виробничий збірник. 2011. Вип. 1 (35). С. 176–180.
11. LEED is transforming the way we think about how buildings and communities are designed, constructed, maintained and operated across the globe. URL: <http://www.usgbc.org/leed>.
12. Духанина, М.А. Эволюционная оптимизация слабосвязанных систем [Текст] / М.А. Духанина, Е.Ю. Лебедева, П.С. Шве́ц, Л.А. Одукалец. Збірник наукових праць Інституту проблем моделювання в енергетиці ім. Г.С. Пухова. Київ, 2013. № 67. С. 74–81.

УПРАВЛІННЯ ПРОЕКТАМИ БУДІВНИЦТВА ШЛЯХОМ ОПТИМІЗАЦІЇ ПРОЦЕСІВ ПОСТАЧАННЯ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВАНТАЖІВ

Становська І.І., Кошулян С.В.

Одеський національний політехнічний університет
пр. Шевченка, 1, 65044, м. Одеса
stanovska@opu.ua
sergkoshul1990@gmail.com

Показано, що транспортування небезпечних для навколишнього середовища ресурсів, коли воно виконується звичайними міськими або міжміськими шляхами, насиченими електричними комунікаціями, шляхопроводами тощо, неможливо без суттєвих загроз екології навколишнього середовища. Це породжує антагоністичні стратегії учасників транспортування, які можуть призвести до екологічних втрат або зупинки проекту загалом. Застосування теорії ігор при оптимізації проектних рішень дає змогу розв'язати таку проблему. *Ключові слова:* управління проектами, транспортування небезпечних ресурсів, антагоністичні стратегії, теорія ігор.

Управление проектами строительства путем оптимизации процессов снабжения опасными грузами. Становская И.И., Кошулян С.В. Показано, что транспортировка опасных для окружающей среды ресурсов, когда она выполняется обычными городскими или междугородными путями, насыщенными электрическими коммуникациями, путепроводами и т.д., невозможна без существенных угроз экологии окружающей среды. Это порождает антагонистические стратегии участников транспортировки, которые могут привести к экологическим потерям или остановке проекта в целом. Применение теории игр при оптимизации проектных решений позволяет решить такую проблему. *Ключевые слова:* управление проектами, транспортировка опасных ресурсов, антагонистические стратегии, теория игр.

The construction projects management by the supply of dangerous goods optimizing. Stanovska I, Koshulyan S. It is shown that the transportation of environmentally hazardous resources, when it is carried out by ordinary urban or intercity routes, saturated electric wires, overpasses, etc., is impossible without significant environmental threats. This generates antagonistic strategies of transport participants, which can lead to environmental losses or to the overall project shutdown. The application of game theory when optimizing design solutions allows to solve such a problem. *Key words:* project management, hazardous resources transportation, antagonistic strategies, game theory.

Постановка проблеми. Сучасна проектна діяльність іноді стикається із проблемами, які не можуть бути розв'язані за допомогою наявних методів та моделей, що використовуються в управлінні проектами та програмами. Це, насамперед, стосується управління строками будівельних проектів, результати якого безпосередньо відбиваються на техніко-економічних характеристиках продукту останнього.

У рамках управління строками безпосередньо здійснюється також розробка розкладу – процес аналізу послідовностей окремих операцій, їхньої тривалості та дати завершення, потреб у ресурсах і обмежень розкладу для створення моделі розкладу проекту. Найбільшої актуальності таке управління набуло останнім часом, коли в проектній діяльності доводиться відмовлятися від класичного, водоспадного проектного менеджменту, в якому зміст проекту залишається практично незмінним на всьому його протязі.

Актуальність дослідження. Актуальність дослідження випливає з нагальної необхідності створення та розвитку принципово нових підходів до управління строками та розкладом проектів, учасники яких схильні до взаємо-антагоністичних рішень та дій. Тому створення та впровадження ефективної

системи підтримки прийняття оптимальних проектних рішень у процесі управління проектами та програмами в будівельній галузі, в яких спостерігається конфлікт інтересів між окремими виконавцями (наприклад, при постачанні спеціальних ресурсів), є вельми актуальним.

Зв'язок авторської розробки і важливими науковими або практичними завданнями. Авторська розробка присвячена розв'язанню важливої наукової та практичної задачі підвищення загальної безпеки транспортування небезпечних спеціальних вантажів шляхом розробки та впровадження нових методів проектного менеджменту, які сприяють підвищенню зацікавленості усіх учасників виконання транспортних перевезень.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У сучасних проектах, навіть таких консервативних, як будівництво, дедалі частіше звертаються до гнучких ітеративно-інкрементальних технологій управління, в яких ініціація проекту та початкове планування має відношення до проекту загалом, а наступні етапи проводяться вже для кожного підпроекту окремо [1]. В будівництві такий підхід виглядає найбільш ефективним у тих випадках, коли частина проектних робіт (підпроектів) виконується за межами

будівельного майданчика із подальшим постачанням результатів цих робіт до місця будівництва вже в якості додаткових спеціальних ресурсів [2].

Особливість спеціальних будівельних вантажів (важка дорожня техніка, великогабаритні конструкції та обладнання, труби, негабаритні ємності, складні архітектурні композиції тощо) полягає в тому, що за своїми технічними характеристиками вони не завжди можуть перевозитися звичайним транспортом і по дорогах загального користування.

При реалізації такого підпроєкту в деяких випадках необхідно перекривати шляхи сполучення, піднімати лінії електропередач або навіть змінювати ландшафт [3]. Труднощі такого перевезення полягають ще й в тому, що для цього підпроєкту має бути розроблений дуже точний план, оскільки від кожного зайвого метра залежить об'єм збитків і результат перевезення загалом. Тому для перевезення спеціальних вантажів, як правило, розробляється спеціальний маршрут.

Кількість виконавців цього підпроєкту зростає, менеджменту проєкту загалом дедалі складніше підтримувати злагоду між ними – просто для цього не вистачає адміністративного ресурсу. І хоча всі учасники усвідомлюють необхідність завершення проєкту, активна протидія між ними на підґрунті зростаючих взаємних збитків здатна навіть зупинити виконання проєкту загалом [4; 5]. Все це змінює якісну структуру ризиків, які спіткають управління такими підпроєктами. Поряд зі «звичайними» ризиками з'являються принципово нові – «інтелектуальні», за якими стоять не невраховані закономірності або випадки, а цілеспрямована дія антагоністично налаштованої групи людей із числа виконавців підпроєкту [6].

Для їх компенсації необхідно застосовувати відповідні математичні моделі протидії, враховувати цілі, зацікавленість та можливості «супротивника», методи їхнього залучення до виконання мети проєкту в задані строки і з мінімальними втратами [7–9].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, яким присвячується стаття. Напрямок дій щодо підвищення якості продукту проактивного управління будівельними проєктами, які містять процеси постачання спеціальних ресурсів, лежить на шляху компенсації інтелектуальних ризиків у межах процесів постачання екологічно небезпечних компонентів шляхом розробки та впровадження системи підтримки прийняття проєктних рішень в умовах інтелектуальних ризиків.

Наукова новизна полягає у створенні нових та подальшому розвитку наявних моделей та методів підвищення ефективності проактивного управління строками та розкладом проєктів на основі AGILE-технологій в умовах небезпеки для оточуючого середовища, наявності інтелектуальних ризиків та підвищеної відповідальності за якість продукту проєкту.

Вдосконалена класифікація ризиків проєктної

діяльності, який полягає в додаванні до переліку останніх «інтелектуального» ризику, який, на відміну від відомих, спричинюється усвідомленими діями природного (людина) або штучного (комп'ютерна система) впливу на процес управління проєктом.

Запропоновано адаптивну методологію AGILE-технології управління розкладом окремих підпроєктів з інтелектуальними ризиками, яка являє собою алгоритм дій керівника підпроєкту для досягнення цілей останнього та проєкту загалом.

Вдосконалена методологія проактивного управління проєктами, яка побудована на принципах тайм-менеджменту, що передбачає залучення до проєкту нових тимчасових членів команди, причому у кожного учасника є свій певний розклад (AGILE-процес), який полягає в адаптації цієї методології до процесів з інтелектуальними ризиками.

Вдосконалений метод проактивного управління строками та розкладом проєктної діяльності на основі AGILE-технологій, який полягає у перетворенні структури управління проєктом таким чином, щоб на кожній ітерації критичний шлях у вигляді послідовності операцій визначався за ймовірностями успішного завершення операції на кожному підпроєкті, розрахованими проєктними методами для кожного підпроєкту перед початком його виконання або при виявленні інтелектуальних ризикових подій – під час його виконання.

Методологічне або загальнонаукове значення безпосередньо впливає із загальноприйнятності запропонованих методів і моделей, що дає змогу прогнозувати їх ефективне використання в різноманітних галузях людської діяльності, пов'язаних із безпечним транспортуванням великогабаритних та спеціальних вантажів.

Виклад основного матеріалу дослідження. Із врахуванням попереднього аналізу дійдемо висновку, що у разі наявності в складі проєкту процесів, у рамках яких доводиться долучати сторонніх учасників з антагоністичними цілями, необхідно доповнити діаграму управління розкладом проєкту додатковими позиціями (рис. 1).

Йдеться про етапи визначення додаткових операцій, наприклад, тимчасове розбирання мостового переходу або укріплення частини ґрунтового шляху, та ідентифікації інтелектуальних ризиків, які при цьому можуть виникнути. Прикладом останніх може служити відтягування строків виконання перелічених робіт, завищення їхньої вартості тощо аж до повного саботажу їхнього виконання.

На успіх проєкту прямо впливає активна залученість зацікавлених сторін до виявлення та декомпозиції потреб у вимоги, а також ретельність визначення, документування та управління вимогами до продукту чи результату проєкту. Вимоги включають в себе умови або можливості, яким має відповідати проєкт або які повинен мати продукт, щоб задовольнити угоду або іншу формально запропоновану

специфікацію. Вимоги включають у себе кількісно відомі і документовані потреби і очікування спонсора, замовника та інших зацікавлених сторін [10].

Ці вимоги мають бути виявлені, проаналізовані та зареєстровані зі ступенем деталізації, достатньою для того, щоб їх включити в базовий план за змістом і вимірювати після початку виконання проекту. Вимоги стають базою для планування вартості, розкладу, якості та іноді закупівель, які ґрунтуються на цих вимогах. Розробка вимог починається з аналізу інформації, що міститься в статуті проекту, реєстрі зацікавлених сторін і плані управління зацікавленими сторонами.

Вимоги поділяють на різні типи, наприклад бізнес-рішення і технічні рішення, причому перші належать до потреб зацікавлених сторін, а останні – до способу реалізації цих потреб. Вимоги можуть бути згруповані в класи, що забезпечує їх подальше уточнення і деталізацію у процесі їх вироблення.

Далі розглянемо методи попередження та компенсації наслідків компенсації інтелектуальних ризиків у межах процесів постачання спеціальних ресурсів.

Метод передислокації простору-часу проектного управління. Якщо постачання небезпечних вантажів представляє собою лише логістичну проблему, можна скористатися попередньою або поточною передислокацією моделей дискретного проектного середовища до раптових потреб небезпечної логістики шляхом структурної (зміна дискретної адреси) або параметричної (зміна властивостей пересування вантажу) видозміни, яка відбиває реальні поточні наявнісні та логістичні можливості щодо навантаження та переміщення конкретного вантажу до місця споживання [11].

Метод застосування AGILE-технології управління. У нашому випадку область застосування AGILE – розробка нових, додаткових процесів управління проектами та їхніх розкладів. До них, насамперед, належать додаткові операції, які необхідно здійснити для забезпечення пересування спеціальних вантажів, про що йшлося вище. У таких підпроектів висока частка невизначеності, а інформація про процеси підпроектів розкривається у процесі проекту. В таких умовах реалізовувати проект по «водоспаду» (рис. 2 а) стає неможливим – немає інформації, необхідної для планування.

Найголовніша перевага методу AGILE (рис. 2 б) – його гнучкість і адаптивність. Він може підлаштовуватися під практично будь-які умови і процеси управління

проектами. Один із принципів AGILE: «Реакція на зміни важливіше проходження плану». Саме швидка і майже безболісна реакція на зміни є причиною того, що багато великих компаній прагнуть зробити свої процеси більш гнучкими. Крім того, AGILE відмінно підходить для проектів із «відкритим кінцем» – наприклад, завершення будівництва.

Нарешті, до розгалуженої структури методу AGILE легко вбудовується етап, в якому діють учасники проекту – генератори інтелектуальних ризиків (рис. 2 в).

Слабка сторона AGILE полягає в тому, що кожній команді відповідного підпроекту доводиться самостійно складати свою систему управління, керуючись принципами AGILE. Це непростий і тривалий процес, який потребує змін всієї організації, починаючи процедурами і закінчуючи базовими цінностями. Це тернистий шлях і не всім організаціям він під силу. Цей шлях потребує від менеджера проекту змін не тільки знань і наполегливості, а й серйозних адміністративних ресурсів, а також витрат. Існують готові набори практик, які полегшують Agile-технологію проектного управління [1].

Метод, який базується на теорії ігор. Якщо використовується AGILE-технологія і в структурі проектної діяльності з'являються етапи з інтелектуальними ризиками, для проактивного управління останніми може бути ефективно використана математична теорія дослідження операцій, а саме: її складова частина – теорія ігор.

У цьому разі маємо, як мінімум, двох учасників проекту: організація, яка здійснює проект переміщення вантажу, та інфраструктура на шляху такого переміщення, яка, м'яко кажучи, в цьому переміщенні не зацікавлена. До цього варто додати, що фактично така інфраструктура, як правило, склада-



Рис. 1. Діаграма управління розкладом проекту

ється з окремих «учасників», а взаємодія з нею розпадається на кілька попарних взаємодій із зовсім різними інтересами, виконавцями та іншими можливостями та бажаннями [12].

Застосування теорії ігор в управлінні проектами дає змогу достовірно прогнозувати найбільш ймовірний результат подій та зменшує час, який витрачається на такий прогноз. При цьому математична теорія ігор дає змогу включити до розгляду такі аспекти управління проектами, як знання, конфлікти, прийняття рішень, терміни та ризики [13].

Наприклад, менеджер проекту «Перевезення великогабаритного вантажу» у процесі управління ризиками цього небезпечного проекту може послідовно розв'язувати такі суміжні задачі: оренда та використання спеціального транспорту, блокування та перебудову дорожнього руху на шляху перевезення, тимчасовий демонтаж електричних мереж, перебудова мостів та шляхопроводів тощо [6].

Головні висновки. Проаналізовані проблеми проактивного управління строками та розкладом проектів будівництва за наявності процесів постачання спеціальних ресурсів.

Розроблено підсистему проактивного управління строками та розкладом проектів будівництва за наявності інтелектуальних ризиків у межах процесів постачання спеціальних ресурсів.

Розроблені методи компенсації інтелектуальних ризиків у межах процесів постачання спеціальних ресурсів: метод передислокації простору-часу проектного управління, метод застосування AGILE-технології управління та методу, який базується на теорії ігор.

Розроблено систему підтримки прийняття рішень у проактивному управлінні будівництвом «SOLINTR» (*The adoption of project solutions support in the fight against intellectual risks*). Виконані практичні випробування системи «SOLINTR» у Приватному підприємстві «ЕХО» (Одеська обл.,

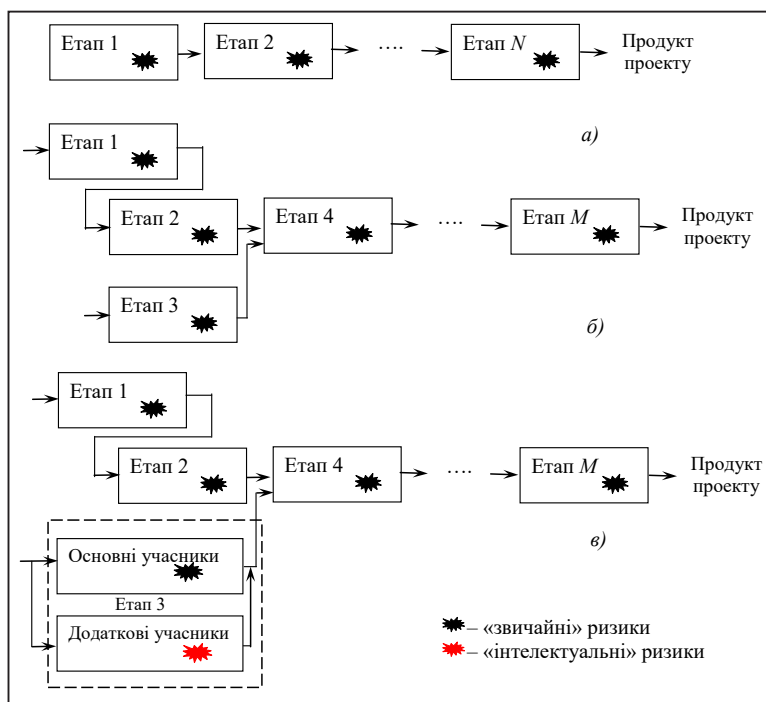


Рис. 2. Етапи проектної діяльності та їхнє розгалуження:

а) – водоспадна технологія УП; б) – AGILE-технологія УП; в) – AGILE-технологія із залученням додаткових учасників проекту із антагоністичними цілями

м. Біліївка), яке спеціалізується на перевезенні великогабаритних вантажів, із позитивним технічним та екологічним ефектом.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати дослідження можуть становити практичний інтерес, насамперед, для спеціалістів у галузі проектного менеджменту, а саме в частині протидії інтелектуальним ризикам будівництва, виникнення яких загрожують не тільки знизити ефективність або збільшити строки та вартість останнього, але й погіршити екологічну обстановку в районі будівництва і розташування транспортних шляхів до нього.

Результати представляють також науковий інтерес в області розвитку та практичного застосування теорії ігор для зменшення напруженості у відношеннях між учасниками проекту, які мають різні цілі і різні рівні втрат від його реалізації.

Література

1. Топ-7 методів управління проектами: Agile, Scrum, Kanban, PRINCE2 і другие. URL: <https://www.pmservices.ru/project-management-news/top-7-metodov-pravleniya-proektami-agile-scrum-kanban-prince2-i-drugie/>.
2. Особенности перевозок негабаритных грузов. URL: <http://www.packer3d.ru/node/60>.
3. Перевезення будівельної спецтехніки. URL: <https://dsv.ua/uk/perevezennya-budivelnnoyi-spectehniky>.
4. Мазалов В.В. Математическая теория игр и приложения. Изд-во Лань, 2010, 446 с.
5. Петросян Л.А., Зенкевич Н.А., Шевкопляс Е.В. Теория игр. СПб: БХВ-Петербург, 2012, 432 с.
6. Становська І.І. Управління інтелектуальними ризиками в проектах транспортування великогабаритних вантажів за допомогою теорії ігор / І.І. Становська, С.В. Кошулян, О.В. Торопенко, О.І. Дадерко. Вісник НТУ «ХПІ», Серія: Нові рішення в сучасних технологіях. 2018. Березень. № 9 (1285). С. 147–152.
7. Castillo, L., Dorao, C.A. Decision-making in the oil and gas projects based on game theory: Conceptual process design. Energy Conversion and Management. Volume 66, February 2013. P. 48–55.
8. Chen, T., Lin, Y., Wang, L. (2012). The analysis of BOT strategies based on game theory – Case study on Taiwan's high speed railway project. Journal of Civil Engineering and Management. Volume 18. Issue 5. P. 662–674.

9. Estevez-Fernandez, A. (2012). A game theoretical approach to sharing penalties and rewards in projects. *European Journal of Operational Research*. Volume 216, Issue 3. P. 647–657.
10. Project Management Institute. Руководство к Своду знаний по управлению проектами (Руководство РМВОК®). Пятое издание. 2013.
11. Віртуальна передислокація дискретного простору-часу в задачах планування проектної логістики / Савельєва О.С., Березовська К.І. Вісник національного технічного університету «ХПІ». Серія «Механіко-технологічні системи та комплекси». 2016. № 49 (1221). С. 56–62.
12. Гришина Е. Перспективы развития теории игр в управлении проектами. М.: Высшая школа экономики, 2013. URL: <https://pmconf.hse.ru/data/2014/06/22/1310547696/Гришина%20Е.%20Перспективы%20развития%20теории%20игр%20в%20управлении%20проектами.pdf>. (дата обращения 8.01.2018).
13. Barough, A., Shoubi, M., Skardi, M. (2012). Application of Game Theory Approach in Solving the Construction Project Conflicts. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*. Volume 58, 12 October 2012. P. 1586–1593.

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК 631.354.2

ОСНОВНІ ПАРАМЕТРИ І РЕЖИМИ РОБОТИ КОМБІНОВАНОЇ МАШИНИ ДЛЯ ПОСІВУ ЦУКРОВИХ БУРЯКІВ

Котков В.І.

Житомирський національний агроекологічний університет
Старий бульвар, 7, 10002, м. Житомир
kotkov_mmests@ukr.net

Викладено теорію обґрунтування взаємного розміщення робочих органів для передпосівного обробітку ґрунту та розрахунок робочих параметрів котка. *Ключові слова:* параметр, робочі органи, прутковий коток.

Основные параметры и режимы работы комбинированной машины для посева сахарной свеклы. Котков В.И. Изложена теория обоснования взаимного размещения рабочих органов для предпосевного возделывания почвы и расчет рабочих параметров катка. *Ключевые слова:* параметр, рабочие органы, прутковый каток.

Basic parameters and operating modes of the combined machine for sowing sugar beet. Kotlov V. A theory of ground of the mutual placing of working organs for pressed till of soil and calculation of operating parameters of cat are Expounded. *Key words:* parameter, working organs, a small twig is a cat.

Постановка проблеми. Цукровий буряк в Україні є єдиним джерелом для виробництва цукру – життєво необхідного продукту харчування, фізіологічна норма споживання якого становить 38 кг на душу населення. Ґрунтово-кліматичні умови України є досить сприятливими для вирощування цукрових буряків, тому вона була і залишається однією із провідних країн світу за площею посіву та виробництва цукру.

Вибір сільськогосподарських машин для проведення передпосівного обробітку ґрунту та сівби визначається такими умовами: типом та вологістю ґрунту; попереднім його станом; розмірами та рельєфом поля; наявністю рослинних рештків на полі; сортом насіння та його лабораторною схожістю; глибиною передпосівного обробітку ґрунту та сівби насіння. У сільському господарстві відсутні сільськогосподарські машини для технології вирощування цикорію кореневого, а саме для передпосівного обробітку ґрунту та сівби дрібного насіння. Використання ж серійних машин для виконання цих операцій не у достатній мірі забезпечує необхідні агротехнічні вимоги.

З метою усунення вищеназваних недоліків виникає необхідність розробити або удосконалити конструкції машин для передпосівного обробітку ґрунту та сівби насіння цукрових буряків.

Аналіз результатів останніх досліджень. Дослідженнями багатьох авторів [1] встановлено, що застосування комбінованих машин для передпосівного обробітку ґрунту та сівби насіння підвищує продуктивність у 1,5 раза, польову схожість насіння

на 10...20%, що у свою чергу зменшує експлуатаційні витрати.

Аналіз вище наведених факторів показав необхідність розробки технологічної схеми комбінованої машини для передпосівного обробітку ґрунту та сівби насіння цукрових буряків.

При розробці нової конструкції комбінованої машини враховувались наступні нормативні агротехнічні вимоги: грудочки розміром 1...25 мм, у шарі заробки насіння повинні становити за масою не менше 85%; висота мікронерівностей поверхні ґрунту повинна бути не більше 20 мм, підрізання бур'янів – повне.

Мета досліджень. Метою роботи являється теоретичне обґрунтування параметрів і режимів роботи комбінованої машини.

Виклад основного матеріалу. Для розрахунку конструктивно-технологічних параметрів агрегату для передпосівного обробітку ґрунту у сполученні із сівалкою необхідно врахувати геометричні параметри висівного апарата, ширину міжрядь, а також фізико-механічні властивості ґрунту [2].

Зведеного аналізу обробітку поверхневого шару ґрунту для середньо гумусних ґрунтів встановлено, що найбільш інтенсивне кришення ґрунту необхідно проводити на глибину, яка у 2-3 рази перевищує глибину заробки насіння та на ширину, яка не повинна перевищувати ширину міжрядь (для цукрових буряків 45 см).

Таким чином, ширина захвату вирівнювача повинна перевищувати ширину обробітку ґрунту

односторонньою плоскоріжучою лапою, а ширина захвату котка не повинна перевищувати ширину обробітку ґрунту лапою.

Для проведення розрахунків конструктивних параметрів комбінованої установки розроблено схему розміщення робочих органів (рис. 1).

Для визначення ширини захвату вирівнювача, стрілкової лапи, котка необхідно мати параметри (розміри) щілини заробки насіння та ширини міжрядь.

Конструктивні параметри сівалки ССТ-12В дозволяють отримати глибину заробки насіння від 2 до 8 см, при цьому ширина борозdkової зони становить відповідно 1 та 3 см.

Оскільки вирівнювач призначений для вирівнювання поверхні ґрунту то його ширина повинна бути на 10 ...15 см меншою за ширину міжрядь.

Розраховуємо ширину захвату вирівнювача за формулою:

$$B_{\theta} = B_m - 2 \cdot \Delta B \quad (1.1)$$

де B_m – ширина міжрядь, $B_m = 0,45$ м;

ΔB – ширина захисної зони, $\Delta B = 0,05 \dots 0,075$ м.

Підставивши значення отримаємо $B_{\theta} = 0,35$ м

Ширина захвату котка визначається за формулою:

$$B_k = B_{\theta} - 2 \cdot \Delta B_1 \quad (1.2)$$

де $\Delta B_1 \approx \Delta B$

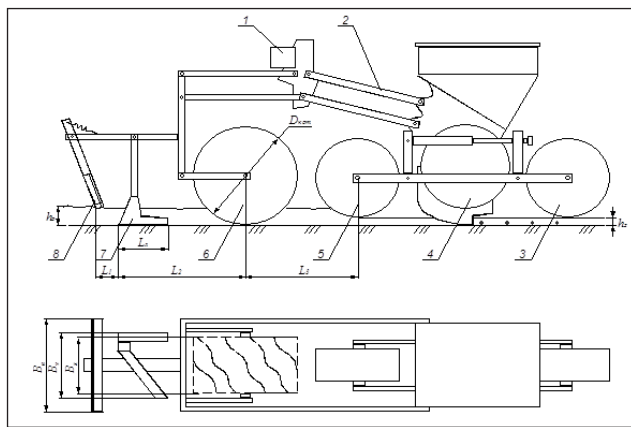


Рис. 1. Схема взаємного розміщення робочих органів секції комбінованого агрегату для передпосівного обробітку ґрунту та сівби насіння цукрових буряків: 1 – рама; 2 – підвіска; 3 – прикочувальне колесо; 4 – висівний апарат; 5 – ущільнювальне колесо; 6 – прутковий коток; 7 – плоскорізальна лапа; 8 – вирівнювальний брус

Також необхідно визначити довжину (ширину захвату) леза плоскорізальної односторонньої лапи:

$$L_a = B_a \cdot \cos \alpha \quad (1.3)$$

де B_a ширина захвату лапи, $B_a = 0,25$ см.

Підставивши значення, отримаємо ширину захвату леза плоскорізальної односторонньої лапи, $L_a = 0,34$ м.

Відстань між вирівнювачем та плоскорізальною лапою приймаємо рівну $L_1 = 0,2$ м.

Визначимо відстань між плоскорізальною лапою та прутковим котком L_2 за формулою

$$L_2 \geq L_1 + \frac{D_k}{2} + \Delta L_1 \quad (1.4)$$

де D_k – діаметр котка $D_k = 0,3$ м;

ΔL_1 – розмір «кип'ячого шару» після плоскорізальної лапи $\Delta L_1 = 50 \dots 80$ мм.

Для розрахунку відстані між робочими органами агрегату для передпосівного обробітку ґрунту та секцією сівалки ССТ – 12В необхідно врахувати дальність відкидання частинок ґрунту прутками котка, яка для пруткових котків становить $\Delta L_2 = 150 \dots 200$ мм при глибині обробітку $h = 30 \dots 50$ мм [1].

$$L_3 \geq \frac{D_k}{2} + \frac{D_{kol}}{2} + \Delta L_2 \quad (1.5)$$

де D_{kol} – діаметр прикочувального колеса $D_{kol} = 0,24$ м

Підставивши значення у вище наведену формулу, отримаємо $L_3 \geq 0,7$ м

Таким чином, провівши математичні розрахунки по вищеприведених формулах, отримаємо наступні рекомендовані параметри комбінованого агрегату для передпосівного обробітку ґрунту та сівби насіння цукрових буряків: $B_{\theta} = 0,35$ м; $B_k = 0,24$ м; $B_l = 0,25$ м; $L_1 = 0,2$ м; $L_2 = 0,6$ м; $L_3 = 0,7$ м.

Як зазначалось вище, у задачу пруткового котка входить кришення ґрунту на глибину 40...60 мм. Розглянемо процес роботи котка з частинками ґрунту для визначення його конструктивних та робочих параметрів (рис.2). Середню глибину заглиблення прутків котка у ґрунт визначаємо за формулою:

$$H = \sqrt[3]{\left[\frac{m}{L}\right]^2 \cdot \frac{1}{D}} \quad (1.6)$$

де m – маса котка, Н;

L – довжина котка, см;

D – діаметр котка, см.

Оскільки $\frac{m}{L}$ – питомий тиск котка, то позначимо його через N , а діаметр котка через $2R$, тоді отримаємо вираз:

$$H = \sqrt[3]{\frac{N^2}{2R}} \quad (1.7)$$

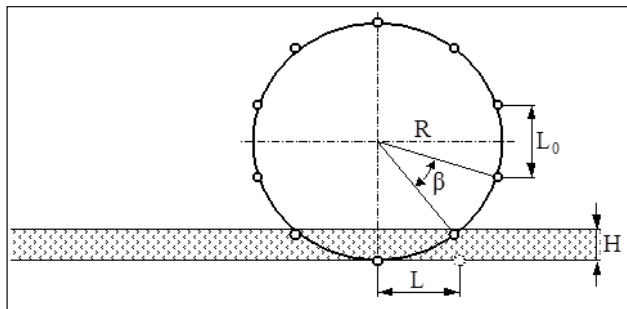


Рис. 2. Схема взаємодії пруткового котка з ґрунтом

Знайдемо половину довжини контакту з ґрунтом по осі X:

$$A = \sqrt{R^2 - (R - H)^2}, \quad (1.8)$$

На поверхні контакту котка з ґрунтом має місце у загальному випадку три області, що відрізняються одне від одного по характеру змінання ґрунту. Межі області на ободі колеса визначаються кутом входу котка у ґрунт [3; 4]:

$$\alpha = \arccos[(1 - \varepsilon) \cdot \cos \phi] \pm \phi, \quad (1.9)$$

де ε – коефіцієнт ковзання;

ϕ – кут зовнішнього тертя ґрунту, рад.

Виходячи із умови защемлення частинки ґрунту поверхнею прутка, В.А. Желіговський рекомендує вибирати діаметр котка зі співвідношення [5]:

$$D \geq d \cdot \operatorname{ctg}^2\left(\frac{\phi - \phi_1}{2}\right), \quad (1.10)$$

де d – діаметр частинки ґрунту, мм;

ϕ, ϕ_1 – кут відповідно внутрішнього і зовнішнього тертя ґрунту, рад.

Відстань між прутками виразимо через діаметр котка і кількість прутків:

$$L_0 = D \cdot \sin \frac{\beta}{2}, \quad (1.11)$$

$$\text{звідки } \beta = \frac{360}{n}, \quad (1.12)$$

де L_0 – відстань між прутками, мм;

D – діаметр котка, мм;

n – кількість прутків, шт;

β – кут між прямими, що проходять відповідно через центр котка і центри двох сусідніх прутків.

Кут нахилу прутка визначається за формулою:

$$\tau_n = \arctg \frac{B}{R \cdot \sin \tau_n}, \quad (1.13)$$

де τ_n – кут повороту, рад;

B – ширина зони, м;

R – радіус котка, мм.

З формули виходить, що значення кута повороту прутка, при якому прутки мають максимальний кут нахилу, рівний $\tau_n = \frac{\pi}{2}$. При $\tau_n = 0$ і $\tau_n = \pi$ кут нахилу $\tau_n = 0$, тобто кришення ґрунту має «миттєвий характер».

Розрахунок ширини котка і радіуса проводимо через відносний показник ρ , який визначаємо за формулою:

$$\rho = \frac{B}{R}, \quad (1.14)$$

Як виходить з вище наведених залежностей, для кожного значення є свій мінімальний кут повороту $\tau_n = \frac{\pi}{2}$.

Як зазначалося вище, розподіл тиску на поверхні деформатора (прутка) круглої форми описується рівнянням:

$$P(x) = \frac{2P}{\pi \cdot a^2} \sqrt{a^2 - x^2}, \quad (1.15)$$

де a – перетин прутка.

Максимальний тиск прутка (деформатора) на ґрунт буде проходити при знаходженні прутків у нижній частині траєкторії його руху. Величину тиску на ґрунт двох сусідніх прутків визначають за формулою,

$$P(n) = \int_0^{L_0} P(x) \cdot dx, \quad (1.16)$$

з урахуванням $P(x)$ маємо вираз,

$$P(n) = \int_0^{L_0} \frac{2P}{\pi \cdot a^2} \sqrt{a^2 - x^2} \cdot dx, \quad (1.17)$$

При цьому потрібно мати на увазі, якщо a буде менше або рівне L_0 , то для знаходження $P(n)$ необхідно P поділити на два.

Таким чином, виходячи із приведених рівнянь, отримано наступні рекомендовані параметри котка, які надалі у теоретичних та експериментальних дослідженнях необхідно уточнити: $D=0,25 \dots 0,3$ м; $L_0=0,06 \dots 0,08$ м.

Висновки

1. Пристрій для передпосівного обробітку та сівби дає можливість висіяти насіння на малу глибину, та підвищити його польову схожість залежно від сорту насіння та попереднього стану ґрунту на 10...20%, що у свою чергу підвищує продуктивність цукрових буряків та зменшує експлуатаційні витрати на його вирощування.

2. Теоретично обґрунтовано схему комбінованого агрегату для передпосівного обробітку та сівби, а також визначено основні її конструктивні параметри.

3. Встановлено, що для утворення фракційного складу ґрунту у зоні заробки насіння, який би відповідав агротехнічним вимогам передпосівного обробітку ґрунту під цукровий буряк доцільно використовувати вирівнювач з шириною захвату $B_s = 30$ см; плоскоріжучу односторонню стрільчасту лапу з шириною захвату $B_n = 25$ см та довжиною $L_n = 0,34$ м; прутковий коток, прутки якого виготовлені у вигляді синусоїди та розміщені під кутом до напрямку руху $\alpha = 28 \dots 30^\circ$, діаметр якого становить $D_k = 0,3$ м та шириною $B = 0,24$ м.

4. Встановлено оптимальні відстані між вирівнювачем та плоскоріжучою односторонньою лапою $L_1 = 0,2$ м, між лапою та прутковим котком $L_2 = 0,6$ м та між прутковим котком та прикочувальним колесом $L_3 = 0,7$ м.

Література

- Севернев М.М. и др. Совершенствование процессов и средств механизации для обработки почвы и посева. Минск: ЦНИИМЭСХ, 1983. 181 с.
- Качинский Н.А. Структура почв. М.: МГУ, 1963. 100 с.
- Хайлис Г.А. Расчет рабочих органов почвообрабатывающих машин: учеб. пос. К.: УМК ВО, 1990. 83 с.
- Чайчиц Н.В. Теоретический анализ воздействия на почву прутковых роторов как крошащих и выравнивающих приспособлений к плугам и культиваторам. Повышение качества обработки почвы и посева сельскохозяйственных культур комбинированными машинами: собр. науч. трудов. Горки: ВСХА.
- Желиговский В.А. Элементы теории почвообрабатывающих машин и механической технологии сельскохозяйственных материалов. Тбилиси: Изд-во Груз. с.-х. института, 1960. 364 с.

ЗНАЧЕННЯ ПОКАЗНИКІВ РОДЮЧОСТІ ҐРУНТУ В ОПТИМІЗАЦІЇ МІКРОЕЛЕМЕНТНОГО ЖИВЛЕННЯ РОСЛИН

Скрильник Є.В., Кутова А.М., Гетманенко В.А.

Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського»
вул. Чайковська 4, 61024, м. Харків
kutova.ang@gmail.com

Досліджено вплив систематичного внесення органічних і мінеральних добрив упродовж двадцяти років на показники родючості чорнозему опідзоленого та їх вплив на вміст рухомих сполук мікроелементів в орному шарі ґрунту. *Ключові слова:* чорнозем опідзолений, гумус, кислотність ґрунтового розчину, рухомі сполуки, кобальт, мідь, цинк.

Значение показателей плодородия почвы в оптимизации микроэлементного питания растений. Скрильник Е.В., Кутова А.М., Гетманенко В.А. Исследовано влияние систематического внесения органических и минеральных удобрений в течении двадцати лет на показатели плодородия чернозема оподзоленного и их влияние на содержание подвижных соединений микроэлементов в пахотном слое почвы. *Ключевые слова:* чернозем оподзоленный, гумус, кислотность почвенного раствора, подвижные соединения, кобальт, медь, цинк.

The value of soil fertility indicators of optimizing microelement nutrition of plants. Skrylnyk Ye., Kutova A., Hetmanenko V. The effect of the systematic application of organic and mineral fertilizers over a period of twenty years on the fertility of podzolic chernozem and their effect on the content of available compounds of microelements within the topsoil layer of soil was studied. *Key words:* podzolic chernozem, humus, soil acidity solution, available compounds, cobalt, copper, zinc.

Постановка проблеми. Погіршення останнім часом екологічного стану земель сільськогосподарського призначення, тенденція до зниження родючості ґрунтів, отримання рослинницької продукції переважно низького класу якості зумовлює перегляд пріоритетів у формуванні врожаїв із нормативними показниками їх біологічної цінності. За таких умов визначальним фактором, що забезпечує отримання біологічно повноцінних урожаїв сільськогосподарської продукції, є оптимальна кількість мікроелементів в орному шарі ґрунту, потенційна доступність їх кореневій системі вирощуваних культур.

Актуальність дослідження. Циклічні процеси синтезу і трансформації органічної речовини в агро-екосистемі є основою біогеохімічного кругообігу всіх біофільних елементів. Ґрунти, що використовуються в сільськогосподарському виробництві, різноманітні за своїми властивостями, і дія ґрунтових факторів, безперечно, впливає на процеси рухомості мікроелементів і їх доступності для сільськогосподарських культур.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Різні аспекти впливу мінеральної та органічної систем удобрення на мінеральне живлення культур і якість отриманого врожаю розглядалися в дослідженнях ННЦ «ІГА імені О.Н. Соколовського» в межах НТП НААН «Родючість, охорона і екологія ґрунтів» за завданням 01.02.02-031 «Розробити систему оперативної інформації щодо стану ґрунтів в екологічно чистих агроценозах та опрацювати заходи з поліпшення їх продукційних і екологічних функцій».

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Як показує аналіз наявної наукової літератури, на рухо-

мість мікроелементів у ґрунті, їх міграційну здатність, акумуляцію, винесення і доступність сільськогосподарським рослинам впливає цілий ряд факторів (вміст макроелементів, карбонатів кальцію, зволоженість ґрунту тощо), серед яких важливе значення має вміст органічної речовини та реакція ґрунтового середовища.

За даними Б.М. Хорошкіна [1], близько 50% загальної кількості цинку і міді у ґрунті міцно зв'язано органічною речовиною і стає доступним для сільськогосподарських культур тільки після мінералізації.

Мідь у ґрунтах представлена у двовалентній формі, їй притаманна висока міграційна здатність у кислому середовищі, однак за умов високої кислотності мікроелемент закріплюється органічною речовиною [2].

За умов кислої реакції ґрунтового розчину рухомість Мо зменшується, але збільшується рухомість Cu, Mn, Zn, Co [3; 4].

Дослідженнями БілНДІПА встановлено, що накопичення цинку в урожаї сільськогосподарських культур відбувається більшою мірою за умов рН ґрунту 5,5 у порівнянні з рН 6,2 [5].

Вчені K.S. Smith і H.L. Nuyck [6] описали рухомість мікроелементів за різних умов і дійшли висновку, що наявність часток, багатих залізом, марганцем і сірководнем, є найбільш істотними абіотичними факторами, що контролюють поведінку мікроелементів. Тобто ті метали, які чутливі до окислювально-відновних реакцій (Co, Fe, Mn), відіграють істотну роль у процесах осадження і розчинення в ґрунті.

Розчинність цинку в ґрунтах підвищується з підвищенням кислотності [7]. Факторами, які знижують

рухомість цього елемента, є наявність у ґрунті підвищеного вмісту розчинних фосфатів, лужна реакція середовища та нестача вологи. Рослини, вирощені на дерново-підзолистому суглинку, накопичували більше цинку, ніж на чорноземі.

Встановлено, що чорноземні ґрунти характеризуються низькою забезпеченістю сільськогосподарських рослин рухомими сполуками мікроелементів. Доступною для рослин у чорноземах є невелика частка від валового запасу мікроелементів, яка становить для Cu 0,8–8,8% [8; 9], Zn – 2% [8; 10], Co – 8–10% [8; 11].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Ґрунтові розчини з гумусових горизонтів містять органічні компоненти, здатні утворювати комплекси з іонами металів, що впливає на рухомість останніх і, відповідно, на їх доступність для рослин [12]. Органічна речовина найбільшою мірою знижує поглинання рослинами кальцію, заліза, міді, кобальту і молібдену і меншою – магнію, марганцю, бору, фосфору, калію і цинку. Встановлено, що зі збільшенням вмісту органічної речовини в ґрунтах концентрація елементів у рослинах зменшується.

У літературі трапляються суперечливі висновки щодо поглинання мікроелементів рослинами з ґрунту. За даними ряду авторів [13–15], існує пряма позитивна залежність між кількістю елементів у ґрунтах і їх концентрацією в рослинах. Інші дослідники [16–18], навпаки, заперечують наявність позитивної кореляції між вмістом елементів у ґрунтах і рослинах.

Вчений Г.Я. Рінккіс пояснює це тим, що кількість вилучених екстрагентом елементів живлення з однорідних за властивостями ґрунтів матиме меншу або більшу кореляцію з концентрацією цих елементів у рослинах [19]. Підвищення концентрації елементу в ґрунті, як правило, позитивно позначається як на його кількості, яка перейшла до екстрагента, так і на вмісті цього елементу в рослинах. Абсолютно інший результат виходить при зіставленні даних вмісту елементів у ґрунтах і рослинах при більш широкому наборі ґрунтів із різними властивостями. У цьому разі вплив ґрунтових чинників перебиває позитивну залежність між вмістом елементу в ґрунті і поглинанням його рослинами.

Новизна. Встановлено залежність забезпеченості рухомими сполуками кобальту, міді і цинку зернових сільськогосподарських культур від показників родючості чорнозему опідзоленого.

Методологічне або загальнонаукове значення. Польові дослідження проводили в тривалому стаціонарному досліді «ДГ Граківське» ННЦ «ІГА імені О.Н. Соколовського», який закладено у 1989 р. Дослідження були спрямовані на визначення вмісту рухомих сполук кобальту, цинку і міді в орному шарі чорнозему опідзоленого в період максимального поглинання елементів живлення рослинами пшениці

озимої (фаза кущіння) і кукурудзи (фаза викидання волоті).

Ґрунтові зразки відбиралися у фазу кущіння пшениці озимої та у фазу викидання волоті кукурудзи з глибини 0–20 см у трикратній повторності. Відбирання ґрунтових проб та підготування їх до аналізу здійснювалося згідно з вимогами ДСТУ 4287:2007 [20]. У ґрунтових зразках визначали: загальний вміст органічної речовини за методом І.В. Тюріна за ДСТУ 4289:2004 [21]; кислотність ґрунту $pH_{\text{сол.}}$ за ДСТУ ISO 10390:2001 [22]; рухомі сполуки Co, Cu, і Zn у буферній амонійно-ацетатній витяжці з pH 4,8 атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрії Сатурн-4 за ДСТУ 4770:2007 [23–25].

Аналізи виконані в лабораторії інструментальних методів аналізу ННЦ ІГА (свідчення про відповідність системи вимірювань вимогам ДСТУ ISO 10012:2005, № 01-0104/2017).

Виклад основного матеріалу дослідження. Встановлено, що за умов тривалого систематичного внесення органічних і мінеральних добрив орний шар чорнозему опідзоленого характеризується високим вмістом гумусу, рухомого кобальту, середнім вмістом міді, низьким вмістом цинку та середньою кислотністю ґрунтового розчину (за ДСТУ 4362:2004).

Встановлено, що на рухомість мікроелементів у ґрунті впливає вміст гумусу та реакція ґрунтового середовища. На варіантах із високим вмістом гумусу вміст рухомого кобальту знижується на 13–18% (табл. 1). Підкислення ґрунтового розчину внаслідок внесення фізіологічно кислих добрив збільшує вміст рухомих сполук цинку на 9–84%.

У ґрунті кобальт може знаходитися у поглиненому стані на поверхні мінеральних та органічних колоїдів і його розчинність залежить від окисно-відновних умов [18]. У нашому досліді на удобрених варіантах під пшеницею озимою спостерігається зменшення рухомих форм кобальту в середньому на 15% порівняно з контролем. Під кукурудзою на зелену масу вміст рухомих форм кобальту на удобрених варіантах збільшився в середньому на 24% порівняно з контролем, але порівняно з варіантом під пшеницею озимою цей показник знизився в середньому на 63%. Очевидно, відбувається зв'язування мікроелементу органічною речовиною ґрунту, оскільки рухомість кобальту знижується на варіантах із найбільшим вмістом гумусу.

Мідь – слабоміграційний елемент, кількість рухомих сполук якої залежить вмісту органічної речовини (гумінові та фульвокислоти здатні утворювати стійкі комплекси з міддю). На варіантах із внесенням органічних і мінеральних добрив зазначено збільшення рухомих форм міді, але неістотне. Різниця вмісту рухомих форм міді в ґрунті під рослинами пшениці озимої і кукурудзи, можливо, пов'язана з фазою розвитку рослини. Для пшениці озимої характерно інтенсивне поглинання міді у фазу наливу зерна.

Таблиця 1

Показники родючості ґрунту та вміст рухомих сполук мікроелементів у чорноземі опідзоленому (шар ґрунту 0–20 см)

Сумарна кількість добрив за 20 років	Вміст гумусу,%	рН _{сол}	мг/кг ґрунту		
			Со	Сu	Zn
сівозміна № 1 (пшениця озима – фаза колосіння)					
Без добрив (контроль)	4,16	5,4	0,91	0,20	1,02
Гній 100 т/га, N ₁₀₂₀ P ₁₀₃₅ K ₁₀₅₅	4,27	5,2	0,75	0,26	1,11
Гній 100 т/га, сидеральна маса (редька олійна) 15 т/га, N ₄₈₅ P ₅₀₅ K ₄₅₅	4,27	5,3	0,79	0,17	1,88
НІР ₀₅	0,08	0,11	0,22	0,08	0,85
сівозміна № 2 (кукурудза – фаза викидання волоті)					
Без добрив (контроль)	4,19	5,2	0,27	0,14	1,05
Гній 140 т/га, N ₁₀₇₅ P ₁₀₄₀ K ₁₀₆₀	4,32	4,9	0,33	0,17	0,81
Гній 110 т/га, гичка буряків цукрових 3 т/га, солома вівса 2 т/га, N ₅₈₀ P ₅₃₀ K ₄₈₀	4,29	4,8	0,34	0,15	0,55
НІР ₀₅	0,10	0,09	0,13	0,05	0,30
Оптимальний вміст для зернових культур [26]	-	-	1,0	1,5	2,0

Таким чином, тривале внесення органічних і мінеральних добрив змінює рухомість мікроелементів, що позначається на зниженні рухомості кобальту (в першій сівозміні під пшеницею озимою) і цинку (в другій сівозміні під кукурудзою).

Регресійний аналіз для виявлення залежності вмісту рухомих сполук мікроелементів, мг/кг (y) від вмісту гумусу, % (x₁) і pH_{сол} ґрунту (x₂) характеризувався такими рівняннями:

$$y = -10,49 + 1,12x_1 + 1,23x_2 \text{ для кобальту (R = 0,64)} \quad (1)$$

$$y = -29,91 + 4,34x_1 + 2,45x_2 \text{ для цинку (R = 0,66)} \quad (2)$$

$$y = -1,19 + 0,17x_1 + 0,12x_2 \text{ для міді (R = 0,76)} \quad (3)$$

Встановлено обернений зв'язок з вмістом гумусу і ступенем кислотності ґрунтового розчину і вмістом у ґрунті рухомих сполук кобальту, цинку і міді (1-3). Органічна речовина ґрунту найбільшою мірою знижує поглинання рослинами кобальту і міді, меншою мірою – цинку. Отже, вміст рухомих сполук досліджених мікроелементів знаходиться в оберненому зв'язку з вмістом гумусу в ґрунті. Це означає, що складова частина органічної речовини сприяє сорбції й утворенню нерозчинних комплексів мікроелементів. За підкислення ґрунтового розчину збільшується рухомість цинку, кобальту і міді.

Головні висновки. В умовах польових дослідів на ґрунтах із вмістом гумусу від 4,1 до 4,3% та ступенем кислотності ґрунтового розчину від 4,8 до 5,3 зернові сільськогосподарські культури будуть відчувати потребу в кобальті, міді та цинку.

Перспективи використання результатів дослідження. Для усунення наслідків нестачі мікроелементів у ґрунтах із підвищеним вмістом гумусу і для отримання зерна пшениці озимої і кукурудзи з оптимальним вмістом міді, цинку і кобальту необхідно забезпечити надходження мікроелементів із добривами у позакореневе підживлення, щоб запобігти зв'язування елементів органічною речовиною.

Література

- Хорошкин Б.М. Микроэлементы в почвах и растениях. Химизация сельского хозяйства. 1990. № 12. С. 49–50.
- Кудашкин М.И. Медь и эффективность медьсодержащих удобрений в дерново-подзолистых и пойменных почвах. Агрохимия. 2003. № 7. С. 11–18.
- Соловьев В.М. Мониторинг содержания микроэлементов в почвах Ярославской области. Агрохимический вестник. 2006. № 6. С. 8–9.
- Mesquita M.E. Application of Langmuir and Freundlich isotherms to Cu–Zn competitive adsorption in two soils. Effect of pH. Agrochimica. 2001. № 1–2. Р. 32–45.
- Цыганов А.Р., Персикова Т.Ф., Реуцкая С.Ф. Микроэлементы и микроудобрения: учебное пособие / за ред. А.Р. Цыганова. Минск, 1998. 122 с.
- Smith K.S., Huysck H.L. The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits: Part A. Processes, Techniques, and Health Issues. Rev. Econ. Geol. Eds. G.S. Plumlee, J.J. Logsdon. 1999. 6A. Р. 29–70.
- Munsuk S.Y., Bruce R.J. Zink exchangeability as a function of pH in citric acid-amended soils. Soil Science. 2003. № 5. Р. 356–367.
- Акимцев В.В., Шакури Б.К. Содержание марганца, кобальта, меди, цинка и молибдена в североприазовских и предкавказских черноземах и их влияние на рост и урожайность кукурузы и подсолнечника. Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине. К. 1963. С. 449–452.

9. Kabata-Pendias A. Trace metals in soils—agricultural and ecological assessment. Biogeochemistry and Geochemical Ecology. Ecology and the biogeochemical study of taxons of the biosphere: Selected Presentation of the 2 nd Russian School (Moscow, 25–28 January, 1999). М., 1999. Р. 57–65.
10. Малаканова В.П., Корнев В.А. Роль микроэлементов в повышении урожайности гибридов кукурузы и их материнских форм. Кукуруза и сорго. 2005. № 4. С. 2–4.
11. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. М: Недра, 1990. 335 с.
12. Ермоленко Н.Ф. Микроэлементы и коллоиды почв. 2-е изд. Минск: Наука и техника, 1966. 324 с.
13. Лукин С.В., Авраменко П.М., Меленцова С.В. Динамика содержания подвижных форм цинка и марганца в пахотных почвах Белгородской области. Агрохимия. 2006. № 7. С. 5–8.
14. Лукин С.В., Авраменко П.М. Цинк в агроландшафтах Белгородской области. Агрохимический вестник. 2005. № 5. С. 4–5.
15. Ясковець І.І., Протас Н.М., Калініченко А.В. Модельні уявлення про процеси проникнення мікроелементів у кореневу систему рослин. Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2003. № 3–4. С. 8–10.
16. Елькина Г.Я. Поведение цинка в системе почва-растение в условиях европейского северо-востока. Агрохимия. 2009. № 11. С. 57–64.
17. Иванова О.Г., Пугачев А.А. Содержание микроэлементов в пахотных почвах севера Дальнего Востока. Агрохимия. 2003. № 1. С. 8–13.
18. Федоров А.А. Новый подход к определению реально доступных растениям элементов питания в почве. Агрохимия. 2002. № 7. С. 32–39.
19. Микроэлементы в комплексе минерального питания растений / под ред. Я.В. Пейве, Рига: Зинатне, 1975. 216 с.
20. ДСТУ 4287:2007. Якість ґрунту. Відбирання проб. Чинний від 2005–07–01. Київ: Держспоживстандарт України, 2005. 10 с.
21. ДСТУ 4289:2004. Якість ґрунту. Методи визначення органічної речовини. Чинний від 2004–30–04. Київ: Держспоживстандарт України, 2005. 12 с.
22. ДСТУ ISO 10390–2001. Якість ґрунту. Визначення рН (ISO 10390:1994, IDT). Чинний від 2002–01–04. Київ: Держспоживстандарт України, 2003. 11 с.
23. ДСТУ 4770.5:2007. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кобальту в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектrophотометрії. Чинний від 2007–28–04. Київ: Держспоживстандарт України, 2009. 14 с.
24. ДСТУ 4770.3:2007. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектrophотометрії. Чинний від 2007–28–04. Київ: Держспоживстандарт України, 2009. 14 с.
25. ДСТУ 4770.6:2007. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектrophотометрії. Чинний від 2007–28–04. Київ: Держспоживстандарт України, 2009. 14 с.
26. Фатеев А.И., Захарова М.А. Основы применения микроудобрений. Харьков: Типография № 13, 2005. 134 с.
27. Фатеев А.І., Мірошніченко М.М. Застосування мікродобрив. Технологія відтворення родючості ґрунтів у сучасних умовах. Київ – Харків, 2003. С. 85–94.

ОСОБЛИВОСТІ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ПРИРОДНУ ДИНАМІКУ ЕКОСИСТЕМ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Хом'як І.В.

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська 40, 10008, м. Житомир
ecosystem_lab@ukr.net

Діяльність людини в межах природних екосистем вимагає розробки алгоритмів, що дають змогу прогнозувати її наслідки. Ми спостерігаємо два антагоністичних процеси: природну динаміку екосистем, що є процесом самоорганізації, і антропогенну трансформацію, яка здебільшого їй протистоїть. Зміни в екосистемах – це нелінійний процес, який складається з численних біфуркацій із набором векторів розвитку, що мають ймовірнісний характер. Вибір одного з векторів залежить від едафічних умов, антропогенного тиску та зовнішніх впливів (занесення насіння із сусідніх екосистем). *Ключові слова:* автогенна сукцесія, природна динаміка, антропогенна трансформація.

Особенности антропогенного воздействия на природную динамику экосистем Украинского Полесья. Хомьяк И.В. Деятельность человека в пределах природных экосистем требует разработки алгоритмов, позволяющих прогнозировать ее последствия. Мы наблюдаем два антагонистических процесса: естественную динамику экосистем как пример их самоорганизации и антропогенную трансформацию, что ей противостоит. Изменения в экосистемах – это нелинейный процесс, состоящий из множества бифуркаций с набором векторов развития, которые носят вероятностный характер. Выбор одного из векторов зависит от эдафических условий, антропогенного давления и внешних воздействий (занесение семян из соседних экосистем). *Ключевые слова:* автогенная сукцессия, природная динамика, антропогенная трансформация.

Features of anthropogenic impact on natural dynamics of ecosystems of Ukrainian Polesya. Khomyak I. Human activities within the natural ecosystems require the development of algorithms that enable to predict the outcome of these activities. We can observe two opposite processes: the natural dynamics of ecosystems as an example of its self-organization and anthropogenic transformation which shifts it in opposite direction. Changes in ecosystems are a nonlinear process, which consists of many bifurcations with a set of development vectors with probabilistic nature. Choosing one of these vectors depends on edaphic conditions, anthropogenic pressure and external influences (seeding from neighbouring ecosystems). *Key words:* autogenic succession, natural dynamics, anthropogenic transformation.

Організація будь-якої діяльності людини неможлива без прогнозування її наслідків. Коли ми маємо справу з охороною чи експлуатацією екосистем, ця задача стає надзвичайно складною і важливою. Екосистеми є складними багатофакторними системами, для яких характерна нелінійна динаміка, що знаходиться під впливом внутрішніх процесів самоорганізації та трансформації середовища, а також залежить від дії чинників навколишнього середовища. В таких умовах побудова прогнозу із достатньою для практики ймовірністю вимагає не лише оперування великими базами даних про зміни характеристик екосистем із часом, а й наявність теоретичної основи для створення алгоритмів динаміки. Оскільки число факторів та їхніх комбінацій, які діють у межах екосистеми, прямує до нескінченності, використання лише баз даних не дає необхідного результату. Для ефективної роботи необхідно мати теоретичні розробки, які, з одного боку, розділять впливи на провідні та другорядні, що зробить бази даних більш компактними, а, з другого боку, дають змогу побудувати продумані алгоритми прогнозування [1].

Нині такі розробки є надзвичайно актуальними. З одного боку, вони потрібні для ефективного управління діяльністю об'єктів природно-заповідного фонду, адже впровадження певних режимів запові-

дання – це зовнішній вплив на динаміку екосистем, що охороняються. Неправильно вибраний алгоритм призведе до втрати екосозологічної цінності, біорізноманіття природних об'єктів та знизить у них відсоток раритетних компонентів. Непродумані популістські рішення спричиняли такі негативні впливи.

З другого боку, прогностичні алгоритми необхідні для планування експлуатації екосистем: розбудови населених пунктів та об'єктів інфраструктури, розроблення рекреаційних (туристичних) маршрутів, ведення лісового господарства. Третьою сферою використання прогнозів динаміки є відновлення територій, де проводились гірничі роботи (в тому числі нелегальні) чи сталися техногенні катастрофи. Такі алгоритми покликані зробити відновлювані роботи більш ефективними – менш затратними фінансово, коротшими в часі та з прогнозованими наслідками. Розроблення теоретичних основ прогнозування динаміки екосистем – це основна задача лабораторії Теорії екосистем Житомирського державного університету імені Івана Франка [2]. Ці роботи ведуться у співпраці із рядом державних і приватних організацій, зацікавлених в остаточному результаті.

Проблема побудови теорії динаміки екосистем – одна із найстаріших в екологічній науці. Започаткована в 1916 р. Ф. Клементсом [3] вона

викликала гостру дискусію, яка тривала кілька десятиліть [4]. Лише із початку 70-х років стараннями Ю. Одума було знайдено спосіб подолання гострих розбіжностей і спрямувати теоретичні дослідження в конструктивне русло [4]. Було висунуто гіпотезу, що в основі змін екосистем лежать закони термодинаміки. Цьому передували роботи Р. Ліндемана, опубліковані в 1942 р. [5]. Однак особливо активно до цього питання почали звертатися лише в ХХІ ст. Було неодноразово доведено зв'язок між процесами змін в екосистемах та балансом біомаси [6–9]. На основі цього параметра було побудовано методику вирахування основних термодинамічних характеристик, наприклад, ентропії.

Однак у реальності неможливо створити умови, які б ідеально відповідали розробленій моделі. Наприклад, точно важко визначити величину антропогенного фактору через його багатогранність. Спроби його обрахунку [10] призвели до розробки методу визначення антропогенної трансформації екосистем [8; 9; 11]. Це дає нам змогу доволі точно встановити антропогенний вплив на процеси динаміки екосистем, що вперше здійснюється з використанням унікальних фітоіндикаційних методик.

Територією для дослідження є Українське Полісся – регіон, що є унікальним полігоном для дослідження природної динаміки, тому що має екосистеми, які перебувають на різних стадіях розвитку, під антропогенним тиском різного ступеня і сформовані компонентами, що походять із різних зон (бореальної, неморальної, монтанної та середземноморської). За еталон природної динаміки взято автогенні сукцесії, які відбуваються в екосистемах різного типу. Це дасть змогу створити досить уніфіковану методику побудови алгоритмів прогнозування сукцесійних змін та вдосконалення теорії динаміки екосистем.

Матеріалами дослідження є 2009 стандартних геоботанічних описів, зроблених за стандартною методикою [12] на території Українського Полісся в період із 2004 по 2017 рр. Матеріали збиралися маршрутно-експедиційним, напівстаціонарним і стаціонарним способом. Також було закладено 9 еколого-ценотичних профілів та ряд трансект. Рослинність класифікувалася відповідно до принципів Браун-Бланке з використанням програми *Turboveg for Windows* [13; 14]. Фітоіндикація здійснювалася за допомогою програми *Simargl 1.12* з використанням уніфікованої шкали Дідуха-Плюти [15].

Величину антропогенного фактору визначали за рівнем гемеробії угруповання (в межах геоботанічного опису) [11]. Для цього найбільш поширені види людських впливів на екосистему оцінили за 3-бальною системою за силою їхньої дії. Потім розподілили ці показники на шкалі гемеробії Блюме-Сукопа [10]. Кожен клас гемеробії було розбито на три бали, в результаті чого утворилася 18-бальна шкала. Присутність в екосистемі організмів із певною амплітудою гемеробії є індикаторною ознакою

рівня антропогенного впливу на цю систему, що дало змогу перейти до застосування синфітоіндикаційного методу. На основі 852 описів для кожного виду рослин, присутнього в них, було встановлено амплітуди коливання показників гемеробії. Це стало стартовою основою для використання класичної синфітоіндикаційної формули Раменського [15].

Методика визначення показника динаміки є розгортанням ідеї Р. Ліндемана [5] на теоретичних основах, закладених Я.П. Дідухом та Г.М. Лисенком [6]. Виявлено, що під час автогенних сукцесій відбувається накопичення надземної фітомаси [6–9]. Це можна пояснити з позиції другого закону термодинаміки. Його класичне трактування свідчить, що рівень ентропії прямо залежить від різниці внутрішньої енергії та обернено залежить від температури. Для біосистем такий спосіб неприйнятний, бо вони є білковими системами у водних розчинах, що можуть існувати лише в певних температурних межах. Тому екосистеми для зниження ентропії переводять надлишок енергії в фітомасу, а не в температуру. Крім того, у фізичній хімії час на підвищення температури під час хімічних реакцій не враховується, однак в екосистемах накопичення фітомаси може тривати сотні років. Тому ми емпірично вивели показник динаміки через суму добутків надземної фітомаси на її вік. Із цією метою нами проводились виміри надземної фітомаси та встановлення її віку в межах зроблених геоботанічних описів. Це дало змогу розрахувати амплітуди абсолютних показників динаміки для присутніх тут видів і перейти до синфітоіндикаційної методики визначення показника динаміки у спосіб, аналогічний із перетворенням показника антропогенного фактора. Для синфітоіндикаційного показника динаміки екосистем нами застосовується 21-бальна шкала. Еталонним максимальним значенням стали показники в урочищі «Корабель» (державний лісовий заказник «Поясківський») [8; 9]. Отримані дані стали частиною бази даних «EcodBase 5e», яку використовує синфітоіндикаційна програма *Simargl* [2].

Ординаційний аналіз екотопів у координатах показника динаміки та показника антропогенної трансформації вказує на обернено лінійну залежність (рис. 1–2). Однак на графіку залежності між цими факторами для Словечансько-Овруцького кряжу візуально помітні групи, які значно відхиляються від лінії тренду (рис. 1).

Це зумовлює низький показник достовірності апроксимації 0,18. Для цього аналізу використовувалися усі описи, незалежно від умов середовища та типу сукцесійного процесу. Групи із дуже високим і досить низьким рівнем антропогенного впливу на ранніх стадіях сукцесії сильно віддалені від лінії тренду. Це зумовлено тим, що зміщення в бік піонерних екосистем може бути викликане надмірним антропогенним тиском (вторинні сукцесії) або невідповідністю екотопу до ендеоекогенезу (первинні сукцесії).

У порівняно однорідних умовах середовища обернено лінійна залежність посилюється. Дослідження перелогів на восьми стаціонарах Правобережного Полісся (рис. 2), з однорідними едафічними та мікрокліматичними синфітоіндикаційними показниками (відхилення не вище 5%), демонструє достовірність апроксимації 0,89 і показник кореляції 0,94.

Окрім загальної антагоністичної дії людської діяльності на процеси саморозвитку, ми спостерігаємо також її вплив на ймовірність вибору одного з варіантів напряму розвитку екосистеми в точці біфуркації. У такі моменти екосистема найбільш піддається зовнішнім впливам. Вони можуть змінити послідовність сукцесійних серій і за певних обставин призвести до катастрофічного клімаксу. Розглянемо це явище на прикладі автогенної сукцесії на перелогах у межах сірих лісових ґрунтів (рис. 3). Це найбільш поширений випадок із максимальною, порівняно з іншими, різноманітністю антропогенних впливів різної сили [11].

У межах дослідженого нами випадку спостерігаємо систему ймовірних сукцесійних серій. Загальною закономірністю, яка спостерігається у всіх варіантах перебігу автогенної сукцесії, є зростання показника динаміки і зменшення величини антропогенної трансформації. Вибрана модель включає в себе вісім точок біфуркації, катастрофічний клімакс та лінійну серію угруповань, яка закінчується передклімаксічним угрупованням [16]. Остання представлена угрупованнями класу *Quercus-Fagetum* Br.-Bl. Et Vlieg 1937. На сірих лісових ґрунтах нами зафіксовані максимальні показники динаміки 15,17 бала (середнє для класу – 14,64 бала), тоді як показники клімаксу – 20 ± 1 бали за нашою шкалою. Причина в тому, що привабливі для сільськогосподарських робіт ґрунти часто піддавалися антропогенному тиску, що перешкоджало досягненню стадії клімаксу.

Зупинка розвитку також спостерігається після формування угруповання класу *Robinietum Jurco ex Hadač et Sofron* 1980.

Тут ми маємо справу з катастрофічним клімаксом [8], коли показник динаміки не росте вище рівня $10,95 \pm 1,34$. Сукцесія блокується агресивною поведінкою *Robinia pseudoacacia* L. та її нітрофільною світою.

Угрупування класів лісової рослинності вибудовують ряд без розгалужень на цьому рівні: *Vaccinio-Picetea* Br.-Bl. 1939 → *Quercetum robur-petreae* R.Tx 1943, → *Quercus-Fagetum*, що зумовлено потребою не лише в сингенезі, а й в ендеогенезі, під час якого відбувається поступове зростання загального сольового режиму (SL). Такий процес у корінних лісах є лінійним і супроводжується вищенаведеною зміною угруповань.

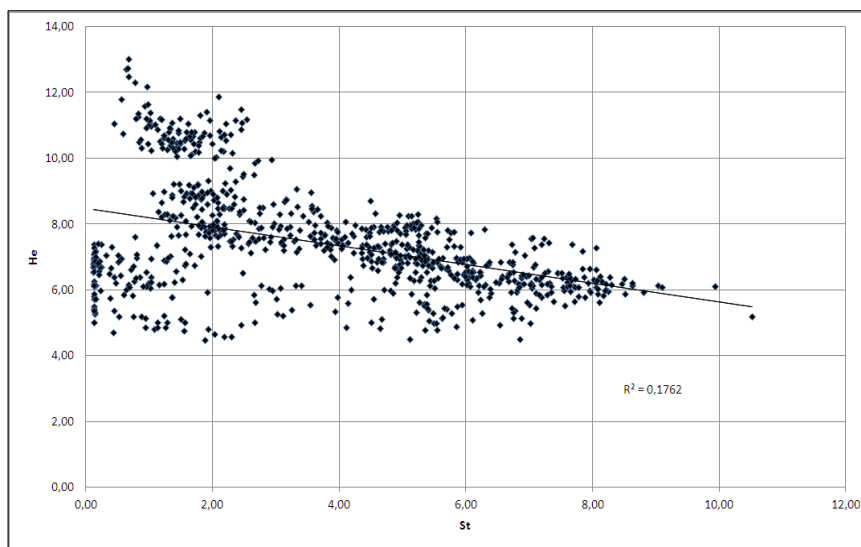


Рис. 1. Залежність між показниками природної динаміки та антропогенної трансформації екосистем Словечансько-Овруцького кряжу (He – показник антропогенної трансформації, St – показник динаміки)

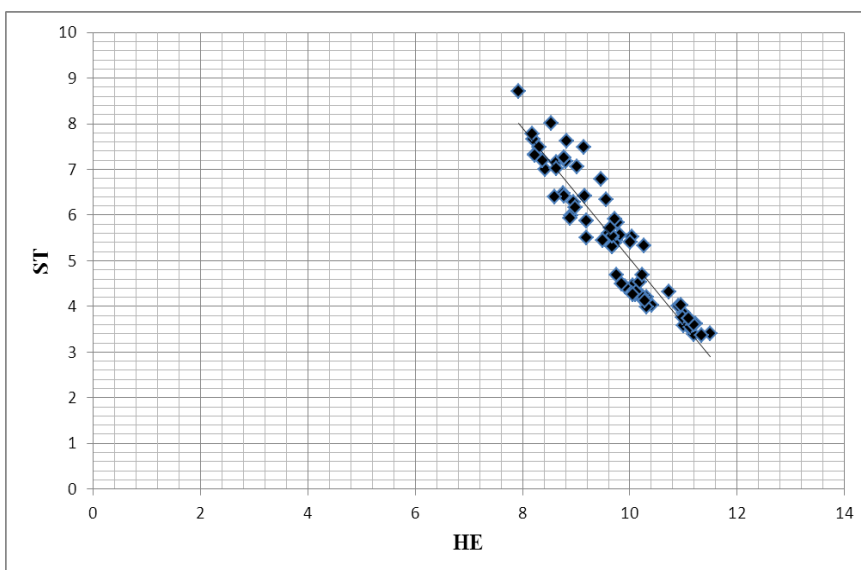


Рис. 2. Залежність між фітомасою і показником антропогенної трансформації на перелогах Правобережного Полісся (He – показник антропогенної трансформації, St – показник динаміки)

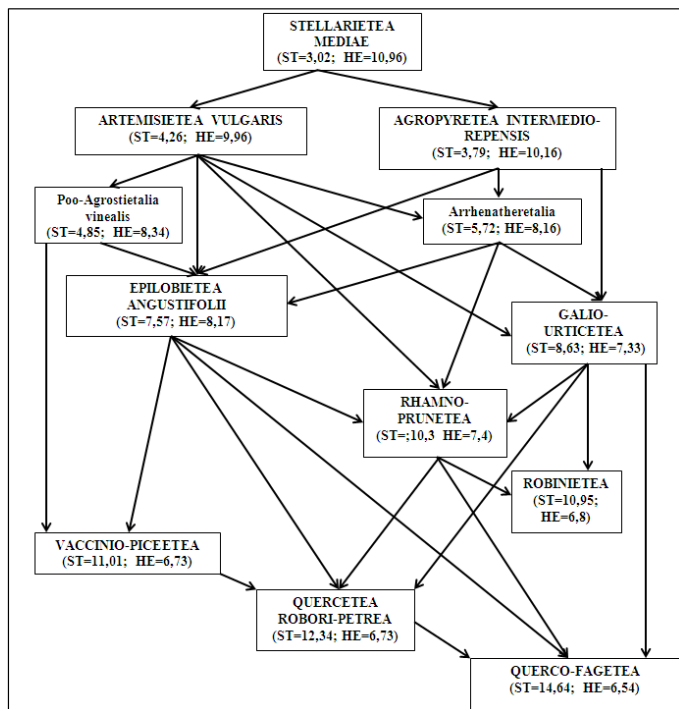


Рис. 3. Зміна рослинних угруповань під час автогенної сукцесії на перелогах на сірих лісових ґрунтах Українського Полісся. Показники є середнім арифметичним для угруповання певного рівня

Для кожної з восьми біфуркацій є ряд причин, що впливають на ймовірність кожного варіанту. На першому етапі заростання перелогів [1; 11] чи зруйнованих водною ерозією ґрунтів перехід від угруповань класу *Stellarietea media* R.Tx., Lohmaer et Preising 1950 до *Agropyreteae intermedio-repensis* Th.Müll et Görs 1969 чи *Artemisietea vulgaris* R.Tx 1950 визначається вищими показниками антропогенної трансформації першого (10,16 проти 9,96 балів).

Біфуркація на стадії рудеральних угруповань визначається умовами багаторічного режиму вологості (HD) (*Poo-Agrostietalia vinealis* Shelag,V.Sl. et Sipalylova 1985, HD=11,12 бала; *Arrhenatheretalia* Pawl 1928, HD=11,52 бала), занесенням насіння специфічних фанерофітів (*Epilobietea angustifolia* R.Tx et Passrge 1950, HD=11,67 бала; *Rhamno-Prunetea* Rivas Goday et Garb 1961, HD=11,83 бала) і накопиченням нітратів чи амонію (NT) (*Galio-Urticetea* Passrge et Kopecký 1969, NT=6,26 бала). Біфуркація на кореневищній ста-

дії заростання перелогів [17; 18] має аналогічні розгалуження за винятком відсутності прямого переходу до чагарників класу *Rhamno-Prunetea* без проміжного формування лук і до відмінного за едафічними характеристиками порядку *Poo-Agrostietalia vinealis*. На лучній та чагарникових стадіях [18] автогенної сукцесії напрям розвитку залежить від занесення або присутності насіння фанерофітів наступних стадій. У більш бідних умовах відбувається поступовий або прямий та більш довготривалий перехід до угруповань класу *Vaccinio-Picetea* (SL=5,97 бала), у помірних до *Quercetea robori-petrea* (SL=6,25 бала), багатих до *Querceto-Fagetea* (SL=6,33 бала). Відсутність такого насіння з часом призводить до формування угруповань *Rhamno-Prunetea* або, у разі інвазії *Robinia pseudoacacia*, до *Robinietea*. Таку ситуацію ми спостерігаємо в Гошанському геоботанічному районі.

Головні висновки. Дослідження автогенних сукцесій екосистем Українського Полісся демонструє добре виражену обернено лінійну залежність між показником динаміки та величиною антропогенної трансформації.

Перебіг автогенних сукцесій не є лінійним, а складається з ряду біфуркацій, що мають кілька варіантів зміни угруповань, ймовірність яких залежить від зовнішніх впливів, антропогенної трансформації та едафічних умов.

На ранніх стадіях сукцесії найбільше значення мають едафічні фактори та антропогенний вплив, на середніх – занесення насіння флори наступних стадій, а на пізніх – від родючості ґрунту (загально сольового режиму).

Накопичення доступного рослинам Нітрогену через особливості рельєфу чи інвазію видів, що перебувають у симбіозі з нітрофікуючими бактеріями, породжує нітрофільну серію, яка закінчується катастрофічним клімаксом після формування рослинності класу *Robinietea*.

Результати дослідження в перспективі можуть стати основою для створення алгоритмів відновлення рослинності на порушених людською діяльністю землях або для корегування заповідного режиму об'єктів ПЗФ.

Література

1. Гончаренко І.В. Фітоіндикація антропогенного навантаження. Дніпро : Середняк Т.К., 2017. 127 с.
2. Хом'як І.В. Фітоіндикаційний аналіз трансформаційних процесів водно-болотних угідь. Заповідна справа в Україні. 2013. вип. 1. С. 38–42.
3. Clements F.E. Plant succession. Washington : Pubs, 1916. 621 p.
4. Одум Ю. Экология: в 2 т. Москва : Мир, 1975. 740 с.
5. Lindeman R.L. The trophic-dynamic aspect of ecology 1942. Ecology. № 4. pp. 399–417.
6. Дідух Я., Лисенко Г. Проблеми термодинамічного оцінювання структури та організації екосистем. Вісник Національної академії наук України. 2010. Вип. 5. С. 16–27.
7. Хаурдінова Г.О. Особливості зміни рослинного покриву в штучних лісових насадженнях. Лісове і садово-паркове господарство. 2014. № 4. 12 с. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/licgoc_2014_4_13.

8. Хом'як І.В. Фітоіндикаційна характеристика трансформації рослинних угруповань відновлюваної рослинності Центрального Полісся. Екосистеми їх оптимізація та охорона. 2012. Вип. 5. С. 58–65.
9. Хом'як І.В. Фітоіндикаційний аналіз ступеня трансформації екосистем Центрального Полісся. Питання біоіндикації та екології. 2012. Вип. 17. С. 3–11.
10. Дідух Я.П., Бурда Р.І. Застосування методики оцінки антропогенної толерантності видів вищих рослин при створенні «Екофлори України». Укр. фітоцен. Збірник. Серія С. № 1. 2003. С. 34–44.
11. Дідух Я.П., Хом'як І.В. Оцінка енергетичного потенціалу екотопів залежно від ступеня їх гемеробії на прикладі Словечансько-Овруцького кряжу. Укр. ботан. журн. 2007. № 1. С. 62–77.
12. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И. Современная наука о растительности. Москва : Логос, 2001. 264 с.
13. Hennekens S.M., Schaminée J.H.J. Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. J. Veg. Sci. 2001. Vol. 12. P. 589-591.
14. Соломаха В.А. Синтаксономія рослинності України. Третє наближення. Київ : Фітосоціоцентр, 2008. 296 с.
15. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ: Наукова думка, 1994. 280 с.
16. Хом'як І.В. Фітоіндикаційний аналіз передклімаксичних стадій розвитку екосистем. Питання біоіндикації та екології. 2013. Вип. 18. С. 20–29.
17. Хом'як І.В. Динаміка флори перелогів Українського Полісся. ScienceRise:Biological Science. 2018. №1 (10). С. 8–13.
18. Хом'як І.В. Характеристика асоціацій *Agrostio-Populetum tremulae* та *Epilobio-Salicetum capreae* класу *Epilobietea angustifolii* для Правобережного Полісся. УБЖ. 2016. № 4. С. 239–254.
19. Біоморфологічний аналіз флори відновлювальної лучної рослинності Лісостепу України / Б.Є. Якубенко та ін. Інтродукція рослин. 2014. № 4. С. 31–38.

УДК 658.567.1

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ АВТОМАТИЧНОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ ВІДХОДІВ У РЕАКТОР

Маркіна Л.М.

Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова
пр. Героїв України, 9, 54025, м. Миколаїв

markserg@ukr.net

ORCID: 0000-0003-3632-1685

У статті запропоновано технологію створення ущільненої технологічної пробки в процесі безперервної подачі відходів для забезпечення герметичності реактора під час утилізації подрібнених термопластичних полімерів за технологією багато-контурного циркуляційного піролізу. Метою цього процесу є забезпечення герметичності реактора й виключення виходу газів у навколишнє середовище. Запропоновано математичну модель, яка описує процес динамічного стискання з формуванням ущільненої технологічної пробки в конусній насадці в процесі забезпечення необхідної герметичності піролізного реактора. Адекватність розробленої математичної моделі перевірялась методом порівняння розрахункових та експериментальних даних. Розбіжність результатів укладається в рамки похибки з прийнятним ступенем вірогідності. Результатами роботи є отримані графіки зміни напружень у шарах середовища, яке стискається, й величини його переміщення, залежно від тривалості процесу динамічного стискання, що забезпечують надійне завантаження реактора з використанням плунжерної системи. *Ключові слова:* фізична модель, система завантаження, піролізний реактор, плунжерна система, розплавлені полімери, пірокарбон, динамічне ущільнення.

Математическое моделирование процессов автоматической загрузки отходов в реактор. Маркина Л.М. В статье предложена технология создания уплотненной технологической пробки в процессе непрерывной подачи отходов для обеспечения герметичности реактора при утилизации измельченных термопластичных полимеров по технологии многоконтурного циркуляционного пиролиза. Целью данного процесса является обеспечение герметичности реактора и исключения выхода газов в окружающую среду. Предложена математическая модель, описывающая процесс динамического сжатия с формированием уплотненной технологической пробки в конусной насадке при обеспечении необходимой герметичности пиролизного реактора. Адекватность разработанной математической модели проверялась путем сравнения расчетных и экспериментальных данных. Расхождение результатов укладывается в рамки погрешности, с приемлемой степени достоверности. Результатами работы являются полученные графики изменения напряжений в слоях среды, сжимается и величина его перемещения, в зависимости от продолжительности процесса динамического сжатия, обеспечивающие надежную загрузку реактора с использованием плунжерной системы. *Ключевые слова:* физическая модель, система загрузки, пиролизный реактор, плунжерная система, расплавленные полимеры, пирокарбон, динамическое сжатие.

Mathematical modeling of processes of automatic downloading of waste in reactor. Markina L. In the article the technology of creating a sealed technological plug in the process of continuous supply of waste is proposed to ensure the reactor tightness when recycling crushed thermoplastic polymers using the technology of multi-circular pyrolysis. The purpose of this process is to ensure the reactor's tightness and to eliminate the release of gases into the environment. A mathematical model describing the process of dynamic compression with the formation of a sealed technological plug in a conical nozzle with the provision of the necessary sealing of the pyrolysis reactor is proposed. The adequacy of the developed mathematical model was verified by comparing the calculated and experimental data. The difference in the results is within the scope of error, with an acceptable degree of probability. The results of the work are obtained graphs of changes in the stresses in the layers of the medium, which is compressed and the value of its displacement, depending on the duration of the dynamic compression process, which ensure a reliable loading of the reactor using the plunger system. *Key words:* a physical model, a system of download, plunger system, molten polymers, pirokarbon, dynamic compression.

Постановка проблеми. Проектування піролізних установок, які б дали змогу забезпечувати оптимальні режими піролізу відходів при максимальній продуктивності, потребують розробки фізико-математичних моделей процесів автоматичного завантаження відходів. Складність явищ, які відбуваються в процесі ущільнення сировини в системі подачі її в піролізний реактор, стала причиною того, що до теперішнього часу не розроблено фізичну модель системи завантаження сировини в реактор при зміні її стану по довжині піролізного реактора.

Актуальність дослідження. Тому необхідно розробляти й досліджувати математичні моделі, які можна використовувати при розрахунках параметрів завантаження сировини в реактор з використанням плунжерних систем для оптимального проектування конструкцій піролізних технологій і вдосконалення процесу.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Особливість безперервного завантаження реактора сировиною

та розвантаження пірокарбону з реактора полягає в необхідності забезпечення герметичності реактора для запобігання виходу через отвори високо токсичних компонентів парогазової суміші (ПГС). Для забезпечення герметичності реактора в процесі безперервної подачі сировини, наприклад, подрібнених термопластичних полімерів, у тому числі й автошин і розвантаження пірокарбону, який утворюється на виході з реактора при піролізу органічних відходів, запропоновано в процесі просування даних матеріалів створювати з них ущільнену технологічну пробку, яка б герметично закривала реактор і виключала вихід газів у навколишнє середовище [1]. Переробка полімерних матеріалів під тиском полягає в розм'якшенні сировини під дією зовнішнього нагріву реактора до в'язкотекучого стану [2]. Розплавлені полімери при охолодженні твердіють, що стає проблемою при наступних запусках піролізного реактора. Усе це висуває жорсткі вимоги не тільки до технологічної пробки, а й до конструкції пристрою, який сприяє утворенню цієї пробки. Тому перед тим, як розробляти математичну модель, необхідно вирішити інженерне завдання щодо створення працездатної конструкції плунжерної системи, яка б забезпечувала, по-перше, просування сировини при її оптимальному ущільненні, по-друге, створення перепону не тільки для газу, а й для гарячого розплаву, по-третє, можливість повторного запуску реактора, коли розплав полімеру в ньому став холодним і твердим [3].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. При проведенні огляду публікацій і літературних джерел у цьому напрямі, як вітчизняних учених, так і закордонних науковців, подібних результатів не виявлено. Нижче наведений аналіз статей, що стосується утилізації полімерних відходів і методів їх здійснення.

У роботі [4] розглянута проблема поводження з твердими побутовими відходами в штаті Хартум (Судан). Авторами запропоновано вирішення питання утилізації з використанням SMUDA PROCESS – безперервного процесу піролізу пластмасових відходів. Проведені дослідження показали переваги проведення процесу в присутності каталізатору, оскільки збільшується об'єм отриманого палива.

Стаття [5] присвячена аналізу ефективної утилізації пластмаси за допомогою термолізу та концептуального процесу каталітичної деградації. Каталітичний піроліз дає змогу пластмасовим відходам бути перетвореним у рідину, газ і твердий залишок з майже 100% ефективністю. На підставі примітивного попереднього аналізу масла придатні для використання в якості мазуту для різних енергій і цілей.

У дослідженні [6] показано вплив наявності каталізаторів при піролізній переробці відходів пластмас у паливо. Продемонстровано, що каталізатор CaCO_3 має найбільший вихід з умістом рідкої домішки

90%, а каталізатор MgCO_3 має найбільший вихід – 5,2% кінцевих продуктів твердого залишку та газу. Отримані рідкі продукти можуть використовуватися в промислових котлах, пальниках, генераторів енергії, автомобілях і як реактивне паливо.

У роботі [7] представлені результати експериментального дослідження теплоізоляційної установки для згоряння відходів пластику. Дослідження проводилося в промисловому масштабі на заводі, що виробляє пластикову стрічку. Унаслідок характеру відходів, особливу увагу було приділено аналізу викидів оксид вуглецю та летючим органічним сполукам.

У праці [8] розкрито переваги використання піролізних технологій як найбільш ефективних порівняно з іншими методами утилізації, оскільки він може повторно використовувати енергію та сировину відходів, тим самим зменшуючи екологічні наслідки, зумовлені неадекватною утилізацією пластикових відходів. Для інтенсифікації процесу запропоновано використання каталізаторів, таких як цеоліти, що впливають на отримані кінцеві продукти.

Авторами в джерелі [9] проведено експериментальні дослідження та здійснена реалізація простого процесу піролізу для перетворення твердих полімерних відходів у піролізне масло. З використанням методики оптимізації визначено вибір температури (350–400)°C, тиску й типу відходів, щоб максимально збільшити пропускну спроможність потрібної продукції.

Наукова стаття [10] присвячена визначенню впливу мікрохвильового опромінення як однієї з найбільш ефективної технології для нагрівання піролізного реактору для утилізації суміші різних видів пластмас. Оптимальні умови піролізу призвели до виробництва продукту, які були проаналізовані за допомогою різних методик. Доведено, що отриманий конденсат можна застосовувати в якості транспортного палива.

Дослідження [11] розглядає низькотемпературний піроліз побутових пластикових відходів для отримання альтернативного палива. Отримані зразки показали варіації їх складів і властивостей палива залежно від температури піролізу. Збільшення температури підвищує вихід рідкого продукту, але виробляє важче масло з довгими вуглеводневими ланцюгами ($> \text{C}_{20}$). З іншого боку, отримані рідкі продукти при більш низькій температурі (350°C) мають чудові властивості палива, такі як висока теплотворна здатність і низька в'язкість, температура застигання та температура спалаху.

Метою роботи є розробка й дослідження універсальної математичної моделі, яка характеризує процес формування ущільненої технологічної пробки в піролізному реакторі та яка б могла використовуватися при розрахунках технологічних параметрів динамічного завантаження плунжерною системою сировини в реактор для проектування обладнання піролізних установок, у тому числі й піролізного реактора безперервної дії.

Виклад основного матеріалу. На першому етапі розгляду фізичної моделі було вирішено завдання максимального ущільнення сировини за допомогою конусної насадки, в яку сировина подавалася з боку більшої основи зрізаного конусу насадки. Але, як показали експерименти, досягнути необхідного ущільнення сировини, яке б забезпечувало необхідну герметизацію реактора, при заданій площі

більшої основи зрізаного конусу й заданому тиску, який утворює гідроциліндр, неможливо, піролізний газ проривався в навколишнє середовище через загрузочний отвір, крім того, ця конструкція не забезпечувала просування сировини після охолодження, коли полімер становиться твердим монолітом. Ураховуючи всі виявлені недоліки фізичної моделі створеної на першому етапі [3], була розроблена нова фізична модель плунжерної системи подачі сировини (рис. 1).

З урахуванням того, що система подачі сировини в реактор більш складна і проблематична порівняно із системою розвантаження з реактора твердого залишку, в подальшому будемо розглядати особливості фізико-математичної моделі тільки системи завантаження, яка без проблем може бути застосована й для системи розвантаження.

При розробці фізико-математичної моделі системи завантаження прийняті такі граничні умови: фракційний склад сировини – подрібнені полімери розміром 5x2x10мм, гума 5x10x5мм, при співвідношенні їх 5:1; середня теплопровідність сировини, яка подається в реактор, прийнята 0,082Вт/мК; насипна щільність сировини в конусній насадці – $0,4 \cdot 10^3 \text{ кг/м}^3$; щільність розплавленого полімеру (РП) – $1,05 \cdot 10^3 \text{ кг/м}^3$; середня теплопровідність розплавленого полімеру в реакторі прийнята 0,35Вт/мК; температура сировини на вході конусної насадки – 35°C ; температура розплавленого полімеру в реакторі і твердого залишку, який видаляється із реактора, – $(400 - 600)^\circ\text{C}$; температура на границі кристалізації полімеру – 280°C ; передбачається, що подрібнені полімери й автошини можуть бути представлені як модель пружно-в'язкого тіла.

Розглянемо можливі варіанти зміни фізичної моделі системи завантаження сировини в реактор в ланцюгу: плунжерна подача сировини, конусна насадка й реактор (рис. 1).

У першому варіанті взаємне розташування різних фаз сировини, яка створює пробку в конусній насадці, при умові, що продуктивність плунжерної системи $W_{\text{пл}}$ дорівнює продуктивності піролізного реактора $W_{\text{р}}$. У другому – стан полімерної пробки в конусній насадці при умові, що продуктивність плунжерної системи $W_{\text{пл}}$ перевищує продуктивність піролізного реактора $W_{\text{р}}$. У третьому – стан

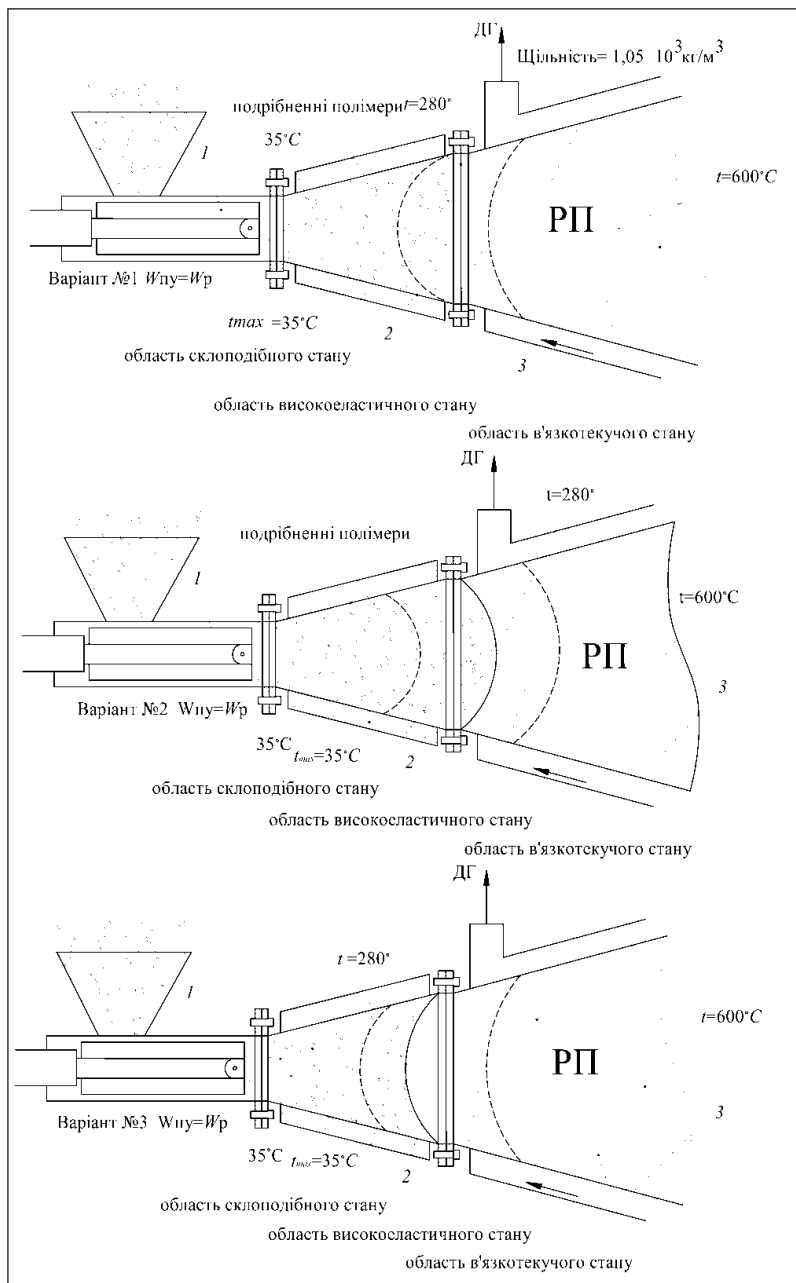


Рис. 1. Три варіанти фізичної моделі системи завантаження сировини в реактор при зміні її стану по довжині піролізного реактора, при різних співвідношеннях продуктивності плунжерної системи $W_{\text{пл}}$ і піролізного реактора $W_{\text{р}}$: 1 – плунжерна система подачі подрібнених полімерів; 2 – конусна насадка з водяним охолодженням; 3 – конусний реактор з розплавленими полімерами, який обігрівается димовими газами; 4 – $W_{\text{пл}}$ – продуктивність плунжерної системи по сировині; 5 – $W_{\text{р}}$ – продуктивність реактора, яка характеризує об'єм ПГС, що утворюється в реакторі при термічному розкладанні рідких полімерів

полімерної пробки в конусній насадці при умові, що продуктивність плунжерної системи $W_{\text{пл}}$ менша за продуктивність піролізного реактора W_p .

Проведення моделювання процесу динамічного ущільнення технологічної пробки із цього середовища – сировини або пірокарбону, потребує сумісного розгляду математичних моделей стискаючого поршня плунжерної системи і процесу стискання цього середовища з використанням робочого поршня плунжерної системи представлена на рис. 2.

Деформація маси сировини, яка подається плунжерною системою в піролізний реактор у вигляді подрібнених полімерів та автошин, може бути представлена як модель пружно-в'язкого тіла, деформація якого в активній і пасивній камерах описується таким рівнянням [12]:

$$F = m \frac{d^2 x(t)}{dt^2} + n_T \frac{dx(t)}{dt} + n_c \cdot x(t), \quad (1)$$

де F – тиск, який діє на подрібнені полімери або гуму плунжерною системою; m – загальна маса сировини – подрібнених полімерів в активній і пасивній камерах і приєднаної маси розплаву полімерів у реакторі; x – висота стовпа сировини й розплаву; $n_T = f(p)$ і $n_c = f(p)$ – коефіцієнти демпфірування і пружності відповідно до функції щільності сировини – подрібнених полімерів; p – щільність подрібнених полімерів.

Деформація подрібнених полімерів в активній камері відбувається при осьовому тиску, який ущільнює подрібнені полімери при протидії величини стовпа сировини в конусній насадці (x) і стовпа розплаву в реакторі з різними його фазами та їх тертя, відповідно, зі стінками указаних конструктивних елементів. Цей процес можна описати такою залежністю:

$$\sigma_z = k[0,4 - \exp(-2p_0)]E(p), \quad (2)$$

де $E(p)$ – модуль пружності у функції щільності подрібнених полімерів, $E(p) = \frac{d\sigma}{d\varepsilon}$, σ – пружність, яка утворюється в технологічній пробці, при дії сили стискання плунжерною системою рівна силі поділеної на площу поршня плунжера; ε – пружна деформація технологічної пробки, яка рівна відношенню довжини пробки після деформації до її первинного розміру, p_0 – початковий тиск плунжерної системи, k – поправочний коефіцієнт визначений експериментально

для сировини – подрібнених полімерів, рівний 1,2–1,34, для пірокарбону 1,4–1,8 [12].

На базі аналізу прийнятої реологічної моделі, яка характеризує технологічну пробку з подрібнених полімерів або пірокарбону з газоутворюючою й газотримуючою здатністю і схильністю до злипання, можна припустити, що в сталому стані, напруження в об'ємі технологічної пробки, яка ущільнюється динамічним способом, визначається як сума напружень, утворених пресуванням, і напружень від ущільнення сировини. Після припинення пресування сировини плунжерною системою в технологічній пробці залишаються напруження, утворені реологічним середовищем, у якості якого приймається ущільнена сировина.

Ураховуючи динаміку стискаючого поршня плунжерної системи й реологічну модель технологічної пробки в пасивній камері, процес динаміки стискання сировини можна записати такою системою диференціальних рівнянь [12]:

$$(p_1 F_1 - p_2 F_2) + (m_1 + m_2) = m_1 \frac{d^2 x_1}{dt^2} + m_2 \frac{d^2 x_2}{dt^2} + n_T \frac{dx_1}{dt} n_c (x_1 - s_n);$$

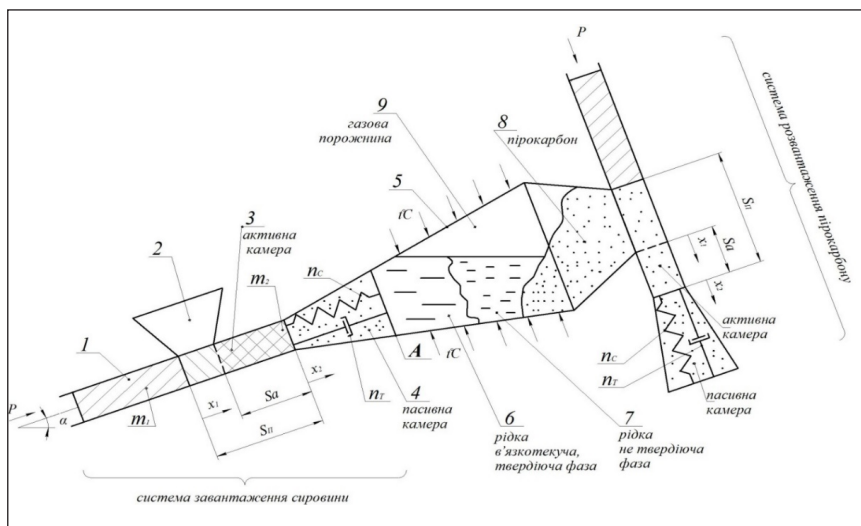


Рис. 2. Схема процесу динамічного завантаження сировини – подрібнених полімерів – при їх різних фазах з використанням плунжерних систем, де 1 – поршень плунжерної системи; 2 – бункер завантаження сировини; 3 – активна камера заповнена ущільненою сировиною – подрібненими полімерами з видаленням із них повітрям; 4 – пасивна камера заповнена ущільненою сировиною, яка утворює технологічну пробку; 5 – піролізний реактор із зовнішнім обігрівом ($t^\circ\text{C}$); 6 – рідка фаза розплавлених полімерів у склоподібному стані, яка при охолодженні переходить у тверду фазу; 7 – рідка фаза розплаву полімерів, яка пройшла процес термічного розкладання (деструкції) і яка при охолодженні не твердіє; 8 – твердий залишок (пірокарбон); 9 – газова порожнина в піролізному реакторі; А – границя між подрібненими полімерами і їх склоподібним станом розплавлених полімерів при умові адіабатичного процесу; m_1 – маса поршня плунжерної системи; m_2 – маса подрібнених полімерів, яка стискається в активній камері й подається в пасивну камеру конусної насадки; P – тиск поршня плунжерної системи; S_n – повний хід поршня плунжерної системи; x_1 – координата положення поршня; x_2 – координата положення стисненого середовища полімерів або пірокарбону; n_T – коефіцієнт демпфірування сировини – подрібнених полімерів, або пірокарбону в пасивній камері; n_c – коефіцієнт пружності сировини в пасивній камері

$$\frac{dp_2}{dt} = \frac{k}{S_a - x_1} \left(p_2 \frac{dx_1}{dt} - \frac{Q R t}{F_2} \right), \quad (3)$$

де p_1 і p_2 – абсолютний тиск, відповідно, в активній камері з робочим поршнем плунжерної системи і пасивній камері – конусній насадці, заповненій подрібненими полімерами, F_1 – робоча активна площа поршня, F_2 – площа перетину на виході пасивної камери, m_1 – маса поршня плунжерної системи, m_2 – маса подрібнених полімерів, яка стискається в активній камері й подається в пасивну камеру конусної насадки, S_n – повний хід поршня плунжерної системи, S_a – хід поршня при первинному стисканні середовища в активній камері, x_1 – координата положення поршня, x_2 – координата положення стисненого середовища полімерів або пірокарбону, k – показник адиабати, Q – інтенсивність виходу повітря або піролізного газу з об'єму сировини, яка стискається в активній камері, R – газова стала повітря або піролізного газу, t – температура повітря або піролізного газу, яке знаходиться в об'ємі сировини, що стискається в активній камері.

Наявність повітря або піролізного газу в об'ємі сировини, яка стискається в активній камері, підпорядковується адиабатичному процесу, що математично описується ступеневою функцією $pV^\gamma = \text{const}$, де γ є показником адиабати (коефіцієнт Пуассона); $\gamma = \frac{C_p}{C_v} = \frac{C_p}{C_v}$, де C_p – теплоємність при постійному тиску; C_v – теплоємність при постійному об'ємі; c_p і c_v – питома теплоємності (відношення теплоємності до одиниці маси повітря в системі завантаження сировини).

Для аналізу процесів нагріву або охолодження полімерів на границі (А) (рис. 2) допускаємо, що теплофізичні характеристики розплаву і твердого полімеру однакові. Позначимо скриту теплоту плавлення через λ , температуру плавлення – T_n , а координату поверхні (А) розділу твердої та рідкої фази через $X_{(t)}$, тоді перша гранична умова матиме вигляд [13; 14]: $T_s = T_m = T_n$, при $X = X_{(t)}$. Індекс (s) указує, що відповідна величина належить до твердої фази, а індекс (m) – до рідкої фази. Друга гранична умова стосується поглинання скритої теплоти на поверхні розділу (А). Припустимо, що в ділянці $x > x_{(t)}$ знаходиться рідина при температурі $T_{m(x,t)}$, а в ділянці $x = x_{(t)}$ тверда фаза при температурі $T_{s(x(t),t)}$.

На першому етапі розглянемо умови плавлення подрібнених полімерів на границі (А):

Якщо в початковий момент плавлення ділянка $x > 0$ зайнята твердими подрібненими полімерами з постійною температурою T_{s0} , то при $t > 0$ площина (А), $x = 0$ підтримується при постійній температурі $T_2 > T_n$, у цьому випадку положення площини (А) визначається виразом: $X = 2\theta(\alpha_m t)^{1/2}$, де: θ – корінь рівняння:

$$\frac{\exp(-\theta^2)}{\Phi(\theta)} = \frac{k_s \alpha_m^{1/2} T_1 \exp(-\frac{\theta^2 \alpha_m}{\alpha_s})}{k_s \alpha_m^{1/2} (T_2' - T_1) \cdot \Phi^*(\theta \sqrt{\alpha_m / \alpha_s})} + \frac{\theta \lambda \pi^{1/2}}{C_m (T_2' - T_1)}, \quad (5)$$

$$T_2' = T_2 - T_{s0}; \quad T_1 = T_n - T_{s0}$$

При цьому розподіл температур у рідкій і твердій фазах описується виразами, відповідно:

$$T_s = T_{s0} - \frac{T_1}{\Phi^*(\theta \sqrt{\alpha_m / \alpha_s})} \cdot \Phi^*\left(\frac{x}{2\sqrt{\alpha_s t}}\right). \quad (6)$$

На рис. 3 представлений розрахунковий розподіл градієнтів температури в об'ємі конусної насадки з твердою фазою подрібненої сировини (полімерів і гуми), яка характеризується температурою T_s , та рідкій фазі розплаву полімерів з температурою T_m з боку піролізного реактора з чіткою границею між ними. Максимальна температура T_m близько 636°C знаходиться в площині більшій основі зрізаного конусу насадки.

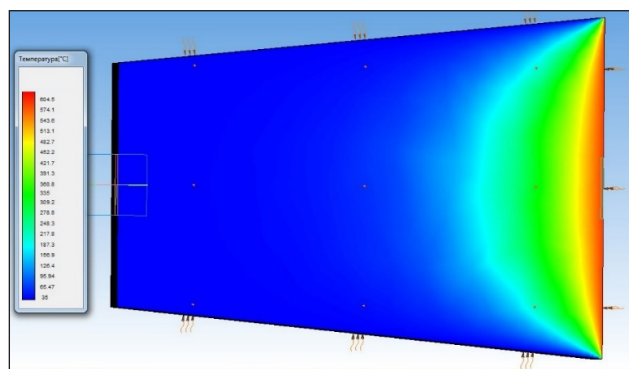


Рис. 3. Розподіл градієнтів температури в конусній насадці заповненою твердою фазою подрібненої сировини (полімерів і гуми з максимальною температурою біля 636°C у площині більшій основі зрізаного конусу насадки)

Із рис. 3 видно, що полімери, які знаходяться в конусній насадці, що охолоджується водою, з боку більшій основі нагріваються від гарячого піролізного реактора й, відповідно, розплавляються. У цьому випадку система водяного охолодження конусної насадки виключає розплавлення вхідних полімерів на 2/3 довжини конусної насадки, незалежно від їх ущільнення, що виключає витік розплаву полімерів в бункер плунжерної системи загрузки.

На другому етапі розглянуто умови затвердіння розплавлених склоподібних полімерів при охолодженні: Допустимо, що в початковий момент ділянка $x < 0$ являє собою рідину, а ділянка $x > 0$ – тверді подрібнені полімери, в цьому випадку поверхня розділу збігається з початком координат.

Значення розплаву, який тільки що затвердів, відрізняється від значень термічних коефіцієнтів твердої фази подрібнених полімерів у ділянці $x < 0$, присвоїмо термічним коефіцієнтам цієї ділянки індекс (s_0 і m_0). Позначимо температуру першопочаткового розплаву – T_2 . Координата поверхні (А) розділу фаз визначається співвідношенням: $X = 2\theta(\alpha_s t)$, де θ – корінь рівняння;

$$\frac{k_{s0} \alpha_{s0}^{1/2} e^{-\theta}}{k_s \alpha_{s0}^{1/2} + k_s \alpha_s^{1/2} \Phi(\theta)} - \frac{k_{s0} \alpha_s^{1/2} (T - T_n) \exp(-\frac{\alpha_s \theta^2}{\alpha_m})}{k_s \alpha_m^{1/2} T_n \Phi^*(\theta \sqrt{\alpha_s / \alpha_m})} = \frac{\theta \lambda \pi^{1/2}}{C_s T_n}. \quad (7)$$

Після визначення θ , яке може бути виконано будь-яким числовим методом (наприклад, методом ітерацій), можна визначити температурні поля в усіх трьох ділянках (початкова тверда фаза подрібнених полімерів, розплав і розплав, який затвердіє при охолодженні):

$$T = \frac{k_s \alpha_s^{1/2} T_n}{k_s \alpha_s^{1/2} + k_{s0} \alpha_s^{1/2} \Phi(\theta)} \left(1 + \Phi \left[\frac{x}{2\sqrt{\alpha_s t}} \right] \right). \quad (8)$$

На рис. 4 представлений розрахунковий розподіл градієнтів температури при охолодженні піролізного реактора й конусної насадки з твердою фазою подрібненої сировини (полімерів і гуми), яка характеризується температурою T_{s0} , і твердіючої рідкої фази розплаву полімерів з температурою T_{m0} з боку піролізного реактора з чіткою границею між ними. Максимальна температура T_{m0} близько 400°C знаходиться в площині більшої основи зрізаного конусу насадки.

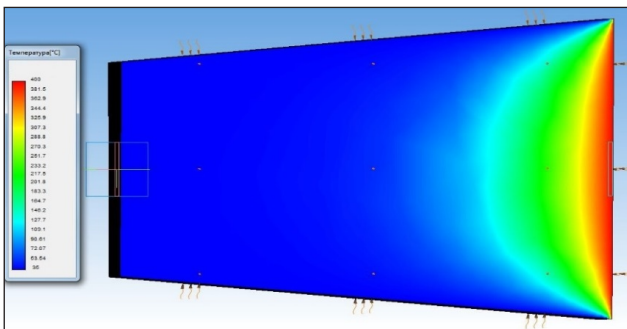


Рис. 4. Розподіл градієнтів температури при охолодженні піролізного реактора й конусної насадки з твердою фазою подрібненої сировини (полімерів та гуми) з максимальною температурою T_{m0} близько 400°C у площині більшої основи зрізаного конусу насадки

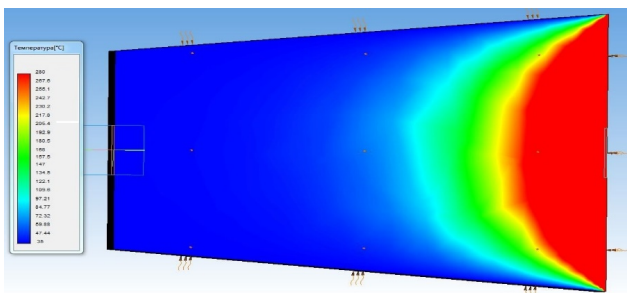


Рис. 5. Розподіл градієнтів температури при наступному охолодженні піролізного реактора й конусної насадки з максимальною температурою T_m близько 280°C у площині більшої основи зрізаного конусу насадки

На рис. 4, 5 представлений розрахунковий розподіл градієнтів температури при наступному охолодженні піролізного реактора й конусної насадки з максимальною температурою T_m близько 400 і 280°C у площині більшої основи зрізаного конусу насадки. Як видно з рис. 4, 5 полімери, які знаходяться біля стінок насадки, практично не розплавившись, що виключає адгезію між розплавленими полімерами

і стінками насадки, а при повному охолодженні конструкції це не завадить забезпечити повторний запуск піролізної установки при безперервній подачі відходів з допомогою плунжерної системи.

При дослідженні процесів ущільнення подрібнених полімерів у конусній насадці припускаємо, що процес нагріву сировини має адіабатичний характер, при якому відсутній теплообмін з навколишнім середовищем, у зв'язку з цим на представленій схемі (рис. 2) границя (А) представлена як пряма лінія. Для спрощення розрахунків візьмемо такі припущення [12]:

$$\frac{dx_1}{dt} = \frac{dx_2}{dt} \rightarrow n_T \rightarrow n_C. \quad (9)$$

У поданій системі рівнянь (3) перше описує рух поршня плунжерної системи і процес ущільнення середовища в активній і пасивній камерах, а друге є моделлю видалення з активної камери залишків повітря при стисканні подрібнених полімерів при завантаженні або видалення піролізного газу при стисканні пірокарбону в системі розвантаження твердого залишку. З урахуванням загального характеру розвитку напружень і деформацій у сировині подрібнених полімерів і гуми як інерційного пружно в'язко пластичного середовища при динамічному стисканні й основні залежності цих величин для класичних реологічних тіл, деформаційна модель сировини представлена на рис. 6.

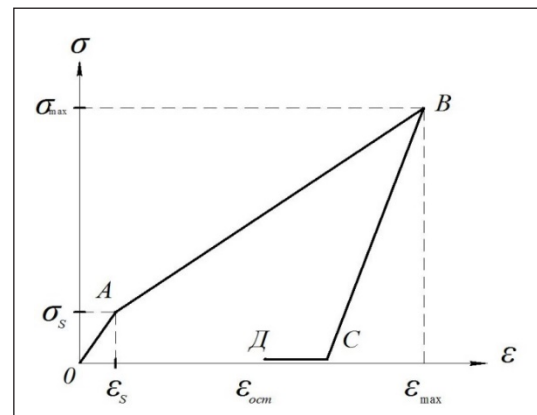


Рис. 6. Розрахункова схема пружно в'язко пластичного деформування: OA – ділянка зворотних пружних деформацій; AB – ділянка пружно пластичного деформування; BC і CD – ділянки відновлення пружної частини деформації після зворотного руху поршня плунжерної системи для повторної подачі сировини

Ця модель може бути представлена такою системою рівнянь, яка враховує нелінійність при ущільненні й залежність динамічної межі пружності від швидкості деформації [15; 16]:

$\sigma = E_0 \cdot \varepsilon_x + \mu \frac{d\varepsilon}{d\tau}$, при $\varepsilon \leq \varepsilon_x$ (навантаження й розвантаження);

$$\sigma = E_0 \cdot \varepsilon_x + E_1 (\varepsilon - \varepsilon_x) p, \text{ при } \varepsilon > \varepsilon_x; \quad \frac{d\varepsilon}{d\tau} > 0;$$

$$\sigma = \sigma_{max} + E_2 (\varepsilon_{max} - \varepsilon), \text{ при } \varepsilon > \varepsilon_{max}; \quad \frac{d\varepsilon}{d\tau} < 0;$$

$$\varepsilon_x = \varepsilon_c + \varphi \left(d\varepsilon / d\tau \right), \text{ при } \frac{d\varepsilon}{d\tau} 0, \quad (10)$$

де $E_0 = \tan \theta_0$ – модуль пружності; $E_1 = \tan \theta_1$ – модуль пружного розвантаження (відповідно схеми рис.7); ∞ – коефіцієнт в'язкості; τ – час; p – показник ступеню зміцнення сировини за межею пружності; $\sigma_{\max}$, $\varepsilon_{\max}$ – максимальне напруження й деформація досягнуті при стисканні; $\varepsilon_x = \sigma_x / E_0$ – межа пружної деформації; σ_x динамічна межа пружності; $\varepsilon_c = D / E_0$ – константа, яка відповідає статичній межі пружності деформації сировини; P – зовнішнє навантаження; φ – функція, яка виражає залежність динамічної межі пружності від швидкості деформації сировини при навантаженні.

Розрахунок динамічної границі пружності ε_x проводимо відповідно до розрахункової схеми (рис. 6). Переміщення подрібнених елементів сировини, показане на схемі, можна описати диференціальними рівняннями:

$$\frac{d^2 x_1}{d\tau^2} + \frac{\mu_1}{m_{np}} \left(\frac{dx_1}{d\tau} - \frac{dx_2}{d\tau} \right) + \frac{k_1}{m_{np}} (x_1 - x_2) = 0,$$

$$\frac{d^2 x_2}{d\tau^2} - \frac{\mu_1}{m_2} \left(\frac{dx_1}{d\tau} - \frac{dx_2}{d\tau} \right) - \frac{k_1}{m_2} (x_1 - x_2) + \frac{k_1}{m_2} x_2 + \frac{\mu_1}{m_2} \frac{dx_2}{d\tau} = 0, \quad (11)$$

де x_1 і x_2 – координати горизонтальних переміщень $m_{np} = m_1 + m$ і m_2 ; k_1 – жорсткість пружного елемента системи.

З урахуванням пропозиції про відсутність в'язких зв'язків у шарі сировини, який лежить безпосередньо на передній стінці поршня плунжерної системи, і проведення необхідних перетворень, із цієї системи рівнянь одержимо диференціальне рівняння четвертого порядку [16]:

$$\frac{d^4 \varepsilon}{d\tau^4} + \frac{\mu_1 (m_{np} + m_2)}{m_{np} m_2} \frac{d^3 \varepsilon}{d\tau^3} + \frac{k_1 (m_{np} + m_2) + k_1 m_{np}}{m_{np} m_2} \frac{d^2 \varepsilon}{d\tau^2} + \frac{\mu_1 k_1}{m_{np} m_2} \frac{d\varepsilon}{d\tau} + \frac{k_1 k_1}{m_{np} m_2} \varepsilon = 0. \quad (12)$$

Загальне рішення цього рівняння представлено у вигляді:

$$\varepsilon(\tau) = e^{-\eta_1 \tau} (c_1' \cos \omega_1 \tau + c_1'' \sin \omega_1 \tau) + e^{-\eta_2 \tau} (c_2' \cos \omega_2 \tau + c_2'' \sin \omega_2 \tau). \quad (13)$$

Величини η_1 і η_2 є коефіцієнтами згасання; ω_1 і ω_2 – власні частоти динамічної системи в конусній насадці; c_1' , c_1'' , c_2' , c_2'' – довільні постійні, визначення яких здійснюється методом трикратного диференціювання рівняння (13) і рішенням одержаної системи з допомогою визначників. Для рішення цього рівняння (13) необхідно вибрати початкові умови у вигляді значень координат горизонтальних переміщень і їх похідних при $\tau = 0$, виходячи з положення, що в початковий момент часу відбувається обмін швидкостями тільки між масами m і m^1 , які співударяються. Після визначення всіх параметрів рівняння (13) підставляємо їх у рівняння (4.10) і одержимо рівняння з одним невідомим τ_c , який визначає момент часу, при якому деформація подрібнених полімерів стає рівною динамічній межі пружності, при відповідній швидкості деформування: $\varepsilon(\tau_c) = \varepsilon_0 + \varphi \left(\frac{d\varepsilon}{d\tau} \right)_{\tau=\tau_c}$.

Вирішивши це рівняння відносно τ_c , знаходимо величину $\varepsilon_s (\sigma_s = E_0 \varepsilon_s)$.

Для практичного використання математичної моделі створення технологічної пробки із сировини при завантаженні реактора або із пірокарбону при його розвантаженні необхідно знати параметри, які характеризують їх реологічні властивості, тобто $n_T = f(p)$ і $n_C = f(p)$ – коефіцієнти, які визначають в'язкісні й пружні властивості середовища. Їх визначаємо на основі експериментальних даних як для подрібнених полімерів при завантаженні, так і для пірокарбону при розвантаженні реактора. Експериментальні дані характеристики в'язкості сировини, яка подається в реактор, в процесі її термічної утилізації методом піролізу при різних температурах представлені в таблиці 1.

Таблиця 1

Експериментальні характеристики в'язкості сировини

Вид сировини	В'язкість ССТ		
	120°C	250°C	400°C
Термопластичні полімери	6,8	0,85	0,41
Гума	12,5	5,8	4,5

Властивості коефіцієнтів в'язкості $n_T = f(p)$ визначаються за формулою: $n_T(p) = 2 \sqrt{\frac{F_1}{\rho}} E(p) (1 - \alpha^2)$, де $c = f(p)$ – швидкість поширення ультразвукової хвилі в середовищі, яке характеризується функцією щільності; F_1 – робоча активна площа поршня; ρ – щільність середовища; α – коефіцієнт Пуассона. Аналогічно визначаються властивості коефіцієнтів в'язкості $n_C = f(p)$ для пірокарбону в системі розвантаження реактора. Експериментальні характеристики в'язкості пірокарбону в системі розвантаження реактора представлені в таблиці 2.

Таблиця 2

Експериментальні характеристики в'язкості пірокарбону

Вид сировини	В'язкість ССТ		
	350°C	550°C	600°C
Пірокарбон	28,8	26,4	26,1

Пружні властивості сировини характеризуються модулем пружності, який має фізичний сенс тільки для подрібнених полімерів і гуми з температурою не більше ніж 120°C, при більших температурах вони переходять в аморфний вид, що може бути застосовано й для гарячого пірокарбону, при якому модуль пружності наближається до нуля. Залежність модуля пружності термопластичних подрібнених полімерів і гуми від їх щільності в системі завантаження реактора представлена на рис. 7.

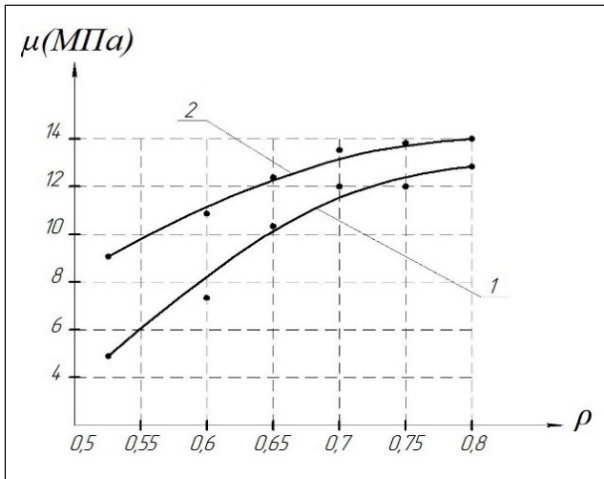


Рис. 7. Залежність модуля пружності термопластичних подрібнених полімерів (крива 1) і гуми (крива 2) від їх щільності при температурі 35°C у системі завантаження піролізного реактора

Пружні властивості коефіцієнтів $n_c = f(\rho)$ для термопластичних подрібнених полімерів і гуми визначаються за формулою: $n_c(\rho) = 0,6 F_1 \cdot \rho \cdot v(\rho)$. Для гарячого пірокарбону, якому властиві якості аморфного тіла, пружні властивості відсутні, при цьому $n_c(\rho) = 0$.

Дослідження математичної моделі процесу динамічного стиснення сировини в системі завантаження проведено з використанням методів статистичної обробки даних. Адекватність розробленої математичної моделі перевірялась методом порівняння розрахункових та експериментальних даних. Розбіжність результатів укладалася в рамки похибки з прийнятним ступенем вірогідності. Результати розрахункових та експериментальних досліджень представлені на рисунках 8–10. Ці графіки показують зміну напружень у шарах сировини й пірокарбону, розташованих біля передньої стінки поршня плунжерної системи, залежно від тривалості процесу динамічного стиснення й розрахункової величини переміщення поршня при заданій величині ущільнення.

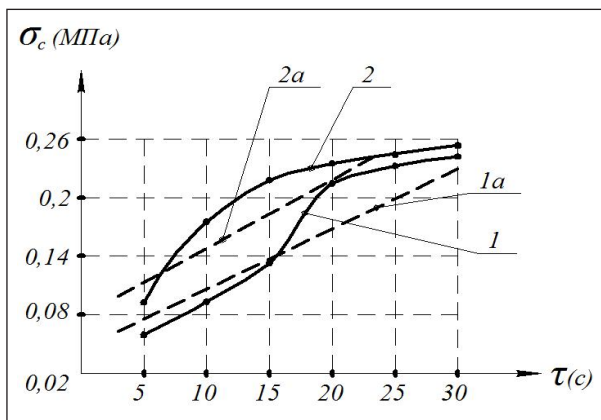


Рис. 8. Залежність $\sigma_c = f(\tau)$ для вхідної подрібненої сировини (крива 1, 1a) і вихідного гарячого пірокарбону (крива 2, 2a) при зусиллі $P = 1,0$ Мпа (1,2 експериментальні дані, 1a і 2a – розрахункові)

Результати розрахунків напружень, які виникають у шарах сировини в процесі її ущільнення, представлені на рис. 9.

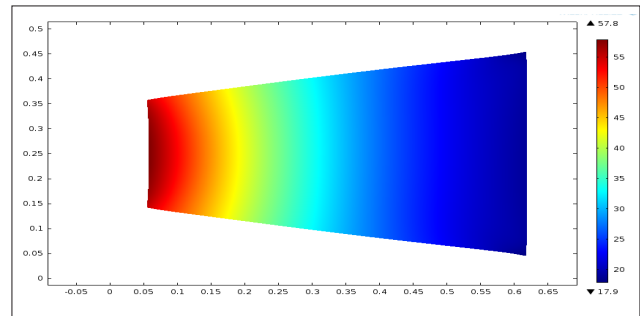


Рис. 9. Результати розрахунків напружень, які виникають у шарах сировини біля поршня в процесі її ущільнення при $P = 1,0$ Мпа

При цьому розрахункова величина максимального переміщення поршня в процесі ущільнення подрібненої сировини становить 57,8 мм (рис. 10).

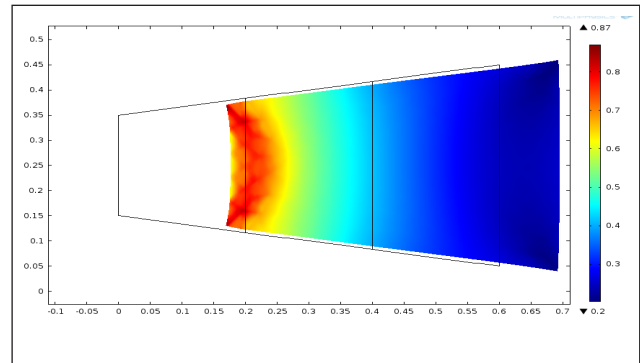


Рис. 10. Результати розрахунків величини переміщення поршня в процесі ущільнення подрібнених полімерів і подачі їх у реактор при $P = 1,0$ Мпа

Із рис. 8, 9, 10 видно, що максимальне ущільнення подрібнених полімерів спостерігається з боку меншої основи зрізаного конусу, де розташований поршень плунжерної системи подачі полімерів у реактор. Порівнюючи результати розподілу градієнтів температури в конусній насадці (рис. 3, 4, 5) і напружень (рис. 9), можна стверджувати, що надійність герметизації реактора при безперервній подачі полімерів в основному залежить від інтенсивності охолодження конусної насадки й мало залежить від ущільнення подрібнених полімерів усередині насадки.

За аналогією системи подачі подрібнених полімерів у піролізний реактор, розглянемо параметри напружень і переміщення пірокарбону в аналогічній плунжерній системі безперервного видалення твердого залишку з піролізного реактора.

Результати розрахунків напружень, які виникають у шарах пірокарбону в процесі його ущільнення із зусиллям $P = 1,0$ Мпа, представлені на рис. 11.

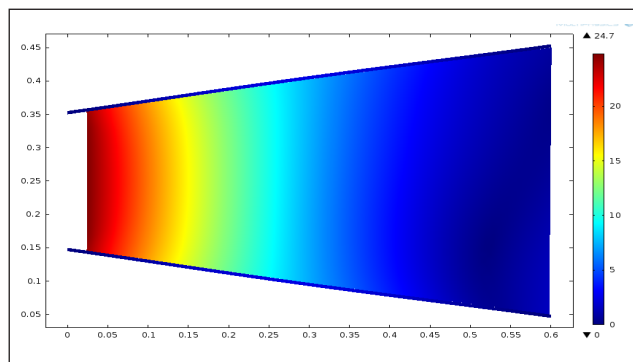


Рис. 11. Результати розрахунків напружень, які виникають у шарах пірокарбону біля поршня в процесі його ущільнення при 1,0 МПа

При цьому розрахункова величина максимального переміщення поршня в процесі ущільнення пірокарбону становить 24,7 мм (рис. 12).

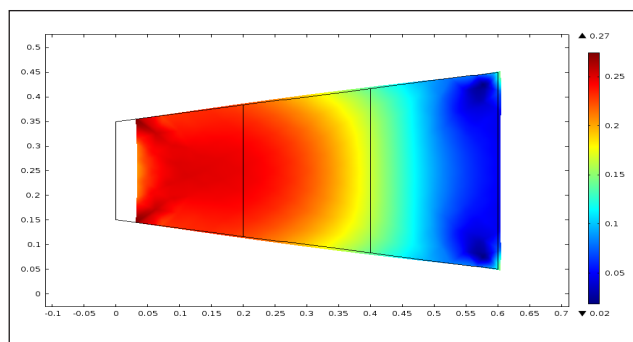


Рис. 12. Результати розрахунків величини переміщення поршня в процесі ущільнення пірокарбону при видаленні його з реактора при $P = 1,0$ МПа

Ураховуючи, що фізичні характеристики гарячого пірокарбону з температурою 400–600°C на виході з реактора близькі до в'язко текучого середовища, то навіть при мінімальному його ущільненні герметичність піролізного реактора гарантована.

Для порівняння приводимо графіки напружень при стисканні сировини й пірокарбону з максимальним зусиллям 4,0 МПа (рис. 13, 14, 15).

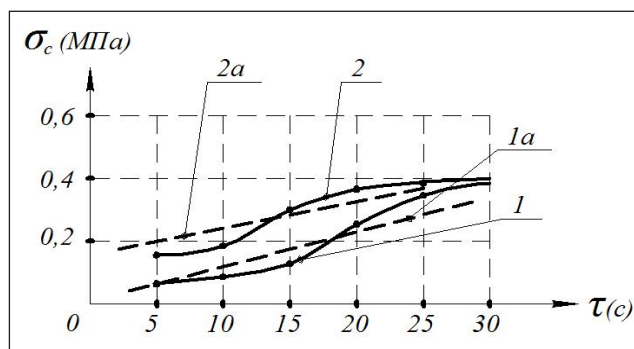


Рис. 13. Залежність $\sigma_c = f(\tau)$ для вхідної сировини (крива 1, 1a) і вихідного гарячого пірокарбону (крива 2, 2a) при $P = 4,0$ МПа (1, 2 – експериментальні дані, 1a і 2a – розрахункові)

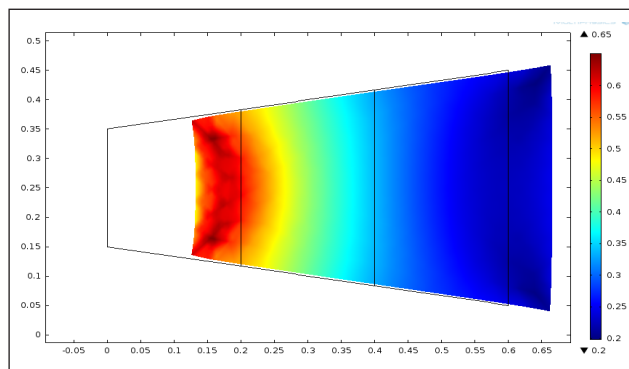


Рис. 14. Розрахункові напруження в об'ємі вхідної сировини при подачі її в реактор при величині стискання 4,0 МПа

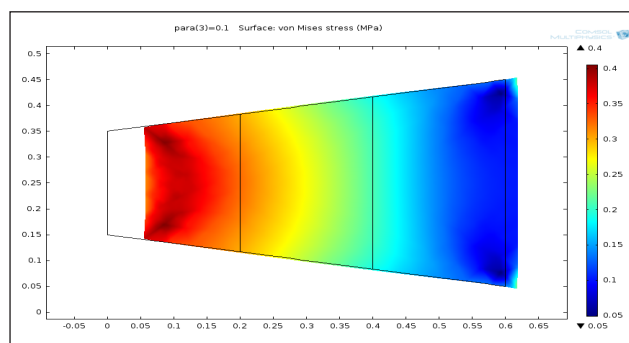


Рис. 15. Розрахункові напруження в об'ємі пірокарбону при видаленні його з реактора при величині стискання 4,0 МПа

Порівнюючи результати розрахунків, що представлені на рис. 13, 14, 15, з результатами розрахунків, що представлені на рис. 8, 9, 10, можна стверджувати, що збільшувати зусилля стискання як подрібнених полімерів при безперервній подачі їх у реактор, так і пірокарбону при його видаленні з реактора до 4,0 МПа недоцільно, оскільки це призведе до неоправданого ускладнення обладнання й підвищення матеріальних витрат.

Головні висновки. На основі викладеного вище можемо резюмувати таке:

1. Розроблено математичну модель, яка характеризує процес формування ущільненої технологічної пробки в конусній насадці при забезпеченні необхідної герметичності піролізного реактора.

2. Представлені розрахункові напруження в шарах середовища, яке стискається, і величина його переміщення, залежно від тривалості процесу динамічного стискання, доводять, що зусилля стискання в 1 МПа достатнє для забезпечення надійного безперервного завантаження реактора з використанням запропонованої конструкції плунжерної системи.

Перспективи використання результатів дослідження. Запропоновану математичну модель можна використовувати для проектування й оптимізації технічних параметрів плунжерних систем подачі подрібненої сировини в піролізний реактор і видалення з нього твердого залишку, а також для оцінювання ефективності конструкції плунжерної системи та її вдосконалення.

Література

1. Патент України на винахід № 107386, кл. F23G5/24, F23G5/027, C08J11/04, B09B3/00 / Установка безперервної термічної утилізації цілих зношених автомобільних шин / авт. Л.М. Маркіна, С.С. Рижков, М.В. Рудюк. Бюлетень. 2014. № 24.
2. Основные методы расчета современного оборудования для подачи и охлаждения полимерного материала / В.К. Битюков, В.Н. Колодежнов, Л.М. Сырицын. Москва: ЦИНТИхимнефтемаш, 1991. 39 с.
3. Отработка пиролизной технологии утилизации органических отходов для морехозяйственного комплекса – системы подачи отходов в пиролизный реактор / С.С. Рижков, Л.Н. Маркина, Н.В. Рудюк, Ю.В. Заболотная. Судостроение и морская инфраструктура. 2014. № 2 (2). С. 131–143.
4. Conversion of plastic waste to liquid fuel / Mohamed M. Garib Alla, Ahmed I. Ahmed, Babiker K. Abdalla. International Journal of Technical Research and Applications. 2014. Volume 2. Issue 3. P. 29–31. URL: www.ijtra.com.
5. Effective disposal of plastic waste / Deepak B, Salman Nizarudin, Gokul J, Rohit Anoop Choodan, Anwin Mathai. International Journal of Advanced Research Trends in Engineering and Technology (IJARTET). 2016. Vol. 3. Special Issue 5. P. 10–15. URL: www.ijartet.com.
6. Synthesis of Hydrocarbon Fuel by Thermal Catalytic Cracking of Polypropylene / Jean Baptiste Habyarimana, Mohammed Njiemon, Raiyan Abdulnasir, Musa Neksumi, Muhammad Yahaya, O'Donnell Sylvester, Ifeoma Joseph, Linus Okoro, Bolade Agboola, Obioma Uche, Wan Jin Jahng. International Journal of Scientific & Engineering Research. 2017. DOI: 10.14299/ijser.2017.01.014.
7. Janusz Wojciech Bujak. Thermal utilization (treatment) of plastic waste / Janusz Wojciech Bujak. Energy. 2015. P. 1468–1477. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.06.106>.
8. Débora Almeida Thermal and catalytic pyrolysis of plastic waste 5 [Text] / Débora Almeida and Maria de Fátima Marques. Instituto de Macromoléculas Eloisa Mano, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, Brasil. Polímeros, 2016. DOI: 10.1590/0104-1428.2100.
9. Pyrolysis of plastic waste into fuel and other products / B. Chiwara, E. Makhura, G. Danha, S. Bhero, E. Muzenda, P. Agachi. Proceedings Sardinia, Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2–6 October 2017. URL: <https://www.researchgate.net/publication/321213689>.
10. Aishwarya K.N. and Nangarthody Sindhu. Microwave Assisted Pyrolysis of Plastic Waste. Procedia Technology. 2016. Vol. 25. P. 990–997. Doi: 10.1016/j.protcy.2016.08.197.
11. Pallab Das, Pankaj Tiwari. Valorization of packaging plastic waste by slow pyrolysis. Resources, Conservation & Recycling. 2018. Vol. 128. P. 69–77. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.025>.
12. Структурное моделирование производственного процесса литья в песчаные формы / А.И. Вальтер, А.В. Ларин, М.А. Макаров. Известия ТулГУ. Серия «Металлургия. Экология. Физика». Тула, 2002. Вып. 2. С. 216–219.
13. Кирпичев М.В., Михеев М.А. Моделирование тепловых устройств. Москва: Изд-во АН СССР, 1936. 255 с.
14. Тябин Н.В. Теплообмен. Советские исследования. Москва: Наука, 1975. С. 195–198.
15. Карпов Ю.И. Напряженно-деформированное состояние формовочных смесей при динамическом нагружении. Литейное производство. 2001. № 10. С. 11–13.
16. Карпов Ю.И., Карпова Е.Ю. Расчет динамического предела упругости формовочных смесей. Известия Волг. ГТУ. Серия «Металлургия». 2008. Выпуск № 2. Том 10. С. 86–88.

ВПЛИВ РАДИКАЛЬНОГО ОБРІЗУВАННЯ КРОН *POPULUS BOLLEANA LOUCHE* НА ЇХ ЖИТТЄВИЙ СТАН

Суслова О.П.

Донецький ботанічний сад
Національної академії наук України
вул. Маршака, 16 А50089, м. Кривий Ріг
elenasuslova2901@gmail.com

Наведено результати аналізу реакції *Populus bolleana* Louche у вуличних насадженнях м. Покровськ на радикальне обрізування крон. Визначено морфометричні показники крон, особливості розвитку асиміляційного апарату, життєвий стан дерев після обрізування. Встановлено, що площа листка збільшується в 2 рази, асиміляційна площа крони зменшується в 10 разів, життєвий стан дерев погіршується порівняно з контролем (кількість здорових рослин після радикального обрізування складає 35%, в контролі – 59%). **Ключові слова:** *Populus bolleana*, радикальне обрізування, асиміляційний апарат, життєвий стан.

Влияние радикальной обрезки крон *Populus bolleana* Louche на их жизненное состояние. Суслова Е.П. Приведены результаты анализа реакции *Populus bolleana* Louche в уличных насаждениях г. Покровск на радикальную обрезку крон. Определены морфометрические показатели крон, особенности развития ассимиляционного аппарата, жизненное состояние деревьев после обрезки. Установлено, что площадь листа увеличивается в 2 раза, ассимиляционная площадь кроны уменьшается в 10 раз, а жизненное состояние деревьев ухудшается по сравнению с контролем (количество здоровых растений после радикальной обрезки составляет 35%, в контроле – 59%). **Ключевые слова:** *Populus bolleana*, радикальная обрезка, ассимиляционный аппарат, жизненное состояние.

The influence of radically cutting the crowns on the vital condition of *Populus bolleana* Louche. Suslova E. The paper presents data of the analysis on the response of *Populus bolleana* Louche to the radical crown cutting in the roadside stands of the town of Pokrovsk. Our study focused on determining the morphometric parameters of the crowns, specific features of assimilative apparatus development and tree vital condition after cutting. The leaf area was found to increase twofold, assimilative crown area reduced tenfold and tree health condition deteriorated in comparison to test trees (healthy trees percentages are 35% after cutting while it is 59% in test cases without cutting). **Key words:** *Populus bolleana*, radically cutting, assimilative apparatus, vital condition.

Постановка проблеми. Сучасний процес урбанізації територій призводить до значної зміни середовища проживання людини та підвищенню залежності його якості від антропогенного навантаження. Тому оптимізація міського середовища – одна з найгостріших проблем сьогодення. Найбільш простий спосіб збереження якості навіколишнього середовища в містах – це підтримка певної кількості зелених насаджень в них. В промислових містах з підвищеним техногенним навантаженням зелені насадження стають потужним засобом нейтралізації негативного впливу зовнішніх факторів, а саме пом'якшують температурні коливання, знижують запиленість і загазованість повітря, утворюють необхідну тінь, зменшують рівень шуму [1]. Водночас деревні рослини знаходяться в складних умовах, оскільки техногенні емісії та жорсткі природно-кліматичні умови степової зони України негативно впливають на їх життєвий стан. Серед негативних чинників, що знижують життєздатність рослин – запиленість і загазованість повітря, забруднення і ущільнення ґрунту, зміна водного та повітряного режимів. В таких умовах дерева потребують наукового підходу до раціонального їх вирощування та утримання, але агротехнічні рекомендації щодо цих питань розроблено недостатньо.

Одним із агротехнічних прийомів утримання дерев є обрізування крони, основною метою якого є

омолодження та надання декоративності рослинам [2]. Однак, працівники міських служб комунального господарства часто при обрізуванні дерев допускають порушення, серед яких найчастіше зустрічаються недотримання строків проведення обрізування і технології виконання зрізів та не врахування біологічних особливостей виду [3]. Крім того, останнім часом в містах замість санітарної активно проводять радикальне обрізування крон дерев. З усіх відомих це найбільш травматичний і малоестетичний спосіб, який передбачає повне видалення крони і верхньої частини стовбура дерева. В усьому світі такий спосіб «утримання та експлуатації» зелених насаджень вважається варварством [4]. Видалення крони у дерев значно знижує їх середостабілізуюче і декоративне значення. Крім того, радикальне обрізування крони дорослих дерев згубно позначається на їхньому життєвому стані, призводить до передчасного старіння і загибелі насаджень [5].

В ряді наукових публікацій наведено результати аналізу впливу неправильного обрізування дерев на стан рослин та виконання ними екологічних функцій. Автори вказують на ослаблення рослин, підвищення вразливості до хвороб, шкідників та збільшення серед таких дерев захворювань. Радикальне обрізування приводить до падіння загальної біологічної продуктивності та продуктивності фітомаси,

знищенню асиміляційної поверхні, сприяє морфологічним та анатомічним змінам листя, порушенням ростових процесів, зниженню пілозатримуючої функції, збільшенню чутливості листя до атмосферного забруднення [5-8].

Не дивлячись на значний доробок фахівців щодо цих питань, дослідження впливу радикального обрізування старих дерев на життєвий стан та виконання ними санітарно-гігієнічних функцій на південному сході України не проводились. Слід зазначити, що південний схід України – регіон з високою концентрацією сучасного промислового виробництва і підвищеним забрудненням атмосферного повітря, ґрунтів і підземних вод. У містах регіону зосереджені великі коксохімічні підприємства, теплові електростанції, металургійні заводи, шахти і гірничодобувні підприємства, що викидають в атмосферу понад 30 видів забруднюючих речовин [9]. Крім того, для регіону характерний континентальний клімат з різкими коливаннями температури, низькою відносною вологістю повітря, нерівномірним розподілом опадів протягом року і значним коливанням їх кількості, зимовими відлигами, глибоким промерзанням ґрунту без снігового покриву, весняними заморозками і суховіями. Виходячи з цього, дослідження змін, що відбуваються з рослинами після їх обрізування в регіоні є актуальними.

Завдяки швидкому темпу росту та невибагливості до умов зростання в озелененні міських терито-

рій на південному сході України протягом останніх 50 років широко використовують *Populus bolleana* Louche. Будучи деревами першої величини, вони успішно виконують захисні, декоративні та санітарно-гігієнічні функції. Однак, на сьогоднішній день існуючі насадження в більшості досягли критичного віку і не в змозі виконувати захисні та декоративні функції. У дерев всихають бокові гілки та верхівки стовбурів, тому останнім часом в містах проводять їх радикальне обрізування.

Мета досліджень – визначити зміни морфометричних показників крони та життєвий стан дерев *Populus bolleana*, що зростають поблизу автодоріг з інтенсивним автомобільним рухом, після радикального обрізування.

Дослідження проводили в м. Покровськ, який розташовано на південному сході України в межах Донецької області. Площа міста – 29,7 км², населення – 64251 чоловік. Серед промислових підприємств міста – дві вугільні шахти «Краснолиманська» та «Західна-1», шахтні відвали яких є джерелом забруднення оточуючого середовища. Шахти та їх відвали знаходяться за межами міста, тому рівень забруднення середовища в місті є загальним (40,9 тис. тон за рік).

Об'єктом досліджень були 40-45-річні дерева *Populus bolleana*, що зазнали радикального обрізування. Дерева зростають на вулиці Шосейна (82 дерева) у лінійних насадженнях вздовж авто-



Рис. 1. Дерева *Populus bolleana* Louche в перший рік після радикального обрізування (серпень)



Рис. 2. Дерева *Populus bolleana* Louche на другий рік після радикального обрізування (серпень)

дороги. Контролем слугували дерева, висаджені вздовж автодороги на вулиці Захисників України (75 дерев). Для обох вулиць характерний інтенсивний рух автотранспорту 1100-1200 автомобілів на годину. Досліди проводили на другий рік після обрізування дерев. Визначали морфометричні показники крон [10], площу листків (методом їх сканування та розрахунку в програмі Fotoshop), об'єм крони [11], життєвий стан [12]. Статистичну обробку результатів досліджень проведено за допомогою програми MS Excel.

Виклад основного матеріалу. На південному сході України в міських насадженнях доля участі *Populus bolleana* становить 6% від загальної кількості дерев [13]. В м. Покровськ вид в більшості зустрічається в лінійних насадженнях вздовж автодоріг, його репрезентативність – 2% (від всіх досліджуваних дерев вуличних насаджень міста). Значна кількість дерев підійшла до критичного віку та за загальним функціонально-санітарним станом, віково-морфоме-

тричними параметрами, декоративно-естетичними якостями потребують оперативної реконструкції та заміни. В зимовий період 2015-2016 рр. було проведено радикальне обрізування дерев *Populus bolleana* на досліджуваній вулиці. З початком вегетаційного періоду 2016 року на стовбурах дерев почалося відростання пагонів, яке було дуже слабке (рис. 1).

В середньому на одному дереві відростало $20,5 \pm 3,16$ шт пагонів при їх середній довжині $38,7 \pm 4,52$ см. На другий рік після обрізування кількість пагонів значно збільшилась – на одному дереві сформувалося в середньому $125,8 \pm 13,57$ шт пагонів при їх довжині $48,4 \pm 6,12$ см (рис. 2). Однак, діаметр крони у обрізаних дерев був значно менший у порівнянні з контролем – 0,8 м та 2,1 м відповідно.

Основні морфометричні показники дерев, що характеризують їх загальний габітус, було зафіксовано на другий рік після обрізування (табл. 1). На дослідній ділянці всі показники значно знижені, що є прямим наслідком проведеної процедури. Винятком

Таблиця 1

Морфометричні показники крон дерев *Populus bolleana* Louche у вуличних насадженнях м. Покровськ (2017 рік)

Показник	дослід		контроль	
	M±m	CV,%	M±m	CV,%
Висота стовбура, м	5,2±0,83	5,96	17,4±1,76	6,25
Висота крони, м	4,0±0,46	11,39	15,1±1,85	10,55
Діаметр стовбура, см	41,4±2,51	10,27	49,3±4,27	15,01
Діаметр крони, м	0,8±0,24	6,71	2,1±0,33	16,37

Таблиця 2

Характеристика асиміляційного апарата дерев *Populus bolleana* Louche у вуличних насадженнях м. Покровськ

Показник	дослід		контроль	
	M±m	CV,%	M±m	CV,%
Площа одного листка, см ²	46,8±3,50	16,19	21,3±2,45	13,02
Об'єм крони, м ³	2,67±0,95	19,42	17,3±4,62	31,91
Загальна площа асимілюючої поверхні крони, м ²	5,5±0,13	20,65	53,5±6,34	25,72

Таблиця 3

Життєвий стан *Populus bolleana* Louche після радикального обрізування у вуличних насадженнях м. Покровськ

Життєвий стан	дослід	контроль
	кількість дерев, шт / %	
здорові	29±2,95 / 35	44±2,02 / 59
ослаблені	27±1,47 / 33	25±3,15 / 33
дуже ослаблені	14±1,33 / 18	5±0,44 / 7
всихаючи	5±0,24 / 6	1±0,07 / 1
сухі	7±0,15 / 8	0

є діаметр стовбура, на величину якого обрізування крон діє опосередковано через зниження загальної асиміляційної здатності та продуктивності дерев.

При порівнянні ступеня розвитку асиміляційного апарату контрольних і досліджуваних дерев отримані статистично достовірні відмінності по всіх досліджуваних ознаках (табл. 2). За нашими підрахунками загальна асимілююча площа крони дерева з дослідної ділянки в 10 раз менше, ніж з контрольної (5,5 м² та 53,5 м² відповідно).

У дерев після радикального обрізування відзначаються деякі компенсаторні зміни, спрямовані на посилення формування крони і відновлення її асиміляційного потенціалу. Так, площа листка у досліджуваних рослин по вул. Шосейна більш ніж в 2 рази перевищує цей показник контрольних дерев (див. табл. 2). Проте це не забезпечує відновлення протягом вегетаційного сезону початкової асиміляційної поверхні крони.

Радикальне обрізування крон знижує загальну життєздатність дерев, призводить до їх ослаблення і загибелі. В перший рік після обрізування загинули чотири дерева, на другий рік – три, що становить майже 8% від всіх дерев в досліді.

Дерева, що зазнали радикального обрізування, послаблюються внаслідок зменшення асиміляційної поверхні крони та нестачі поживних речовин. Такі дерева частіше уражуються різними хворобами та шкідниками. Через значні рани-зрізи стовбура та гілок не деревині поселяються руйнівні гриби [6]. Гнилі деревини призводять

до ще більшого ослаблення дерев, збільшується відсоток дефоліації крон та дехромації листя, відбувається всихання навіть молодих пагонів. Аналіз отриманих в результаті досліджень даних дозволив визначити життєвий стан рослин після їх обрізування. На другий рік після проведеної процедури стан дерев *Populus bolleana* погіршився порівняно з контролем (табл. 3).

Кількість здорових рослин зменшилось на 24% (35% та 59% відповідно), а дуже ослаблених збільшується на 11% (18% та 7%). Кількість ослаблених особин однакова як для досліджуваних дерев, так і для контрольних (по 33%). На дослідній ділянці також збільшилась кількість всихаючих дерев (6%), на контрольній ділянці виявлено 1% таких рослин. Вісім відсотків дерев загинули після радикального обрізування стовбура та гілок.

Головні висновки. Таким чином, в лінійних насадженнях у дерев *Populus bolleana* віком 40-45 років після радикального обрізування збільшилась площа листка в 2 рази, асиміляційна площа крони зменшилась в 10 разів, а життєвий стан насаджень погіршився порівняно з контролем (кількість здорових рослин після проведеної агротехнічної процедури 35%, в контролі – 59%). Отримані дані слід враховувати службам комунального господарства при плануванні та обґрунтуванні необхідності радикального обрізування дерев в міських насадженнях з метою утримання балансу екологічної функції дерев в умовах промислового забруднення.

Література

1. Казанцева М.Н. Экологические последствия радикальной обрезки крон тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.) в городских насаждениях Тюмени / М.Н. Казанцева, А.А. Соловьева. Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения. 2009. № 9. С. 128–135.
2. Бриккел К. Обрезка деревьев. М.: Мир. 1992. 198 с.
3. Курницька М.П. Аналіз реакції деревних рослин на сильне кронування / М.П. Курницька, О.Т. Пахолок. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. 2012. Вип. 22.5. С. 30–33.
4. Горышина Е.Л. Растения в городе. Л.: Изд-во ЛГУ. 1991. 184 с.
5. Бакулин Т.В. Использование тополя в озеленении промышленных городов Сибири. Сиб. экол. журн. 2005. № 4. С. 563–571.
6. Бессонова В.П. Вплив омолоджувального обрізання на ураженість хворобами деревних рослин в умовах дії автомобільних викидів / В.П. Бессонова, В.М. Глубока. Питання біоіндикації та екології. 2008. Вип. 13. № 2. С. 105–112.
7. Горбенко О.С. Формування вуличних дерев обрізуванням та його ефективність. Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. 2006. Вип. 16.4. С. 187–191.
8. Пономарьова О.А. Аналіз відновлення крони у рослин *Tilia platyphyllos* та *T. cordata* після глибокого омолоджувального обрізування / О.А. Пономарьова, В.П. Бессонова. Вісник Дніпропетровського університету. Сер. Біологія. Екологія. 2010. Вип. 18. Т. 2. С. 76–80.
9. Suslova Ye.P. Monitoring of Roadside Stands of Industrial Cities and Towns (South-East of Ukraine) / Ye.P. Suslova, L.V. Kharkhota. Scientific Journal of Klaipeda State College «Formation of urban green areas». ISSN 2029-4549. 2016. 1(13). P. 373–380.
10. Клейн Р.М. Методы исследования растений / Р.М. Клейн, Д.Г. Клейн. М.: Колос, 1974. 527 с.
11. Верхунов П.М. Таксация леса / П.М. Верхунов, В.Л. Лесных. Йошкар-Ола: Марийский гос. техн. университет. 2009. 396 с.
12. Алексеев В.А. Диагностика жизненного состояния деревьев и древостоев. Лесоведение. 1989. № 4. С. 51–57.
13. Суслова Е.П. *Populus bolleana* Lanche в насадженнях промислових міст юго-востока України. Scientific Journal of Klaipeda State College «Formation of urban green areas». ISSN 2029-4549. 2017. 1(14). P. 225–231.

ВПЛИВ БЕЗФОСФАТНОГО ДЕТЕРГЕНТА НА ФІЛЬТРАЦІЙНУ РОБОТУ КАЛЮЖНИЦІ БОЛОТЯНОЇ

Уваєва О.І.

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, 10008, м. Житомир
bio-2016@ukr.net

Вперше експериментальними дослідженнями встановлено інгібуючий вплив безфосфатного прального порошку «Dakos» на фільтраційну активність калюжниці болотяної. Детергент інгібує фільтраційну роботу, насамперед, молодих і старих особин *Viviparus contectus* (Millet, 1813). Безфосфатний миючий засіб як потенційний забруднювач водного середовища створює небезпеку порушення фільтраційної активності молюсків, що призводить до негативних наслідків для самоочисного потенціалу екосистем. *Ключові слова*: калюжниця болотяна, фільтрація, безфосфатний пральний порошок, інгібуючий вплив.

Влияние бесфосфатного детергента на фильтрационную работу живородки болотной. Уваева Е.И. Впервые экспериментальными исследованиями установлено ингибирующее влияние бесфосфатного стирального порошка «Dakos» на фильтрационную активность живородки болотной. Детергент ингибирует фильтрационную работу, в первую очередь, молодых и старых особей *Viviparus contectus* (Millet, 1813). Бесфосфатное моющее средство как потенциальный загрязнитель водной среды создает опасность нарушения фильтрационной активности моллюсков, которая приводит к негативным последствиям для самоочистительного потенциала экосистем. *Ключевые слова*: живородка болотная, фильтрация, бесфосфатный стиральный порошок, ингибирующее влияние.

Influence of phosphate free detergent on filtrating activity of *Viviparus contectus*. Uvaeva O. Inhibiting influence of phosphate free detergent «Dakos» on filtrating activity of *Viviparus contectus* (Millet, 1813) is proved in experiment for the first time. The detergent affects mostly young and old molluscs. As a potential water pollutant, the phosphate free detergent is therefore dangerous for snail filtration and environmental potential for purification. *Key words*: *Viviparus connectus*, filtration, phosphate free detergent, inhibition.

Важливим завданням водної токсикології загалом [5] та малакотоксикології [17] зокрема є детальне вивчення антропогенного впливу як на окремих біонтів, так і на екологічні системи з метою збереження та використання їх стабільності. Нині серед полютантів у річках Полісся провідне місце належить синтетичним миючим засобам (СМЗ) [16]. Вони постійно і у великій кількості надходять у стічні води промислових підприємств і комунальних служб. Потрапляючи у природні водойми, СМЗ утруднюють процеси біологічного окиснення органічних забруднень, через що для їх хімічної деструкції у значній кількості використовується розчинений у воді кисень. Поверхнево-активні речовини (ПАР), що містяться у складі СМЗ, утворюють плівку на поверхні води, що ускладнює доступ кисню і призводить до загибелі водних організмів [7]. Нині поряд з фосфатовмісними миючими засобами використовують безфосфатні. У багатьох країнах світу їх частка від загальної кількості СМЗ становить від 20 до 100%, а в Україні – лише 3%.

Актуальним є вивчення впливу СМЗ на водні екосистеми і їх мешканців, зокрема на очисний потенціал молюсків. Адже є відомості про токсичність і навіть летальність СМЗ для гідробіонтів [3], зокрема для молюсків [11]. Так, С.А. Остроумов [12–14], дослідивши вплив СМЗ на фільтраційну роботу морських двостулкових молюсків, зокрема мідій *Mytilus edulis* (Linnaeus, 1758), *M. galloprovincialis* (Lamarck, 1819) та устриці *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), виявив

зниження їх фільтраційного потенціалу у затруєному середовищі. З'ясовано, що зростання концентрації ПАР призводить до закономірного збільшення ступеня інгібування швидкості фільтрації.

Отже, біологічні ефекти СМЗ можуть бути небезпечними для самоочисного потенціалу водойм і призводити до дисбалансу в трофічних ланцюгах. Нині є інформація про вплив фосфатовмісних детергентів на очисну роботу гребінчастозябрових молюсків [19] і зовсім не досліджено вплив безфосфатних детергентів на фільтраційний потенціал калюжниці болотяної *Viviparus contectus* (Millet, 1813). Це досить поширений вид, що здебільшого поселяється у стоячих, зарослих водяною рослинністю водоймах – ставках, озерах, болотах, зрідка трапляється і у річках із невеликою швидкістю течії.

Метою роботи було дослідити в експериментальних умовах, яким чином впливає безфосфатний пральний порошок «Dakos» на фільтраційну активність калюжниці болотяної різного віку і статі.

Матеріалом дослідження слугували 420 екз. 1–6-річних *V. contectus* із р. Тня (с. Несолонь Житомирської обл.). Експерименти проводили влітку 2011 р. Збір матеріалу здійснювали за загальноприйнятою методикою [6], визначали видову належність молюсків і їх стать [20]. Показником віку особини слугувала кількість концентричних рельєфних ліній на кришечці черепашки, які маркують зимове уповільнення росту калюжниці. Перед дослідом 15 діб проводили аклімацію молюсків до лаборатор-

них умов [18]. Протягом її тварин утримували у посушинах із водою з житомирської водогінної мережі (рН 6,9–7,4; температура 18–20°C; концентрація кисню – 8,1–8,7 мг/дм³; освітлення природне) та підгодовували мацерованою у воді (5–6 діб) морквою.

У токсикологічних дослідках для затравлювання середовища використано пральний порошок «Dakos», хімічний склад (заявлений виробником) якого: 5% – карбоксиметилцелюлоза, неіоногенні ПАР на основі кокосового і рапсового масел, активатор, 5–15% – нанодакотрон № 3, 15–30% – нанодакотрон № 8, кисневмісний відбілювач, 30% – нанодакотрон № 12, натрію секвікарбонат, 0,2% оптичний відбілювач. Виробник – ТОВ «Дакос-Т», м. Сімферополь.

Токсикологічні дослідки поставлено за методикою В.А. Алексєєва [1]. Орієнтаційним дослідом (експозиція 2 доби) встановлено значення основних токсикологічних показників: найбільшу концентрацію, за якої всі тварини залишаються протягом експозиції живими, – LC₀ та найменшу концентрацію, за якої всі тварини за час експозиції гинуть, – LC₁₀₀. Значення LC₅₀ отримували графічним методом [15].

Маркіровані посудини ємністю 3 л заповнювали до половини розчинами вищезгаданих речовин відповідної концентрації. В кожен з них поміщали по 5 екз. самців і самок калужниць. Експозиція в токсичних розчинах тривала 48 год. Токсичне середовище замінювали свіжоприготованим через 24 год. Контролем слугували моллюски, котрі перебували у посудинах із дехлорованою водою з житомирської водогінної мережі.

Як кількісну характеристику біофільтрації визначали швидкість фільтрації за формулою [2]. У проведених дослідках із переліку речовин, що використовуються різними дослідниками для отримання зависей, нами обрано сіру глину – матеріал, котрий дає змогу отримати найстійкіші у воді зависі [10].

Усі дослідки проводили у 3-разовій повторюваності за експозиції 1 год. Математичний аналіз проведено із застосуванням програми Excel.

Виклад основного матеріалу. Вплив полютантів на моллюсків багатофакторний, оскільки відомо, що специфіка та згубна дія на них різних токсичних речовин визначається не тільки їх кількістю та якісними властивостями, але й гідрологічними та гідрохімічними характеристиками заселених тваринами водойм [4]. Отже, детергенти впливають на моллюсків двома шляхами. Перший (прямий) – це дія токсичних речовин на поведінкові, фізіологічні, біохімічні та біологічні процеси, що відбуваються в організмі гідробіонтів, зрушуючи їх у той чи інший бік. Другий (непрямий) – це вплив детергентів на гідробіонтів через зміни фізичних, фізико-хімічних і хімічних властивостей води. Крім того, СМЗ можуть зумовлювати і небезпечний віддалений вплив, а саме: мутагенний, ембріотоксичний, гонатоксичний тощо. Саме через це проблема впливу детергентів на моллюсків виявляється складною та багатогранною.

Орієнтовним дослідом встановлено значення основних токсикологічних показників для *V. contectus* (табл. 1), за якими з'ясовано зони токсичної активності СМЗ «Dakos» – <100–10000 мг/дм³. Згідно із чинною шкалою токсичності речовин для гідробіонтів [9], досліджений СМЗ, який у гострих дослідках викликає загибель 50% моллюсків, за ступенем токсичності є слабкотоксичною речовиною (вище 100 мг/дм³).

Фосфатовмісні пральні порошки для *V. contectus* є більш токсичними, ніж «Dakos», оскільки зони їх токсичної активності становлять: для СМЗ «Gala» – <0,1–100 мг/дм³, СМЗ «Persil» – <1–1000, СМЗ «Лотос» – <1–1000 мг/дм³ [19]. Згідно із СМЗ, «Gala» є сильнотоксичною речовиною, а СМЗ «Persil» і «Лотос» – слабкотоксичними [9].

У контрольній посудині (без детергенту) вже через 20–30 хв. від початку експерименту спостерігається виділення калужницями псевдофекалій і поступове відновлення прозорості води. У кінці дослідку (через 1 год.) майже всі зависі глини було осаджено моллюсками на дно посудини, при цьому вода ставала прозорою. Швидкість фільтрації *V. contectus* у контролі становить 46,2–57,4 мл/год. (у середньому 51,2±5,4 мл/год.).

За концентрації СМЗ «Dakos» LC₂₅–LC₁₀₀ фільтраційна активність калужниць болотяної у кілька разів знижується порівняно з контролем: зростання концентрації СМЗ призводить до закономірного збільшення ступеня інгібування швидкості фільтрації. Виявлено відмінності очисного потенціалу калужниць болотяної у контролі і під дією СМЗ за концентрації LC₅₀–LC₁₀₀, які є статистично достовірними (p<0,05). Візуально нами помічено уповільнення і зменшення утворення пелет (фекалій і псевдофекалій) у посудинах, у воду яких додано розчини СМЗ. В останніх наприкінці експерименту кількість пелет була помітно меншою, ніж у контролі.

За концентрації детергенту LC₁₀₀ каламутність води зберігалася протягом кількох годин, оскільки швидкість фільтрації моллюсків знижувалась до 2,4–6,9 мл/год. (табл. 1).

Отже, токсичний вплив СМЗ призводить до інгібування фільтраційної активності моллюсків і, зрештою, до розвитку у них хронічної гіпоксії. Пристосування калужниць до умов кисневого голодування відбувається шляхом зниження інтенсивності процесів обміну речовин. Це означає, що у них розвиваються реакції, скеровані не на боротьбу за кисень, а на пристосування до існування без нього. У моллюсків, підданих дії токсикантів, за умов гіпоксії відбувається перехід від аеробного шляху розщеплення вуглеводів до гліколізу, що дає їм змогу тривалий час витримувати нестачу кисню [4; 8]. При цьому збільшення витривалості щодо дії на них несприятливих чинників середовища не тільки не знижується, а й дещо зростає завдяки зменшенню чутливості клітин і підвищенню їх стійкості щодо дії ушкоджуючих чинників.

Таблиця 1

Основні токсикологічні показники для *V. contectus*, підданого 48-годинній дії розчинів СМЗ «Dakos» та швидкість фільтрації 3-річних особин

Характеристики	Токсикологічні показники					Контроль
	LC ₀	LC ₂₅	LC ₅₀	LC ₇₅	LC ₁₀₀	
Концентрація СМЗ «Dakos», мг/дм ³	100	700	2500	6400	10000	0
Швидкість фільтрації, мл/год.	36,2–49,2 41,0±4,7	32,2–43,5 38,2±4,0	21,1–27,9 26,3±2,8	14,3–20,1 17,0±3,1	2,4–6,9 5,0±1,7	46,2–57,4 51,2±5,4

Примітка. У чисельнику – min–max, в знаменнику – $\bar{x} \pm m_x$.

Порівнюючи вплив безфосфатного прального порошку «Dakos» на калюжницю болотяну з фосфатовмісними [19], можна зробити висновок про більш токсичний вплив останніх на організм молюсків. Про це свідчать як основні токсикологічні показники, так і значення швидкості фільтрації молюсків.

Досліджено вікові відмінності очисного потенціалу *V. contectus* за дії СМЗ (рисунок).

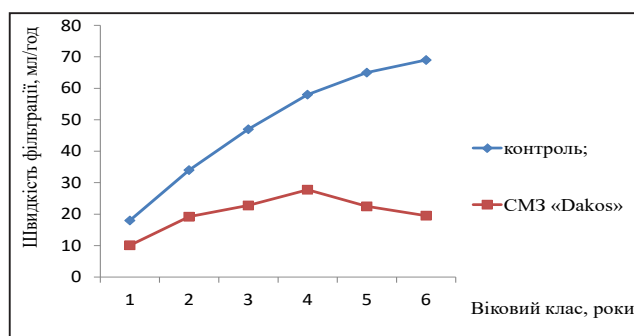


Рис. Фільтраційна робота *V. contectus* різного віку за дії синтетичних миючих засобів (при LC50)

Виявлено, що швидкість фільтрації різновікових груп молюсків (1–6 років), які перебували в затруєному середовищі, зменшується у калюжниці усіх вікових класів порівняно з контролем. Детергенти інгібують фільтраційну роботу, насамперед, молодих (1-річних) і старих (5–6-річних) особин калюжниці. Помічено статистично достовірну відмінність між швидкістю фільтрації *V. contectus* різного віку у контрольних посудинах і затруєному середовищі ($p < 0,001$).

Проаналізовано статеві особливості фільтраційної роботи *V. contectus* у затруєному детергентом середовищі (табл. 2). За дії токсиканту на молюсків помічено підвищення фільтраційної активності самок калюжниці порівняно з самцями ($p = 0,07$).

Отже, результати досліджень демонструють важливу роль безфосфатного миючого засобу як потенційного забруднювача водного середовища, що створює небезпеку порушення фільтраційної активності молюсків і

призводить до негативних наслідків для самоочисного потенціалу екосистем. Адже в умовах дії сублетальних концентрацій поллютантів на прісноводних фільтраторів їх очищувальна активність, видалення ними з води завислих речовин і кількість псевдофекалій, що вони екскретують, знижується, що призводить до зменшення накопичення маси пелет (і матеріалу суспензій), що осіли на дні експериментальної посудини або природної водойми порівняно з контролем (коли дія поллютанта відсутня). Небезпека такого пригнічення активності фільтраторів полягає у порушенні пелагіально-бентального зв'язку і, відповідно, призводить до зниження потоку речовин від пелагіалі до бенталі.

Таблиця 2

Вплив СМЗ «Dakos» (LC50) на фільтраційну роботу 3-річних *V. contectus* різної статі

Стать	Швидкість фільтрації, мл/год.		Рівень значимості (p)
	$\bar{x} \pm m_x$	min–max	
Самці	24±0,7	17–33	0,07
Самки	32±0,8	25–38	

Головні висновки. На основі експериментальних досліджень з'ясовано інгібуючий вплив безфосфатного прального порошку «Dakos» на фільтраційну активність калюжниці болотяної. За концентрації детергенту LC50 швидкість фільтрації калюжниці болотяної знижується майже удвічі. На основі токсикологічних показників та пригнічення швидкості фільтрації *V. contectus* СМЗ «Dakos» є слабкотоксичною речовиною. Детергент інгібує фільтраційну роботу, насамперед, молодих і старих молюсків. Самки калюжниці у затруєному середовищі дещо інтенсивніше фільтрують воду.

З'ясовано, що безфосфатний пральний порошок як потенційний забруднювач водного середовища створює небезпеку порушення фільтраційної активності молюсків, що призводить до негативних наслідків для самоочисного потенціалу екосистем.

Література

- Алексеев В.А. Основные принципы сравнительно-токсикологического эксперимента. Гидробиол. журн. 1981. Т. 17, № 3. С. 92–100.
- Алимов А.Ф. Функциональная экология пресноводных двусторчатых моллюсков. Ленинград: Наука, 1981. 248 с.

3. Антонова И.Ю. Влияние синтетических моющих средств на гидробионтов. Бюл. медицинских Интернет-конф. 2016. Т. 6, № 5. С. 651.
4. Биргер Т.И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде. Киев: Наук. думка, 1979. 190 с.
5. Дудник С.В., Свтушенко М.Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування монографія. Київ: Вид-во Укр. фітосоціологічного центру, 2013. 297 с.
6. Кияшко П.В., Солдатенко Е.В., Винарский М.В. Класс Брюхоногие моллюски. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России / под. ред. С.Я. Цаллолихина. Москва ; СПб., 2016. Т. 2. Зообентос. С. 335–438.
7. Коткова Т.М. Синтетичні поверхнево-активні речовини та поліфосфати у річці Жерев та її основних притоках. Вісник Нац. ун-ту водного госп-ва та природокористування. 2012. № 2 (58). С 30–36.
8. Маляревская А.Я. Биохимические механизмы адаптации гидробионтов к токсическим веществам. Гидробиол. журн. 1985. Т. 21, № 3. С. 70–82.
9. Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. Москва : Колос, 1971. 247 с.
10. Миронов Г.Н. Фильтрационная работа и питание мидий Черного моря. Тр. Севастоп. биол. станции. 1948. № 6. С. 338–352.
11. Остроумов С.А. Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организмы. Москва : МАКС-Пресс, 2001. 334 с.
12. Остроумов С.А. Идентификация нового вида опасности химических веществ: ингибирование процессов экологической ремедиации. Докл. Акад. наук. 2002. Т. 385, № 4. С. 571–573.
13. Остроумов С.А. Действие некоторых амфифильных веществ и смесевых препаратов на морских моллюсков. Гидробиол. журн. 2003. Т. 39, № 2. С. 103–108.
14. Остроумов С.А. Влияние синтетических поверхностно-активных веществ на гидробиологические механизмы самоочищения водной среды. Водные ресурсы. 2004. Т. 31, № 5. С. 546–555.
15. Прозоровский В.Б. О выборе метода построения кривой летальности и определения средней летальной дозы. Журнал общей биологии. 1960. Т. 21, № 3. С. 221–228.
16. Ситник Ю.М., Арсан О.М., Киричук Г.Є., Янович Л.М. Вивчення еколого-токсикологічного стану річок Прип'ять та Стохід. Вісник Житомир. пед. ун-ту. 2001. Вип. 8. С. 244–248.
17. Стадниченко А.П. Малакотоксикологія, її завдання та основні проблеми. Вісник Житомир. пед. ун-ту. 1998. Вип. 1. С. 97–100.
18. Хлебков В.В. Акклимация животных организмов. Ленинград : Наука, 1981. 136 с.
19. Уваєва О.І., Сарган А.П. Вплив синтетичних миючих засобів на фільтраційну роботу прісноводних молюсків. Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. 2011. № 2 (47). С. 147–150.
20. Glöer P. Süßwassergastropoden. Mollusca I. Nord-und Mitteleuropas. Hackenheim: ConchBooks, 2002. 327 s.

УДК 628.1.033(477.72)

АНАЛІЗ ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО ВОДОСПОЖИВАННЯ У МІСЬКОМУ СЕРЕДОВИЩІ (НА ПРИКЛАДІ МІСТА ХЕРСОН)

Скок С.В.

ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет
вул. Стрітенська, 23, 73006, м. Херсон
skok_sv@ukr.net

У статті розглянуті особливості водоспоживання у міських системах. Визначено, що основними проблемами ефективного водозабезпечення є дефіцит якісної питної води, застарілий технічний стан водогінної системи, великі втрати води через санітарно-побутові прилади. За результатами розрахунків встановлено нераціональне її використання у побуті. Запропоновані заходи щодо покращення стану функціонування водогосподарського комплексу у місті Херсон. *Ключові слова:* система водопостачання, витрати води, населення, свердловина, водне господарство, норма водоспоживання.

Анализ хозяйственно-питьевого водопотребления в городской среде (на примере города Херсона). Скок С.В. В статье рассмотрены особенности водопотребления в городских системах. Определено, что основными проблемами эффективного водоснабжения являются дефицит качественной питьевой воды, устаревшее техническое состояние водопроводной системы, большие потери воды через санитарно-бытовые приборы. По результатам расчетов расходов воды установлено нерациональное ее использование в быту. Предложенные меры по улучшению состояния функционирования водохозяйственного комплекса в городе Херсон. *Ключевые слова:* система водоснабжения, расходы воды, население, скважина, водное хозяйство, норма водопотребления.

The analysis of household drinking water consumption in urban systems (exemplified by Kherson). Skok S. The paper looks at the peculiarities of water consumption in urban systems. It determines that the main problem of efficient water supply is the deficiency of high-quality drinking water, out-of-date technical condition of the water supply system, considerable wastes of water because of sanitary household appliances. Using the results of calculating the wastes of water it has been established that it is used unreasonably by the households. The study suggests the measures to improve the condition of the water management complex in Kherson. *Key words:* water supply system, wastes of water, population, well, water management, water consumption rate.

Забезпечення населення якісною, в достатній кількості, питною водою є найголовнішим завданням сучасності. З огляду на значне антропогенне навантаження на водні ресурси, виникає необхідність формування екологічно-безпечного водокористування в усіх сферах народного господарства. Особливо актуально це питання постає у комунальному секторі міських систем, де обмеженість матеріальних ресурсів створює низку проблем у побутовому водопостачанні. При цьому якісні та кількісні показники питної води набувають соціального характеру, оскільки є визначальними чинниками високого рівня здоров'я суспільства та національної безпеки нашої держави.

Актуальні проблеми стану питної води вимагають вирішення на основі наукових досліджень в їх географічному розподілі, забезпечення комплексного планування, раціонального використання, визнання та розуміння взаємозалежності між елементами, що становлять запаси та визначають її якість. Залучення ефективних фінансових, технічних заходів у водогосподарську сферу покращить стан наявних та надасть змогу освоювати нові альтернативні джерела водопостачання.

Питання ефективного водозабезпечення мешканців міст були висвітлені у багатьох вітчизняних працях. Проте, враховуючи обмежену кількість якісних питних вод, особливу увагу науковці приділяють раціональному використанню водних ресурсів, зменшенню витрат води при транспортуванні до споживачів, необхідності забезпечення технічного стану водоспоруд та водогінної мережі [1–4]. Для здійснення ефективного водопостачання зарубіжний досвід свідчить про важливість залучення інвестицій та приватного капіталу у сферу водного господарства [5]. Незважаючи на широкомасштабну вивченість стану водних ресурсів, питання якісного водозабезпечення населення завжди будуть у пріоритеті містобудівного розвитку.

Мета досліджень – здійснити аналіз господарсько-питного водоспоживання населення у місті Херсон.

Із метою раціонального використання питної води на господарсько-питні потреби, економічного режиму роботи насосних станцій, забезпечення необхідного об'єму запасних резервуарів та баків водонапірної башти необхідним стало розрахування середньодобових (Qдоб. сер), максимально-

Таблиця 1

Кількість мешканців, тис. осіб.	1	1,5	2,5	4	6	10	20	50	100	300	1000 і більше
$\beta_{\text{макс}}$	2	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	1,15	1,1	1,05	1

добових ($Q_{\text{доб.мах}}$), максимально-годинних ($q_{\text{мах год}}$) та максимально-секундних ($q_{\text{мах с}}$) витрат води за формулами [6]:

$$Q_{\text{доб.сер.}} = \frac{g_M * N}{1000}, \quad (1)$$

де $Q_{\text{доб.сер.}}$ – середньодобові витрати води, м³ / добу,
 g_M – норма водоспоживання на одного мешканця, л/добу,
 N – кількість мешканців міста.

$$Q_{\text{доб.мах.}} = K_{\text{змах}} * Q_{\text{доб.}}, \quad (2)$$

де $K_{\text{змах}}$ – коефіцієнт сезонної нерівномірності, 1,25.

$$q_{\text{мах.год}} = \frac{Q_{\text{доб.мах}} * K_{\text{мах.год}}}{24}, \quad (3)$$

де $K_{\text{мах.год}}$ – коефіцієнт годинної нерівномірності.

Коефіцієнт годинної нерівномірності розраховується за формулою:

$$K_{\text{мах.год}} = \alpha_{\text{мах}} * \beta_{\text{мах}}, \quad (4)$$

де α – коефіцієнт, що враховує ступінь благоустрою (1,2–1,4),

β – коефіцієнт, що враховує кількість мешканців (табл. 1).

$$q_{\text{мах.с}} = \frac{q_{\text{мах.год}}}{24}, \quad (5)$$

Аналіз режиму водоспоживання міста Херсон дав змогу побудувати графік характерної динаміки витрат води протягом доби (годинні витрати води визначені у відсотках від добових витрат). При цьому враховували коефіцієнт максимальної годинної нерівномірності водоспоживання: $K_{\text{г.мах}} = 1,25$ – для великих, $K_{\text{г.мах}} = 1,35$ – середніх, $K_{\text{г.мах}} = 1,5$ – невеликих міст. Згідно з класифікацією міст, за кількістю населення місто Херсон належить до великих міст, тому коефіцієнт нерівномірності дорівнював 1,25.

Виклад основного матеріалу. Питання раціонального водокористування особливо актуальні для великих міст, де спостерігається інтенсивний антропогенний пресинг на водні ресурси.

Основним джерелом питного водопостачання у місті Херсон є підземні води, які за якісними характеристиками значно кращі, ніж поверхневі води. Проте нині спостерігається понаднормативна експлуатація свердловин, що призводить до виснаження водоносних горизонтів та виникнення екологічного ризику побутового водоспоживання.

Надання послуг водопостачання населенню здійснює Водно-каналізаційне господарство. На їх балансі знаходяться 132 свердловини. Подається та розподіляється вода насосними станціями водопро-

воду (6 одиниць), які мають енергоємне морально застаріле обладнання. Щодо подачі питної води для міста становить 120–130 тис. м³. Дефіцит її у літній період становить 30–40 тис. м³.

Контроль за якістю питної води здійснюється акредитованою лабораторією МКП «Виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства міста Херсон» за встановленим санстанцією графіком. Беруться десятки проб зі свердловин на виході з насосної станції та в розподільчій мережі. Із них 55 свердловин подають близько 58 тис. м³ на добу з відхиленнями від Держстандарту за солевим складом. З урахуванням гідрогеологічних умов та дефіциту питної води державними структурами дозволено споживання такої води.

Режим водопостачання мешканців міста Херсона становить 24 години. Для підтримання подачі води на рівні 150–200 л/добу на 1 людину вважається цілком достатнім для створення комфортних умов її проживання. На підставі рішення міської ради від 25.03.2016 р. № 98 «Про розроблення нормативів питного водопостачання населення м. Херсон» норма споживання послуг централізованого питного водопостачання для населення становить 150 л/доб. [7]. При цьому специфіка водокористування визначається виробничими та соціальними умовами в досліджуваній урбоєкосистемі. На рисунку 1 показана динаміка водоспоживання у міському середовищі.

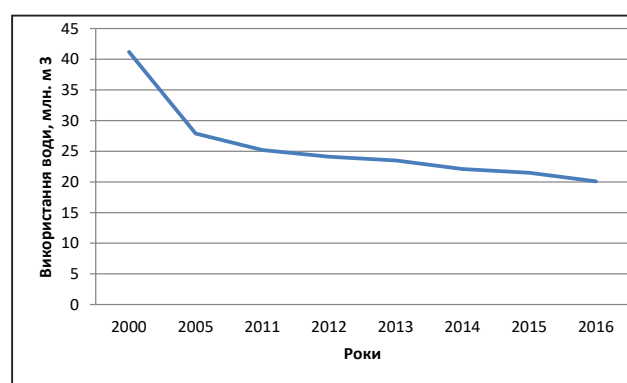


Рис. 1. Динаміка водоспоживання у місті Херсон

Аналіз рисунка свідчить, що найбільше використання води спостерігалось у 2000 р., з 2011 р. відбувалося зменшення використання води, що вказує на скорочення промислової діяльності регіону, запровадження ресурсозберігаючих технологій, зниження чисельності населення та зростання необ-

лікованих втрат води у водогінній мережі під час її транспортування.

При цьому треба зауважити, що споживання води населенням протягом року нерівномірне. Влітку її витрачають більше, ніж взимку. Також нерівномірне водоспоживання спостерігається протягом доби та тижня. Режим водопостачання має відповідати фактичним витратам води споживачами. Протягом доби вода також споживається нерівномірно: вдень витрати більші, ніж уночі (рис. 2).

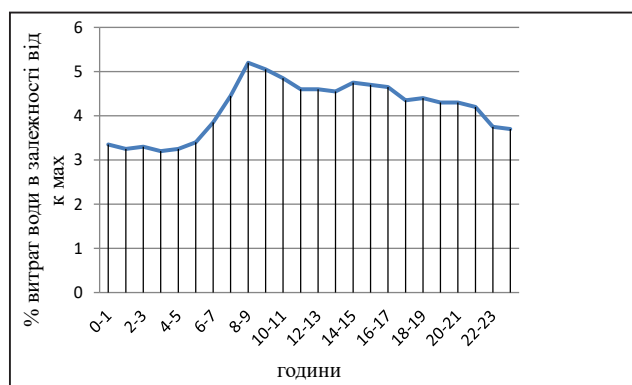


Рис. 2. Залежність витрат води від годин доби, %

При цьому встановлено, що пікові часи водовикористання – перед початком, після закінчення робочого часу та в обід. При цьому споживається близько 80–85% добового обсягу води. На основі проведених розрахунків годинна максимальна витрата становила 3535,1 м³/год. Найменше вода використовується у нічний час, приблизно 5–6% від загальної подачі.

З урахуванням кількості мешканців м. Херсон було визначено за відповідними формулами (1–5) добові витрати питної води:

$$Q_{\text{доб}} = 150 \text{ л/добу} * 333700 / 1000 = 50055 \text{ м}^3/\text{добу}.$$

Максимальна добова витрата води становила:

$$Q_{\text{доб. max}} = 1,25 * 50055 \text{ м}^3/\text{добу} = 62568,75 \text{ м}^3/\text{добу}.$$

Коливання споживання води по годинах залежить від кількості населення: чим менше населений пункт, тим значнішою є ця нерівномірність. Споживання води також змінюється протягом години. Однак при розрахунках дозволяється приймати споживання води у годину постійним.

Розрахункова годинна максимальна витрата води становила згідно з коефіцієнтом максимально-годинної нерівномірності:

$$K_{\text{max. год}} = 1,3 * 1,05 = 1,365$$

$$q_{\text{max. год}} = 62568,75 * 1,365 / 24 = 3535,1 \text{ м}^3/\text{добу}.$$

Секундні витрати при цьому становили:

$$q_{\text{max. c}} = 3535,1 \text{ м}^3/\text{добу} / 3,6 = 981,97 \text{ л/с}$$

З огляду на це водоспоживання в Херсонській області переважає загальнодержавний показник удвічі [7].

Найбільш важливим критерієм оцінки якісного надання послуг з водопостачання є цілодобова безперебійна подача води споживачам.

Станом до 2010 р. 47% жителів Херсона забезпечені цілодобовим водопостачанням, у 2010 р. – 60%, у 2011 р. – 70%, у 2012 р. – 75%, у 2014 р. – 94%. У зв'язку зі здійсненням активної реконструкції Верхньоантонівського водозабору, водогону питної води, насосних станцій № 1, 2, 4 у 2016 р. введено цілодобове водопостачання. Вирішення питання постійного забезпечення споживачів водою є дуже важливим для поліпшення роботи водогінних систем.

Проте внаслідок численних аварій порушується безперебійне забезпечення населення водою, відбуваються витрати води, які оцінюються не тільки тарифами на воду, але і кіловат-годин витраченої електроенергії. Так, за даними МКП «Виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства міста Херсон» витрати води через пошкодження труб становлять 3 млн м³ питної води за рік, при цьому втрачається кожен 6-й м³ води. Із загальної довжини водогінної мережі 38% мають технічне зношення через понаднормативний термін експлуатації. Щорічна заміна труб має становити близько 40 км, але фактично цей показник становить 5,5 км [7].

Крім того, необхідно зазначити, що внаслідок аварій на технічно-застарілих водогінних мережах виникає ризик забруднення питних вод. При цьому утворюється від'ємний тиск у системі, через який можуть потрапляти нечистоти та створювати епідеміологічні ситуації у міському середовищі. Зміна якісних показників питної води може відбуватися також у разі застою води у трубах. Це призводить до зменшення концентрації кисню та збільшення бактеріологічних показників. Особливо це спостерігається у центральних районах міста Херсон, що пов'язано зі специфікою інженерних споруджень системи водопостачання.

Проблему ускладнюють також відклади на стінках труб мулових зважених частинок, солей кальцію, магнію, заліза, діяльності мікроорганізмів, внаслідок чого проходить заростання труб. Це веде до збільшення гідравлічного опору і зменшення пропускної здатності водопровідних мереж, порушення режиму роботи системи водопостачання.

Варто зазначити, що причинами втрати питної води, крім незадовільного стану розподільчих мереж, які становлять 50%, є витoki із внутрішніх систем будинків (37%), відсутність лічильників, особливо в секторі приватної забудови (12%) та неточність приладів обліку (1%).

За умови якісного водозабезпечення населення Херсона необхідності набуває тампонаж свердловин із незадовільним станом питної води та буріння нових, придатних для господарсько-побутового використання. Але з урахуванням обмеженості матеріальних ресурсів у МКП «Виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства міста Херсон» протягом останнього десятиліття пробурено лише 10 свердловин замість 50. Часто

тампонування замінюють реконструкцією артезіанських свердловин. Крім того, великих затрат потребує їх декольматація (очистка) для відновлення проектного дебіту, яку необхідно проводити кожні 4 роки.

Наявна тенденція використання води в умовах гострого дефіциту призведе до неспроможності водозабезпечення населення досліджуваної урбоєкосистеми в повному обсязі. При цьому необхідності набуває здійснення правильного проектування водопровідних мереж, використання новітніх матеріалів водогосподарських споруд. Запровадження економного режиму, заходів раціоналізації водокористування із встановленням лічильників обліку витрат води менших за 20–30 л/годину, використання водозберігаючої арматури та сучасної сантехніки зменшать витрати води на 15–30%.

Нерівномірний розподіл та обмежені запаси якісних водних ресурсів вимагають науково-обґрунтованої системи ведення водного господарства у містах, яка забезпечуватиме оптимальний розподіл води за потребами у побутовій сфері та галузях народного господарства. Внаслідок усунення

витоків, поліпшення якості води, уникнення необхідності створення постійних запасів (на період відключення води) споживачами, підвищення рівня послуг водопостачання покращиться фінансово-економічна, соціально-політична та екологічна ситуація водопостачання.

Головні висновки. Специфіка водоспоживання визначається виробничими (скорочення виробництва, запровадження ресурсозберігаючих технологій) та соціальними умовами (міграційні та демографічні процеси). При цьому спостерігається тенденція зменшення використання води в місті Херсон. Фактичні витрати питної води перевищують розрахункові через значні її втрати, особливо за відсутності лічильників у комунальному секторі, технічній зношеності водогінних мереж. Згідно з розрахунками, було встановлено, що годинна максимальна витрата становила 3535,1 м³. Визначено, що пікові часи водовикористання – перед початком, після закінчення робочого часу та в обід. При цьому споживається близько 80–85% добового обсягу води. Найменше води використовується у нічний час, приблизно 5–6% від загальної подачі.

Література

1. Копилевич В.А. К вопросу нормирования качества воды для разных видов водопотребления / В.А. Копилевич, Л.В. Войтенко. Вода і водоочисні технології. 2010. № 5–6. С. 17–20.
2. Стратегія використання ресурсів питних підземних вод для водопостачання: у 2 т. / за ред. Е.А. Ставицького, Г.І. Рудька, Є.О. Яковлева. Чернівці: Букрек, 2011. Т. 1. С. 9.
3. Сташук В.А., Мокін В.Б., Гребінь В.В., Чунарьов О.В. Наукові засади раціонального використання водних ресурсів України за басейновим принципом. Херсон: ФОП Грінь Д.С., 2014. 320 с.
4. Орлов В.О. Інтенсифікація та реконструкція систем водопостачання / В.О. Орлов, В.О. Шаруда, С.М. Назаров. Рівне: НУВГП, 2013. 265 с.
5. Water supply and drain: Manual. Lectures and Guide to laboratory work / V.M. Pershakov, A.A. Bieliatynskyi, K.V. Lisnitska. K.: NAU, 2016. 163 p.
6. ДБН В. 2.5-74: 2013. Водопостачання, зовнішні мережі та споруди. Основні положення, проектування [Чинний від 2014-01-01]. Київ: Укрархбудінформ, 2013. 168 с.
7. Доповідь про стан навколишнього природного середовища Херсонської області за 2016 рік. Херсон, 2017. 149 с.

ТІОХРОМ СТИМУЮЄ РОЗМНОЖЕННЯ CLORELLA ТА DANIO

Якименко В.Є., Семенова О.О., Караванський Ю.В.
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
пров. Шампанський, 2, м. Одеса, 65058
hanna-n@rambler.ru

Тіохром здатен активувати процес ділення клітин *Chlorella vulgaris* та продукування ікри *Danio margaritatus*. Цей процес відбувається шляхом підсилення синтезу нуклеїнових кислот у клітинах обох досліджуваних організмів. *Ключові слова*: синтез, нуклеїнові кислоти, ділення клітин, *Chlorella vulgaris*, *Danio margaritatus*.

Тіохром стимулирует размножение CLORELLA и DANIO. Якименко В.Е., Семенова О.А., Караванский Ю.В. Тіохром способен активировать процесс деления клеток *Chlorella vulgaris* и продуцирование икры *Danio margaritatus*. Этот процесс происходит за счет усиления синтеза нуклеиновых кислот в клетках обоих исследуемых организмов. *Ключевые слова*: синтез, нуклеиновые кислоты, деления клеток, *Chlorella vulgaris*, *Danio margaritatus*.

Tiochrome stimulates the reproduction of CLORELLA and DANIO. Yakimenko V., Semenova O., Karavansky Yu. A thiochrome is able to activate the process of fission of *Chlorella vulgaris* and producing of caviar of *Danio margaritatus*. This process takes place due to strengthening of synthesis of nucleic acids in the cages of both investigated organisms. *Key words*: synthesis, nucleic acids, fissions, *Chlorella vulgaris*, *Danio margaritatus*.

Дослідження природних метаболітів різних метаболітів гідробіонтів та їх дії на розмноження та численність мешканців водного середовища є практично невивченим і дуже актуальним направленням в екології. Відомо, що цілий ряд водоростей прижиттєво виділяють в водне середовище біологічно активні речовини.

Однак прижиттєве виділення вітамінів та їх катаболітів майже не досліджувалось. Відомо лише, що ряд видів водоростей здатні виділяти кобаламін, каротин, тіамін, аскорбінову, нікотинову, пантотенову кислоти [1; 2].

Відомо також, що в середовищі, що містить ряд солей та має лужну реакцію, тіамін частково перетворюється на тіохром [2].

Ще досі існує думка, відповідно до якої катаболіти тіаміну самостійної ролі в організмі практично не мають, а є формами виведення тіаміну з організму, хоча цей вітамін здатен виводитись і без яких-небудь перетворень. У зв'язку з цим досліджень, присвячених можливій участі катаболітів тіаміну в регуляції різних метаболічних процесів, у літературі практично нема.

З іншого боку, в міжнародній біохімічній практиці застосовується вітаміновмісні речовини, що містять похідні тіаміну або його катаболіти 4-метил-5β-оксипіридин-2-ілтіазол. Кількісність спектрів дії цих лікарських речовин дає змогу припустити наявність окремих регуляторних властивостей у деяких катаболітів тіаміну.

Вивчення метаболізму тіаміну в організмі є актуальною областю у вітамінології, бо дає змогу оцінити час знаходження в організмі вітаміну, що потрапив ззовні, визначити основні органи, де цей вітамін депонується, охарактеризувати особливості перетворення тіаміну на його коферментні форми. Крім того, дослідження метаболічних перетворень цього вітаміну актуально в плані визначення

основних форм, в які перетворюється тіамін у процесі катаболізму. Вказані характеристики лежать в основі визначення необхідності організму в вітаміні.

Вивчення характеру дії катаболітів тіаміну на активність ферментів перспективно в кількох відношеннях. Насамперед такі дослідження дозволяють встановити новий клас природно утворених сполук, які є регуляторами активності ферменту, що відкриває широкі перспективи використання цих сполук. По-друге, уявлення про те, що ефекти, що дає тіамін в організмі, зв'язані лише з його перетворенням на тіамінфосфати. Тому вивчення некоферментних функцій тіаміну в організмі повністю сучасні та актуальні.

Методологічне значення. Середовище для вирощування *Chlorella vulgaris* містило такі компоненти: KNO_3 1 г/л; K_2HPO_4 10 мг/л; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1 г/л; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1 мг/л. Кількість клітин підраховували через 12 годин.

В експериментах із *Danio margaritatus* риби були розділені на кілька груп. У кожній групі знаходилося два самці та одна самка. Через 20 діб підраховували кількість ікри.

Тіамін і тіохром, як і в експериментах з *Chlorella*, так і в експериментах з *Danio* вносили в акваріуми в концентраціях, близьких до природних 0,15 нмоль/л.

Кількість клітин *Chlorella* підраховували під мікроскопом у рахувальній камері. Кількість ікри *Danio* підраховували візуально. Визначали сумарний вміст нуклеїнових кислот [4].

Для аналізу даних використовували методи статистичної обробки з використанням параметричних критеріїв оцінки розбіжності між вибірками [5].

Виклад основного матеріалу дослідження. У попередньому нашому дослідженні [6] ми встановили, що тіохром у концентраціях, що в 10 разів

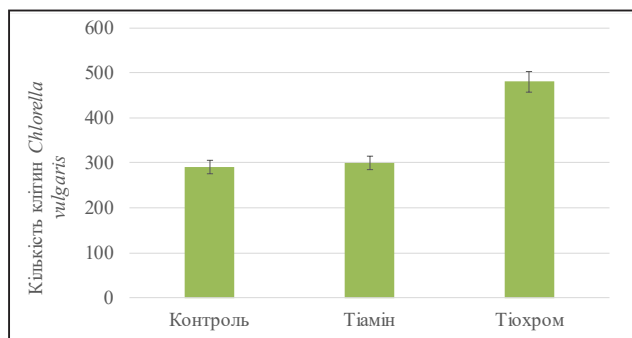


Рис. 1. Вплив тіаміну та тіохрому (концентрація 0,15 нмоль/л) на кількість клітин *Chlorella vulgaris*

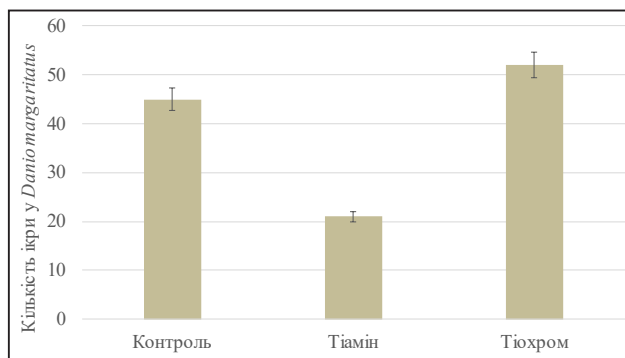


Рис. 2. Вплив тіаміну та тіохрому (концентрація 0,15 нмоль/л) на продукування ікри *Danio margaritatus*

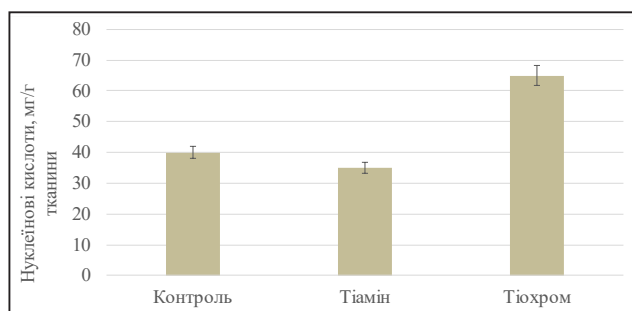


Рис. 3. Вплив тіаміну та тіохрому (концентрація 0,15 нмоль/л) на вміст нуклеїнових кислот у клітинах *Chlorella vulgaris*

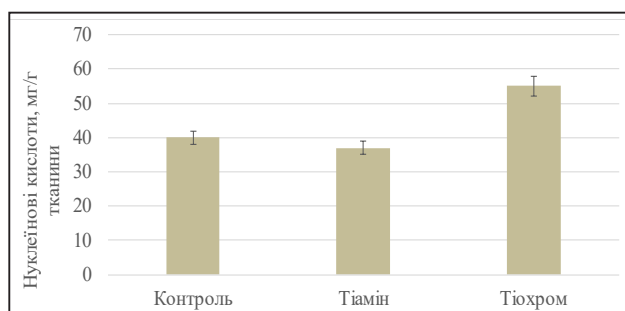


Рис. 4. Вплив тіаміну та тіохрому (концентрація 0,15 нмоль/л) на продукування ікри *Danio margaritatus*

перевищує природні, здатен стимулювати поділ клітин *Chlorella vulgaris* і продукування ікри у *Danio margaritatus*.

У цьому дослідженні ми використовували природні концентрації тіаміну та тіохрому, що мають місце у водному середовищі, а також більш короткі терміни експозиції організмів у воді, що містить тіамін та тіохром.

Як видно з рисунка 1, внесення в середовище тіаміну не надавало дії на поділ клітин *Chlorella vulgaris*. Водночас тіохром суттєво потенціював цей процес. Так, за внесення до акваріуму тіохрому показник кількості клітин *Chlorella vulgaris* підвищувався на 59% порівняно з контрольною групою.

При дослідженні впливу тіаміну та тіохрому як продукування ікри *Danio margaritatus* (рисунок 2) встановлено, що внесення тіаміну в середовище дещо знижувало кількість продукуючої ікри, тоді як тіохром, навпаки, суттєво збільшував цей показник.

Так, з рисунка 2 видно, що тіохром здатен стимулювати продукування ікри у *Danio margaritatus*, зокрема, при внесенні тіохрому показник був більшим за контроль на 86%.

Після отримання таких даних, ми досліджували можливий механізм активування тіохромом поділу клітин *Chlorella vulgaris* та продукування ікри *Danio margaritatus*.

Для цього ми вивчили вміст нуклеїнових кислот у клітинах *Chlorella vulgaris* і гонадах самок *Danio margaritatus* у контролі та при внесенні в середо-

вище тіаміну та тіохрому. Нині показники нуклеїнового обміну, що містять РНК та ДНК, більшою мірою використовуються як індикатори росту клітин та організму загалом, а також як характеристики сумарної активності метаболічного функціонування живих істот різних систематичних рівнів [3; 4].

Ці дані представлені на рисунках 3 і 4.

Дані, наведені на рисунку 3, показують, що внесення тіаміну до середовища існування не надають позитивного впливу на вміст нуклеїнових кислот у клітинах *Chlorella vulgaris* та навіть певною мірою знижують цей показник порівняно з контролем, тоді як тіохром значно впливає на показник вмісту ДНК та РНК у клітинах. Так, із рисунка видно, що внесення тіохрому підвищило вміст нуклеїнових кислот на 61,5%, порівняно з контрольними дослідженнями.

Як видно з рисунків 3 і 4, тенденція була однаковою, як у випадку з *Chlorella vulgaris* так і *Danio margaritatus*, внесення тіаміну до середовища існування дещо знижувало досліджувані показники, тоді як внесення тіохрому в обох випадках надавало позитивного впливу та суттєво підвищувало показники. Так, при дослідженні впливу на продукування ікри у *Danio margaritatus* тіохром підвищував рівень нуклеїнових кислот на 72% щодо контролю.

Дані, наведені на рисунках 3 і 4, свідчать про однотипні зміни рівня сумарних нуклеїнових кислот *Chlorella vulgaris* і *Danio margaritatus*. Зокрема, тіамін практично не впливає на цей показник, а тіохром

його значно підвищує. Дані дослідження можуть свідчити про те, що саме тіохром впливає на синтез нуклеїнових кислот та безпосередньо активує процес розмноження.

З іншого боку, в нашій лабораторії показано, що такий природний метаболіт тіаміну, як тіохром, володіє різносторонніми регуляторними властивостями стосовно цілого ряду ферментів. Однак таких досліджень, що були проведені на гідробіонтах, у літературі немає.

Головні висновки.

1. Внесення до середовища існування тіаміну не надає впливу ані на поділ клітин у *Chlorella vulgaris*, ані на продукування ікри у *Danio margaritatus*.
2. Тіохром сприяє прискоренню поділу клітин *Chlorella vulgaris* і генерації ікри у *Danio margaritatus*.
3. Виявлені ефекти тіохрому пов'язані з його здатністю активувати утворення нуклеїнових кислот у клітинах обох організмів.

Література

1. Балтаджи Р.А. До питання визначення природної продуктивності водойм. Рибне господарство. 2005. Вип. 64. С. 49–55.
2. Щербак В.І., Майстрова Н.В., Ковальчук Л.А. Гідробіологічний моніторинг водних екосистем. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. К., 2002. С. 41–47.
3. Якименко В.Е., Петров С.А. Регуляция тиамином и тиохромом уровня нуклеиновых кислот в крови белых крыс. Вестник ОНУ. 2015. Т. 20, вып. 1(36). С. 23–25.
4. Северин С.Е. Практикум по биохимии. Изд-во МГУ. 1986. С. 162.
5. Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика, Высш. школа, Минск. 1967.
6. Petrov S.A., Zamorov V.V., Ustyanska V.O., Yakimenko V.Ye., Budnyak O.K., Chernadchuk S.S., Andriyevsky A.M., Semenova O.A., Karavansky Yu.V., Kravchuk I.O. Administration of thiamine and thiochrome enhanced reproduction of *Chlorella*, *Drosophilla melanogaster* and *Danio*. J. Nutr. Vitaminol. 2016. Vol. 62. p. 6–11.

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ

УДК 597.6

РІДКІСНІ ВИДИ ЗЕМНОВОДНИХ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «СИНЕВИР»

Крулько Л.В.

Ужгородський національний університет
вул. Волошина, 32, 88000, м. Ужгород
krulkolarisa@ukr.net

У складі фауни Національного природного парку «Синевир» налічується 12 видів. З них 4 є вразливими (*Salamandra salamandra*, *Lissotriton montandoni*, *Mesotriton alpestris*, *Bombina variegata*), 1 зникаючим (*Rana dalmatina*). Останній – дуже рідкісний і є субрецидентом на території Національного парку. *Ключові слова*: земноводні, вразливі види, зникаючі види, Національний природний парк «Синевир».

Редкие виды земноводных Национального природного парка «Синевир». Крулько Л.В. В составе фауны Национального природного парка «Синевир» насчитывается 12 видов. Из них 4 – уязвимые (*Salamandra salamandra*, *Lissotriton montandoni*, *Mesotriton alpestris*, *Bombina variegata*), 1 исчезающий (*Rana dalmatina*). Последний – очень редкий и является субрецидентом на территории национального парка. *Ключевые слова*: земноводные, уязвимые виды, исчезающие виды, Национальный природный парк «Синевир».

Rare species of amphibians of the National Nature Park “Synevyr”. Krul’ko L. Twelve species are in the composition of fauna of the National Nature Park “Synevyr”. Of these, 4 are vulnerable (*Salamandra salamandra*, *Lissotriton montandoni*, *Mesotriton alpestris*, *Bombina variegata*), 1 is endangered (*Rana dalmatina*). The last one is very rare, and it’s a subrecedent in the territory of the national park. *Key words*: amphibians, vulnerable species, endangered species, National Nature Park “Synevyr”.

Вступ. Земноводні є важливою ланкою в різних видах трофічних ланцюгів. Крім того, ця група є одним із найкращих індикаторів якості середовища. З огляду на це метою дослідження є встановити наявність рідкісних видів амфібій у складі фауни Національного природного парку «Синевир» та окреслити природоохоронні статуси цих видів.

Національний природний парк «Синевир» є одним із найбільших національних парків України. Тут переважає гірський рельєф, і за геоморфологічним районуванням Карпат парк «Синевир» розташований у районі середньовисотних хребтів Приводороздільних Горган Водороздільно-Верховинської області. Діапазон висот території становить від 530 м до 1917 м над рівнем моря. Клімат від помірно атлантично-континентального західноєвропейського до континентального східноєвропейського [1]. До структури парку входить сім природоохоронних науково-дослідних відділень.

Матеріал і методика. Збір матеріалу й обліки чисельності земноводних проводили на території Національного природного парку «Синевир» на трансектах маршрутним методом [2]. Кожна трансекта мала довжину 1 км та ширину 4 м (по 2 метри по боках від дослідника).

Для оцінки чисельності окремих видів розраховували індекс домінування, який відображає частку виду в багатовидовому угрупованні у відсотках:

$$D_i = \frac{n_i}{N} \times 100\%$$

де n_i – чисельність особин i -го виду; N – чисельність особин усіх видів в угрупованні.

Аналізуючи розрахований індекс, видам надавалися відповідні категорії: еудомінанти – $>10\%$ від загальної кількості особин усіх видів; домінанти – $5-9,9\%$; субдомінанти – $2-4,9\%$; рециденти – $1-1,9\%$; субрециденти – $<1\%$ [3].

У роботі використані такі аббревіатури:

НПП – Національний природний парк,

ПОНДВ – природоохоронне науково-дослідне відділення,

ЧКК – Червона книга Українських Карпат,

ЧКУ – Червона книга України,

IUCN – Список Міжнародного союзу охорони природи.

Результати та обговорення. Загалом на території НПП «Синевир» виявлено 12 видів амфібій: *Salamandra salamandra* (Shaw, 1802), *Lissotriton vulgaris* (Linnaeus, 1758), *Lissotriton montandoni* (Boulenger, 1880), *Mesotriton alpestris* (Laurenti, 1768), *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768), *Bombina variegata* (Linnaeus 1758), *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758), *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758), *Bufo viridis* (Laurenti, 1768), *Rana temporaria* (Linnaeus, 1758), *Rana arvalis* (Nilsson, 1842), *Rana dalmatina* (Fitzinger in Bonaparte, 1839) [4].

Усі наведені види занесені до Додатку III «Бернської конвенції про охорону дикої флори та

фауни і природних середовищ існування в Європі» [5]. Однак лише п'ять із них є рідкісними видами й такими, що підлягають законодавчій охороні в Україні згідно із Законом про Червону книгу України [6]. Ці види також занесені до Списку Міжнародного союзу охорони природи [7] і до «Червоної книги Українських Карпат» [8]. Нижче подано перелік рідкісних видів, що поширені на території НПП «Синевир».

Ряд Caudata – Хвостаті земноводні

Родина Salamandridae – Саламандроподібні

Рід Salamandra Laurenti, 1768 – саламандри

***Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) – саламандра плямиста**

Статус IUCN: низький рівень загрози.

Статус ЧКУ: вразливий.

Статус ЧКК: близький до стану загрози зникнення.

Місця існування: вид у зонах широколистяних, мішаних і хвойних лісів, де зустрічається в листовій підстилці, під камінням і трухлявими пнями.

Категорія домінування: є еудомінантом у межах усіх ПОНДВ, за винятком Синевирського ПОНДВ, де вид є рецедентом. Загалом по НПП «Синевир» – домініант (7,4%).

Рід Lissotriton Bell, 1839 – малий (гладкий)

тритон

***Lissotriton montandoni* (Boulenger, 1880) – тритон карпатський**

Статус IUCN: низький рівень загрози.

Статус ЧКУ: вразливий.

Статус ЧКК: близький до стану загрози зникнення.

Місця існування: помічений у всіх досліджених ландшафтах нацпарку всіх ПОНДВ, зокрема й на полонинах. Зустрічається в канавах, струмках, озерах і поблизу них на вологих ділянках.

Категорія домінування: загалом по НПП «Синевир» вид є домініантом – 7,4%.

Рід Mesotriton Bolkay, 1927 – середній тритон

***Mesotriton alpestris* (Laurenti, 1768) – тритон альпійський**

Статус IUCN: низький рівень загрози.

Статус ЧКУ: вразливий.

Статус ЧКК: вразливий.

Місця існування: на території НПП «Синевир» зустрічається винятково в межах зони хвойних лісів і в субальпійській зоні, де його, як і попередній вид, можна знайти в канавах, струмках, озерах і на вологих ділянках біля них. Помічений в усіх ПОНДВ.

Категорія домінування: загалом по НПП є еудомінантом – 13,8%.

Ряд Anura – Безхвості земноводні

Родина Bombinatoridae – Кумкоподібні

Рід Bombina Oken, 1816 – кумки

***Bombina variegata* (Linnaeus, 1758) – кумка гірська (жовточерева)**

Статус IUCN: низький рівень загрози.

Статус ЧКУ: вразливий.

Статус ЧКК: вразливий.

Місця існування: трапляється у всіх досліджених ландшафтах нацпарку – у широколистяних, мішаних, хвойних лісах, а також на луках і полонинах. Особин виду можна побачити у стоячих і помірно текучих водоймах. Однак на території НПП «Синевир» вид помічений лише в межах Синевирського ПОНДВ.

Категорія домінування: вид-еудомінант (12,1%).

Родина Ranidae – Жабоподібні

Рід Rana Linnaeus, 1758 – бура трав'яна жаба

***Rana dalmatina* Fitzinger in Bonaparte, 1839 – жаба прудка**

Статус IUCN: низький рівень загрози.

Статус ЧКУ: зникаючий.

Статус ЧКК: близький до стану загрози зникнення.

Місця існування: виявлений виключно в ландшафтах буково-грабово-дубових лісів і річкових долин у межах зони широколистяних лісів. На території нацпарку вид помічений лише в межах Синевирського ПОНДВ.

Категорія домінування: загалом по НПП «Синевир» є видом-субрецидентом – 0,7%.

Висновки. Батрахофауна Національного природного парку «Синевир» налічує 12 видів. П'ять із них занесені до різного рангу природоохоронних списків і потребують охорони. Саламандра плямиста, тритон карпатський, тритон альпійський, кумка гірська (жовточерева) є вразливими, а жаба прудка – зникаючим, дуже рідкісним видом і таким, що потребує особливої уваги. Саме цей вид є субрецидентом і зустрічається спорадично на території Національного парку. Інші є еудомінантами чи домініантами в батрахоценозах району дослідження.

Присутність рідкісних видів на досліджуваній території підтверджує її високий соціологічний потенціал. Наявність серед видів еудомінантів і таких домініантів, які мають статус вразливих, свідчить про те, що створення національних парків є ефективним механізмом, який забезпечує збереження раритетної фауни.

Література

1. Природа Закарпатської області / за ред. К.І. Геренчук. Львів: Вища школа. 1981. 156 с.
2. Новиков Г.А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных. Москва: Советская наука, 1953. 502 с.
3. Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Киев: Академперіодика, 2002. 105 с.
4. Крулько Л.В., Куртяк Ф.Ф. Батрахофауна Національного природного парку «Синевир». *Біологічні системи. Науковий вісник Чернівецького університету*. 2010. Т. 2. Вип. 2. С. 87–95.
5. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Bern, 19.IX.1979 Appendix III. *PROTECTED FAUNA SPECIES*. URL: <https://rm.coe.int/1680304356>
6. Червона книга України. Земноводні Amphibia. 2009. URL: <http://redbook-ua.org/category/amphibia/>
7. The IUCN Red List of Threatened Species. 2017-3. URL: <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria>
8. Червона книга Українських Карпат. Тваринний світ / за ред. О.Ю. Мателешко, Л.А. Потіш. Ужгород: Карпати. 2011. С. 240–245.

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ

УДК 504:581.1662.6

ВИКОРИСТАННЯ *SALIX VIMINALIS* L. ДЛЯ ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

Пацула О.І., Фецюх А.Б., Буньо Л.В.

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів 79005, Україна
ostap.patsula@lnu.edu.ua

Охарактеризовано кілька методів видалення поллютантів з оточуючого середовища, висвітлено питання фітореємедіації забруднених важкими металами ґрунтів за допомогою рослин-гіперакумуляторів, серед яких є *S. viminalis* L. Детально описано акумуляцію рослинами іонів кадмію та міді. У статті на прикладі Швеції наводиться метод реємедіації стічних вод за допомогою верби. Висвітлено суть використання біомаси рослин верби як енергетичної сировини та екологічно чистого джерела енергії у нашій державі. *Ключові слова:* *Salix viminalis* L., важкі метали, фітореємедіація, кадмій, мідь.

Использование *Salix viminalis* L. для фитореємедіации почв, загрязнённых тяжёлыми металлами. Пацула О.И., Фецюх А.Б., Буньо Л.В. Охарактеризованы несколько методов удаления поллютантов, из окружающей среды, раскрыты вопросы фитореємедіации загрязнённых тяжёлыми металлами почв с помощью растений-гиперакумуляторов, среди которых *S. viminalis* L. Подробно описана аккумуляция растениями ионов кадмия и меди. В статье на примере Швеции приводится метод реємедіации сточных вод с помощью растений ивы. Освещены суть использования биомассы растений ивы в качестве энергетического сырья и как экологически чистого источника энергии в нашем государстве. *Ключевые слова:* *Salix viminalis* L., тяжёлые металлы, фитореємедіация, кадмий, медь.

The application of *Salix viminalis* L. for soil phytoreємедіаtion, polluted by heavy metals. Patsula O., Fetsiukh A., Bunio L. Several methods of removing pollutants from the environment have been described, issues of phytoreємедіаtion of soils contaminated with heavy metals have been highlighted with hyperaccumulator plants, among which are *S. viminalis* L. Detailed described the accumulation of cadmium and copper ions in plants. The article gives the example of a method of water reємедіаtion with the application of willow plants in Sweden. The essence of the use of willow plants biomass as energy raw material and as an environmentally friendly source of energy in our country is highlighted. *Key words:* *Salix viminalis* L., heavy metals, phytoreємедіаtion, cadmium, copper.

Постановка проблеми. Стан енергетики України та сировинної бази для неї вимагає радикальних кроків в енергетичному секторі, особливо у напрямі зміни сировинної бази з використанням нових, поновлювальних джерел енергії, які є безпечними для довкілля. Одними з таких поновлювальних джерел є енергетичні рослини, які мають ряд переваг над викопним паливом, основними з яких є створення позитивного балансу карбону в біосфері.

Традиційно як енергетична сировина використовуються деревні рослини та відходи сільського господарства. У світі нині близько 11% потреб енергетики забезпечується рослинною сировиною. Щорічно використовується близько 2 млрд м³ деревини для опалення житлових чи промислових приміщень [1]. Таким чином, логічно постало питання про штучне вирощування рослин для цих потреб.

Ідеальні енергетичні рослини повинні мати максимально ефективний механізм перетворення сонячної енергії у біомасу та мінімальний вплив на оточуюче середовище. Також вони повинні мати позитивний енергетичний баланс – їх енергетич-

ний вихід має бути більшим за енергетичні витрати на їх вирощування та використання добрив. Нині є кілька видів рослин, що відповідають цим вимогам та широко застосовуються у багатьох країнах світу. Серед них є деревні рослини (верба прутовидна (*Salix viminalis* L.) та тополя чорна (*Populus nigra* L.) і багаторічні трави (просо деревовидне (*Panicum virgatum* L.), фаларіс тростиновидний (*Phalaris arundinacea* L.), тростина гігантська (*Arundo donax* L.) і міскантус (*Miscanthus × giganteus* Greef et Deu.) [2]. Всі ці рослини висаджуються один лише раз та протягом 10–20 років використовуються для виготовлення паливних елементів.

Метою статті є аналіз публікацій, присвячених опису *S. viminalis* L. як рослин-гіперакумуляторів важких металів та біопалива, методам її культивування у європейських країнах, а також огляд досліджень про накопичення та вплив важких металів на рослини *S. Viminalis* L.

1. Характеристика рослин *Salix viminalis* L.

Найбільш перспективним видом енергетичних рослин є *Salix viminalis* L. За сучасними оцінками,

цей вид дерева найбільш швидко росте у довжину (приріст за один день може досягати 3–5 см) і в фазі після першого вегетаційного року рослини). Загальний приріст після першого року становить близько 8–10 т на 1 га/рік, а після 3–4 років – ці показники можуть досягти 30–40 т та довжини до 8 м. Здерев'янілі пагони верби наприкінці сезону зрізаються та використовуються для виготовлення паливних елементів [3].

Верба (Рід *Salix*) – це близько 400 видів, що поширені майже по всій планеті, оскільки вони є невимогливими рослинами до якості ґрунту та інших кліматичних умов. Сорт верби (*Salix viminalis* L.) селекціонери вивели для використання в таких сферах:

- енергетична (високий вміст саліцилового спирту) – використання як палива у приватних будинках, котельнях (шкіл, дитячих садків), електростанціях;
- осушування ґрунтів, збагачених підземними водами;
- використання для очистки стічних вод малих населених пунктів або тваринницьких ферм;
- рекультивація земель при шахтах та покращення ґрунту;
- паперова промисловість;
- меблева промисловість;
- будівельна промисловість (при будівництві тимчасових доріг, захист схилів, берегів річок);
- плетені вироби – кошики, скульптури, арки, огорожі, садові бесідки;
- вирішення проблеми з недостатньою кількістю зелених насаджень;
- використання як медоносною рослини [3].

Саме *S. viminalis* L. використовується як біопаливо та, незважаючи на цілий ряд переваг, нині нешироко застосовується у світі [4]. Зокрема, у Польщі території, які відведені під вирощування енергетичної верби, становлять лише 6000 га, а частка верби у загальній масі опалювального палива у 2008 р. становила тільки 2% [5]. Донині ситуація не змінилась, незважаючи на енергетичні та економічні характеристики цього палива (табл. 1).

Таблиця 1

Тепло, що виділяється під час згоряння деяких видів палива [5]

Паливо	Тепло згоряння (ГДж/ 1000 кг)
Природний газ	45
Мазут	40
Кам'яне вугілля	27
Кокс	25
Сухі дрова (<i>S. viminalis</i> L.)	19
Солома	15

Таким чином, 1000 кг висушеної *S. viminalis* L. дає таку саму кількість енергії, як 700 кг кам'яного вугілля хорошої якості.

При спалюванні біомаси не утворюється більше вуглекислого газу, ніж було поглинуто рослиною за життя, оскільки рослини в процесі фотосинтезу засвоюють цей газ. Тобто використання біомаси для виробництва енергії не збільшує концентрацію вуглекислого газу в атмосфері [3].

У Швеції використання *S. viminalis* L. для потреб енергетики почалось після нафтової кризи у 1970 р., оскільки необхідно було частково замінити викопні палива новими джерелами енергії. Нині *S. viminalis* L. вирощується на 16 000 га [6].

Наступними країнами, які почали наслідувати приклад Швеції, стали Великобританія, Ірландія, Данія, Польща, США та інші. В 2011 р. з'явилися перші промислові посадки і в Україні [3].

За даними Європейської асоціації AEBIOM, у Великобританії висаджено близько 4 000 га плантацій енергетичної верби. В цій країні тріску енергетичної верби використовують переважно як біопаливо на ТЕЦ.

У Великобританії та Швеції активно розгортаються програми з вирощування енергетичної верби – досліджуються її різні клони, для пошуку рослин із максимально швидким наростання біомаси та високою толерантністю до дії важких металів. Проводяться дослідження з використання верби для очищення сільськогосподарських угідь, що мають завищений кадмієвий фон, у результаті інтенсивного використання фосфорних добрив. Попередні результати показують можливість очищення таких ґрунтів вже за кілька років. Подібних результатів для інших елементів, наприклад свинцю чи цинку, поки що немає, повне їх видалення цими методами потребує кілька сотень років. Не варто відразу відмовлятися від їх фітореMediaції за допомогою верби, оскільки невідомо, що є мірою забрудненості ґрунту важкими металами. А також проводиться вимірювання загальної концентрації політанта у ґрунті, проте не звертається увага на його біодоступність для рослин, тому що не всі фракції металів поглинаються. Існують дані, що біодоступність важких металів суттєво знижується при зростанні верби [3].

2. Культивування рослин верби.

Культивування верби повністю механізовано, починаючи від посадки до збирання. Важливе значення при вирощуванні енергетичних плантацій має вибір виду (сорту) верби для культивування у тих чи інших ґрунтово-кліматичних умовах [7]. При обранні регіону необхідно враховувати два фактори – середньорічна кількість опадів та вологість ґрунтів. Цей вид рослин здатен рости на несприятливих ґрунтах, приміром, як рекультиваційна культура на рекультивованих землях відкритих шахт. Звичайно, в таких умовах вони не зростатимуть настільки швидко, як при «нормальних» умовах, але розвинута коренева

система рослини уможливило ріст і на несприятливому ґрунті. На таких територіях верба сприятиме утворенню в ґрунті гумусу. Оптимальним для росту рослини є легко-кислі ґрунти з 5,5–6,5 рН, але може проростати і на ґрунтах із рівнем рН від 3,5 до 10. Сприятливим також для проростання є збагачений водою ґрунт [3].

Саджанці (живці) верби мають бути тільки однолітні та мати такі розміри: діаметр від 8,0 до 30,0 мм а довжину, як правило, – від 180 до 200 мм. Під час посадки бруньки мають бути у сплячому стані, та вже через 10–15 днів будуть видимі результати зростання.

На початковому етапі посадки верби у Швеції висаджується приблизно 15 тис. живців на 1 га у подвійні ряди для покращення подальшого підживлення та збирання. Збирання проводиться взимку кожних 3–5 роки спеціальними машинами. Надземна біомаса зрізується та висушується для подальшого спалювання. Після зрізування рослини зберігають життєздатність та можуть повторно використовуватись протягом 20–25 років. Нині у Швеції продуктивність *S. viminalis* L. становить 6–12 т/га за рік [6].

3. Фіторе mediaція ґрунтів рослинами *S. viminalis* L.

Перспективним напрямом застосування енергетичних рослин є фіторе mediaція – використання рослин для очищення ґрунту та води від токсичних поллютантів [8–10]. Фіторе mediaція надає багато переваг, що робить її ефективною технологією, основною перевагою якої, звичайно, є низька вартість. Фіторе mediaція на 50–80% менш затратна, ніж інші технології очистки середовища [8].

Виділяють кілька методів видалення поллютантів, зокрема важких металів, з оточуючого середовища [11]:

1. фітоекстракція – використання метал-акуюлюючих рослин для нагромадження важких металів із ґрунту та подальше видалення надземних та підземних частин рослин із середовища;

2. ризофільтрація – поглинання, нагромадження та детоксикація важких металів кореневими системами рослин із рідкого середовища;

3. фітостабілізація – використання рослин, для зниження мобільності важких металів у ґрунті;

4. біоре mediaція – кореневі системи рослин в асоціації з мікроорганізмами розкладають токсичні органічні сполуки.

Інтерес для фіторе mediaції, перш за все, становлять рослини-гіперакумулятори, що можуть нагромаджувати метали у кількостях 100 разів більших, ніж інші рослини [10]. Такі рослини зазвичай мають потребу у високих концентраціях певних елементів та нагромаджують їх великі кількості у надземній частині. Вважають, що таким чином ці рослини пристосувались до захисту від патогенів. Хоча більшість цих рослин є ендемічними, вони пристосовані рости у місцях із високим природ-

ним фоном деяких елементів. Це такі «класичні» гіперакумулятори, як *Thlaspi caerulescens* L., що нагромаджує 3% Zn, 0,5% Pb і 0,1% Cd, та *Alyssum bertolonii* L., що нагромаджує більше 1% Ni у надземних органах [12].

Хоча ці рослини нагромаджують великі концентрації важких металів, використання їх для фіторе mediaції є утрудненим, оскільки ці рослини невеликого розміру та повільно ростуть. Ідеальною рослиною для очищення метал-забруднених ґрунтів була б така, що нагромаджує значну біомасу та може толерувати і нагромаджувати високі концентрації важких металів. Серед таких рослин значну увагу приділено деревам. Показано, що береза, клен, верба, тополя можуть нагромаджувати важкі метали [13; 14]. Проте серед цих видів лише верба є найбільш придатною для фіторе mediaції, оскільки вона швидко росте [15; 16].

Важкі метали особливо небезпечні тоді, коли вони перебувають у середовищі у високій концентрації та мають високу мобільність – можуть легко переміщуватись між середовищами (ґрунт – вода). Їх іммобілізація, наприклад, у прикореневій зоні рослин, є ефективним методом зниження їх токсичності [17]. З іншого боку, поглинання та транспортування, наприклад кадмію, у надземну частину дає змогу безпечно усунути цей полютант з оточуючого середовища [18]. В обох підходах є свої недоліки – ефективне утримання полютанта в разі іммобілізації та висока концентрація важкого металу в рослинних тканинах, що створює додаткові проблеми для її утилізації.

Певним чином *S. viminalis* L. має унікальну здатність поглинати, деактивувати та нагромаджувати великі кількості важких металів без зниження ростових показників. Ця властивість є досить високою, порівняно з іншими рослинами чи мікроорганізмами, що дає змогу вважати її гіперакумулятором [19]. Окрім того, вона виділяється серед інших видів енергетичних рослин, які маючи високі ростові показники, не нагромаджують важкі метали у таких кількостях. Порівняно з іншими рослинами-гіперакумуляторами, *S. viminalis* L. поглинає іони кадмію у достатній для гіперакумуляторів кількості, при цьому не зупиняючи темпів росту. При порівнянні нагромадження важких металів вербою енергетичною та інших відомих рослин-гіперакумуляторів помітно, що верба не тільки нагромаджує більше, а нагромаджує більше у перерахунку на одиницю сухої маси (табл. 2).

Важкі метали при надходженні в організм верби поводяться по-різному. Так, свинець, хром та мідь переважно нагромаджуються у коренях, а кадмій, нікель та цинк є більш мобільними та легко переміщуються у надземну частину [21]. Вивчення розподілу важких металів, місць акумуляції та переміщення має першочергове значення для фіторе mediaції.

Таблиця 2
Акумуляція іонів кадмію рослинами [20]

Рослина	Продуктивність, т/га	Вміст металу, мг/кг маси сухої речовини	Поглинання металу, г/га
<i>Thlaspi caerulescens</i>	2,93	12,1	35
<i>Alyssum murale</i>	1,32	33,7	43
<i>Salix viminalis</i>	10,00	22,1	217
<i>Hordeum sativum</i>	4,95	2,4	12
<i>Trifolium repens</i>	3,52	1,14	4

З метою дослідження впливу важких металів на рослини верби було проведено ряд польових та лабораторних експериментів. Так, при дослідженні впливу іонів кадмію і цинку на різні клони рослин верби було встановлено, що деякі клони були толерантними до обох металів, інші – лише до одного, толерантні клони нагромаджували важкі метали у діапазоні від 1 до 72% [22].

При вивченні 70 клонів верби показано значні відмінності у нагромадженні ними кадмію – різниця між найбільшим вмістом та найменшим сягала 43 рази [23]. Найбільша здатність акумулювати важкі метали показана для *S. viminalis* L. – коефіцієнт акумуляції становив 3,4 у польових умовах дослідження. Хоча для того, щоб повністю очистити ґрунт до допустимих норм при такій акумуляції необхідно 77 років, а це практично неможливо, оскільки продуктивний вік верби становить близько 30 років. Проте за умов невисокого рівня забруднення ґрунту вирощування на ньому верби дає позитивний результат.

У випадку *S. viminalis* L. процес нагромадження важких металів починається з кореневої системи і через провідну систему іони металів транспортуються по організму. При вирощуванні *S. viminalis* L. на субстратах, забруднених важкими металами, вони повільно, але стабільно очищуються від цих політантів. Дослідження вмісту кадмію на 8 ґрунтах, де вирощували вербу, встановило зменшення його концентрації на 30–40%. У лабораторних умовах при вирощуванні на водних культурах верба поглинає близько 30% кадмію за 90 діб [24].

При вирощуванні *S. viminalis* L. на хвостосховищі м. Стебник було помічено, що різні органи рослин *S. viminalis* накопичували різну кількість важких металів. Найбільше вони накопичувались у кореневій системі, найменше – у пагонах. У листі спостерігали велике нагромадження свинцю, цирконію та хрому порівняно з коренем та пагоном. У найбільшій кількості у листі *S. viminalis* накопичувались цинк та

хром за росту на субстраті з хвостосховища. У коренях рослин *S. viminalis* зростав вміст молібдену, міді, нікелю, цирконію, барію та заліза. Ріст *S. viminalis* також впливав на вміст важких металів у субстраті, відбулось помітне зменшення ванадію, міді, цинку, цирконію, хрому, титані та заліза щодо початкового рівня. Найбільше зменшився вміст цинку – в 12 разів щодо початкового рівня [25].

При дослідженні концентрації важких металів у корі та деревині верби було встановлено, що деревина містила кадмію на порядок більше, ніж у ґрунті [21]. Компартментизація важких металів саме у деревині дає змогу використовувати її для довготривалої ремедіації ґрунту. У Швеції підраховано, що річне поглинання кадмію вербою (за виключенням добрив та надходження з повітря) становило близько 3–4% від загальної його кількості у ґрунті, що дає змогу за 20–25 років знизити концентрацію кадмію нижче природного рівня [26]. Середньо верба акумулює 20–30 г кадмію з 1 га за рік.

Окрім кадмію, *S. viminalis* L. ефективно нагромаджує й інші важкі метали, наприклад мідь. Дослідження впливу іонів міді виявили їх надходження до усіх органів верби (табл. 3).

Таблиця 3
Нагромадження іонів Cu органами рослин *Salix viminalis* L. [21]

Вміст Cu у середовищі, мМ/л	Нагромадження Cu, мг/кг маси сухої речовини		
	Листки	Пагони	Корені
0	0,22	0,28	0,48
0,5	0,84	1,69	3,27
1,0	1,65	2,46	5,38
1,5	2,79	2,93	8,84
2,0	3,46	3,56	10,61
2,5	4,22	3,90	13,51
3,0	2,30	4,69	15,38

Рослини вирощувались на поживному середовищі Кнопа з додаванням солей міді у відповідних концентраціях. Помітно, що нагромадження іонів зростає зі збільшенням концентрації металу в середовищі, корені та стебла нагромаджують значно більше важкого металу, ніж новоутворені листки. Латеральні частини, швидше, є кінцевим пунктом призначення для іонів важких металів та не беруть участі у транспортуванні [27].

При проведенні польових досліджень на території, збагачених важкими металами, встановлено, що 50–80% біоаккумуляованих металів нагромаджується у коренях та пагонах, що вказує на стійке вилучення та стабілізацію цих політантів рослинами верби. Оскільки метали, що нагромаджуються листям, повертаються повторно у середовище

наприкінці сезону. Найвищий коефіцієнт акумуляції був для кадмію та цинку, для нікелю, міді та свинцю він був значно нижчим.

Під час дослідження нагромадження важких металів у рослинах верби було встановлено, що живці рослин, відібрані у нижніх частинах рослин, нагромаджують значно вищі концентрації іонів металів, ніж ті, що розміщені вище.

Морфометричні показники рослин верби та нагромадження ними кадмію, нікелю та міді за умов росту на забруднених та не забруднених важкими металами ділянках не відрізнялась. Проте, коли рослини, що росли на забрудненій території, перенесли на ділянки з низьким вмістом важких металів, їх ріст пришвидшувався. Також у рослин забруднених ділянок основна маса важких металів нагромаджувалась у корені, запобігаючи тим самим переносу цих поллютантів у надземну частину [21].

Дослідження впливу іонів важких металів на стійкість різних видів верби показало, що при вирощуванні рослин на водних культурах є багато варіацій серед клонів. Встановлено, що стійкість рослин верби до важких металів не є видоспецифічною, а, швидше, клоно- чи гібридо-специфічною. Ця ознака є дуже важливою для планування фіторе mediaційних досліджень, оскільки для початку досліджень необхідне детальне планування з обов'язковим попереднім визначенням конкретного стійкого клону, який може нагромаджувати важкі метали [27].

Використання енергетичних рослин, зокрема верби, для фіторе mediaції ґрунтів, забруднених важкими металами має високий потенціал. Існує багато доказів, що ці рослини можуть виживати та нормально розвиватись у таких складних умовах. Звичайно, інтенсивність росту може бути дещо знижена та це не є таким важливим. Важливо те, що вони толерують такі високі концентрації важких металів. Це стає можливим, перш за все, завдяки тому, що корені оминають ділянки ґрунту із високим вмістом цих поллютантів та іммобілізують їх у підземні органи. З часом у рослин проходить акліматизація до їх дії.

Ремедіація стічних вод за допомогою верби.

Окрім ремедіації важких металів, вербу застосовують для ремедіації мулу міських стічних вод. Мул стічних вод містить у великій кількості нітроген, фосфор та інші елементи, що можуть виступати у ролі поживного середовища для рослин. Проте санітарні норми не дають змогу використовувати їх для рослин, які застосовуються в їжу чи для годівлі худоби.

У 1990-х рр. у Швеції було закладено плантації енергетичної верби разом із іригаційним комплексом поруч з очисними спорудами стічних вод для зменшення надходження сполук нітрогену та фосфору у середовище. Припускали, що якщо продуктивність верби буде 10 т сухої речовини/га з концентрацією нітрогену у тканинах 0,5%, то це дасть змогу видобути із середовища близько 50 кг нітрогену/га за рік. Проте дослідження показали, що верба насправді може усувати близько 200 кг нітрогену/га за рік, оскільки вона утворює стійкі асоціації з денітрифікуючими мікроорганізмами, що переводять нітратну форму азоту у форму молекулярного азоту [4].

У містечку центральної Швеції (20 000 жителів) було запроваджено новітню систему очистки. Стічні води, збагачені сполуками нітрогену, які раніше очищувались на спеціальній фабриці, розподілялись по території в 75 га, де росла енергетична верба. У воді містилося близько 800 мг нітрогену на 1 л, взимку стічні води закачуються у спеціальні резервуари та використовуються літом для поливу. Така система переробляє близько 11 т нітрогену та 0,2 т фосфору щорічно [4].

Вирощування енергетичної верби в Україні.

Використання вербової біомаси як енергетичної сировини набуває у нашій державі широкого розвитку. Цей напрям особливо активно розвивається упродовж останніх десяти років, коли деякі компанії, переважно у західних областях, почали у промислових масштабах створювати енергетичні вербові плантації на малоприсадибних для сільськогосподарського виробництва землях. Нині площа таких насаджень становить близько 5 000 га [7].

Використання верби як екологічно чистого джерела енергії має велике значення для України. Біологічне паливо може стати більш дешевою та доступною альтернативою дорогим видам палива, що імпортується в Україну із-за кордону. А це, своєю чергою, сприятиме зменшенню нинішнього високого рівня залежності від іноземних постачальників енергоресурсів. А виробництво палива з біомаси має велике екологічне значення, оскільки зменшує емісію парникових газів в атмосферу [3].

Головні висновки. Рослини *S. viminalis* є альтернативою для вирішення питання очистки забруднених поллютатами, зокрема важкими металами, ґрунтів та використання їх як енергетичної сировини. *S. viminalis* L. ефективно нагромаджує такі важкі метали, як кадмій та мідь. Компартментизація важких металів саме у деревині рослин дає змогу використовувати її для довготривалої ремедіації ґрунту.

Література

1. Jama A., Nowak W. Willow (*Salix viminalis* L.) in purifying sewage sludge treated soils. *Polish Journal of Agronomy*. 2012, 9. P. 3–6.
2. McKendry P. Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource Technology*. 83 (2002). P. 37–46.
3. Пиріков О.В. Практичний посібник з поетапного підходу до висадки енергетичних рослин. Київ, 2016. 99 с.
4. Borjesson P., Gustavsson L., Christersson L., Linder S. Future production and utilization of biomass in Sweden: Potentials and CO₂ mitigation. *Biomass Bioenerg.* 1997. 13 (6). P. 399–412.

5. Olejniczak A., Cyganiuk A., Kucińska A., Jerzy P. Łukaszewicz. Energetic Willow (*Salix viminalis*). Unconventional Applications, Sustainable Growth and Applications in Renewable Energy Sources, Dr. Majid Nayeripour (Ed.), InTech. 2011. P. 181–208.
6. Dimitriou I., Aronsson P. Willows for energy and phytoremediation in Sweden. *Unasylva* 221. 2005. Vol. 56. pp. 47–50.
7. Фучило Я.Д., Сбитна М.В., Зелінський Б.В. Стан, перспективи та особливості створення енергетичних плантацій верб в Україні. Міжнародна науково-практична конференція Інституту біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН (м. Київ, 11 липня 2017 р.). С. 159–160.
8. Raskin I., Ensley B. D. Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environment. New York: Wiley; 2000. P. 316.
9. Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol.* 1998. 49. P. 643–68.
10. Pilon-Smits E. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 2005. 56. 15–39.
11. Pulford I.D., Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environment International.* 29 (2003), p. 529–54.
12. Brown S.L., Chaney R.L., Angle J.S., Baker A.J. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium contaminated soil. *J Environ Qual.* 1994. 23. P. 1151–1157.
13. Brooks R.R. Plants that hyperaccumulate heavy metals. Wallingford: CAB Intl. 1998. 381 p.
14. Ferro A., Chard J., Kjellgren R., Chard B., Turner D., Montague T. Groundwater capture using hybrid poplar trees: evaluation of a system in Ogden, Utah. *Int. J. Phytoremed.* 2001. 3. P. 87–104.
15. Lindegaard K.N., Barker J.H.A. Breeding willows for biomass. *Asp Appl Biol.* 1997. 49. P. 155–62.
16. Greger M., Landberg T. Use of willow in phytoextraction. *Int. J. Phytoremed.* 1999 (1). P. 115–123.
17. Berti W.R., Cunningham S.D. Phytostabilization of metals. In *Phytoremediation of Toxic Metals. Using Plants to Clean up the Environment*, ed. I Raskin, BD Ensley, 2000. pp. 71–88.
18. Blaylock M.J., Huang J.W.. Phytoextraction of metals. In *Phytoremediation of Toxic Metals. Using Plants to Clean up the Environment*, ed. I Raskin, BD Ensley, 2000, pp. 53–70.
19. Łukaszewicz J.P., Wesołowski R., Cyganiuk A. Enrichment of *Salix viminalis* wood in metal ions by means of phytoextraction. *Pol. J. Environ. Stud.* 2009. 18, (3), pp. 507–511. ISSN: 1230-1485.
20. Porębska G., Ostrowska A. Heavy Metal Accumulation in Wild Plants: Implications for Phytoremediation. *Polish Journal of Environmental Studies.* Vol. 8, No. 6 (1999). P. 433–442.
21. Młeczek M., Magdziak Z., Rissmann I., Goliński P. (2009). Effect of different soil conditions on selected heavy metal accumulation by *Salix viminalis* tissues, *J. Environ. Sci. Health Part A*, 44, (14), Pp. 1609–1616.
22. Landberg T., Greger M. Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Appl Geochem.* 1996. 11. P. 175–80.
23. Greger M., Landberg T. Use of willow in phytoextraction. *Int. J. Phytoremed.* 1999 (1). P. 115–123.
24. Eriksson J., Ledin S. Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term *Salix* cropping. *Water Air Soil Pollut.* 1999. 114. p. 171–84.
25. Фецох А.Б., Бунько Л.В., Пацула О.І. Вміст важких металів у рослин *Salix viminalis* L. за росту на засоленому субстраті з хвостосховища м. Стебник. «Біологія: від молекули до біосфери», Харків, 29 листопада – 2 грудня 2016. С. 106–107.
26. Ostman G. Cadmium in *Salix* – a study of the capacity of *Salix* to remove cadmium from arable soils. In: Aronsson P, Perttu K, editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. P. 153–5.
27. Gąsecka M., Młeczek M., Magdziak Z., Drzewiecka K., Goliński P., Chadzinikolaou T. Physiological and Morphological Changes in *Salix viminalis* as a Result of Plant Exposure to Copper. *Proc. 15th ICHMET, Gdańsk, September 2010.* pp. (350–353), ISBN: 9788392898658.

CRITERIA FOR THE SELECTING PARAMETERS ANODE POLARIZATION PROCESS OF SUBSTANCES ON THE ION-SELECTIVE ELECTRODES SURFACE

Tychkov V.V., Trembovetska R.V., Halchenko V.Ya.

Cherkasy State Technological University

Blvd. Shevchenko, 460, 18006, Cherkasy

tvvpanda@ukr.net

r.trembovetska@chdtu.edu.ua

halchvl@gmail.com

The methods of making solid-phase ion-selective electrodes, as primary converters for controlling the concentration of harmful substances during environmental monitoring of natural and technological waters, have been analyzed. The algorithm of the method of creating an ion-selective electrode with a sulfide function (IESF) is developed. The results of processes of anodic polarization of an electrode-active substance on the surface of an ion-selective electrode are given. The dependences of the time of application of the electrode-active material Ag₂S at a constant current density of 6, 10, 20, 30, 40 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$ are obtained. The mathematical models of creation of the IESF with the help of one-parametric regression analysis are developed. *Key words:* ecological safety, ion-selective electrode, anodic polarization, regression analysis, model.

Критерії вибору параметрів процесу анодної поляризації речовин на поверхні іон-селективних електродів. Тичков В.В., Трембовецька Р.В., Гальченко В.Я. Проаналізовані методи виготовлення твердофазних іон-селективних електродів як первинних перетворювачів для контролю концентрації шкідливих речовин при екологічному моніторингу природної та технологічної води. Розроблений алгоритм методу виготовлення іон-селективного електроду з сульфідною функцією (ІЕСЕФ). Наведено результати процесів анодної поляризації електродно-активної речовини на поверхню іон-селективного електроду. Отримані залежності часу нанесення електродно-активного матеріалу Ag₂S при постійній щільності струму 6, 10, 20, 30, 40 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$. Розроблені математичні моделі створення ІЕСЕФ за допомогою однопараметричного регресійного аналізу. *Ключові слова:* екологічна безпека, іон-селективний електрод, анодна поляризація, регресійний аналіз, модель.

Критерии выбора параметров процесса анодной поляризации веществ на поверхности ион-селективных электродов. Тичков В.В., Трембовецкая Р.В., Гальченко В.Я. Проанализированы методы изготовления твердофазных ион-селективных электродов как первичных преобразователей контроля концентрации вредных веществ при экологическом мониторинге природной и технологической воды. Разработанный алгоритм метода изготовления ион-селективного электрода с сульфидной функцией (ИЕСЕФ). Приведены результаты процессов анодной поляризации электродно-активного вещества на поверхность ион-селективного электрода. Получены зависимости времени нанесения электродно-активного материала Ag₂S при постоянной плотности тока 6, 10, 20, 30, 40 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$. Разработаны математические модели изготовления ИЕСЕФ с помощью однопараметрического регрессионного анализа. *Ключевые слова:* экологическая безопасность, ион-селективный электрод, анодная поляризация, регрессионный анализ, модель.

Formulation of the problem. The water of rivers and seas is polluted by industrial discharges, sewage from urban sewers, livestock complexes, as well as toxic chemicals and mineral fertilizers washed off the fields. Almost 40% of wastewater is only partially purified or not cleaned at all. At the same time, the condition of many treatment plants is in such a state that most chemical compounds pass unhindered through them. For modern objects of automation of industrial production there are quite a variety of functional tasks that put forward stringent requirements to the level of automation, methods and means of ensuring the efficiency and reliability of measuring control systems. One of the systems elements are the primary information converters, whose task is to determine the composition and concentration of substances, pressure, temperature and other parameters in automatic control systems of industrial production, in chemical, ecological studies, in agriculture and in a number of other areas. Thus, the varieties of technological parameters require the development of

reliable operating automatic control systems, where an operative measurement of physical and chemical quantities is required, based on different principles. Particular importance of measuring concentration is acquired for labor protection, solving the problem of environmental protection, in crisis, emergency and technogeny situations. Usually in such cases, fast and accurate measuring instruments are required as part of automated process control systems that ensure the measurement of parameters, while directly determining the composition and properties of process water.

The relevance of research. The most important technological parameter for automatic control systems (ACS) is the composition of processing materials; therefore measuring analytical control is an obligatory element of any ACS of process water, which is carried out directly in the production stream. The term technological water (or process water) means water, which is used to provide the technological process at all stages of production and operation of the enterprise, as a

whole, and directly contacts raw materials and intermediate products in the technological process [1]: from selection, washing and use in the process itself and ending with aqueous solutions that form waste water. The quality of process water is determined by the complex of its chemical components and physical properties that determine the suitability of water for certain types of water use. The main factors that affect the quality of the technological process include, for example, water composition, pressure and temperature in process units and units.

The **purpose** of this work is to develop a model of primary information converters for flow injection ACS and to assess the effect of their application on the quality of process water control, depending on the proposed methods for manufacturing ion-selective electrodes based on anodic polarization.

Communication of author's development with important scientific and practical tasks. Research and innovation in the development of environmental monitoring techniques were performed according to the international study on the project Tempus NETCENG "The new model of the third cycle in the field of engineering education in connection with the Bologna process in the BY, RU, UA" at the Department Instrument Making, Mechatronics and Computerized Technologies of Cherkasy State Technological University [2].

Analysis of recent research and publications. Solid membrane ion-selective electrodes, as a rule, are made of homogeneous and heterogeneous materials [3-6]. As homogeneous materials, single crystals, solidified salt melts, pressed powdered salts or ceramic materials pressed into the pellets, which are obtained by sintering or pressing at high temperature, vanadium and tungsten bronze oxides, stoichiometric compounds with cationic disordering (such as halides and silver chalcogenides), non-stoichiometric compounds with a high intrinsic disorder (such as Al_2O_3), a compound with a high concentration of anionic vacancies, which realized due to disordering impurity (such as a stabilized Zr_2). Heterogeneous materials are powdered precipitates of sparingly soluble salts that are embedded in an inert matrix.

The main methods of manufacturing solid ion-selective electrodes are [3-6]:

- pressing under pressure – 2500 kg/cm² at a temperature of 1000–1100 °C for 20–30 hours; 1400–20000 atm. at a temperature of 150–200°C; 250–300 kg/cm³; 120 kgf/cm² at a temperature of 120±5°C for 90 minutes; 120–130 kg/cm² under a vacuum of 10-2–10-3 mm.rt. st. at a temperature of 800-1000°C for 1.5–2 hours; 50.5 kg/mm²; 10 atm/cm² at a temperature of 500°C; 7.5 t/cm² at 150 °C for several hours; 9000 kg/cm² for 3 minutes at an annealing of 25–180 °C; 20 t/cm² at room temperature for 24 hours; 3000–5000 kgf/cm² at 90–210°C for 5–15 minutes;

- anodic polarization – 0.75 A/dm²; 400 Cl/dm²; 0.2 A/dm² for 30 minutes and 0.3 A/dm² for 10 min-

utes; 0.21–0.25 V pulsed sinusoidal voltage in for 10–15 seconds;

- cathodic polarization – 0.5–0.6 A/dm²; 300-360 Cl/dm²; 0.25÷-0.21 V pulsed sinusoidal voltage for 50–60 seconds;

- vacuum deposition – deposition rate 0.5 nm/s at a temperature of 200–350°C; 4000 A/min at a temperature of 1700 °C for 2 hours and at a temperature of 2000°C for 5 minutes,

- mixing with organic material – polystyrene, epoxy and silicone compound, paraffin, polytetrafluoroethylene, graphite and polystyrene, fluoroplastic emulsion, rubber, polyvinyl chloride, graft polymer-based copolymer with acrylonitrile, BF glue.

Allocation of previously unresolved parts of the general problem to which this article is devoted.

There remain a number of unresolved problems that play an important role in the development of automatic control systems (ACS). One of such tasks is to improve the quality of primary information converters, in particular for control of process water. The quality of process water is determined by the complex of its chemical components and physical properties that determine the suitability of water for certain types of water use; therefore it is very important to determine these parameters in real time. At the moment, automatic operational control of technological parameters in the ACS is performed with insufficient accuracy, and for some technological processes it is not realized at all.

To assess the effect of the use of ion-selective electrodes on the quality of process water control, the main task is to develop methods for manufacturing primary information converters for flow-injection systems for automatic control of process water [7–8].

The main criteria for limiting anodic polarization in the manufacture of an ion-selective electrode include the thickness of the electrode-active membrane, the resistance of the electrode, and the polarization time.

The thickness of the electrode-active material affects the overall resistance of the ion-selective electrode. The larger the thickness, the greater the resistance of the ion-selective electrode, which affects the characteristics of the ion-selective electrode itself, namely: the response time increases, which entails the need to increase the input resistance of the measuring device, which reaches several gigaOm.

Currently, these criteria are not sufficiently developed.

Novelty. The novelty of the study is the formulation of rational criteria for the anodic polarization of an electrode active substance on the surface of ion-selective electrodes.

Methodological or general scientific value. A unified methodology for the formation of an electrode active substance on the surface of ion-selective electrodes

Statement of the main material. The formation of an electrode-active element of an ion-selective electrode is carried out using the example of a sulfide-silver electrode according to the algorithm [9] (Fig. 1).

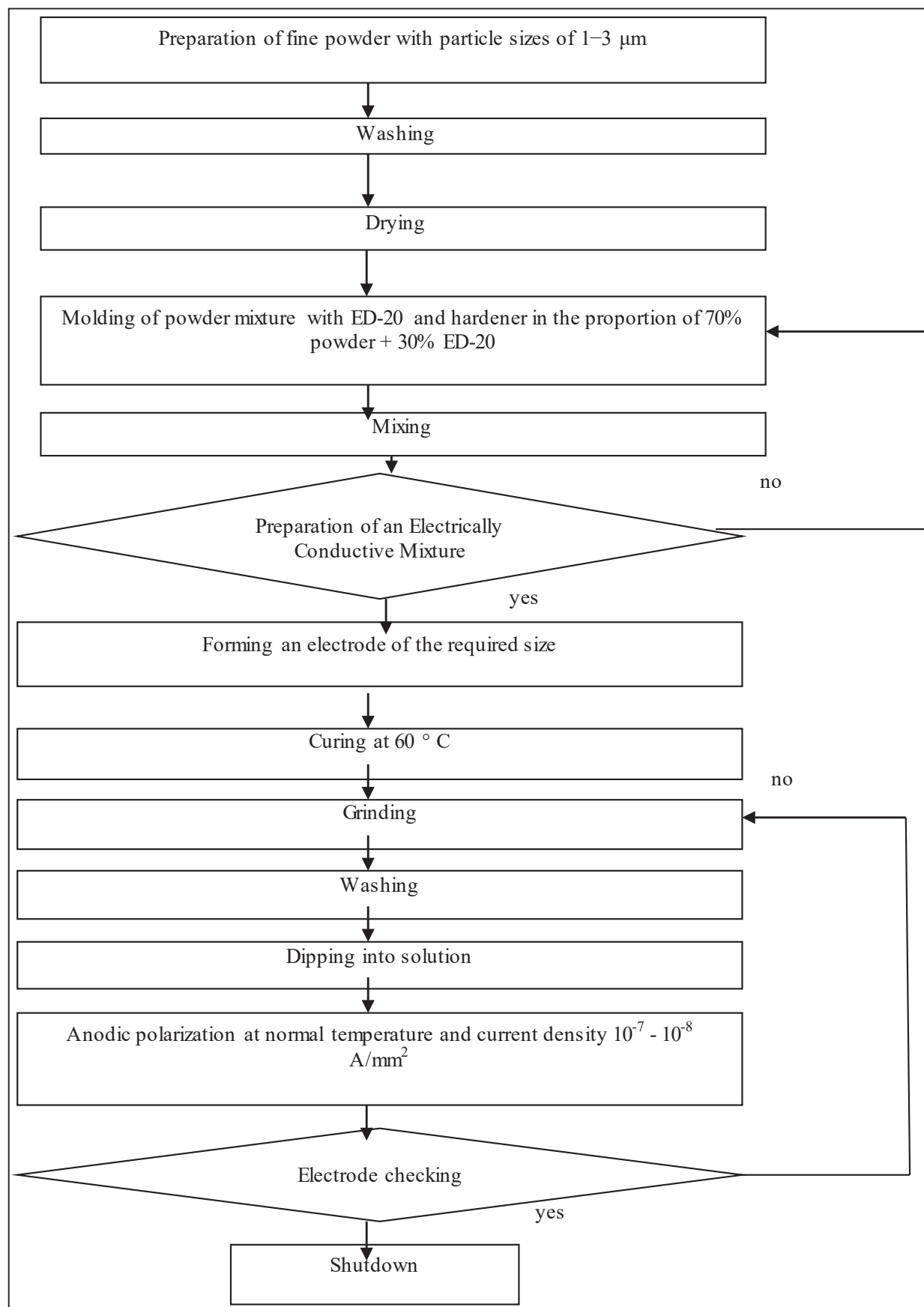


Fig. 1. Algorithm for forming an electrode-active element of an ion-selective electrode by the example of a sulfide-silver electrode

Calculation of the thickness of the Ag₂S layer deposition on the silver substrate is carried out according to the Faraday law:

$$m = k \cdot q = k \cdot I \cdot t, \quad (1)$$

where m – the mass of the substance released on the electrode, kg;

k – the coefficient associated with the atomic mass of substance A , $k = \frac{1}{F} \cdot \frac{A}{n}$;

q – the electric charge, Cl;

I – the strength of the direct current passing through the solution, A;

t – the reaction time, s;

F – Faraday number, $9.648 \cdot 10^4$ Cl/mol;

n – the valence of the ion.

The weight of the electrode-active substance deposited on the electrode material is related to the geometry of the electrode itself:

$$m = S \cdot h \cdot \rho, \quad (2)$$

where S – the cross-sectional area of the electrode surface, m²;

h – thickness of the deposited layer of electrode-active material, m;

ρ – the density of the material, kg/m³.

Further, applying formulas 1 and 2, the thickness of deposition of electrode-active material Ag₂S as an ion-selective electrode of circular cross-section is calculated by the formula:

$$h = \frac{4A \cdot I \cdot t}{\pi \cdot d^2 \cdot \rho \cdot F \cdot n}, \quad (3)$$

To compare the electrical characteristics of an ion-selective electrode, calculations are made of the thickness of deposition of electrode-active material on two types of electrodes:

– newly developed by the authors heterogeneous electrode of the 2nd kind $d = 3.3$ mm, $U = 4$ V, $I = 1.5525 \cdot 10^{-3}$ A·s;

– silver wire from a standard factory-made electrode $d = 1.8$ mm; $U = 1$ V; $I = 7.56 \cdot 10^{-2}$ A·s.

The thickness of the ion-selective electrode of the first type is $h_1 = 0.05 \cdot 10^{-6}$ m, and in the second – $h_2 = 6.43 \cdot 10^{-6}$ m. The current density $i_{01} = 1.8 \cdot 10^{-2}$ A/mm², and $i_{02} = 2.4$ A/mm².

When optimizing the thickness of deposition of electrode-active material, the following formula for determining the application time is recommended:

$$t = \frac{S \cdot \rho \cdot F \cdot h}{A \cdot I}, \quad (4)$$

For example, to obtain the electrode-active material of an ion-selective electrode of the first type with a thickness of 1 μm and $I = 10^{-5}$ A·h, the application lasts about 30 minutes. With the increment of the current to $I = 10^{-3}$ A·h the application time is sharply reduced to 32 s.

To a powder of silver with a particle size of 1-3 μm, thoroughly washed and dried, ED-20 epoxy resin with a curing agent was added in a ratio of 70% silver powder and 30% ED-20 by weight, thoroughly mixed until an electrically conductive mixture was obtained. The resulting mixture was formed into an electrode of the required size and the mixture solidified at 60°C. After solidification, the electrode surface was ground and washed with distilled water. The electrode was immersed in a 0.1 M solution of Na₂S and anodically polarized at a current density of $1.16 \cdot 10^{-7}$ A/mm² at normal temperature. In the process of polarization, the volume of the electrode-active substance of the electrode increases in comparison with the volume of the metal and a dense layer of electrode-active material forms in the pores of the matrix, which has the properties of an impermeable membrane for electrolyte.

The current density was chosen in such a way that a dense membrane was formed, the presence of which is indicated by the dependence of $U(t)$ at a constant current strength (Fig. 2).

The obtained electrode has the following characteristics: a membrane thickness of about 10 μm, a membrane resistance of 1.4 MΩ.

Figure 2 shows the time dependence of deposition of electrode-active material with Ag₂S-function at a constant current density of 6, 10, 20, 30, 40 μA/mm². With a low current density, the formation of a dense layer of electrode active substance in the pores of the matrix, which has the properties of an impermeable membrane, occurs slowly without detachment. With increasing current density, the formation of a dense layer occurs quickly and there is the possibility of detachment of the electrode active substance. Jumps on linear sections

Table 1

Comparative characteristics of electrodes

Electrode parameter	Analog	Prototype	In accordance with the developed criteria
Heating temperature of electrode material	100–350°C, sintering at 500°C	600–700°C, cooling at 450 °C	hardening at 60°C
Current Density	10 mA/cm ²	–	10^{-7} – 10^{-8} A/mm ²
Layer Thickness	1.5 mm	0.15-0.3 mm	10 μm
Resistance of the electrode	–	–	1.4 MΩ
Preparation time	3,5 hours	4 minutes	20 minutes

arise due to a sharp decrease in the local resistance of the pores of the matrix.

After each application of the electrode active substance, the electrode was ground, washed with distilled water and a new layer was applied.

In the manufacture of an ion-selective electrode, the thickness of the electrode-active substance, the resistance of the electrode, and the polarization time can be classified as the main criteria for the parameters of anodic polarization.

The main developed mathematical models for manufacturing an ion-selective electrode using the example of a sulfide-selective measuring primary transducer are presented in Tables 2–6.

The ranking of mathematical models based on the correlation coefficient of experimental and calculated

data on models based on one-parameter regression analysis is made. The standard error did not exceed 1.33%.

The main conclusions. The obtained results made it possible to solve an important scientific and technical problem of improving the quality of process water control by improving ionometric primary converters for automated control and measurement systems and to reveal a number of regularities in the course of anodic polarization of an electrode active substance on the surface of ion-selective electrodes in order to obtain rational parameters.

The developed methods of manufacturing an ion-selective electrode, mathematical and computer models have expanded the scientific and technical base for the design of ionometric primary converters.

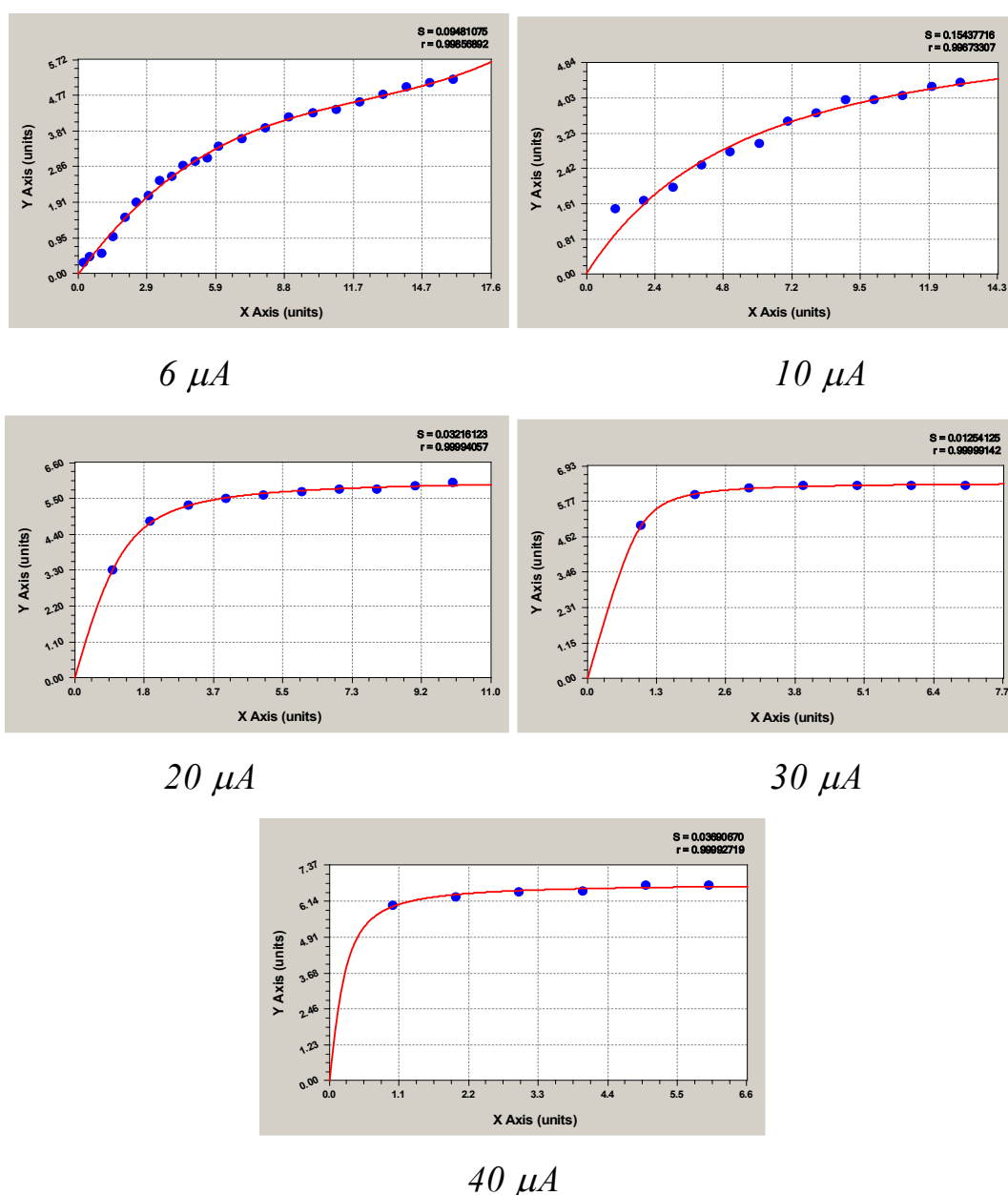


Fig. 2. Dependences of the voltage in the function versus time for depositing an electrode active material with an Ag_2S function at a constant current density

Table 2

Regression models for current density of 6 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$,
which are ranked by the correlation coefficient. No weighting used

Rank	Model family	Model equation	Coefficient Data	Standard Error	Correlation Coefficient	Comments
1	3rd degree Polynomial Fit	$y = a + bx + cx^2 + dx^3 + \dots$	a = -0.01586116 b = 0.86107566 c = -0.058806944 d = 0.0016020452	0.0948107	0.9985689	Linear regression completed successfully.
2	MMF Model	$y = \frac{ab + cx^d}{b + x^d}$	a = 0.019879606 b = 8.1890173 c = 6.9249312 d = 1.1387493	0.0951351	0.9985591	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 5 iterations
3	Rational Function	$y = \frac{a + bx}{1 + cx + dx^2}$	a = -0.055183972 b = 0.96626574 c = 0.11753196 d = 0.00039517782	0.1015502	0.9983581	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 6 iterations
4	Exponential Association	$y = a(1 - e^{-bx})$	a = 5.5742239 b = 0.15396517	0.1024378	0.9981620	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 4 iterations
5	Exponential Association (3)	$y = a(b - e^{-cx})$	a = 5.5740591 b = 1.0001888 c = 0.15387804	0.1048476	0.9981620	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 4 iterations
6	Quadratic Fit	$y = a + bx + cx^2$	a = 0.20088066 b = 0.64874041 c = -0.022001894	0.1782984	0.9946755	Linear regression completed successfully
7	Sinusoidal Fit	$y = a + b \cos(cx + d)$	a = -21.290935 b = 26.272677 c = 0.041880654 d = -0.61153839	0.1903512	0.9942190	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10^{-6}
8	Logistic Model	$y = \frac{a}{1 + be^{-cx}}$	a = 4.8023304 b = 6.9645473 c = 0.48498216	0.3002328	0.9848278	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 10 iterations
9	Harris Model	$y = \frac{1}{(a + bx^c)}$	a = 9.8218183 b = -9.1914979 c = 0.017465265	0.4949634	0.9582030	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10^{-6} .
10	Linear Fit	$y = a + bx$	a = 0.90896838 b = 0.31497412	0.5088212	0.9536179	Linear regression completed successfully

Table 3

Regression models for current density of 10 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$,
which are ranked by the correlation coefficient. No weighting used.

Rank	Model family	Model equation	Coefficient Data	Standard Error	Correlation Coefficient	Comments
1	MNF Model	$y = \frac{ab + cx^d}{b + x^d}$	a = -0.16394022 b = 17.188845 c = 37.147937 d = 0.71799244	0.2207596	0.9980936	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 6 iterations.
2	Rational Function	$y = \frac{a + bx}{1 + cx + dx^2}$	a = 0.036261843 b = 2.0483837 c = 0.17644637 d = -0.0033832081	0.2363993	0.9978136	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 7 iterations.
3	3rd degree Polynomial Fit	$y = a + bx + cx^2 + dx^3 + \dots$	a = 0.32933613 b = 1.4560054 c = -0.087617579 d = 0.002415726	0.2896300	0.9967163	Linear regression completed successfully.
4	Exponential Association (3)	$y = a(b - e^{-cx})$	a = 12.511854 b = 1.0335835 c = 0.1085052	0.3021628	0.9962464	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 5 iterations.
5	Exponential Association	$y = a(1 - e^{-bx})$	a = 12.238764 b = 0.12602876	0.3391006	0.9950444	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 4 iterations.
6	Quadratic Fit	$y = a + bx + cx^2$	a = 0.6561614 b = 1.1358248 c = -0.032119198	0.3642924	0.9945394	Linear regression completed successfully.
7	Sinusoidal Fit	$y = a + b \cos(cx + d)$	a = -30.328437 b = 40.969299 c = 0.041213847 d = -0.71169611	0.3854227	0.9941775	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10^{-6} .
8	Logistic Model	$y = \frac{a}{(1 + be^{-cx})}$	a = 10.424018 b = 5.8725011 c = 0.36596637	0.6405118	0.9830210	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 6 iterations.
9	Linear Fit	$y = a + bx$	a = 1.6898547 b = 0.64858015	0.7834244	0.9732577	Linear regression completed successfully.
10	Harris Model	$y = \frac{1}{(a + bx^c)}$	a = 4.8361121 b = -4.5075667 c = 0.019039133	0.7838855	0.9744587	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10^{-6} .

Table 4

Regression models for current density of 20 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$,
which are ranked by the correlation coefficient. No weighting used

Rank	Model family	Model equation	Coefficient Data	Standard Error	Correlation Coefficient	Comments
1	6th Degree Polynomial Fit	$y = a + bx + cx^2 + dx^3 + \dots$	a = -0.00026301013 b = 4.7007364 c = -1.6583053 d = 0.30371593 e = -0.029421334 f = 0.0013941569 g = -2.4090792 $\cdot 10^{-5}$	0.0145844	0.9999896	Linear regression completed successfully.
2	MNF Model	$y = \frac{ab + cx^d}{b + x^d}$	a = -0.00013647068 b = 0.81095251 c = 6.0142513 d = 1.6008303	0.0355067	0.9999276	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 9 iterations.
3	Exponential Association	$y = a(1 - e^{-bx})$	a = 5.8160629 b = 0.83295724	0.0617889	0.9997587	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 5 iterations.
4	Exponential Association (3)	$y = a(b - e^{-cx})$	a = 5.8152515 b = 1.0001448 c = 0.83284239	0.0632392	0.9997587	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 5 iterations.
5	Rational Function	$y = \frac{a + bx}{1 + cx + dx^2}$	a = -0.0011604014 b = 6.5808316 c = 0.89712839 d = 0.012257261	0.0703891	0.9997153	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 7 iterations.
6	Logistic Model	$y = \frac{a}{(1 + be^{-cx})}$	a = 5.6026436 b = 197.0093 c = 5.6310533	0.2256205	0.9969244	The fit converged to a tolerance of 10^{-6} in 20 iterations.
7	Harris Model	$y = \frac{1}{(a + bx^c)}$	a = 30.024989 b = -29.781903 c = 0.0012000384	0.2337674	0.9966979	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10^{-6} .
8	Quadratic Fit	$y = a + bx + cx^2$	a = 0.15237316 b = 1.8767609 c = -0.13812677	0.5920852	0.9786236	Linear regression completed successfully.
9	Sinusoidal Fit	$y = a + b \cos(cx + d)$	a = -46.669087 b = 53.204628 c = 0.072781952 d = -0.4946361	0.6165808	0.9779142	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10^{-6} .
10	Linear Fit	$y = a + bx$	a = 0.55575221 b = 0.73385358	1.2540217	0.8951165	Linear regression completed successfully.

Table 5

Regression models for current density of 30 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$,
which are ranked by the correlation coefficient. No weighting used

Rank	Model family	Model equation	Coefficient Data	Standard Error	Correlation Coefficient	Comments
1	MMF Model	$y = \frac{ab + cx^d}{b + x^d}$	a = 1.9039411·10 ⁻⁶ b = 0.26773449 c = 6.3371565 d = 2.2921148	0.0089030	0.9999957	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 29 iterations.
2	Exponential Association	$y = a(1 - e^{-bx})$	a = 6.2921151 b = 1.5731967	0.0107500	0.9999931	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 5 iterations.
3	Exponential Association (3)	$y = a(b - e^{-cx})$	a = 6.2920312 b = 1.0000135 c = 1.5731839	0.0110027	0.9999931	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 5 iterations.
4	Rational Function	$y = \frac{a + bx}{1 + cx + dx^2}$	a = -6.1226843·10 ⁻³ b = 15.216919 c = 1.981808 d = 0.043803703	0.0234908	0.9999699	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 6 iterations.
5	Logistic Model	$y = \frac{a}{(1 + be^{-cx})}$	a = 6.233345 b = 7459.6947 c = 10.316956	0.0590889	0.9998000	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 17 iterations.
6	4th Degree Polynomial Fit	$y = a + bx + cx^2 + dx^3 + \dots$	a = 0.0044789762 b = 7.1048486 c = -2.80422 d = 0.45741233 e = -0.026232619	0.1072546	0.9994036	Linear regression completed successfully
7	Quadratic Fit	$y = a + bx + cx^2$	a = 0.10675676 b = 3.0881596 c = -0.33307593	0.6308206	0.9769383	Linear regression completed successfully.
8	Sinusoidal Fit	$y = a + b \cos(cx + d)$	a = -47.61032 b = 54.88472 c = 0.11134534 d = -0.51661143	0.6568767	0.9761754	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10 ⁻⁶ .
9	Linear Fit	$y = a + bx$	a = 0.41086957 b = 1.1621118	1.3201111	0.8892869	Linear regression completed successfully

Table 6

Regression models for current density of 40 $\mu\text{A}/\text{mm}^2$,
which are ranked by the correlation coefficient. No weighting used

Rank	Model family	Model equation	Coefficient Data	Standard Error	Correlation Coefficient	Comments
1	Rational Function	$y = \frac{a + bx}{1 + cx + dx^2}$	a = -2.9852183·10 ⁻⁸ b = 78.516962 c = 12.199357 d = -0.11467602	0.0182087	0.9999823	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 7 iterations.
2	Exponential Association	$y = a(1 - e^{-bx})$	a = 6.5486868 b = 2.4133497	0.0663580	0.9997411	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 6 iterations.
3	Exponential Association (3)	$y = a(b - e^{-cx})$	a = 6.5485862 b = 1.0000145 c = 2.4133849	0.0679195	0.9997411	The fit converged to a tolerance of 10 ⁻⁶ in 6 iterations.
4	4th Degree Polynomial Fit	$y = a + bx + cx^2 + dx^3 + \dots$	a = 0.0036766496 b = 9.6037025 c = -4.777796 d = 0.95773409 e = -0.066240565	0.1329116	0.9991025	Linear regression completed successfully.
5	Quadratic Fit	$y = a + bx + cx^2$	a = 0.098122867 b = 3.7423269 c = -0.46476719	0.6957476	0.9724521	Linear regression completed successfully.
6	Sinusoidal Fit	$y = a + b \cos(cx + d)$	a = -48.773534 b = 56.41432 c = 0.12974353 d = -0.52288064	0.7232289	0.9716386	The iteration count of 100 was exceeded. The fit failed to converge to tolerance of 10 ⁻⁶ .
7	Linear Fit	$y = a + bx$	a = 0.35943775 b = 1.4296902	1.3251651	0.8907820	Linear regression completed successfully.

A new method for manufacturing an ion-selective electrode was developed by applying an electrode active substance to a metal substrate, which was a current-conducting mixture of silver powder with a solid bonding dielectric, and an electrode-active substance was formed on the surface of the base by immersing the substrate in an electrolyte solution and anodic polarization at

the current density in the range from 10-7 A/mm² to 10-8 A/mm².

Prospects for using the research results. The practical value of the work is to ensure the improvement of the accuracy of the process water quality monitoring by using the flow-injection analysis method, the development and improvement of the primary converters.

References

1. Tychkov, V.V. Methods for Improving Primary Transducers Quality in the Systems of Automatic Process Water Control: thesis for the degree of candidate of technical sciences, specialty 05.13.05 – computer systems and components; Cherkasy State Technological University. Cherkasy, 2017. 20 p. (in Ukrainian).
2. Tychkov, V.V., Trembovetskaya, R.V. Kisil, T.Yu., Bondarenko, Yu. Yu. Using Ion-selective Electrodes in Environmental Monitoring. 10th International Conference “Environmental Engineering”: 10th ICEE. – Selected papers. April 27–28, 2017. Vilnius, Lithuania. P. 1–8. URL: <https://doi.org/10.3846/enviro.2017.052>.
3. Camman, K. Working with Ion-Selective Electrodes: Chemical Laboratory Practice. Springer Science & Business Media. 2012. 226 p. DOI: 10.1007/978-3-642-67276-7.
4. Lindner, E. Dynamic Characteristics Of Ion Selective Electrodes. CRC Press, 2018. 146 p.
5. Thomas, J. D. R. Ion-Selective Electrode Reviews. Volume 7. Elsevier, 2017. 324 p.
6. Covington, A.K. Ion Selective Electrode Method. Volume 2. CRC Press, 2018. 137 p.
7. Tychkov, V.V.; Trembovetskaya, R.V. 2015. Strategy of steady development of injection analysis methods. Theses of XIV of the International scientific and technical conference of «DEVICE-MAKING: the state and prospects», 22–23 April 2015, Kyiv, NTUU «KPI»: 124–125. URL: http://pbf.kpi.ua/arch/scientific/PB/2015/conf_PB_s5_2015.pdf.
8. Tychkov, V.V.; Trembovetskaya, R.V. 2015. A Device for Successive Injection Analysis, Materials Science Conference «Informatics, Mathematics and Automation. IMA: 2015», 20–25 April 2015, Sumy: 169. URL: <http://essuir.sumdu.edu.ua/handle/123456789/41216>.
9. Tychkov, V.V.; Stepanenko, V.Ye. 2004. The method of ion-selective electrode making. Patent Ukraine No 3914. IPC 7G01N27/30, application No 2004042421, 01.04.2004, Publ. 01.04.2004, Bul. No 12. URL: <http://uapatents.com/3-3914-sposib-vigotovlennya-ionselektivnogo-elektroda.html>

ОСВІТНІЙ ПРОЦЕС ФОРМУВАННЯ КУЛЬТУРИ ЕКОБЕЗПЕЧНОГО РОЗВИТКУ СУСПІЛЬСТВА

Попова І.В., Мазур Л.М., Сімурова Н.В., Черепанський В.В.

Національний університет харчових технологій

вул. Володимирська, 68, 01601, м. Київ

ivpopova@bigmir.net

mazurlarisa1970@gmail.com

simurova@rambler.ru

cherepansky@ukr.net

Досвід останніх десятиріч засвідчив, що подолання і навіть пом'якшення екологічної кризи, що настає, суто технічними засобами неможливе. Для того, щоб змінити тенденцію погіршення глобальних та регіональних екологічних зрушень, людям необхідно перебудувати свій спосіб життя. Іншою має стати цивілізація, іншим – духовний світ людини. Це можливе лише при певному рівні екологічної освіти та культури. Саме тому проблема формування екологічно відповідальної особистості нині є такою актуальною і тому серед перспектив розвитку екологічної культури в Україні центральне місце відводиться екологічній освіті. *Ключові слова:* екологічна освіта, екобезпека, екологічна свідомість, сталий розвиток.

Образовательный процесс формирования культуры экобезопасного развития общества. Попова И.В., Мазур Л.М., Симурова Н.В., Черепанский В.В. Опыт последних десятилетий показал, что преодоление и даже смягчение наступающего экологического кризиса чисто техническими средствами невозможно. Для того, чтобы изменить тенденцию ухудшения глобальных и региональных экологических сдвигов, людям необходимо перестроить свой образ жизни. Другой должна стать цивилизация, другим – духовный мир человека. Это возможно только при определенном уровне экологического образования и культуры. Именно поэтому проблема формирования экологически ответственной личности сейчас столь актуальна и поэтому среди перспектив развития экологической культуры в Украине центральное место отводится экологическому образованию. *Ключевые слова:* экологическое образование, экобезопасность, экологическое сознание, устойчивое развитие.

Educational process for forming the culture of eco-profitable development. Popova I., Mazur L., Simurova N., Cherepanskii V. The experience of the last decades has shown that overcoming and, even, mitigating the emerging ecological crisis is not possible by technical means. People need to rebuild their way of life in order to change the tendency of deteriorating global and regional ecological shifts. Another must be civilization, the other – the spiritual world of man. This is possible only at a certain level of environmental education and culture. That is why the problem of formation of an ecologically responsible personality is now so relevant and therefore the ecological education is central to the prospects for the development of ecological culture in Ukraine. *Key words:* ecological education, ecosafety, ecological consciousness, sustainable development.

Постановка проблеми. Відносини у сфері формування екологічної свідомості і, як наслідок, екологічної культури громадянина України під впливом соціальних, політичних, економічних, медичних та психологічних факторів є об'єктом нашого дослідження. До предмета дослідження доречно буде віднести такі явища, як «екологічна культура», «екологічна свідомість», «екологічна освіта» тощо. Питання місця екології серед інших наук, ознаки та підґрунтя формування екологічної культури осмислювали та обговорювали багато дослідників.

У сучасній літературі поширене розуміння екологічної культури особистості як складного інтегративного утворення, якості особистості, що характеризується сформованим ціннісно-мотиваційним ставленням до навколишньої дійсності та людства, високим рівнем оволодіння системою екологічних знань, способами творчої екологічної діяльності. У різних авторів (Хилько, Курняк, Фенчак, Єфіменко,

Чернікова та ін.) зустрічаємо тотожні погляди на структуру екологічної культури особистості: інтелектуальна, ціннісно-мотиваційна (у Фенчак – потребо-мотиваційна) і діяльнісна компоненти [1].

Виклад основного матеріалу. Отже, культура (насамперед екологічна) – це простір буття людини, і саме тому можливість збереження природи, побудови гармонійного співіснування людини і природи залежить не від біологічних аспектів, а від життєтворчості особистості, усвідомленої культури способу буття. Хоча можемо вважати фундаментом майбутнього опанування культури природні задатки, талант, особливості темпераменту та індивідуального стилю розумової діяльності. Але формування культури відбувається в процесі соціалізації, інкультурації, самовдосконалення. Отже, спеціальні види діяльності – екологічна освіта, просвіта, екологічне виховання – шлях формування екологічної культури особистості.

Аналізуючи визначення екологічної культури особистості і результати нашого дослідження, можна зробити висновок: необхідні складові частини екологічної культури особистості високого рівня – сформована екологічна свідомість, мотивація екологічної поведінки особистості, розвинене екологічне мислення, екоетичні цінності особистості, естетичне сприйняття середовища, такі властивості особистості, як відповідальність, креативність, емпатія, високі моральні засади, сформована культура збереження здоров'я і здоровий спосіб життя і, як наслідок, свідомо екологічна діяльність особистості як у професійній галузі, так і в повсякденному житті індивіда [2].

Провідна компонента сформованої екологічної культури особистості – свідомо екологічна діяльність. Актуальні види свідомої екологічної діяльності:

- мисленнєва діяльність у науковій, освітній, культурологічній галузі з дослідження питань формування і розвитку екологічної культури, мотивація екологічної поведінки особистості;
- впровадження здорового способу життя, опанування культури здоров'язбереження;
- творча художня діяльність, що народжує витвори мистецтва, що відображають красу нашої землі, любов до всього живого і є компонентом свідомої екологічної діяльності [3; 4].

Екологічна свідомість є історичною категорією. Вона виникає в той період, коли ставлення суспільства до природи призводить до порушення екологічної рівноваги в природі. Тому інтенсивність екологічної кризи впливає на екологічну свідомість. Екологічна свідомість – це не тільки усвідомлення обмеженості природи, її потужності, влади людини над нею, але й результат усвідомлення того, що джерела енергії за сучасних умов життя людини можуть змінитися на тривалий час або зникнути назавжди.

Екологічна свідомість припускає, що окрема людина і суспільні групи поважають існування потреб інших людей або суспільних груп. Існують розбіжності в понятійному визначенні екологічної свідомості, яка є результатом різних теоретичних підходів до його визначення, існування різних систем суспільних цінностей і різних суспільно-економічних відносин. Понад усе коротко екологічну свідомість можна визначити як свідомість, яка охоплює наші уявлення, способи звернення, сферу діяльності, бажання очікування, яке стосується навколишнього природного середовища [5].

Щодо сутності поняття екологічної свідомості, доходимо до висновку, що ця свідомість являє собою психологічну єдність ряду взаємопов'язаних структур:

1. психічне відтворення природного і штучно створеного людиною зовнішнього середовища;
2. психічне відтворення власного «я» у цьому світі, тобто чітке виділення суб'єкта і об'єкта життєдіяльності («я» і «не-я» сутності);

3. саморефлексія та саморегуляція, завдяки яким утворюється відчуття причетності, формується ставлення «я» до дійсності.

Особливий акцент у такому розумінні екосвідомості можна приділити категорії відношення. Як категорія свідомості ставлення «я» до дійсності детерміноване:

а) психічними станами суб'єкта, котрі зумовлені єдністю всіх психічних процесів (емоцій, волі, уяви, мислення, пам'яті тощо);

б) реальним станом об'єктивної дійсності (екології). Цим самим, свідомість екологічно інтенційована, тобто спрямована в екологічну площину. Сюди ж належать і конкретні знання щодо екології, емпіричні та наукові уявлення, оцінки, норми, моделі, прогнози тощо;

в) соціальним, культурним, моральним усім життєвим досвідом (звичайно, у складі індивідуальної чи (і) суспільної свідомості);

г) співвідношенням і змістом виразливо рефлексованих (усвідомлюваних) і невиразно відчуттєвих (підсвідомих) суб'єктивно значущих цінностей;

г) характером мовно-мисленнєвих, логікосемантичних операцій переробки і психологічної інтерпретації усіх щойно позначених детермінант. Від цієї складової частини залежить глибина, рівні узагальнення, ступінь інтегрованості, адаптивна доцільність екологічної свідомості, що індикативно проявляється тією чи іншою об'єктивованістю суб'єктивної картини світу. Дані позиції визначають складові частини екологічного «я – відношення», тим самим спрямовують свідомість у нову її якість – екологічну. Під впливом Чорнобильської катастрофи відбулися трансформації в усіх складових елементах системи «еко-я-відношень»: від станів – через оцінки, екологічний досвід і цінності – до інтегрального мислення (модель адаптогенезу екологічної свідомості В.О. Скребця) [5; 6].

Екологічна освіта має йти у зворотному напрямі від вивчення суб'єктивних психоемоційних станів людей через формування екологічного мислення, формування екологічних цінностей, набуття індивідуального та суспільного екологічного досвіду, наповнення позитивним змістом екологічних дій та вчинків до відчуття стану причетності, гармонійності з оточуючим світом та власним «Я» [7].

Процес формування екологічної свідомості складається з трьох стадій:

1. стадія побутової екологічної свідомості, що характеризується поведінкою, яка спирається на неперевірену інформацію та думки;
2. стадія ідеологічної свідомості, яка формується під впливом наукових знань, але становить лише поверхові знання;
3. стадія універсальної, наукової свідомості, сформованої внаслідок набутих знань та виховання в дусі єдності з природою.

Щоденна поведінка людини має здійснюватись відповідно до переконань, що впливають з еколо-

гічної свідомості, має піддаватися критичній оцінці, і шляхом до цього є екологічне виховання – формування екологічної свідомості, виховання внутрішньої етики та самокритики, спонукання до природоохоронної діяльності [8].

На сучасну початкову, середню та вищу школу – усю систему виховання та освіти покладається нове завдання принципової та фундаментальної важливості: не тільки відображати вже створені норми та стереотипи суспільного розвитку, але й очолити інноваційний процес формування нової парадигми сучасної культури, здійснити становлення системи освіти задля сталого розвитку (ОСР).

Розвиток екологічної освіти та поширення екологічної інформації – один зі стратегічних принципів державної політики України. Формування цілісного екологічного світогляду, високого рівня культури та екологічних знань на підґрунті гармонійних взаємин людського суспільства і природи поступово стає потужним важелем у вирішенні екологічних і соціально-економічних проблем сучасної України та Європи [8].

Розуміння того, що антропоцентричне екологічне виховання веде в нікуди, є першим кроком до вирішення психологічної та духовно-екологічної кризи – це основа нової екологічної парадигми, яка характеризується такими ознаками:

1. людина, незважаючи на винятковість, є однією з багатьох істот, що живуть на Землі, у цілісній глобальній системі;

2. діяльність людини зумовлена не лише соціальними та культурними чинниками, а й біофізичними, екологічними обмеженнями (адже людина живе у природному середовищі);

3. хоч людина як істота мисляча вміє розв'язувати проблеми, проте це не означає, що вона може порушувати природні закони.

Зміна ціннісного стереотипу суспільства та суспільної свідомості передбачає трансформацію поглядів та уявлень людини, коли засвоєні знання й екологічні норми стають її власними переконаннями, внутрішніми регуляторами поведінки. Головним показником сформованості екологічної свідомості є готовність особистості до конкретних конструктивних дій щодо охорони й розвитку природного середовища [7; 8].

Проблема формування екологічної свідомості молоді є однією з пріоритетних на сучасному етапі розвитку вітчизняної екологічної психології. Це зумовлено рядом причин. По-перше, аналіз екопсихологічної літератури з питань освіти та виховання молоді показує, що, зазвичай, екологічно зумовлений навчально-виховний процес пов'язують з еко-

логічною або просто біологічною просвітою (уроки екології, біології, основ здоров'я, виховні заходи). У цьому контексті екологічна вихованість розглядається як певний обов'язковий результат екологічної освіти. Вважається, що екологічна вихованість людини «автоматично» з'являється як результат достатньої екологічної ерудованості. По-друге, фактично не існує логічно узгоджених технологій виховного впливу, які використовуються в практичній діяльності.

Досить суттєвим та перспективним у цьому контексті, з нашого погляду, є компліцит-концептуальний підхід до створення цільових програм екологічної освіти на виховання [8]. Компліцитність (причетність) однією з найважливіших характеристик екологічної свідомості, через яку свідомість і стає екологічно детермінованою. Тому саме з нею (компліцитністю) потрібно працювати, формуючи екологічну свідомість дітей, розвивати та прививати таку якість у навчальному процесі. Цей підхід передбачає внесення до змісту екологічного виховання таких компонентів: культура мислення, досвід, ціннісні орієнтації, суб'єктивне оцінювання і психічні стани.

На сучасному етапі вчена громадськість світу займається пошуком ефективних шляхів формування нової екологічної свідомості у підростаючих поколінь, про що свідчить зародження та розвиток таких дисциплін, як созіологія, біоетика, екологічна педагогіка, созіопсихологія, созіотехніка, екофілософія, соціальна екологія, екологія культури і навіть екологія душі.

Головні висновки. Мета екологічної освіти полягає в тому, щоб пробудити в усіх вікових групах населення занепокоєність станом природного середовища та поєднати екологічне мислення й екологічну поведінку з розумінням того, що все у світі взаємопов'язане, що певна дія людини викликає часом непередбачені наслідки впливу на природу. Отже, проблема формування екологічної культури особистості виявляється комплексною, тому вимагає і комплексного підходу, аналізу продуктивності цього процесу, чинників його ефективності і умов його впровадження в соціокультурну та державно-правову практику. Комплексний підхід до процесу формування екологічної культури особистості вимагає взаємопов'язаного розвитку всіх складових елементів цього феномену в їх взаємозалежності, взаємозв'язку, взаємному впливі один на одного і на кінцевий результат – рівень сформованості екологічної культури особистості, який виявляється як у ставленні людини до природи, осмисленні законів її розвитку, так і в діяльності індивіда.

Література

1. Складановська М.Г. Екологічна культура особистості та мотивація її екологічної діяльності. Збірник наукових праць: наукові записки Рівненського державного гуманітарного університету. 2011. Вип. 17. Т. 2. URL: http://archive.nbu.gov.ua/portal/soc_gum/Uk_msshr/2011_17_2/skladan.pdf.

2. Pedologiczne aspekty ekologii i ochrony srodowiska. Olsztyn: Wydawnictwo Uniwersytetu Warminsko-Mazurskiego, 2002. 157 s.
3. Валешний В.В. Екологічна культура особистості. Здоровий спосіб життя: проблеми та досвід: Міжнар. наук.-практ. конф., 19–20 квіт. 2007 р.: Тези доп. Д., 2007. 35 с.
4. Володін П.В. Проблема формування екологічної свідомості особи. Гуманітарний вісник ЗДІА. 2010. Вип. 37. С. 43–53.
5. Дідков О.М. Формування екологічної свідомості та культури засобами освіти та виховання особистості. Збірник наукових праць Гілея: науковий вісник. 2012. Вип. 63 URL: http://archive.nbuv.gov.ua/portal/Soc_Gum/Gileya/2012_63/Gileya63/F44_doc.pdf.
6. Львовичкіна А.М. Віковий підхід до формування екологічної свідомості, екологічної культури та екологічного способу життя. Актуальні проблеми психології. Збірник наукових праць Інституту психології ім. Г.С. Костюка АПН України / за ред. Максименка С.Д. К.: 2009, т. 7. Вип. 20. С. 269–272.
7. Онопрієнко В.П. Позанавчальні методи і засоби виховання екологічної свідомості. Гілея. Історичні науки. Філософські науки. Політичні науки: наук. вісник: зб. наук. праць. Вип. 63 (№ 8) / Нац. пед. ун-т ім. М.П. Драгоманова, Українська АН; голов. ред. В.М. Вашкевич. К.: Вид-во НПУ ім. М.П. Драгоманова, 2012. С. 466–469.
8. Шлімакова І.І. Формування екологічної свідомості молоді в контексті екопсихологічної концепції «Я-відношення» В.О. Скребця. Актуальні проблеми психології: зб. наук. пр. Т. 7. Екологічна психологія / Ін-т психології ім. Г.С. Костюка АПН України. Житомир, 2009. Вип. 20, ч. 2. С. 280–284.

УДК 616.61-099:612.017

ТОКСИЧНИЙ ВПЛИВ КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ СОЛЕЙ МЕТАЛІВ НА ФУНКЦІОНАЛЬНУ АКТИВНІСТЬ НИРОК

Хоменко В.Г.

ВДНЗ України «Буковинський державний медичний університет»
Театральна пл., 2, 58002, м. Чернівці
khomenko.violeta@gmail.com

В експериментальній роботі виявлено, що за комбінованої токсичної дії розчину солей металів (хлоридів талію, свинцю та алюмінію) порушується суттєво діурез, швидкість клубочкової фільтрації, реабсорбція та екскреція іонів натрію. Комбінований вплив солей металів призводить до зриву адаптаційно-компенсаторних механізмів та спричиняє розвиток патологічних процесів у нирках. *Ключові слова:* солі металів, хлориди алюмінію, талію і свинцю, функції нирок.

Токсическое воздействие комбинированного влияния солей металлов на функциональную активность почек. Хоменко В.Г. В работе показано, что при комбинированном токсическом воздействии раствора солей металлов (хлоридов таллия, свинца и алюминия) нарушается диурез, скорость клубочковой фильтрации, реабсорбция и экскреция ионов натрия. Комбинированное влияние солей металлов приводит к срыву адаптационно-компенсаторных механизмов и провоцирует возникновение патологических процессов в почках. *Ключевые слова:* соли металлов, хлориды алюминия, таллия и свинца, функции почек.

Toxic effect of the combined effect of metal salts on the functional activity of kidneys. Khomenko V. In the work it is shown that with combined toxic action of a solution of metal salts (chloride of thallium, lead and aluminum) diuresis, glomerular filtration rate, reabsorption and excretion of sodium ions are violated. The combined influence of metal salts leads to the scraping of adaptation-compensatory mechanisms and provokes the emergence of pathological processes in the kidneys. *Key words:* metal salts, aluminum chlorides, thallium and lead, renal function.

Постановка проблеми. Відомо, що щороку зростає забруднення середовища, виникає екологічна небезпека для людства. Екологічні наслідки більшості забруднювачів середовища проявляються через значні проміжки часу (місяці, роки). Тому важливим залишається дослідження факторів забруднення середовища для подальшого уникнення їх.

Актуальність дослідження. Оскільки забруднення середовища зростає, актуальним залишається вивчення впливу різних ксенобіотиків на організм людини. Нині багато проводиться досліджень із вивчення різних негативних впливів на живу природу, але недостатньо запропонованих заходів для уникнення екологічної катастрофи.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконано згідно з науково-дослідною темою «Вплив стресу та солей важких металів на хроноритми функцій нирок та морфологічні показники деяких ендокринних органів».

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Поряд із великою кількістю робіт, присвячених вивченню розвитку патологічних процесів у нирках комбінованої дії різних металів є маловивченим. Оскільки в природі різні метали впливають на організм одночасно, доцільно було провести аналіз комбінова-

ної дії на функціональну активність нирок, а саме талію, свинцю і алюмінію, який описаний у низці публікацій.

Новизна. Вивчення функцій нирок за умови комбінованої дії хлоридів талію, свинцю і алюмінію.

У процесі еволюції живі організми пристосувалися до середовища існування з певними концентраціями хімічних елементів, які залучені до біогенної міграції та спричиняють вагомий вплив на біологічні системи. Відхилення, що відбуваються в їхньому вмісті, чи зміни співвідношення між різними елементами, можуть призвести до розвитку адаптивних або патологічних процесів [1; 2].

Визначення екскреції нирками деяких речовин дає змогу сформувати уявлення про функціонування різних регуляторних систем, оскільки нирки є органом-«мішенню» [4; 5].

Внаслідок значних компенсаторних можливостей нирок у процесах адаптивної саморегуляції організму велика частина нефропатій залишається неіндіфікованою. Це вимагає застосування доволі чутливих маркерів порушень ниркової діяльності, які можуть бути використані також як критерії загального рівня резистентності організму щодо дії несприятливих чинників середовища [6; 8].

Для організму людини небезпечними чинниками є талій, свинець та алюміній.

Зони мікроелементного забруднення талієм можуть перетворюватися на тривалий час на зони екологічного лиха, особливо при поєднанні з іншими мікроелементами, здатними потенціювати його токсичність.

Відомості про характер комбінованої дії талію в сукупності з іншими токсичними речовинами та про його взаємодію з ліками в публікаціях майже відсутні, що є доказом незначної уваги до цієї важливої проблеми.

При комбінованій дії талію зі свинцем смертельної дози реєструється один із видів синергізму, який прийнято позначати терміном «потенціювання», тому що отриманий токсичний ефект перевищує суму дії кожної з узятих у цю комбінацію хімічних речовин. Потенціювання токсичності талію виявлено також у комбінації алюмінію + талій, але меншою мірою [5; 7].

У разі інтоксикацій, які виникають внаслідок поєднаної дії талію з іншими токсичними речовинами, він зберігає роль провідного чинника упродовж усього патологічного процесу, а за клінічними проявами такі інтоксикації схожі на типові таліотоксикози. Клінічні прояви і перебіг інтоксикації від сукупної дії талію з алюмінієм аналогічні і не відрізнялися від інтоксикації тварин у контрольних групах, в яких отруєння було наслідком токсичної дії [7; 8]. У роботах Т.М. Бойчука (1998), В.М. Магальяса (2006) досліджено вплив поєднаної дії свинцю, кадмію і талію на пренатальний онтогенез. Експерименти проведено шляхом отруєння вагітних та лактуючих самок білих щурів перорального введення нетоксичними для нирок дозами вказаних мікроелементів [1; 5; 7].

Фізико-хімічні й токсикологічні властивості талію свідчать, що внаслідок техногенного забруд-

нення довкілля він здатний створювати стійкі, сповільненої дії зони хімічного ураження, які мають низку характерних медико-тактичних ознак [1; 7].

Токсична нефропатія проявляється зменшенням діурезу, порушенням азотовидільної функції, фільтрації й резорбції. Описані рідкісні випадки олігурії, при якій знижується кліренс креатиніну, підвищується концентрація сечовини у крові, з'являється протеїнурія. Можливий прояв комплексу симптомів нефрозо-нефриту, особливо у разі отруєння талієм [7; 8].

Методологічне або загальнонаукове значення.

В експериментах на 74 нелінійних самцях білих щурів, масою 150–200 г досліджено вплив хлориду талію в дозі 10 мг/кг, хлориду свинцю в дозі 50 мг/кг та хлориду алюмінію в дозі 200 мг/кг [3; 6], комбінацію металів у тих самих дозах на показники екскреторної, кислоторегулювальної, іонорегулювальної функцій нирок.

Контрольній групі тварин уводили водогінну воду. Функції нирок досліджували наприкінці експерименту за умови 5% водного навантаження. Визначення проводили за стандартними методиками [3]. Результати статистично обробляли параметричними методами статистики на ПЕОМ.

Експериментальні дослідження здійснювали згідно з міжнародними принципами Європейської конвенції про захист хребетних тварин (Страсбург, 1985).

Виклад основного матеріалу. За сучасних умов на людину діє комплекс чинників, які мають аддитивний ефект і створюють передумови для зниження резистентності організму та підвищення його чутливості до впливу інших шкідливих екологічних чинників. Це ж стосується солей металів. У літературі залишається нез'ясованим комплексний вплив субтоксичних доз талію, свинцю і алюмінію на орга-

Таблиця 1

Показники екскреторної функції нирок при комбінованій дії хлоридів талію, свинцю і алюмінію (M±m, n=24)

Показник	Інтактні тварини	Дослідні тварини
Діурез, мл/2 год/100 г	4,0±0,11	3,7±0,12
Концентрація калію в сечі, ммоль/л	9,1±1,63	9,1±2,08
Концентрація іонів калію в плазмі крові, мкмоль/л	5,2±0,19	5,4±0,09
Екскреція калію, мкмоль/2 год/100 г	36,5±5,81	34,2±8,05
Концентрація креатиніну в плазмі, мкмоль/л	54,9±2,22	122,4±1,75 p<0,001
Швидкість клубочкової фільтрації, мкл/хв/100 г	552,4±18,77	283,3±6,74 p<0,001
Порівняна реабсорбція води, %	93,0±0,33	89,0±0,45 p<0,001
Концентраційний індекс ендogenous креатиніну, од.	15,7±0,74	9,6±0,48 p<0,001
Концентрація білка в сечі, мг/мл	0,07±0,001	0,1±0,02
Екскреція білка, мг/2 год/100 г	0,3±0,01	0,3±0,04
Екскреція білка, мг/ 100 мкл клубочкового фільтрату	0,06±0,001	0,2±0,01 p<0,001

нізм, що стало передумовою для проведення власних досліджень.

Комбінована дія солей металів призводила до вираженого порушення екскреторної функції нирок. Насамперед, йдеться про порушення швидкості клубочкової фільтрації (табл. 1). Внаслідок зниження ультрафільтрації розвивалася гіперазотемія. Спостерігали високі показники концентрації

креатиніну у плазмі крові. Вдвічі зростав показник, що характеризує стабільність і монотонність гіперкреатинінемії.

Незважаючи на зниження порівняної реабсорбції води, показник діурезу, вірогідно, менший за контрольні показники (табл. 1). Зміна концентраційного індексу ендogenous креатиніну збігалася зі зміною порівняної реабсорбції води.

Таблиця 2

Показники ниркового транспорту іонів натрію при комбінованому впливі хлоридів талію, свинцю і алюмінію ($M \pm m$, $n=24$)

Показник	Інтактні тварини	Дослідні тварини
Концентрація іонів натрію в сечі, ммоль/л	$0,5 \pm 0,06$	$1,7 \pm 0,96$
Екскреція іонів натрію, мкмоль/2год/100 г	$2,2 \pm 0,27$	$5,5 \pm 3,03$
Екскреція іонів натрію, мкмоль/100 мкл клубочкового фільтрату	$0,5 \pm 0,06$	$2,0 \pm 1,06$
Концентрація іонів натрію в плазмі, ммоль/л	$125,8 \pm 1,63$	$140,4 \pm 0,50$ $p < 0,001$
Фільтраційна фракція натрію, мкмоль/хв	$70,2 \pm 1,55$	$40,7 \pm 1,05$ $p < 0,001$
Абсолютна реабсорбція іонів натрію, мкмоль/хв/100 г	$73,2 \pm 1,51$	$40,9 \pm 1,10$ $p < 0,001$
Порівняна реабсорбція натрію, %	$99,97 \pm 0,001$	$99,9 \pm 0,05$
Концентраційний індекс іонів натрію, од.	$0,004 \pm 0,0001$	$0,01 \pm 0,015$
Натрій/калієвий коефіцієнт, од.	$0,09 \pm 0,015$	$0,11 \pm 0,014$
Кліренс іонів натрію, мл/2 год/100 г	$0,01 \pm 0,001$	$0,04 \pm 0,025$
Кліренс безнатрієвої води, мл/2 год/100 г	$4,0 \pm 0,11$	$3,6 \pm 0,14$ $p < 0,05$
Проксимальний транспорт іонів натрію, ммоль/2 год	$8,9 \pm 0,21$	$4,4 \pm 0,13$ $p < 0,001$
Дистальний транспорт іонів натрію, мкмоль/2 год/100 г	$527,1 \pm 15,52$	$514,3 \pm 20,59$
Проксимальний транспорт іонів натрію, мкмоль/100 мкл клубочкового фільтрату	$12,3 \pm 0,13$	$12,5 \pm 0,08$
Дистальний транспорт іонів натрію, мкмоль/ 100 мкл клубочкового фільтрату	$0,8 \pm 0,02$	$1,5 \pm 0,08$ $p < 0,001$

Таблиця 3

Показники кислоторегулювальної функції нирок при комбінованому впливі хлоридів талію, свинцю і алюмінію ($M \pm m$, $n=24$)

Показник	Інтактні тварини	Дослідні тварини
pH сечі, од.	$6,6 \pm 0,08$	$6,82 \pm 0,12$
Екскреція іонів водню, нмоль/2год/100 г	$1,08 \pm 0,16$	$0,92 \pm 0,24$
Екскреція іонів водню, нмоль/100 мкл клубочкового фільтрату	$0,2 \pm 0,02$	$0,3 \pm 0,07$
Екскреція кислот, що титруються, мкмоль/2 год/100 г	$34,7 \pm 1,76$	$18,9 \pm 4,26$ $p < 0,01$
Екскреція кислот, що титруються, мкмоль/100 мкл клубочкового фільтрату	$6,82 \pm 0,48$	$14,0 \pm 3,62$
Екскреція аміаку, мкмоль/2 год/100 г	$72,9 \pm 3,67$	$30,1 \pm 6,22$ $p < 0,001$
Екскреція аміаку, мкмоль/100 мкл клубочкового фільтрату	$13,7 \pm 0,97$	$51,7 \pm 4,44$ $p < 0,001$
Амонійний коефіцієнт, од.	$2,1 \pm 0,29$	$7,69 \pm 2,16$ $p < 0,05$

За умов комбінованої дії солей металів порушувалися процеси фільтрації та реабсорбції в каналцевих нефронах, оскільки показник екскреції білка зростав у 5 разів (табл. 1).

Залишався низьким фільтраційний заряд іонів натрію (табл. 2), показник знижувався в 1,5 раза. Незважаючи на низьке фільтраційне завантаження, екскреція іонів натрію зростала. Змінювалася концентрація катіона в сечі. Абсолютна реабсорбція натрію знижена.

Таким чином, причиною підвищеної екскреції іонів натрію у разі комбінованої дії солей металів було порушення процесів його реабсорбції. Аналіз проксимального та дистального транспорту іонів натрію дав змогу виявити порушення реабсорбції в обох відділах нефрону. Абсолютні величини проксимального транспорту, вірогідно, знижувалися (табл. 2). Стандартизація показника за швидкістю клубочкової фільтрації дала змогу встановити підвищення проксимальної реабсорбції, що вказує на переважну локалізацію патологічного процесу на судинно-клубочковому рівні організації ниркових функцій. Зростав дистальний транспорт іонів натрію.

Порушення кислоторегулювальної функції нирок при комбінованій дії солей металів віддзеркалювався змінами кислотності сечі. рН сечі перевищував контрольні величини (табл. 3). Зниження екскреції активних іонів водню зумовило підвищення рН. Рівень екскреції аміака зростав майже в 4 рази.

Таким чином, у разі комбінованої дії на організм хлористих сполук талію, свинцю і алюмінію дезорганізація властива практично для всіх показників, що характеризують функціональний стан нирок, водночас найбільших змін зазнавала екскреторна функція нирок.

Комбінована дія хлоридів талію, свинцю і алюмінію призводила до виснаження системи гомеостазу, що підтверджувалося різким зниженням досліджуваних показників. Побічно це вказувало на аддитивний ефект металів, оскільки при моноінтоксикаціях цього не спостерігали. Тривалий комбінований вплив солей металів призводить до зриву адаптаційно-компенсаторних можливостей організму.

Відомо, що екскреторна, іонорегулювальна і кислоторегулювальна функція нирок забезпечується трьома основними нирковими процесами: клубочковою фільтрацією, каналцевою реабсорбцією і каналцевою секрецією, які функціонально взаємопов'язані і забезпечують узгоджену діяльність клубочкового і каналцевого відділів нефрону. На основі цих зв'язків реалізуються два регуляторних механізми ниркових функцій – клубочково-каналцевий баланс і тубуло-гломерулярний зворотний зв'язок. Сутність першого полягає у збільшенні реабсорбційних процесів у разі підвищення фільтраційного завантаження нефронів, другого – у разі зниження фільтраційної фракції у відповідь на пригнічення інтенсивності транспортних процесів у проксимальних каналцях [5; 7].

Отримані нами результати узгоджуються з даними літератури. Так, вченими встановлено, що інтоксикація свинцем викликає пошкодження проксимальних відділів ниркових каналців, що супроводжується аміноацидурією, гіпофосфатемією з порівняною гіперфосфатурією. Автори вказують на можливе утворення внутрішньоядерних включень – білково-протейнових комплексів [3; 5; 7].

За нашими даними, у разі комбінованої інтоксикації солями металів порушувалася організація ниркових функцій з ознаками тубулярних ушкоджень. Хлориди талію, свинцю і алюмінію гальмували швидкість клубочкової фільтрації. Ретенційна гіперазотемія є характерним симптомом токсичних нефропатій, викликаних солями металів.

Головні висновки. Порушення організації іонорегулювальної, екскреторної та кислоторегулювальної функцій нирок викликані хлоридами алюмінію, талію і свинцю, що призводить до виражених функціональних змін нирок та нефротоксичності.

Перспективи використання результатів досліджень. Маловивченим є відновлення функціональної регуляції функцій нирок. З'ясування цього питання має важливе не тільки теоретичне, а й практичне значення, оскільки дасть змогу удосконалити методи діагностики, профілактики і лікування ниркової патології з урахуванням залежності особливостей її виникнення.

Література

1. Бойчук Т.М. Добові ритми тканинного фібринолізу при інтоксикації важкими металами. Вісник наукових досліджень. 1998. № 3-4. С. 6-7.
2. Пішак В.П., Висоцька В.Г., Магальяс В.М. Хроноритми функціонального стану нирок при інтоксикації хлоридами талію, свинцю та алюмінію. Буковинський медичний вісник. 2006. Т. 10. № 4. С. 136-138.
3. Висоцька В.Г. Вплив важких металів на функції нирок. Всеукр. наук.-практ. конф. 16-18 жовт. 2004 р. тези доп. Чернівці. БДМУ. 2004. С. 93-94.
4. Гоженко А.І. Некоторые общие закономерности формирования патологического процесса в почках. Труды VIII Всесоюзной конф. по физиологии почек и водно-солевого обмена. Харьков. 1989. С. 50.
5. Кухарчук О.Л., Магальяс В.М., Чала К.М., Роговий Ю.С. Біохімічні механізми нефротоксичної дії важких металів. Вісник Чернівецького держуніверситету. 1998. Вип. 20. С. 23-28.
6. Руденко С.С. Алюміній у природних біотопах. Чернівці. Вид-во ЧНУ «Рута». 2001. 300 с.
7. Pishak V.P. Nephrotoxic effect of thallium chlorid / V.P. Pishak, V.M. Magalyas, V.G. Visotska, R.Ye. Bulyk, M.D. Perepeliuk. Науковий потенціал світу, 2005 : II міжнар. наук.-практ. конф., 19-30 верес. 2005 р.: тези доп. Дніпропетровськ : Наука і освіта, 2005. Т. 1. Біологічні науки. С. 17-18.
8. Malara P. The influence of lead on occurrence of essential elements in teeth / P. Malara, J. Kwapuliniski. Acta toxicol. 2004. Vol. 12, № 1. P. 47-53.

УДК 631.415.2:631.58

БІОЛОГІЧНА РЕКУЛЬТИВАЦІЯ ОСУШУВАНОЇ ЗЕМЕЛЬНОЇ ДІЛЯНКИ ЗАПЛАВИ Р. ВІЛЬХОВАТКА ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Холодна А.С.

Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського»
вул. Чайковська, 4, 61024, м. Харків
lonakalt@gmail.com

Дослідженнями доведено, що вирощування верби енергетичної на осушуваній ділянці заплави р. Вільховатка позитивно впливає на біологічні властивості ґрунтів території. Як індикатори зміни еколого-біологічного стану осушуваних заплавної ґрунтів використано активність протеази, чисельність орібатид та колембол. Зроблено висновок, що вирощування верби енергетичної може бути використане як ефективний захід біологічної рекультивациі осушуваних заплавної ґрунтів та деградованих ґрунтів загалом. *Ключові слова:* маргінальні землі, заплавні ґрунти, деградація земель, активність протеази, мікроартроподи, верба енергетична.

Биологическая рекультивация осушенного земельного участка поймы р. Ольховатка Харьковской области. Холодная А.С. Исследованиями доказано, что выращивание вербы энергетической на осушенном участке поймы р. Ольховатка позитивно влияет на биологические свойства почв территории. В качестве индикаторов изменения эколого-биологического состояния осушенных пойменных почв использовали активность протеазы, численность орібатид и колембол. Сделан вывод, что выращивание вербы энергетической может быть использовано как эффективный приём биологической рекультивации осушенных пойменных почв и деградированных почв в целом. *Ключевые слова:* маргинальные земли, пойменные почвы, деградация земель, активность протеазы, микроартроподы, верба энергетическая.

Biological reclamation of drained land plot of r. Vilkhovatka floodplain in Kharkiv region. Kholodna A. It has been proved that cultivation of energy willow on a drained land plot of the floodplain of Vilkhovatka river positively affects the biological properties of the territory's soils. The activity of protease, the number of oribatida and collembola were used as indicators of change in the ecological and biological states of drained floodplain soils. It is concluded that cultivation of energy willow can be used as an effective way of biological reclamation of drained floodplain soils and degraded soils in general. *Key words:* marginal lands, floodplain soils, land degradation, protease activity, microarthropods, energy willow.

Постановка проблеми. Заплавні ґрунти – ґрунти високої потенційної родючості, що зустрічаються по всій території України. Їх нараховується близько 4,5 млн га, в тому числі 1,4 млн га органогенних (торфових і оторфованих) [1]. На жаль, ці «заповідні» території нині не оминули деградаційні процеси. Серед них можна виділити зміну клімату, аридизацію земель, парниковий вплив, поступова зміна полюсів як природні процеси та зведення лісів, надмірне розорювання земель, занепад іригаційних споруд та систем – як антропогенні навантаження на ґрунтовий покрив. Внаслідок цього значно збільшились площі осушуваних маргінальних земель із деградованим ґрунтовим покривом, які конче потребують уваги та запровадження управлінських заходів, із метою часткового відновлення їх властивостей та залучення їх до виробничого сектору.

Осушувальні меліорації в Україні найбільш масштабно проводились в період 60–80 років минулого століття. Щорічно сільськогосподарському виробництву передавалось до 110 000–120 000 га меліорованих гідроморфних земель. Для гумідних регіонів України це був потужний резерв для розширення сільськогосподарських угідь під інтенсивне використання. Проте

екологічні вимоги щодо меліорації земель за тих умов часто ігнорувались. Невдовзі це проявилось на виникненні та розвитку цілої низки негативних явищ на осушуваних землях [2].

Соціально-економічна доцільність меліорації перезволожених земель, яка пропагувалась і обґрунтовувалась на той час, не завжди гармоніювала з екологічною. Крім того, низький рівень культури землеробства на осушуваних землях не давав змоги вчасно і ефективно освоювати ці землі.

Нині проблема ефективного і сталого використання осушуваних земель, на меліорацію яких було витрачено надвеликі суми грошей, загострилася. Протягом останніх десятиріч розвинуті зарубіжні країни (США, Німеччина та ін.) надають пріоритет екологічним функціям перезволожених земель. Залучення їх в інтенсивне сільськогосподарське використання здійснюється тільки за умов еколого-економічної та соціальної обґрунтованості. Названі країни надають державну підтримку спеціальним програмам, які націлені на відтворення біосферних функцій та біорозмаїття гідроморфних ландшафтів [3].

На наш погляд, зважаючи на досвід закордонних колег, одним із найкращих шляхів використання осу-

шених заплавних ґрунтів є залучення останніх до біоенергетичного виробництва, зокрема як розмножувальні ділянки для деревовидних швидкозростаючих енергетичних культур. Одночасно з економічним ефектом в цьому випадку зростатиме й екологічний – такий раціональний підхід є базисом біологічної рекультиваци [4–6].

Для України культивування таких рослин вже досить відоме [7–9], проте дуже багато питань викликає саме вибір ґрунтів для їх вирощування – ця тема залишається дискусійною впродовж багатьох років. За директивою ЄС вирощування енергетичних культур можливе лише на маргінальних землях [10–13]. Досліджувані нами заплавні ґрунти р. Вільховатка можна віднести до розряду маргінальних земель через їх порушені фізичні та фізико-хімічні властивості.

Мета роботи – дослідити ефективність вирощування верби енергетичної на осушуваній ділянці заплави р. Вільховатка, а саме зміну деяких біологічних властивостей лучного та лучно-болотного ґрунтів заплави.

Матеріали і методи досліджень. Вивчали вплив 2-річних насаджень верби енергетичної на біологічні властивості, а саме – активність ферменту протеази та чисельність ґрунтових безхребетних (Microarthropoda), деградованих ґрунтів заплави р. Вільховатка (лучного алювіального важкосуглинкового та лучно-болотного алювіального важкосуглинкового). Активність протеази визначали за модифікованим методом Мішустіна, розробленим лабораторією родючості гідроморфних і кислих ґрунтів ННЦ «ІГА ім. О.Н. Соколовського» [14]; визначення чисельності мікроартропод у ґрунті проводили згідно з загальноприйнятими методиками ґрунтово-зоологічних досліджень [15; 16].

Виклад основного матеріалу дослідження. В результаті проведених нами досліджень, встановлено наступні особливості культивування енергетичної верби на ґрунтах заплави р. Вільховатка.

На лучному алювіальному ґрунті центральної заплави верба енергетична зростала краще, ніж на лучно-болотному ґрунті притерасної заплави. Зокрема, це пов'язано з рівнем залягання підґрунтових вод, а, як наслідок, і вмістом закисних форм заліза [17]. Добре відомо, що чим більше води у ґрунтовому середовищі, тим активніше проявляються анаеробні умови.

Концентрація закисного заліза в лучно-болотному ґрунті була практично вдвічі більшою ніж у лучному алювіальному. Зважаючи на те, що на ділянках цього ґрунту ріст верби енергетичної був помітно гіршим за попередній варіант, можна вважати закисне залізо в надмірних концентраціях лімітуючим фактором для неї.

Незважаючи на деяку пригніченість зростання рослин на лучно-болотному ґрунті, результати біологічних досліджень показують позитивну динаміку.

Протеаза – досить важливий фермент, адже з нею пов'язані зміни складу органічних компонентів і динаміка засвоюваних для рослин форм азоту. Крім того,

саме протеази можна вважати інтегральним показником біологічної активності. Зважаючи на те, що ґрунти річкових заплав (навіть деградовані) самі по собі мають високі показники біологічної активності, проведені дослідження доводять збільшення протеазної активності під впливом культивування верби (табл. 1).

Таблиця 1

Протеазна активність ґрунтів заплави р. Вільховатка за вегетаційний період 2017 р. (у відсотках)

Варіант	Протеазна активність	
	Липень	Жовтень
Лучний алювіальний важкосуглинковий		
Контроль	44,96	72,43
Верба енергетична	95,67	98,10
Міжряддя	85,30	87,26
НІР ₀₅	4,04	1,54
Лучно-болотний алювіальний важкосуглинковий		
Контроль	35,27	68,46
Верба енергетична	83,41	86,05
Міжряддя	59,45	68,24
НІР ₀₅	5,15	1,78

На обох ґрунтах протеазна активність була максимальною під вербою, мінімальною – на контролі (чистий ґрунт). Будь-яка рослинність провокує підвищення мікробіологічних процесів, але в цьому разі важливим є те, що енергетичні культури – цінне джерело для економіки регіону.

Нами було досліджено дві групи ґрунтових безхребетних – орибатида (Acarina) (рис. 1) та колемболи (Collembola) (рис. 2). Обидві – природні меліоратори ґрунту. Орибатида, або панцирні кліщі, завдяки значній різноманітності видів і життєвих форм, а також харчовій спеціалізації, роблять значний внесок у процеси біотрансформації органічної речовини.



Рис. 1. Орибатида в представлених ґрунтових зразках

Чисельність орибатид мала таку саму динаміку, як і протеазна активність (табл. 2). При цьому кількість панцирних кліщів збільшилась у часі (від липня до жовтня) і просторі (від контролю до ділянок під рослинами верби). Особливо це помітно на лучно-болотному ґрунті – популяція орибатид під рослинами збільшилась у 8,2 рази, а в міжряддях – у 6,4. Проте і на контролі маємо таку саму динаміку, щоправда кількість орибатид та значно менша (853 екз./м² на контролі порівняно з 3067 екз./м² під вербою).

Таблиця 2

Чисельність орибатид у ґрунтах заплави р. Вільховатка за вегетаційний період 2017 р. (екземпляр на м²)

Варіант	Чисельність орибатид	
	Липень	Жовтень
Лучний алювіальний важкосуглинковий		
Контроль	80	1013
Верба енергетична	320	1307
Міжряддя	280	867
НІР ₀₅	96,9	157,7
Лучно-болотний алювіальний важкосуглинковий		
Контроль	53	853
Верба енергетична	373	3067
Міжряддя	240	1547
НІР ₀₅	104,9	252,15

Колеболои адаптовані до різноманітних ґрунтових режимів і формують фауністичні комплекси, які є характерними для певного типу ґрунтів.



Рис. 2. Колеболои в представлених ґрунтових зразках

Загалом кількість колеболо зросла на всіх варіантах із початку вегетації і досягла свого максимуму на початку жовтня. Проте влітку колеболо на лучному ґрунті було більше саме на контролі, водночас як під вербою та в її міжряддях їх було майже однакова кількість. На лучно-болотному колеболо на контролі також було більше, ніж під рослинами. Восени динаміка змінилася, подібно до результатів активності ферменту та кількості орибатид. Таким чином, найбільше безхребетних зафіксовано під рослинами верби – 2480 та 1413 екз./м² відповідно на лучному та лучно-болотному ґрунті.

Таблиця 3

Чисельність колеболо у ґрунтах заплави р. Вільховатка за вегетаційний період 2017 р. (екземпляр на м²)

Варіант	Чисельність колеболо	
	Липень	Жовтень
Лучний алювіальний важкосуглинковий		
Контроль	827	1267
Верба енергетична	533	2480
Міжряддя	507	1893
НІР ₀₅	80,3	202,9
Лучно-болотний алювіальний важкосуглинковий		
Контроль	667	747
Верба енергетична	107	1413
Міжряддя	853	960
НІР ₀₅	70,2	43,6

Головні висновки. Результати проведених досліджень підтвердили, що деякі біологічні властивості деградованих ґрунтів річкових заплав можуть бути покращені шляхом вирощування на них такої енергетичної культури, як верба енергетична. Враховуючи ботанічні особливості рослини, високий економічний (використання щепи для опалювання), соціальний (забезпечення робочих місць у регіонах) та ґрунтово-екологічний (покращення біологічних властивостей) ефект, культивування верби на таких ділянках є новітнім, раціональним та ресурсозберезувальним заходом для агропромисловості. Проте важливо зазначити, що це питання, безумовно, потребує подальших досліджень.

Література

1. Основи управління родючістю ґрунтів / Р.С. Трускавецький, Ю.Л. Цапко. Х.: ФОП Бровін О.В., 2016. 388 с.
2. Заходи з ефективного і сталого функціонування осушуваних земель / Р.С. Трускавецький та ін. Харків, 2006. 31 с.
3. Раціональне та екологічно безпечне землекористування на осушуваних землях / Р.С. Трускавецький та ін. Харків, 2016. 30 с.
4. Можарівська І.А. Вирощування енергетичних рослин як один із напрямків вирішення екологічної та енергетичної проблеми в Україні / І.А. Можарівська, Л.Д. Романчук. Матер. конф. «Сучасні проблеми екології та геотехнологій». Житомир, 2013. С. 255.
5. Krzyżaniak M. Life cycle assessment of new willow cultivars grown as feedstock for integrated biorefineries / M. Krzyżaniak, M.J. Stolarski, S. Szczukowski, J. Tworowski. Bioenergetics recourses. 2015. № 1. P. 224–238.

6. Цапко Ю.Л. Протеазна активність урбаноземів Харківської області за умов вирощування міскантусу гігантського / Ю.Л. Цапко, А.С. Холодная. *Gruntoznavstvo*. 2017. № 18(1-2). С. 66–71.
7. Hughes M. Environmental issues related to biomass: an overview / M. Hughes, J.W. Ranney. *Materials of the First Biomass Conference of the American National Renewable Energy Laboratory*. Washington, DC, 1993. 15 p.
8. Лакида П.І. Енергетичний потенціал біомаси в Україні / П.І. Лакида, Р.Д. Васишин, С.В. Зібцев, І.П. Лакида. Навчально науковий інститут лісового і садово-паркового господарства НУБіП України. Київ, 2011. 28 с.
9. Климчук О.В. Економічні принципи інноваційного забезпечення біопаливного виробництва. *Збірник наукових праць Вінницького національного аграрного університету: економічні науки*. 2014. № 1 (87). С. 45–50.
10. Гументик М.Я. Атлас високопродуктивних біоенергетичних культур. *Біоенергетика*. 2013. № 2. С. 6–7.
11. Директива європейського парламенту та ради 2009/28/ЄС. Офіційний вісник Європейського Союзу. 2009. 47 с.
12. Strijker D. Marginal lands in Europe – causes of decline. *Basic Appl. Ecol.* 2005. № 6. Р. 99–106.
13. Agrofuels and the Myth of the Marginal Lands: The Gaia Foundation Biofuelwatch. Gaia Foundation. 2008. 8 p.
14. Schroers J.O. Towards the development of marginal land use depending on the framework of agricultural market, policy and production techniques. University of Giessen, Germany. 2006. № 93(1-2). Р. 110–116.
15. Методологія оперативної діагностики впливу природних та антропогенних навантажень на функціональну стійкість кислих ґрунтів / Ю.Л. Цапко та ін. Харків, 2017. 17 с.
16. Количественные методы в почвенной зоологии / Ю.Б. Бызова, М.С. Гиляров, В. Дунген и др. М.: Наука, 1987. 288 с.
17. Методы почвенно-зоологических исследований. М.: Наука, 1975. 280 с.
18. Холодна А.С. Ґрунтові чинники заплавних ґрунтів, які лімітують зростання енергетичних культур. *Ґрунтознавство*. 2016. № 3–4. С. 43–50.

СУЧАСНІ МЕТОДИ ПЕРЕРОБКИ ТА УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ БУРІННЯ НАФТОГАЗОВИХ СВЕРДЛОВИН

Рикусова Н.І.

Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»
вул. Кирпичова, 2, 61002, м. Харків
n_rykusova@ukr.net

Розглядаються методи переробки та утилізації таких відходів буріння, як нафтошлами. Визначено фактори впливу на навколишнє природне середовище під час проведення бурових робіт та експлуатації родовища. Проаналізовані сучасні технології розкладання бурового нафтового шламу на компоненти. Результати аналізу сучасних методів переробки та утилізації відходів буріння можуть використовуватися для підвищення екологічної безпеки нафтовидобувних районів. *Ключові слова:* нафтошлам, амбар, видобуток вуглеводнів, негативний вплив на навколишнє природне середовище.

Современные методы переработки и утилизации отходов бурения нефтегазовых скважин. Рыкусова Н.И. Рассматриваются методы переработки и утилизации таких отходов бурения, как нефтешламы. Определены факторы влияния на окружающую среду при проведении буровых работ и эксплуатации месторождения. Проанализированы современные технологии разложения бурового нефтяного шлама на компоненты. Результаты анализа современных методов переработки и утилизации отходов бурения могут использоваться для повышения экологической безопасности нефтедобывающих районов. *Ключевые слова:* нефтешлам, амбар, добыча углеводородов, негативное влияние на окружающую среду.

Modern methods of processing and disposal of oil drilling waste. Rykusova N. Methods of processing and disposal of drilling waste, such as oil sludge, are discussed. Factors of influence upon the environment during drilling and field development are determined. Modern technologies of decomposition of drilling oil sludge into components are analyzed. The results of analysis of modern methods of processing and disposal of drilling waste can be used to improve environmental safety of oil producing areas. *Key words:* oil sludge, waste pit, hydrocarbon production, negative environmental impact.

Нафтопродукти є основним джерелом енергії для промисловості та повсякденного життя. Витоки та випадкові розливи відбуваються регулярно під час розвідки, видобутку, транспортування та зберігання нафти та нафтопродуктів [1].

Вуглеводні, що потрапили в навколишнє середовище, випадково або через людську діяльність є однією з основних причин забруднення води та ґрунту [2].

Одним з основних аспектів проведення робіт із видобутку вуглеводнів є максимальне збереження стану навколишнього середовища.

Усі бурові майданчики можна вважати об'єктами підвищеної екологічної небезпеки. Отже, вплив на навколишнє природне середовище під час спорудження свердловин спостерігається не тільки в результаті аварійних ситуацій, а також і за нормальних умов проходження виробничого процесу [3].

Одним із найважливіших аспектів більш досконалої технології є інноваційне покращення процесів, що відбуваються на всіх стадіях вилучення вуглеводнів [4].

У разі буріння та випробування свердловин із вуглеводневою продукцією основними джерелами виділення забруднюючих речовин є: бурова установка (робота силових дизельних агрегатів, використання бурових розчинів, господарчі стоки, вуглеводні продуктивних горизонтів та ущільнювальні матеріали різьбових з'єднань обсадних колон тощо) і самі свердловини (викиди забруднюючих речовин

в атмосферу відбуваються при їх випробуванні та роботі) [5].

Буровий шлам – водна суспензія, тверда частина якого складається з продуктів руйнування гірських порід забою та стінок свердловини, продуктів стирання бурового снаряду та обсадних труб, глинистих мінералів (при промивці глинистим розчином) [6].

Відпрацьований буровий розчин – це розчин, який був виключений із технологічних процесів буріння свердловин та який підлягає утилізації або захороненню [7].

Бурові стічні води – це сукупність рідких відходів, що утворюються під час проведення різних технологічних операцій при бурінні свердловини:

– часткове скидання відпрацьованого бурового розчину;

– очистка сіток вібросит;

– охолодження штоків насосів;

- господарчі стоки.

БСВ є багатоконпонентною системою, основними складовими елементами забруднення БСВ є завислі речовини органічні речовини та нафтопродукти.

За зовнішнім виглядом бурові стічні води являють собою суміш коричневого чи темно-коричневого кольору, яка є практично непрозорою з легким запахом нафтопродуктів [8].

Характеристика бурового шламу, який виникає під час буріння нафтогазової свердловини, свідчить про наявність у ньому домішок (табл. 1).

Мірою заглиблення свердловини на її забої утворюється вибурена порода, яка піднімається на поверхню разом із циркулюючим буровим розчином (промивальною рідиною) [5]. Ці відходи буріння на поверхні проходять систему очистки і далі направляються у шламові амбари.

Таблиця 1

Порівняльна характеристика бурового шламу, що виник на двох різних об'єктах нафтовидобутку

Показники досліджування/ партія, вид відходу	БШ1	БШ2
Нафтопродукти, г/кг	0,3	0,4
Вологість, %	53	47
Сухий залишок, г/кг	63,8	56,6
pH	7,2-7,6	10,8-11,0
Cl ⁻ , г/кг	18,1	7,7
Ca ⁺ , Mg ⁺ , г-екв/л	0,025	0,07



Рис. 1. Компонентний склад відходів буріння [8]

Характеристика основних методів переробки та утилізації твердих відходів нафтовидобувної промисловості

Термічний метод перероблення бурового шламу

Цей метод доволі поширений, він зазвичай реалізується у відкритих амбрах, печах різних конструкцій (обертючих барабанних печах, топках із барботажними пальниками, тощо). Також до цього методу належить сушка в сушарках, які мають різні конструкції, піроліз, термодесорбція, електровогнева обробка, термоліз, термообробка.

Під час спалювання бурового шламу у барабанній печі, яка обертається, тверда фаза змішується з суглинком (30–60% мас. і 40–70% мас. відповідно) та гранулюється. Рідка фаза застосовується вдало

для приготування бурового розчину. Недолік цього методу – висока собівартість [9].

Піроліз – це процес розкладання органічних сполук під дією високих температур за відсутності або нестачі кисню та з утворенням побічних продуктів знешкодження, як-от пірогаз і піролізна смола. Також виділяються тверда фаза та тепло відхідних газів, які підлягають утилізації [10].

Термодесорбція бурового шламу – термічне нагрівання відходів із подальшою конденсацією і вловлюванням вуглеводневої фази. Метод пов'язаний із великими енергетичними витратами і має малу економічну ефективність.

Електровогневе спалювання бурових шлаків характеризується створенням практично ідеальних умов екологічно чистого горіння будь-яких токсичних відходів [9].

У разі термообробки бурових шлаків практичне повне знешкодження бурових шлаків відбувається при температурі 800–850 °С внаслідок хімічного перетворення сполук [11].

Недолік високотемпературного спалювання – дорогі спецобладнання та енергетичні ресурси.

Метод термічної обробки БШ є загалом дорогим процесом, за якого безповоротно знищується цінна вуглеводнева складова частина БШ [12].

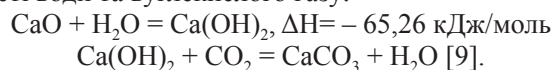
Під час термолізу бурових шлаків утворюються такі речовини:

- вода (40% мас.);
- твердий вуглецевий залишок (21% мас.);
- вуглеводневий дистилят (30% мас.);
- вуглеводневий газ (9% мас.) [13].

Термічний метод перероблення бурових шлаків універсальний, бурові шлами не вимагають попередньої підготовки (очистка від сміття, каменів, нафтопродуктів). При цьому об'єм переробленого продукту в десятки разів менший за початковий об'єм бурового шламу. Але під час спалювання в атмосферу виділяється велика кількість небезпечних і шкідливих газів. Щоб попередити цей негативний вплив, необхідно проводити очищення викидів. Це вимагає залучення додаткових матеріальних, фінансових, фінансових і енергетичних ресурсів. Економічну ефективність термічних методів зменшує необхідність осушки бурового шламу з високою вологістю [9].

Хімічні методи утилізації відходів буріння

Метод хімічної утилізації бурових відходів на основі реагентного капсулювання нині науковцями вважається ефективним напрямом перероблення відходів буріння [14; 15]. Під час його впровадження відбувається фізико-механічні перетворення БВ на нейтральний для навколишнього природного середовища матеріал. Кожна частинка цього матеріалу вкрита гідрофобною оболонкою з карбонату кальцію, яка утворюється під час гасіння вапна у присутності води та вуглекислого газу:



Під час гасіння вапна відбувається екзотермічна реакція (виділення теплової енергії), потім випаровування зайвої вологи і загибель мікроорганізмів. Гранули, які утворюються при цьому, після визрівання протягом 24 годин мають високу міцність, а швидкість виділення небезпечних речовин у навколишнє природне середовище знижується у сотні разів [16].

Біохімічні (біологічні) методи перероблення бурових відходів

Використовують біологічні речовини (бактерії, культури грибів, рослин). Метод ґрунтується на здатності мікроорганізмів переробляти вуглеводні [17]. При цьому проходять біохімічні реакції, під час яких відбуваються розщеплення, мінералізація і часткова гуміфікація забрудненого ґрунтового слою [9; 18].

Як мікроорганізми-деструктори використовують *Rhodococcus erythropolis* AC 1339Д [19], адже у результаті випробувань він проявляє найбільшу деструктивну активність до нафти та нафтопродуктів порівняно з відомими нафтоокислюючими мікроміцетами, наприклад *Fusarium* sp. № 56.

Як біодобавки використовуються високомолекулярні кислоти (ВМК), отримані шляхом окислення керогена сланців у водно-лужному середовищі.

Для активації нафтоокислюючих мікроорганізмів досить 0,001–0,002% мас. ВМК, також як біодобавку використовують біотрин [20].

Можна використовувати біологічний препарат Деворойл, який призначений для біодеградації нафти та нафтопродуктів при забрудненні ґрунту, природних водойм, акваторій, стоків промислових підприємств та реабілітації забруднених територій. Препарат являє собою ретельно підібраний союз вуглецеволужних бактерій та дрозів, що успішно працюють у різних природних та антропогенних екосистемах. Ці мікроорганізми адаптовані до середовища з солоністю до 150 г/л, тобто однаково добре працюють як у прісній, так і в морській воді, а також здатні до комплексного розкладання як розчинних, так і нерозчинних у воді компонентів нафти (при впровадженні у товщину нафтової плівки) [21; 22].

Остання властивість препарату суттєво скорочує час, необхідний для нейтралізації забруднення, та запобігає вимиванню мікроорганізмів від вимивання їх із нафти паводковими водами та зливовими дощами.

Препарат простий у використанні. На забруднений ґрунт чи поверхню водойм та річок наносять робочу суспензію препарату (готують безпосередньо перед використанням) шляхом дощування чи розпилення за допомогою будь-яких призначених для цього машин та агрегатів (при температурі ґрунту чи води від +5°C до +45°C).

Розхід препарату залежить від ступеня забрудненості ґрунту, водної поверхні [23].

Недоліки біохімічного (біологічного) методу:

– довготривалий процес, потребує великої кількості коштів на придбання біопрепаратів;

– галузь застосування обмежена селективною дією бактерій, що використовуються;

– бактерії, як правило, мають високу чутливість до складу бурового розчину та зміни факторів середовища (температури, вологості, pH тощо), що перешкоджає отриманню бажаного результату.

Біологічний метод є оптимальним у комплексі з іншими способами утилізації БВ. Ступень очистки БШ при цьому підвищується до 91% після попередньої екстракції нафтопродуктів із шламу ксилолом і обробкою підібраного консорціуму необхідних мікроорганізмів [9; 24].

Утилізація нижнього (донного) шару шламових амбарів можуть здійснювати методом біодеструкції у польових умовах [25].

Успіх біологічного очищення нафти залежить від здатності встановлювати і підтримувати умови, які сприяють підвищенню рівня біодеградації нафти на забрудненій території [26–31].

Ґрунт, забруднений вуглеводнями, викликає великі пошкодження локальної навколишньої природної системи, оскільки накопичення забруднюючих речовин у тварин та тканинах рослин може спричинити смерть або мутації [32].

Таким чином, біологічні методи перероблення БВ застосовують в основному на одному з етапів комплексних заходів із поводження з БВ, які містять нафтопродукти. Оскільки зміст нафтопродуктів у БШ порівняно невеликий, цей спосіб не є виправданим у технічно-екологічному і економічному плані.

Буровий шлам доцільно використовувати як добавку для виробництва будівельних матеріалів, враховуючи відповідність складу шламу складу сировини для будівельних матеріалів [33; 34].

Утилізація попередньо знешкоджененого бурового шламу може використовуватися у виробництві таких будівельних матеріалів, як цегла, керамзит, малорозмірні будівельні вироби [7].

Фізичний метод утилізації бурових відходів

Такий метод оснований на зміні фізичних властивостей бурового шламу під впливом різних силових факторів.

Фізичний метод перероблення БШ умовно поділяють на:

- гравітаційне відстоювання;
- розділення у відцентровому полі;
- розділення фільтруванням;
- заморожування [35].

Найпоширеніші апарати для розділення та подальшої переробки нафтових відходів – це центрифуги, фільтри, гідроциклони та сепаратори [36].

Для зневоднення таких бурових відходів, як нафтошлами, використовують фільтри – відстійники [37; 38].

Перевагою гравітаційного відстоювання є відсутність великих капітальних та експлуатаційних витрат, а до недоліків можна віднести довготривалість процесу відстоювання та мала ефек-

тивність розділення нафтових залишків та інших домішок [39].

Розділення у відцентровому полі бурових шламів відбувається у декантері. Принцип його дії заснований на дії відцентрованих сил. У декантері нафтошлами в суміші з підігрітою свіжою нафтою подаються на трифазні декандри, де відбувається поділ на три фази: вуглеводневу, водну і механічні домішки. Виділені вуглеводні направляють на вторинну переробку, воду – на очищення, механічні ж домішки, які збагачені вуглеводнями і містять воду, є новим відходом, кількість якого значно менша порівняно з кількістю первинного нафтошламу, але все ще значна [40].

До переваг цього різновиду перероблення БШ належать можливість зменшення кількості відходів, а також повторне використання частини води, яка відокремлюється від нафтопродуктів.

До недоліків належить необхідне спеціальне устаткування, як-от гідроциклони, сепаратори, центрифуги [40; 41].

Спосіб фільтрування через прес тільки відділяє водну частину відходів від важких домішок, цей процес характеризується досить низькою пропускною здатністю. При цьому фільтруванні залишається невирішеною проблема утилізації відфільтрованого матеріалу і відділення води. Цей метод не вирішує питання повної утилізації нафтових відходів [42; 43].

Визначено вплив заморожування і відтавання на зневоднення шламової емульсії, її структуру, чисельність і дихальну активність мікрофлори шламу, токсикологічні характеристики водної фази шламу. Виявлено, що заморожування і відтавання викликає дестабілізацію структури шламу, яка проявляється у прискоренні його зневоднення під час центрифугування [44].

За 20 хвилин центрифугування від вихідного шламу відділяється вода у кількості 28% по масі, тоді як від шламу після заморожування та відтавання – понад 39%. Таким чином, заморожування та відтавання дестабілізують структуру шламу та сприяють збільшенню ефективності його зневоднення у модельних умовах центрифугування. Цей метод більшою мірою підходить до сумішей, які складаються з синтетичних органічних речовин [44; 45].

Фізико-хімічні методи перероблення відходів буріння

Основою цього методу є застосування спеціальних поверхнево-активних речовин (ПАР), що змінюють фізико-хімічні властивості, з подальшою обробкою на спеціальному обладнанні.

Як ПАР використовують змочувачі, диспергатори, деемульгатори та розчинники. Також у фізико-хімічному методі перероблення БШ використовуються допоміжні речовини, такі як коагулянти та флокулянти, які впливають на розмір і структуру зважених часточок у нафтовій і водній фазах.

Коагуляція – це процес злипання частинок колоїдної системи при їх зіткненнях у процесі теплового (броунівського) руху, перемішування або спрямованого переміщення у зовнішньому силовому полі.

Первинні частки в таких скупченнях з'єднані силами міжмолекулярної взаємодії безпосередньо або через прошарок навколишнього (дисперсійного) середовища. Коагуляція супроводжується прогресуючим укрупненням частинок (збільшенням розміру і маси агрегатів) і зменшенням їх числа в обсязі дисперсійного середовища – рідини.

Флокуляція – вид коагуляції, за якої дрібні частки, які у зваженому стані в рідкому середовищі утворюють пухкі скупчення, тобто флокули. Флокуляція в рідких дисперсних системах відбувається під впливом спеціально речовин, що додаються, – флокулянтів [46; 47].

Загальним недоліком усіх відомих коагулянтів є неможливість їх регенерації та повернення товарного продукту. Також до недоліків методу належить те, що під час зміни хімічного складу бурового шламу процес осадження часточок може стати нерегульованим.

Головні висновки. Серед наявних методів утилізації БШ більш перспективним є комбінований метод, тобто центрифугування із застосуванням флокулянтів і коагулянтів [48; 49]. При цьому методі вилучення нафтопродуктів із БШ сягає 85%, а механічних домішок – 95%. Щоб прискорити процес осадження частинок, використовують коагулянт Al₂(SO₄)₃ (сульфат алюмінію), а для покращення процесу хімічного осадження – флокулянт поліакриламід (ПАА), який сприяє збільшенню розмірів пластівців при коагуляції [9; 50].

У сучасній літературі недостатньо описані фактори, які впливають на вибір того чи іншого методу переробки та утилізації відходів буріння нафтогазових свердловин. Залежно від складу відходів буріння та визначених експериментальним методом оптимальних технологічних параметрів їх переробки та утилізації, здійснюється вибір того чи іншого способу переробки та утилізації відходів буріння нафтогазових свердловин.

Цим питанням будуть присвячені подальші дослідження.

Література

1. Kvenvolden K.A. Natural seepage of crude oil into the marine environment / K.A. Kvenvolden, C.K. Cooper. Geo-Marine Letters. 2003. Vol. 23, no. 3-4. Pp. 140–146.
2. Holliger C. Contaminated environments in the subsurface and bioremediation: organic contaminants / C. Holliger, S. Gaspard, G. Glod. FEMS Microbiology Reviews. 1997. Vol. 20, no. 3-4. Pp. 517–523.
3. Мельник О.Д. Дослідження процесу коагуляції в технології очищення бурових стічних вод. / О.Д. Мельник, А.В. Пукіш. Всеукраїнський науково-технічний журнал «Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ». 2010. № 2 (35). С. 125–128.

4. Kanwalroop K.D. Environmental / K.D. Kanwalroop, A. Nagurney, P. Ramanuam. Networks, University of Massachusetts at Amherst, US. 1999. p. 432.
5. Чернова А.О. Оцінка впливу бурового шламу на навколишнє середовище / А.О. Чернова, О.В. Шестопапов. Х Міжнародна науково-практична студентська конференція магістрантів Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут». Харків: НТУ «ХПІ», 2016. С. 66–67.
6. Миронов Н.А. Использование бурового шлама при строительстве дорог / Н.А. Миронов, И.Р. Усманов. Электронный журнал Cloud of Science. 2013. № 2. С. 33–36. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/ispolzovanie-burovogo-shlama-pri-stroitelstve-dorog>.
7. Будьоний О.П. Рекультивация шламовых амбаров при бурении нефтяных и газовых скважин / О.П. Будьоний, І.Ю. Матюшенко. Кременчугський національний університет імені Михайла Остроградського Науковий журнал «Екологічна безпека». 2011. С. 67–69.
8. Пукіш А.В. Дослідження хімічного складу та фізико-хімічних властивостей бурових стічних вод / А.В. Пукіш, Я.М. Семчук. Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ. 2007. С. 141–144.
9. Аблесєва І.Ю. Підвищення рівня екологічної безпеки при утилізації відходів нафтогазового видобутку: 21.06.01. Суми, 2016. 194 с.
10. Гречко О.В. Сучасні методи термічної переробки твердих побутових відходів. Промислова енергетика. 2006. № 9. С. 25–29.
11. Кушнірчук В.В. Напрямки поводження з буровими шламами / В.В. Кушнірчук, М.М. Орфанова. Майбутній науковець – 2017: матеріали всеукр. наук.-практ. конф. 1 груд. 2017 р. С. 117–120.
12. Okpokwasili G.C. Effects of drilling fluids on marine bacteria from a Nigerian offshore oilfield / G.C. Okpokwasili, C. Nnubia. Environ. Intern. 1995. Vol. 19, N 6. P. 923–929.
13. Пат. 2389564 Российская Федерация, МПК (2006.01) B09B3/00, (2006.01) C04B33/132, (2006.01) C04B33/32. Способ обезвреживания бурового шлама с получением из него строительного материала / В.М. Горин, М.К. Кабанова, И.К. Казмалы, А.А. Карташов, С.А. Токарева, В.Л. Уксюзюв; владелец патента Закрытое акционерное общество «НИИ Керамзит». № 2009122101/03; заявл. 10.06.2009; опубл. 20.05.2010.
14. Литвинова Т.А. Реагентный способ обезвреживания нефтешламов / Т.А. Литвинова, Т.В. Винникова, Т.П. Косулина. Экология и промышленность России. 2009. № 10. С. 40–43.
15. Гержберг Ю.М. Реагентное обезвреживание отходов нефтегазовой промышленности / Ю.М. Гержберг, Н.Д. Цахая, А.Н. Попов, З.Н. Овчар. Строительные материалы, оборудование, технологии XXI века. 2003. № 3 (50). С. 30–31.
16. Воробьева С.Ю. Переработка нефтешламов, буровых шламов, нефтезагрязненных земель методом реагентного капсулирования / С.Ю. Воробьева, М.С. Шпинькова, И.А. Мерициди. Территория Нефтегаз. Экология. 2011. № 2. С. 68–71.
17. Мікроорганізми як деструктори та індикатори токсичності гетероциклічних сполук / А.Р. Сушко, О.М. Дуган, Л.Р. Журахівська, Н.Г. Марінцова. Журнал Національного університету «Львівська політехніка». Серія хімії, технології матеріалів та їх застосування. 2016. Вип. 841. С. 249–257.
18. Парамонова И.Е. Деструкция нефтяных углеводородов биопрепаратами в зависимости от типа почв и различного уровня загрязнения нефтью / И.Е. Парамонова, Н.Л. Кравченко, А.Б. Суянова и др. Биотехнология. Теория и практика. 2010. № 4. С. 54–63.
19. Патент РФ №2257409. Штамм rhodococcus erythropolis для разложения нефти и нефтепродуктов / Патент России № 2257409 / Власов С.А., Сафаров А.М., Краснопевцева Н.В., Сафарова В.И., Крашенинникова Т.К.
20. Патент РФ №2160718, 20.12.2000. Способ очистки почвы и воды от нефти и нефтепродуктов / Патент России № 2160718 / Ягафарова Г.Г., Сухаревич М.Э., Барахнина В.Б., Ильина Е.Г., Ягафаров И.Р., Яковлев В.И.
21. Сравнительная эффективность деструкции нефтепродуктов различными биопрепаратами при разных уровнях загрязнения торфогрунтов / В.Г. Алехин, А.И. Фахрутдинов, Л.А. Малышкина та ін. Биологические ресурсы и природопользование. Нижневартовск. 1999. С. 96–105.
22. Stewart R.S. Distribution of multiple oil tolerant and oil degrading bacteria around a site of natural crude oil seepage. Tex. J.Sci. 1997. pp. 49.
23. Биологический препарат Деворойл. URL: <http://www.sitistroi.ru/devoroi> (дата обращения: 27.03.2018)/
24. Деструкция нефтяных углеводородов биопрепаратами в зависимости от типа почв и различного уровня загрязнения нефтью / И.Е. Парамонова, Н.Л. Кравченко, А.Б. Суянова та ін. Биотехнология. Теория и практика. 2010. № 4. С. 54–63.
25. Ермаков В.В. Классификация нефтешламонакопителей и прогнозирование процесса биодеструкции отходов при их ликвидации: автореф. дис. ... канд. техн. наук, спец.: 03.00.16 – экология. Пермь, 2010. 132 с.
26. Leahy J.G. Microbial degradation of hydrocarbons in the environment / J.G. Leahy, R.R. Colwell. Microbiological Reviews. 1990. Vol. 54, no. 3. Pp. 305–315.
27. Zobell C.E. Action of microorganisms on hydrocarbons. Bacteriological Reviews. 1946. Vol. 10. Pp. 1–49.
28. Atlas R.M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. Microbiological Reviews. 1981. Vol. 45, no. 1. Pp. 180–209.
29. Atlas R.M. Petroleum Microbiology. Macmillan Publishing Co, New York, NY, USA. 1984. С. 61–98.
30. Atlas R. Hydrocarbon biodegradation and oil spill bioremediation / R. Atlas, R. Bartha. Advances in Microbial Ecology. 1992. Vol. 12. С. 287–338.
31. Foght J.M. Biodegradation of hydrocarbons in freshwater. Oil in Freshwater: Chemistry, Biology, Countermeasure Technology / J.M. Foght, D.W. Westlake. Pergamon Press, New York, NY, USA. 1987. Pp. 217–230.
32. Alvarez P.J. Substrate interactions of benzene, toluene, and para-xylene during microbial degradation by pure cultures and mixed culture aquifer slurries / P.J. Alvarez, T.M. Vogel. Applied and Environmental Microbiology. 1991. vol. 57, no. 10. Pp. 2981–2985.
33. Гурьева В.А. Целесообразность использования местного вторичного сырья в производстве строительных материалов / В.А. Гурьева, А.В. Дорошин, Н.В. Бутримова. Университетский комплекс как региональный центр образования, науки

- и культуры материалы Всероссийской научно-методической конференции. Оренбургский государственный университет. 2017. С. 679–683.
34. Исмаков Р.А. О возможности применения отходов бурения в составе тампонажных смесей при строительстве нефтяных и газовых скважин / Р.А. Исмаков, Рахматуллин, И.А. Зарипов. Электронный журнал «Нефтегазовое дело». 2013. № 6. С. 25–36.
35. Баширов В.В. Техника и технология поэтапного удаления и переработки амбарных шламов. М.: Наука, 1992. 256 с.
36. Кобзарь И.Г. Процессы и аппараты защиты окружающей среды. Ч. 3. Защита П84 литосферы: текст лекций по дисциплине «Процессы и аппараты защиты окружающей среды» / И.Г. Кобзарь, В.В. Козлова., 2008. 100 с.
37. Десяткин А.А. Разработка технологии утилизации нефтяных шламов: спец. 05.17.07 «Химия и технология топлив и специальных продуктов». УФА, 2004. 24 с.
38. Патент РФ № 2333896. Способ обезвреживания нефтесодержащих отходов. Патент России № 2333896 / Клыков М.В., Тимергазина Т.М.
39. Коваленко І.В. Основні процеси, машини та апарати хімічних виробництв: Підручник / І.В. Коваленко, В.В. Малиновський. Київ, 2005. 264 с.
40. Охрана навколишнього середовища від забруднення нафтопродуктами: навч. посіб. / Шестопалов О.В., Бахарєва Г.Ю., Мамедова О.О. та ін. Х.: НТУ «ХПІ», 2015. 116 с.
41. Обезвреживание осадков сточных вод на очистных сооружениях Санкт-Петербурга / А.К. Кинебас, Б.В. Васильев, Ж.Л. Григорьева та ін. Водоснабжение и санитарная техника. 2010. № 9. С. 54–59.
42. Любин В.С. Аналіз методів та обладнання для фільтрування та очистки вологих дисперсних матеріалів / В.С. Любин, Р.Д. Іскович-Лотоцький. Всеукраїнський науково-технічний журнал «Вібрації в техніці та технологіях». 2013. № 2 (70). С. 185–189.
43. Екологічні проблеми в енергетиці / С.В. Бойченко, О.Г. Пузік, П.І. Топільницький та ін. НТУУ «КПІ» Науковий журнал «Енергетика: економіка, технології, екологія». 2016. № 4. С. 109–121.
44. Ермеев А.М. Обезвреживание нефтешлама методом воздействия низких температур / А.М. Ермеев, А.А. Елпидинский. Вестник Казанского технологического университета. 2013. № 10. С. 266–268.
45. Несмелов А.А. Подготовка содержащего углеводороды шлама к биологическому обезвреживанию / А.А. Несмелов, Т.В. Григорьева, Р.Х. Хузянов и др. Вестник Казанского технологического университета. 2012. № 14. С. 177–181.
46. Гандурина Л.В. Практический опыт применения флокулянтов в водоочистке. Вода и экология. 2001. № 3. С. 48–61.
47. Настенко А.О. Современные коагулянты и флокулянты в очистке природных и сточных вод / А.О. Настенко, О.И. Зосуль. Международный студенческий научный вестник. 2015. № 3 (часть 4). С. 531–537. URL: <https://www.eduherald.ru/ru/article/view?id=14176>
48. Проблема создания промышленных агрегатов для утилизации твердых углеродистых отходов / А.С. Парфенюк, С.П. Веретельник, И.В. Кутняшенко та ін. Научный журнал «Кокс и химия». 1999. № 3. С. 40–44.
49. Сметанин В.Л., Казначеева З.В. Обработка нефтешламов: тез. докл. 27 науч. техн. конф. Пермского политехнического института. Ч. 2. Пермь, 1991.
50. Орфанова М.М. Удосконалення засобів і методів зменшення відходів нафтогазового виробництва: дис. ... канд. техн. наук: 21.06.01. Івано-Франківськ, 2008. 215 с.

ПОДОВЖЕННЯ ТЕРМІНІВ ЕКСПЛУАТАЦІЇ МЕТАЛЕВИХ КОНСТРУКЦІЙ, ВИРОБІВ ТА МАШИН ЗАСТОСУВАННЯМ ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТИХ ЗАСОБІВ РОСЛИННОГО ПОХОДЖЕННЯ

Бондар О.І.¹, Савенко В.І.², Висоцька Л.М.³, Ващенко В.М.¹, Журавський О.Д.²

¹Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ
dei2005@ukr.net;

²Київський національний університет будівництва та архітектури
Повітрофлотський просп., 31, 03680, м. Київ
savenko-vladimir@mail.ru;

³ПП «Руслан і Людмила»
вул. Межигірська, 87а, 04080, м. Київ
vln27@meta.ua

Корозія призводить до мільярдних збитків щорічно через виведення з ладу виробів і машин із металу, а також через витрати на захист та відновлення металевих виробів. Дослідження процесів корозії дають основу стверджувати, що надійний захист від корозії – це насамперед правильна підготовка поверхні з подальшим нанесенням якісного шару герметиків, фарб або інших типів покриття. Екологічно чиста речовина рослинного походження з назвою «КОНТРАСТ (CONTRRUST)», запатентована й випробувана, є ефективним засобом блокування джерел корозії (іржавіння) і підготовки поверхонь до захисних покриттів. *Ключові слова:* КОНТРАСТ, корозія, іржа, захисні покриття, екологія.

Продление сроков эксплуатации металлических конструкций, изделий и машин с помощью экологически чистых средств растительного происхождения. Бондарь А.И., Савенко В.И., Высоцкая Л.Н., Ващенко В.Н., Журавский А.Д. Коррозия ежегодно приводит к миллиардным убыткам, которые заключаются в выводе из строя изделий и машин из металла, а также в издержках по защите и восстановлению металлических изделий. Исследование процессов коррозии даёт основание утверждать, что надёжная защита от коррозии – это в первую очередь правильная подготовка поверхности с последующим нанесением качественного слоя герметиков, красок или других типов покрытия. Экологически чистое вещество растительного происхождения под названием «КОНТРАСТ (CONTRRUST)», запатентованное и испытанное, является эффективным средством блокировки источников коррозии (ржавления) и подготовки поверхностей к защитным покрытиям. *Ключевые слова:* КОНТРАСТ, коррозия, ржавчина, защитные покрытия, экология.

Metal constructions, workpieces and equipment operation term prolongation by environmentally friendly agents of phylogenous origin. Bondar O., Savenko V., Vysotska L., Vashchenko V., Zhuravskyy O. Corrosion leads to billions of losses each year, consisting in putting down articles and machines made of metal, as well as the costs for the protection and restoration of metal products. Investigation of corrosion provides a basis to assert that the corrosion protection – is primarily a correct surface preparation and then a layer of high-quality sealants, paints or other types of coverage. Environmentally friendly plant substance, patented and tested, with the name “CONTRRUST” is an effective means of blocking sources of corrosion (rust) and surface preparation for protective coatings. *Key words:* CONTRAST, corrosion, rust, protective coatings, ecology.

Постановка проблеми. Величезні затрати на заміну чи відновлення вражених корозією металевих частин, деталей машин та устаткування, конструкцій будівель і виробів широкого вжитку спонукають людство до пошуків засобів захисту від корозії. Дослідження й досвід багаторічної експлуатації металевих виробів показують, що найважливішим моментом у захисті та запобіганні корозії є надійна й правильна підготовка поверхонь металів до пофарбування. Легше та надійніше запобігти процесу корозії, ніж зупинити й відновити вражені деталі та вироби.

Відомо багато досліджень процесів корозії та влаштування захисних покриттів. Існує також багато речовин для очистки поверхонь, інгібіторів, напильовань, домішок тощо [1; 2]. Є також запатентований

екологічно безпечний, ефективний засіб рослинного походження – перетворювач іржі «CONTRRUST» [3]. Однак технологія його застосування й просування на ринку йде досить повільно.

Метою роботи є вивчення видів корозії та процесів, що випробуються на початку й у ході кородування металів, для знаходження надійних реагентів погашення мікроджерел корозії та створення надійної захисної плівки (захисного шару) на поверхні металу до його фарбування, під якою неможливий початок корозії.

Виклад основного матеріалу. Сучасні методи захисту металів від корозії. Через об'єктивні й суб'єктивні причини на сучасному етапі розвитку виробництва, науки та техніки втрати від корозії в промислових розвинених країнах досягають 3–5%

національного доходу. В Україні проблеми з корозією значно більші. Більшість споруд, які ще перебувають в експлуатації, якраз досягли критичного віку 40–60 років. Об'єкти з таким терміном служби близькі або перебувають у передаварійному стані. Особливо це стосується металургійних і хімічних підприємств, нафто- й газопроводів, плавзасобів, конструкції та обладнання яких працюють у високоагресивних середовищах. Саме з причини корозії щорічно втрачається 1,5–2% зі 100 млн тонн конструкцій. Це призводить до мільярдів доларів збитків, виникнення надзвичайних ситуацій, екологічних катастроф.

Корозія з'їдає до 10% виробленого в країні металу. Найпоширеніший і найбільш знайомий усім нам вид корозії – іржавіння. Іржа – це шар частково гідратованих оксидів заліза, що утворюється на поверхні заліза та деяких його сплавів у результаті корозії. Корозія – це фізико-хімічна взаємодія металу із середовищем, що веде до руйнування металу [4]. У результаті корозії метали переходять у стійкі сполуки – оксиди або солі, у вигляді яких вони перебувають у природі. Важко врахувати непрямі втрати від простоїв і зниження продуктивності устаткування, яке піддалося корозії, від порушення нормального перебігу технологічних процесів, від аварій, зумовлених зниженням міцності металевих конструкцій.

За механізмом корозія буває хімічна та електрохімічна. Процес електрохімічної корозії можна уповільнити не лише шляхом безпосереднього гальмування анодного процесу або впливаючи на швидкість катодного процесу. Найбільш поширеними є два катодні процеси [5] – розряд водневих іонів ($2e + 2H^+ = H_2$) і відновлення розчиненого кисню ($4e + O_2 + 4H^+ = 2H_2O$ або $4e + O_2 + 2H_2O = 4OH$), які часто називають водневою та кисневою деполяризацією відповідно, газова, атмосферна корозія, рідинна корозія, підземна корозія (характерною особливістю підземної корозії є різниця в швидкості (у десятки тисяч разів) доставки кисню (основного деполяризатора) до поверхні підземних конструкцій у різних ґрунтах). При цьому сучасний захист металів від корозії базується на таких методах, як підвищення хімічного опору конструкційних матеріалів, ізоляція поверхні металу від агресивного середовища, зниження агресивності виробничого середовища, зниження корозії накладенням зовнішнього струму (електрохімічний захист).

Ідеальний захист від корозії на 80% забезпечується правильною підготовкою поверхні та тільки на 20% – якістю лакофарбових матеріалів, що використовуються, і способом їх нанесення [6].

Тривалість та ефективність покриття сталевих поверхонь значною мірою залежать від ретельності підготовки поверхні для фарбування. Підготовка поверхні проводиться в два етапи. На попередньому етапі підготовки усувається окалина, іржа та сторонні нашарування, якщо вони є, перед нанесенням заводської ґрунтовки або праймера. На другому етапі

поверхня готується для нанесення антикорозійних фарб. При цьому жорсткі умови експлуатації металоконструкцій і підвищені вимоги до їх технічного стану визначають необхідність застосування надійних, екологічно чистих та економічно вигідних засобів для антикорозійного захисту поверхні виробів та зниження швидкості корозії сталевих конструкцій, що експлуатуються в атмосферних умовах і технологічних середовищах.

Основи розроблення методу антикорозійного захисту «КОНТРАСТ». Для вирішення проблем корозії металоконструкцій, мінімізації шкоди навколишньому середовищу, здоров'ю людини та стану будівель і споруд, зменшення трудовитрат, термінів ремонту й будівництва об'єктів, досягнення високого економічного ефекту був винайдений універсальний екологічно безпечний перетворювач іржі. Цей перетворювач складається з дубильного екстракту, харчової кислоти та води, що містить у своєму складі дубильний екстракт 15–45%, харчову кислоту – 2–3%, решта – вода з вмістом срібла 0,001–0,05 мг/дм³.

Якщо товщина іржі перевищує 300 мкм, то краще, щоб перетворювач містив 0,001–0,005 мас. % гептагерманата натрію ($Na_6Ge_2O_7$), який сприяє кращому проникненню перетворювача в раковини металу та слугує для знищення центрів корозії [3].

Для антикорозійного захисту плавзасобів, а також металоконструкцій, які постійно перебувають в агресивних середовищах, до складу перетворювача можливе додавання 10,0–15,0 мас. % рідкого натрієвого скла ($Na_2O(SiO_2)_2$) [7].

У патенті [3] описано перетворювач іржі, що містить мінімальну кількість компонентів, проте його можна наносити на іржаві поверхні, покриті конденсатом, він має високу перетворюючу здатність, малий час висихання та забезпечує міцність отриманого покриття й стійкість його до впливу води, масла, нафти-сирцю, бензину та інших середовищ, з якими контактує покриття. Цей перетворювач має такий склад (мас. %): дубильний екстракт (15–45), харчова кислота (3–12), вода з вмістом срібла (0,001–0,05 мг/дм³). Додатково перетворювач іржі може містити 0,001–0,005 мас. % гептагерманату натрію ($Na_6Ge_2O_7$) або 10–15 мас. % рідкого натрієвого скла. Цей перетворювач іржі найбільш пристосований для виконання функцій ґрунту, модифікатора, перетворювача іржі.

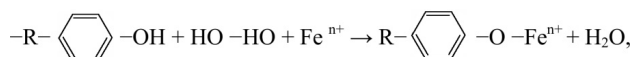
У процесі впровадження перетворювача іржі «CONTRRUST» було проведено його вдосконалення з метою досягнення вищого економічного ефекту, причому в умовах відсутності аналога.

В основі нової технології боротьби з корозією лежить універсальний перетворювач іржі – засіб, який має підвищену проникаючу й перетворюючу здатність і властивості модифікатора, забезпечує утворення міцно зчепленої з основою металоконструкції плівки з ефектом інгібітора корозії та може слугувати як консервант і як ґрунт із підвищеною

теплостійкістю й термостабільністю, знижує наводнення сталі, має фунгіцидні властивості. Крім цього, він виключає необхідність утилізації відпрацьованих шкідливих для здоров'я та навколишнього середовища матеріалів, які використовуються під час очищення іржавої поверхні (вогнево-абразивний, гідробластинг). Важливим моментом для користувача також є можливість приготування перетворювача іржі «КОНТРАСТ» у вигляді концентрату, який може безпечно й компактно транспортуватись, а перед застосуванням із нього легко готується розчин.

До складу перетворювача іржі модифікації «А» ДСТУ 4372:2005 [8] входить дубильний екстракт, щавлева кислота, срібло та азотнокисле срібло. Перетворювач додатково містить оксиетилидендифосфонову кислоту-1 і дубильний екстракт.

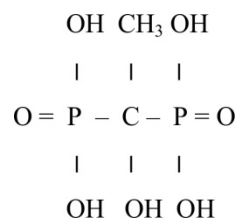
Дубильні екстракти – це речовини, які екстрагуються парою з дубильної деревини та кори дуба, верби, ялини тощо. У перетворювачі іржі зв'язуючими та пасивуючими іржу є таніни – основний компонент сухої частини дубильних екстрактів. За хімічною будовою таніни є поліфенолами, будова яких дуже складна. З іржею та поверхнею металу таніни взаємодіють своїми гідроксидними групами. Хімізм реакції можливо представити таким чином [9]:



де Fe^{n+} – іон заліза, наявний в іржі; n може бути рівним 2 або 3 щавлева кислота 3,80–7,72 – $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, азотнокисле срібло – 0,01–0,10 AgNO_3 , оксиетилидендифосфонову кислоту-1 – 0,15–0,67, решта – вода або вода зі спиртом.

Оксиетилидендифосфонову кислоту-1 (далі – ОЕДФ), будучи розчиненою у воді, має поверхневу активність, тому сприяє швидкому проникненню перетворювача навіть у найдрібніші пори іржі. ОЕДФ синергетично підсилює перетворюючу здатність танінів. На поверхнях металоконструкцій утворюється міцно зчеплена з ними танатна плівка, яка має ефект інгібітора корозії. Плівка знижує наводнення сталі, яке є небезпечним явищем, адже робить сталь крихкою, і відбувається під впливом на сталь органічних кислот. Ця плівка слугує як ґрунт із високою теплостійкістю та термостабільністю під час подальшого нанесення лакофарбових та ізоляційних покриттів [6].

Проникаючи в пори окалини, ОЕДФ пасивує велику кількість продуктів корозії, що приводить до відшаровування окалини від прокородованого металу, а також до виникнення адгезивного контакту між ним і ґрунтувальним покриттям. Плівка, що утворилася в результаті хімічної реакції з поверхнею металу, має ефект інгібітора та не дає змогу вступати в реакцію активній поверхні заліза з киснем у вологому середовищі. Поверхня стає більш стійкою до корозії:



Наявність у воді азотнокислого срібла в комбінації з ОЕДФ дає змогу досягати глибокої дифузії перетворювача в шар іржі, що сприяє утворенню міцної плівки з високою адгезією. Одержане покриття має високу стійкість до впливу води, масел, нафти-сирцю й агресивних газів, що утворюються під землею за блукаючих струмів.

Завдяки додаванню азотнокислого срібла поверхня металоконструкції, оброблена перетворювачем, і сам перетворювач не зазнає біокорозії. Особливо ефективне використання азотнокислого срібла за підвищеного вмісту в контактуючій із металоконструкцією воді хлорид-іонів, які активізують процеси корозії. Тому для нейтралізації додається азотнокисле срібло, яке взаємодіє в реакції іонів срібла з іонами хлору $\text{Ag}^{++} + \text{Cl}^- = \text{AgCl} \downarrow$ (іони хлору випадають в осад). Крім того, азотнокисле срібло не випадає в осад за зберігання перетворювача іржі, що має місце в запатентованому перетворювачі іржі [3], у якому використовується колоїдне срібло.

Триполіфосфат натрію, гексаметафосфат натрію та гліюксаль ще більше підсилюють інгібіторні властивості плівки, що надалі запобігає загальнокорозійному процесу.

Лимонна кислота підсилює консервуючі властивості перетворювача іржі, тому він може успішно застосовуватись як консервант для запобігання корозії під час зберігання металопродукату та металевих елементів і конструкцій.

У композиції для приготування перетворювача іржі, що включає дубильний екстракт, щавлеву кислоту й срібло, як джерело срібла використане азотнокисле срібло, додатково вона містить оксиетилидендифосфонову кислоту-1 за такого співвідношення компонентів (модифікація «Б» (пастоподібна суміш) ДСТУ 4372:2005 [8]):

дубильний екстракт	49,00–76,00 мас. %
щавлева кислота	23,00–47,00 мас. %
азотнокисле срібло	0,05–0,60 мас. %
оксиетилидендифосфонову кислоту-1	0,95–4,00 мас. %.

Для покращення композит може містити також такі компоненти:

триполіфосфат натрію	0,40–1,30 мас. %
гексаметафосфат натрію	0,40–1,30 мас. %
гліюксаль	3,10–3,45 мас. %.

Композит може містити також 0,90–3,50 мас. % лимонної кислоти, а також воду в такій пропорції 0,20–0,50 масових частин води на одну масову частину композиції.

Згідно з винаходом третє завдання вирішується тим, що описаний вище композит змішують із водою в пропорції 5–6,25 масових частин води на одну масову частину композиції. За необхідності 0,10–0,30 мас. % води замінюють спиртом.

Композит для приготування перетворювача іржі згідно з винаходом може бути у вигляді або сухої суміші, або пастоподібної суміші. Для одержання сухої суміші (модифікація «В» ДСТУ 4372:2005 [8]) порошкоподібні компоненти змішують у необхідних кількостях і фасують у паперову або полімерну упаковку. Вагу сухої суміші в упаковці розраховують на певну кількість води, яка необхідна для одержання перетворювача іржі, готового до застосування (рідина модифікації «А»).

Готовий перетворювач іржі являє собою рідину коричневого кольору, що має такі характеристики: рН – 0,5–2,2 моль/л; в'язкість за ВЗ при 20±20С 9 – 12 сек; питома вага – 1,08 г/см³; витрати – 40–120 г/м². Перетворювач іржі «КОНТРАСТ» модифікації «А», «Б», «В» з 2000 р. пройшов успішні випробування та отримав позитивні відгуки від споживачів, а також має нагороди.

Особливості антикорозійної обробки металевих поверхонь. Існує велика кількість різних станів металевих поверхонь, що вимагають очищення перед фарбуванням. Насамперед це стосується ремонту раніше пофарбованих об'єктів. Вік об'єкта та умови його експлуатації й розташування, якість вихідної поверхні, властивості старого лакофарбового покриття та кількість дефектів, тип попередніх і майбутніх агресивних умов та передбачувана система захисних покриттів – усе це впливає на вибір методів майбутньої підготовки поверхні перед фарбуванням. Під час вибору методу підготовки поверхні варто враховувати необхідний ступінь очищення й шорсткості поверхні, відповідні системи покриття. Ступінь підготовки поверхні вибирається з метою підвищення надійності та якості покриття, зниження вартості робіт.

Металеві поверхні, що підлягають очищенню, класифікують за ступенем окислення за стандартами ISO 8501-01-1988 та ISO 8504-1992. Характеристика окислення поверхні визначається ступенем окислення: А – поверхня сталі майже повністю покрита міцно зчепленою з металом прокатною окалиною, на поверхні майже немає іржі; В – поверхня сталі почала іржавіти, від неї починає відшаровуватись прокатна окалина; С – поверхня сталі, з якої в результаті корозії майже повністю зникла прокатна окалина або з якої прокатна окалина може бути легко видалена; на поверхні сталі під час візуального огляду спостерігаються невеликі прояви корозії; D – поверхня сталі, з якої в результаті корозії прокатна окалина зникла

та на якій спостерігається виразкова корозія на всій поверхні під час візуального огляду.

Перед нанесенням захисного шару необхідно провести ретельну обробку поверхні з метою отримання найкращого зчеплення фарби з поверхнею. Існує низка відомих традиційних способів очищення поверхні перед фарбуванням (абразиво-струминне очищення, вогняне та вогняно-абразивне очищення, гідробластинг), у яких використовуються дорогі та шкідливі для здоров'я людини й навколишнього середовища матеріали (оксиди кремнію, оксиди алюмінію, окиси заліза, природний газ, вуглекислий газ). Утилізація відпрацьованих матеріалів призводить до підвищення собівартості робіт у десятки разів.

Одним із найбільш ефективних методів підготовки поверхонь є струминне очищення із застосуванням абразивів. Іншими методами попередньої обробки поверхонь є ручне й механічне очищення, термічне очищення та очищення із застосуванням хімічних препаратів (травлення). Перелічені методи мають різні недоліки: недостатній ступінь чистоти поверхні, нанесення шкоди здоров'ю людини та навколишньому середовищу.

Ретельна попередня обробка поверхні дуже важлива. Навіть найкращі методи нанесення захисних покриттів за своєю дією ніколи не перевершують значення якості попередньої обробки поверхні. У більшості випадків причиною передчасного виходу з ладу захисних покриттів є недостатня або така, що не відповідає вимогам, попередня підготовка поверхонь, осмос і незаблоковані центри корозії в раковинах металу.

Стандарт ISO (ISO-St «Обробка вручну та електроінструментами») визначає сім ступенів підготовки поверхні. Підготовка поверхні проводиться вручну або за допомогою електроінструментів: зачистка дротяними щітками, механічними щітками та шліфування (позначається літерами «St»).

Перед початком очищення вручну або електроінструментами товсті шари іржі мають бути видалені способом обрубки. Видимі забруднення від масла, жиру й бруду також повинні бути вилучені. Після очищення вручну та електроінструментами поверхня має бути очищена від фарби й пилу.

З практики добре відомо, що після очищення дуже швидко проходить реакція між очищеною металевою поверхнею з киснем та водою, у результаті чого й утворюється іржа.

За струменевого очищення металевих конструкцій застосовується кварцевий пісок, у якому є багато вільного кремнезему (зазвичай 80–90%). Тому в процесі струменевої обробки металевої поверхні зерна піску розщеплюються на дуже дрібні мікрочастинки розміром менше 5–10 мікрон, які майже невидимі, проте ще тривалий час залишаються в навколишньому повітрі та вдихаються робітниками й усіма, хто перебуває поблизу місця проведення робіт. Накопичуючись і тверднучи в легенях, вони викликають пошкодження легеневої тканини. Такий стан

може перейти в силікоз (також відомий як «хвороба запарених легень») – хворобу, яка може завершитись фатальним результатом. Тому в багатьох країнах світу піскоструменева обробка заборонена законом.

Від групи металевих виробів (1, 2, 3) залежить стан відомих традиційних розчинів для травлення, до складу яких входять сірчана кислота, соляна кислота, інгібітор (катанін, ПБ-6, ХОСП-10), хлористий натрій, ортофосфорна кислота, азотна кислота, хлористе залізо, уротропін, формалін та інші високонебезпечні сполуки. Під час підготовки поверхні виробів, призначених для умов експлуатації У1, У2, У3, УХЛ4, традиційно застосовують ґрунтовки – перетворювачі іржі для поверхонь зі ступенем окислення «А» за неможливості застосування струменево-абразивної очистки або інших методів, що забезпечують більш високу довговічність покриття.

Однак при цьому ГОСТ 9.402-80 вказує на те, що застосований перетворювач іржі – ґрунт – не повинен шкодити металевій поверхні. Якщо агресивну кислоту нанести на металеву поверхню та не змити її після реакції, такий перетворювач іржі не лише розчинить іржу, а й нанесе велику шкоду металевій конструкції, навколишньому середовищу та здоров'ю людини.

Діючі стандарти не передбачають застосування танінних модифікаторів іржі в процесі підготовки поверхні під покриття.

Тому авторами були докладені зусилля на розроблення ISO «Підготовка сталевих поверхонь під консервування, міжопераційне ґрунтування, фарбування, обшивку, ізоляцію, герметизацію, бетонування та інші покриття за допомогою танінного перетворювача іржі «CONTRRUST» згідно з ДСТУ БВ.2.7.-77-98 «Мастики герметизуючі бутилкаучукові» та ДБН В.2.6-22-2001 «Улаштування покриттів із застосуванням сухих будівельних сумішей». Також було розроблено наукові засади й методологію ДСТУ 4372:2005 [8] «Перетворювачі іржі на основі деревинної речовини» (чинний від 2006 р.), в основу якого закладено ідею патенту № 61544 [3] та нормативну базу щодо забезпечення антикорозійного захисту металевих елементів і конструкцій ефективними екологічно безпечними засобами.

Обробка поверхонь перетворювачем іржі «КОНТРАСТ». Застосуванням перетворювача іржі «CONTRRUST» у будь-яку пору року забезпечується високоякісна підготовка поверхні для обробки сталевих труб, кабельного оплетення, дахів, арматурної сітки для бетону, вузлів сполучення під сендвіч-панелі, ємностей, резервуарів, магістральних трубопроводів перед встановленням підсилювальних елементів, металевих конструкцій (у шахтах, на електростанціях, на атомних електростанціях, в автосервісі, у судноремонті й суднобудуванні, вагоноремонті, метрополітені, на устаткуванні харчової промисловості, яке неможливо захистити від пилу, піску, іржі); під час виробництва особливо чистих вибухових речовин і медичних препаратів, на металоконструкціях для контрольно-вимірювальних приладів, для виявлення гнізд корозії в

балонах високого тиску та конструкціях зі спеціальних виробів, зокрема з нержавіючої сталі, а також мікротріщин і поверхневих раковин під час виготовлення сталевих виробів спеціального призначення; на об'єктах хімічної, вугільної, нафтогазової промисловості, військових підприємств; на металевих конструкціях, де конструктивно використовуються накладні деталі з дискретними зварними швами, тобто в місцях, де між з'єднаними деталями утворюються мікротріщини, у яких швидкість корозії в десятки разів більша, ніж на відкритій поверхні; під час хімізахисту, вогнезахисту несучих металоконструкцій, на газопроводах без зупинки та в інших галузях.

Перш ніж приступити до підготовки поверхні, необхідно виконати такі операції:

- обстежити об'єкт;
- оцінити товщину поверхні, не зруйнованої іржею;
- згідно з проектно-кошторисною документацією та інструкцією виробника під авторським наглядом нанести перетворювач іржі «CONTRRUST».

Перетворювач іржі наносять на іржаву поверхню суцільним рівномірним шаром, без підтьоків будь-яким способом (безповітряне розпилення, шприц тощо), можна наносити щіткою, втираючи при цьому перетворювач у поверхню.

Якщо товщина іржі понад 150 мкм та після нанесення першого шару перетворювача іржі плями іржі проявляються, необхідно на уражені місця нанести перетворювач іржі повторно до утворення суцільної блискучої дрібно- чи крупнокристалічної антикорозійної темно-синьої плівки-ґрунту, яка має високу адгезію з покриттями, а після реакції на поверхні й у мікросілинах та після висихання перетворювача – покрити шпаклівкою, герметиком та пофарбувати.

Нові вироби обробляють перетворювачем іржі з метою попередження корозії в порах і на швах металу. Час висихання перетворювача іржі за температури +20°C складає 120 хвилин. Якщо нанесений перетворювач висихає менше ніж за 120 хвилин, необхідно зволожувати поверхню водою шляхом напилування або розбризкування. Якщо висихання відбувається більше ніж за 120 хвилин, допускається сушіння теплим повітрям (обдуванням) або нанесення перетворювача іржі на розігріту поверхню. Нанесення перетворювача іржі в теплом варіанті підвищує його дифузійні властивості в 4 рази.

Під час нанесення перетворювача іржі на відкритому повітрі необхідно уникати потрапляння опадів (туман, дощ, сніг) на поверхню до повного висихання перетворювача іржі.

На сталеві конструкції, які постійно перебувають під впливом конденсату, перетворювач іржі наносять також способами, описаними вище. Для таких конструкцій із метою одержання гарної адгезії рекомендується надалі застосовувати покриття, які можуть наноситись на вологу поверхню (наприклад, гліфталеві фарби).

Універсальний перетворювач іржі належить до композицій, які наносяться на іржу та не змиваються. Не потрібна також утилізація відходів як під час його виробництва, так і під час застосування.

Перетворювач іржі під час його застосування утворює плівку товщиною 30–50 мкм та має такі експлуатаційні властивості:

- замінює ступінь механічного очищення проко-родованої поверхні до стану SA 2,5 за стандартом ISO 8501-1 та забезпечує один шар ґрунту;
 - його перетворююча здатність за середньої товщини іржі 300 мкм становить 100%;
 - не токсичний і не вогнебезпечний;
 - стійкість плівки за 200°C до впливу води становить 72 години, до впливу трансформаторного масла та нафти-сирцю – 96 годин;
 - для конструкцій під землею проникнення газів через утворену плівку не спостерігається;
 - відшаровування плівки під землею під впливом блукаючих струмів до 1,2 вольт і за тиску 200 кгс/см² не спостерігається;
 - міцність плівки за удару не менша 4 Дж;
 - адгезія плівки до лакофарбових покриттів 1–2 бали;
 - за рН 0,5–2,2 моль/л утворена плівка-ґрунт не викликає кислотної корозії під час експлуатації, оскільки кислотність нейтралізується під час взаємодії компонентів із продуктами корозії й тонатами.
- Перспективними для використання в антикорозійному захисті є модифіковані покритви холодного

нанесення на основі водних бітумно-латексних емульсій [10]. Матеріалами для модифікації бітумів і бітумних емульсій та отримання на їх основі емульсій із покращеними властивостями є латекси з додаванням модифікатора іржі «КОНТРАСТ» модифікації «В», а також можуть використовуватись мастики герметизуючі бутылкаучукові згідно з ДСТУ Б.В.2.7-77-98 або для захисту арматури та закладних і накладних деталей сухих сумішей згідно з ДБН В 2.6-22 2001 «Улаштування покриттів із застосуванням одних будівельних сумішей».

Для перевірки впливу рівня та якості підготовки поверхні на захисні властивості покриттів їх наносили на металеві пластинки з високовуглецевої сталі, поверхні яких було підготовано таким чином: 1) механічна очистка ($R_a=10-12$ мкм); 2) пікоструменева очистка ($R_a=50-75$ мкм); 3) дробоструменева очистка ($R_a=125$ мкм); 4) підготовка поверхні перетворювачем іржі «КОНТРАСТ» модифікації А. На рисунку 1 наведено зовнішній вигляд цих поверхонь.

Однією з найважливіших фізико-механічних властивостей покриттів для протикорозійного захисту є адгезія покриття до основи, яку ми обрали за критерій оцінки впливу рівня та якості підготовки поверхні на захисні властивості систем покриттів. Дослідження показали приблизно однакові результати – нанесення покриття не вимагає ретельної підготовки поверхні. Результати випробувань адгезії покриття до сталі за різних способів підготовки поверхні наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

Результати випробувань адгезії покриття до сталі за різних способів підготовки поверхні

№	Спосіб підготовки поверхні	Адгезія до сталі, Ра				
		Кількість SBR, мас. %				
		3%	5%	7%	10%	15%
1	Механічна очистка	1,8	2,8	1,8	1,6	1,7
2	Пікоструменева очистка	1,9	2,9	1,8	1,6	1,7
3	Дробоструменева очистка	1,9	2,8	1,8	1,6	1,7
4	Перетворювач іржі «КОНТРАСТ» модифікація «А»	1,7	2,9	1,7	1,5	1,6

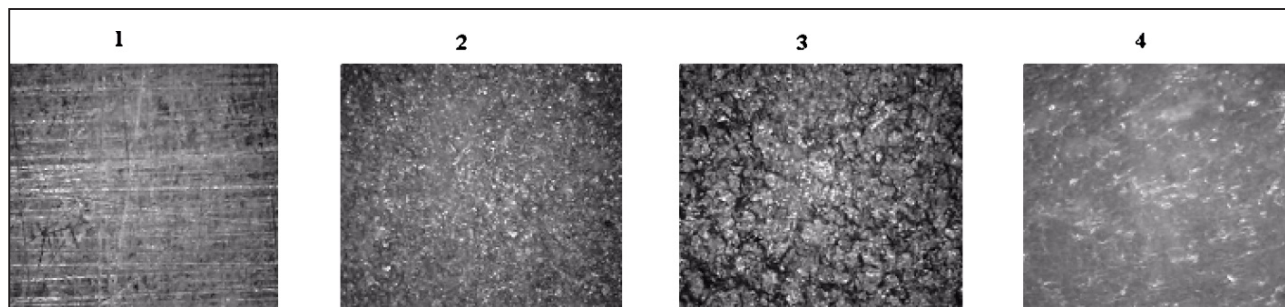


Рис. 1. Зовнішній вигляд поверхонь, підготовлених: 1) механічною очисткою; 2) пікоструменевою очисткою; 3) дробоструменевою очисткою; 4) перетворювачем іржі «КОНТРАСТ»

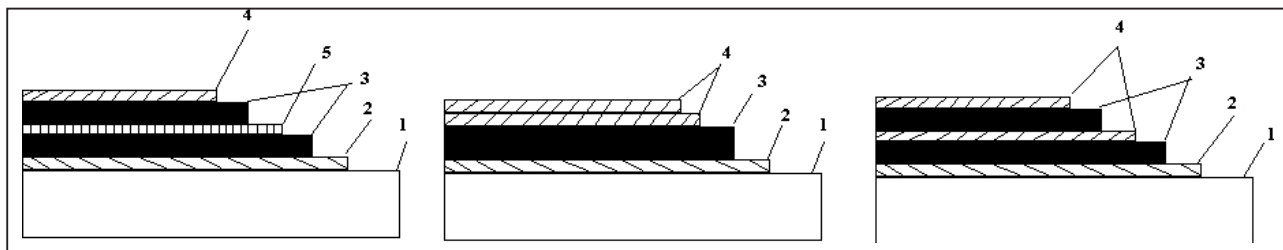


Рис. 2. Конструкції систем покриттів: 1 – сталева основа; 2 – ґрунт «КОНТРАСТ», 3 – покриття бутилкаучуковою герметизуючою мастикою або спеціальним покриттям за потреби; 4 – арматурна сітка згідно з ДСТУ БВ.2.7.-77-98 «Мастики герметизуєчі бутилкаучукові» або ДБН В.2.6-22-2001 «Улаштування покриттів із застосуванням сухих будівельних сумішей» із відповідним герметиком і фарбуванням; 5 – фарбування

На основі отриманих результатів для подальшої роботи обрано покриття, що містить 7% латексу стирол-бутадієнового синтетичного каучуку, та розроблено три системи покриттів на основі водних бітумно-латексних емульсій для протикорозійного захисту (наприклад, система захисту трубопроводів (див. рисунок 2)). Призначенням протикорозійного покриття, або системи покриттів, є недопущення контакту агресивних ґрунтів зі сталеву поверхнею трубопроводу або іншого металеву виробу та попередження утворення джерел корозії.

На підготовлену поверхню перетворювачем іржі «КОНТРАСТ» можуть бути нанесені різні покриття. Економічний ефект від застосування перетворювача іржі «КОНТРАСТ» визначається індивідуально до об'єкта. «КОНТРАСТ» впроваджено на багатьох об'єктах у різних організаціях і країнах. Загальний економічний ефект від його впровадження складає понад 140 млн грн на об'єктах в Україні, у тому числі таких, як «Карпатнафтохім», Українська стрічкова фабрика, «Плавзасоби України», ВАТ «ДБК-3», ПАТ «ДБК-4» тощо.

Проведені дослідження на зчеплення арматури (у тому числі з короюваною поверхнею), обробленої перетворювачем іржі «КОНТРАСТ» із бетоном, показали, що зчеплення не погіршується, а корозія блокується.

Головні висновки. Досліджено фізико-механічні властивості консерванта перетворювача іржі «КОНТРАСТ» та покриттів на основі водної бітумно-латексної емульсії, бутилкаучукових мастик, сухих будівельних сумішей тощо.

Виявлено, що покриття на основі бітумно-латексних емульсій, бутилкаучукових мастик і сухих сумішей розроблену складу не потребують трудомісткої технологічно складної й ретельної підготовки поверхні перед нанесенням.

Запропоновані покриття відповідають необхідним нормативним вимогам для забезпечення антикорозійного захисту нафтогазопроводів, машин та інших металовиробів і можуть мати великі перспективи насамперед для ремонту вже існуючих об'єктів.

Перетворювач іржі «КОНТРАСТ» не погіршує зчеплення арматури з бетоном, блокуючи корозію.

Література

1. Шлугер М.А., Ажогин Ф.Ф., Ефимов Е.А. Коррозия и защита металлов: учеб. пособие для вузов. М.: Металлургия, 1981. 215 с.
2. Техника борьбы с коррозией / Р. Юхневич, В. Богданович, Е. Валашковский и др.; пер. с пол. под ред. А.М. Сухотина. Л.: Химия, 1980. 224 с.
3. Патент № (11)61544 «Перетворювач іржі «КОНТРАСТ».
4. Петров Л.Н. Коррозионно-механическое разрушение металлов и сплавов. К.: Наукова думка, 1991. 215 с.
5. Хомченко Г.П., Цитович И.Г. Неорганическая химия. М.: Высшая школа, 1987. 464 с.
6. Розенфельд И.Л., Рубинштейн Ф.И., Жигалова К.А. Защита металлов от коррозии лакокрасочными покрытиями. М.: Химия, 1987. 222 с.
7. ТУУ 14333-082/001-98 «Перетворювач іржі «КОНТРАСТ». К., 1998.
8. ДСТУ 4372:2005 «Перетворювач іржі на основі деревинної речовини. Технічні вимоги». К., 2005.
9. Фримантл М. Химия в действии: в 2 ч. М.: Мир, 1998. Ч. 1. 528 с.
10. Ковалець С.І. Метали та їх властивості. К., 1983. 126 с.

БІБЛІОГРАФІЯ

Навчальний посібник «Основні засади впровадження моделі «зеленої» економіки в Україні» (Т.П. Галушкіна та ін.)

ISBN 978-966-916-455-1

Розробляли посібник колектив авторів: Т.П. Галушкіна, Л.А. Мусіна, В.Г. Потапенко, О.А. Машков, С.І. Курикін

Посібник підготовлено з метою посилення рівня екологічних знань та інформування держслужбовців і фахівців, що займаються проблемами охорони довкілля. Посібник містить огляд нормативно-методичної основи природоохоронного та екологічного законодавства України і ЄС, міжнародних та національних доповідей, експертних оцінок, монографічних та громадських видань, присвячених актуалізації проблеми «зеленого» зростання в глобальному та національному вимірі.

Довідник у запитаннях та відповідях «На шляху зеленої модернізації економіки: модель сталого споживання та виробництва» (С.В. Берзіна та ін.)

ISBN 978-966-916-459-9

Розробляли довідник авторський колектив: С.В. Берзіна, Г.С. Бузан, В.М. Вакареш, Т.В. Князькова, А.В. Ворфоломєєв, Ю.В. Гайдаєнко, Б.М. Кравченко, О.В. Ткач, О.А. Чайковський, О.П. Хохотва, М.М. Цибка, І.Л. Шилович.

Довідник містить інформацію про основні інструменти зеленої економіки як основи моделі сталого споживання та виробництва в поєднанні з методичними рекомендаціями та практичними прикладами щодо застосування таких інструментів.

Видання дозволить швидко та легко вивчити основи сталого споживання та виробництва на основі міжнародних, регіональних, національних та інших стандартів з метою поліпшення екологічної дієвості організації та підвищення конкурентоспроможності продукції з поліпшеними екологічними характеристиками.

Видання містить малюнки, термінологічний словник та посилання на додаткові джерела інформації.

Рекомендовано для державних службовців, науковців, аспірантів, студентів, представників ділових кіл та засобів масової інформації і широкого кола читачів, зацікавлених у питаннях екологізації економіки.

Посібник «Системи екологічного управління: сучасні тенденції та міжнародні стандарти» (С.В. Берзіна, І.І. Яреськовська та ін.)

ISBN 978-617-7326-29-7

Розробляли авторський колектив: С.В. Берзіна, В.М. Берзін, В.М. Вакареш, А.В. Ворфоломєєв, В.Г. Горопакський, Н.О. Дюжилова, О.М. Картавцев, С.Ю. Перминова, О.В. Ткач, І.І. Яреськовська.

У довіднику репрезентовані принципи, методи та практичні приклади, які стосуються систем екологічного управління відповідно до міжнародних та європейських стандартів, проаналізовано основні нововведення та зміни, що містяться в стандарті ISO 14001:2015, та наведено деякі рекомендації щодо розроблення та впровадження системи екологічного управління згідно з ISO 14001:2015.

Видання дозволить швидко та легко вивчити основи управління екологічними аспектами та життєвим циклом продукції, ознайомитися з методикою оцінювання екологічних аспектів та впливів, характеристик та переваг продукції на основі міжнародних стандартів серії ISO 14000.

Видання містить малюнки, схеми, таблиці та термінологічний словник.

Рекомендовано для державних службовців, представників ділової сфери, відповідальних за розроблення та впровадження системи екологічного управління, екологів, викладачів та студентів ВНЗ, маркетингологів, працівників засобів масової інформації, широкого кола читачів, зацікавлених питаннями системи екологічного управління.

Навчальний посібник «Екологічні основи управління водними ресурсами» (А.І. Томільцева, А.В. Яцик, В.Б. Мокін та ін.)

ISBN 978-617-7640-00-3

В написанні посібника брали участь: Томільцева А.І., Михайленко Л.Є., Барановська В.Є., Курилюк М.С., Овчаренко І.І., Яцик А.В., Чернявська А.П., Томільцев І.М., Петрук В.Г., Люта Н.Г., Лютий Г.Г., Саніна І.В., Федоровський О.Д., Томченко О.В., Мокін В.Б., Крижановський Є.М., Ящолт А.Р., Петроченко В.І., Зуб Л.М., Гребінь В.В., Хільчевський В.К., Панасюк І.В., Скідан В.В., Шинкарук Л.А., Гопчак І.В., Корбутяк В.М., Загоровський Д.О., Єзловецька І.С., Бабій П.О., Гуйда В.В., Гавриков Ю.С., Юречко Ю.О.

У посібнику наведено комплекс питань з екологічних основ управління водними ресурсами України, висвітлено: характеристику водних ресурсів, їх проблеми в XXI сторіччі, визначено шляхи поліпшення екологічної ситуації у сфері водних ресурсів і механізми реалізації екологічної політики у водному господарстві, стратегія екологічно-безпечного користування, забезпечення безпеки гідротехнічних споруд, моніторинг стану водних об'єктів, використання дистанційного зондування Землі для дослідження стану екосистем, нормативно-правові акти із раціонального використання та охорони водно-земельних ресурсів, надано розрахунки з оцінки якості природних вод.

Навчальний посібник «Основи біобезпеки (екологічний складник)» (Л. П. Новосельська та ін.)

ISBN 978-966-916-450-6

Розробляли посібник авторський колектив: Л. П. Новосельська, Т. Г. Іващенко, В. П. Гандзюра, О. П. Кулінич.

За загальною науковою редакцією д.б.н. О. І. Бондаря.

Навчальний посібник є розширеним курсом лекцій і пропонує вибіркові лабораторні роботи з дисципліни «Основи біобезпеки».

Посібник буде актуальним для підвищення кваліфікації державних службовців, спеціалістів з екологічної безпеки та фахівців природоохоронної діяльності.

Навчальний посібник «Екологія землекористування» (А.М. Третяк та ін.)

ISBN 978-617-7326-28-0

Авторський колектив: О.С. Будзак, В.М. Третяк, О.С. Дорош, В.М. Будзак, Ю.О. Юречко. За загальною редакцією Третяка А.М.

У посібнику викладено сутність поняття екології землекористування в умовах нових земельних відносин; розкрито концептуальні засади екологізації землекористування в Україні на сучасному етапі його розвитку та законодавчо-нормативні проблеми екологічних відносин прав власності та прав користування землею. Розкрито методологічні засади формування сталого землекористування як основи його екологізації та методи й інструменти урахування екологічного чинника в земельній політиці. Висвітлено екологічні показники Європейської економічної комісії ООН для країн Східної Європи і Центральної Азії у сфері землекористування та міжнародний досвід оцінки шкоди, заподіяної земельним та іншим природним ресурсам. Досліджено тенденції розподілу використання земельних ресурсів за формами власності; соціальними, економічними та екологічними інтересами; господарським їх використанням; функціональним та дозволенням їх використанням; екологічною спрямованістю; оцінено тенденції екологічної стабільності землекористування та агроекологічну придатність сільськогосподарських земель за методом ФАО. Обґрунтовано сучасні методи та інструменти державного адміністрування (регулювання) і оцінки ефективності проектів землеустрою, відшкодування збитків, заподіяних землям і ґрунтам; адміністрування екологічної регламентації та нормування використання й охорони земель.

Рекомендовано для державних службовців природоохоронних, земельних, сільськогосподарських органів управління виконавчої влади та службовців місцевого самоврядування, науковців, аспірантів, студентів.

Посібник для громадських інспекторів з охорони довкілля «Громадський екологічний контроль» (С.В. Берзіна, В.Є. Борейко, Г.С. Бузан)

ISBN 978-966-916-458-2

Посібник виданий під загальною редакцією Яковлєва І.О.

Книга розкриває аспекти правового регулювання системи громадського екологічного контролю з боку громадських організацій природоохоронного спрямування та діяльності громадських інспекторів з охорони довкілля. Значна увага приділена практичним аспектам та прикладам здійснення громадського екологічного контролю за різними напрямками: боротьба із забрудненням довкілля та незаконним обігом об'єктів флори та фауни, рубки лісу, рибне і мисливське браконьєрство тощо.

Посібник містить малюнки та посилання на додаткові джерела інформації.

Посібник призначений для громадських інспекторів з охорони довкілля, державних службовців, екологів, викладачів, студентів, а також представників інститутів громадянського суспільства, засобів масової інформації та широкого кола читачів, зацікавлених у питаннях охорони довкілля.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Барабаш Олена Василівна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент, Національний транспортний університет.

Бондар Олександр Іванович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, ректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, Заслужений діяч науки та техніки України, член-кореспондент Національної академії аграрних наук України.

Буньо Люба Василівна (Львів) – асистент кафедри фізіології та екології рослин, Львівський національний університет імені Івана Франка.

Бутенко Елеонора Олегівна (Маріуполь) – кандидат технічних наук, ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет».

Вашенко Володимир Миколайович (Київ) – доктор фізико-математичних наук, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Висоцька Людмила Миколаївна (Київ) – ПП «Руслан і Людмила».

Гальченко Володимир Якович (Черкаси) – доктор технічних наук, професор кафедри приладобудування, мехатроніки і комп'ютеризованих технологій, Черкаський державний технологічний університет.

Гетманенко Вікторія Анатоліївна (Харків) – кандидат сільськогосподарських наук, Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського».

Гітуляр Анастасія Андріївна (Запоріжжя) – аспірант, Запорізька державна інженерна академія.

Гогунський Віктор Дмитрович (Одеса) – доктор технічних наук, професор, професор кафедри управління системами безпеки життєдіяльності, Одеський національний політехнічний університет.

Дворник Андрій Віталійович (Ніжин) – асистент ВП НУБіП України «Ніжинський агротехнічний інститут».

Журавський Олександр Дмитрович (Київ) – кандидат технічних наук, Київський національний університет будівництва та архітектури.

Забулонов Юрій Леонідович (Київ) – доктор технічних наук, член-кореспондент Національної академії наук України, отдел ядерно-физических технологий, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України».

Зайцева Ірина Олексіївна (Дніпропетровськ) – доктор біологічних наук, професор Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара.

Захматов Володимир Дмитрович (Київ) – доктор технічних наук, професор, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, інституту геохімії навколишнього середовища НАНУ.

Караванський Юрій Вікторович (Одеса) – молодший науковий співробітник Одеський Національний університет імені І.І. Мечникова.

Квітка Олександр Олександрович (Київ) – кандидат хімічних наук, доцент кафедри кібернетики хіміко-технологічних процесів, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Котков Володимир Іванович (Житомир) – кандидат технічних наук, доцент, Житомирський національний агроекологічний університет.

Кошуляк Сергій Вікторович (Одеса) – аспірант, Одеський національний політехнічний університет.

Кратковський Ігор Леонідович (Дніпро) – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, Інститут геотехнічної механіки імені М.С. Полякова Національної академії наук України.

Крулько Лариса Володимирівна (Ужгород) – кандидат біологічних наук, кафедра ентомології та збереження біорізноманіття, Ужгородський національний університет.

Кузнєцов Сергій Іванович (Херсон) – кандидат технічних наук, викладач кафедри хімії та екології, Херсонський національний технічний університет.

Кутова Анжела Миколаївна (Харків) – кандидат сільськогосподарських наук, Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського».

Линдін Микола Сергійович (Суми) – асистент, кандидат медичних наук, Сумський державний університет.

Магась Наталія Іванівна (Миколаїв) – старший викладач, Національний університет кораблебудування імені адм. Макарова.

Мазур Лариса Михайлівна (Київ) – кандидат хімічних наук, доцент кафедри харчової хімії, Національний університет харчових технологій.

Маркіна Людмила Миколаївна (Миколаїв) – кандидат технічних наук, Національний університет кораблебудування імені адм. Макарова.

Мнухін Анатолій Григорович (Запоріжжя) – доктор технічних наук, професор, Заслужений винахідник України, академік української Академії наук, Запорізька державна інженерна академія.

Мнухіна Ніна Олексіївна (Запоріжжя) – кандидат технічних наук, доцент, Запорізька державна інженерна академія.

Москалюк Андрій Юрійович (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри управління системами безпеки життєдіяльності, Одеський національний політехнічний університет.

Олех Тетяна Мефодіївна (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри вищої математики та моделювання систем, Одеський національний політехнічний університет.

Пацула Остап Ігорович (Львів) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри фізіології та екології рослин, Львівський національний університет імені Івана Франка.

Попова Інна Вадимівна (Київ) – кандидат технічних наук, доктор філософських наук, доцент кафедри харчової хімії, Національний університет харчових технологій.

Попович Василь Васильович (Львів) – доктор технічних наук, доцент, начальник кафедри екологічної безпеки, Львівський державний університет безпеки життєдіяльності.

Попович Наталія Пилипівна (Львів) – викладач кафедри адміністративно-правових дисциплін, Львівський державний університет внутрішніх справ.

Пуріч Валентина Миколаївна (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри управління системами безпеки життєдіяльності, Одеський національний політехнічний університет.

Рикусова Надія Іванівна (Харків) – аспірант, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Савенко Володимир Іванович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Київський національний університет будівництва та архітектури.

Салавор Оксана Мирославівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Національний університет харчових технологій.

Сібіковський Олександр Васильович (Київ) – аспірант, Київський національний університет будівництва та архітектури.

Сімурова Наталія В'ячеславівна (Київ) – кандидат хімічних наук, доцент кафедри харчової хімії, Національний університет харчових технологій.

Скок Світлана Вікторівна (Херсон) – асистент кафедри екології та сталого розвитку імені професора Ю.В. Пилипенка, ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет».

Скорук Леонід Миколайович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент Київський національний університет будівництва та архітектури.

Скрильник Євген Володимирович (Харків) – доктор сільськогосподарських наук, Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського».

Соковніна Нінель Харитонівна (Київ) – ДП «Науково-дослідний і проектний інститут містобудування».

Становська Тетяна Павлівна (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, Одеська національна академія харчових технологій.

Степова Олена Валеріївна (Полтава) – кандидат технічних наук, доцент, Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка.

Суслова Олена Петрівна (Кривий Ріг) – кандидат біологічних наук, Донецький ботанічний сад НАН України.

Тичков Володимир Володимирович (Черкаси) – кандидат технічних наук, старший викладач кафедри приладобудування, мехатроніки і комп'ютеризованих технологій, Черкаський державний технологічний університет.

Ткаченко Тетяна Миколаївна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент, докторант, Київський національний університет будівництва та архітектури.

Торопенко Алла Володимирівна (Одеса) – кандидат технічних наук, Одеський національний політехнічний університет.

Торопенко Олексій Вікторович (Одеса) – аспірант, Одеський національний політехнічний університет.

Трембовецька Руслана Володимирівна (Черкаси) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри приладобудування, мехатроніки і комп'ютеризованих технологій, Черкаський державний технологічний університет.

Уваєва Олена Ігорівна (Житомир) – Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Фецюх Анастасія Богданівна (Львів) – магістр кафедри фізіології та екології рослин, Львівський національний університет імені Івана Франка.

Холодна Альона Сергіївна (Харків) – аспірант, Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського».

Хом'як Іван Владиславович (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент, Житомирський державний університет ім. І.Франка.

Хоменко Віолета Георгіївна (Чернівці) – доцент кафедри медичної біології та генетики, ВДНЗ України «Буковинський державний медичний університет».

Черепанський В'ячеслав Володимирович (Київ) – студент, Національний університет харчових технологій.

Шаповалов Євгеній Борисович (Київ) – аспірант, Національний університет харчових технологій.

Шахновський Аркадій Маркусович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри кібернетики хіміко-технологічних процесів, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Швец Павло Степанович (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, Одеський національний політехнічний університет.

Шматков Григорій Григорович (Дніпро) – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища, ДВНЗ «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури».

Якименко Вікторія Євгенівна (Одеса) – аспірант кафедри біохімії, Одеський Національний Університет імені І.І. Мечникова.

Якименко Ігор Леонідович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, Національний університет харчових технологій.

Яковишина Тетяна Федорівна (Дніпро) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, ДВНЗ «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури».

НОТАТКИ

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

1(20), Том 2

- *Загальні проблеми екологічної безпеки навколишнього середовища*
- *Екологія і виробництво*
- *Екологія та економіка природокористування*
- *Теоретична екологія*
- *Екологія природних ресурсів*
- *Розвиток природно-заповідного фонду України*
- *Інноваційні аспекти підвищення рівня екобезпеки*
- *Екологічна освіта*
- *Біологічна безпека*
- *Сторінка молодого вченого*

Адреса редакції:

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;
тел./факс (+38 044) 206-30-34;
www.ecoj.dea.kiev.ua
e-mail: info@ecoj.dea.kiev.ua

Видавничий дім «Гельветика»

E-mail: mailbox@helvetica.com.ua Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 4392 від 20.08.2012 р.

Підписано до друку 05.05.2018. Формат 60x84/16.

Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.

Ум.-друк. арк. 17,21. Тираж 100. Замовлення № 0618/67.

Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета