

ISSN 2306-9716

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

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

3(22)

КИЇВ – 2018

УДК 502+504
ББК 20.1

*Друкується за рішенням Вченої Ради Державної
екологічної академії післядипломної освіти та
управління (№ 8-18 від 22.11.2018 р.)
Свідоцтво про державну реєстрацію
КВ № 15768-4240 р.*

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор О.І. Бондар. – К. : ДЕА,
2018. – № 3(22). – 184 с.

Головний редактор:

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

Заступник головного редактора:

Нагорнева Н.А.

Науковий редактор:

Машков О.А., д.т.н., проф.

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.; Івашенко 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.;
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.; 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.;
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.;
Фінін Г.С., д.ф.-м.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.;
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

ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО

Бондар О.І., Савенко В.І., Машков О.А., Висоцька Г.Ф., Каратєєв А.М. Забезпечення функціональної стійкості металевих конструкцій, виробів та машин за допомогою застосування екологічно чистих засобів.....	6
Литвиненко В.П., Крючкова Е.Н., Ландиков Ю.В. Влияние конструктивно-технологических особенностей судового дизеля на протекание процессов образования оксидов азота.....	10
Лукашенко Т.Ф., Малишев В.В., Безлюда І.О., Фуртат В.В. Екологічно безпечні та ресурсозберігаючі способи перероблення відходів твердих сплавів карбіду вольфраму і кобальту та екстракції вольфраму з вольфрамових концентратів.....	15
Бондар А.В., Ковальський В.П., Бурлаков В.П., Матвійчук Є.Р. Утилізація відходів промисловості шляхом виготовлення на їх основі сухих будівельних сумішей.....	21
Васенко О.Г., Карлюк А.А. Доочищення об'єданого стоку Зміївської теплової електростанції за допомогою створення гідропорудження як елемента інтенсифікації процесу самоочищення озера.....	25
Полякова І.О. Природна радіоактивність у тілі сховищ радіоактивних відходів.....	31

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Patlashenko Zh.I. Atmospheric aerosol ecological state remote sounding by spectropolarimeters.....	35
Малєєва Г.Ю., Приходько О.Б., Ємець Т.І. Аналіз результатів прогнозування кількості пилку амброзії в повітрі міста Запоріжжя на основі даних 10-річного моніторингу.....	41
Малєєв В.О., Безпальченко В.М., Семенченко О.О. Атмосферне повітря м. Херсона: стан і проблеми.....	47
Сараненко І.І. Аналіз стійкості представників роду <i>Aesculus</i> L. до забруднення довкілля в умовах міста Херсона.....	53
Лукіша В.В. Структура фітоценозів полезахисних лісосмуг у Лівобережному Лісостепу.....	57

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГО-ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ

Хворов М.М., Дуднікова І.І. Кореляція між екологічними та соціально-економічними показниками сталого розвитку.....	64
---	----

ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ

Тогачинська О.В., Семенова О.І., Котинський А.В. Науково-теоретичні основи отримання якісної й безпечної продукції рослинництва.....	68
Gumeniuk I., Gruzinskii S., Brovko I., Chabanyuk Ya. Synthesis of exopolysaccharides by <i>Bradyrhizobium japonicum</i> isolates.....	73
Бордун І.М., Пташник В.В., Чумакевич В.О., Машков О.А. Дослідження адсорбції органічних барвників активованим вугіллям.....	77

КЛІМАТИЧНІ ЗМІНИ

Кузьмінський В.О. Відновлення меліорованих земель в умовах зміни клімату.....	84
--	----

ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

Василенко О.О., Семерня О.В. Токсикологічна безпека прісноводних об'єктів рибного промислу річок півночі України.....	90
Зуб Л.М., Прокопук М.С., Томільцева А.І. Оцінка якості води водосховищ малих гідроелектростанцій (на прикладі річки Рось).....	94

ЕКОЛОГІЯ ЗЕМЕЛЬНИХ РЕСУРСІВ ТА ҐРУНТІВ

Шматков Г.Г., Яковичина Т.Ф. Комплексний підхід до відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених катіонами металів.....	101
Степова О.В. Районування території Полтавської області за показниками корозійної агресивності ґрунтів.....	106

ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Хом'як І.В., Демчук Н.С., Василенко О.М. Фітоіндикація антропогенної трансформації екосистем на прикладі Українського Полісся.....	113
Суходольська І.Л., Грубінко В.В. Уміст фотосинтетичних пігментів у вищих водних рослинах за різного рівня антропогенного навантаження.....	119
Рубановська Н.В., Гордій Н.М., Колодій В.А. Екотопологічна диференціація модельних видів роду <i>Allium</i> L. на Західному Поділлі.....	129
Присяжнюк Р.А., Янович Л.М. <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771) (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae) в Житомирському водосховищі.....	133

БІОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

Фучко О.Л. Екологічний стан території сільської ради с. Кальник Мукачівського району Закарпатської області.....	137
Voronenko M. Event model for localization of emergency situations.....	141

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ

Сухорська О.П., Мацуська О.В. Аналіз стану природно-заповідного фонду Івано-Франківської області.....	148
Покотилова К.Г. Структура дендрофлори штучних пам'яток природи Рівненської області.....	152

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ

Білецький О.О., Котовський В.Й. Метод параметричного синтезу кіл із суперконденсаторами та акумуляторними батареями в комбінованих джерелах живлення електромобілів.....	159
---	-----

ЕКОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В КОНТЕКСТІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЇ УКРАЇНИ

Іванець О.Р. Гідроекологічні та кладоцерологічні дослідження професора Бенедикта Дибовського в парадигмі євроінтеграційних процесів України.....	164
---	-----

ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА

Мальшев В.В., Лукашенко Т.Ф., Касьяненко М.В., Ромашко Н.В. Формирование экологической компетентности – важная составляющая образования инженера-химика.....168

Лукашенко Т.Ф., Малишев В.В., Кашуба Р.О., Петруньок Д.В. Екологічні проблеми збереження навколишнього середовища в контексті навчання студентів.....173

БІБЛІОГРАФІЯ.....179

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ.....180

ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО

УДК 620.197

ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ СТІЙКОСТІ МЕТАЛЕВИХ КОНСТРУКЦІЙ, ВИРОБІВ ТА МАШИН ЗА ДОПОМОГОЮ ЗАСТОСУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТИХ ЗАСОБІВ

Бондар О.І.¹, Савенко В.І.², Машков О.А.¹, Висоцька Г.Ф.³, Каратєєв А.М.⁴

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 проспект 31, 03037, Київ
knuba@knuba.edu.ua

³Приватне підприємство «Руслан і Людмила»
вул. Межигірська, 87а, 04080, м. Київ

⁴Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»
вул. Кирпичова, 2, 61002, м. Харків
omsroot@kpi.kharkov.ua

Корозія металевих конструкцій щорічно призводить до мільярдів втрат, коли зростають витрати на захист і відновлення металевих виробів. Забезпечення функціональної стійкості металевих конструкцій пропонується здійснювати шляхом захисту від корозії – правильної підготовки поверхні, нанесення шару високоякісних герметиків, фарб або інших видів покриття. Пропонується використовувати екологічно безпечну рослинну речовину “Contrrust”, яка запатентована і випробувана як ефективний засіб блокування джерел корозії (іржі) і підготовки поверхні до захисних покриттів. *Ключові слова:* конструктор, корозія, захисні покриття, іржа, екологія.

Обеспечение функциональной устойчивости металлических конструкций, изделий и машин с помощью применения экологически чистых средств. Бондарь А.И., Савенко В.И., Машков О.А., Высоцкая Г.Ф., Каратеев А.М. Коррозия металлических конструкций ежегодно приводит к миллиардам потерь, при этом возрастают затраты на защиту и восстановление металлических изделий. Обеспечение функциональной устойчивости металлических конструкций предлагается осуществлять путем защиты от коррозии – правильной подготовки поверхности, нанесения слоя высококачественных герметиков, красок или других видов покрытия. Предлагается использовать экологически безопасное растительное вещество “Contrrust”, запатентованное и испытанное в качестве эффективного средства блокировки источников коррозии (ржавчины) и подготовки поверхности к защитным покрытиям. *Ключевые слова:* контактор, коррозия, защитные покрытия, ржавчина, экология.

Providing functional stability of metal structures, products and machines by using environmentally friendly means. Bondar O., Savenko V., Mashkov O., Vysotska H., Karatieiev A. Corrosion of metal structures annually leads to billions of losses, while the costs of protecting and restoring metal products are increasing. Ensuring the functional stability of metal structures is proposed to be carried out by protecting against corrosion, – correct surface preparation, applying a layer of high-quality sealants, paints or other types of coating. It is proposed to use environmentally safe plant substance “Contrrust”, patented and tested, as an effective means of blocking sources of corrosion (rust) and surface preparation to protective coatings. *Key words:* contractor, corrosion, protective coatings, rust, ecology.

Величезні затрати на заміну чи відновлення вражених корозією металевих частин, деталей машин і устаткування, конструкцій будівель і виробів широкого вжитку спонукають людство до пошуків засобів захисту від корозії. Дослідження і досвід багаторічної експлуатації металевих виробів свідчать про те, що найважливішим у захисті і запобіганні корозії є надійна і правильна підготовка поверхонь металів до

пофарбування. Легше і надійніше запобігти процесу корозії, ніж зупинити і відновити вражені деталі і вироби.

Відомо багато досліджень процесів корозії і вдосконалення захисних покриттів. Також є багато речовин для очищення поверхонь, інгібіторів, напилень, домішок тощо. Екологічно безпечних, ефективних засобів рослинного походження не представлено.

Є вже запатентований перетворювач “Contrust”, Патент № (11) 61544, автор Л.М. Висоцька, але його просування на ринку досить повільне.

Мета роботи – вивчення видів корозії і процесів, що випробовуються напочатку і під час коронування металів для знаходження надійних реагентів погашення мікроджерел корозії і створення надійної плівки (захисного шару) на поверхні до пофарбування, під якою неможливий початок корозії під захисним шаром.

Результати досліджень. Через об’єктивні і суб’єктивні причини, недобросовісну конкуренцію, некомпетентність, корупцію тощо на сучасному етапі розвитку виробництва, науки і техніки втрати від корозії в промислово розвинених країнах сягають 3–5% національного доходу. В Україні проблеми з корозією значно більші внаслідок низки причин. Більшість споруд, які все ще експлуатуються, досягли критичного віку 40–60 років. Фахівці вважають, що об’єкти з таким терміном служби близькі до передаварійного стану або вже в такому. Особливо це стосується металургійних і хімічних підприємств, нафто- і газопроводів, плавзасобів, де елементи і конструкції працюють у високоагресивних середовищах. Саме через корозію на рік втрачається 1,5–2% зі 100 млн. тонн конструкцій, що використовуються. Це призводить до мільярдів доларів збитків, надзвичайних ситуацій, екологічних катастроф.

Особливого збитку завдає корозія металів. Найпоширеніший і найбільш знайомий усім нам вид корозії – іржавіння заліза. Тому арки мостів, ферми, балки й інші конструкції і вироби з металу треба захищати комплексно. Корозія – це фізико-хімічна взаємодія металу із середовищем, що призводить до руйнування металу. Унаслідок корозії метали переходять у стійкі сполуки – оксиди або солі, у вигляді яких вони спостерігаються в природі. Корозія з’їдає до 10% виробленого в країні металу. Важко врахувати непрямі втрати від простоїв і зниження продуктивності устаткування, що піддалося корозії, від порушення нормального перебігу технологічних процесів, від аварій, спричинених зниженням міцності металевих конструкцій.

Іржа – це шар частково гідратованих оксидів заліза, що утворюється на поверхні заліза і деяких його сплавів унаслідок корозії.

За механізмом корозія буває **хімічна, електрохімічна** (розвиток електрохімічної корозії можна уповільнити не лише шляхом безпосереднього гальмування анодного процесу, але й впливом на швидкість катодного. Найбільш поширені два катодних процеси: розряд водневих іонів ($2e + 2H^+ = H_2$) і відновлення розчиненого кисню:



які часто називають відповідно водневою і кисневою деполяризацією. Це **газова, атмосферна корозія, рідинна корозія, підземна корозія** (характерною

особливістю підземної корозії є різниця у швидкості (у десятки тисяч разів) доставки кисню (основного деполяризатора) до поверхні підземних конструкцій у різних ґрунтах).

Сучасний захист металів від корозії базується на таких методах:

- 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 і тільки на 20% якістю лакофарбових матеріалів, що використовуються, і способом їх нанесення.

Тривалість і ефективність покриття сталевих поверхонь значно залежать від ретельності підготовки поверхонь для фарбування. Підготовка поверхні передбачає усунення окалини, іржі та сторонніх речовин, якщо вони є, зі сталеві поверхні перед нанесенням заводської ґрунтовки або праймера. Вторинна підготовка поверхні спрямована на усунення іржі або сторонніх речовин, якщо вони є, зі сталеві поверхні із заводською ґрунтовкою або праймером до нанесення антикорозійної фарбувальної системи.

За останні роки цій проблемі не приділяється увага на державному рівні, майже припинили своє існування галузеві системи нагляду за експлуатацією будівель і споруд. Сьогодні має місце значне відставання антикорозійного захисту як організаційно, так і за рівнем технологій: у нас немає сформованого напрямку і відпрацьованої обов’язкової системи обстеження об’єктів, правил включення інноваційних технологій у проектно-кошторисну документацію та нормативні документи для підвищення корозійної стійкості експлуатованих об’єктів, довгобудів і металопрокату на складах. Жорсткі умови експлуатації металоконструкцій і підвищені вимоги до їхнього технічного стану визначають необхідність застосування надійних, екологічно чистих і економічно вигідних засобів антикорозійного захисту поверхні виробів та зниження швидкості корозії сталевих конструкцій, що експлуатуються в атмосферних умовах і технологічних середовищах.

Для вирішення проблем корозії металоконструкцій, мінімізації шкоди навколишньому середовищу, здоров’ю людини та стану будівель і споруд, зменшенню трудовитрат, строків ремонту та будівництва об’єктів, для досягнення високого економічного ефекту винайдений перетворювач іржі. Перетворювач складається з дубильного екстракту, харчової кислоти і води, що містить срібло в складі мас. %: дубильний екстракт – 15–45, харчова кислота – 3–2, решта – вода зі вмістом срібла –

0,001–0,05 мг/дм³. Якщо товщина іржі перевищує 300 мкм, то краще, щоб перетворювач містив 0,001–0,005 мас. % гептагерманату натрію (Na₆Ge₂O₇). Він сприяє кращому проникненню перетворювача в раковини металу і служить для знищення центрів корозії (Україна, Патент № 61544, С 09 D 5/08 ; Азербайджан, Патент № IX TIRA I 2007 0104, автор Л.М. Висоцька). Для антикорозійного захисту плавзасобів, а також металоконструкцій, які постійно перебувають в агресивних середовищах, до складу перетворювача можливе додавання 10–15 мас. % рідкого натрієвого скла (Na₂O (SiO₂)).

У патенті UA 61544 розкритий перетворювач іржі, що містить мінімальну кількість компонентів, але має здатність до нанесення на іржаві поверхні, покриті конденсатом, має високу перетворювальну здатність, малий час висихання, що й забезпечує міцність отриманого покриття й стійкість його до впливу води, масла й нафти-сирцю, бензину й інших середовищ, з якими контактує покриття.

Він має такий склад (мас. %):

– дубильний екстракт – 15–45;

– харчова кислота – 3–12;

– вода зі вмістом срібла 0,001–0,05 мг/дм³ – решта.

Додатково перетворювач іржі може містити 0,001–0,005 мас. % гептагерманату натрію (Na₆Ge₂O₇) або 10–15 мас. % рідкого натрієвого скла.

Описана композиція найбільш пристосована для виконання певної функції: ґрунту, модифікатора, перетворювача іржі.

У процесі впровадження перетворювача іржі «Contrust» запроваджене вдосконалення для досягнення ще вищого економічного ефекту і просування на міжнародні ринки, з огляду на те, що аналога немає.

Матеріал «Контраст» належить до засобів для боротьби з іржею, а точніше, до композицій для боротьби з іржею на основі таніну.

Танін є природною дубильною речовиною, що утворює з оксидами заліза нерозчинні танат-комплекси. У композиціях для боротьби з іржею як танін використовують дубильні екстракти деревини (дуб, верба, ялина).

В основі нової технології боротьби з корозією лежить універсальний перетворювач іржі, засіб, який:

– має підвищені проникаючу й перетворюючу здатність і властивості модифікатора;

– забезпечує утворення міцно зчепленої з основою металоконструкції плівки, яка має ефект інгібітора корозії, може служити консервантом і як ґрунт із підвищеною теплостійкістю й термостабільністю, знижує наводнювання сталі, має фунгіцидні властивості;

– виключає утилізацію відпрацьованих шкідливих для здоров'я й навколишнього середовища матеріалів (оксиди заліза, оксиди кремнію й алюмінію, природний газ, вуглекислий газ), які використовуються

під час очищення іржавої поверхні дорогими способами очищення (абразиво-струминний, полум'яний й полум'яно-абразивний, гідробластинг);

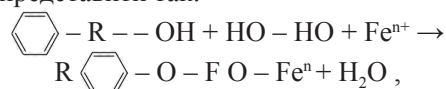
– цінною властивістю речовини «Контраст» є також можливість створення композиції для приготування перетворювача іржі, яка була б зручна під час транспортування, зберігання й приготування перетворювача іржі.

Ще одним важливим моментом є розроблення способу приготування перетворювача іржі у вигляді концентрату, що запроваджено на ПП «Руслан і Людмила»/

У перетворювача іржі модифікації «А» ДСТУ № 4372:2005 (додаток № 4), що включає дубильний екстракт, щавлеву кислоту, джерело срібла й воду як джерело срібла, використане азотнокисле срібло. Перетворювач додатково містить оксиетилідендифосфонову кислоту-1 і дубильний екстракт.

Дубильні екстракти – це речовини, які екстрагуються парою з дубильної деревини і кори дуба, верби, ялини й ін. У перетворювача іржі зв'язуючими і пасивуючими іржу є таніни – основний компонент сухої частини дубильних екстрактів. За хімічною будовою таніни – це поліфеноли, будова яких дуже складна.

З іржею і поверхнею металу таніни взаємодіють своїми гідроксидними групами. Хімізм реакції можна представити так:



де Feⁿ⁺ – іон заліза, наявний в іржі; n може дорівнювати 2 або 3; щавлева кислота – 3,80–7,72; H₂C₂O₄ – 2H₂O, азотнокисле срібло – 0,01–0,10; AgNO₃, оксиетилідендифосфонову кислоту-1 – 0,15–0,67; вода або вода зі спиртом – решта.

Оксиетилідендифосфонову кислоту-1 (далі – ОЕДФ), будучи розчищеною у воді, має поверхневу активність, тому сприяє швидкому проникненню перетворювача в пори іржі, навіть найдрібніші. ОЕДФ синергетично підсилює перетворювальну здатність танінів. На основі металоконструкції утворюється міцно зчеплена з нею танатна плівка, яка має ефект інгібітора корозії. Плівка знижує наводнювання сталі – небезпечно явище, яке робить сталь крихкою і яке відбувається під впливом на сталь органічних кислот. Плівка служить ґрунтом із високою теплостійкістю й термостабільністю під час наступного нанесення лакофарбових та ізоляційних покриттів.

ОЕДФ проникає в пори окалини, пасивує велику кількість продуктів корозії, що призводить до відшарування окалини від прокородованого металу й до появи адгезивного контакту між ним і ґрунтувальним покриттям. Вступаючи в хімічну реакцію з поверхнею металу, утворює плівку. Плівка, що утворилася, має ефект інгібітора, перешкоджає реакції активної поверхні заліза з киснем у вологому середовищі.

Поверхня стає більш стійкою до корозії:

Наявність у воді азотнокислого срібла в комбінації з ОЕДФ дозволяє 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 газів, що утворюються під землею за блукаючих струмів.

Завдяки додаванню азотнокислого срібла поверхня металоконострукції, оброблена перетворювачем, і сам перетворювач не зазнають біокорозії. Особливо ефективно використання азотнокислого срібла за підвищеного вміста в контактуючій із металоконострукцією воді, хлоридів іонів, які активізують процеси корозії. Тому для нейтралізації додається азотнокисле срібло, яке взаємодіє в реакції іонів срібла з іонами хлору $Ag^+ + Cl^- = AgCl\downarrow$ (іони хлору випадають в осад).

Крім того, азотнокисле срібло не випадає в осад у разі зберігання перетворювача іржі, що має місце в перетворювачі іржі за Патентом UA 61544, в якому використовується колоїдне срібло.

Триполіфосфат натрію, гексаметафосфат натрію та гліоксаль ще більше підсилюють інгібіторні властивості плівки, що надалі запобігає загальнокорозійному процесу.

Лимонна кислота підсилює консервуючі властивості перетворювача іржі й він може успішно застосовуватися як консервант для запобігання корозії під час зберігання металопродукату й металевих елементів і конострукцій.

У композиції для приготування перетворювача іржі, що містить дубильний екстракт, шавлеву кислоту й срібло, як джерело срібла використане азотнокисле срібло, і вона додатково містить оксиетилідендифосфонову кислоту-1 за такою співвідношення компонентів, у мас. % (модифікація «Б» (пастоподібна суміш) ДСТУ 4372:2005):

– дубильний екстракт – 49–76;

– шавлева кислота – 23–47;

– азотнокисле срібло – 0,05–0,60;

– оксиетилідендифосфонову кислоту-1 – 0,95–4.

Буде краще, якщо композиція містить також такі компоненти, мас. %:

– триполіфосфат натрію – 0,40–1,30;

– гексаметафосфат натрію – 0,40–1,30;

– гліоксаль – 3,10–3,45.

Композиція може містити також 0,90–3,50 мас. % лимонної кислоти; воду в такій пропорції: на одну масову частину композиції 0,20–0,50 масових частин води.

Згідно з винаходом, третє завдання вирішується тим, що описану вище композицію змішують із водою в пропорції на одну масову частину композиції 5–6,25 масових частин води. За необхідності 0,10–0,30 мас. % води замінюють спиртом.

Висновки. Досліджено фізико-механічні властивості консерванта перетворювача іржі «Контраст» та покриттів на основі водної бітумно-латексної емульсії, бутилкаучукових мастик, сухих будівельних сумішей та ін.

Вивчено вплив рівня й якості підготовки поверхні на захисні властивості покриттів. Результати дослідження вказують на те, що покриття на основі бітумно-латексних емульсій бутилкаучукових мастик та сухих сумішей розробленого складу не потребують трудомісткої, технологічно складної, ретельної підготовки поверхні перед нанесенням.

Запропоновано конострукції систем покриттів для протикорозійного захисту магістральних нафтогазопроводів, цінного металевого обладнання, машин та інших металовиробів. Проведені дослідження та випробування довели, що запропоновані конострукції систем покриттів відповідають необхідним нормативним вимогам для забезпечення антикорозійного захисту нафтогазопроводів, машин та інших металовиробів і можуть мати великі перспективи, передусім для ремонту вже наявних об'єктів.

Література

1. Ковалець С.І. Метали та їх властивості. К., 1983. 126 с.
2. Хомченко Г.П., Цитович И.Г. Неорганическая химия. М.: Высшая школа, 1987. 464 с.
3. Фримантл М. Химия в действии: в 2-х ч. Ч. 1. М.: Мир, 1998. 528 с.
4. ТУУ 14333–082/001–98 «Перетворювач іржі «Контраст»». К., 1998.
5. ДСТУ 4372:2005 «Перетворювач іржі на основі деревинної речовини. Технічні вимоги». К., 2005.
6. Патент № (11) 61544 «Перетворювач іржі «Контраст»».
7. Машков О.А., Барабаш О.В., Дурняк Б.В., Обідін Д.М. Забезпечення функціональної стійкості складних технічних систем. Моделювання та інформаційні технології: зб. наук. праць. Інститут проблем моделювання в енергетиці. Вип. 64. К., 2012. С. 36–41.
8. Машков О.А., Аль-Тамими Р.К.Н., Лами Д.Д.Х., Косенко В.Р. Функціональна стійкість складних екологічно-небезпечних динамічних систем. Екологічні науки: науково-практичний журнал. 2016. № № 3–4 (14–15). С. 65–74.

ВЛИЯНИЕ КОНСТРУКТИВНО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ СУДОВОГО ДИЗЕЛЯ НА ПРОТЕКАНИЕ ПРОЦЕССОВ ОБРАЗОВАНИЯ ОКСИДОВ АЗОТА

Литвиненко В.П., Крючкова Е.Н., Ландиков Ю.В.

Азовский морской институт
Национального университета «Одесская морская академия»
ул. Черноморская, 19, 87517, г. Мариуполь
jltinski@gmail.com

В статье выполнен анализ конструктивных и технологических особенностей судовых дизелей с позиций влияния на условия образования оксидов азота в цикле их работы. Отмечена взаимосвязь между продолжительностью периода эмиссии оксидов азота и временами протекания фаз сгорания топливно-воздушной смеси с учетом геометрических соотношений цилиндропоршневой группы. *Ключевые слова:* оксид азота, эмиссия, фазы сгорания топлива, показатель характера сгорания, международная конвенция.

Вплив конструктивних і технологічних особливостей суднового дизеля на протікання процесів утворення оксидів азоту. Литвиненко В.П., Крючкова О.М., Ландиков Ю.В. У статті виконано аналіз конструктивних і технологічних особливостей судових дизелів з позицій впливу на умови створення оксидів азоту в циклі їх роботи. Відображено зв'язок між тривалістю періоду емісії оксидів азоту й часом протікання фаз згоряння паливно-повітряної суміші з урахуванням геометричних співвідношень цилиндропоршневої групи. *Ключові слова:* оксид азоту, емісія, фази згоряння палива, показник характеру згоряння, міжнародна конвенція.

The influence of structurally technological features of the board diesel engine on the course of the nitrogen oxides formation. Lytvynenko V., Kriuchkova O., Landykov Yu. Analysis of the structurally technological features of ship diesel engines was carried out in terms of the influence on the formation nitrogen oxides in the working cycle. It was noted the connection between the duration of nitrogen oxides emission period and the duration of the fuel-air mix combustion phases due to geometric balance of the cylinder-piston group. *Key words:* nitrogen oxides, emission, fuel combustion phases, combustion indicator, international convention.

Постановка проблемы. Широкое использование поршневых двигателей внутреннего сгорания на судах торгового морского флота, работающих в преобладающем большинстве на тяжелых видах топлива, привело к необходимости повышения качества их работы в части сокращения выбро-

сов вредных веществ в атмосферу, содержащихся в выхлопных газах. В этой связи в мировую практику эксплуатации морского флота через посредство изменений в конвенции Марпол 73/78 введены нормативные ограничения относительно состава веществ в выхлопных газах, включая оксиды азота, в зависимости от числа оборотов судовых дизелей [1]. Районы плавания судов, где отмечаемые требования выражаются в наиболее категоричной форме, за счет использования инспекционных проверок получили названия Европейских портов и обозначаются на картах маршрутов следования SECA area (рис. 1).

Учитывая сложившиеся тенденции в мировой практике, можно отметить значимость обозначенной проблемы как в эксплуатации судов морского флота, так и в части разработки конструктивно-технологических решений, связанных с протеканием внутрицилиндровых процессов в цикле работы дизеля.

Цель статьи – исследование кинетики образования оксидов азота в период работы судового дизеля, в зависимости от конструктивных и эксплуатационных параметров, посредством определения формальных взаимосвязей с количественными показателями выбросов оксидов азота.

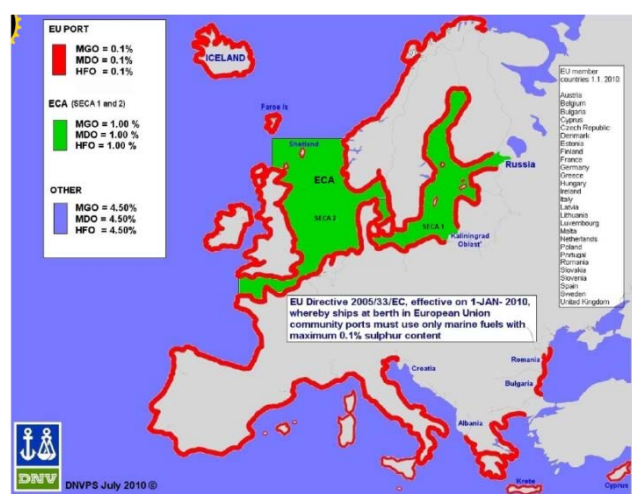


Рис. 1. Схема зон контроля над выбросами вредных веществ в атмосферу

Изложение основного материала. В современных условиях рассматриваемую проблему решают использованием локальных методов как в период эксплуатации судов, так и при разработке судовых дизелей. В эксплуатации основной акцент делается на применении качественных топлив и контроле над содержанием дизелей, в соответствии с требованиями технической документации производителя. В то же время производители дизелей используют конструктивные решения, связанные с нейтрализацией вредных веществ в выхлопных газах. В частности, такие решения предусматривают использование трехкомпонентного каталитического нейтрализатора; рециркуляцию выхлопных газов, что приводит к возрастанию дымности; уменьшению угла опережения подачи топлива, которое приводит к снижению экономических показателей. Известны и другие решения, которые, однако, еще в недостаточной степени исследованы и апробированы на практике. Примером таких решений является использование водотопливных эмульсий и природного газа в качестве основного топлива. В целом все решения, направленные на снижение выбросов в атмосферу, могут быть разделены на три условные группы: 1. Совершенствование конструкции дизелей с целью повышения эффективности процессов сгорания топливовоздушной смеси; 2. Применение каталитических нейтрализаторов и других средств очистки отработавших газов; 3. Использование топлив высокой степени очистки.

В ходе исследования установлена явная недостаточность критериев оценки эффективности экологических показателей, которые могут быть относительно просто использованы в практике эксплуатации судовых дизелей.

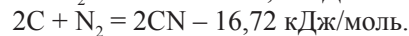
В теоретическом контексте рассматриваемой проблеме посвящено значительное количество работ, однако наиболее значимыми и в определенном смысле основополагающими являются работы Я.Б. Зельдовича и С. Фенимора [2; 3].

В этих работах рассматривается так называемая термическая теория образования оксидов азота, которая в краткой форме излагается в следующих постулатах: 1. Окисление азота происходит за фронтом пламени в зоне продуктов сгорания; 2. Выход оксидов азота определяется максимальной температурой горения, концентрацией азота и кислорода в продуктах сгорания и не зависит от химической природы топлива, участвующего в реакции; 3. Окисление азота происходит по цепному механизму. Скорость процесса определяется реакцией взаимодействия атомарного кислорода с молекулой азота. Энергетический барьер этой реакции складывается из двух составляющих – энергии, требующейся для образования одного атома кислорода, и энергии активации реакции атома кислорода с молекулой азота. Таким образом, энергия активации определяется соотношением: $E = 494/2 + 314 =$

561 кДж/моль ; 4. Скорость образования NO определяется, главным образом, концентрацией атомарного кислорода и константой скорости прямой реакции: $V_{\text{NO}} = 2K_1 C_{\text{O}} C_{\text{N}_2}$; 5. Выход оксидов азота зависит от скорости охлаждения продуктов сгорания; 6. В «бедных» смесях выход NO определяется максимальной локальной температурой сгорания, т.е. кинетикой ее образования, в то время как в «богатых» смесях выход NO перестает зависеть от максимальной температуры сгорания и определяется кинетикой разложения образовавшихся оксидов азота; 7. Концентрация оксидов азота не превышает равновесную концентрацию при максимальной локальной температуре сгорания; 8. Неравномерное распределение температуры в зоне продуктов сгорания заметно влияет на выход NO при горении «бедных» смесей и слабо – при горении «богатых» смесей.

Наряду с «термическими» оксидами азота замечены факты быстрого образования оксидов: за время 10^{-4} с в процессе сгорания стехиометрической метановоздушной смеси и в других реакциях. По этой причине они были названы «быстрыми». «Быстрые» оксиды азота образуются непосредственно во фронте ламинарного пламени на участке, составляющем 10% ширины фронта пламени. Процесс образования начинается уже у передней границы фронта пламени в области температур около 1000°К .

Механизм образования таких оксидов предложен С. Фенимором: молекулы азота связываются радикалами CH_2 , CH и C_2 в реакциях с очень малыми энергетическими затратами.



Далее атомы азота взаимодействуют с OH или O_2 , что ведет к дополнительному образованию NO. Цианосодержащие компоненты окисляются кислородсодержащими веществами. Указанный механизм получил подтверждение при исследовании образования NO в очень богатых углеводородовоздушных смесях (коэффициент избытка воздуха меньше или равен 0,65). Выход «быстрых» оксидов азота мало зависит от температуры горения и сильно от соотношения топливо-воздух.

Источниками образования оксидов азота в отработавших газах, по-видимому, являются и азотсодержащие соединения, входящие в состав топлив. Топочный мазут содержит 0,3–0,5% азота; моторное топливо 0,12–13% азота; дизельное топливо 0,007–0,01% азота.

В дистиллятных топливах азот присутствует в виде аминов и гетероциклических соединений. Эти вещества распадаются в процессе пиролиза в предпламенной зоне до азотсодержащих соединений с малой молекулярной массой: NH_3 ; HCN ; CN и других, которые, в свою очередь, реагируют с кислородсодержащими веществами с образованием NO.

Параллельно протекает процесс образования N_2 , однако процесс его образования незначителен. Окисление протекает достаточно быстро, за время, соизмеримое со временем горения. Выход оксидов азота зависит от состава горючей смеси: для бедных и стехиометрических смесей выход заметно выше, чем для богатых, и мало зависит от температуры, в отличие от окисления атмосферного азота.

Механизмы образования «быстрых» оксидов азота и оксидов из топливных смесей близки по своей природе [3; 4].

Для правильного описания закономерностей эмиссии NO_x , по мнению авторов, необходимо в первую очередь учитывать неоднородность состава топливоздушной смеси в камере сгорания, т.е. принимать во внимание кинетику процесса смешения, разделяя ее по времени структурно выделенных процессов. Следует учитывать продолжительность протекания процессов, связанных со сгоранием топливоздушных смесей.

К временам, определяющим процесс горения и эмиссию вредных веществ относят время испарения или горения капель топлива, пропорциональное квадрату времени диффузии – $T_{исп}$; время смешения паров горючего с продуктами сгорания в зоне обратных токов – $T_{см}$; время смешения горючего газа и продуктов сгорания с воздухом – $T_{смв}$; время задержки воспламенения и горения гомогенной топливоздушной смеси – $T_{ис}$; время окисления азота – T_{NOx} .

Эксперимент показал, что для сгорания распыленного жидкого топлива время смешения горючего газа и продуктов сгорания с воздухом – $T_{смв}$ приблизительно равно 10 мс при давлении $P=10$ МПа и температуре $T=700^\circ\text{K}$, $T_{смв} \approx 10$ мс. Это время – $T_{смв}$ гораздо больше времени протекания химических процессов, связанных с задержкой воспламенения и горения смесей – $T_{ис} = (0,13 \div 0,40)$ мс. Скорость смешения много меньше скорости химических реакций. Процесс горения распыленного жидкого топлива подобен турбулентному диффузионному горению. В этом случае NO образуется в значительном количестве только когда T_{NO} меньше $T_{смв}$, что выполняется при условии когда эквивалентное отношение топлива и воздуха – α_β в первичной зоне сгорания находится в пределах $0,95 \div 1,0$.

Время испарения и горения капель топлива – $T_{исп}$ зависит от размера капель топлива и для стехиометрических смесей, в зависимости от диаметра капель варьирует от 9,8 мс для капель диаметром 150 мкм до 0,2 мс для капель диаметром 10 мкм.

Экспериментально путем варьирования топлив, параметров камер сгорания и режимов сгорания показано, что в случае сгорания распыленного жидкого топлива индекс эмиссии оксидов азота может быть определен по эмпирическому выражению (1).

$$ИЭ_{NOx} = \frac{0,73T_{смв}}{(T_{NO} + 0,1T_{исп})} + 0,2. \quad (1)$$

С учетом результатов теоретических исследований в практику проектирования дизелей и их эксплуатацию привносятся некоторые рекомендации, к которым, например, можно отнести уменьшение времени испарения и горения капель топлива за счет лучшего его распыливания; сокращение времени смешивания топлива с воздухом, что приводит к возрастанию скорости выгорания смеси; предварительное смешение топлива с воздухом перед подачей его в камеру сгорания. Однако большая часть из них в малой степени согласуется с особенностями конструкции и эксплуатации двигателей. Одной из причин, приведших к такому положению, по-видимому, является отсутствие должной теоретической проработки вопроса на стыке особенностей образования оксидов азота и внутрицилиндровых процессов. По этой причине нами предпринята попытка подвергнуть анализу приведенные особенности образования оксидов азота на предмет возможной разработки некоторой теоретической основы, на принципах сопоставления рассматриваемых процессов.

Такой подход нами объясняется противоречивостью суждений, поясняющих механизм образования оксидов азота. В одном случае, по Зельдовичу, образование оксидов не зависит от химической природы топлива, в другом же случае делается акцент на том, что источником образования оксидов являются азотсодержащие соединения, входящие в состав топлива. Хотя в обоих случаях не отрицается первичность влияния температуры на условия протекания реакций.

С точки зрения кинетики процессов сгорания в цилиндрах двигателя наибольший интерес, на наш взгляд, представляют особенности образования оксидов за фронтом пламени в зоне продуктов сгорания. Здесь значимыми оказываются скорость образования оксидов, состав топливной смеси (бедная и богатая смеси), условия диссоциации – распыления и горения, а также длительность горения и эмиссии вредных веществ.

Такая особенность подхода к рассматриваемому вопросу объясняется тем, что, как это следует из результатов исследований, сгорание топливоздушной смеси в современном дизеле протекает в условиях значительной турбулентности, которая достигается за счет использования различных конструктивных решений. Это обстоятельство исключает возможность рассматривать образование оксидов в некотором относительно четко обозначенном фронте пламени. Да и сам фронт пламени крайне сложно здесь обозначается. Сгорание топливоздушной смеси в цилиндре двигателя происходит в некотором ограниченном объеме, точнее сказать, в части объема цилиндра, в пространстве между днищем поршня и крышкой цилиндра. Причем пламенем покрывается от 25 до 65 процентов площади днища поршня [5]. Это свойство распространения

пламени в цилиндре двигателя, по-видимому, может быть объяснено, по меньшей мере, двумя специфическими особенностями. Образованием комплексных волн за счет отражения звукового и светового потоков от стенок втулки цилиндра, а также за счет возникновения электромагнитного поля, образуемого за счет ионизации пламени, взаимодействующего с катализатором, в роли которого выступают детали цилиндропоршневой группы. Таким образом, применительно к дизелю можно говорить о наличии условий образования оксидов не во фронте пламени, а в пространстве между днищем поршня, втулкой и крышкой цилиндра. Безусловно, в этой области присутствуют зоны с температурой более 1000°K и наблюдаются значительные перепады температур, в которых характерно образование оксидов.

Не менее важным аспектом является продолжительность эмиссии вредных веществ и сгорания топлива в цилиндрах двигателя. Как следует из выше приведенных данных, время эмиссии определяется значениями порядка 10^{-3} – 10^{-4} с. Причем определяющим показателем здесь является период диффузии, протекание которой характеризуется углом опережения впрыска топлива, или, как это принято обозначать, продолжительностью индукции. Так что можно отметить, что сокращением периода индукции достигается и понижение вероятности возникновения оксидов азота. В этом случае нам потребуется организовать процессы воспламенения топливовоздушной смеси в цилиндре двигателя у верхней мертвой точки, что и предусмотрено в идеальном цикле Дизеля. К сожалению, однако, здесь мы вынуждены констатировать, что реализация такого идеального цикла Дизеля до настоящего времени в современных двигателях еще не реализуется, хотя и имеются определенные практические наработки в этой области [6]. В то же время решение такой задачи может быть поставлено в теоретическом контексте.

Наиболее благоприятным результатом решения такой задачи является соблюдение условия: $t_s \geq t_o \geq t_u$, где t_s , t_o , t_u – соответственно, продолжительность эмиссии, диффузии и индукции, с.

На первый взгляд, приведенное соотношение представляется некорректным, поскольку очевидным является факт того, что эмиссия вредных веществ не может происходить вне связи с диффузией и является составной частью диффузии. Но это противоречие устраняется, если принять во внимание, что сама диффузия оказывается регулируемой за счет использования технических решений, позволяющих влиять на условия, в которых она протекает.

Примером такого решения могут послужить результаты работы [8], где обозначена так называемая линия разрыва в системе поршень-цилиндр, продолжительность проявления которой установлена в обозначенных интервалах времени. При этом наличие линии разрыва позволяет вводить в полость цилиндропоршневой группы дополнительное коли-

чество воздушной смеси при незначительных затратах энергии. И таким образом влиять на кинетику образования оксидов азота.

Отметим продолжительность периода эмиссии по отношению к общему времени процесса сгорания топлива в виде соотношения:

$$T_{исп} + T_{см} + T_{смв} + T_{нс} + T_{NOx} = T_{проц}. \quad (2)$$

Заметим, что нами ранее был сделан вывод в отношении времени протекания цикла в дизеле [7], который выражен в виде зависимости:

$$T_u = 78,5 \frac{D^2 H P_e}{N_e}, \quad (3)$$

где D – диаметр цилиндра, м;

H – ход поршня, м;

P_e – среднее эффективное давление, МПа;

N_e – мощность двигателя, кВт.

Таким образом, при допущении равенства времени, при котором осуществляется цикл и период времени эмиссии, можно отметить обусловленность образования оксидов азота спецификой конструктивных параметров двигателя и получить зависимость, отображающую продолжительность образования оксидов азота в цикле работы дизеля.

Сопоставив выражение (2) и (3), имеем:

$$78,5 \frac{D^2 H P_e}{N_e} = T_{исп} + T_{см} + T_{смв} + T_{нс} + T_{NOx}. \quad (4)$$

В ходе исследования обращено внимание на результаты работ И.И. Вибе, которым получена зависимость, позволяющая осуществлять расчет длительности ($T_{нс}$) сгорания топливовоздушной смеси в цикле работы дизеля [5].

$$T_{нс} = 9,967^{\frac{1}{m+1}} t_{1/2}, \quad (5)$$

где m – показатель характера сгорания, параметр, отображающий характер изменения по времени относительной плотности эффективных центров в процессе сгорания. Для тяжелого топлива $m = -0,16$ [5].

$$m = \frac{x_z}{\ln(t_z/t_{1/2})}, \quad (6)$$

где $t_{1/2}$ – период полусгорания, с.

t_z – общая продолжительность реакции сгорания, с.

x_z – доля выгоревшего топлива к моменту окончания реакции сгорания. К расчетам принимается равной 0,999 [5].

Преобразовав выражение (4) и воспользовавшись выражением (5), выразим длительность образования оксидов азота в зависимости от параметров двигателя с учетом длительности сгорания топливовоздушной смеси.

В явном виде длительность образования оксидов азота определится из соотношения:

$$T_{NOx} = 78,5 \frac{D^2 H P_e}{N_e} - 9,967^{\frac{1}{m+1}} t_{1/2} - T_{исп} - T_{см} T_{смв}.$$

Главные выводы. Полученные в ходе исследования зависимости обеспечивают возможность вза-

имно увязать теоретические модели описания термодинамических циклов с процессами, наблюдаемыми при работе дизелей, поскольку в эксплуатации основными параметрами, подлежащими контролю в эксплуатации, являются мощность и среднее эффективное давление. Использование зависимостей позволяет учесть характер влияния геометрических соотношений цилиндропоршневой группы на процессы образования оксидов азота при проектирова-

нии за счет предварительных расчетов и возможной выработки решений, направленных на снижение выбросов отработавших газов в атмосферу.

Перспективы использования результатов исследования. Благодаря полученным выражениям, представляется возможным осуществлять дальнейшие исследования условий образования оксидов азота на некотором новом уровне, в том числе с учетом режимов работы судового дизеля.

Литература

1. MARPOL 73/78 part 6.
2. Зельдович Я.Б., Садовников П.Я., Франк-Каменецкий Д.А. Окисление азота при горении. Москва-Ленинград: Изд-во АН СССР, 1947. 145с.
3. Fenimore C.P. Formation of nitric oxide from fuel nitrogen in ethylene flames. Combustion and Flame, 1972. V. 19. P. 289.
4. Бурико Ю.Я. Эмиссии окислов азота камерами сгорания. ЦИАМ, 1986. Труды ЦИАМ. № 225.
5. Вибе И.И. Новое о рабочем цикле двигателей. Скорость сгорания и рабочий цикл двигателя. Москва: ГНТИ Машиностроительной литературы. 1962. 269 с.
6. Возницкий И.В. Современные судовые среднеоборотные двигатели: учебник. Санкт-Петербург: КСИ, 2005. 147 с.
7. Литвиненко В.П., Крючкова Е.Н., Житаренко В.М. Параметрические особенности адаптивности судового дизеля. Сборник научных трудов. Мариуполь: АМИ ОНМА, 2011. 6 с.
8. Литвиненко В.П. Оценка скорости потока газов в системе поршень-цилиндр. Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Серія «Нові рішення в сучасних технологіях» / Нац. техн. ун-т «Харків. політехн. ін-т». Харків: НТУ «ХПІ», 2018. № 16 (1292). 200 с.

ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНІ ТА РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧІ СПОСОБИ ПЕРЕРОБЛЕННЯ ВІДХОДІВ ТВЕРДИХ СПЛАВІВ КАРБІДУ ВОЛЬФРАМУ І КОБАЛЬТУ ТА ЕКСТРАКЦІЇ ВОЛЬФРАМУ З ВОЛЬФРАМОВИХ КОНЦЕНТРАТІВ

Лукашенко Т.Ф., Малишев В.В., Безлюда І.О., Фуртат В.В.
Відкритий міжнародний університет розвитку людини «Україна»
вул. Львівська, 23, 03115, м. Київ
taniainst@gmail.com

Визначено інтервал потенціалів, в якому фаза сплаву кобальт-вольфрам селективно розчиняється у розчинах фосфорної кислоти, а фаза карбіду вольфраму залишається в осаді. Встановлено, що вольфрамові руди і концентрати розкладаються за температури 1 050–1 100°C у розплавах хлориду натрію – метасилікату натрію, утворюючи дві фази, які не змішуються: галогенідно-вольфраматну та силікатну. Перша фаза містить 96–99% вольфраму, а друга – більше 90% рудних складників. Одержані дані можуть бути використані під час перероблення лому твердих сплавів. *Ключові слова:* екологія, ресурсозбереження, відходи, руди, концентрати, електроліз, екстракція.

Экологически безопасные и ресурсосберегающие способы переработки отходов твердых сплавов карбида вольфрама и кобальта и экстракции вольфрама из вольфрамовых концентратов. Лукашенко Т.Ф., Малишев В.В., Безлюда И.А., Фуртат В.В. Определен интервал потенциалов, в котором фаза сплава кобальт-вольфрам селективно растворяется в растворах фосфорной кислоты, а фаза карбида вольфрама остается в осадке. Установлено, что вольфрамовые руды и концентраты разлагаются при температуре 1 050–1 100°C в расплавах хлорида натрия – метасиликата натрия, образуя две несмешивающиеся фазы: галогенидно-вольфраматную и силикатную. Первая фаза содержит 96–99% вольфрама, а вторая – свыше 90% рудных составляющих. Полученные результаты могут быть использованы при переработке лома твердых сплавов. *Ключевые слова:* экология, ресурсосбережение, отходы, руды, концентраты, электролиз, экстракция.

Environment friendly and resource saving methods of tungsten and tungsten carbide production. Lukashenko T., Malyshev V., Bezliuda I., Furtat V. A potential region in which the phase of cobalt-tungsten alloy is selective dissolved in solutions of phosphoric acid with the forming of soluble compounds of these metals and tungsten carbide phase remains in deposit is determined. Obtained results can be used for scrap of hard alloys reworking. It was shown that tungsten ores and concentrates at 1 050–1 100°C decompose in sodium chloride–sodium metasilicate with forming two unmixing phases: halide-tungstate and silicate. The first phase contains 96–99% of tungsten, the second – more than 90% of different composites. *Key words:* ecology, resource saving, wastes, ores, concentrates, electrolysis, extraction.

Постановка проблеми і актуальність дослідження. Тверді сплави карбіду вольфраму та кобальту були першими металокерамічними твердими сплавами (далі – ТС), які мали промислове застосування. Вагомість їх збільшується під час використання в сучасній техніці. З метою повернення у виробництво дорогих компонентів ТС необхідно було розробити методи вторинного перероблення відходів, які містять ці компоненти. Як відходи можуть бути використані матриці відпрацьованого бурового і різального інструменту, брукхт. Останнім часом питання розроблення нових методів перероблення кускових відходів твердих сплавів залишаються актуальними [1–3].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Наявні методи виділення компонентів ТС відрізняються не лише режимом оброблення, але і природою використаних хімічних реагентів. Істотним недоліком групи методів розчинення компонентів ТС різними кислотами та їх сумішами є токсичність застосовуваних реагентів. Частково це можна усунути

переробленням відпрацьованого алмазного і ТС інструменту анодним розчиненням у гідроксид-хлоридному розплаві [4]. Водночас вольфрам і вуглець переходять у розплав у формі вольфрамату і карбонату відповідно, а матеріали просочення ТС матриці накопичуються біля катода у вигляді нанодисперсних металевих порошків. Кінцевим продуктом запропонованого способу є оксид вольфраму, що потребує його подальшого перероблення в карбід вольфраму для повернення в процес виробництва ТС інструменту. У роботі [5] наведено результати застосування способу високотемпературної селективної екстракції вольфраму з концентратів і вторинної сировини у галогені.

У даній роботі проведено розділення кобальту і карбіду вольфраму анодним розчиненням у розчинах фосфорної кислоти. Застосування розчинів фосфорної кислоти як електроліту, на відміну від розплавлених середовищ, дозволяє селективно розділити компоненти ТС і виділити карбід вольфраму, придатний

для повернення у виробництво. Властивість вольфраму і його карбїду до пасивації у водних розчинах визначає специфіку електрохімічної поведінки цих сполук. Електродні потенціали, катодні процеси під час електровиділення газів і процеси окиснення з їх участю досліджено в основному в розчинах соляної і сірчаної кислот. Дослідження електрохімічного виділення водню на електроді з карбїду вольфраму показало, що виділення водню на карбїді вольфраму лімітується рекомбінацією адсорбованих атомів водню. Форма кривих анодної поляризації вольфраму в розчинах сірчаної кислоти відповідає переходу металу від активного розчинення до пасивного стану [6; 7].

Карбїд вольфраму – одна з найважливіших твердосплавних і каталітично активних сполук. Сьогодні більше 60% вольфраму, який переробляється, витрачається для одержання карбїду. У промисловості карбїд вольфраму одержують двома способами: карбїдизацією металу й алюмотермічним відновленням руд і концентратів. Обидва способи передбачають значну кількість (більше семи) складних і трудомістких стадій. Спосіб одержання порошоків карбїду вольфраму високотемпературним електрохімічним синтезом із розплавів перебуває в стані напівпромислових випробувань [8; 9].

Для виділення сполук вольфраму з руд і концентратів застосовують спосіб розчинення в різних кислотах, екологічна небезпека і нетехнологічність якого безсумнівна. Як альтернативний спосіб може бути запропонована високотемпературна селективна екстракція (далі – ВТСЕ) у неагресивних сольових розплавах. Останнім часом розробляється спосіб одержання карбїду вольфраму шляхом оброблення вольфрамівмісних розплавів газами-відновниками, вуглецем, карбїдом кальцію тощо. Першою стадією цього способу є розклад руди або концентратів методом ВТСЕ. Як екстрагуючі компоненти використовують розплави хлориду натрію та метасилікату натрію. Під час їх сплавлення з вольфрамівмісними (вольфрамїт або шеелїт) концентратами сполуки вольфраму переходять у хлоридну фазу, а оксиди заліза, марганцю і кальцію – у силікатну. Фази розділяють вибірковою декантацією. Ступінь вилучення вольфраму в хлоридну фазу визначає подальшу перспективність способу одержання карбїду вольфраму обробленням розплавів газами. Метою роботи було проведення ВТСЕ вольфраму з відповідних концентратів і визначення технологічних параметрів процесу (температура, склад розплаву, тривалість екстракції).

Методика експерименту

Для вивчення анодного розчинення електродів зі сплаву WC-Co, металевого кобальту і карбїду воль-

фраму використовували триелектродну електрохімічну комірку. Робочим електролітом був 1,25 М розчин фосфорної кислоти H_3PO_4 . Електродами твердого сплаву були штабики WC-6%Co (далі – ВК-6). Карбїд-вольфрамові електроди виготовляли гарячим пресуванням порошоків вольфраму і вуглецю а 2 200°C і тиску 1 000 кГ/мм². Кобальтові електроди виготовлено з металеві фольги високого ступеня чистоти. Площа поверхні досліджуваних електродів становила 1–2 см². Перед вимірюваннями робочі електроди ретельно шліфували та полірували. Поліровану поверхню обробляли спиртом і дистильованою водою безпосередньо перед вимірюваннями. Як допоміжний електрод застосовували платинову пластинку площею 1,0–1,5 см². Електродні потенціали вимірювали щодо насиченого каломельного електрода (далі – НКЕ), розташованого поза електрохімічною коміркою і сполученого з нею через сольовий місток. Усі вимірювання проведено в атмосфері азоту за температури 18°C. Стаціонарні потенціостатичні криві одержано з використанням потенціостата ПІ-50–1 і реєстратора ПДП-4 для вимірювання сили струму в часі. Металографічні дослідження проводили на електронному мікроскопі “Neophot-21”. Фазовий склад твердих зразків ідентифікували на рентгенівському дифрактометрі ДРОН-4.0, газів – на хроматографі «Селміхром-1». Як газ-носії застосовували аргон або гелій. Оброблення інформації здійснено за допомогою комп’ютера IBM-486. Концентраційні криві розподілу кобальту і вольфраму в шліфах поперечного перерізу одержано на рентгенівському мікроаналізаторі “MS-46 Cameca”. Парціальні струми під час розчинення металів визначено порівнянням струму, який реєструється, з отриманими результатами аналізу розчинів.

У табл. 1 наведено хімічний склад використаних для досліджень вольфрамівмісних концентратів. На стадії ВТСЕ використано хлорид і метасилікат натрію марок «хч». Процес екстракції здійснено в тиглях із карбїду кремнію. Внутрішній діаметр тиглів становив 50 мм, висота – 150 мм. Шихта для ВТСЕ містила в мас. %: NaCl – 45; Na₂SiO₃ – 20; вольфрамїт – 35. Температура процесу – 1 000–1 100°C, тривалість – до 2 годин. Рідку галогенідно-вольфраматну фазу декантували в окремий тигель для подальшого оброблення. Більш густу силікатну фазу заливали водою. Незначну кількість вольфрамату, якій містився в силікатній фазі, розчинено у воді і вилучено з вилужувального розчину у вигляді вольфрамату кальцію.

Таблиця 1

Хімічний склад вольфрамівмісних концентратів, % мас.

WO ₃	FeO	MnO	Sb ₂ O ₅	SiO ₂	TiO ₂
65–71	8,5–9,2	13,5–20,5	0,5–1,5	0,5–1,2	0,4–1,1

Виклад основного матеріалу. Перероблення відходів твердих сплавів карбіду вольфраму та кобальту в розчинах фосфорної кислоти. Типові стаціонарні потенціостатичні поляризаційні криві для анодного розчинення ВК-6, кобальту і карбіду вольфраму та відновлення іонів водню на карбід-вольфрамовому електроді наведено на рис. 1. Поляризаційні криві відтворюються під час циклування потенціалу практично без гістерезису. Перемішування також практично не впливає на хід кривих. Значення стаціонарного потенціалу електрода із ВК-6 становить $-0,32$ – $-0,34$ В і перебуває між значеннями стаціонарних потенціалів компонентів: кобальту $-0,55$ – $-0,57$ В і карбіду вольфраму $-0,09$ – $-0,11$ В. На поляризаційних кривих електрода із ВК-6 (рис. 1, кр. 1) чітко спостерігається три ділянки. На першій $-0,30$ – $-0,05$ В значення логарифма густини струму збільшується лінійно з ростом потенціалу. За значень потенціалу $-0,02$ В струм різко падає і залишається практично ста-

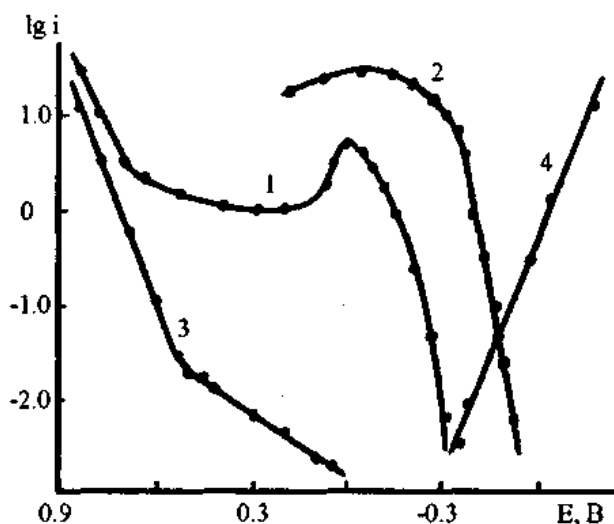


Рис. 1. Стаціонарні потенціостатичні поляризаційні криві для анодного розчинення твердого сплаву ВК-6 (1), кобальту (2), карбіду вольфраму WC (3) і відновлення іонів водню на карбід-вольфрамовому електроді (4) у розчині $1,25 \text{ H}_3\text{PO}_4$, $T=18^\circ\text{C}$

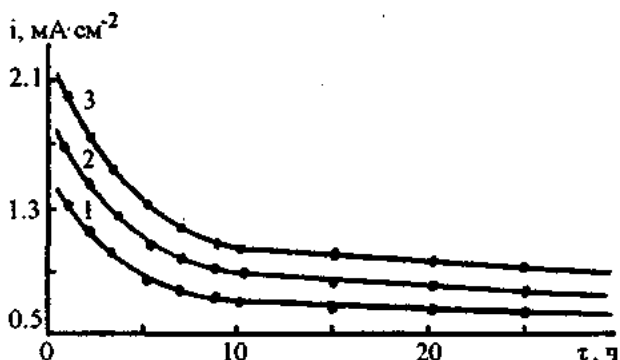


Рис. 2. Зміна швидкості розчинення фази Co-W сплаву із твердого сплаву ВК-6 із часом. Потенціал електрода (В): 1 – $(-0,15)$, 2 – $(-0,20)$, 3 – $(-0,25)$. $T=18^\circ\text{C}$

лим, поки потенціал не зросте до $0,70$ В (ділянка II). Під час подальшого підвищення потенціалу струм знову експоненціально зростає (ділянка III).

Анодне розчинення штабиків ВК-6 проведено в потенціостатичному режимі за значень потенціалу $-0,25$ – $-0,05$ В, які відповідають першій ділянці потенціостатичної кривої. Струм повільно зменшується із часом (протягом 10–12 годин), а потім практично не змінюється (рис. 2).

На шліфі поперечного перерізу штабика ВК-6, який піддано анодному розчиненню (рис. 3), візуально можна виділити дві зони. Межа, що спостерігається, розділяє основу, яка не піддається розчиненню, від зони часткового розчинення. Відповідно до результатів рентгенофазового аналізу, зона, яка піддалася розчиненню, складається з фази WC. Кобальту і вольфраму в ній не виявлено. Ці дані під-

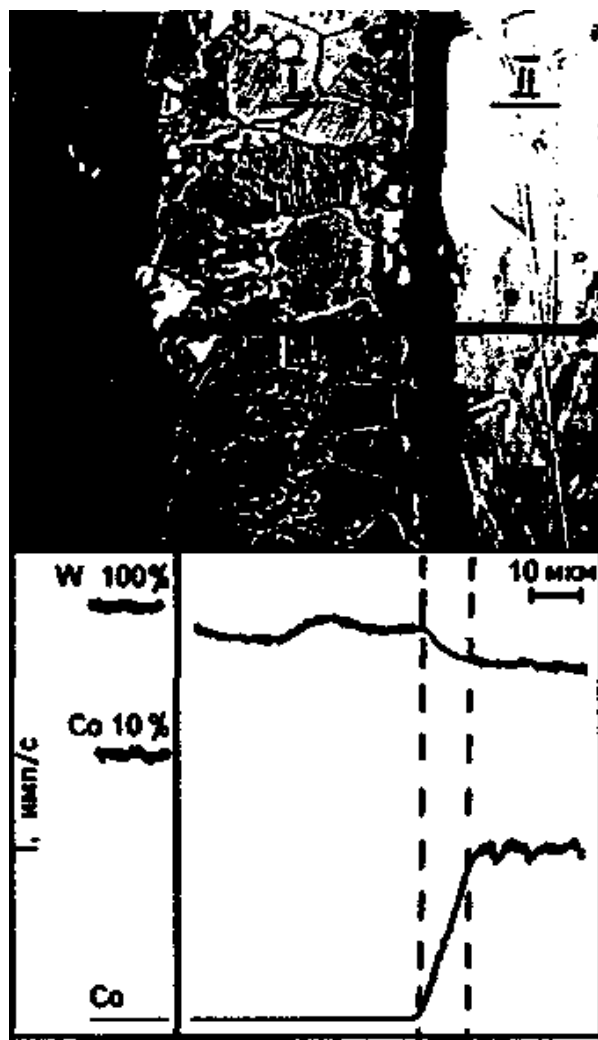
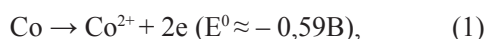


Рис. 3. Мікрофотографія шліфа поперечного перерізу зразка сплаву ВК-6 після анодного розчинення в $1,25\text{M}$ розчині H_3PO_4 і концентраційні криві розподілу кобальту і вольфраму між частиною, підданій розчиненню, і основою. I – частина електрода, піддана розчиненню; II – основа електрода. Потенціал електрода $-0,10$ В. Тривалість випробування – 10 год. Збільшення $\times 600$

тверджено також результатами мікрорентгеноспектрального аналізу. Вміст вольфраму в розчиненій зоні менший, ніж в еталонному вольфрамовому зразку і становить 93,1–93,8%, що відповідає його масовому вмісту в карбіді.

Для підтвердження такого механізму розчинення штабіки ВК-6 анодно розчиняли за різних значень потенціалу, які відповідають ділянкам I і II поляризаційної кривої та тривалості розчинення. Результати аналізу отриманих розчинів наведено в табл. 2. Видно, що зі збільшенням потенціалу зростає швидкість розчинення кобальту і вольфраму та масове співвідношення Co|W у загальному вмісті розчинених металів. За потенціалів вищих 0,70 В на анодній поверхні спостерігається виділення газу. За результатами хроматографічного аналізу – газ вуглекислий.

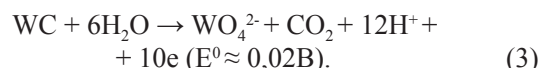
Аналіз розчинів після анодного розчинення сплавів (табл. 2) і результати металографічного, рентгенофазового і мікрорентгеноспектрального аналізів показують, що на ділянці I поляризаційної кривої селективно розчиняється фаза Co-W, залишаючи в штабіку зерна WC. Процес розчинення представлено так:



Згідно з даними табл. 2, вміст вольфраму в спільній масі розчинених металів становить 11,3–14,2%, що відповідає даним його розчинності в металевому кобальті [10; 11]. Варто також зазначити, що основна частина анодного струму відповідає розчиненню кобальту. Тому поляризаційні криві на електродах із ВК-6 і кобальту як за зовнішнім виглядом, так і за кількісно практично подібні (рис. 1, кр. 1 і 3).

Спільне розчинення кобальту і вольфраму значно прискорюється з ростом потенціалу. За досягнення його значення – 0,02 В струм різко падає і становить 15–20% від максимального значення. Пасиваційна плівка, згідно з даними рентгенофазового аналізу, складається з оксида вольфраму і фосфата кобальту. За подальшого підвищення потенціалу струм повільно зростає, а в разі досягнення значення

0,7 В – різко зростає. Це можна пояснити перебігом реакції в анодному процесі при потенціалах позитивніших її зворотного потенціалу:



У такому разі практично весь розчинний вольфрам, за винятком його незначної кількості, отриманої за реакції (2) і розрахованої даними розчинення кобальту, накопичується внаслідок перебігу реакції (3). Це підтверджено даними щодо частки окремих парціальних реакцій у загальному анодному процесі.

За відсутності в розчині кисню катодному струму відповідає відновлення іонів водню (рис. 1, кр. 4). Екстраполяція відповідної поляризаційної кривої на вісь потенціалів ($E_{\text{кор}}$) відповідає струмам такого ж порядку, як і вимірним під час розчинення кобальту без поляризації. Можна припустити, що швидкість розчинення фази Co-W із твердих сплавів залежить від товщини зразка, вмісту кобальту в сплаві, розмірів зерен кобальту і карбиду вольфраму. Встановлено, що заміна часток розміру 1–2 мкм сплаву WC-6%Co на 0,5–1 мкм сплаву WC-5%Co приводить до збільшення швидкості розчинення в 1,1–1,3 рази.

Селективне розчинення фази Co-W може бути застосовано для перероблення брухту твердих сплавів. Бажано, щоб відділення кобальту від карбиду відбувалося за менших витрат енергії. Після розчинення фази Co-W залишок карбиду вольфраму після подрібнення повторно придатний до використання у виробництві твердосплавних інструментів.

Екстракція вольфраму з вольфрамових концентратів в іонних розплавах. Експериментально встановлено оптимальний склад розплаву з максимальною ефективністю вилучення вольфраму (у вигляді WO_3) з галогенідно-вольфраматної фази та його відділення від оксидів заліза і марганцю. Концентрації NaCl, Na_2SiO_3 і $(\text{Fe}, \text{Mn})\text{WO}_4$ для розділення двох рідин, які не змішуються, вибрано відповідно до даних [12]. На рис. 4 і рис. 5 наведено результати дослідження впливу концентрацій хлориду натрію в інтервалі 35–60 мас. % і метасилікату

Таблиця 2

**Швидкість розчинення кобальту і вольфраму залежно від потенціалу електрода із ВК-6.
Концентрація H_3PO_4 1,25М, Т 18°C**

Потенціал електрода, В	Тривалість випробування, год.	Швидкість розчинення кобальту, г/м ² год.	Швидкість розчинення вольфраму, г/м ² год.	Вміст вольфраму, мас. %
– 0,33	30	0,095	*)	–
– 0,25	20	3,419	*)	–
– 0,20	20	10,652	1,391	11,3
– 0,15	20	18,006	2,876	12,6
– 0,10	10	25,556	4,571	14,1
– 0,05	10	28,373	5,319	14,2
0,80	5	16,625	48,315	87,9

* – менше межі чутливості атомно-абсорбційної спектроскопії за аналізу вольфраму.

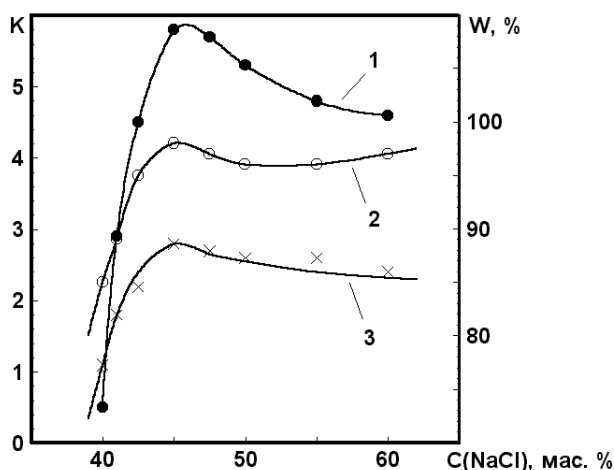


Рис. 4. Вплив концентрації NaCl на коефіцієнт розділення K (1, 2) і ступінь екстракції WO_3 (W) (3) у галогенідну фазу

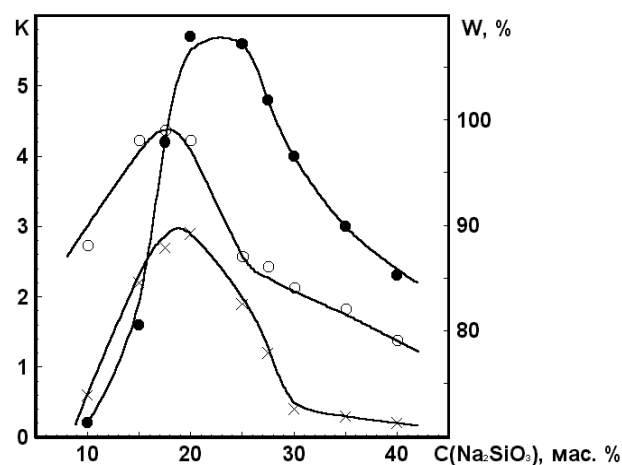


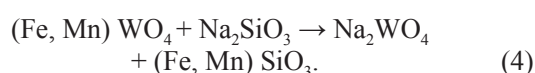
Рис. 5. Вплив концентрації Na_2SiO_3 на коефіцієнт розділення K (1, 2) і ступінь екстракції WO_3 (W) (3) у галогенідну фазу

Таблиця 3

Хімічний склад фаз і розподіл основних компонентів між ними

Найменування фази	Компоненти, мас. %		
	WO_3	Fe	Mn
Хімічний склад:			
Галогенідна фаза	31,20	0,21	0,33
Силікатна фаза	0,35	10,31	27,70
Розподіл:			
Галогенідна фаза	99,61	7,32	3,65
Силікатна фаза	0,39	92,68	96,35

натрію в інтервалі 10–40 мас. %. Ступінь екстракції WO_3 до 99% і найвищі коефіцієнти розділення отримано в розплаві, який містить 45 мас. % NaCl, 20 мас. % Na_2SiO_3 і 35 мас. % (Fe, Mn) WO_4 . Хімічний склад фаз і розподіл основних компонентів між ними після ВТСЕ наведено в табл. 3. Враховуючи молярне співвідношення компонентів у шихті, реакцію під час ВТСЕ можна записати так:



Висока технологічність ВТСЕ зумовлена, зокрема, такими даними:

- здатністю вольфраму натрію змішуватися із хлоридом натрію в будь-яких співвідношеннях;
- незмішуваністю силікатної фази, яка має температуру плавлення нижче 1 000°C, з галогенідно-вольфрамотною.

Найбільш ефективний спосіб перероблення шеелітових концентратів полягає у ВТСЕ його суміші з вольфрамітом у співвідношеннях від 1:4 до 2:1. Застосування цих сумішей дозволяє здійснювати процес ВТСЕ без додавання флюсів у вигляді фторидів лужноземельних металів і оксиду алюмінію відповідно до даних [19], необхідних під час оброблення шееліту.

Використання сумішей у вищевказаних пропорціях дозволяє вилучати більше 96% WO_3 у галогенідно-вольфрамотну фазу. Вміст оксидів кальцію, заліза і марганцю в цій фазі становить менше 2,5 мас. %. Галогенідно-вольфрамотна фаза за комбінованих концентратів містила 29–32 мас. % WO_3 , 0,03–0,12 мас. % CaO, 0,02–0,05 мас. % Fe_2O_3 і 0,01–0,04 мас. % MnO_2 .

Висновки та перспективи дослідження.

1. Встановлено інтервали потенціалів розчинення сплаву карбіду вольфраму та кобальту, які відповідають селективному розчиненню вольфраму і кобальту та відділенню твердої фази карбіду вольфраму.

2. Показано, що вольфрамові руди і концентрати за температури 1 050–1 100°C розкладаються в розплавах хлориду натрію та метасилікату натрію, утворюючи дві фази, які не змішуються: галогенідно-вольфрамотну та силікатну. Перша фаза містить 96–99% вольфраму, друга – понад 90% різних складників.

3. Запропоновані способи перероблення вольфрамової сировини та відходів надалі можна використати в розробленні нового екологічно безпечного способу одержання карбіду вольфраму обробленням відновними газами іонних розплавів.

Література

1. Курська Т.М., Чорнобай Г.О., Єрьоменко С.Б. Матеріалознавство та технологія матеріалів. Харків: УЦЗУ, 2008. 136 с.
2. Гарнець В.М. Матеріалознавство. К.: Кондор, 2009. 351 с.
3. Хільчевський В.В., Кондратюк С.Є., Степаненко В.О. Матеріалознавство і технологія конструкційних матеріалів. К.: Техніка, 2010. 465 с.
4. Шаповал В.И., Малышев В.В., Сушинский Н.М. Извлечение алмазов и вольфрама из отработанного режущего и бурового инструмента. Экотехнологии и ресурсосбережение. 1999. № 6. С. 46–50.
5. Малышев В.В., Габ А.И., Шевченко В.М., Глушаков В.Г. Экотехнологическая и ресурсосберегающая экстракция вольфрама из вольфрамитовых концентратов в расплавленных солях. Экотехнологии и ресурсосбережение. 2002. № 3. С. 73–75.
6. Wassershoid P., Welton T. Ionic Liquids in Synthesis. Willey VCH Verlag GmbH, 2008. 721 p.
7. Seddon K.R. Liquids for Clean Technology. Chemical Technology and Biotechnology. 1997. V. 68. № 4. P. 351–356.
8. Малишев В.В. Високотемпературна електрохімія та електроосадження металів IV–VІА груп та їх сполук в іонних розплавах. К.: Університет «Україна», 2004. 323 с.
9. Chapter 3. Tungsten Carbide: High Temperature Electrochemical Synthesis from Ionic Melts, Technologies of Obtaining and Regeneration / V.V. Malyshev, I.A. Novoselova, A.I. Gab, D.B. Shakhnin, I.M. Astrelin, M. Gaune-Escard. Advances in Chemistry Research / James C. Taylor, Ed. 2016. Vol. 33. P. 71–123.
10. Диаграммы состояния двойных металлических систем / под ред. В.В. Лякишева. М.: Машиностроение, 1996. 996 с.
11. Science of Hard Materials / R. Viswanadham. Springer, US, 2012 (Repr.). 2012 p.
12. Фазы внедрения в технологии полупроводниковых приборов и СБИС / О.А. Агеев, А.Е. Беляев, Н.С. Болтовец и др. Харьков: НТК «Институт монокристаллов», 2008. 392 с.

УТИЛІЗАЦІЯ ВІДХОДІВ ПРОМИСЛОВОСТІ ШЛЯХОМ ВИГОТОВЛЕННЯ НА ЇХ ОСНОВІ СУХИХ БУДІВЕЛЬНИХ СУМІШЕЙ

Бондар А.В., Ковальський В.П., Бурлаков В.П., Матвійчук Є.Р.
Вінницький національний технічний університет
Хмельницьке шосе, 95, 21021, м. Вінниця
alichka.vin@i.ua

Наведено результати розроблення та дослідження складів сухих будівельних сумішей на основі золи виносу теплоелектростанцій та відходів камнерізання й оброблення карбонатних порід. Доведено позитивний вплив введення відходів карбонатних порід та золи виносу теплоелектростанцій на фізико-механічні властивості затверділих розчинів. Наведені залежності зміни реологічних властивостей розчинових сумішей у разі введення відходів виробництва. *Ключові слова:* відходи промисловості, сухі будівельні суміші, зола винос теплоелектростанцій, карбонатні породи, розчин.

Утилизация отходов промышленности путем изготовления на их основе сухих строительных смесей. Бондарь А.В., Ковальский В.П., Бурлаков В.П., Матвийчук Е.Р. Приведены результаты разработки и исследования составов сухих строительных смесей, изготовленных на основе зол уноса теплоэлектростанций и отходов распиливания и обработки карбонатных пород. Доказано положительное влияние введения отходов карбонатных пород и зол уноса теплоэлектростанций на физико-механические свойства затвердевших растворов. Приведены зависимости изменения реологических свойств растворных смесей при введении отходов производства. *Ключевые слова:* отходы промышленности, сухие строительные смеси, зола унос теплоэлектростанций, карбонатные породы, раствор.

Wastes utilization of industry and their making based on their dry building mixtures. Bondar A., Kovalskyi V., Burlakov V., Matviichuk Ye. These are the results of development and researching of syllables of dry building mixtures what are basis on the ash-removal of thermal power plants and masonry waste and processing of carbonate breeds. Demonstrate positive influence of carbonate breeds' waste and ash-removal of thermal power plants' introduction on physical and mechanical properties of hardening solutions. Also there are the dependences of changes in the geological properties of soluble mixtures when introducing waste products are presented. *Key words:* wastes of industry, dry building mixtures, ash-removal of thermal power plants, carbonate breeds, solution.

Постановка проблеми. Екологічна ситуація в Україні потребує перегляду багатьох гострих питань. Серед таких утилізація відходів чи побічних продуктів промисловості, які накопичуються, зберігаються та мало чи зовсім не переробляються, чим сприяють екологічні загрози. Будівельна галузь, зокрема виробництво будівельних матеріалів, є досить матеріало- та енерговитратною і багатовідхідною, що також негативно впливає на екологію. Тому доцільно проводити постійні дослідження з пошуку шляхів утилізації відходів промисловості, наприклад, у виробництві нових ефективних будівельних матеріалів, які широко застосовуватимуться в споживача, а їх виробництво позитивно впливатиме на екологічний стан регіону та країни загалом.

Актуальність дослідження. Сухі будівельні суміші (далі – СБС) – сучасні багатокомпонентні композиційні матеріали, в основі яких оптимальне поєднання властивостей в'язучих, активних заповнювачів та наповнювачів, добавок. Обмеження гранулометрії компонентів робить актуальним питання можливості використання для виробництва СБС відходів промисловості, які часто утворюються у вигляді тонкодисперсного пилу, наприклад, золи

виносу теплоелектростанцій (далі – ТЕС), відходів добування й обробки природних кам'яних матеріалів. Дане питання актуальне також для покращення екологічної ситуації Подільського регіону, зокрема Вінницької області (робота Ладижинської ТЕС, численні кар'єри з видобування мінеральної сировини, заводи з випуску цементних в'язучих).

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Авторське розроблення присвячене вирішенню завдань державної програми з підвищення енергоефективності в будівництві, національної стратегії управління відходами [1], а також розроблення нових будівельних матеріалів є пріоритетним напрямом розвитку науки і техніки.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У роботах [2–5; 9] доведено, що золу виносу ТЕС доцільно використовувати як активний компонент під час розроблення нових та розширення властивостей і номенклатури відомих будівельних матеріалів. Дослідження [5–9] показали, що відходи видобування, оброблення та перероблення вапняків позитивно впливають на фізико-механічні та спеціальні властивості сухих будівельних сумішей,

оскільки активні тонкодисперсні частки карбонатів беруть участь у процесах структуроутворення під час тверднення розчину.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Особлива увага приділяється питанню оптимізації складів мінеральних цементних СБС на основі відходів промисловості з заданими фізико-механічними та спеціальними властивостями поризованих розчинів, отриманих на їх основі.

Мета роботи: підвищення ефективності будівельних розчинів для влаштування елементів підлог із СБС завдяки зниженню щільності, оптимізації складу, введенню мінеральних добавок із відходів промисловості під час застосування енерго- та ресурсозберігаючої технології.

Новизна. Проведені експериментально-теоретичні дослідження дозволили виявити закономірності спільного впливу виду, кількості і гранулометрії мінеральних наповнювачів, витрат портландцементу та відношень водотвердого (далі – В/Т) і цемент / заповнювач (далі – Ц/З) наповнювачів (далі – Н) на значення середньої щільності та міцності отриманих поризованих розчинів на основі СБС.

Методологічне або загальнонаукове значення. Розширено номенклатуру СБС на основі відходів промисловості й область їх застосування. Основні розроблення СБС щільної структури висвітлено в патентах [10–11]. Під час подальшої роботи розроблені рецептури полегшених СБС на цементній основі та розчинів на їх основі зі стабільною пористою структурою, оптимальними фізико-механічними та спеціальними властивостями без зміни технологічної лінії випуску СБС.

Виклад основного матеріалу. Для розроблення складів поризованих сухих будівельних сумішей використовувалися місцеві матеріали Вінницької області: портландцемент (далі – ПЦ або Ц) М400, М500 Кам'янець-Подільського цементного заводу, високопластичні глини (далі – Г) Вендичанського та Браїлівського родовищ, відходи дроблення карбонатних вапняків (далі – В) Джуринського та Сапіжанського родовищ, пісок кварцевий (далі – П) Жеребелівського родовища, зола-винос (далі – ЗВ) Ладжинської ТЕС і поверхнево-активні речовини (далі – ПАР) для формування пористої структури, стабілізуючі полімерні добавки.

Для комплексного дослідження впливу введення відходів промисловості в склад сухих будівельних сумішей, з яких надалі виготовлятимуть розчини пористої структури для підлог цивільних будівель, проведено багатофакторний експеримент, який показав, що залежності значень середньої густини і міцності на стиск у віці 28 діб залежать від таких чинників:

- 1) кількості в'язучого Ц;
- 2) водотвердого відношення;
- 3) концентрації добавки ПАР;
- 4) відношення Ц/З та цемент / наповнювач (далі – Ц/Н);
- 5) співвідношення заповнювач / наповнювач (далі – З/Н);
- 6) гранулометрії компонентів суміші;
- 7) витрат стабілізуючих добавок;
- 8) швидкості і часу обертання міксера;
- 9) спільного подрібнення мінеральних компонентів.

Оптимізація параметрів процесу виготовлення полегшених складів СБС повинна задовольняти умови максимального значення міцності та мінімального значення середньої щільності за мінімальних витрат в'язучого. Витрати в'язучого обмежувалися значенням 10–15% від маси всіх твердих компонентів для щільних сумішей та 25–50% для сумішей пористої структури (для виготовлення пінобетонів витрати цементу становлять 30–70% і більше від маси сухих компонентів).

Експериментальне випробовування проводилося на зразках-балочках розмірами 40x40x160 мм, зразках-кубиках розмірами 100x100x100 мм та зразках-плитах розмірами 300x300 мм товщиною 15, 25, 30, 35, 40 і 50 мм. Дані зразки виготовлялися з розроблених складів СБС [10–11], модифікованих ПАР та полімерними добавками [12], шляхом їх замішування з водою за допомогою лабораторного міксера зі швидкістю 600–3 150 обертів на хвилину.

У попередньо розроблені цементні склади СБС, в які входили кварцевий пісок крупністю до 1,2 мм у ролі заповнювача та високопластичні глини крупністю 0,315–0,63 мм у ролі стабілізуючої та пластифікуючої мінеральної добавки, вводився карбонатний пісок, отриманий після видобування, оброблення та подрібнення вапняків, у кількості 17,5–22,5% від маси сухих компонентів. У таблиці 1 наведені

Таблиця 1

Властивості СБС залежності від ступеня подрібнення відходів карбонатних порід

Гранулометрія відходів вапняку	В/Т	Середня щільність, кг/м ³	Міцність на стиск у віці 28 діб, МПа	Коефіцієнт теплопровідності, λ
> 0,14 мм	0,316	1 030	5,05	0,423
0,14–0,315 мм	0,235	1 053	7,05	0,436
0,315–0,63 мм	0,263	1 235	7,70	0,531
0,63–1,25 мм	0,268	1 043	3,63	0,430
1,25–2,5 мм	0,280	1 000	1,77	0,408

Таблиця 2

Властивості СБС залежно від вмісту золи-виносу

Вміст золи виносу, %	В/Т	Середня щільність, кг/м ³	Міцність на стиск у віці 28 діб, МПа	Коефіцієнт теплопровідності, λ
15	0,170	927	9,46	0,370
20	0,233	860	8,84	0,335
22,5	0,220	1 070	7,38	0,444
25	0,272	1 210	5,53	0,518
30	0,300	1 145	5,16	0,483

Таблиця 3

Властивості СБС після механічної активації мінеральних компонентів суміші

№ складу суміші*	В/Т	Середня щільність, кг/м ³	Міцність на стиск у віці 28 діб, МПа	Коефіцієнт теплопровідності, λ
1	0,263	1070	8,12	0,444
2	0,263	1 110	8,67	0,465
3	0,263	845	7,18	0,330
	0,263	800	7,06	0,305
4	0,316	830	6,91	0,320
5	0,260	1 015	13,43	0,416
6	0,276	910	10,76	0,361
7	0,263	800	7,08	0,305
8	0,260	960	14,05	0,387
9	0,367	770	4,93	0,289
10	0,276	890	5,25	0,351
11	0,263	680	4,86	0,244
Для порівняння				
Пінобетон	0,4–0,45	300–1 200	1,0–5,0	0,070–1,02
СБС «Тепловер» стяжка П-400	0,31	до 450	від 0,5 і вище	0,106

* склади суміші не наведені, оскільки ведеться розроблення патенту.

результати досліджень впливу гранулометрії карбонатних відходів дроблення вапняків на властивості поризованих СБС.

Отже, найоптимальніші властивості будуть мати СБС, в яких використовується наповнювач із карбонатних порід крупністю 0,14–0,315 мм. За такої крупності карбонатний мікронаповнювач здатний найактивніше впливати на процеси структуроутворення цементних композицій у складі поризованих сухих будівельних сумішей [8]. Це пояснюється тим, що за такої дисперсності часток карбонатні відходи, які мають певну хімічну активність, збільшують питому поверхню мінерального в'язучого, у результаті чого утворюються додаткові поверхні розподілу фаз «повітря – водні плівки ПАР – тверді частки суміші», утворюючи одночасно міцні з'єднання.

Для подальших досліджень у суміші на основі відходів оброблення карбонатних вапняків вводили золу виносу ТЕС, яка характеризується розмірами часток до 0,14 мм (таблиця 2).

Спільне механічне подрібнення в бігунах на протязі 5–7 хвилин вапнякових відходів із золою виносом, а потім на протязі 3–5 хвилин – із портландцементом приводить до подвійного покриття

часток вапнякового піску спочатку частками золи виносу, а потім частинками портландцементу [5], що дозволяє збільшити фізико-механічні властивості розчинів, отриманих із СБС на основі відходів промисловості.

Введення сухого піноутворювача та полімерних добавок у СБС відбувається в невеликих кількостях від загальної маси сухих компонентів. Тому перед фасуванням у мішки процес виготовлення СБС потребує ретельного перемішування всіх компонентів для рівномірного розподілу функціональних добавок на частках суміші. Проведено багатоступінчасте спільне механічне подрібнення мінеральних компонентів СБС. Результати досліджень наведені в таблиці 3.

Головні висновки. Результатом проведених експериментів є отримання сухих будівельних сумішей пористої структури на основі відходів промисловості з підвищеною міцністю від 7,05 до 14,05 МПа, які відрізняються зниженням В/Т співвідношення без втрати рухливості розчинної суміші.

Перспективи використання результатів дослідження. Напрямок утилізації відходів промисловості шляхом їх повторного використання для виготов-

лення багатокомпонентних дрібнодисперсних сумішей є досить перспективним з огляду на високу вартість виробництва будівельних матеріалів, а також має великі перспективи щодо покращення екологічної ситуації, знижує в майбутньому екологічні ризики. Подальшого дослідження потребують властивості розроблених СБС, оскільки вони можуть бути альтернативним новим матеріалом для влаштування тепло- та звукоізоляційних основ під підлоги та перекриття цивільних будівель, де зараз дуже

часто використовуються недовговічні матеріали з низькими механічними властивостями, наприклад, суміші з пористих заповнювачів та спінених полімерних матеріалів. Крім того, виробництво полегшених СБС із відходів промисловості дозволяє економити в'язучі та дорогі функціональні добавки, виробництво яких є енергозатратним процесом із вагомим впливом на екологію навколишнього середовища, не потребує серйозного переобладнання технологічних ліній випуску продукції.

Література

1. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 р.: розпорядження Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. № 820-р. Законодавство України. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80#n8>.
2. Кесова Л.О., Кравчук Г.В. Перспективні заходи утилізації золошламових відходів ТЕС. Проблеми загальної енергетики: науковий збірник. 2018. № 1 (52). С. 59–64.
3. Ковальський В.П., Очеретний В.П., Лемешев М.С., Бондар А.В. Обґрунтування доцільності використання золошламового в'язучого для приготування сухих будівельних сумішей. Ресурсоекономічні матеріали, конструкції, будівлі та споруди. 2013. Вип. 26. С. 186–193.
4. Ковальський В.П., Сідлак О.С. Використання золи виносу ТЕС у будівельних матеріалах. Сучасні технології, матеріали і конструкції в будівництві. 2014. № 1. С. 35–40.
5. Очеретний В.П., Ковальський В.П., Бондар А.В. Використання відходів вапняку та промислових відходів у виробництві сухих будівельних сумішей. Сучасні технології, матеріали і конструкції в будівництві. 2009. № 6. С. 36–40.
6. Очеретний В.П., Ковальський В.П., Бондар А.В. Вплив мінеральних мікронаповнювачів на властивості поризованих сухих будівельних сумішей. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія «Будівництво». 2014. Вип. 10 (18). С. 44–47.
7. Очеретний В.П., Бондар А.В. Перспективні напрями переробки та утилізації відходів карбонатних порід. Інформаційні технології: наука, техніка, технологія, освіта, здоров'я: тези доповідей XXIV Міжнародної науково-практичної конференції, 18–20 травня 2016 р., Харків. Ч. III. Харків: НТУ «ХПІ», 2016. С. 385.
8. Бондарь А.В., Ковальский В.П., Очеретный В.П. Использование карбонатных пород как микронаполнителей в сухих строительных смесях пористой структуры. Актуальные проблемы архитектуры, строительства, энергоэффективности и экологии – 2016: сборник материалов Международной научно-практической конференции (27–29 апреля 2016 г.): в 3-х т. Т. I. Тюмень: РИО ФГБОУ ВО Тюменский индустриальный университет, 2016. С. 207–213.
9. Звукоизоляционные сухие строительные смеси на основании отходов производства. Инновационное развитие территорий: материалы IV Междунар. науч.-практ. конф. (г. Череповец, 26 февраля 2016 г.). Череповец: ЧГУ, 2016. С. 73–78.
10. Суха будівельна суміш: пат. UA 76518 U Україна: МПК C04B 28/02, C04B 14/10; заявл. 30.05.2012; опубл. 10.01.2013. Бюл. № 1. 2 с.
11. Суха будівельна суміш: пат. UA 91008 U Україна: МПК C04B 28/04, C04B 14/10, C04B 14/06, C04B 14/26, C04B 18/10; заявл. 20.05.2013; опубл. 25.06.2014. Бюл. № 12. 4 с.
12. Бондар А.В. Модифікація мінеральних сухих будівельних сумішей полімерними добавками. Матеріали XLVII науково-технічної конференції підрозділів ВНТУ (Вінниця, 14–23 березня 2018 р.). Вінниця, 2018. URL: <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/20970/5252.pdf?sequence=3>.

ДООЧИЩЕННЯ ОБ'ЄДНАНОГО СТОКУ ЗМІЇВСЬКОЇ ТЕПЛОВОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ ЗА ДОПОМОГОЮ СТВОРЕННЯ ГІДРОСПОРУДЖЕННЯ ЯК ЕЛЕМЕНТА ІНТЕНСИФІКАЦІЇ ПРОЦЕСУ САМООЧИЩЕННЯ ОЗЕРА

Васенко О.Г., Карлюк А.А.

Науково-дослідна установа

«Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»

вул. Бакуліна 6, 61166, м. Харків

alexandr.vasenko@gmail.com

karluk93_93@ukr.net

Проведені моніторингові дослідження стану озер Лиманської групи (Світличне, Сухий Лиман, Комишувате, Чайка, Личове) та ділянок басейну Сіверського Донця в районі с. Черкаський Бишкін униз за течією до смт Червоний Донець (Харківська область, Зміївський р-н), визначені основні забруднюючі речовини якісного складу вод. Запропонована вдосконалена схема доочищення на біоплато озера Чайки з використанням резерву його асиміляційної здатності, створеного завдяки вищій водній рослинності та зооценозу, для доочищення об'єднаного стоку перед випуском у річку Сіверський Донець. *Ключові слова:* озера Лиманської групи, моніторингові дослідження, техногенний стік, самоочищення озера, річка Сіверський Донець, екологічна безпека.

Доочистка объединенного стока Змиевской теплоэлектростанции с помощью создания гидросооружения как элемента интенсификации процесса самоочищения озера. Васенко А.Г., Карлюк А.А. Проведены мониторинговые исследования состояния озер Лиманской группы (Светличное, Сухой Лиман, Камышеватое, Чайка, Лычевое) и участка бассейна Северского Донца в районе с. Черкасский Бишкін вниз по течению до пгт Червоний Донець (Харьковская область, Змиевской р-н), определены основные загрязняющие вещества качественного состава вод. Предложена усовершенствованная схема доочистки на биоплато озера Чайки с использованием резерва его ассимиляционной способности, созданного за счет высшей водной растительности и зооценоза, для доочистки объединенного стока перед выпуском в реку Северский Донець. *Ключевые слова:* озера Лиманской группы, мониторинговые исследования, техногенной сток, самоочищение озера, река Северский Донець, экологическая безопасность.

Polishing of the Zmiivska thermal power station by creating of hydro power system as an element of the intensification of the lake self-cleaning process. Vasenko O., Karliuk A. The monitoring studies of the lakes of Inundative group are conducted: Svetlichnoye, Sukhoy Liman, Kamyshevatoe, Chaika, Lychovoe and a section of the Seversky Donets basin in the area of Cherkas'kyi Byshkyn downstream to with Chervonyi Donets (Zmiev district, Kharkiv region) and main pollutants of the qualitative composition of water are identified. The proposed scheme of polishingof in the lake Chaika is improved, using the reserve of lake assimilation capacity, creating at the expense of aquatic higher plants and zoocenosis, for polishing before release into the Seversky Donets River. *Key words:* lakes of Inundative group, monitoring studies, sewage water, lake self-cleaning, Seversky Donets River, environmental safety.

Постановка проблеми. Під час ухвалення водоохоронних рішень спрямованих на забезпечення стійкого екологічного стану водних об'єктів, попередження погіршення якості води, необхідні знання про функціонування та зміну водних екосистем під впливом антропогенних та природних чинників.

До водних об'єктів, що підпадають під вплив Зміївської теплоелектростанції (далі – ТЕС) передусім належать: річка Сіверський Донець на ділянці від с. Черкаський Бишкін униз за течією до пгт Червоний Донець, ставок-охолоджувач ТЕС, обвідний дренажний канал золівдвалу ТЕС, озера Світличне, Сухий Лиман, Камишувате, Чайка, Личове. Озера системи поєднані між собою природними протоками: оз. Комишувате – оз. Чайка; штуч-

ними протоками: оз. Чайка – оз. Личове; оз. Личове – р. Сіверський Донець. На формування хімічного складу озер Світличне, Сухий Лиман, Комишувате, Чайка, Личове впливає потрапляння забруднюючих речовин із викидами Зміївської ТЕС, поверхневим стоком із водозбору та ґрунтовими водами. Крім того, об'єднаний стік озера Чайки формується природними та техногенними стоками (стічні води с. Слобожанське, промливневі стоки та води золівдвалу Зміївської ТЕС). Техногенний стік, на відміну від природного, вносить в озера багато біогенних, органічних, зважених та інших сполук [1–2], що підтверджує необхідність проведення постійних моніторингових досліджень та ухвалення водоохоронних рішень.

Сьогодні розбавлення техногенного стоку водою озера Чайки природним стоком (що надходить з ур. Комишувате) не є достатньо ефективним. Це пов'язано із впливом таких чинників: техногенний стік, що надходить обвідним каналом золовідвалу, має занадто малий час перебування в озері для повного перемішування із природним стоком і біологічного самоочищення. Вода, що надходить обвідним каналом золовідвалу в озеро Чайку, далі йде на найменшій відстані від лівого берега каналу до початку підвідного каналу насосної станції уздовж східного берега озера. Про це свідчить слабка течія та регулярна поява суцільного килима плаваючих нитчастих водоростей [1].

Актуальність дослідження. За наявності активного антропогенного навантаження на озеро Чайку стає все більш актуальною проблема забезпечення здатності екосистеми озера зберігати свою структуру і функціональні властивості. Скидання очищених стічних вод в озеро призводить до порушення стійкості його екологічного стану. Сьогодні необхідно відновлювати власну систему біологічного самоочищення озера з використанням резерву асиміляційної здатності природного біологічного плато, створеного завдяки вищій водній рослинності (очерету звичайного, рогозу широколистяного), для доочищення об'єднаного стоку перед випуском у річку Сіверський Донець.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Вивченню впливу Зміївської ТЕС на водойму-охолоджувач присвячено низку практичних робіт [4–7]. Відомості про рівень антропогенного навантаження на озера Лиманської групи, розташовані в районі Зміївської ТЕС, та розроблення заходів для забезпечення екологічного благополуччя озер практично відсутні. Проведено детальний аналіз літературних даних стосовно конструктивних рішень інтенсифікації процесів самоочищення озер [8–12].

Метою роботи є проведення моніторингових досліджень озер Лиманської групи, р. Сіверський Донець та розроблення заходів із забезпечення інтенсифікації процесів самоочищення озера Чайки для доочищення об'єднаного стоку перед скидом його в річку.

Виклад основного матеріалу. Результати обстежень екологічного стану озер Лиманської групи, проведені у 2016–2018 рр., дозволяють зафіксувати загальну картину їх забруднення та дослідити процеси їх біологічного самоочищення. Дослідження якості води озер Лиманської групи та ділянки р. Сіверський Донець виконано в таких моніторингових точках: оз. Сухий Лиман, оз. Світличне, оз. Комишувате, оз. Чайка (об'єднаний стік), оз. Чайка (насосна станція), оз. Личове, р. Сіверський Донець (с. Черкаський Бишкін), р. Сіверський Донець (пгт Червоний Донець). Середньорічні значення показників якості води в розглянутих пунктах контролю наведені в таблицях 1, 2.

Аналіз даних якісного складу вод озер Лиманської групи та ділянки р. Сіверський Донець показав, що основними забруднюючими речовинами є: органічні сполуки, біогенні речовини, сульфати та важкі метали [13]. Виявлено, що наявний резерв асиміляційної здатності природного біологічного плато оз. Чайки не використовується для доочищення об'єднаного стоку перед випуском у р. Сіверський Донець.

Під час вибору водоохоронних заходів ми схилиємося до «м'якого» перетворення природних комплексів і конструювання штучних екосистем на екологічних принципах, властивих живій природі [14].

До очисних споруд, які використовують біологічні процеси самоочищення, відносяться біоплато, ботанічні площадки (гідроботанічні майданчики), ставки-фільтри, біологічні ставки з посадками вищих водних рослин, фільтраційні пристрої, штучні субстрати, біоінженерні споруди регулювання якості води та ін.

Аналіз літературних даних показав, що одним з ефективних методів очищення води є біологічний, що являє собою інфільтраційні басейни з посадками вищих водних рослин (далі – ВВР). Основним компонентом штучно сформованого біоценозу цих споруд є ВВР, бактерії, гриби, актиноміцети, безхребетні, водорості та продукти їхньої життєдіяльності. Всі вони беруть участь у біологічному самоочищенні води від зважених речовин (91–97%), біогенних (73–96%) та органічних речовин (69–93%), заліза (до 58,4%), сульфатів (33%), хлоридів (до 77%) [15–17].

Розглянуто низку технічних рішень штучних субстратів, що споруджуються у водоймах і водотоках для формування біоценозів. Технічні рішення можуть слугувати аналогами тих біотопів, які стануть основою субстратів для спрямованого формування біоценозів. Ефективність вилучення біогенів із води розвиненим перефітоном становить 90–97%, БСК₅ – 97%, ХСК – 87%, зважених речовин – 71% [18–19].

На підставі аналізу літературних даних, а також результатів власних досліджень пропонується вдосконалена схема доочищення (рис. 1) об'єднаного техногенного стоку Зміївської ТЕС і сел. Слобожанське на біоплато, що використовує природний процес самоочищення наявного біоценозу акваторії озера Чайки.

Запропоновано створення в зазначеному озері неглибокого ковша з метою перехоплення об'єднаного техногенного стоку. Перед струєроздільною дамбою заплановано побудувати нафтоловушку, щоб перехоплювати залпові скиди нафтопродуктів, що потрапляють в об'єднаний стік обвідного каналу. За нафтоловушкою передбачається створення струєроздільної дамби, що сприятиме зменшенню швидкості потоку об'єднаного техногенного стоку, збільшенню площі плавного розтікання потоку, а також більш ефективному використанню сомоочисної здатності озера. Після струєроздільної

Таблиця 1

Середньорічні значення показників якості води в р. Сіверський Донець, мг/дм³ (2016–2017 рр.)

Пункт контролю	рН	ХПК	БПК ₅	N – NO ₂	N – NO ₃	N – NH ₄	PO ₄	Cl	SO ₄	Сухий залишок	Fe	Mg	Zn
ГД Кр. г.	6,5–8,5	50	3	0,02	9	0,5	0,7	300	100	1 000	0,1	0,01	0,01
ГД Кк. п.	6,5–8,5	15–30	2,3–4,5	1	10		1,2	350	500	1 000	0,3	0,1	1
Р. Сіверський Донець (с. Черкаський Бишкін)	мін.	28	1	0,01	0,4	0,2	1,8	55	92	498	0,1	0,1	< 0,01
	макс.	7,9	62	0,4	1	0,5	2,1	69	225	630	0,2	0,2	< 0,01
	середн.	7,6	43	0,03	0,9	0,3	1,9	63	134	566	0,2	0,1	< 0,01
Р. Сіверський Донець (сmt Червоний Донець)	мін.	7,5	10	0,01	0,6	0,2	1,7	55	75	519	0,1	0,04	< 0,01
	макс.	7,9	56	0,04	1,1	0,7	2,2	69	162	610	0,3	0,2	< 0,01
	середн.	7,7	38	0,03	0,9	0,4	1,9	64	133	570	0,2	0,1	< 0,01

Таблиця 2

Середньорічні значення показників якості води озер Лиманської групи, мг/дм³ (2016–2017 рр.)

Пункт контролю	рН	ХПК	БПК ₅	N – NO ₂	N – NO ₃	N – NH ₄	PO ₄	Cl	SO ₄	Сухий залишок	Fe	Mg	Zn
ГД Кр. г.	6,5–8,5	50	3	0,024	9,1	0,5	0,70	300	100	1 000	0,1	0,01	0,01
ГД Кк. п.	6,5–8,5	15–30	2,26–4,5	1	10,2		1,17	350	500	1 000	0,3	0,1	1
Світличне	мін.	51	2,9	0,01	1	0,4	0,05	562	264	2 070	0,06	0,01	0,03
	макс.	8,6	12,7	0,03	2,3	2,5	1,7	980	785	3 300	0,23	0,27	0,1
	середн.	8,4	6,7	0,01	1,4	1,55	1,2	808	295	2 800	0,12	0,09	0,05
Сухий Лиман	мін.	79	1,76	0,004	0,4	0,38	0,02	11	4	281	0,6	0,03	0,01
	макс.	8,4	161	0,03	0,7	0,71	0,23	20	25	339	1,6	0,7	0,09
	середн.	7,6	110	0,007	0,5	0,55	0,06	15,37	5	322	0,8	0,35	0,04
Комишувате	мін.	7,1	0,004	0,008	1,6	0,39	0,01	62	20	465	0,05	0,01	0,02
	макс.	8,9	0,03	1	9,2	0,88	0,26	165	46	720	0,2	0,07	0,04
	середн.	8	123	3,9	0,6	0,55	0,09	112	38	581	0,12	0,04	0,03
Чайка (об'єднаний стік)	мін.	7,02	0,8	0,007	0,4	0,15	1,6	80	168	670	0,2	0,13	< 0,01
	макс.	8,03	72	0,04	1,1	0,4	2,3	118	360	930	0,3	0,27	< 0,01
	середн.	7,6	40	0,02	0,9	0,26	2,04	94,5	208	813	0,3	0,18	< 0,01
Чайка (насосна станція)	мін.	7,9	6,08	0,004	0,05	0,18	0,13	92	208	810	0,05	0,2	0,01
	макс.	9,5	13,4	0,03	1,2	2,28	0,37	115	731	940	0,36	0,4	0,03
	середн.	8,8	8,4	0,01	0,7	0,83	0,26	104	269	865	0,27	0,3	0,03
Личове	мін.	7,4	4	0,01	0,4	0,3	0,15	7,6	238	710	0,07	0,14	0,01
	макс.	8,9	154	0,09	1	2,6	1,94	108	420	860	0,65	0,72	0,11
	середн.	8,5	104	0,03	0,6	1,2	0,3	197	281	765	0,38	0,3	0,04

дамби починається саме біоплато, обмежене з південного боку струеспрямувальною дамбою, з північного – огорожувальною дамбою, із заходу воно закінчується гирловим біоплато. Як доочистку рекомендується використовувати перефітон, який обростатиме струеспрямувальну дамбу. На основі проведених гідробіологічних досліджень рекомендований видовий склад перефітону за основними представниками: *Lymnaea stagnalis*, *Lymnaea ovate*, *Viviparus viviparus*, *Bithynia tentaculata*, *Physa acuta*, *Planorbis planorbis*.

З огляду на практику впровадження й експлуатації біоплато в Україні та інших країнах, на їхню ефективність, можна припустити, що об'єднаний техногенний стік, пройшовши біоплато, всю акваторію оз. Чайки, піддається фізико-хімічним і біохімічним впливам. У результаті процесів очищення частина речовин видаляється у вигляді газів (CO_2 , N_2 , H_2 , CH_4 , H_2S), інша – в розчиненому стані з очищеною рідиною, третя – з фітомасою ВВР, біомасою бактерій і водоростей, частина речовин залишається в озері і використовується рослинами для подальшого розвитку. Додатковим агентом очищення буде слугувати фільтраційна здатність перефітону (біофільтратори), що забезпечуватиме інтенсивне зменшення зважених органічних речовин.

Якщо спиратися на літературні дані, то під час впровадження технічних рішень, спрямованих на інтенсифікацію біологічних процесів самоочищення озера, можна досягти зниження таких концентрацій забруднюючих речовин: зважених речовин – на 91–97%, органічних речовин – на 69–97%, біогенних

речовин – на 73–97%, сульфатів – на 33%, хлоридів – на 77%, заліза – на 58%.

Пропонується розрахунок параметрів гідротехнічного спорудження для поліпшення умов розбавлення та біологічного самоочищення. Найважливішою характеристикою для визначення конструкції та параметрів гідротехнічної споруди є мінімально необхідний час контакту води, що піддається очищенню, з біогеоценозом. Тому необхідно визначити час проходження вод об'єданого техногенного стоку Q з обвідного каналу через біоплато. Для розрахунку бралися такі дані:

- витрата вод техногенного стоку – 3 994,6 тис. $\text{м}^3/\text{рік}$, або $0,12 \text{ м}^3/\text{с}$;
- довжина БІС – 1 250 м;
- довжина струероздільної дамби – 220 м;
- висота фільтруючого шару води на біоплато влітку – 0,4 м;
- висота фільтруючого шару води на біоплато взимку – 0,9 м.

Розрахунки проводилися з урахуванням витрат вод техногенного стоку Q , який залишається рівним в одиницю часу до та після надходження до біоплато, якщо вважати, що баланс до та після струероздільної дамби вже встановився.

Оскільки

$$V_1 \times S_1 = Q_1, \quad (1)$$

$$V_2 \times S_2 = Q_2, \quad (2)$$

де: Q_1 – усереднені витрати об'єданого техногенного стоку до біоплато; Q_2 – усереднені витрати об'єданого техногенного стоку після біоплато;

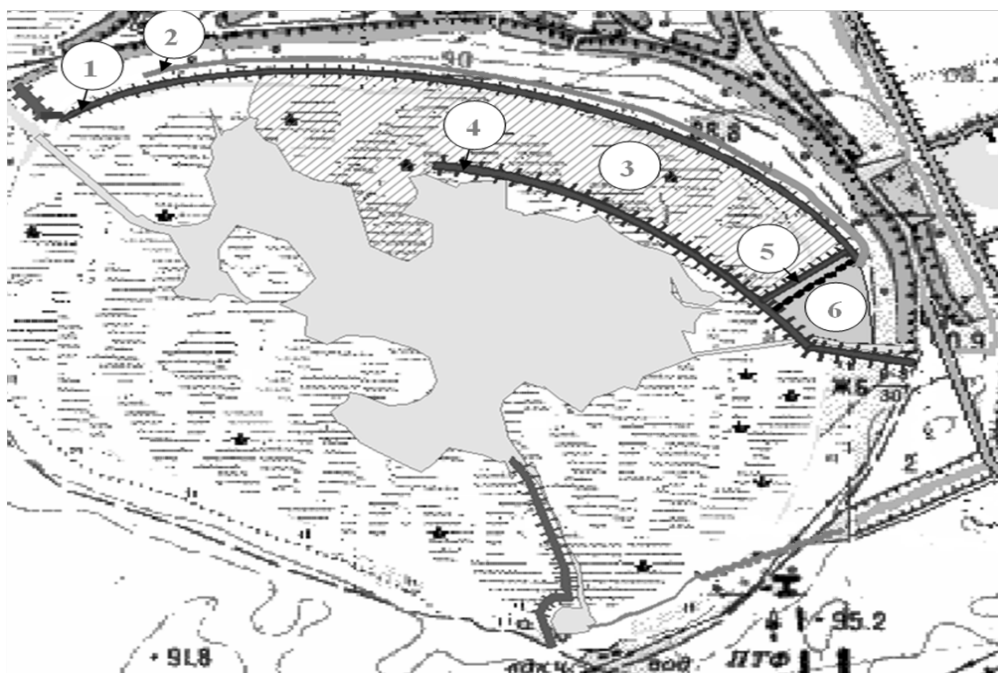


Рис. 1. Гідроспоруда як елемент інтенсифікації процесу самоочищення озера
1 – дренажний канал, 2 – огорожувальна дамба, 3 – біоплато, 4 – струменевоспрямувальна дамба, 5 – струменевороздільна дамба, 6 – коши об'єданого техногенного стоку

V_1 – швидкість об'єднаного техногенного стоку вимірюваної ділянки обвідного каналу; V_2 – швидкість проходження об'єднаного техногенного стоку вимірюваною ділянкою біоплато; S_1 – площа перетину в обвідному каналі; S_2 – площа перетину в біоплато.

Оскільки

$$V_1 = \frac{L_1}{t_1} \quad (3)$$

$$V_2 = \frac{L_2}{t_2} \quad (4)$$

де: L_1 – довжина вимірюваної ділянки обвідного каналу; L_2 – довжина вимірюваної ділянки біоплато; t_1 – час проходження об'єднаного техногенного стоку вимірюваною ділянкою обвідного каналу; t_2 – час проходження об'єднаного техногенного стоку всією площею біоплато, то отримуємо для Q_1 і Q_2 :

$$Q_1 = L_1 \times \frac{S_1}{t_1} \quad (5)$$

$$Q_2 = L_2 \times \frac{S_2}{t_2} \quad (6)$$

Виходячи з того, що:

$$Q_1 = Q_2 = Q, \quad (7)$$

де Q – усереднені витрати об'єднаного техногенного стоку, що залишаються рівними в одиницю часу до і після надходження в біоплато, маємо:

$$t_2 = \frac{L_2 \times S_2}{Q} \quad (8)$$

Отримуємо:

$$t_2 = \frac{(1250 * 220 * 0,4)}{0,12} = 916667 \text{ с} = 11 \text{ діб.}$$

Отже, розрахунковий час проходження води через біоплато влітку становить у середньому $t_2 = 11$ діб.

Вихідні дані для проектування:

– усереднені витрати об'єднаного техногенного стоку – $0,12 \text{ м}^3/\text{с}$;

– довжина струменевоспрямувальної дамби – 1250 м ;
 – довжина струменевороздільної дамби – 220 м ;
 – довжина захисної дамби – 1850 м ;
 – довжина дренажного каналу – 1650 м ;
 – середня ширина біоплато – 220 м ;
 – площа біоплато – 30 га ;
 – швидкість течії на вході в біоплато – $0,0486 \text{ м/с}$;
 – середня швидкість потоку в біоплато – $0,00193 \text{ м/с}$;
 – час проходження потоку через біоплато (влітку) – 11 діб.

Висновки і перспективи подальших досліджень в цьому напрямі. Аналіз якісного складу вод озер Лиманської групи та ділянки р. Сіверський Донець показав, що основними забруднюючими речовинами є: органічні сполуки, біогенні речовини, сульфати та важкі метали. Проведені дослідження свідчать про те, що в сучасних умовах роль озера Чайки в поліпшенні якості води техногенного стоку Зміївської ТЕС незначна. Запропонована вдосконалена схема доочищення на біоплато озера Чайки, що включає в себе природний біоценоз. Основним агентом біологічної очистки стічної води, що поступає до озера Чайки, в акваторії інтенсивного самоочищення є мікрофлора на ВВР, що забезпечує високу інтенсивність деструкційних процесів органічної речовини. Додатковим агентом очищення є фільтраційна здатність зооценозу, що забезпечує інтенсивне зменшення зважених органічних речовин. Схема доочищення не потребує значних експлуатаційних витрат, проста в будівництві й обслуговуванні. У разі впровадження технічних рішень, спрямованих на інтенсифікацію біологічних процесів самоочищення озера Чайки, можна досягти зниження концентрації забруднюючих речовин: зважених речовин – на $91\text{--}97\%$, органічних речовин – на $69\text{--}97\%$, біогенних речовин – на $73\text{--}97\%$, сульфатів – на 33% , хлоридів – на 77% , заліза – на 58% .

Література

1. О мониторинге состояния окружающей среды в районе размещения Змиевской ТЭС / А. Васенко, В. Ермоленко, В. Лысенков и др. Экология: образование, наука, промышленность и здоровье: материалы II Международ. научно-практ. конфер. (Белгород, 2004 г.): сб. науч. ст.: в 2-х т. Белгород: НИ «Вестник БГТУ им. В.Г. Шухова», 2004. Ч. III. С. 39–43.
2. Колісник А. Моніторинг водних об'єктів в зоні розташування теплових електростанцій. Безпека життєдіяльності: тези доповідей Науково-методичної конференції (Харків, 11–14 листопада 2005 р.). Харків, 2005. С. 81
3. Васенко А., Мовчан Л. Гидробиологический и гидрохимический режимы водоема-охладителя Змиевской ГРЭС – оз. Лиман. Энергетика и экология: тезисы докладов к II Всес. научно-технич. совещанию, М., 1982.
4. Васенко А., Волерман И. Антропогенная сукцессия сообщества макрофитов озера Лиман. Состояние и перспективы развития методологических основ химического и биологического мониторинга поверхностных вод суши: тез. докл. на XXIX Всес. гидрохимич. совещ. Т. III. Ростов-на-Дону, 1987.
5. Васенко А., Старко Н., Ермоленко В. и др. Влияние донных отложений на гидрохимический режим водоема-охладителя Змиевской ГРЭС. Состояние и перспективы развития методологических основ химического и биологического мониторинга поверхностных вод суши: тез. докл. XXIX Всес. гидрохимич. совещ. (Ростов-на-Дону, 28–30 окт. 1987 г.). Ростов-на-Дону, 1987, Т. I. С.115–116.
6. Васенко О. Екологічні основи водоохоронної діяльності в теплоенергетиці. Бібліотека журналу ІТЕ. Т. 1. Харків: УкрНДІЕП, 2000. 243 с.
7. Магмедов В., Захарченко М., Чепурно І. та ін. Посібник до застосування водоохоронних біоінженерних споруд (БІС) для очищення немінералізованих забруднених вод сільськогосподарського виробництва України. Харків, 1993. 17 с.
8. Магмедов В., Захарченко М., Яковлева Л. та ін. Патент України № 7705. Споруда для біологічної очистки стічних вод. 1995 р.

9. Яковлева Л., Магмедов В. та ін. Патент України № 7708. Спосіб біологічної очистки стічних вод від сполук азоту та сульфатів. 1995 р.
10. Эйнон Л. Ботаническая площадка – биоинженерное сооружение для доочистки сточных вод. Водные ресурсы. 1990. № 4. С. 149–160.
11. Kusch Peter, Wießner Arndt, Wießbrodt Erika, Stottmeister Ulrich. Annual cycle of nitrogen removal in a pilot-scale horizontal flow constructed wetland. Abstracts ISEB 2001 meeting phytoremediation, 15–17 May 2001. UFZ Centre for Environmental Research. P. 89.
12. Карлюк А. Оценка роли озера Чайки в доочистке стока с промплощадки Змиевской ТЭС. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. ст. XII Міжнар. науково-практ. конференції (м. Харків, 5–9 вересня 2016 р.). Х.: Райдер, 2016. С.105–110.
13. Васенко О. Екологічне управління водоохоронною діяльністю. Проблеми охорони навколишнього природного середовища: збір. наук, праць. Харків: ВД «Райдер», 2006. С. 38–60.
14. Gearheart R. Use of Constructed Wetlands to treat Domestic Wastewater, City of Arcata, California. Wat. Sci. Tech. 1992. Vol. 26. № № 7–8. P. 1625–1637.
15. Захарченко М., Рыжикова И., Яковлева Л. Опыт эксплуатации биоинженерных сооружений (БИС) типа Constructed Wetlands в Золочеве Харьковской обл. Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: сб. науч. тр. XII Междунар. науч.-техн. конф. Т. 3. Харьков, 2004. С. 557–561.
16. Zakharchenko M., Dziubenko Y., Ryzhykova I. The Experience of Exploitation of Constructed Wetlands in Ukraine. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control (2006, Lisbon, Portugal). 2006. P. 56–59.
17. Пат. 789429 СССР, М. кл.3 С 02 F 3/32. Способ биологической очистки сточных вод / Е. Маневич, Б. Еремич, Н. Васинкин, Л. Шаповалова; заявитель и патентообладатель Ташкентский филиал Всесоюзного науч.-исслед. ин-т водоснабжения, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии. № 2714965/29–26; заявл. 18.01.79; опубл. 23.12.80. Бюл. № 47.
18. Пат. 939406 СССР, М. кл.3 С 02 F 3/32, Н 04 J 13/00. Способ очистки воды от биогенных веществ, преимущественно соединений азота и фосфора, и устройство для его осуществления / Ю. Лошаков, Н. Прима, А. Воронкин, А. Семьян, И. Сухорукова; заявитель и патентообладатель Всесоюзный науч.-исслед. ин-т по охране воды. № 2944510/23–26; заявл. 20.06.80; опубл. 30.06.82. Бюл. № 24.

ПРИРОДНА РАДІОАКТИВНІСТЬ У ТІЛІ СХОВИЩ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

Полякова І.О.

LLC «TechnoChemAtom»

вул. Ю. Шумського, 5, 02098, м. Київ

polyakova_ira@ukr.net

Проведено аналіз радіонуклідного складу радіоактивних відходів у приповерхневих сховищах, оцінено розбіжності офіційної інформації про радіонуклідний склад і фізичні характеристики відходів і фактично наявні. Показано ризики, що виникають під час втрати додаткового чинника негативного впливу (виникнення нової загрози) у вигляді дочірніх продуктів розпаду, в основному природних радіонуклідів, для більш повного аналізу безпеки й прогнозування заходів зі зменшення шкідливого впливу іонізуючого випромінювання на людину й довкілля. *Ключові слова:* радіоактивні відходи, сховища РАВ, АЕС, природна радіоактивність, штучна радіоактивність, облік і контроль радіоактивних відходів.

Естественная радиоактивность в теле хранилищ радиоактивных отходов. Полякова И.А. Проведен анализ радионуклидного состава радиоактивных отходов в приповерхностных хранилищах, оценено расхождение данных официальной информации о радионуклидном составе и физических характеристиках отходов и фактически существующих. Показаны риски, возникающие при потере дополнительного фактора негативного влияния (возникновения новой угрозы) в виде дочерних продуктов распада, в основном естественных радионуклидов, для более полного анализа безопасности и прогнозирования мероприятий уменьшения вредного влияния ионизирующего излучения на человека и природную среду. *Ключевые слова:* радиоактивные отходы, хранилища РАО, АЭС, естественная радиоактивность, искусственная радиоактивность, учет и контроль радиоактивных отходов.

Natural radioactivity in the solid of radioactive waste storages. Poliakova I.O. The analysis of the radionuclide composition of radioactive waste in the near surface repositories was carried out, the discrepancy between the official information on the radionuclide composition and the physical characteristics of the waste and actually existing was estimated. The risks arising from the loss of an additional factor of negative impact (the emergence of a new threat) in the form of daughter decay products, mainly natural radionuclides, are shown for a more complete safety analysis and prediction of measures to reduce the harmful effects of ionizing radiation on humans and the environment. *Key words:* radioactive waste, storage of radioactive waste, NPP, natural radioactivity, artificial radioactivity, accounting and control of radioactive waste.

Постановка проблеми. В Україні накопичено близько 2,724 млн м³ твердих і 42 тис. м³ рідких радіоактивних відходів (далі – РАВ), причому 38,5 тис. м³ (92%) рідких РАВ зберігається безпосередньо в межах промислових майданчиків АЕС. Значна кількість рідких радіоактивних відходів (далі – РРВ) знаходиться на тимчасовому зберіганні в спеціальних ємностях, а твердих радіоактивних відходів (далі – ТРВ) – у приповерхневих сховищах на території пунктів зберігання радіоактивних відходів (далі – ПЗРВ) спеціалізованих підприємств Державної корпорації «Українське державне об'єднання «Радон» (ДК «УкрДО «Радон»). Ураховуючи, що нині сховища РАВ на АЕС України заповнені приблизно на 80–90%, а деякі ПЗРВ ДК «УкрДО «Радон» – на 100%, проведення досліджень зі зменшення кількості ТРВ і РРВ і переведення їх у безпечний стан для тимчасового довгострокового зберігання та/або захоронення є актуальним екологічним завданням поліпшення радіаційної безпеки [1].

Діяльність щодо безпечного поводження з РАВ спрямована на забезпечення захисту людини й навко-

лишнього природного середовища від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання на сучасному етапі й у майбутньому [2] і здійснюється на підприємствах-ліцензіатах, таких, наприклад, як державне спеціалізоване підприємство (далі – ДСП) ДК «УкрДО «Радон».

На кожному з ДСК створений і функціонує комплексний підхід до поводження з РАВ – від збирання та сортування відходів до довготривалого й тимчасового їх зберігання в спеціальних сховищах. При цьому постійно здійснюється радіаційний контроль за станом інженерних бар'єрів сховищ, контейнерів, моніторинг довкілля, а також функціонують міжрегіональні центри з обліку й контролю РАВ (далі – РЦОР), одним із функціональних обов'язків яких є постановка на облік РАВ, що передаються до ДСП для тимчасового зберігання, проведення інвентаризації та визначення наявного стану та фізичних характеристик РАВ.

Виклад основного матеріалу. Нині приповерхневі сховища для захоронення/тимчасового зберігання РАВ ДК «УкрДО «Радон» знаходяться на етапі експлуатації [3]. Ангари деяких із цих сховищ зна-

ходяться в аварійному стані, що в подальшому призведе до їх ліквідації та закриття.

Фундаментом для створення проекту вилучення та безпечного поводження з РАВ є відомості щодо радіонуклідного складу та питомої активності відходів, стану сховищ, детального опису технологічного процесу вилучення та поводження з ними тощо.

Базові відомості щодо питомої активності та радіонуклідного складу загалом планується отримувати з даних РЦОР і даних моніторингових досліджень підприємства.

Алгоритм програми введення й оброблення інформації з обліку радіоактивних відходів у частині визначення питомої активності радіонуклідів у сховищі базується на законі радіоактивного розпаду елементів, але не враховує дочірні продукти розпаду, що при цьому утворюються, і їх фізичні характеристики. Іншими словами, утрачений додатковий чин-

ник (виникає нова загроза) для більш повного аналізу безпеки й прогнозування заходів зі зменшення шкідливого впливу іонізуючого випромінювання на людину й довкілля.

Прикладом радіонуклідного складу в одному зі сховищ ТРВ Київського ДСП ДК «УкрДО «Радон» є діаграма, представлена на рис. 1, де зазначається відсоток окремого радіонукліду від загальної кількості радіонуклідів у сховищі.

У сховищі РРВ № 13 Київського ДСП ДК «УкрДО «Радон» радіонуклідний склад і питома активність (Бк/м³) дещо відрізняються від відомостей щодо сховища ТРВ (рис. 1). Інформаційні відомості щодо сховища РРВ № 13 наведені на рис. 2.

Радіонуклідний склад РАВ, що зберігаються на ПЗРВ ДСП ДК «УкрДО «Радон», визначається такими радіонуклідами: ¹³⁷Cs, ¹⁴C, ²³⁹Pu, ⁶⁰Co, ³H, ⁹⁰Sr, ¹⁹²Ir, ²²⁶Ra, ²⁴¹Am, ²¹⁰Po, ²³²Th, ¹⁷⁰Tm, ²³⁸U тощо [4].

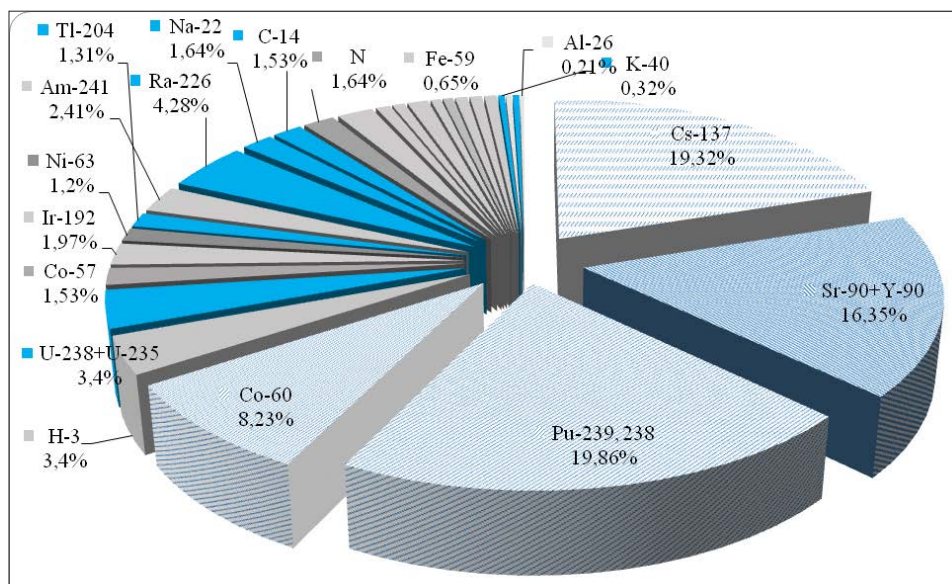


Рис. 1. Радіонуклідний склад ТРВ одного зі сховищ Київського ДСП ДК «УкрДО «Радон»

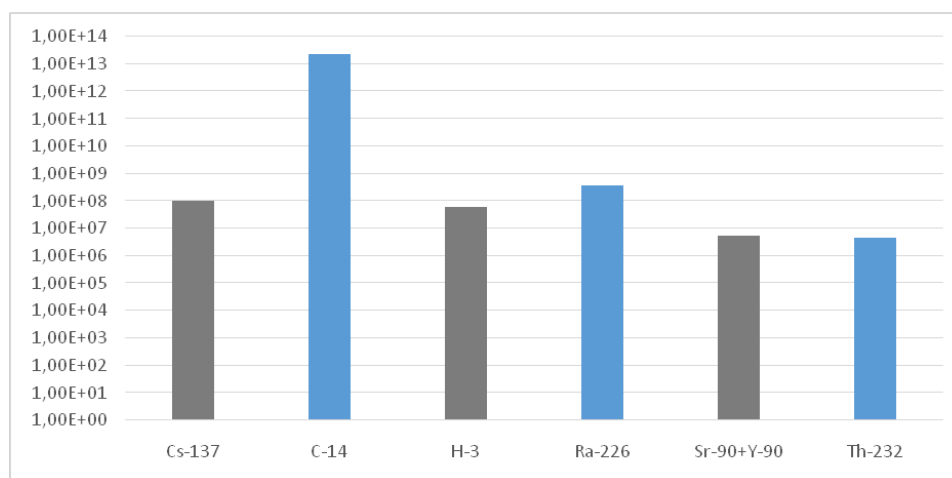


Рис. 2. Радіонуклідний склад і питома активність кожного з радіонуклідів сховища РРВ № 13 Київського ДСП ДК «УкрДО «Радон»

дження змін у системи обліку й контролю радіоактивних матеріалів.

Визначені додаткові характеристики та враховані дочірні продукти радіоактивного розпаду можуть бути корисні під час категорювання РМ і визначення їх рівня фізичного захисту. Додаткові важливі характеристики дочірніх продуктів розпаду зареєстрованих нуклідів сприятимуть більш точному плануванню заходів безпеки під час дій із РМ.

Необхідно більш детально дослідити цю проблематику, провести аналіз наявної нормативної бази України, рекомендацій МАГАТЕ та директив ЄС щодо поводження з РМ, упровадити сучасні підходи до нормування радіаційних впливів на населення, персонал і довкілля, виробити комплексний підхід до забезпечення радіаційного захисту, що стане тими передумовами, на яких має базуватися нормативне регулювання безпеки під час поводження з РАВ.

Література

1. Полякова І.О. Наукові засади забезпечення екологічної безпеки об'єктів накопичення і контейнерного зберігання тритієвих відходів: автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук, 2016 р. 24 с.
2. Про поводження з радіоактивними відходами: Закон України. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1995, № 27, ст. 198.
3. Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії: Закон України. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2000, № 9, ст. 68.
4. Полякова І.О. Оцінка захисних властивостей контейнера для зберігання відпрацьованих джерел іонізуючого випромінювання. Національна академія наук України. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України». Збірник наукових праць. Випуск 22. Київ. 2013. С. 179–187.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

УДК 551.593.7 + 544.772

ATMOSPHERIC AEROSOL ECOLOGICAL STATE REMOTE SOUNDING BY SPECTROPOLARIMETERS

Patlashenko Zh.I.

State Ecological Academy of Post-Graduate Education and Management
V. Lypkivskogo str, 35, 03035, Kyiv
deazh@ukr.net

Atmosphere pollution leads to negative ecological and climate consequences, causes diseases and mortalities. Therefore it is important to develop and introduce new effective technical means of global monitoring of aerosol state and dynamics in the Earth atmosphere. In the present paper improvement of atmospheric aerosol ecological monitoring system by implementation of satellite small-size spectropolarimeters capable of measuring 4 Stokes parameters is proposed. This enables obtaining data on atmospheric aerosol optical density, mean refraction and absorption indexes, maximum and dispersion of size distribution function. *Key words:* ecology, monitoring, atmosphere pollution, atmospheric aerosol, spectropolarimetry, Stokes parameters.

Дистанційний моніторинг екологічного стану атмосферного аерозолу за допомогою спектрополяриметрів. Патлашенко Ж.І. Забруднення атмосфери призводить до негативних екологічних і кліматичних наслідків, спричинює захворювання та смертельні випадки. Це зумовлює актуальність розроблення та впровадження нових ефективних технічних засобів глобального моніторингу стану й динаміки аерозолу в атмосфері Землі. У роботі запропоновано вдосконалення системи екологічного моніторингу атмосферного аерозолу за допомогою космічних малогабаритних спектрополяриметрів, здатних визначати чотири параметри Стокса. Це дасть змогу отримувати дані щодо оптичної густини атмосферного аерозолу, середніх значень показників заломлення й поглинання аерозольних частинок, максимуму та дисперсії функції розподілу частинок за розмірами. *Ключові слова:* екологія, моніторинг, забруднення атмосфери, атмосферний аерозоль, спектрополяриметрия, параметри Стокса.

Дистанционный мониторинг экологического состояния атмосферного аэрозоля с помощью спектрополяриметров. Патлашенко Ж.И. Загрязнение атмосферы приводит к негативным экологическим и климатическим последствиям, вызывает заболевания и смертельные случаи. Это обуславливает актуальность разработки и внедрения новых эффективных технических средств глобального мониторинга состояния и динамики аэрозоля в атмосфере Земли. В работе предложено усовершенствование системы экологического мониторинга атмосферного аэрозоля с помощью космических малогабаритных спектрополяриметров, способных определять четыре параметра Стокса. Это позволит получать данные относительно оптической плотности атмосферного аэрозоля, средних значений показателей преломления и поглощения аэрозольных частиц, максимума и дисперсии функции распределения частиц по размерам. *Ключевые слова:* экология, мониторинг, загрязнение атмосферы, атмосферный аэрозоль, спектрополяриметрия, параметры Стокса.

Introduction. Light scattering in the Earth atmosphere is a complex process that depends on atmospheric environment state and atmospheric components concentrations, first of all on temperature and pressure of the atmosphere at certain altitudes [1].

Atmospheric aerosol ecological and climate state of the atmosphere. Aerosol particles sized from a few nanometers to a few micrometers have diverse compound, structure and physical properties [2–5]. Despite the complexity of aerosol interaction with light it's optical properties are approximated by seasonal/regional models used as a basis for remote optical investigation methods. Such approach provides for consistent results

in case of standard atmospheric state. But in case of non-regular natural or technogenic aerosol emissions (volcano eruptions, hurricanes, sand storms, anthropogenic point and surface sources, etc.), most of contemporary models do not provide for reliable quality of data interpretation, leading to impossibility of aerosol ecological impact determination. This problem is exceptionally important in case of global ecological monitoring, when monitoring data is interpreted based on high-scale models that do not consider local peculiarities and is often not adjusted to ground monitoring sites data.

Aerosol environmental impact. Aerosols form due to different physical processes, such as evaporation and

condensation, turbulent gas and hydrodynamic processes, photochemical and chemical reactions, etc. [6]. Aerosol also forms a result of anthropogenic activities like manufacturing, mining, building industries, burning of oil products, coal, gas, etc. The aerosol may also be returned in the atmosphere once sedimented lifted by wind or evaporated. The largest aerosol quantity is sea aerosol, and anthropogenic aerosol constitutes around 10% of total aerosol mass [7].

Atmospheric aerosol influences global climate by changing the Earth albedo, and by changing transparency of Earth atmosphere in infrared. These phenomenon are described as a set of direct, indirect and semi-indirect aerosol effects [8–11].

Direct aerosol effect is caused by absorption and scattering of light by atmospheric aerosol. Indirect aerosol effect is caused by Earth albedo change due to altering optical and physical clouds characteristics. Aerosol as condensation nuclei increases raindrops number (first indirect effect or Twomey effect [9, p. 12–14]) and volume, delaying rainfall and prolonging the cloud lifetime (second indirect effect or Albrecht effect [10, p. 13–15]).

Semi-direct aerosol effect includes all effects that do not fit into direct and indirect aerosol effects definition, such as moisture height redistribution [16], vertical moisture fluxes stabilization [17], vertical temperature profile change [10], etc.

An important ecological phenomenon is atmospheric aerosol deposition that changes Earth surface albedo and ecological state. An example of this effect is anthropogenic aerosol deposition on Arctic and Antarctic ice that causes its melting due to albedo decrease, estimated at 10% [18].

Aerosol directly influences the environment and eventually directly or indirectly affects humans. Since 1970s many mortalities are linked to anthropogenic atmosphere aerosol pollution [19–21]. Yearly death rate in USA linked to atmospheric aerosol is estimated to be 22 to 52 thousands [22]. And total quantity of respiratory diseases due to aerosol pollution is reported to increase by 50% every 5 years [23].

It is well known that inhalation of small aerosol particles may cause asthma, lungs cancer, cardiovascular diseases, respiratory diseases, birth defects and premature death. Large aerosol particles are mostly filtered by epipharynx. However, particles with size under 10 micrometers may be transported deeply into lungs – to bronchi and alveoli. These particles are regulated by PM10 standard in EU [24].

Particles under 2.5 micrometers are regulated by PM2.5 EU ecological standard and may be transported to lungs gas exchange areas causing plaques in arteries, inflammation of blood vessels, arteriosclerosis, and other cardiovascular diseases [25; 26]. According to World Health Organization estimates PM2.5 particles cause around 3% mortality due to cardiopulmonary diseases, 5% mortality due to trachea, bronchi and lungs cancer and 1% mortality due to acute respiratory infection in

children under 5 years old [19]. Moreover, such diseases may emerge due to short-term inhalation of corresponding aerosol particles [27].

Aerosol particles under 100 nanometers (e. g. exhausts of so-called clean diesel engines) freely pass through lungs to blood and directly disorder internal organs including brain. This aerosol can carry carcinogenic compounds such as benzopyrenes.

Aerosol particles permeability to human organs is determined not only by their size, but also by their shape and physical-and-chemical compound [28]. The problem of atmospheric aerosol ecological risk dependency on aerosol shape is underexplored. Only general considerations that “sharp edged” aerosol particles (like asbestos) are more dangerous than “smooth edged” particles are formulated. Nanoscale aerosol particles that have increased surface area (i. e. irregular shape) in comparison to spherical particles have higher chance of accumulating different hazardous substances at their surface.

Total mass of atmospheric aerosol contamination is not directly related to its ecological hazard, e. g. a single 10 micron particle is more environmentally safe than a thousand of 100 nm particles that have 100 times less total mass. In some countries a total aerosol surface area regulation is proposed.

Another source of ecological hazard of natural and anthropogenic aerosol pollution is indirect impact at human health through food products of animal and vegetation origin, and through damage of natural ecosystems. E. g. increased atmospheric aerosol concentration may cause death of some plants [29].

Moreover, aerosol may pose direct hazard to health of living organisms, e. g. highly toxic aerosol or bacteria and viruses. Radioactive atmospheric aerosol represented by 0,02 to 1 micron particles, e. g. formed due to nuclear accidents similar to Chernobyl and Fukushima-Daiichi, creates a high ecological risk. Such radioactive aerosols are referenced to as “low-activity” (radioactivity levels lower than 10-13 Ci), “semi-hot” (radioactivity levels range from 10-13 to 10-10 Ci) and “hot” (radioactivity levels higher than 10-10 Ci). According to the origin they are separated into natural, explosive (formed in nuclear device detonation) and industrial (formed during nuclear substances management).

Radioactive aerosol inhalation or consumption is much more hazardous for living organisms than equivalent external irradiation as they can sediment in the body and create internal irradiation which directly influences internal organs by focal necrosis. Only 10% to 50% of radioactive aerosols can be efficiently removed from the body. Average radioactive aerosol troposphere suspension time varies from 2 to 30 days depending on its origin and local weather and may be quickly transported around the globe. E. g. I131 aerosol from Fukushima-1 nuclear disaster was registered in Ukraine in just 16 days after the accident.

Contemporary state of atmospheric aerosol monitoring. Constant monitoring of atmosphere aerosol con-

tamination is performed in many world countries and regions. All atmospheric aerosol monitoring methods are separated in two distinctive classes: contact probing and remote sounding.

Local survey is made near the point pollutant objects [30], around perimeter of area pollution sources [31] and near population centers or special ecological control areas.

Contact probing is made by special hydrometeorological laboratories by analyzing chemical compound of atmospheric precipitation or by atmospheric air sampling and include aerosol mass spectrometry, differential mobility analysis, aerodynamic particle sizing, wide range particle spectrometry, micro-orifice uniform deposit impactors, condensation particle counters, epiphaniometry, electronic microscopy, instrumental neutron-activation analysis, etc.

On one hand contact direct sampling is the most accurate and reliable atmospheric aerosol ecological state investigation method, that provides for their implementation in international and national law. On the other hand such methods have to be performed on-site and therefore are confined spatially.

Non-contact remote sounding methods provide for lower accuracy and reliability in comparison to contact probing laboratory analysis. However they enable implementation of cost-efficient atmospheric aerosol parameters estimate. Classical remote sounding methods include solar photometers, polarimeters and LIDARs that provide for aerosol optical density determination. In some cases aerosol particles size distribution function maximum can also be determined.

Remote sounding methods are separated into active and passive. Active methods include LIDARs investigating laser emission scattering by atmosphere. It provides for aerosol vertical distribution estimation and does not depend on phase angle. However, such method requires rather complex infrastructure.

Indirect sounding methods also include monitoring specific aerosol type influence at different atmospheric components or underlying surface. A good example is air ionization by radioactive aerosols detection by standard military or civil radars providing for quantitative estimate of its emission and transfer.

Passive methods investigate solar light scattered by Earth atmosphere. Therefore such methods are influenced by additional uncertainty linked to solar radiation parameters fluctuations. Phase angle temporal variation and different atmospheric components spectra overlap due to rescattering, luminescence, reabsorption of solar light, etc. introduce additional biases. These problems can be solved by direct solar calibration [32], most efficient in space conditions, and by multifrequency spectrometry or spectrophotometry.

Remote sounding methods may be ground or air-plane/satellite based. To solve the problem of satellite data interpretation ambiguousness the ground stations are used as validation for global satellite monitoring [33].

As a consequence, current state of atmospheric aerosol monitoring does not solve the problem of high-quality global ecological monitoring completely: local ground-based contact and remote investigation stations despite their accuracy are limited spatially and satellite methods lack accuracy and reliability and are limited by quantity of measured parameters.

A quality step in optical remote sounding methods is simultaneous detection of spectral and polarization parameters (Stokes parameters) of the optical signal that would increase the amount of the experimental data obtained 4 times.

Problems of atmospheric aerosol scattering matrix remote monitoring. Atmospheric aerosol particles interaction with light is significantly different from gas atoms and molecules which differs first of all for polarization properties of the scattered light.

The atmospheric aerosol scattering matrix is a quasi-symmetric 4×4 Muller matrix that describes transformation of incident light Stokes vector to scattered light Stokes vector [34]. Specific values of scattering matrix components depend on averaged atmospheric aerosol characteristics, their dispersion and on predominant orientation of anisotropic particles relative to incident light. In some cases the matrix form is simplified by particles shape symmetry.

All 16 independent scattering matrix components can be derived only in case there is a way to control the incident light polarization, i.e. by using active Stokes-polarimetry. And determination of specific aerosol properties inverse problem may be accurately solved only in case scattering matrix components are known for a wide set of phase angles. Moreover, experimental errors will cause such inverse problem to be an ill-posed problem and therefore will require regularization. Active Stokes-polarimetry may be implemented at autonomous probes in the Earth atmosphere [35], however, limitation of such methods are the same as for contact probing.

LIDARs provide for both incident light polarization control and vertical distribution determination. On the other hand, LIDARs have their engineer and technical limitations both from size and mass and from power consumption point of view. Moreover, reverse scattered light by most atmospheric aerosol types has nearly identical polarization to that of incident light, therefore a synchronous observation system must be established of spatially separated lasers and detectors, limiting system mobility and efficiency (e. g. synchronous ground-and-space systems are also possible e.g. to validate satellite monitoring data). Further, even in case of a limited amount of spatially-separated detectors is present, the polarization is still determined at a discrete set of phase angles. And finally, there are ecological problems in operating wavelength-tunable lasers that contain environmentally hazardous organic dyes and acids.

On the other hand passive devices can be relatively compact to be used in a space/aerial vehicle. At present only spectrometers (measuring only 1 Stokes param-

eters) and photopolarimeters (measuring 2 and more Stokes parameters in a single wide spectral band) are used without providing for ability to separate gas and aerosol spectra in the atmosphere and to cancel out underlying Earth surface spectral albedo.

Therefore there is no efficient contemporary method of atmospheric aerosol scattering matrix monitoring.

Aerosol light scattering peculiarities. Aerosol light scattering is usually separated in two different cases: small particles (particle size smaller than the wavelength) and large particles, which are usually considered spherical. However, spherical particles are not observed in nature and even a raindrop has aspherical shape due to gravitation forcing and gas dynamics. Crystals, snowflakes, smoke particles and dust formed by minerals fragmentation surface shape is very complex and scattering matrix model determination is a complex theoretical problem [36]. Rough particles are a separate class of aerosols, which have surface inhomogeneities size comparative to the wavelength [37]. The diversity of forms and structure of polydisperse aerosol ensemble is hard-to-model and may significantly influence monitoring data interpretation.

It was shown [38] that spherical atmospheric aerosol model (Mie theory) gives incorrect results for chaotic oriented fractured glass particles and phase dependencies of matrix components are not consistent with experimental data. Significant discrepancies in linear polarization degree of crystal ammonia formed at temperatures from 130°K to 180°K at wavelengths 470, 652 and 937 nm were also found experimentally [39].

Main discrepancies between spherical and chaotic oriented aspherical particles are following: spherical particles have more intense interference structures in second and third Stokes parameters and scattering indi-

catrix phase dependencies and higher reverse scattering intensity. However, total single-scattering albedo (first Stokes parameter) does not significantly depend on particles shape peculiarities [40].

Second and third Stokes parameters value and indicatrix for large particles strongly depends on refraction index and size distribution function parameters. Frequency and amplitude of the polarization degree oscillations relative to phase angle, particle size and refraction index are larger for monodisperse aerosol and smaller for polydisperse aerosol. Moreover, direct and reverse scattering intensity increases with increase of size dispersion, while reverse scattered light intensity is proportional to refraction index.

It should also be noted that the aerosol size is defined only for spherical particles. In case of aspherical particles “equivalent volume” (identical volume sphere) and “spherical shape factor” (sphere to particle surface area ratio) are introduced. Sometimes “sedimentary” radius is also determined being the sphere radius with equal sedimentation speed.

Off-atmospheric aerosol remote spectropolarimetric monitoring. Phase dependency of second and third Stokes parameters determination (fig. 1) is one of the most promising methods for refraction index determination.

Assuming that polarization degree is formed at high altitudes [36], atmosphere vertical inhomogeneity and particles vertical stratification may be neglected. In case absorption index is less than 10⁻³ (which is true for most natural atmospheric aerosols), the second and third Stokes parameters are determined mainly by refraction index.

Second and third Stokes parameters analysis in a wide set of phase angles provides for the most accu-

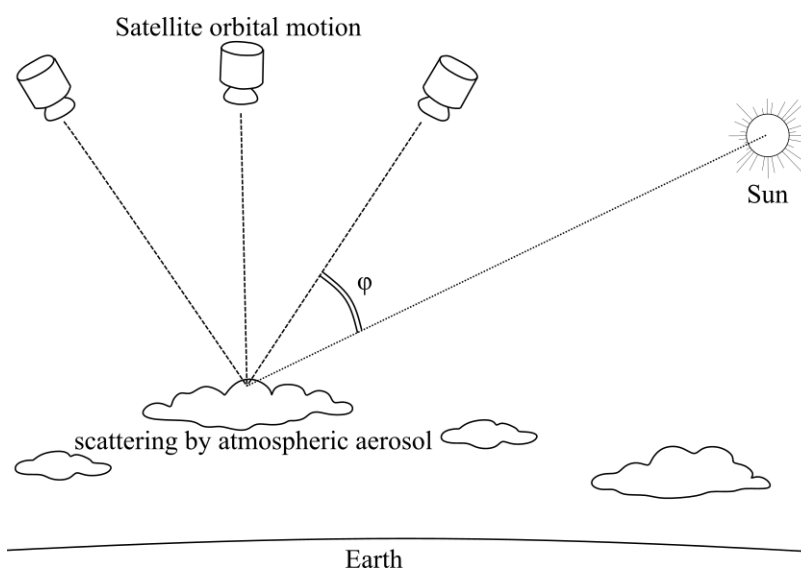


Fig. 1. Atmospheric aerosol monitoring geometry, φ – observation phase angle, i. e. the angle of the light ray from the source to the observed volume and the light ray scattered in the observer direction

rate monitoring data and enables simultaneous estimation of refraction index, maximum and dispersion of size distribution function, and optical absorbency by comparison with the model. However, practically their spectral dependency may be measured instead under assumption that refraction index dispersion is negligibly small or known, which is approximately true for many types of atmospheric aerosols of different origin in visible light.

There is also a method for atmospheric aerosol parameters determination by measuring fourth Stokes parameter [41], which is determined only by multiple scattering. The obtained aerosol parameters are averaged by a larger atmosphere depth and can be different than that obtained by second Stokes parameter measurement. Therefore the difference carries information on aerosol vertical distribution.

Absorption index can be estimated by aerosol single-scattering albedo spectral dependency [42].

However, such method has a high error due to neglecting aerosol vertical distribution and strong dependency on aerosol particles shape model [43].

Conclusions. The atmospheric aerosol ecologic parameters may be determined by analyzing scattering matrix. Given some preliminary knowledge on aerosol nature and particle shape the scattering matrix may be determined through one-channel observations at wide range of phase angles or multichannel observations at a limited range of phase angles. The first approach has higher accuracy, while the second one provides for highly dynamic processes investigation and global monitoring implementation.

Second and third Stokes parameters of backscattered light in the atmosphere spectral and phase dependencies enable estimation of atmospheric aerosol averaged refraction and absorption indexes, maximum and dispersion of size distribution function. Fourth Stokes parameter enables validation of the obtained data.

References

1. Терез Е.І., Терез Г.А., Ващенко В.М. та ін. Вплив температури та тиску на точність визначення параметрів атмосфери при фотометричних спостереженнях в Антарктиці. Вісник Київського університету. Серія «Фізико-математичні науки». 2009. № 4. С. 229–234.
2. Пушкин С.Г., Михайлов В.А. Компараторный нейтронно-активационный анализ. Изучение атмосферных аэрозолей. Новосибирск: Наука, 1989. 125 с.
3. Ilic R., Rusov V.D., Pavlovich V.N. et. al. Radon in Antarctica. Radiation measurements. 2005. Vol. 40. № 3. P. 415–422.
4. Русов В.Д., Павлович В.М., Ліч Р. та ін. Про фрактальний механізм взаємозв'язку між генезисом, розміром і складом атмосферних аерозолів у районах м. Одеси та Української антарктичної станції. Вісник Київського університету. Серія «Фізико-математичні науки». 2003. № 4. С. 415–427.
5. Русов В.Д., Павлович В.Н., Илич Р. и др. О фрактальном механизме взаимосвязи между генезисом, размером и содержанием атмосферных аэрозолей в различных регионах Земли. Український антарктичний журнал. К., 2006. Вип. 4–5. С. 137–159.
6. Raes F., Dingenen R.V., Vignati E. et. al. Formation and cycling aerosols in global troposphere. Atmospheric Environment. 2000. Vol. 34. P. 4215–4240.
7. Voiland A. Aerosols: tiny particles, big impact. URL: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/Aerosols>.
8. Haywood J., Boucher O. Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: a review. Reviews of Geophysics. 2000. Vol. 38. P. 513–543.
9. Twomey S. The influence of pollution on the shortwave albedo of clouds. Journal of the Atmospheric Sciences. 1977. № 34(7). P. 1149–1152.
10. Piers F., Ramaswamy V., Artaxo P. et al. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York: Cambridge University Press, 2007. 300 p.
11. Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J. et. al. Working Group I: The Scientific Basis: 6.7.8. Discussion of Uncertainties. IPCC Third Assessment Report – Climate Change. URL: <https://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/237.htm#678>.
12. Twomey S. Pollution and the planetary albedo. Atmos. Environ. 1974. № 8(12). P. 1251–1256.
13. Lohmann U. Aerosol Effects on Clouds and Climate. Space Sci. Rev. 2006. Vol. 125. P. 129–137.
14. Rosenfeld D. Aerosol-Cloud Interactions Control of Earth Radiation and Latent Heat Release Budgets. Space Sci. Rev. 2006. Vol. 125. P. 149–157.
15. Albrecht B.A. Aerosols, Cloud Microphysics, and Fractional Cloudiness. Science. 1989. № 245(4923). P. 1227–1230.
16. Ackerman A.S., Toon O.B., Stevens D.E. et. al. Reduction of tropical cloudiness by soot. Science. 2000. Vol. 288. P. 1042–1047.
17. Koren I., Kaufman Y.J., Remer L.A. et. al. Measurement of the effect of Amazon smoke on inhibition of cloud formation. Science. 2004. Vol. 303. P. 1342–1345.
18. Warren S.G., Warren J.W. A model for the spectral albedo of snow. II: Snow containing atmospheric aerosols. Journal of the atmospheric sciences. 1980. Vol. 37. P. 2734–2745.
19. Cohen A.J., Anderson R.H., Ostro B. et. al. The global burden of disease due to outdoor air pollution. J. Toxicol. Environ. Health Part A. 2005. Vol. 68. P. 1301–1307.
20. Franchinia M., Mannucci P.M. Air pollution and cardiovascular disease. Thrombosis Research. 2012. Vol. 129. Iss. 3. P. 230–234.
21. Lester L., Seskin E. An Analysis of the Association Between U.S. Mortality and Air Pollution. J. Amer. Statistical Association. 1973. № 68. P. 342.
22. Mokdad A.H., Marks J.S., Stroup D.F. et. al. Actual Causes of Death in the United States, 2000. J. Amer. Med. Assoc. 2004. Vol. 291. P. 1238–1245.
23. Rosenfeld D. TRMM observed first direct evidence of smoke from forest fires inhibiting rainfall. Geophysical Research Letters. 1999. Vol. 26. P. 3105–3108.

24. Air Quality. Introduction. URL: <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/index.htm>.
25. Pope C.A., Burnett R.T., Thun M.J. et al. Cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *J. Amer. Med. Assoc.* 2002. Vol. 287. P. 1132–1141.
26. Ye D., Klein M., Mulholland J. et al. Estimating Acute Cardiovascular Effects of Ambient PM_{2.5} Metals. *Environmental Health Perspectives.* 2018. Vol. 126(2). P. 1–10.
27. Nawrot T., Perez L., Künzli N. et al. Public health importance of triggers of myocardial infarction: a comparative risk assessment. *The Lancet.* 2011. Vol. 377. P. 732–740.
28. Kitamura M. Air Pollution Linked to Higher Risk of Heart Failure. URL: <https://www.bloomberg.com/news/articles/2013-07-09/air-pollution-linked-to-higher-risk-of-heart-failure>.
29. Hogan M.C. Abiotic factor. *Encyclopedia of Earth.* URL: https://editors.eol.org/eoearth/wiki/Abiotic_factor.
30. Андоньев С.М., Зайцев Ю.С., Филиппов О.В. Пылегазовые выбросы предприятий черной металлургии. Х.: ЕМЗ, 1998. 246 с.
31. Гаргер Е.К. Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы. Чернобыль: Книга, 2008. 192 с.
32. Vashchenko V.N., Loza A.I., Patlashenko Zh.I. Ultimate capabilities of space UV ozonometry. *Proceedings of SPIE.* 1997. Vol. 3237. P. 31–42.
33. Koukouli M., Zara M., Christophe L. et al. The impact of the ozone effective temperature on satellite validation using the Dobson spectrophotometer network. *Atmospheric Measurement Techniques.* 2016. № 9(5). P. 2055–2065.
34. Борн М., Вольф Э. Основы оптики. М.: Наука, 1970. 720 с.
35. Мороженко А.В. Поляризационные исследования атмосфер планет. Фотометрические и поляриметрические исследования небесных тел. К.: Наукова думка, 1985. С. 9–13.
36. Хюлст Г. ван де. Рассеяние света малыми частицами. М.: Изд-во иностранной литературы, 1961. 536 с.
37. Morozhenko A.V. On the sizes of cometary aerosol. *Cometary Exploration. II: Proc. Intern. Conf. on Cometary Exploration (Budapest, November 15–19, 1982).* Budapest, Hungary, 1982. P. 55–57.
38. Holland A.C., Gangne G. The scattering of polarized light by polydisperse systems of irregular particles. *Appl. Opt.* 1970. № 5. P. 1113–1121.
39. Pope S.K., Tomasko M.G., Williams M.S. et al. Clouds of ammonia ice: Laboratory measurements of the single-scattering properties. *Icarus.* 1992. № 2. P. 203–220.
40. Мороженко О.В. Методи і результати дистанційного зондування планетних атмосфер. К.: Наукова думка, 2004. 647 с.
41. Кавата И., Хансен Дж.Е. Круговая поляризация солнечного света, отраженного от Юпитера. Юпитер. II. Атмосфера, ионосфера / ред. Т. Герелс. М.: Мир, 1979. С. 378–394.
42. Coffeen D.L. A polarimetric study of the atmosphere of Venus: Thsesis for PhD degree; The Univ. of Arizona. Tucson, 1968. 117 p.
43. Trafton L., Masy W. Saturn 3v3 methane band analysis in terms of a scattering atmosphere. *Astrophys. J.* 1975. № 3. Pt. 1. P. 867–876.

АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ ПРОГНОЗУВАННЯ КІЛЬКОСТІ ПИЛКУ АМБРОЗІЇ В ПОВІТРІ МІСТА ЗАПОРІЖЖЯ НА ОСНОВІ ДАНИХ 10-РІЧНОГО МОНІТОРИНГУ

Малєєва Г.Ю., Приходько О.Б., Ємець Т.І.

Запорізький державний медичний університет,
кафедра медичної біології, паразитології та генетики
пр. Маяковського, 26, м. Запоріжжя, Україна, 69035
g.maleeva.1985@gmail.com

У статті проаналізовано результати прогнозування рівня пилку амброзії в повітрі м. Запоріжжя з використанням даних, отриманих у ході проведення 10-річного моніторингу. Установлено збіг у більшості випадків різкого загострення аероалергенної ситуації. Доведено доцільність використання Android віджету хворими на поліноз для покращення профілактики та уникнення загострень хвороби. *Ключові слова:* пилок, амброзія, моніторинг, прогнозування аероалергенної ситуації.

Анализ результатов прогнозирования количества пыльцы амброзии в воздухе города Запорожье на основании данных 10-летнего мониторинга. Малеева А.Ю., Приходько А.Б., Емец Т.И. В статье проанализированы результаты прогнозирования уровня пыльцы амброзии в воздухе г. Запорожья с использованием данных, которые получены в ходе проведения 10-летнего мониторинга. Установлено совпадение в большинстве случаев резкого обострения аэроаллергенной ситуации. Доказана целесообразность использования Android виджета больными поллинозом для улучшения профилактики и предотвращения обострений болезни. *Ключевые слова:* пыльца, амброзия, мониторинг, прогнозирование аэроаллергенной ситуации.

Analysis of ambrosia pollen amount forecasting results in the air of Zaporozhye city based on 10-years data. Maleeva G., Prykhodko O., Yemets T. The results of ambrosia pollen forecasting in the air of Zaporozhye using data obtained during the 10-year monitoring were analyzed. A coincidence has been established in most cases of an acute intensification of the aeroallergenic situation. The expediency of Android widget usage by patients with hay fever has been proven to improve the prevention of the disease. *Key words:* pollen, ambrosia, monitoring, forecasting of aeroallergenic situation.

Постановка проблеми. За останні 30 років поширеність різноманітних алергічних реакцій і бронхіальної астми, що викликаються пилом анемофільних рослин, особливо амброзією, зросла в 4 рази і становить 15–40% серед населення Європи. Згідно з результатами досліджень, які проведено ЕФА (Європейською федерацією алергії та асоціацією пацієнтів із захворюваннями дихальних шляхів), на алергію страждає приблизно 80 мільйонів дорослих європейців, що становить 24,4%, а серед дітей цей рівень сягає 30–40% і має подальшу тенденцію до зростання [1]. Проблема поширення хронічних респіраторних захворювань є досить складною саме тому, що для її розв'язання необхідно враховувати безліч факторів, які здатні впливати на цей процес. Не останню роль у прогресуванні розвитку алергічних реакцій на пилок анемофільних рослин відіграє забруднення атмосферного повітря різноманітними хімічними речовинами, промисловими викидами й аерозолями [2]. Метеорологічні фактори та зміна клімату також здатні призводити до зміни фенологічних особливостей анемофільних рослин: початок цвітіння може наставати раніше очікуваних термінів, а сама палінація буде тривати значно довше. Такі зміни, у свою чергу, можуть призводити до зростання продукції пилку та збільшення його концентрації в повітрі [3].

Актуальність дослідження полягає в тому, що останніми роками дедалі гостріше постає питання контролю факторів сезонної алергії та розробки низки профілактичних заходів, що дадуть змогу попередити населення через систему алергопрогнозів про ризик виникнення полінозу. Основним методом профілактики алергії є уникання контакту з алергеном, а кількість пилку в атмосферному повітрі в період цвітіння амброзії може значно змінюватись під впливом метеоумов. Для коректного та більш точного прогнозування аероалергенної ситуації, яка викликається пилом амброзії, необхідно враховувати не тільки дані аеропалінологічних спостережень, які систематично проводяться на певній території, а ще й закономірності впливу різних метеорологічних чинників на зміну кількості пилових зерен в атмосферному повітрі [4].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Сьогодні цікавість до прогнозування аероалергенної ситуації значно посилюється, оскільки багато людей мають ті чи інші прояви сенсibiliзації та бажають отримати достовірну інформацію щодо палінації амброзії на найближчі дні. Значну роль у цьому відіграють світові аеробіологічні мережі. Так, наприклад, EAN (European Aeroallergen Network) є частиною світової алергенної асоціації, де зареєстровано більше

ніж 38 країн і 686 міст. На сайт EAN завантажують інформацію про кількість пилку анемофільних рослин і спор пліснявих грибів у повітрі, яку отримують в процесі проведення аеромоніторингу. На основі завантажених результатів проводиться прогнозування зміни кількості цих аероалергенів в атмосферному повітрі. Іншою відомою мережею, що спрямована на моніторинг, аналіз і прогнозування майбутньої аероалергенної ситуації, є RNSA (Франція). Завдяки досить розгалуженій мережі, великій кількості станцій є змога спрогнозувати ситуацію як для окремого міста, так і для цілого регіону.

Усе більшого розвитку й поширення натеper також набуває інша система персонального інформування людей, які мають сенсibilізацію до пилку як амброзії, так й інших видів рослин і спор пліснявих грибів. Таку систему інформування можна завантажити на смартфон чи інший гаджет. Зрозумілий інтерфейс дасть змогу вносити свої симптоми, обираючи саме той алерген (або алергени), до якого користувач має сенсibilізацію. У мобільному додатку є інформація про алергени (пилки і спори пліснявих грибів), поради пацієнтам, прогноз аероалергенної ситуації на три дні (сьогодні, завтра та післязавтра). Також завдяки цій програмі є можливість зв'язатись із лікарем-алергологом, який в індивідуальному порядку проконсультує пацієнта.

Для покращення системи аероалергенного прогнозування існує «Європейський щоденник палінації», який можна знайти за адресою www.pollendiary.com. На цьому сайті люди з алергічними реакціями записують свої симптоми, викликані пилком у режимі он-лайн. Щоденник дає можливість фіксувати симптоми, що виникають під впливом алергенів (окремо для органів дихання, очей і носу). Існує так званий «рівень дискомфорту» з градацією від 0 до 3 (симптоми відсутні, середнього ступеня, сильний дискомфорт). Симптоми документуються та порівнюються з концентрацією пилку анемофільних рослин у повітрі. Фармацевтичні організації використовують ці дані, розміщують їх на своїх веб-сторінках і можуть передбачити завчасно, які медикаменти треба замовити та в яких обсягах [5].

Незважаючи на значний розвиток систем прогнозування та аеробіологічного моніторингу, потребують вирішення проблеми таких досліджень на окремих територіях або в певних регіонах з урахуванням особливостей палінації та клімато-географічних характеристик цих місцевостей.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Останніми роками багато науковців присвячувало свої дослідження саме питанню аеромоніторингу та прогнозуванню аероалергенної ситуації з використанням різноманітних методик, моделей, а також з урахуванням тих чи інших факторів як ендогенної, так й екзогенної природи. До того ж встановлено тісний взаємозв'язок між питаннями та пробле-

мами аеробіології й біометрології, адже аеробіологія вивчає різноманіття, поведінку та рух органічних часток, які пасивно транспортуються в атмосфері, а біометрологія займається проблемами взаємовідносин між атмосферним середовищем і живими організмами [6].

В основному моделі прогнозування концентрації анемофільного пилку поділяють на ті, що базуються на спостереженнях, або ті, що побудовані з використанням інформації про джерела пилку, емісію та розрахунку швидкості його розповсюдження в атмосферному повітрі [7].

У традиційних моделях, які базуються на спостереженнях, використовують численні методи для знаходження залежності між анемофільним пилком або фенологічними спостереженнями й однією чи більше змінною, що можна виміряти або передбачити. В основному так знаходять залежність між концентрацією пилку в повітрі та метеорологічними умовами в певний день. Так, наприклад, за таким принципом *M. Laaidi* побудовано регресійну модель, а *S. Fernández-Rodríguez* розроблено модель часових серій. Головним недоліком таких моделей є те, що вони розроблені для конкретної місцевості й не можуть бути застосованими в інших регіонах [8; 9].

Схоже дослідження для попередження початку сезону палінації з використанням даних, отриманих у ході проведення 26-річного моніторингу, проводили в Турині (Північна Італія). Визначено, що порівняно з вільхою, кленом, грабом, платаном, горіхом і каштаном початок палінації амброзії та полину менше залежить від комбінації метеофакторів у цей момент. Також для більшості вищезазначених рослин доведено залежність між початком сезону палінації й весняним потеплінням. Установлено, що похолодання може впливати лише на види, які продукують пилок на початку весни, а зростання сумарної температури призводить до початку розвитку амброзії та полину. Такі результати ще раз доводять необхідність урахування факторів навколишнього середовища й метеорологічних умов для побудови аеробіологічних прогнозів [10].

R. Albertini і співавтори провели аналіз розповсюдження пилку амброзії на території Парми в період з 1996 по 2015 роки. Вони підраховували кореляцію між сезоном палінації та обраними метеорологічними умовами. У дослідженнях вони використовували дані початку, кінця, тривалості цвітіння, а також максимальної концентрації пилку в атмосферному повітрі. Початок палінації визначали як день, коли кількість пилку була більша, ніж 1% від загальної середньорічної кількості, а завершенням цвітіння вважався день, коли було підраховано 95% пилку. До уваги брали також середню добову температуру, відносну вологість, загальну кількість опадів у вигляді середньосезонних і середньорічних показників. Статистичний аналіз для оцінювання типу роз-

поділу пилку амброзії проводився з використанням тестів Колмогорова-Смирнова, Шапіро-Уїлка, а для визначення зв'язків між зміною концентрації пилку в повітрі та метеорологічними умовами в часі використано простий лінійний регресійний аналіз [11].

Схожі дослідження проведено у Брюсселі. Для дослідження впливу середньорічної температури, сонячного випромінювання та сезонних опадів на процес палінації деяких анемофільних трав'янистих рослин і дерев використовували дані, отримані в ході проведення моніторингових спостережень за останні 40 років. Зв'язок між концентрацією пилок зерен і метеорологічними умовами оцінювали за допомогою коефіцієнта кореляції Спірмана та Шапіро-Уїлка. Установлено, що концентрація пилку в повітрі для досліджуваних видів залежить від загальної тенденції зростання температури та збільшення кількості сонячного випромінювання і зворотно пов'язана з відносною вологістю й кількістю опадів [3].

Для території України таких досліджень проведено дуже мало, тому питання контролю за сезонними особливостями палінації рослин залишається відкритим. Для підвищення ефективності профілактики сезонної лихоманки в Україні В. Родінкова та співавтори представили дані щодо сезонних змін концентрації пилку й факторів, які є можливими причинами цих варіацій на прикладі м. Вінниці. У ході проведення моніторингових спостережень з використанням гравіметричного методу та пастки Хірста ними встановлено, що пікові концентрації пилку вільхи й берези почали реєструватися на 1 місяць раніше, ніж це було наприкінці ХХ століття. Науковці припускають, що таке явище пов'язане з тим, що ще до початку цвітіння вищезазначених рослин змінився температурний режим у січні та лютому. Також вони відмічають, що середньодобова температура є провідним фактором, що сприяє більш ранньому початку палінації амброзії, появі пікових концентрацій пилку в повітрі раніше, ніж зазвичай, і призводить до подовження термінів її цвітіння. З іншого боку, сильна посуха може суттєво зменшити концентрацію пилку амброзії [12].

Також багатьма науковцями доведено, що атмосферний транспорт пилку на далекі дистанції може провокувати появу високої концентрації пилок зерен у повітрі та змінювати такі характеристики сезону палінації, як початок і тривалість пилкування [13; 14; 15]. Такі випадки атмосферного транспорту не можуть бути передбаченими з використанням локальних чи регіональних спостережень. Це наводить науковців на думку, що прогнозування має розроблятися на континентальному рівні з урахуванням біологічних і метеорологічних механізмів, що контролюють продукування та подальше розповсюдження пилку в атмосфері. Із цією метою для дослідження розповсюдження пилку берези М. Sofiev і співавтори розробили та презентували систему

інтегрованого моделювання атмосферного складу – SILAM [16].

Пізніше за допомогою цієї моделі проведено просторово-часове моделювання сезону палінації амброзії та аналіз термінів викиду пилок зерен в атмосферне повітря. Для визначення часу початку цвітіння використано поняття «бідень» – це комбінація впливу температури й фотоперіоду на швидкість розвитку амброзії. Отже, доведено, що період спокою насіння цієї рослини припиняється тоді, коли денна температура повітря стабільно тримається вище за 7,5 °С, але вегетація настає не раніше весняного рівнодення, адже світло також є важливим фактором для росту амброзії. Крім того, з використанням системи SILAM встановлено, що забруднена пилом амброзії місцевість корелює з найбільш зараженими цією карантинною рослиною територіями України, Паннонської рівнини, деякими регіонами Франції та Північної Італії. Але через дальній транспорт та аеродинамічні характеристики пилку амброзії її концентрація, що буде достатньою для розвитку алергічних реакцій у населення, може визначатись будь-де у Європі. Науковці відмічають, що пилок амброзії досить важко долає природні перешкоди: Альпійські хребти, Карпатські гори, Піренеї. Також його розповсюдження чітко контролюється напрямком вітру, тому, як результат, територія Східної України вважається більш зараженою, ніж її північна частина [17].

На думку деяких авторів, найскладнішим моментом у прогнозуванні є саме визначення місця розташування рослин, що продукують пилок. Тому для покращення точності досліджень необхідно спочатку проводити достовірне картування джерел пилку. Інформацію отримують у ході аналізу даних землекористування, моніторингу щорічної кількості пилку з урахуванням локальних особливостей розповсюдження видів анемофільних рослин для певної території [18].

Багато науковців наголошує, що для покращення профілактики алергічних реакцій серед населення необхідно мати чітке уявлення про початок і тривалість сезону палінації кожного виду потенційно небезпечних анемофільних рослин. Альтернативою прогнозування у звичному розумінні є епідеміологічний моніторинг у режимі реального часу, що може бути забезпечений програмою Google trends. Цей веб-інструмент здатний підсумовувати й аналізувати пошукові тенденції запитів у мережі Інтернет. З його допомогою проаналізовано дані запитів у пошуковій системі Гугл щодо ринітів, алергії та пилку амброзії в Європі й Північній Америці з 1 січня 2011 року по 4 січня 2017 року. Метою проведення такого аналізу було встановлення точності даних Google trends щодо появи симптомів у населення та періоду палінації амброзії, можливості використання перекладеного різними мовами терміна «амброзія» без урахування інших слів-синонімів і порівняння сезонності запитів у країнах Європи та Північної Америки.

Завдяки проведеному аналізу встановлено причини зростання кількості пошукових запитів стосовно алергічних реакцій на пилок амброзії та порівняно з етапами її палінації. Також виявлено низку особливостей для таких країн, як Австрія, Канада, Франція, Угорщина, Росія та США [19].

Для інформування пацієнтів, які страждають на алергічні реакції, що викликаються пилом анемофільних рослин, досить часто застосовуються так звані пилові календарі палінації. Вони будувались із використанням різноманітних методів і параметрів і мали успіх уже із самого початку проведення моніторингових спостережень у країнах Європи. Натепер завдяки більш довготривалим спостереженням і сучасним технологіям є змога більш точно проводити облік пилку. Під час розробки нових пилових календарів для Швейцарії користувались даними аероалергенного прогнозування й моніторингу. Нові календарі здатні генеруватися автоматично, постійно оновлюватися та інформувати щодо концентрації конкретного виду пилку в повітрі як окремі регіони, так і цілу країну. Аналіз базується на середніх щоденних концентраціях пилку 15 видів рослин за останні 20 років, які отримано з 14 ділянок аеробіологічного моніторингу на території Швейцарії. Довготривалий і безперервний аеромоніторинг дає змогу з високою вірогідністю передбачити кількісний показник щоденних концентрацій пилку в повітрі, але в побудові таких пилових календарів не враховується зміна метеорологічних умов та інші екзогенні фактори впливу [20].

Ще однією спробою застосування автоматизованого і простого способу вимірювання кількості анемофільного пилку є розробка девайсу й алгоритму моніторингу з використанням лазерної оптики. Для аналізу переміщення та розсіювання пилку використовували пристрій, що може вимірювати інтенсивність розсіювання лазерного випромінювання перед частками, які знаходяться в атмосферному повітрі. Для підтвердження достовірності отриманих результатів їх порівнювали з даними,

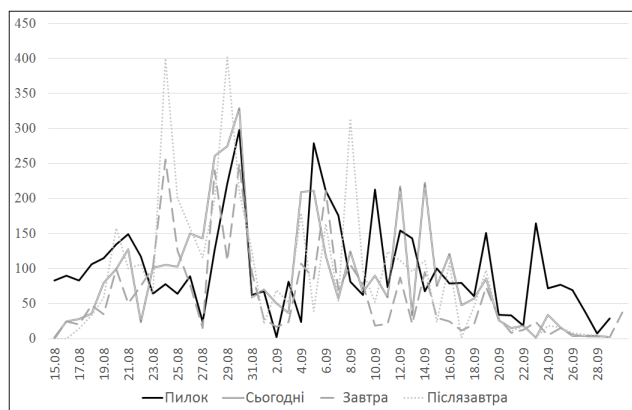


Рис. 1. Кількість пилку амброзії в атмосфері та прогноз на три дні по м. Запоріжжю в період цвітіння амброзії (15.08.–30.09.2017)

отриманими за допомогою стандартного підрахунку з використанням пастки Хірста. Загалом автоматизований моніторинг відтворив загальні риси сезону палінації деяких анемофільних рослин, але не зміг показати, як саме впливають зміни метеорологічних умов на концентрацію тих чи інших пилових зерен в атмосферному повітрі [21].

Аналіз попередніх публікацій виявив, що у прогнозуванні загалом, а в дослідженні кількості пилку амброзії в повітрі зокрема залишаються недостатньо вивченими саме зміни кількості пилку з урахуванням збільшення або зменшення впливу метеорологічних умов. До того ж такого роду дослідження не проводились для м. Запоріжжя ніколи раніше.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується стаття. Незважаючи на досить різноманітні методи прогнозування аероалергенної ситуації, яка викликається пилом амброзії, результати можуть значно відрізнятися для певної території або країни. До того ж залишається недостатньо дослідженим той факт, що кількість пилку амброзії в конкретні дні може значно відрізнятися від середніх показників під дією різних факторів погоди, при цьому достовірної кореляції між рівнем пилку та інтенсивністю окремих факторів не виявлено жодним із авторів.

Новизна наукового дослідження – пропозиція враховувати під час прогнозування кількості пилку амброзії в атмосферному повітрі не показник метеорологічних факторів у конкретний день, а саме зміну погодних умов, а розробка алгоритму дасть змогу відійти від суб'єктивного аналізу аероалергенної ситуації та розраховувати більш точний і достовірний алергопрогноз на основі прогнозу погоди.

Методи дослідження: аеробіологічний, палінологічний, статистичний та аналітичний методи.

Виклад основного матеріалу. З 2006 року на кафедрі медичної біології, паразитології та генетики Запорізького державного медичного університету проводиться моніторинг аероалергенної ситуації, завдяки якому накопичено матеріал, що дав змогу виявити деякі закономірності розподілу пилку амброзії в атмосферному повітрі м. Запоріжжя по днях палінації та запропонувати метод прогнозування кількості пилку в атмосферному повітрі, що засновується на прогнозі погоди. Аналіз метеорологічних умов дав можливість розробити алгоритм прогнозування [22] і створити віджет для Android, який можна встановити на смартфон [23]. Моніторинг здійснювали за допомогою волнометричної пастки, прототипом якої була пастка Хірста. Отримані щоденні зразки фарбували й аналізували під світловим мікроскопом зі збільшенням $\times 400$. Результати спостережень обробляли за допомогою пакету «STATISTICA 10 StatSoft Inc.» та «Excel». Для аналізу використовували дані архіву погоди метеостанції WMO 34601. Прогнозування кількості пилку здійснювали на основі даних прогнозу погоди

з відкритого джерела <https://openweathermap.org/>. Результати прогнозу на три дні та кількість пилку представлена на рисунку 1. Кореляція між прогнозом і кількістю пилку, яка спостерігалася, становить таке: прогноз на післязавтра – 0,27; на завтра – 0,45; сьогодні – 0,53. Ураховуючи те, що вірогідність нашого прогнозу помножена на вірогідність прогнозу погоди, одержаний результат можна вважати задовільним. Розглянемо детальніше. Практично всі різкі підвищення концентрації пилку передбачені. Різниця прогнозу за три, два й один день є наслідком зміни показників прогнозу погоди. Так, на 24.08 за три дні прогнозувалися несприятливі погодні умови (відповідно, наш прогноз 400), але за два дні прогноз покращено (наш прогноз упав до 250), але 24.08 не спостерігалися несприятливі метеоумови, що відобразилося в прогнозі на день і відповідало кількості пилку. Потужний циклон з дощами прогнозовано зменшив кількість пилку в період з 31.08

по 04.09. Рух циклону був відомий за тиждень, тому вдалося передбачити підвищення концентрації пилку 28–29.08 і 05–06.09.

Але є суттєві розбіжності: модель прогнозу заснована на нормальному розподілі, константи якого розраховані на підставі 10-річного спостереження, але зараз ми спостерігаємо зміни: цвітіння починається раніше і триває довше, що потрібно врахувати.

Головні висновки. У ході проведення спостережень за кількістю пилку амброзії в атмосферному повітрі та аналізування показників алергопрогнозу на основі запропонованого алгоритму виявлено збіг у більшості випадків різкого загострення аероалергенної ситуації, тому використання віджету хворими на поліноз дасть змогу своєчасно реагувати, що покращить профілактику й допоможе уникнути загострень хвороби. Водночас необхідно корегувати константи у формулах розрахунків прогнозу у зв'язку зі змінами кліматичних умов.

Література

1. Laatikainen T., von Hertzen L., Koskinen J.-P. Makela M.J., Jousilahti P., Kosunen T.U., Vlasoff T., Ahlstrom M., Vartiainen E., Haahtela T. Allergy gap between Finnish and Russian Karelia on increase. 2011. *Allergy*. Vol. 66. P. 886–892.
2. Sofiev M., Berger U., Prank M., Vira J., Arteta J. et. al. MACC regional multi-model ensemble simulations of birch pollen dispersion in Europe. 2015. *Atmos. Chem. Phys.* Vol. 15. P. 8115–8130. doi:10.5194/acp-15-8115-2015.
3. Bruffaerts N., De Smedt T., Delcloo A., Simons K., Hoesbeke L. et. al. Comparative long-term trend analysis of daily weather conditions with daily pollen concentrations in Brussels, Belgium. 2018. *Int J Biometeorol.* Vol. 62. P. 483–491. doi: 10.1007/s00484-017-1457-3.
4. Малеєва Г.Ю., Приходько О.Б. Аналіз особливостей та асиметрії розподілу пилку амброзії по днях палінації у повітрі міста Запоріжжя. *Scientific Journal «ScienceRise:Biological Science»*. 2017. № 4 (17). С. 4–8. doi:10.15587/2519-8025.2017.108987.
5. Спосіб щодобового прогнозування аеропалінологічної ситуації: пат. Україна: МПК G01N 1/22 (2006.01), G01N 5/00 № 115954; заявл. 13.02.2017; опубл. 25.07.2017, Бюл. № 1. 6 с.
6. Beggs P.J., Šikoparija B., Smith M. Aerobiology in the International Journal of Biometeorology, 1957–2017. *Int J Biometeorol.* 2017. № 61. P. 51–58.
7. Scheifinger H., Belmonte J., Buters J., Celenk S., Damialis A., Dechamp C., García-Mozo H., Gehrig R., Grewling L., Halley J.M., Hogda K-A., Jäger S., Karatzas K., Karlsen S-R., Koch E., Pauling A., Peel R., Sikoparija B., Smith M., Galán-Soldevilla C., Thibaudon M., Vokou D., de Weger L.A. Monitoring, modelling and forecasting of the pollen season. In: Sofiev M, Bergmann K-C (eds) *Allergenic pollen: a review of the production, release, distribution and health impacts*. 2013. Springer, Dordrecht. P. 71–126.
8. Laaidi M., Thibaudon M., Besancenot J-P. Two statistical approaches to forecasting the start and duration of the pollen season of Ambrosia in the area of Lyon (France). 2003. *Int J Biometeorol.* Vol. 48 (2). P. 65–73.
9. Fernández-Rodríguez S., Durán-Barroso P., Silva-Palacios I., Tormo Molina R., Maya-Manzano J.M., Gonzalo-Garijo Á. Regional forecast model for the Olea pollen season in Extremadura (SW Spain). 2016. *Int J Biometeorol.* Vol. 60(10). P. 1509–1517.
10. Siniscalco C., Caramiello R., Migliavacca M. et al. Models to predict the start of the airborne pollen season. 2015. *Int J Biometeorol.* Vol. 59, Issue 7. P.837–848.
11. Albertini R., Ugolotti M., Ghillani L., Adorni M., Vitali P., Signorelli C., Pasquarella C. Aerobiological monitoring and mapping of Ambrosia plants in the province of Parma (northern Italy, southern Po valley), a useful tool for targeted preventive measures. 2017. *Ann Ig.* Vol. 29. P. 515–528. doi:10.7416/ai.2017.2182
12. Rodinkova V., Kremenska L., Palamarchuk O., Motruk I., Alexandrova E., Dudarenko O., Vakolyuk Larysa, Yermishev O. Seasonal changes in plant pollen concentrations over recent years in Vinnytsya, Central Ukraine. 2018. *Acta Agrobotanica.* Vol. 71. Issue 1. P. 1–13.
13. Matyasovszky I., Makra L., Tusnady G., Csepe Z., Nyul L. G., Chapman D. S. et. al. Biogeographical drivers of ragweed pollen concentrations in Europe. 2017. *Theoretical and Applied Climatology*, 1–19. doi: 10.1007/s00704-017-2184-8.
14. Makra L., I. Matyasovszky G., Tusnady Y., Wang Z., Csepe Z. et. al. Biogeographical estimates of allergenic pollen transport over regional scales: Common ragweed and Szeged, Hungary as a test case. 2016. *Agricultural and Forest Meteorology.* Vol. 221. P. 94–110.
15. Sofiev M., Siljamo P., Matyasovszky I., Makra L., Tusnady G., Csepe Z., Nyul L.G., Chapman D.S. et. al. Biogeographical drivers of ragweed pollen concentrations in Europe. 2017. *Theoretical and Applied Climatology*, 1–19. doi: 10.1007/s00704-017-2184-8.
16. Ranta H., Linkosalo T., Jaeger S., Rasmussen A., Rantio-Lehtimäki A., Severova E., Kukkonen J. A numerical model of birch pollen emission and dispersion in the atmosphere. Description of the emission module. 2013. *Int J Biometeorol.* Vol. 57 (1). P. 45–58.

17. Prank M., Chapman D.S., Bullock J.M., Belmonte J., Berger U., Dahl A., Jäger S., Kovtunen I., Magyar D., Niemelä S., Rantio-Lehtimäki A., Rodinkova V., Sauliene I., Severova E., Sikoparija B., Sofiev M. An operational model for forecasting ragweed pollen release and dispersion in Europe. 2013. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 182–183. P. 43–53.
18. Karrer G., Skjøth C.A., Šikoparija B., Smith M., Berger U., Essl F. Ragweed (*Ambrosia*) pollen source inventory for Austria. 2015. *Sci Total Environ*. Vol. 523. P. 120–128.
19. Bousquet J., Agache I., Bergere U., Bergmann K.C., Besancenot J.-P., Bousquet P.J., Casale T., d'Amato G., Kaidashev I., Khaitov M., Mösges R., Nekam K., Onorato G. L., Plavec D., Sheikh A., Thibaudon M., Vautard R., Zidarn M. Differences in Reporting the Ragweed Pollen Season Using Google Trends across 15 Countries. 2018. *Int Arch Allergy Immunol* Bousquet et al. P. 1–8. doi: 10.1159/000488391.
20. Gehrig R., Maurer F., Schwierz C. Designing new automatically generated pollen calendars for the public in Switzerland. 2018. *Aerobiologia*. Vol. 34, Issue 3. P. 349-362. <https://doi.org/10.1007/s10453-018-9518-6>.
21. Kawashima S., Thibaudon M., Matsuda S. et al. Automated pollen monitoring system using laser optics for observing seasonal changes in the concentration of total airborne pollen *Aerobiologia*. 2017. Vol. 33. P. 351–362. <https://doi.org/10.1007/s10453-017-9474-6>.
22. Малєєва Г.Ю., Приходько О.Б., Ємець Т.І. Особливості прогнозування кількості пилку амброзії в атмосферному повітрі Запоріжжя. *Довкілля та здоров'я*. 2018. № 1 (85). С. 31–35.
23. Приходько О.Б., Рижов О.А., Попов А.М., Малєєва Г.Ю. «ANDROID-віджет для прогнозування концентрації пилку у повітрі м. Запоріжжя». Авторське свідоцтво № 74919 Україна; заявл. 22.11.2017; опубл. 26.01.2018. Бюл. № 47.

АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ М. ХЕРСОНА: СТАН І ПРОБЛЕМИ

Малєєв В.О., Безпальченко В.М., Семенченко О.О.
Херсонський національний технічний університет
Бериславське шосе, 2, 73008, м. Херсон
ximiecology@kntu.net.ua

У роботі проаналізовано стан атмосферного повітря в м. Херсоні за останні п'ять років. Виявлено найбільш забруднені території міста, основні забруднювачі повітря (оксиди карбону, нітрогену, сульфуру, амоніак, леткі органічні сполуки, вуглеводні, речовини у вигляді суспендованих твердих частинок). Показана динаміка індексів забруднення атмосферного повітря в м. Херсоні за 2000–2016 роки. Запропоновані заходи щодо запобігання, зниження та ліквідації забруднення атмосферного повітря. *Ключові слова:* атмосферне повітря, забруднювачі повітря, індекс забруднення атмосфери, пост моніторингу атмосферного повітря.

Атмосферный воздух г. Херсона: состояние и проблемы. Малеев В.А., Безпальченко В.М., Семенченко О.А. В работе проанализировано состояние атмосферного воздуха в г. Херсоне за последние пять лет. Выявлены наиболее загрязненные территории города, основные загрязняющие вещества воздуха (оксиды углерода, азота, серы, аммиак, летучие органические соединения, углеводороды, вещества в виде взвешенных твердых частиц). Показана динамика индексов загрязнения атмосферного воздуха в г. Херсоне за 2000–2016 годы. Предложены меры по предотвращению, снижению и ликвидации загрязнения атмосферного воздуха. *Ключевые слова:* атмосферный воздух, загрязнители воздуха, индекс загрязнения атмосферы, пост мониторинга атмосферного воздуха.

Atmospheric air of city of Kherson: condition and problems. Maljejev V.O., Bezpalchenko V.M., Semenchenko O.O. In this paper, the state of atmospheric air in Kherson in the last five years has been analyzed. The most polluted areas of the city, the main air pollutants (carbon oxides, nitrogen, sulfur, ammonia, volatile organic compounds, hydrocarbons, substances in the form of suspended solids) were discovered. The dynamics of atmospheric air pollution indices in Kherson in 2000–2016 is shown. Proposed measures for the prevention, reduction and elimination of atmospheric air pollution. *Key words:* atmospheric air, air pollutants, air pollution index, atmospheric air monitoring post.

Постановка проблеми. Однією з найактуальніших проблем сьогодення є проблема забруднення повітря, що впливає на організм людини, тварин і рослинність, завдає шкоди народному господарству, викликає глибокі зміни в біосфері. Забруднення повітря супроводжується утворенням стійких аномалій забруднювачів у воді, ґрунтах, рослинах. Параметри таких вогнищ забруднення різні. Так, за даними управління охорони здоров'я, у 2010 р. було відібрано 3640 проб рівня забруднення атмосферного повітря, з яких половина не відповідає нормативам [1]. Наприклад, природне надходження в повітря оксидів нітрогену в 10–15 разів перебільшує антропогенні. Вуглеводні, які утворюються в результаті неповного згорання вугілля, нафти, бензину, не токсичні, але в фотохімічних реакціях вони взаємодіють з іншими продуктами горіння й утворюють надзвичайно токсичні речовини. Продукти людської діяльності вміщують такі речовини, що не мають аналогів у природі (штучні радіоізотопи, синтетичні миючі засоби, пластмаси, пестициди тощо) або трапляються в природних екосистемах у незначних концентраціях (свинець, меркурій, флюор, хлор). Тому антропогенний кругообіг викликає не лише деградацію природних систем, але й значні зміни в біологічному, геологічному, а також у загальному

біогеохімічному кругообігу. Порушення кругообігу речовин проявляється як на локальному рівні, так і в планетарному масштабі [2]. Господарська діяльність людини все частіше стає основним джерелом забруднення атмосфери. Різні хімічні речовини, що знаходяться у відходах, потрапляючи до ґрунту, повітря або у воду, переходять екологічними ланками з одного ланцюга в інший, нарешті потрапляючи до організму людини. Забруднення атмосферного повітря за ступенем хімічної небезпеки для людини посідає перше місце. Це зумовлено, насамперед, тим, що забруднюючі речовини з атмосферного повітря мають найширше розповсюдження. Речовини, що забруднюють природне середовище, дуже різноманітні. Залежно від своєї природи, концентрації, часу дії на організм людини вони можуть викликати різні несприятливі наслідки. Короткочасна дія невеликих концентрацій таких речовин може викликати запаморочення, нудоту, печію в горлі, кашель. Потрапляння до організму людини великих концентрацій токсичних речовин може привести до втрати свідомості, гострого отруєння й навіть смерті. Прикладом подібної дії можуть бути смоги, що утворюються у великих містах у безвітряну погоду, або аварійні викиди токсичних речовин промисловими підприємствами в атмосферне повітря. [3]. Одним з особливих наслід-

ків забруднення є зміна клімату. Україна в липні 2016 р. ратифікувала Паризьку хартію по боротьбі з глобальною зміною клімату. Паризька хартія – угода в рамках Рамкової конвенції ООН про зміну клімату, що регулює заходи щодо зниження вуглекислого газу в атмосфері з 2020 р. Угода була підготовлена замість Кіотського протоколу в ході Конференції з питань клімату в Парижі. Головна мета Угоди – утримати зростання глобальної середньої температури в межах 1,5–2°C щодо відповідного показника доіндустріальної епохи. У тексті документа не прописані будь-які конкретні зобов'язання держав щодо зниження викидів. Передбачається, що кожна держава самостійно визначатиме свою політику в цій сфері. Перше глобальне підведення підсумків намічене на 2023 рік, а надалі через кожні п'ять років буде проводитися конференція країн-підписантів [4].

Актуальність дослідження. Особливе місце в забрудненні повітря займає проблема парникового ефекту, озонового екрану, аерозолів і смогу [5]. Конвенція про транскордонне забруднення повітря на великі відстані вимагає від сторін здійснення обміну наявною інформацією про викиди забруднювачів повітря, що були здійснені з площ (за узгодженою мережею квадратів 50×50 км), дані про потоки забруднювачів повітря через національні кордони й за узгоджені періоди. Керівним органом Спільної програми спостережень і оцінки розповсюдження забруднювачів повітря на великі відстані в Європі (далі – Програма ЕМЕП) до Конвенції 1979 р. розроблені та направлені Сторонам Конвенції в якості додатка керівні принципи оцінки та представлення даних про викиди забруднюючих речовин у регіоні ЕМЕП [6]. За останні роки спостерігається зростання кількості автотранспорту, як наслідок цього – збільшення кількості викидів, що робить дослідження динаміки викидів актуальним завданням. Особливо катастрофічна ситуація складається у великих містах (Київ, Донецьк, Дніпропетровськ, Харків). До відпрацьованих газів входить більше тисячі різних шкідливих речовин, які чинять негативний вплив на людину й довкілля, але тільки двісті з них розпізнано та вивчено. Основними є оксид вуглецю, вуглеводні, оксиди азоту, альдегіди, сполуки сірки, тверді частинки, канцерогенні речовини. Їх дія на організм людини й навколишнє середовище негативна [7; 8].

Формулювання мети досліджень. Метою досліджень є аналіз основних джерел забруднення атмосферного повітря міста Херсона, установлення динаміки щільності й індексів забруднення атмосфери, розроблення першочергових заходів щодо запобігання, зниження чи ліквідації забруднення атмосферного повітря. Оцінку стану забруднення атмосферного повітря проводили шляхом порівняння з відповідними гранично допустимими концентраціями (далі – ГДК) речовин у повітрі населених міст.

Виклад основного матеріалу. Основними джерелами забруднення атмосфери в місті, за інформацією офіційного сайту міської ради, є ПАТ «Херсонська ТЕЦ», МКП «Херсонтеплоенерго», ПАТ «Херсонгаз», Державне підприємство «Херсонський морський торговельний порт», меблева фабрика, ПАТ «Таврійська будівельна компанія», ПАТ «ЕК «Херсонобленерго», дочірнє підприємство «Херсонський чавуноливарний завод» та машинобудівельний завод, ТОВ «ТПК «Херсонський ливарний завод», ПАТ «Акумуляторний завод «САДА», ПАТ «Херсонський завод гумотехнічних виробів», ПП «Будпласт», філія «ПАТ Укррічфлот «СК Херсонський суднобудівний-судноремонтний завод», автотранспорт. При зменшенні обсягів виробництва маємо зростання загального обсягу викидів за рахунок збільшення викидів від автотранспорту. Шкідливі викиди в повітряний басейн області здійснювали 333 підприємства. Від них протягом 2016 р. в атмосферу надійшло 9,7 тис. т забруднюючих речовин від стаціонарних джерел забруднення (із них 3 тис. т – м. Херсон), що на 9,0% більше, ніж у 2015 р., і становило 29,1 т у середньому на одне підприємство. За кількістю викидів область посідає 7 місце серед регіонів України. Її частка у сумарних викидах по країні склала 0,3%. В інших областях південного регіону зазначені показники за підсумками 2016 р. були вищими (Одеська обл. – 26 тис. т (м. Одеса – 11,9 тис. т), Миколаївська – 13,9 тис. т (м. Миколаїв – 3,6 тис. т)) [9].

Найбільша кількість забруднень потрапляла в атмосферу від підприємств м. Херсона (3,0 тис. т, або 30,9%). Із загальної кількості викидів 8,6 тис. т, або 88,7% хімічних речовин і їх сполук, мають парниковий ефект і негативно впливають на зміну клімату. Зокрема, це викиди метану (5,8 тис. т), оксиду нітрогену (IV) (0,3 тис. т). Крім того, в атмосферу надійшла 341,0 тис. т вуглекислого газу, який має також парникову дію. Відзначимо різноспрямовану динаміку щодо забруднення повітря міста за останні роки (табл. 1). Щільність викидів від стаціонарних джерел забруднення в розрахунку на квадратний кілометр території області склала 340,0 кг (у 2015 р. – 312,0 кг) забруднюючих речовин.

Найбільш забрудненою є територія м. Херсона, де щільність викидів на 1 км² становить 7023,0 кг [2]. Основними забруднювачами довкілля області, як і в попередні роки, залишаються підприємства, які займаються виробництвом і розподіленням електроенергії, газу та води (49,9%). Найбільші середні й максимальні концентрації забруднюючих речовин (у кратності ГДК) в атмосферному повітрі міста Херсона надані в таблиці 2.

Серед транспортних засобів за обсягом викидів лідирують автомобілі, а саме автотранспорт, що перебуває в приватній власності населення (табл. 3). Решта – викиди авіаційного, залізничного, водного транспорту та виробничої техніки. Основними

токсичними інгредієнтами, якими забруднюється повітря під час експлуатації пересувних джерел, є оксид карбону (II), оксиди нітрогену, леткі органічні сполуки, діоксид сульфуру, вуглеводні та речовини у вигляді суспендованих твердих частинок. Решта викидів припадає на метан, бензопірен та амоніак.

Крім того, від пересувних джерел забруднення в атмосферу надходить вуглекислий газ.

Аналіз стану атмосферного повітря у м. Херсоні показує, що в останні роки рівень забруднення атмосфери пилом і двоокисом сірки майже не змінюється. Забруднення оксидом карбону (II) безперервно

Таблиця 1

Зміна середнього рівня (мг/м³) забруднення повітря за 5 років (2012–2016 рр.) по м. Херсоні

Домішки	Роки				
	2012	2013	2014	2015	2016
Пил	0,068	0,08	0,061	0,045	0,03
Оксид сульфуру (IV)	0,005	0,0053	0,0065	0,0094	0,0085
Оксид карбону (IV)	1,48	1,26	1,43	1,21	1,13
Оксид нітрогену (IV)	0,078	0,064	0,11	0,11	0,135
Фенол	0,0035	0,0032	0,0042	0,0051	0,0035
Формальдегід	0,01	0,0083	0,0134	0,0147	0,008

Таблиця 2

Найбільші середні й максимальні концентрації забруднюючих речовин (у кратності ГДК) в атмосферному повітрі міста Херсона

Назва забруднюючої речовини	ГДК, мг/м ³	Середня концентрація, мг/м ³	Максимальна з разових концентрацій, мг/м ³
Завислі речовини	0,15 ср.д/0,5 м.р.	0,03	0,3
Оксид нітрогену(IV)	0,04 ср.д/0,2 м.р.	0,14	0,46
Оксид карбону (II)	3,0 ср.д/5 м.р.	1,14	6,0
Оксид нітрогену(II)	0,06 ср.д/0,4 м.р.	0,07	0,21
Фенол	0,003 ср.д/0,01 м.р.	0,0035	0,03
Формальдегід	0,003 ср.д/0,035 м.р.	0,008	0,06

Таблиця 3

Динаміка викидів в атмосферне повітря Херсонської області

Показники	2014 рік	2015 рік	2016 рік
Загальна кількість суб'єктів підприємницької діяльності, що здійснюють викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря, од.	180	449	333
Загальна кількість суб'єктів підприємницької діяльності, поставлених на державний облік, од.	0	4	4
Загальна кількість суб'єктів підприємницької діяльності, що мають дозвіл на викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря, од.	1966	1213	1783
Потенційний обсяг викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел за суб'єктами підприємницької діяльності, поставленими на облік, тис. т	–	166,3	166,3
Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних і пересувних джерел (тис. т), зокрема:	63,7	57,1	9,7
від стаціонарних джерел, тис. т	7,2	8,9	9,7
від пересувних джерел, тис. т	56,5	48,2	–
зокрема від автомобільного транспорту, тис. т	52,07	–	–
Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних і пересувних джерел у розрахунку на км ² , т	2,2	2,0	–
Викиди забруднюючих речовин у розрахунку на одиницю валового регіонального продукту, т/млн грн	59,6	276,0	–
Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на км ² , т	0,2	0,3	0,3
Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на одну особу, кг	6,7	8,3	9,1
Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від пересувних джерел у розрахунку на км ² , т	1,9	1,7	–

збільшується, і це пов'язано зі зростанням чисельності автомобілів у місті, особливо на окремих вулицях і площах, де спостерігається велике скупчення автотранспорту. Окремими вулицями та площами міста Херсона в годину пік за одну хвилину проходить кілька сотень автомобілів. Саме ці вулиці й площі мають найбільш забруднене повітря обласного центру: площа Ганнібала, вул. Потьомкінська (район Центрального ринку), вул. Лавреньова, а особливо – площа Перемоги. Це пояснюється не тільки скупченістю автомобільного транспорту, але й результатом прорахунків міських архітекторів (через площу йде, по суті, єдине сполучення центру міста з великими «спальними» районами – Таврійським, Північним, Шуменським, а також початок автомобільної магістралі на Миколаїв). На стан повітря в цьому районі впливають промислові та транспортні об'єкти, що знаходяться практично поруч: меблева фабрика, автобусний парк, залізниця. Як відомо, один тепловоз за кількістю викидів еквівалентний 10–15 вантажним автомобілям. Особливо небезпечно тут повітря для здоров'я людей узимку, у холодні безвітряні дні, коли відносно теплі викиди довго знаходяться в приземному шарі. Під час урахування концентрації не окремої речовини, а суми забруднювачів у повітрі, у деякі дні забрудненими є навіть паркові зони міста. У той же час дніпровські плавні в межах міста, Гідропарк, селище Текстильників мають гарантоване чисте повітря протягом усього року [8]. Зазначимо тенденцію до підвищення індексу забруднення атмосфери міста (рис. 1) [9].

На жаль, у Херсоні немає прямих спостережень за фотохімічним смогом, але метеорологічні умови міста влітку, характер хімічного забруднення та візуальні спостереження авторів у деяких районах міста вказують на наявність цього вкрай небезпечного для здоров'я людей явища. Фотохімічний смог утворюється при температурі повітря більше 30°C, при повній відсутності вітру, низькій вологості та високій забрудненості повітря (насамперед вуглеводнями й оксидами нітрогену). Такий смог є результатом фотохімічних ефектів (під впливом сонячної радіа-

ції), у результаті яких утворюється ціла низка шкідливих сполук, найбільш небезпечні з яких – озон, озоніди карбону та пероксиацилнітрати.

Під час фотохімічного смогу спостерігається поява блакитної димки чи туману на вулицях і площах міст. Озон як дуже сильний окисник в умовах високої концентрації за токсичністю перевищує ціаніди та чадний газ. Високі концентрації цього газу, а також його похідного – озоніту карбону – негативно впливають на дерева й інші рослини. Для людини тривале перебування в повітряному середовищі, насиченому озоном, озонітами та пероксиацилнітратами приводить до захворювань органів дихання.

Отже, при загальному невисокому середньому забрудненні повітря в місті окремі райони мають небезпечний вміст у повітрі оксиду сульфуру (IV), чадного газу та бензопірену, продуктів фотохімічного смогу. Концентрація забруднювачів зростає до небезпечної межі в окремі години та дні, коли стоїть безвітряна погода. Основними факторами збільшення викидів забруднюючих речовин стаціонарними джерелами забруднення є використання більш дешевих видів енергоносіїв, зношеність або відсутність пилогазоочисних систем, також об'єктивною причиною збільшення викидів забруднюючих речовин є значний відсоток зношеності виробничого обладнання. Щодо збільшення викидів забруднюючих речовин від пересувних джерел чинниками є також зношеність дорожнього покриття, паливо низької якості, застарілі двигуни, затори на дорогах, особливо в «годині пік», а також щільна забудова довкола основних транспортних магістралей міста, завантаженість вулиць приватним автотранспортом, незадовільна система громадського транспорту [3]. Зменшення зелених зон призведе до збільшення впливу забруднюючих речовин на організм людини, а також до більш швидкого перенесення повітряними масами забруднюючих речовин і збільшення присутності в атмосферному повітрі пилу.

На жаль, відсутні постійні спостереження за якістю повітряного басейну в північних прикордонних районах, що межують із великими промис-

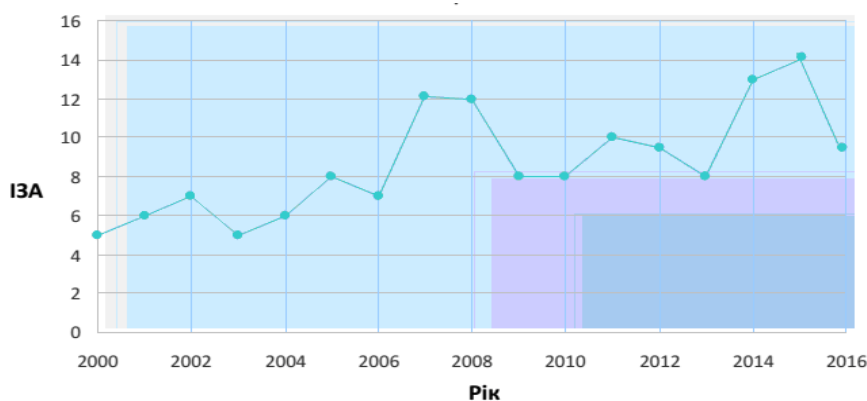


Рис. 1. Динаміка індексів забруднення атмосфери (ІЗА) в м. Херсоні

ловими центрами в Запорізькій і Дніпропетровській областях. Безумовний вплив на екологічний стан цього регіону робить найбільший у Європі енергетичний комплекс – Запорізька ДРЕС і АЕС, які розташовані північніше Верхньорогачицького району. Північні та північно-східні вітри, які переважають у цьому регіоні області, забруднюють повітря оксидами сульфуру, сполученнями свинцю, кадмію тощо. Іншим «не херсонським» джерелом забруднення атмосфери області є амоніачні виробництва в Криму (Армянськ і Красноперекопськ), а також Миколаївський глиноземний завод.

Радіоекологічний стан Херсонської області є безпечним. На території області відсутні радіаційно небезпечні об'єкти та території з радіоактивним забрудненням унаслідок Чорнобильської катастрофи. Природний радіаційний фон знаходиться в межах 13–15 мкР/год [10]. На території Херсонської області розташовані 10 організацій і установ, які використовують джерела іонізуючого випромінювання, основним призначенням яких на підприємствах і відомствах області є застосування в контрольно-вимірювальних приладах (дефектоскопах, рівнемірах) і медичному обладнанні. Утрата озонового шару стратосфери, який захищає все живе на планеті від згубної дії ультрафіолетового випромінювання сонця, вважається однією з головних глобальних екологічних проблем, з якими світова спільнота увійшла в нове тисячоліття. Із метою регулювання речовин, що руйнують озоновий шар, у 1989 р. набув чинності Монреальський протокол «Про речовини, що руйнують озоновий шар». Протоколом визначений перелік регульованих речовин, до якого належать хлорфторвуглеводні, галогени, гідрохлорфторвуглеводні. На виконання вимог Монреальського протоколу Постановою КМУ № 256 від 4.03.2004 р. затверджена «Програма припинення виробництва та використання озоноруйнівних речовин на 2004–2030 роки в Україні». У процесі забезпечення регульованого переходу підприємств на використання озонобезпечних замінників і технологій урахуються світові тенденції в цій сфері, технічна й економічна доступність альтернативних речовин або технологій, а також зміни, що вносяться до Монреальського протоколу. Програмою було передбачено припинення використання хлорфторвуглеводнів до 2014 р., галогенів – до 2030 р. і припинення використання гідрохлорфторвуглеводнів до 2030 р. [11].

Реакція організму на забруднення залежить від індивідуальних особливостей: віку, статі, стану здоров'я. Як правило, більш уразливі діти, хворі та люди похилого віку.

Під час систематичного чи періодичного надходження до організму порівняно невеликих кількостей токсичних речовин відбувається хронічне отруєння. Ознаками хронічного отруєння є порушення нормальної поведінки, звичок, а також нейропси-

хічне відхилення: швидке стомлення чи відчуття постійної втоми, сонливість або навпаки, безсоння; апатія, ослаблення уваги, неухважність, забудькуватість, сильні коливання настрою. При хронічному отруєнні одні й ті самі речовини в різних людей можуть викликати різні ураження нирок, кровотворних органів, нервової системи, печінки.

Тканина легенів замінюється сполучною тканиною, і ці ділянки перестають функціонувати. Шкідливі речовини, що містяться в атмосфері, впливають на людський організм при контакті з поверхнею шкіри чи слизовою оболонкою. Разом з органами дихання забруднювачі вражають органи зору й нюху, а впливаючи на слизову оболонку гортані, можуть викликати спазми голосових зв'язок. Тверді й рідкі частинки розмірами 0,6–1,0 мкм, що потрапляють із повітрям у дихальні шляхи, досягають альвеол і абсорбуються в крові, деякі накопичуються в лімфатичних вузлах. Забруднене повітря негативно впливає переважно на дихальні шляхи, викликаючи бронхіт, емфізему, астму.

Ознаки й наслідки впливу забруднювачів повітря на організм людини виявляються переважно в погіршенні загального стану здоров'я: з'являються головні болі, нудота, відчуття слабкості, знижується чи втрачається працездатність.

Заходи щодо запобігання, зниження чи ліквідації забруднення атмосферного повітря повинні передбачати впровадження сучасних рішень планувального характеру, а також урахувати можливість здійснення ефективних рішень технологічного, санітарно-технічного й організаційного характеру, позитивний вітчизняний і зарубіжний досвід їх використання, включаючи застосування маловідходних технологій, комплексне використання природних ресурсів, споруд і пристроїв для ефективного вловлювання, знешкодження й утилізації шкідливих



Рис. 2. Пост спостереження за станом атмосферного повітря (площа Перемоги, м. Херсон)

речовин і приладів для контролю вмісту їх у викидах і атмосферному повітрі.

Однією з найважливіших умов успішної боротьби із забрудненням повітря (зокрема й транскордонним) є наявність достовірної й повної інформації про стан навколишнього середовища й руху потоків забруднювачів (рис. 2).

Головні висновки. Основними шляхами зниження забруднення атмосфери міста Херсона є такі: розроблення й упровадження ефективних очисних фільтрів; застосування екологічно безпечних джерел

енергії; заборона застосування етилованого бензину; використання нейтралізаторів токсичних вихлопів; упровадження маловідходних технологій виробництва; створення газуловлювальних установок і пристроїв для технологічних систем і вентиляції; розроблення технологічного устаткування для нейтралізації вихлопів двигунів внутрішнього згоряння; створення відповідних санітарно-захисних зон; підвищення рівня озеленення урбоєкосистеми; більш досконале наукове зонування (поточне та перспективне) території нашого міста.

Література

1. Малеев В., Василькова Я. Моніторинг викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря м. Херсона. Екологічна безпека держави: тези доповідей XII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів, присвяченої пам'яті професора Я.І. Мовчана (з міжнародною участю). М. Київ, 16 квітня 2015 р., Національний авіаційний університет / редкол. О. Запорожець та ін. К.: НАУ, 2015. С. 181–182.
2. Израэль Ю., Назаров И., Прессман А. Кислотные дожди. Л.: Гидрометеиздат. 1989. 269 с.
3. Малеев В., Золотухіна-Лавінюкова О., Безпальченко В. Стан атмосферного повітря міста Херсона. Збірник матеріалів 7-го Міжнародного екологічного форуму «Чисте МІСТО. Чиста РІКА. Чиста ПЛАНЕТА» (16–17 листопада 2017 р., м. Херсон, Україна). Херсон: ХТПП, 2018. С. 41–47.
4. Про схвалення Концепції реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2030 р.: Розпорядження Кабінету Міністрів України від 7.12.2016 р. № 932-р. URL: <https://menr.gov.ua/news/31815.html>.
5. Вознюк С., Мошинский В., Вознюк Н. Парниковый эффект можна контролювати. Водне господарство України. 2001. № 3–4. С. 2–6.
6. Протокол № 995_139 «Про обмеження викидів окислів азоту або їх транскордонних потоків до Конвенції 1979 року про транскордонне забруднення повітря на великі відстані». URL: http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/995_139.
7. Васькін Р., Васькіна І. Аналіз динаміки забруднення атмосферного повітря України викидами автотранспорту. Вісник КДПУ ім. Михайла Остроградського. 2009. Випуск 5(58). С. 109–112.
8. Гутаревич Ю., Зеркалов Д., Говорун А., Корпач А., Мерживська Л. Екологія автомобільного транспорту: навч. посіб. К.: Основа, 2002. 312 с.
9. Департамент екології та природних ресурсів Херсонської обласної державної адміністрації. URL: <http://ecology.ks.ua/index.php?module=page&id=113>.
10. Херсонська міська рада. Екологічний паспорт міста. URL: <http://www.city.kherson.ua/articles/zagalna-harakteristika>.
11. Про затвердження програми припинення виробництва та використання озоноруйнівних речовин на 2004–2030 роки: Постанова КМУ № 256 від 4.03.2004 р. URL: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/256-2004-%D0%BF>.

АНАЛІЗ СТІЙКОСТІ ПРЕДСТАВНИКІВ РОДУ *AESCULUS* L. ДО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В УМОВАХ МІСТА ХЕРСОНА

Сараненко І.І.

Херсонський державний університет
вул. Університетська, 27, 73000, м. Херсон
i.i.saranenko@ukr.net

Висловлено пропозицію щодо включення в програму навчально-польової загальноекологічної практики реєструючих методів біоіндикації на прикладі визначення стійкості до забруднення довкілля представників роду *Aesculus* L. Акцентовано увагу на доступності до об'єктів дослідження, на легкості та наочності виконання й прогнозування очікуваних результатів.

Ключові слова: *Aesculus* L, ступень пошкодження, стійкість, *Camerariaohridella* Deschka & Dimic.

Анализ стойкости представителей рода *Aesculus* L. к загрязнению окружающей среды в условиях города Херсона. Сараненко И.И. Высказано предложение о включении в программу учебно-полевой общеэкологической практики регистрирующих методов биоиндикации на примере определения устойчивости к загрязнению окружающей среды представителей рода *Aesculus* L. Акцентировано внимание на доступности к объектам исследования, на легкости и наглядности выполнения и прогнозирования ожидаемых результатов. *Ключевые слова:* *Aesculus* L, степень повреждения, устойчивость, *Camerariaohridella* Deschka & Dimic.

Analysis of the resistance of the genus *Aesculus* L. To environmental pollution in the city of Kherson. Saranenko I.I. A proposal was made to include in the program of educational field general environmental practice of registering bioindication methods using the example of determining the resistance to environmental pollution of representatives of the genus *Aesculus* L. Attention is focused on accessibility to the objects of study; ease and clarity of performance and prediction of expected results. *Key words:* *Aesculus* L, damage level, resilience, *Camerariaohridella* Deschka & Dimic.

Постановка проблеми. Навчально-польова загальноекологічна двотижнева практика проводиться для здобувачів першого (бакалаврського) рівня вищої освіти другого року навчання спеціальності 101 «Екологія» та є вдалим поєднанням навчальної й наукової діяльності, особливо якщо використовуються інноваційні форми її проведення, наприклад, коли кожне навчальне завдання супроводжується хоча й незначним, але важливим науковим завданням. Польова практика не тільки формує в здобувачів уміння провести польові дослідження природних компонентів і ландшафтів району практики з метою оцінки екологічного стану території, але й збагатити свої знання, проявити творчий підхід під час обговорень і дискусій, складання звіту, підготовки до контролю. За підсумками досліджень є можливість презентації та захисту матеріалів власних напрацювань.

Наукова робота здобувачів у польових умовах забезпечує формування здатності до творчого вирішення завдань щодо екологічного стану компонентів довкілля. Це є найкращі умови для підготовки наукових доповідей і статей за матеріалами власної роботи. У процесі польових наукових робіт, їх аналізу й оформлення здобувач повинен засвоїти не менше 77 навчальних елементів. Для якісного виконання всіх завдань практики необхідне базове матеріально-технічне забезпечення, яке не завжди

підтримується на належному рівні. Тому наразі потрібно шукати нові об'єкти, створювати й запроваджувати ощадливі методики щодо проведення практик за професійним спрямуванням. Наприклад, реєструвальні методи біоіндикації найбільш доступні для здобувачів, не вимагають значних витрат праці й устаткування, а тому можуть широко використовуватися в навчальному процесі.

Об'єктами для дослідження обрані представники роду гірकोкаштанів у межах міста Херсона: гірकोкаштан звичайний (*Aesculus hippocastanum* L.), гіркокаштан червоний (*Aesculus pavia* L.), гіркокаштан криваво-м'ясний (*Aesculus* × *carnea* Zeyh.).

Актуальність дослідження. Нині особливої актуальності набуває вирішення проблем, пов'язаних із використанням, збереженням і відновленням рослин роду гіркокаштанових в антропогенно зміненому середовищі. Підраховано, що 1 га насаджень гіркокаштанів поглинає в середньому 5,9–9,5 т вуглекислого газу й виділяє в атмосферу 4,3–6,9 т кисню. Каштани по всій Україні і Європі потерпають від хвороб. Дерева передчасно жовкнуть, рано втрачають листя. Деякі екологи стверджують, що гіркокаштани можуть потерпати від кислотних дощів, але від кислотних дощів страждали б не тільки вони, але й інші дерева; причиною є велика кількість токсичних речовин або нестача деяких елементів у ґрунті, а саме заліза й калію. На стан дерев у містах може

вплинути велика кількість технічної солі, якою посипали дороги й тротуари взимку. Крім цього, листя дерев страждає через повітря, просочене вихлопними газами. Нині достеменно встановлено, що український гірकोкаштан пошкоджується метеликом міліметрових розмірів, який в ентомології відомий як мінуюча міль.

Каштанову мінуючу міль в Україні вивчали такі науковці, як М.Д. Зерова, Г.М. Нікітенко, Н.Б. Нарольський, З.С. Гершензон, С.В. Свиридов, О.В. Лукаш, М.М. Бабидорич [3; 4]; стійкість гіркокаштанових до забруднення середовища досліджували такі вчені, як П.С. Гнатів, В.Г. Радченко, О.Г. Луцишин, Н.В. Палапа, П.П. Яворовський, Н.В. Коломієць, І.К. Тесленко [5; 6].

Виклад основного матеріалу. Від забруднення повітря страждають біологічні системи різного походження. Але слід мати на увазі, що тварини й людина адаптовані до постійного утримання в повітрі кисню, у той час як рослини з їх асиміляційним апаратом пристосовані до значно більш низьких концентрацій в атмосфері CO₂, а тому більш чутливі до концентрацій шкідливих речовин у повітрі. Із цієї причини рослинам надається особливе значення як біоіндикаторам атмосферного забруднення. Вищі рослини дуже різняться за чутливістю до різноманітних забруднювачів повітря.

У рослин під дією різних стресорів виникають біохімічні, фізіологічні та морфологічні відхилення від норми. Останні досить часто використовуються як показники в якості тест-функцій, оскільки вони можуть вивчатися без спеціальних лабораторій і навченого персоналу.

Перед початком проходження навчально-польової загальноєкологічної практики здобувачі отри-

мали завдання з поставленими задачами, однією з яких було визначити стійкість представників роду *Aesculus* L. до забруднення довкілля в умовах міста Херсона. Для її виконання використовували листя гіркокаштана звичайного, гіркокаштана червоного, гіркокаштана криваво-м'ясного, що зростають у паркових насадженнях і зелених зонах на вулицях Шангелія, Патона, Преображенській й на Агробіостанції (ботанічний сад ХДУ) у період із травня по вересень у 2017 та 2018 роках.

Аналіз кліматичних умов проводили за літературними даними [7; 8] (табл. 1), морфологічних ознак – за методиками О.В. Мусатової й В.П. Бессонової [9; 10] (табл. 2, 3), листя на наявність *Camerariaohridella* Deschka & Dimic обстежували відповідно до робіт М.Д. Зерової, Г.М. Нікітенко [3; 4] та В.Г. Радченко [7]. У якості реагентів використовували оцтову кислоту 12%, NH₄OH, гідроксид аміаку 10% (нашатирий спирт) і водний розчин хлору 0,1% (табл. 4). Для контрольних проб обирали деревні насадження, що зростають на незабруднених територіях у межах району дослідження.

Важливим чинником відновлення деревних рослин у лісових екосистемах є інтенсивність плодоношення [11; 12]. Цей показник має велике значення в оцінюванні стану фітоценозів, у прогнозуванні їхнього відновлення та розробленні природоохоронних заходів. Наші дослідження показали, що інтенсивність плодоношення представників гіркокаштанових в умовах забруднення знижується (табл. 2).

Найбільше відхилення значень (Δ , %) кількості суцвіть і плодів на модельній гілці в рослин дослідного варіанта порівняно з контролем має гіркокаштан звичайний (18,3 і 28,5), найменше – гіркокаштан криваво-м'ясний (0,97 і 1,6). Для дослі-

Таблиця 1

Узагальнююча характеристика представників роду *Aesculus* L.

Назва виду	Ареал	Клімат	Морфологія	Статус	Застосування
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	від Балкан до гори Піндус	помірний	дерево, h – 36 м, кора світло-бура, квітка біла із жовтуватого-червоною плямою	уразливий	декоративний, медонос, медицина
<i>Aesculus pavia</i> L.	Північна Кароліна – Флорида	тропічний, субтропічний	дерево (кущ), h – 4 м, кора бурого-сірого, квітка червона	стійкий, гібридний	декоративний
<i>Aesculus</i> × <i>carnea</i> Zeyh.	Європа, Північна Америка	помірний, субтропічний	дерево, h – 25 м, кора червоно-коричнева, квітка яскраво-червона з жовтим	уразливий гібрид	декоративний

Таблиця 2

Кількість суцвіть і плодів на модельній гілці представників роду *Aesculus* L.

Вид	Кількість суцвіть на модельній гілці, шт.			Кількість плодів у суцвітті, шт.		
	Контроль	Дослід	Δ , %	Контроль	Дослід	Δ , %
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	10,53±0,029	8,6±0,052	18,3	7,23±0,017	5,17±0,029	28,5
<i>Aesculus pavia</i> L.	6,93±0,021	6,07±0,014	12,4	16,15±0,011	15,73±0,015	2,6
<i>Aesculus</i> × <i>carnea</i> Zeyh.	10,27±0,055	10,17±0,036	0,97	9,73±0,021	9,57±0,027	1,6

дження ступеня пошкодження ретельно оглядалося листя з гілок 10 дерев кожного виду одного віку на висоті 1,3–1,7 м. Ступінь пошкодження розраховувався, виходячи з типу пошкодження (на 100 листків) за такою формулою:

$$a = \frac{b}{100} \times 100\%.$$

де а – ступень пошкодження;

б – кількість листів із певним типом ушкодження;

100 – кількість досліджених листків з 1 дерева.

Усього досліджено 3000 листків із 30 дерев (гіркогоштанів) (табл. 3). На рослинах, що ростуть на контрольній ділянці, пошкоджень не виявлено.

Визначення стійкості полягало в додаванні 15–20 крапель розчинів на листову пластинку та фіксуванні часу появи ураження (табл. 4).

Виявилось, що найбільш стійким до забруднювачів є гіркогоштан криваво-м'ясний, найуразливіший – гіркогоштан звичайний, середньостійкий – гіркогоштан червоний. Отже, серед досліджуваних представників роду гіркогоштанових реєструючим біоіндикатором є гіркогоштан звичайний.

Дослідження впливу мікрокліматичних умов оточуючого середовища й опалого листя на інвазію *C. ohridella* проводилося так: листки гіркогоштанів

відбиралися по 5 штук із 5 випадково обраних дерев у двох вуличних і парковому насадженнях на висоті 1,5–2 м. Усього було зібрано 75 пошкоджених листків з усіх ділянок спостереження. Гіркогоштан по вулиці Патона й на Агробіостанції (ботанічний сад ХДУ) знаходяться поблизу автомагістралі, вулиці Шенгелія та Преображенська більш віддалені від автошляхів. Відстань між деревами й на вулицях, і в парку – 4 м. Кількість мін на одній листовій пластинці, шт.: вул. Патона – $40,0 \pm 5,0$; вул. Шенгелія – $25,0 \pm 5,0$; паркове насадження – $33,0 \pm 5,0$ (табл. 5). На контрольній ділянці міни виявлені тільки в гіркогоштану звичайного в кількості $10,0 \pm 5,0$ шт.

Таким чином, можна припустити, що саме мікрокліматичні особливості середовища найбільше впливають на стан популяції *C. ohridella*. З'ясувалося, що в більш посушливих і загазованих умовах вул. Патона гіркогоштанів є більш пошкодженими; це може бути пов'язано зі скороченням строків розвитку всіх чотирьох генерацій молі, що призводить до більшої кількості випадків заляльковування. Досить сильне пошкодження листків гіркогоштану в парковій зоні, найімовірніше, пов'язане з тим, що там не проводиться восени загібання й спалення опалого листя, як це робиться жителями вулиці Шенгелія.

Таблиця 3

Ступень пошкодження представників роду *Aesculus L.*

Вид гіркогоштанових	Пошкодження, %		
	Некрози	Деформація	Чорні плями
<i>Aesculus hippocastanum L.</i>	2,1	1,2	1,8
<i>Aesculus pavia L.</i>	0,7	0,5	0,9
<i>Aesculus × carnea Zeyh.</i>	–	0,1	–

Таблиця 4

Результати впливу кислотного, лужного та хлорного забруднювачів

Назва виду	Очевидна дія забруднювача (у хвиликах)						Δ, %
	CH ₃ COOH (12%)		NH ₄ OH (10%)		HClO (0,1%)		
	Контроль	Дослід	Контроль	Дослід	Контроль	Дослід	
<i>Aesculus hippocastanum L.</i>	30	22	38	30	45	33	25,0
<i>Aesculus pavia L.</i>	34	30	41	37	48	44	10,0
<i>Aesculus × carnea Zeyh.</i>	39	37	45	45	50	49	2,4

Таблиця 5

Результати обстеження кількості мін на одній листовій пластинці

Місце розташування деревних насаджень	Вид гіркогоштану	Кількість мін на одній листовій пластинці, шт.
вул. Патона	<i>Aesculus hippocastanum L.</i>	$40,0 \pm 5,0$
вул. Шенгелія		$25,0 \pm 5,0$
паркове насадження		$33,0 \pm 5,0$
Агробіостанція – ботанічний сад ХДУ		$21,0 \pm 5,0$
	<i>Aesculus pavia L.</i>	–
вул. Преображенська	<i>Aesculus × carnea Zeyh.</i>	–

Стійкість гіркокаштанових до ураження мінуючою мілью (у балах)

Гіркокаштан звичайний	Гіркокаштан червоний	Гіркокаштан криваво-м'ясний
1,0–2,0	3,0–4,0	5,0
сприятливі умови для розвитку популяції молі, висока харчова цінність	виживають не всі особини, тому що харчова цінність дерев нижча	не виживають гусениці молодшого віку

У цій роботі виконаний аналіз стійкості представників гіркокаштанових за власними спостереженнями та літературними даними. Оцінка стійкості проводилася за п'ятибальною шкалою: 1) нестійкі (1–2 бали); 2) середньостійкі (3–4 бали); 3) стійкі (5 балів) (табл. 6).

Отже, у ході навчально-польової загальноекологічної практики визначено, що найбільш стійким видом до ураження *C. ohridella* в умовах міста Херсона є гіркокаштан криваво-м'ясний. Під час виконання завдання навчально-польової загальноекологічної практики виявлений ентомопатогенний грибок *Paecilomyces fumosoroseus* із сімейства *Trichosomaceae*, який вражає особин молей. Отримані результати можуть бути враховані під час озеленення міста.

Головні висновки. Навчально-польова загальноекологічна практика для здобувачів першого (бакалаврського) рівня вищої освіти другого року навчання спеціальності 101 «Екологія» потребує ретельної організації та запровадження сучасних методик і міжнародного досвіду для підготовки висококваліфікованих фахівців. Застосування реєструючих методів біоіндикації значно зменшує мате-

ріальні затрати та дозволяє на яскравих прикладах опанувати методи біоіндикації.

Під час визначення стійкості до забруднення навколишнього середовища представників роду гіркокаштанів в умовах міста Херсона здобувачі з'ясували, що доцільно насаджувати гіркокаштан криваво-м'ясний, який проявляє високу стійкість до забруднювачів і *C. ohridella*.

Перспективи використання результатів дослідження. Виконання актуальних ситуаційних завдань із науковим підґрунтям під час проходження навчально-польової загальноекологічної практики сформує в здобувачів першого (бакалаврського) рівня вищої освіти другого року навчання спеціальності 101 «Екологія» знання ролі різноманітних рослинних угруповань у формуванні екологічного стану територій; сучасних методик щодо виявлення основної проблематики озеленення міста; кліматичних і мікрокліматичних показників, що впливають на стійкість видів рослин до забруднення довкілля; уміння самостійно визначати реєструючі біоіндикатори; установлювати найстійкіші види рослин; оцінювати екологічну ситуацію в місті.

Література

1. Григорюк І.П., Машковська С.П., Яворовський П.П., Колесніченко О.В. Біологія каштанів. К.: Логос, 2004. 380 с.
2. Мэннинг У.Дж., Федер У.А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 211 с.
3. Зерова М.Д., Никитенко Г.Н., Нарольский Н.Б., Гершензон З.С., Свиридов С.В., Лукаш О.В., Бабидорич М.М. Каштановая минирующая моль в Украине. К.: ТОВ «Велес», 2007. 88 с.
4. Нікітенко Г.М., Свіридов С.В. Комплекс шкідливих членистоногих на кінському каштані в умовах м. Києва. Захист і карантин рослин. К., 2007.
5. Гнатів П.С. Середовище, антропогенні чинники й адаптація рослин. Науковий вісник Волинського національного університету ім. Лесі Українки. Сер.: Біологічні науки. Луцьк: ВНУ ім. Лесі Українки, 2008. Вип. 3. С. 257–264.
6. Третяк П.Р., Гнатів П.С., Щербина М.О. Дендрофлора ботанічних садів загальнодержавного значення Львівщини. Наук. вісн. УкрДЛТУ. Львів: ЛНУ ім. Івана Франка, 2000. Вип. 10(3). С. 133–156.
7. Радченко В.Г., Луцишин О.Г., Палапа Н.В. Функціональний стан гіркокаштану звичайного (*Aesculus hippocastanum* L.) в умовах техногенного забруднення довкілля Київського мегаполісу. Екологія та ноосферологія. Д.: ДНУ ім. Олеси Гончара, 2010. № 1–2. С. 4–18.
8. Акимов И.А., Зерова М.Д., Гершензон З.С., Нарольский Н.Б., Коханец А.М., Свиридов С.В. Первое сообщение о появлении в Украине каштановой минирующей моли *Camerariaohridella* (Lepidoptera, Gracillariidae) на конском каштане обыкновенном *Aesculushippocastanum* (Hippocastanaceae). Вестн. зоологии. К.: Институт зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, 2003. 37(1). С. 3–12.
9. Мусатова О.В. Биоиндикация и биоповреждения: методические рекомендации к лабораторным работам. Витебск: УО «ВГУ им. П.М. Машерова», 2006. 32 с.
10. Бессонова В.П. Методи фітоіндикації в оцінці екологічного стану довкілля. Запоріжжя: ЗДУ, 2001. 315 с.
11. Лаптев О.О. Інтродукція та акліматизація рослин з основами озеленення. К.: Фітосоціоцентр, 2001. 127 с.
12. Трибель С.О., Гаманова О.М., Свентославські Я. Каштанова мінуюча міль. К.: Колобіг, 2008. 70 с.

СТРУКТУРА ФІТОЦЕНОЗІВ ПОЛЕЗАХИСНИХ ЛІСОСМУГ У ЛІВОБЕРЕЖНОМУ ЛІСОСТЕПУ

Лукіша В.В.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, 03035, м. Київ
lukisha1@ukr.net

У Лівобережному Лісостепу полезахисні лісосмуги тіньової та напівтіньової структури з домінантами дубом звичайним і ясенем звичайним набувають ознак лісового середовища. Сильватизація екотонів виявляється в поступовому розширенні лісосмуг за рахунок розростання крон дерев і спонтанного поширення в узліссях інвазійного клена ясенелистого й інших фанерофітів. Парцелярна структура біогеоценозів лісосмуг часто формується в результаті незаконних рубок. У насадженнях освітленої та напівосвітленої структури в травянистому покриві домінують пратанти та рудеранти. *Ключові слова:* полезахисні лісосмуги, структура фітоценозів, сильватизація, екотони, екоморфи.

Структура фітоценозов полезахисних лесополос в Левобережной Лесостепи. Лукиша В.В. В Левобережной Лесостепи полезахисные лесополосы теневой и полутеневой структуры с доминантами дубом обычным и ясенем обычным приобретают признаки лесной среды. Сильватизация экотонів оказывається в постепенном расширении лесополос за счет разрастания крон деревьев и спонтанного распространения в опушках инвазивного клена ясенелистного и других фанерофитов. Парцелярная структура экосистем лесополос часто формируется в результате незаконных рубок. В насаждениях освещенной и полусвещенной структуры в травяном покрыве доминируют пратанты и рудеранты. *Ключевые слова:* полезахисные лесополосы, структура фітоценозов, сильватизация, екотони, екоморф.

The structure of phytocenoses of forest shelter belts in the Left Bank Forest-Steppe. Lukisha V.V. In the Left Bank Forest-Steppe, forest shelter belts of the shadow and half-shade structures with dominant oak and common ash are acquiring the signs of the forest environment. Ecotones silvatization turns out to be in a gradual expansion of forest belts due to the growing of tree crowns and spontaneous distribution in the edges of the invasive maple and other phanophytes. The parcel structure of forest belt ecosystems is often formed as a result of any legal logging. In the plantations of the illuminated and semi-illuminated structures in the grassy cover dominant pratadants and ruderans. *Key words:* forest shelter belts, structure of phytocenoses, silvatization, ecotones, ecomorph.

Постановка проблеми. Полезахисні лісосмуги визнані аграрною й екологічною наукою як невід'ємні складові частини агроєкосистем, що сприяють створенню стійких агробіогеоценозів [8]. Оскільки агроєкосистеми можна вважати просторовим продовженням природних екосистем [10], то просторова, видова та ценогічна структура лісосмуг становлять науковий і практичний інтерес в аспекті їх поліфункціональності [5; 7; 12].

Метою наших досліджень є виявлення особливостей просторової, видової та ценогічної структури полезахисних лісосмуг в умовах Лівобережного Лісостепу та їх динаміки в умовах антропогенного впливу.

Матеріали і методи. Об'єктом дослідження є полезахисні насадження в зоні діяльності ПП «Агроєкологія» Полтавської області. Польові роботи виконувалися в 2012–2016 рр. на 32 тимчасових пробних площах (далі – ТПП) у лісосмугах, створених у 50–60-х рр. минулого століття (вік – 55–65 років) різного породного складу та конструкцій, що досягли проектної висоти. Вони репрезентують комплекс полезахисних насаджень у зоні діяльності приватного підприємства «Агроєкологія», яке виробляє органічну продукцію.

Зовнішні параметри урочищ і фацій захисних лісонасаджень визначалися в програмному середовищі Google Earth. Просторовий аналіз, підрахунки площ об'єктів і візуалізацію здійснено засобами програмного комплексу ArcGIS. Визначення частки фанерофітів у структурі фітоценозів і статистичне оброблення інформації здійснювалися в Microsoft Excel.

Таксацію насаджень лісосмуг проводили за загальноприйнятими в лісівництві та фітомеліорації методами. Видовий склад фітоценозів визначали за [9]. Конструкцію лісосмуг визначали в середині вегетації окомірно з відстані 50–70 м за ажурністю поздовжнього профілю в нижній його частині (1/5 висоти) і в кронах, а також за світлинами.

Освітленість під наметом лісосмуг вимірювали в середині дня (травень–липень) люксметром Ю16 на висоті 0,5 м із 30-кратною повторністю. Виділяли 4 категорії світлової структури насаджень за О. Бельгардом (1960): 1) тіньова – до 10%; 2) напівтіньова – від 11% до 20%; 3) напівосвітлена – від 21% до 30%; 4) освітлена – понад 31% повної освітленості на відкритій місцевості, яка становила залежно від погодних умов 5±2 тис. люкс. Типи ценоморф травянистого ярусу визначали за домінантами та

субдомінантами: степанти (St) – степові рослини; рудеранти (Ru) – бур'яни; сільванти (Sil) – лісові рослини; пратанти (Pr) – лучні рослини [3].

Виклад основного матеріалу. Земельний масив загальною площею 7291 га ПП «Агроєкологія» орендує у власників паїв с. Покровське (колишне с. Куйбишево), с. Михайлики Шишацького району та с. Ставкове Зіньківського району Полтавської області. Рельєф території з агроценозами переважно рівнинний, в північно-західній частині при наближенні до долини р. Псел переходить у слабо хвилястий, місцевий базис ерозії балок Маначинівської та Михайликівської не перевищує 13 м, перепади висот Носівської балки сягають 29 м, Покровської – 56 м. Середньорічна кількість опадів становить 508 мм, коефіцієнт зволоження близький до 1,0. Зональними ґрунтами в зоні діяльності господарства є чорноземи типові глибокі малогумусні середньосуглинкові на лесі. Землі господарства мають значну розораність (88,7%) і помірну еродованість (30%). Природна рослинність збереглася в понижених елементах рельєфу, її склад зумовлений різними типами ґрунтів і ступенем зволоження.

Флора вищих судинних рослин в районі діяльності ПП «Агроєкологія» нараховує понад 700 таксонів, фауна наземних хребетних – понад 230 видів [1; 2]. Лісова рослинність зростає переважно на схилах балок і в лощинах. Корінними типами лісу в цій місцевості є свіжа кленова та свіжа пакленова діброва. Лісові насадження в балках і лощинах складаються з окремих урочищ чи фацій площею від 69,1 (біля с. Покровське) до 1,1 га (у лощинах), перемешованих природними лучно-степовими фітоценозами.

У деревостанах в'яз гладенький як доміант і субдомінант входить до складу 40% насаджень, дуб звичайний, що має формувати корінний тип лісових фітоценозів – близько 20%. Похідні насадження складні за формою, за участі 2–6 видів фанерофітів, окрім в'яза – клен польовий, клен гостролистий, рідше – липа серцелиста, груша звичайна, по дну балки – вільха клейка. Діаметри дерев I ярусу – 20–24 см, висота – 12–22 м. Деревостани різновікові, трапляються окремі вікові дерева дуба звичайного діаметром 90–110 см висотою 20–26 м, понад половина насаджень – вегетативного походження. Деревостани штучного походження з тополі чорної, дуба звичайного з кленами гостролистим і польовим, в'язом гладеньким займають не більше 20%. У підліску поширені бруслина європейська, бузина чорна, ліщина, клен татарський, у прогалинах – підріст ясена та кленів, на узліссях – глід український, свидина червона, терен. Травнистий покрив під наметом представлений типовими сільвантами (гравілат, яглиця, кропива, вероніка, фіалка, медунка темна, переліска багаторічна, маренка пахуча, купина багатоквіткова, розхідник звичайний, зірочник лісовий, осока волосиста та ін.) Таким чином, в умовах екологічного оптимуму, який складається в понижених

елементах рельєфу, формуються фітоценози лісостепоного та лісового типу.

Лісові смуги закладалися переважно в 50–60-х рр. минулого століття. Поздовжні лісосмуги розташовані в меридіальному напрямку, відстань між ними у відділеннях «Покровське» та «Михайлики» становить 627–1345 м, «Ставкове» – 343–353 м. Лісосмуги займають 141,6 га, їх протяжність – 74,47 км, полезахисна лісистість агроценозів становить усього 1,94%. За нашими розрахунками, середньозважена захищеність агроценозів господарства лісосмугами становить 44,2%, а при загальній протяжності узлісь інших насаджень – 29,55 км, захищеність агроценозів господарства досягає 55,25%.

Параметрична структура лісосмуг відзначається широким діапазоном. По ширині за проєкціями крон виділено 3 категорії лісосмуг: вузькі (в), шириною 7–11 м, 2–3-рядні, середні (с), шириною 12–18 м, 3–5-рядні та широкі (ш) – шириною 19–22 (38) м, 4–10-рядні (табл. 1).

Лише ПЛС № 14 та ПЛС № 26 віднесені до категорії вузьких, вони створені за участі робіни псевдоакації, в'яза гладкого та ясена звичайного. До категорії широких віднесені лісосмуги, які закладалися з 9–12 рядів (ПЛС № 21, ПЛС № 22, ПЛС № П23), і лісосмуги, що набули ширини понад 18 м унаслідок сільватизації екотонів.

Деревостани переважно одноярусні, лише в 18,8% переважно в широких лісосмугах чітко виділяється II ярус. Винятком є березова лісосмуга середньої ширини (ПЛС № 30), у якій II ярус сформовано липою, кленом гостролистим і в'язом гладким.

За ажурністю поздовжнього профілю виділено низку конструкцій із широкою амплітудою – від ажурних до щільних (табл. 1). Звертає на себе увагу переважання (71,9% від загальної кількості ТПП) лісосмуг, у яких ажурність у нижній частині (1/5Н) не перевищує 10%. Через відсутність системного лісівничого догляду із формування ефективних в агролісомеліоративному аспекті конструкцій лісосмуг, через захаращеність, розростання підліску й підросту погіршуються їх аеродинамічні функції, що супроводжується накопиченням снігу під наметом і в екотонах і значними амплітудами зволоження агроценозів, послабленням агролісомеліоративного й економічного ефекту. З іншого боку, наявність вегетативного та насінневого природного поновлення едифікаторів як реакція на незаконні вибіркові рубки супроводжується формуванням різновікових насаджень, що свідчить про амбівалентний характер антропогенних сукцесій фітоценозів.

Деревостани ПЛС налічують 11 видів, дуб звичайний як доміант представлений в 16 ПЛС (50%), а в 4 із них – як монокультура. Ясен звичайний як доміант входить до складу фітоценозів 5 ПЛС, як співдомінант – 12 ПЛС. Разом із субдомінантом ясенем звичайним дуб звичайний займає 67,2% складу деревостанів, досить вагому частку (15,9%) займають

Таблиця 1

Агролісомеліоративно-фітоценологічна структура полезахисних лісосмуг ПП «Агроекологія»

№ з/п	Ширина ПЛС (категорія)	Деревостан			Підлісково-підростовий ярус		Травнистий ярус		Підстилка, P(прн) (0,1)	Деревні рослини та трав ценоморфи на узліссі	Світлова структура	Ажурність (стовбури - крони, %)			
		Формула породного складу	Д, см	Н, м	P(д) (0,1)	Склад фанерофітів	Н, м	P(тн) (0,1)					Ценоморфи (за О. Бельгардом)	P(тп) (0,1)	
1	с	7Яз2Акб1Бп	30	16	0,5	Клт, Трн, Акб, Ябл, Яз, Дз	2-4	0,2	0,2	St, Pr	0,7	0,2	St, Pr	ос	55-35
2	с	5Тпч5Тлб	34	22	0,7	Кляс, Грш, Ябл, Лпд (-1)	2-4	0,25	0,6	Ru, Pr	0,2	0,6	Pr, Ru	н/ос	8-22
3	ш	6Дз4Яз	32	19	0,8	Яз	2-6	0,3	0,5	Sil, Ru	0,3	0,5	St, Ru	тн	04-10
4	ш	10Яз	30	19	0,7	Крг, Яз	1-2	0,6	0,4	Pr, Sil	0,2	0,4	St, Ru	н/т	09-18
5	с	9Кля1Яз	18	15	0,7	Кля, Бзч, Яз	0,2-1,5	0,7	0,4	Sil, Ru	0,1	0,4	Pr, Ru	н/т	10-20
6	с	9Акб1Яз	30	19	0,7	Акб, Яз	0,6-2	0,5	0,5	Pr, Ru	0,3	0,5	Pr, Ru	н/ос	14-25
7	ш	8Яз2Дз	30	18	0,8	Яз (поросл)	2-3(5)	0,7	-	-	-	0,8	Pr, Ru	н/тн	10-14
8	с	9Дз 1Яз (н/з р)	30	17	0,6	Яз, Кляс, Бзч	0,5-1	0,3	0,5	Sil, Ru	0,2	0,5	Pr, Ru	н/ос	18-20
9	ш	10Дз	32	18	0,75	Яз, Кляс	1-3(6)	0,6	0,7	Sil, Pr	-	0,7	Sil, Pr	тн	06-05
10	с	10Бп	23	16	0,7	-	-	-	0,3	Pr, Ru	0,7	0,3	Pr, Ru	ос	60-30
11	ш	Ія - 9Дз 1Яз Ія - 9Кляс 1Яз	30 12	18 8	0,6 0,3	Яз, Бзч, Кляс	2-4	0,7	0,9	-	-	0,9	Кляс, Ru, Pr	тн	0 - 10
12	с	9Акб1Яз	28	17	0,75	Яз, Кляс, Бзч	1-2	0,5	0,5	Ru, Pr	0,3	0,5	Ru, Pr	н/ос	18-15
13	ш	10Дз од. Яз	32	18	0,85	Яз, Бзч	2-4	0,2	0,5	Sil	0,2	0,5	Яз, Бзч St, Pr	тн	04-08
14	в	8Взг2Акб	30	16	0,5	Вз, Трн, Бзч	1-2	0,4	0,3	St, Pr	0,4	0,3	St, Ru	н/ос	12-18
15	ш	7Дз3Взг	30	17	0,75	Вз, Лпд	0,2-4	0,6	0,5	Sil, Pr	0,4	0,5	Вз, Лпд Pr, Ru	н/тн	06-10
16	с	10Дз	24	15	0,65	Крг, Ябл	0,6-2	0,3	0,6	Pr, St	0,5	0,6	Pr, Ru	н/ос	14-20
17	с	10Бп	18	16	0,6	Клт	1-4	0,6	0,6	-	-	0,6	Pr, Ru	н/ос	10-18
18	ш	Ія - 10Бп Ія - 10Лпд	26 16	18 9	0,7 0,3	Клт, Лпд	2-4	0,5	0,7	-	-	0,7	Клт, Лпд Pr, Ru	н/тн	07-12
19	ш	6Дз4Яз	30	18	0,6	Яз, Клт, Бзч	3-5	0,6	0,6	-	-	0,6	Яз, St, Ru	н/тн	08-15
20	ш	8Дз2Кля	22	16	0,7	Кля, Грш, Клт	1-3	0,8	0,6	-	-	0,6	Pr, Ru	тн	04-10
21	ш	6Яз2Лпд	24	16	0,7	Яз, Кляс, Лпд	2-4	0,8	0,7	-	-	0,7	Pr, Ru	тн	03-10
22	ш	Ія - 7Дз2Яз1Взг Ія - 5Яз5Взг	30 8	17 8	0,7 0,3	Яз, Взг	1-3	0,3	0,5	Sil, Pr	0,1	0,5	Кляс, Pr, Ru	н/т	08-15
23	ш	Ія - 5Дз5Яз Ія - 10Яз	30 12	17 10	0,6 0,4	Яз, Крг	1-3	0,4	0,6	-	-	0,6	Яз, Pr, Ru	тн	05-10

Продовження таблиці 1

24	с	Ія – 10Яз Пя – 10Яз	32 10	18 8	0,7 0,4	Яз	0,5–6	0,4	–	–	0,7	Яз, Рг, Ру	н/т	12–15
25	с	9Дз1Яз+Взг	28	19	0,8	Яз, Кляс, Крг	1–3	0,5	–	–	0,6	Яз, Кляс, Рг, Ру	тн	03–08
26	в	5Яз5Акб	28	13	0,5	Яз, Акб	1–3	0,3	St, Pr	0,4	0,6	Яз, Акб Рг, Ру	ос	40–30
27	ш	10Дз	32	18	0,8	Акб, Взг	1–3	0,2	Sil, Pr	0,3	0,4	Кляс, Рг, Ру	н/т	05–15
28	ш	8Дз1Яз1Акб+Взг	26	16	0,8	Акб, Крг, Взг	1–4	0,6	–	–	0,4	Кляс, Акб, Рг, Ру	н/т	08–10
29	с	6Дз4Клг	22	17	0,8	Клг, Грз	1–3	0,3	–	–	0,6	Рг, Ру	тн	03–08
30	с	Ія – 10Бп Пя – 5Лпд3Клг2Взг	22 13	18 8	0,65 0,3	Лпд, Клг, Клг, Взг	1–3	0,3	–	–	0,5	Рг, Ру	н/тн	10–15
31	ш	10Дз	30	19	0,7	Трн, Вшн, Бзн, Жмт	2–3	0,8	–	–	0,4	Трн, Жмт Рг, Ру	н/тн	10–15
32	ш	4Дз3Яз3Взг	28	18	0,75	Яз	1–3	0,7	–	–	0,6	Кляс, Рг, Ру	тн	0–05

Умовні позначення. Р_(0,1) – зімкненість (повнота) деревостану; Р_(0,1) – зімкненість (проективне покриття) підросту, підліску (частка цілого); Р_(0,1) – проективне покриття травнистого покриву під наметом деревостану; Р_(0,1) – проективне покриття лісової підстилки; Акб – робінія псевдоакація, Бзч – бузина чорна, Бп – береза повисла, Дз – дуб звичайний, Взг – в'яз гладкий, Грз – горобина звичайна, Грш – груша звичайна, Жмт – жимолость татарська, Клг – клен гостролистий, Кля – клен явір, Кляс – клен ясенелистий, Клг – клен татарський, Крг – карагана деревовидна, Лпд – липа серделиста, Трн – терен, Тпб – тополя біла, Тпч – тополя чорна, Яз – ясен звичайний, St – степанти, Sil – сільванти, Рг – пратанти, Ру – рудеранти.

береза повисла та робінія псевдоакація, на частку субдомінантів в'яз гладкого, клена-явора та липи сердцелистої припадає від 5,2 до 2,3% (рис. 1).

У підліску домінують бузина чорна, клен татарський, карагана, терен, трапляється жимолость татарська (мал. 2).

У складі насіннево-вегетативного покоління різного віку, яке знаходить для себе сприятливі умови під наметом, абсолютна перевага належить ясену звичайному (32,5%), менш поширеними є клен ясенелистий (8,3%), в'яз гладенький (6,1%), липа сердцелиста (5,5%), робінія, клен-явір та інші види. Природне відновлення дуба звичайного, переважно вегетативне, має поодинокий характер. Відсутність участі дуба звичайного у створенні нових насінневих генерацій арбофлори свідчить про сукцесію едифікаторів у лісосмугах, посилену антропогенним чинником (рис. 2). Особливо характерно це для мішаних ясеневих-дубових, кленово-дубових та інших насаджень. В умовах тіньової структури насаджень насіннєве потомство дуба звичайного патентних властивостей не виявляє. Домінування ясеня звичайного в підрості свідчить про його конкурентні переваги.

Світлова структура визначає стійкість лісових біогеоценозів, характер і напрям сукцесій фітоценозів [4]. Тіньову структуру формує переважно дуб із супутниками в широких лісосмугах (9 ПЛС із 32). Винятком є чисто дубове насадження в ПЛС № 9, проте тут наявний підріст ясеня звичайного й клена ясенелистого, частина його досягла висоти 5–6 м. Тіньова структура найповніше реалізується за наявності II ярусу, наприклад, широка ПЛС № 23 з II ярусом із ясеня звичайного формує тіньову структуру, на відміну від ПЛС № 22 без II ярусу, що має напівтіньову структуру.

Освітлену світлову структуру формують переважно березові насадження. Показовою є ПП10 із монокультурою берези повислої освітленої структури, у якій відсутній підлісок, підріст та інвазійний клен ясенелистий, що зазвичай спонтанно

поширюється в узліссях та під наметом лісосмуг. Конструкція цієї лісосмуги – ажурно-продувна, у травнистому покриві домінують пратанти та степанти. Освітлену чи напівосвітлену світлову структуру формують також вузькі лісосмуги, деревостани яких складаються з порід, що мають ажурну архітектоніку крони, таких, як ясен звичайний, робінія псевдоакація (ПЛС № 14, ПЛС № 26).

За наявності в березовому насадженні розвиненого підліску (клен татарський у ПЛС № 17) формується напівосвітлена, за наявності у II ярусі щільнокронної липи сердцелистої (ПЛС № 18) формується напівтіньова структура.

Для фітоценозів напівсвітлової та напівтіньової структури ПЛС, які зазнали антропогенного впливу, характерною є парцелярність, тобто наявність ділянок із різною щільністю окремих видів рослин і особливостями мікросередовища існування. Поняття біогеоценотичної парцели було введено М. Дилісом (1969 р.) для характеристики мозаїчності структурних частин і горизонтального розчленування лісових біогеоценозів.

Прикладом парцелярної структури є лісосмуга середньої ширини № 1, що розташована вздовж автомобільної дороги регіонального значення Миргород–Опішня на околиці с. Михайлики. Основним едифікатором у деревостані є ясен звичайний, зімкненість його намету нерівномірна. Парцели різного видового складу (робінія псевдоакація, ясен звичайний, береза повисла, дуб звичайний, клен татарський), віку, повноти, висоти та походження спонтанно розташовані по всьому простору насадження, сформувалися в результаті антропогенного втручання (незаконні рубки з вегетативним відновленням, уведення культури тощо). У травнистому ярусі, розвиненому у «вікнах-парцелях», домінують пратанти та степанти, зокрема пирій повзучий, хоча значна частка у фітоценозі належить рудерантам (редька дика, талабан польовий, сокирки польові, цикорій дикий).

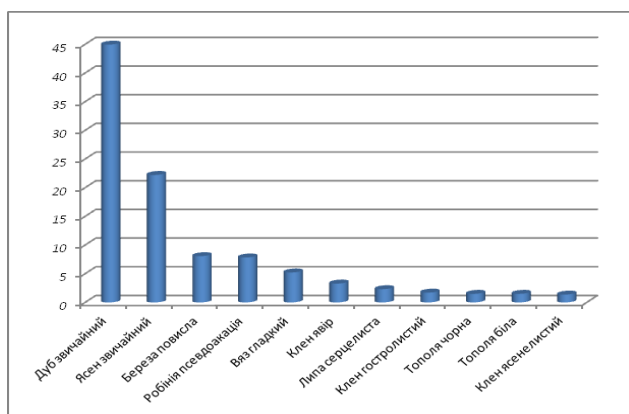


Рис. 1. Видова структура деревостанів ПЛС III «Агроекологія» (%)

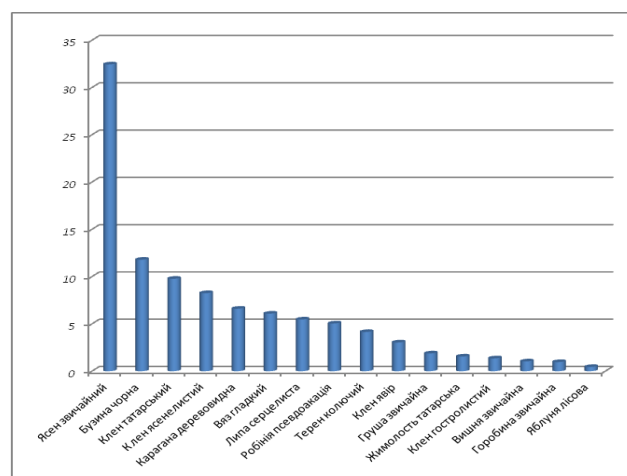


Рис. 2. Видова структура підросту й підліску під наметом ПЛС, %

Парцелярна структура фітоценозів характерна для лісосмуги № 16, створеної посівом жолудів дуба гніздовим методом за участю карагани деревовидної та яблуні лісової. Унаслідок незаконних рубок сформувалося насадження напівсвітлової структури з нерівномірною зімкненістю намету, у травнистому покриві домінують степанти й пратанти, висота деревостану на 2–3 м нижча, ніж в інших гніздових лісосмугах. Отже, континуальність фітоценозів ПЛС притаманна переважно лісосмугам тіньової та напівтіньової структури, парцелярність – лісосмугам освітленої та напівосвітленої структури, які зазнали антропогенного впливу. Винятком є березова лісосмуга № 10 освітленої структури, досить однорідна за горизонтальною та вертикальною структурою, що загалом формує континуумне середовище.

Травнистий ярус у лісосмугах розвинений залежно від екологічних умов, серед яких світло є домінуючим чинником. У 50% ПЛС травнистий покрив «мертвий» (табл. 1), що свідчить про відсутність умов для спонтанного поширення травнистих рослин під наметом ПЛС. У більшості широких ПЛС незалежно від породного складу деревостану сформована тіньова та напівтіньова світлова структура, проективне покриття травнистого ярусу не перевищує 0,3. Часто травнистий ярус має плямисто-групове розміщення переважно у вікнах антропогенного походження. Поширення травнистого покриву під наметом лісосмуг, наприклад, ПЛС № 17 і ПЛС № 30 середньої ширини та широкої ПЛС № 18 обмежується також конкурентними перевагами підросту та підліску, які досягли висоти понад 1,5–6 м, і лісовою підстилкою.

За дослідженнями, у Правобережному Лісостепу лісові травнисті види домінують у фітоценозах лісосмуг при освітленості на рівні ґрунту до 7–8% [6; 7], що підтверджується й нашими даними. Домінування степантів у лісосмугах виявлене дослідженнями в Правобережному Степу [5].

У лісосмугах освітленої та напівосвітленої світлової структури травнистий покрив перебуває на рудерально-луговій фітоценотичній стадії, на закрайках – на лугово-рудеральній та степово-рудеральній. Серед пратантів під наметом домінують кунічник наземний (*Calamagrostis epigeios* L.), мітлиця тонка (*Agrostis tenuis* L.), поширені також стоколос безостий (*Bromopsis inermis* (Leyss.)), подорожник середній (*Plantago media* L.), гвоздика дельтовидна (*Dianthus deltoides* L.), морква дика (*Daucus carota* L.), тимофійка лучна (*Phleum pratense* L.), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.).

Рудеранти переважають у напівосвітлених лісосмугах і на узліссях, хоча трапляються і в інших типах світлової структури. За рангом представництва видовий склад рудерантів представлений такими видами, як кропива дводонна (*Urtica dioica* L.), латук дикий (*Lactuca serriola* Torner),

куколиця біла (*Melandrium album* (Mill.) Garcke), лобода міська (*Chenopodium urbicum* L.), чистотіл великий (*Chelidonium majus* L.), кудрявець Софії (*Descurainia sophia* (L.) Webb. Ex Prantl.), сокирки польові (*Consolida regalis* S.F.Gray), ваточник сирійський (*Asclepias syriacus* L.), стенактис однорічний (*Stenactis annua* (L.) Nees), спориш звичайний (*Polygonum aviculare* L.).

У лісосмугах напівтіньової та тіньової світлової структури травнистий покрив відсутній у 68,2% цих категорій, в інших він розвинений досить слабо, має парцелярне розміщення (табл. 1). Процес сільватизації тут посилений наявністю щільних узлісь, що зумовлює захист від спонтанного проникнення трав і загальну освітленість у межах 6–9% від відкритого простору. Сильванти (тонконіг дібровний (*Poa nemoralis* L.), зірочник ланцетовидний – *Stellaria holostea* L., буги́ла лісова – *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., глуха кропива крапчаста – *Lamium maculatum* L., зірочки малі – *Gagea minima* (L.) Ker-Gawl. медунка темна – *Pulmonaria obscura* Dumort, мері́нгія трижилкова – *Moehringia trinervia* (L.) Clairv., фіалка запашна – *Viola odorata* L., фіалка дивна – *Viola mirabilis* L., чина лісова – *Lathyrus sylvestris* L.) співіснують із рудерантами та пратантами.

Степанти трапляються в розладнаних вузьких (здебільшого придорожніх) лісосмугах у прогалинах, утворених у результаті антропогенного втручання: тонконіг вузьколистий – *poa angustifolia* L., пирій повзучий – *Elytrigia repens* (L.) Nevski, костриця лучна – *Festuca pratensis* Huds., анемона лісова – *Anemone sylvestris* L., перстач темний – *Potentilla obscura* Willd., перстач сріблястий – *Potentilla argentea* L., підмаренник білий – *Galium album* Mill. (узлісся), синяк звичайний – *Echium vulgare* L.

Характерною ознакою ПЛС господарства «Агроекологія» є досить виражений процес сільватизації. Вона виявляється у двох аспектах: 1) формуванні в лісосмугах ознак природного лісу в напрямку наближення до аборигенної флористичної номенклатури; 2) розширення лісосмуг шляхом колонізації екотонів фанерофітами (клен ясенелистий, ясен звичайний, клен татарський, бузина чорна). Часто ці процеси відбуваються паралельно. Ознаки природного лісу характерні в основному для лісосмуг шириною понад 18–20 м. Деякі ПЛС (№ 22, № 23) створювалися 9–12-рядними, мають ширину понад 20 м і набувають ознак природного лісу. Не поодинокими є й випадки інтенсивної сільватизації в лісосмугах середньої ширини. Так, у ПЛС № 5 ми нарахували до 60 шт./м² насінневого потомства кле́на-явора висотою 0,1–0,2 м із проективним покриттям до 70%; травнистий покрив слаборозвинений. Загалом інтенсивна сільватизація характерна для лісосмуг тіньової та напівтіньової структури.

Досить поширеною є колонізація екотонів шляхом розростання крон дерев і кущів в узліссях, а також унаслідок властивості дерев нахилитися

в бік поля та займати горизонтальне положення (клен ясенелистий, ясен звичайний). У низці випадків за 50 років ширина лісосмуг збільшилася до 30 м (ПЛС № 19) і навіть до 38 м (ПЛС № 21). Наприклад, ПЛС № 27 із домінантом дубом звичайним розширилася до 22 м за рахунок клена ясенелистого в узліссі. У ПЛС № 11 клен ясенелистий завдяки своїм експлерентним властивостям поселився не тільки на узліссі, але й проник під намет і сформував із ясенем звичайним II ярус.

Отже, на межі 2 біогеоценозів (ліс – степ, ліс – агроценоз) має місце взаємодія 2 типів колообігів, формуються амфіценози, яким притаманні внаслідок їх розбіжності динамічні ефекти: переміщення окремих популяцій з угруповання в угруповання, витіснення окремих угруповань або їх тривале співіснування [11]. Під наметом лісосмуг розвиваються чи зникають представники різних життєвих форм і ценоморф. Сукцесії в полезахисних лісосмугах Лівобережного Лісостепу, сформованих з аборигенних видів тіньової структури за відсутності системного догляду, здебільшого мають тренд до сільватизації, що відрізняє їх від степу, де без цільового догляду степові насадження деградують і мають тренд до формування степових фітоценозів. Антропогенні втручання, зокрема незаконні групові

рубки, часто супроводжуються формуванням парцелярної структури фітоценозів ПЛС, за рівномірної вибірки дерев тренд їх сукцесій може мати невизначений характер.

Головні висновки. Напрямок сукцесій штучних фітоценозів ПЛС визначається їх просторовою, видовою та світловою структурою. Найбільш життєздатними є складні насадження тіньової структури з домінантами дубом звичайним і ясенем звичайним, які виявляють властивості сільватизації, наслідком чого є формування лісового середовища та поступове розширення лісосмуг в екотонах. У мішаних дубових насадженнях насіннєве поновлення дуба не конкурентне порівняно з ясенем звичайним та іншими субдомінантами.

Незаконні рубки супроводжуються формуванням структури фітоценозів ПЛС із сукцесіями невизначеного тренду. У фітоценозах освітленої та напівосвітленої структури в травнистому покриві домінують переважно пратанти та рудеранти.

В амфіценозах на межі «лісосмуга – поле» динамічно розвиваються чи зникають представники різних життєвих форм і ценоморф. Спонтанне поширення в узліссях клена ясенелистого та відсутність системного догляду призводить до колонізації екотонів і саморозширення лісосмуг.

Література

1. Байрак О. Конспект флори Лівобережного Придніпров'я. Судинні рослини. Полтава: Верстка, 1997. 212 с.
2. Байрак О., Лукіша В., Самородов М. Перспективи збереження біоти, ландшафтів та ґрунтів у регіональному ландшафтному парку «Лісостеповий чорноземний» (Полтавська область). Екологічний вісник. 2012. № 3(72). С.30–32.
3. Бельгард А. Лесная растительность юго-востока УССР. К.: КГУ, 1950. 264 с.
4. Бельгард А. К теории структуры искусственного лесного сообщества в Степи. Искусственные леса степной зоны Украины. Х.: Изд-во Харьк. ун-та, 1960. С. 17–32.
5. Бурда Р., Петрович О. Экотонный эффект лесных полезащитных полос в причерноморских разнотравно-типчачково-ковыльных степях. Екологія та ноосферологія. 2012. Т. 23, № 3–4. С. 16–27.
6. Лобченко Г. Ценотична структура трав'яного ярусу фітоценозу полезахисних лісових смуг. Наук. вісник НЛТУ України. 2015. Вип. 25.1. С. 130–136.
7. Лобченко Г. Фітоіндикація полезахисних лісових смуг правобережного лісостепу: автореф. дис. канд. с.-г. н. К., 2015. 20 с.
8. Лукіша В. Екологічні функції полезахисних лісових насаджень. Екологічні науки. 2013. № 1. С. 56–64.
9. Доброчаева Д., Котов М., Прокудин Ю. и др.. Определитель высших растений Украины. К.: Наукова думка, 1987. 548 с.
10. Сонько С. Агроэкосистема как экологичная ниша людини. Збірн. наук. праць Уманського ДАУ. Ч. 1. Вип. 71. Умань, 2009. С. 188–199.
11. Чернышенко С. Амфиценоитичность и биоразнообразие лесных биогеоценозов степной зоны Украины. Екологія та ноосферологія. 2005. Т. 16. № 3, 4. С. 121–134.
12. Юхновський В. Лісоаграрні ландшафти рівнинної України: оптимізація, нормативи, екологічні аспекти. К.: Ін-т аграрної економіки, 2005. 273 с.

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГО-ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ

УДК 303.442

КОРЕЛЯЦІЯ МІЖ ЕКОЛОГІЧНИМИ ТА СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ СТАЛОГО РОЗВИТКУ

Хворов М.М., Дуднікова І.І.

Європейський університет

бульвар акад. Вернадського, 16в, 03115, м. Київ

m_khvorov@ukr.net

Розглянуто застосування кореляційно-регресивного методу до аналізу статистичних зв'язків між екологічними та соціально-економічними показниками сталого (збалансованого) розвитку. Знайдено та проаналізовано кореляційну залежність між екологічним слідом та індексом людського розвитку для країн світу. *Ключові слова:* кореляційно-регресивний аналіз, кількісні показники сталого розвитку.

Корреляция между экологическими и социально-экономическими показателями устойчивого развития. Хворов М.М., Дудникова И.И. Рассмотрено применение корреляционно-регрессивного метода к анализу статистических связей между экологическими и социально-экономическими показателями устойчивого (сбалансированного) развития. Найдена и проанализирована корреляционная зависимость между экологическим следом и индексом человеческого развития для стран мира. *Ключевые слова:* корреляционно-регрессивный анализ, количественные показатели устойчивого развития.

Correlation between ecological and socio-economic indicators of sustainable development. Khvorov M.M., Dudnikova I.I. The application of the correlation-regressive method to the analysis of statistical relationships between ecological and socio-economic indicators of sustainable (balanced) development is considered. The correlation dependence between the ecological footprint and the index of human development for the countries of the world was found and analyzed. *Key words:* correlation-regressive analysis, quantitative indicators of sustainable development.

Постановка проблеми. Реалізація концепцій сталого (збалансованого) розвитку [1] та зеленої економіки [2] неможлива без розроблення науково обґрунтованої, ефективної та дієздатної системи кількісних показників стійкого споживання й виробництва та їх детального глибокого аналізу із застосуванням апарату кореляційно-регресивного методу. Такий підхід є підґрунтям для вибору відповідних оптимальних еколого-економічних критеріїв рівнів добутку та використання природних ресурсів і необхідний для практичного втілення принципів сталого розвитку та зеленої економіки. Відповідні показники та їх кількісна оцінка мають характеризувати економічні, екологічні, соціальні складові частини сталого розвитку окремих країн і світової спільноти в цілому й можуть бути використані як для аналізу сучасного стану довкілля та світової економіки, так і для ефективного планування й прогнозування подальшого розвитку.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Застосування кореляційно-регресивного методу під час вирішення задач екології вкрай

необхідне у зв'язку з принципово статистичним і багатозначним характером більшості параметрів і характеристик як природного, так і антропогенного походження і дозволяє вирішити такі завдання: визначити характер і знайти кількісну оцінку між досліджуваними явищами; чисельно виміряти вплив окремих факторів і їх сукупності на рівень досліджуваного процесу та явища. Метою кореляційно-регресивних розрахунків є побудова й аналіз математичної моделі багатфакторної задачі стосовно знаходження зв'язків між вибраними характеристиками й статистичне дослідження форми й рівня кореляційної залежності.

Виклад основного матеріалу. Винятково важливе значення в кореляційному аналізі має обґрунтування й установлення конкретної аналітично визначеної форми зв'язку між ознаками явища, яке досліджується, що дозволяє побудувати найбільш адекватну модель, на основі якої були отримані статистично достовірні параметри зв'язку.

Об'єктами кореляційно-регресивного аналізу є показники збалансованого виробництва й спожив-

вання, які мають відповідати комплексу таких вимог: забезпечення глибини розуміння; співвіднесення з політикою; висока якість (теоретичне обґрунтування та достовірність); дійсність, тобто можливість обходитися без проміжних показників; можливість порівняння між сферами, країнами та групами населення [3].

У табл. 1 представлені три групи кількісних показників стійкого виробництва й споживання.

Серед комбінованих показників (табл. 1) широке розповсюдження має характеристика «екологічний слід» (ecological footprints), який виявився одним із найбільш успішних показників для оприлюднення концепції екологічної стійкості й фізичних меж нашої планети. Екологічний слід вимірює, скільки біологічно продуктивної землі (га) потрібно для створення ресурсів, спожитих населенням, і поглинання відходів, створених населенням за певний період часу (у більшості випадків – за рік). Цей показник ураховує наявні технології, умови управління ресурсами, площу як земної, так і водної поверхні. Щоб розрахувати екологічний слід, споживання людиною ділиться на різні категорії (продовольство, проживання, транспорт і т. д.), а потім перетворюється на землекористування [4; 5].

Екологічний слід країн світу розраховують згідно з методикою, яку розробляє й постійно доповнює та вдосконалює міжнародна організація Global Footprint Network [5]. Загальна формула для розрахунку екологічного сліду така: $S_i = C_i / Y_i \cdot f \cdot E_p$, де S_i – екологічний слід кожного елемента, C_i – річне споживання елемента, Y – продуктивність землі, f – фактор урожайності (Yield Factor), E – еквівалентний фактор (Equivalence Factor) (для орних земель –

2,415, непродуктивні орні землі – 1,79, ліс – 1,365, пасовища – 0,525, внутрішні й морські водоймища – 0,360, забудовані землі – 2,210, рибальські території – 0,400). Загальний екологічний слід визначається як сума зазначених складників.

Екологічний слід – це сумарна інтегральна характеристика загальної людської потреби в необхідних земельних площах:

– рослинний слід (C_r) – площа, необхідна для виробництва всієї рослинницької продукції;

– тваринницький слід (C_t) – площа, необхідна для випасу й утримання сільськогосподарських тварин;

– лісовий слід (F) – площа, необхідна для виробництва й споживання деревини;

– рибний слід (F_{gr}) – площа, необхідна для виробництва й споживання морської риби та морепродуктів;

– енергетичний слід (E) – площа, необхідна для виробництва енергії, включаючи забезпечення всіма видами енергоресурсів і утилізацію відходів виробництва енергії, зокрема відпрацьованого ядерного палива;

– будівельний слід (I_n) – площа території, необхідної для розміщення інфраструктури під об'єкти житла, транспорту, виробничі потужності.

Для кожного із цих елементів розрахунок здійснюють за єдиним принципом: обсяги внутрішнього споживання переводять в еквівалентну площу із середньосвітовою продуктивністю, яка ділиться на кількість населення країни з подальшим загальним сумуванням. Розрахована таким чином величина екологічного сліду характеризує рівні загального внутрішнього споживання ресурсів кожної країни (далі – ДС), а саме:

Таблиця 1

Показники, що вимірюють екологічні аспекти виробництва й споживання, і показники, що вимірюють соціальну стійкість

Поодинокі показники	Комбіновані підходи	Набори показників
Матеріали. 1. Загальна потреба в матеріалах. 2. Загальне споживання матеріалів. 3. Матеріальні витрати на одиницю продукції. 4. Споживання матеріалів з урахуванням екологічного фактора використання людиною первинної продукції. 5. Вуглецевий слід. 6. Водний слід.	1. Екологічний слід. 2. Індекс «Щаслива планета». 3. Екологічний простір. 4. Індекс стійкості процесів. 5. Стандарти на основі конвенції міжнародної організації праці МОП. 6. Біологічний потенціал (biocapacity).	1. Індикатори стійкості. 2. Індекс людського розвитку. 3. Індикатори екологічної результативності. 4. Індекс дійсного прогресу.

Таблиця 2

Характеристики екологічного сліду України

№	Складова частина екологічного сліду	Величина (га)
1	Рослинний слід (C_r)	1,65
2	Тваринницький слід (C_t)	0,08
3	Лісовий слід (F)	0,35
4	Рибний слід (F_{gr})	0,13
5	Енергетичний слід (E)	1,15
6	Будівельний слід (I_n)	0,15

$$ДС = ДР + S_y + I_m - E_x - S_z,$$

де ДР – внутрішнє виробництво в країні,
 S_y – запаси на початок року, I_m – імпорт, E_x – експорт, S_z – запаси на кінець року.

Екологічний слід визначають в умовних (глобальних) гектарах (гга), які відображають біологічно продуктивний простір середньої врожайності, що дозволяє зіставити землі різної продуктивності. Так, наприклад, 1 га пшеничних полів зіставляється з 2,1 гга, 1 га пасовищ – 0,5 гга, 1 га лісів – 1,4 гга, 1 га рибних територій – 0,4 гга, 1 га забудованого простору – 2,2 гга.

У таблиці 2 представлені розрахунки величини екологічного сліду України в цілому та його складових частин (у глобальних гектарах), проведені за викладеними методиками й офіційними статистичними даними [6; 7].

Розрахована величина екологічного сліду в Україні становить 3,51 гга на особу. Слід зазначити, що літературні відомості стосовно цієї величини мають значні коливання в діапазоні 2,7–3,7 гга залежно від використаних методик розрахунку та різних статистичних даних [5; 8].

Індекс людського розвитку України згідно з останнім звітом United Nations Development Program (UNDP) становить 0,751 (88 місце у світі) [9].

Екологічний стан країни можна комплексно оцінити, якщо доповнити відомості стосовно негативного екологічного сліду інформацією стосовно біологічного потенціалу, який позитивно характеризує можливості біосфери країни продукувати відновлювані ресурси. Біологічний потенціал (далі – БП) також вимірюється в глобальних гектарах згідно з таким визначенням:

$$БП = S_0 \times F \times Ef,$$

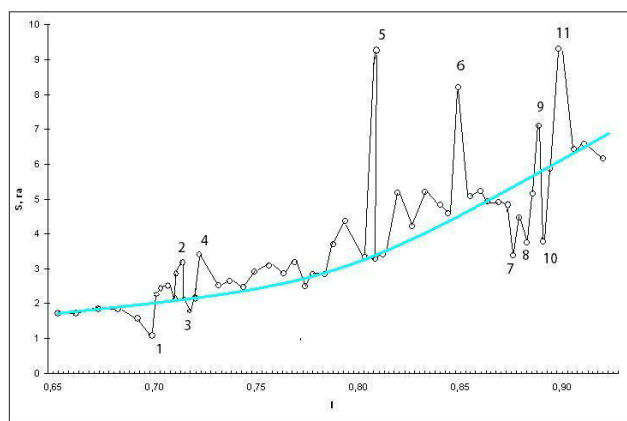


Рис. 1. Кореляційна залежність між величинами екологічного сліду й індексу людського розвитку для низки країн світу

де S_0 – площа території, на якій розраховують БП;

F – фактор урожайності (Yield Factor);

Ef – фактор еквівалентності (Equivalence Factor).

Показовою є кореляційна залежність між величинами «екологічного сліду» й індексу людського розвитку (I) (рис. 1), який щорічно розраховується експертами ООН для країн світу як офіційний інтегральний показник рівня та тривалості життя й освіченості населення. Розрахунок величини I (у безрозмірних одиницях від 0 до 1) базується на трьох показниках: очікувана тривалість життя (оцінка довголіття людини), рівень освіченості населення країни (середня кількість років, витрачених на здобуття освіти, і тривалість освіти) і загальний рівень життя, який оцінюється через валовий національний дохід на душу населення за паритетом купівельної спроможності.

На графіку представлений експоненціальний тренд кореляційної залежності екологічного сліду (S) та індексу людського розвитку (I).

Таблиця 3

Показники індексу людського розвитку, екологічного сліду та біопотенціалу для країн-«боржників»

Країна	Точка графіка	I	S (гга)	БП (гга)	Екологічна різниця
ОАЕ	5	0,815	9,68	1,1	-8,58
Данія	6	0,866	8,26	5,7	-2,56
США	11	0,902	9,51	5,0	-4,51
Канада	9	0,888	7,03	20,0	+13,0
Росія	4	0,710	3,70	8,1	+4,4
Білорусь	2	0,732	3,8	3,9	-0,4

Таблиця 4

Показники індексу людського розвитку, екологічного сліду та біопотенціалу для країн-«донорів»

Країна	Точка графіка	I	S (гга)	БП (гга)	Екологічна різниця (гга)
Фінляндія	7	0,877	3,6	11,7	+8,1
Німеччина	8	0,885	4,0	1,9	-2,1
Нідерланди	10	0,890	4,0	5,3	+1,3

Характеристики залежності розраховані для двох варіантів:

- лінійна регресія $S = 0,314 I + 0,947$;
- експоненціальна регресія $S = 1,127 e^{0,096 I}$.

Коефіцієнт кореляції – $K=0,657$, рівень значимості – 5,38, що відповідає критерію Стьюдента, а експоненціальний тренд більш адекватно описує статистичну залежність $S(I)$. Розташування точок графіка щодо лінії регресії наглядно демонструє місце країни в системі «рівень розвитку (тобто обсяги споживання ресурсів) і антропогенний тиск на довкілля (екологічний слід)».

Діапазон розрахованих показників екологічного сліду досить великий для різних країн світу (від більше ніж 9,5 гга для США, ОАЕ й Кувейту до менш ніж одного гектара для вкрай бідних Афганістану, Конго, Бангладеш) (таблиці 3, 4).

Зіставлення показників екологічного сліду та біопотенціалу дозволяє об'єктивно охарактеризувати віднесення країни до екологічних «боржників» (екологічний слід $S > \text{БП}$), екологічних «донорів» (екологічний слід $S < \text{БП}$).

Разом із тим можна відмітити приклади країн-«донорів», які мають досить великі показники роз-

витку людського потенціалу при відносно невеликих значеннях екологічного сліду (таблиця 4).

За вказаними показниками Україна займає проміжне положення серед країн світу стосовно понять «екологічні «боржники»/«донори». Біологічний потенціал України становить 2,4 гга [8], тому екологічна різниця дорівнює $2,4 - 3,51 = -1,11$ (гга).

Головні висновки. Запропоновані підходи для кількісних кореляційних оцінок впливу антропогенної діяльності на стан довкілля на основі понять «біологічний потенціал території» і «екологічний слід» інколи дають суперечливі результати, що пов'язано з дуже великою різницею величин біологічного потенціалу для різних країн світу. Як свідчать відомості табл. 3, такі країни, як Канада й Росія, маючи досить значні величини екологічного сліду, характеризуються позитивною екологічною різницею завдяки великим показникам біологічного потенціалу.

У цілому кореляційна статистична залежність свідчить, що зростання індексу людського розвитку супроводжується все більшими величинами «екологічного сліду» й рівня негативного антропогенного тиску на довкілля.

Література

1. URL: WWW.sd4ua.org/shho-take-stlij-rozvitok/.
2. Working towards a Balanced and Inclusive Green Economy: A United Nations System-wide Perspective (Prepared by the Environment Management Group). Geneva: United Nations, 2011. 204 p.
3. Шкарупа Е. Основные этапы и проблемы становления системы социально-экономических индикаторов устойчивого развития. *Механізм регулювання економіки*. 2004, № 2, С. 26–31.
4. Кубатко А. Научный подход к определению экологического следа как индикатора устойчивого развития на уровне региональных экономик. *Механізм регулювання економіки*, 2009. № 1. С. 194–202.
5. URL: <https://www.footprintnetwork.org/>.
6. Рослинництво України. Статистичний збірник. 2016 рік.
7. Енергетична стратегія України: Розпорядження Кабінету Міністрів України від 18 серпня 2017 р. URL: <https://www.kmu.gov.ua/npas/250250456>.
8. Ружеви́чюс Ю. Экологический след как новый количественный индикатор устойчивого развития. *Менеджмент качества*. 2010. № 10. С. 34–43.
9. Human Development Indices and Indicators. Statistical Update. 2018. United Nations Development Program (UNDP).

УДК 631.95

НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ОТРИМАННЯ ЯКІСНОЇ Й БЕЗПЕЧНОЇ ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА

Тогачинська О.В., Семенова О.І., Котинський А.В.
Національний університет харчових технологій
вул. Володимирська, 68, 01601, м. Київ
tytyn29@ukr.net

Науково й методологічно обґрунтовані й класифіковані основні критерії здійснення екологічної оцінки технологій вирощування сільськогосподарських культур за біохімічними, технологічними, фітосанітарними, санітарно-гігієнічними та кліматичними показниками. Установлений внесок кожного з критеріїв щодо впливу їх на технології вирощування сільськогосподарських культур і визначений пріоритетний ряд показників: кліматичні показники – рівень родючості ґрунту – сортовий потенціал культури – фітосанітарний стан посівів – акумуляційні й міграційні процеси шкідливих речовин у ґрунті й транслокаційні процеси токсикантів із ґрунту в рослини – якість і безпечність продукції рослинництва – продуктивність – економічна ефективність. *Ключові слова:* якість, безпечність, екологічна оцінка, продукція рослинництва, технологія вирощування сільськогосподарських культур.

Научно-теоретические основы получения качественной и безопасной продукции растениеводства. Тогачинская О.В., Семенова О.И., Котинский А.В. Научно и методологически обоснованы и классифицированы основные критерии осуществления экологической оценки технологий выращивания сельскохозяйственных культур по биохимическим, технологическим, фитосанитарным, санитарно-гигиеническим и климатическим показателям. Установлен вклад каждого из критериев по влиянию их на технологии выращивания сельскохозяйственных культур, определен приоритетный ряд показателей: климатические показатели – уровень плодородия почвы – сортовой потенциал культуры – фитосанитарное состояние посевов – аккумуляционные и миграционные процессы вредных веществ в почве и транслокационные процессы токсикантов из почвы в растения – качество и безопасность продукции растениеводства – производительность – экономическая эффективность. *Ключевые слова:* качество, безопасность, экологическая оценка, продукция растениеводства, технология выращивания сельскохозяйственных культур.

Scientific and theoretical basis for obtaining high-quality and safe crop production. Tohachynska O.V., Semenova O.I., Kotynskiy A.V. Scientifically methodologically substantiated and classified the main criteria for conducting an environmental assessment of technologies for growing crops by biochemical, technological, phyto-sanitary, sanitary-hygienic and climatic parameters. The weighted contribution of each of the criteria is determined, according to their influence on the technology of growing crops, and a priority series of weights is determined: climatic indexes – soil fertility level – varietal potential of the crop – phytosanitary state of crops – accumulation and migration processes of harmful substances in the soil and translocation processes of toxicants with soil in plants – quality and safety of crop production – productivity – economic efficiency. *Key words:* quality, safety, ecological assessment, crop production, technology of growing crops.

Постановка проблеми. Сільськогосподарські культури є незамінним продуктом харчування й цінною сировиною для харчової промисловості. Сорти культур різняться за морфологічними ознаками, смаковими особливостями, стійкістю до несприятливих факторів навколишнього середовища. Вагому роль у забезпеченні якості сільськогосподарської продукції відіграють національні й міжнародні стандарти, нормативно-правові акти, різноманітні методи контролю за якістю вирощуваної продукції рослинництва, багато з яких гармонізовані з міжнародними нормативними документами.

Обґрунтована оцінка якості сільськогосподарських культур допоможе забезпечити відбір якісної продукції, збереженість її під час товарного

оброблення, транспортування й зберігання, а також слугуватиме основою для об'єктивного ціноутворення. Одночасно вона буде сприяти впровадженню у виробництво нових районованих сортів сільськогосподарських культур із біологічно й господарськи цінними ознаками, орієнтуватиме виробника на виробництво лише такої продукції, яка буде користуватися попитом [4].

Актуальність дослідження. Отже, важливим залишається питання створення системи екологічної оцінки якості продукції рослинництва, яка буде відповідати як українським, так і міжнародним стандартам, забезпечить безпечне харчування людей і підвищить конкурентоспроможність продукції на світовому ринку.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Основними принципами екологічної експертизи технологій вирощування сільськогосподарських культур є гарантування безпечного для життя та здоров'я людей навколишнього природного середовища, збалансованість екологічних, економічних, медико-біологічних і соціальних інтересів, наукова обґрунтованість, превентивність [1; 2; 5]. Питаннями вивчення екологічної оцінки технологій вирощування сільськогосподарських культур за комплексом показників займалися провідні вчені в галузі екології: Н.А. Макаренко, В.І. Бондарь, І.В. Парашенко, Т.Л. Жегарьова, Р.М. Алексахін, Л.І. Моклячук та інші.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Метою досліджень було розробити структуру показників для проведення екологічної оцінки агротехнологій вирощування сільськогосподарських культур.

Матеріали й методи досліджень. Для розроблення системи екологічної експертизи технологій вирощування сільськогосподарських культур були використані літературні джерела, фондові матеріали, нормативно-правові документи.

Виклад основного матеріалу. Для проведення екологічної оцінки технологій вирощування сільськогосподарських культур були науково й методологічно обґрунтовані й класифіковані основні критерії екологічної експертизи.

1. *Кліматичні умови*, які є ваговими показниками в основних фазах росту й розвитку сільськогосподарських культур (оптимальна температура повітря й оптимальна кількість опадів в основні фази росту й розвитку сільськогосподарських культур.). Тому

на їхню якість впливають внутрішні сортові особливості, фенологічні фази розвитку рослин, агрокліматичні фактори. Для отримання високоякісної продукції рослинництва, наприклад сої, було розроблено таку структуру показників щодо проведення екологічного оцінювання за кліматичними показниками (табл. 1).

Лімітуючими агрокліматичними факторами ризику недоотримання планової урожайності та якості сільськогосподарських культур є температурний режим (особливо в період початку вегетації) і коефіцієнт зволоження, величина якого має важливе значення для періодів росту, утворення плодів і дозрівання культур. Сприятливий режим зволоження (близький до норми й вищий від неї) має надзвичайно важливе значення в період активної вегетації, а близький до норми чи нижчий від неї – у період збору урожаю сільськогосподарських культур. Обчислені частки впливу метеорологічних факторів свідчать про те, що врожайність сільськогосподарських культур диференційовано реагує на об'єктивні фактори погодного ризику.

2. *Забезпеченість ґрунту оптимальним умістом гумусу, рухомих форм азоту, фосфору, калію, кислотність ґрунту.* Оптимальні параметри ґрунту для вирощування сільськогосподарських культур залежать від комплексної системи удобрення, правильного обробітку ґрунту, підбору попередників і сортового потенціалу. Оптимальні параметри ґрунту встановлюються згідно з характеристикою сорту, технологічними картами вирощування культури, нормативними документами та державними стандартами.

3. *Фітосанітарний стан посівів* устанавлюється з урахуванням порогів шкодочинності у фазах росту й розвитку культури, за рівнем забур'яненості,

Таблиця 1

Вплив кліматичних факторів на ріст і розвиток рослин сої

Внутрішньосортові особливості	Фенологічні фази розвитку сої	Агрокліматичні показники
Маса зернини Чутливість до вологи Чутливість до тепла Морозостійкість	Проростання насіння	Температура повітря Температура ґрунту Вологість ґрунту Можливість заморозків
Чутливість до вологи Чутливість до тепла Морозостійкість Чутливість до тривалості дня Група стиглості	Формування вегетативних органів: поява сходів – другого трійчастого листка; поява третього трійчастого листка – початок цвітіння	Тривалість періоду дня Температура Вологість ґрунту (опаді) Можливість заморозків
Чутливість до вологи Чутливість до тепла Сумісність із симбіонтами	Формування репродуктивних органів; цвітіння	Тривалість дня Температура повітря Вологість ґрунту
Чутливість до вологи Чутливість до тепла Група стиглості	Наливання насіння (зелена, сиза стиглість бобів)	Температура Вологість ґрунту Активність симбіонтів залежно від агрокліматичних умов
Група стиглості	Достигання насіння	Температура Вологість ґрунту

захворюваності, раціонального використання агро-технічного, фізико-механічного, біофізичного, імунологічного, біологічного, хімічного методів захисту рослин і чинних нормативів.

4. Нормативні показники якості ґрунту.

Нормативи вмісту забруднюючих речовин у ґрунті розробляють за трьома напрямками:

- нормування вмісту шкідливих хімічних речовин в орному шарі ґрунту;
- нормування накопичення токсичних речовин на території підприємства;
- нормування забруднення ґрунту в житлових районах, у місцях переважного збереження побутових відходів.

Акумулятивні й міграційні процеси шкідливих речовин у ґрунті залежать від рівня та динаміки застосування мінеральних добрив і засобів захисту; від кількісного і якісного складу МД і ЗЗР (зокрема й домішок), поведінки їх у ґрунтового комплексі, а саме особливостей впливу процесів вилугування й міграції токсикантів у нижні шари ґрунту; від активності мікробіологічних і біохімічних процесів у ґрунті, які визначають біодоступність і біотоксичність їх у трофічному ланцюгу живлення. Тому акумулятивні й міграційні процеси токсикантів у ґрунті формують радіальну міграцію, яка характеризується *коефіцієнтом концентрації*, що показує ступінь накопичення хімічних речовин у ґрунті відносно контролю:

$$K_c = k_i / K_k$$

де K_c – коефіцієнт концентрації;

k_i – уміст (кількість) шкідливої речовини в n -компоненті;

K_k – уміст (кількість) шкідливої речовини в еталоні (контролі).

Тому оцінку за акумуляційними й міграційними процесами шкідливих речовин у ґрунті необхідно

проводити за величиною нагромадження ($K_c > 1$) і вилугування ($K_c < 1$) у генетичних горизонтах ґрунту (табл. 2).

Оскільки ґрунти доволі часто забруднені кількома елементами, то для них розраховують сумарний показник забрудненості, що відображає комплексний ефект усієї групи компонентів.

$$Z_c = \left(\sum_{i=1}^n K_i \right) - (n-1)$$

де: Z_c – сумарний показник забрудненості ґрунтів;
 K – коефіцієнт концентрації хімічного елемента в пробі ґрунту;

n – кількість урахованих хімічних елементів.

Сумарний показник забрудненості може бути визначений як для всіх елементів однієї проби, так і для ділянки сільськогосподарських угідь.

Санітарний стан ґрунтів оцінюють за спеціальними нормованими показниками. Як основний хімічний показник використовують санітарне число – частку від ділення кількості ґрунтового білкового азоту в міліграмах на 100 г абсолютно сухого ґрунту на кількість органічного азоту в тих самих одиницях. Показником бактеріального забруднення ґрунту є титр кишкової палички й титр одного з анаеробів. Санітарно-гельмінтологічним показником ґрунту є кількість яєць гельмінтів в 1 кг ґрунту. Ентомологічний показник визначають за наявністю личинок і лялечок мух у 0,25 м² поверхні ґрунту (табл. 3).

Крім того, *транслокаційні процеси* шкідливих речовин характеризують особливості переходу їх із ґрунту у вегетативні та генеративні органи рослин. Тому для виявлення впливу різних елементів технологій на транслокаційні процеси було введено *коефіцієнт біологічного поглинання* шкідливих речовин, який дозволить установити взаємозв'язок між вмістом у ґрунті та рослинах сполук важких металів, нітратів, нітритів, залишків пестицидів.

Таблиця 2

Екологічний стан ґрунту за показниками вертикальної міграції шкідливих речовин

Екологічний стан	Клас	Коефіцієнт концентрації K_c	
		нагромадження ($K_c > 1$)	вилугування ($K_c < 1$)
Незадовільний	I	$K_c \geq 1,25$	$0,75 \geq K_c$
Задовільний	II	$1,25 > K_c > 1,1$	$0,9 > K_c > 0,75$
Нормальний	III	$1,1 > K_c > 1,0$	$1,0 > K_c > 0,9$
Оптимальний	IV	$K_c = 1,0$	$K_c = 1,0$

Таблиця 3

Показники санітарного стану ґрунтів сільськогосподарських угідь

Тип екологічної небезпеки	Залишкова кількість пестицидів, мг/га	Уміст у ґрунті
Сприятлива	2	не виявляється
Задовільна	3–4	ГДК
Передкризова	4–5	ГДК
Кризова	5–6	1,1–1,5 ГДК
Катастрофічна	6	1,6–10 ГДК

Нормативи оцінок пестицидного забруднення ґрунтів

Тип екологічної небезпеки	Залишкова кількість пестицидів, мг/га	Уміст у ґрунті
Сприятлива	2	не виявляється
Задовільна	3–4	ГДК
Передкризова	4–5	ГДК
Кризова	5–6	1,1–1,5 ГДК
Катастрофічна	6	1,6–10 ГДК

Коефіцієнт біологічного поглинання визначається таким чином:

$$K_{б.п.} = C_i/c_i,$$

де $K_{б.п.}$ – коефіцієнт біологічного поглинання;

C_i – концентрація (тобто кількість і-тої забруднюючої речовини в генеративних і вегетативних органах рослин);

c_i – концентрація забруднюючої речовини (тобто кількість і-тої забруднюючої речовини в акумулятивних і міграційних горизонтах ґрунту).

Коефіцієнти біологічного поглинання дають можливість оцінити вплив технології не лише на процеси накопичення важких металів рослинами, а й охопити всю систему «ґрунт – добрива – пестициди – рослина». За рівнем відхилення від контрольованого варіанта можна провести екологічне оцінювання технології.

Цілоком придатну оцінку екологічного стану земель можна отримати за допомогою даних, що характеризують рівень пестицидного навантаження, але потрібно отримати інформацію про залишкову кількість пестицидів у ґрунтах і рослинах.

Рівень забрудненості ґрунтів і рослинної маси залишками пестицидів визначають шляхом порівняння фактичного вмісту пестицидів у ґрунті чи в сільськогосподарській продукції з ГДК. Перевищення фактичного вмісту залишкової кількості пестицидів відносно ГДК є показником небезпечності екологічного стану ґрунтів за пестицидним навантаженням (табл. 4).

5. *Якість і безпека* сільськогосподарської продукції враховує біохімічні, санітарно-гігієнічні, біометричні показники, наявність карантинних рослин, шкідливих домішок, фізичні показники.

Біохімічні показники сільськогосподарських культур характеризуються вмістом білку і його фракційним складом, вмістом і властивостями клейковини, амінокислотним складом, вмістом сахарози, клітковини, каротину, вітаміну С, цукру, наявністю сухої речовини соку й загальною кислотністю. *Санітарно-гігієнічні* показники характеризуються вмістом токсичних елементів, радіоактивних елементів, нітратів, нітритів, мікотоксинів, пестицидів. До *фізичних показників* належать такі: зовнішній вигляд продукції, смакові якості, колір і запах, шкідливі домішки. *Біометричні показники* характеризують розмір і форму.

6. *Продуктивність рослинницької продукції* залежить від характеристики сорту, фактичних даних сорту, що отримані під час випробовування технологій. Для обґрунтування оптимальної продуктивності культур у різних ґрунтово-кліматичних зонах України доцільно включати сорти, які зареєстровані в Державному реєстрі сортів.

7. *Економічна ефективність* включає показники собівартості й рентабельності.

За рекомендаціями міжнародних організацій агроекологічну оцінку доцільно проводити за 4 класами. Діапазон показників у межах цих класів визначається згідно з нормативами з урахуванням методичних підходів до екологічного нормування.

Екологічне нормування визначається зміною стану компонентів агроєкосистеми під впливом агротехнологій. Визначається зона оптимуму – зниження < 10%, зона комфорту – зниження на 10–25%, песимуму – зниження > 25%.

Виходячи із цього, технологію доцільно оцінювати за кожним показником:

I клас – незадовільний стан (відхилення від оптимуму в бік погіршення перевищує 25%);

II клас – задовільний стан (відхилення від оптимуму в бік погіршення більше 10%, але не перевищує 25%);

III клас – нормальний стан (відхилення від оптимуму в бік погіршення не перевищує 10%);

IV клас – оптимальний стан (відхилення від оптимуму в бік погіршення не спостерігається).

Відповідно до розроблення критеріїв екологічної оцінки було встановлено пріоритетний ряд щодо впливу технологій на кліматичний, екотоксикологічний, агрохімічний, гідрохімічний, фітосанітарний стан агроєкосистеми, якість, безпечність, продуктивність і економічну ефективність продукції рослинництва. Визначено ваговий внесок кожного з критеріїв щодо впливу їх на технології вирощування сільськогосподарських культур: *кліматичні показники > рівень родючості ґрунту > сортовий потенціал культури > фітосанітарний стан посівів > акумуляційні й міграційні процеси шкідливих речовин у ґрунті й транслокаційні процеси токсикантів із ґрунту в рослини > якість і безпечність продукції рослинництва > продуктивність > економічна ефективність.*

Головні висновки. Науково й методологічно обґрунтовано й класифіковано структуру показників

щодо проведення екологічної експертизи за впливом на кліматичний, екотоксикологічний, агрохімічний, фітосанітарний, гідрохімічний стан агроєкосистеми, на якість і безпечність продукції та продуктивність культури. Визначено ваговий внесок кожного з критеріїв щодо впливу їх на технології вирощування сільськогосподарських культур.

Проведено аналіз небезпечних факторів, які пов'язані з вирощуванням продукції рослинництва,

визначено технологічні процеси, які можуть погіршувати технологічні та гігієнічні показники якості сільськогосподарських культур.

Доведено, що за умови такого науково-методичного підходу до екологічного оцінювання гарантується всебічна оцінка технологій і впровадження у виробництво лише таких, що забезпечать отримання високоякісної продукції рослинництва, яка відповідатиме міжнародним вимогам і стандартам.

Література

1. Жигарева Т., Алексахин Р., Свириденко Д. Влияние природных мелиорантов и тяжелых металлов на урожайность зерновых культур и микрофлору дерново-подзолистой почвы. *Агрохимия*. 2005. № 11. С. 60–65.
2. Макаренко Н., Бондар В., Макаренко В. Екологічна експертиза технологій вирощування сільськогосподарських культур. *Агроєкологічний журнал*. 2008. № 3. С. 14–18.
3. Макаренко Н. Екологічна експертиза технологій вирощування сільськогосподарських культур: методичні рекомендації / за ред. Н. Макаренко. Київ: ТОВ «ДІА», 2008, 84 с.
4. Моклячук Л. Екологічна оцінка технологій вирощування овочевих культур: методичні рекомендації / За ред. д. с.-г. н. Л. Моклячук. Київ, 2013, 27 с.
5. Тогачинська О., Паращенко І. Екологічна експертиза технологій вирощування пшениці озимої в умовах північного Лісостепу. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2018. № 2. С. 40–44.

SYNTHESIS OF EXOPOLYSACCHARIDES BY BRADYRHIZOBIUM JAPONICUM ISOLATES

Gumeniuk I., Gruzinskii S., Brovko I., Chabanyuk Ya.

Institute of Agroecology and Environmental Management,
National Academy of Agricultural Sciences of Ukraine
str. Metrolohichna, 12, 03143, Kyiv
gumeniuk.ir@gmail.com

Exopolysaccharides of nitrogen-fixing rhizobial bacteria are potential biopolymers for industry. One of the most important issues is the possibility of storage of microbial drugs for a long period. The isolate LG 2 is capable of forming 3,2 g/l exopolysaccharides, which is dominated by the control strain *B. japonicum* eko/001 by 13,4%, and the isolate LG 5 synthesized EPS in the amount of 2,8 g/l. Characterized by the rheological properties of culture solutions of isolates (viscosity, optical density). The resulting isolates of nodule bacteria LG 2 and LG 5, owing to the intensive synthesis of EPS and significant rheological properties, can be used to create modern preparations of soybean nodule bacteria. *Key words:* exopolysaccharides, legume-rhizobial symbiosis, soybean *Bradyrhizobium japonicum*.

Синтез екзополісахаридів ізолятами *Bradyrhizobium japonicum*. Гуменюк І.І., Грузінський С.Ю., Бровко І.С., Чабанюк Я.В. Екзополісахариди азотфіксуювальних ризобіальних бактерій є потенційними біополімерами для промисловості. Одним із найважливіших питань залишається можливість зберігання мікробних препаратів упродовж тривалого періоду. Ізолят LG 2 здатний утворювати 3,2 г/л екзополісахаридів, що переважає контрольний еталонний штам *B. japonicum* eko/001 на 13,4%, а ізолят LG 5 мав здатність синтезувати екзополісахариди в кількості 2,8 г/л. Охарактеризували реологічні властивості культуральних розчинів ізолятів (в'язкість, оптичну густину). Отримані ізоляти бульбочкових бактерій LG 2 та LG 5 завдяки інтенсивному синтезу ЕПС та значним реологічним властивостями можуть бути застосовані для створення сучасних препаратів бульбочкових бактерій сої. *Ключові слова:* екзополісахариди, бобово-ризобіальний симбіоз, соя *Bradyrhizobium japonicum*.

Синтез экзополисахаридов изолятами *Bradyrhizobium japonicum*. Гуменюк И.И., Грузинский С.Ю., Бровко И.С., Чабанюк Я.В. Экзополисахариды азотфиксирующих ризобияльных бактерий являются потенциальными биополимерами для промышленности. Одним из важнейших вопросов остается возможность хранения микробных препаратов в течение длительного периода. Изолят LG 2 способен образовывать 3,2 г/л экзополисахаридов, что превышает контрольный штамм *B. japonicum* eko/001 на 13,4%, а изолят LG 5 синтезировал ЭПС в количестве 2,8 г/л. Охарактеризовали реологические свойства культуральных растворов изолятов (вязкость, оптическую плотность). Полученные изоляты клубеньковых бактерий LG 2 и LG 5 благодаря интенсивному синтезу ЭПС и значительным реологическим свойствам могут быть применены для создания современных препаратов клубеньковых бактерий сои. *Ключевые слова:* экзополисахариды, бобово-ризобияльный симбиоз, соя *Bradyrhizobium japonicum*.

Introduction. In the process of interaction and during the transmission of signals in legume-rhizobial symbiosis, polysaccharides play a significant role, which effectively interact with leguminous plants and enhance their adaptive mechanisms. They are excreted by many types of soil microorganisms. Bacterial exopolysaccharides (EPS) are widely used in the food and textile industry, they can also be used to immobilize microorganisms in gel preparations. In industry, they can serve as thickeners, gelling agents, stabilizers, for their ability to increase the viscosity of solutions [1]. EPS of nitrogen-fixing rhizobial bacteria are also potential biopolymers for industry, but they are still not widely used. One of the most important issues is the possibility of storage of microbial drugs for a long period. This is possible thanks to the isolation and efficient use of EPS of nodule bacteria.

Literary review. It is known that rhizobia have the ability to form several types of surface polysaccharides,

among which are: exopolysaccharides (EPS), lipopolysaccharide (LPS), capsular polysaccharides (CPS), neutral polysaccharides (NPS), gel-forming polysaccharides (GPS) and cellulose fibrils (CF). EPS has a nourishing, protective and reserve function, and also plays an important role in adhesion and recognition – the interaction with the lectins of the host plant [2]. Microbial polysaccharides contain the necessary information about the symbiotic potential of bacteria: specificity, virulence, nitrogen-fixing activity, competitiveness, which is ensured by the carbohydrate-protein correspondence of the micro- and macrosymbiont, and the formation of legume-rhizobial symbiosis (LRS) depends on the level of lectin-polysaccharide interaction. Bacterial polysaccharides and plant lectins are responsible not only for the formation of symbiosis, but also for its functioning [3; 4].

EPS also have a suppressor effect, which is activated when plants are infected by nodule bacteria [5]. They also

protect the enzyme nitrogenase of the symbiotic apparatus of leguminous plants [6]. In recent years, microbial EPS have become one of the main object of research not only because of their importance in the metabolism of microorganisms, but also due to the diversity of the physicochemical structure that determines the properties of these polymers and allows them to be used in industry. Solutions of microbial polysaccharides should have a high viscosity at low concentration, stability in a wide temperature range and pH, resistance to mechanical destruction [7]. Microbial EPS can be used as suspending, gelling and emulsifying agents, due to their rheological properties [8; 9].

Exopolysaccharides of nitrogen-fixing rhizobial bacteria are also potential biopolymers for the production of drugs, because in the culture broth it increases its viscosity and provides for their adaptation to environmental conditions both in symbiosis with legumes and in a saprophytic status [4; 10; 11]. Rhizobia release a large number of EPS in the rhizosphere [6; 12]. Therefore, as an alternative to peat carrier, microbial EPS can be used [14; 15]. Since these are polymers of bacterial cells, they are synthesized and released into the extracellular environment, this allows us not to use minerals as a vector in the future to produce bacterial preparations [6; 12; 15; 16].

The aim of the study was to identify strains of *Bradyrhizobium* – active producers of EPS with a high rheological ability.

Materials and methods. The object of the study was isolates of the nodule bacteria *Bradyrhizobium sp.*, which forming symbiosis with soy *Glycine max* (L) Merrill.

Deep cultivation was carried out in 250 ml bottles, under conditions of constant mixing 180 rpm, and the temperature of $28 \pm 1^\circ\text{C}$. Bacteria were grown on a liquid mineral nutrient medium of the next composition (g/l): mannitol – 8; yeast extract – 2; glucose – 2; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 0,5; K_2HPO_4 – 0,35; KH_2PO_4 – 0,35; MgSO_4 – 0,2; agar-agar – 20; pH 7.2. The isolation of the exopolysaccharides began with the separation of the culture fluid from the biomass, through centrifugation at 8,000 rpm for 10 minutes. The isolated culture broth was then added to isopropyl in a proportion of 5:1. The isolated precipitate was collected and dried in a vacuum drying cabinet until complete evaporation of isopropyl [17].

The dynamic viscosity of the cultures was determined using a capillary viscometer VPZh-2 [18].

To measure the optical density, every 8:00, a sample of 1 ml was taken at the same time with the biomass estimate. The resulting liquid culture was centrifuged at 12,000 rpm for 2 minutes until precipitate, washed with water and again centrifuged, repeating this procedure three times. Then, 1 ml of distilled water was added to the resulting precipitate and the optical density was measured on a PG INSTRUMENTS T60 UV-Visible spectrophotometer.

Results of the research and discussion. From natural ecological niches, we isolated several highly active

and competitive isolates of nodule bacteria of soybean. The range of synthesis of EPS by bacteria was in the range of 0,09–3,21 g/l. However, two isolates LG 2 and LG 5 were the best and the number of synthesized EPSs was at the level of the reference strain *B. japonicum* eko/001, as well and above it (Fig. 1).

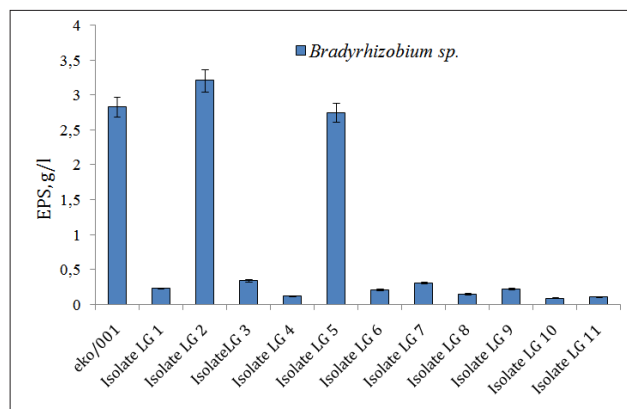


Fig. 1. The synthesis of exopolysaccharides by nodule bacteria of soybean

Among all eleven isolates of soybean nodule bacteria, two were characterized by a high content of EPS. LG2 isolate is capable of synthesizing 3,2 g/l exopolysaccharides, which is dominated by the reference reference strain *B. japonicum* eko/001 by 13,4%. Also, LG5 isolate was able to synthesize exopolysaccharides in the amount of 2,8 g/l. Despite the fact that this number of exopolysaccharides was known at the level of the control variant, these two isolates were chosen for further studies. Usually, nodule bacteria synthesize exopolysaccharides in the amount of 0,5–1,5 g/l [2].

The presence of EPS in modern microbial preparations is important for the storage of high titer and high physiological activity of bacterial cells for a long period. So, based on these data, we can conclude about the effectiveness of the isolates given in our studies. The synthesis of exopolysaccharides by bacterial strains significantly contributes to the improvement of soil fertility, the improvement of plant growth and development, as well as the formation of an effective symbiosis between the plant and the bacterium [3].

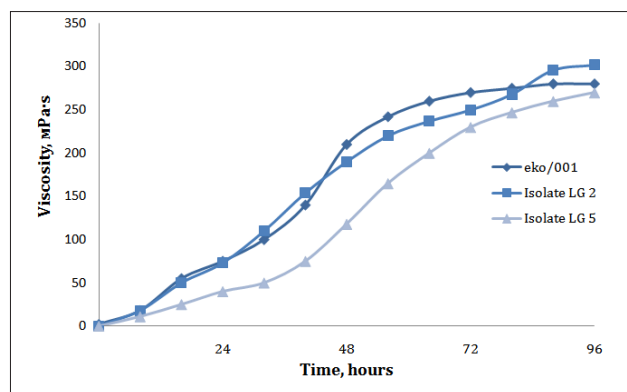


Fig. 2. The culture broth viscosity

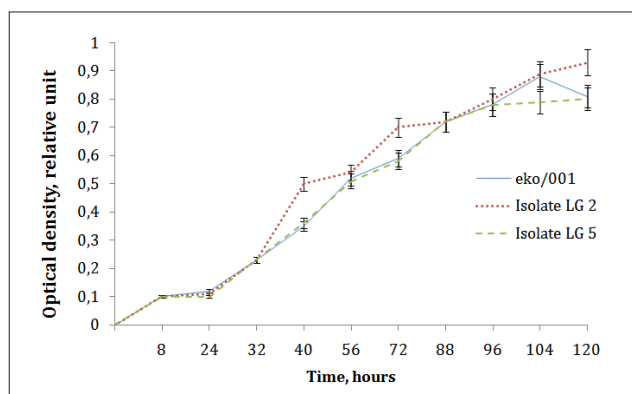


Fig. 3. Optical density of culture broth of isolates *Bradyrhizobium*

The practical value of EPS is determined by their rheological properties, the ability to increase the viscosity and plasticity of solutions. Therefore, we checked the rheological properties of two isolates that produced the greatest number of exopolysaccharides [19].

During the cultivation of EPS producers (isolates of soybean nodule bacteria), on the YMA medium showed an intensive growth of biomass in the variant represented by LG 2 isolate. It is known that under certain cultivation conditions the chemical composition of EPS, the ratio of monosaccharides can change the practical value of these polymers.

The viscosity of the culture broth of the control variant – strain *B. japonicum* eko/001, reached 280 mPa·s.

Meanwhile, from the soybean nodule bacteria presented in our studies, LG 2 isolate had the ability to form exopolysaccharides in an amount that exceeded the reference strain by 7,8% (Fig. 2). The number of synthesized EPS of LG 5 isolate was within the range of chosen model strain *B. japonicum* eko/001. It is important how the rheological property of EPS as the optical density of the culture broth of isolates of nodule bacteria changes, depending on the cultivation time (Fig. 3).

The analysis of the research results shows that the optical density increases according to the biomass of the presented experimental variants. Thus, the largest optical density was characterized by LG 2 isolate, it was $0,93 \pm 0,06$ relative unit.

Consequently, EPS with pronounced rheological features are an effective stabilizing component when creating a gel medium for the cultivation of bacteria *Bradyrhizobium*. An important technological characteristic of microbial preparations is the duration of their storage.

Conclusions. Isolates of soybean nodule bacteria *Bradyrhizobium* sp. are characterized by intensive synthesis of EPS and significant rheological properties. Taking into account the results, further testing of the effect of these isolates on soybean yield and on plant biometrics will be important. It is necessary to search for isolates adapted to our conditions of existence, through their adaptation and ability to influence environmental indicators.

References

1. Donot F., Fontana A., Baccou J., Schorr-Galindo S. Microbial exopolysaccharides: main examples of synthesis, excretion, genetics and extraction. *Carbohydrate Polymers*. 2012. Vol. 87. Issue 2. P. 951–962. DOI: /10.1016/j.carbpol.2011.08.083.
2. Bomfeti C., Florentino L., Guimarães A., Cardoso P., Guerreiro M., Moreira F. Exopolysaccharides produced by the symbiotic nitrogen-fixing bacteria of leguminosae. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2011. Vol. 35. Issue 3. P. 657–671. DOI:10.1590/S0100-06832011000300001.
3. Zaharova I., Kosenko L. *Methods for studying microbial polysaccharides*. K.: Naukova dumka. 1982. 192 p.
4. Kannenberg E., Carlson R. Lipid A and O-chain modifications cause Rhizobium lipopolysaccharides to become hydrophobic during bacteroid development. *Molecular Microbiology*. 2001. Vol. 39. Issue 2. P. 379–391.
5. Mithofer A. Suppression of plant defence in rhizobia-legume symbiosis. *Trends Plant Science*. 2002. Vol. 7. P. 440–444. DOI: 10.1016/S1360-1385(02)02336-1.
6. Lin C., Chen Y., Jinn T., Wu C., Hong Y., Wu W. Role of the cAMP-dependent carbon catabolite repression in capsula polysaccharide biosynthesis in *Klebsiella pneumoniae*. *PLOS ONE*. Vol. 8. Issue 2. DOI: e54430. doi:10.1371/journal.pone.0054430.
7. Staudt A., Wolfe L., Shroot J. Variations in exopolysaccharide production by *Rhizobium tropici*. *Archives of Microbiology*. 2012. Vol. 194. Issue 3. P. 197–206. DOI: 10.1007/s00203-011-0742-5.
8. Muthini M., Maingi J., Muoma J., Amoding A., Mukaminaga D., Osoro N. Morphological assessment and effectiveness of indigenous rhizobia isolates that nodulate *P. vulgaris* in water hyacinth compost testing field in Lake Victoria basin. *British Journal of Applied Science and Technology*. 2014. Vol. 4. Issue 5. P. 718–738. DOI: 10.9734/BJAST/2014/5757.
9. Abd-Alla M. Regulation of nodule formation in soybean – *Bradyrhizobium* symbiosis is controlled by shoot or / and root signals. *Plant Growth Regulation*. 2001. Vol. 34. Issue 2. P. 241–250. DOI: 10.1023/A:1013329422954.
10. Glenn A., Gurich N., Feeney A., González E. The ExpR/Sin quorum-sensing system controls succinoglycan production in *Sinorhizobium meliloti*. *Journal of bacteriology*. 2007. Vol. 189. P. 7077–7088. DOI: 10.1128/JB.00906-07.
11. Berrada I., Willems A., De Vos P. Diversity of culturable moderately halophilic and halotolerant bacteria in a marsh and two salterns a protected ecosystem of Lower Loukkos (Morocco). *African Journal of Microbiology Research*. 2012. Vol. 6. P. 2419–2434. DOI: 10.5897/AJMR11.1490.
12. Vu B., Chen Miao, Crawford R., Ivanova E. Bacterial extracellular polysaccharides involved in biofilm formation. *Molecules*. 2009. Vol. 14. Issue 70. P. 2535–2554. DOI: 10.3390/molecules14072535.
13. Albareda M., Rodríguez-Navarro D., Camacho M. Alternatives to peat as a carrier for rhizobia inoculants: solid and liquid formulations. *Soil Biology and Biochemistry*. 2008. Vol. 40. P. 2771–2779. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.07.021.
14. Nwodo U., Green E., Okoh A. Bacterial exopolysaccharides: functionality and prospects. *International Journal of Molecular Sciences*. 2012. Vol. 13. Issue 11. P. 14002–14015. DOI: 10.3390/ijms131114002.

15. Ritade Cássia N., Abrahão N., Édson Z., Ribeiro X., Fernandes C., Martins A., Vieira L. Field performance of new cowpea cultivars inoculated with efficient nitrogen-fixing rhizobial strains in the Brazilian Semiarid. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2014. Vol. 49. Issue 5. P. 395–402. DOI: 10.1590/S0100-204X2014000500009.
16. Bashan Y., Prabhu S. Advances in plant growth-promoting bacterial inoculant technology – formulations and practical perspectives (1998–2013). *Plant Soil*. 2014. Vol. 378 (1–2). P. 1–33. DOI: 10.1007/s11104-013-1956-x.
17. Sutherland I. Polysaccharides from microorganisms, plants and animals. *Biopolymers Online*. 2005. Vol. 5. P. 1–19. DOI: 10.1002/3527600035.bpol5001.
18. ISO 33768–2015 Method for determination of kinematic viscosity and calculation of dynamic viscosity of transparent and opaque liquids.
19. Ribeiro V., Burkert C.A.V. Exopolysaccharides produced by rhizobium: production, composition and rheological properties. *Journal of Polymer and Biopolymer Physics Chemistry*. 2016. Vol. 4. Issue 1. P. 1–6. DOI: 10.12691/jpbpc-4-1-6.

ДОСЛІДЖЕННЯ АДСОРБЦІЇ ОРГАНІЧНИХ БАРВНИКІВ АКТИВОВАНИМ ВУГІЛЛЯМ

Бордун І.М.¹, Пташник В.В.¹, Чумакевич В.О.¹, Машков О.А.²

¹Національний університет «Львівська політехніка»
вул. Степана Бандери, 12, 79013, м. Львів
chumakevich@ukr.net

²Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Липківського, 35, 03036, м. Київ
mashkov_oleg_52@ukr.net

Методом спектрофотометричного аналізу досліджено адсорбцію барвників метиленового синього, бромтимолового синього й індигокарміну активованим вугіллям. Отримані ізотерми адсорбції промодельовано рівняннями Ленгмюра й Дубініна-Радушкевича. Установлено на основі аналізу результатів моделювання, що наявність мезопор у вуглецевому матеріалі поряд із розвинутою мікропористою структурою сприяє підвищенню адсорбційної здатності вугілля у водних розчинах, особливо при адсорбції великих молекул. Існування мезопор дозволяє адсорбатам отримати доступ усередину мікропор, які містять адсорбційні центри, що мають більш високу енергію для адсорбції. Це підтверджується великими значеннями як константи рівноваги, так і значеннями адсорбційної енергії, визначеними з рівнянь Ленгмюра й Дубініна-Радушкевича відповідно. *Ключові слова:* активоване вугілля, барвники, адсорбція, спектрофотометричний аналіз, мезопори.

Исследование адсорбции органических красителей активированным углем. Бордун И.М., Пташник В.В., Чумакевич В.А., Машков О.А. Методом спектрофотометрического анализа исследована адсорбция красителей метиленового синего, бромтимолового синего и индигокармина активированным углем. Полученные изотермы адсорбции промоделированы уравнениями Ленгмюра и Дубинина-Радушкевича. Установлено на основе анализа результатов моделирования, что наличие мезопор в угольном материале совместно с развитой микропористой структурой способствует повышению адсорбционной способности угля в водных растворах, особенно при адсорбции больших молекул. Существование мезопор позволяет адсорбатам получить доступ в середину микропор, которые содержат адсорбционные центры с более высокой энергией для адсорбции. Это подтверждается большими значениями как константы равновесия, так и значениями адсорбционной энергии, определенными из уравнений Ленгмюра и Дубинина-Радушкевича соответственно. *Ключевые слова:* активированный уголь, красители, адсорбция, спектрофотометрический анализ, мезопоры.

Investigation of organic dyes adsorption on activated carbon. Bordun I.M., Ptashnyk V.V., Chumakevych V.O., Mashkov O.A. The adsorption of methylene blue, bromotymol blue and indigo carmine by activated carbon was investigated by spectrophotometric analysis method. Obtained adsorption isotherms were modeled by Langmuir and Dubinin-Radushkevich equations. Based on the analysis of the modeling results, it was established that the presence of mesopores in activated carbon material along with the developed microporous structure contributes to an increase in the adsorption capacity of carbon in aqueous solutions, especially in cases of large molecules adsorption. The existence of a mesopores allows adsorbates to gain access to micropores that contain adsorption centers with higher energy for adsorption. This is confirmed by the large values of both the equilibrium constant and the values of the adsorption energy determined from the Langmuir and Dubinin-Radushkevich equations, respectively. *Key words:* activated carbon, dye, adsorption, spectrophotometric analysis, mesopores.

Постановка проблеми. Нині вуглецеві матеріали, серед яких важливе місце займає активоване вугілля (далі – АВ), завдяки розвинутій пористій структурі й значній питомій поверхні знаходять широке використання в різних галузях. Найбільш широко АВ застосовується для вирішення екологічних проблем, зокрема в якості високоєфективного сорбенту для очищення рідин і газів від різних забруднюючих домішок, очищення водою і повітря. Однак Україна змушена імпортувати активоване вугілля та різноманітні фільтраційні суміші. Крім того, різні види вугілля та способи його активації дозволяють отримати сорбент зі специфічними властивостями. В Україні чимало сировини, придатної для виробництва активованого вугілля (відходи

сільськогосподарської та деревообробної галузі), просто гниє, що створює низку додаткових екологічних проблем. Однією з причин, що сповільнює виробництво вітчизняного активованого вугілля, є роздрібненість сировинних ресурсів і відсутність ефективних способів контролю параметрів готової продукції, придатних для реалізації на невеликих підприємствах [1–4].

Актуальність дослідження. Отже, розроблення ефективних методик вивчення синтезованого вугілля дозволить модифікувати технологію та запропонувати нові галузі використання готового продукту

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Характер і глибина протікання адсорбційних процесів визнача-

ються величиною, хімічним складом і структурними особливостями вуглецевої поверхні. Основними характеристиками дисперсних вуглецевих матеріалів є питома поверхня і вміст поверхневих функціональних груп кислотного й основного характеру. Пориста структура сорбентів є особливо важливим чинником. Припустимо, що найменший розмір адсорбованої молекули не перевищує ширини щілиноподібної мікропори. Оскільки мікропори АВ формуються під час вигорання високодисперсних кристалітів, які хаотично розміщені в гранулі вихідного карбонізованого матеріалу, стінки зв'язаних між собою мікропор не можуть знаходитися в одній площині. Тому адсорбована молекула може проникнути в другу мікропору тільки в разі, якщо розмір пори дозволяє їй змінити свою орієнтацію так, щоб довша вісь молекули розміщувалася перпендикулярно до перерізу входу в другу мікропору [5]. Отже, мікропори, розміри яких менші від молекул розчинених речовин, не можуть брати участь у процесі адсорбції, і тому під час адсорбції великих молекул органічних речовин (наприклад, під час адсорбції ПАР, барвників або полімерів) є пасивною частиною пористої структури, тоді як під час адсорбції відносно невеликих молекул об'єм мікропор становить основну частину адсорбційного об'єму пор адсорбента. У зв'язку із цим вивчення морфології поверхні й пористої структури АВ є особливо актуальним для прогнозування ефективності їх практичного використання.

Однак точне кількісне визначення багатьох параметрів АВ пов'язане з низкою труднощів. Наприклад, одним із найоб'єктивніших методів визначення питомої поверхні порошоків є метод низькотемпературної адсорбції азоту чи інертних газів (метод БЕТ), однак цей метод тривалий, трудомісткий і вимагає досить складного апаратного забезпечення. Метод повітропроникності є більш швидким, простішим із технічного погляду, але дозволяє визначити лише величину так званої «зовнішньої» питомої поверхні, яка є істотно меншою порівняно з її істинним значенням. Із погляду об'єктивності одержуваних результатів і простоти реалізації методики вимірювань викликає інтерес дослідження поверхні дисперсних матеріалів, що базується на застосуванні адсорбції з розчинів різних органічних речовин [6]. У якості адсорбатів найчастіше використовують барвники, які мають інтенсивні смуги поглинання в ультрафіолетовій і видимій областях спектра. Величину адсорбції визначають за допомогою спектрофотометричного вимірювання, за зміною концентрації барвника в розчині після досягнення адсорбційної рівноваги. Однак у деяких випадках однозначна інтерпретація отриманих результатів істотно ускладнюється, оскільки величина адсорбції барвника на твердій поверхні залежить як від величини цієї поверхні, так і від її хімічного складу – природи і вмісту поверхневих функціональних груп [7].

Новизна. Порівняння даних адсорбції різних барвників можна використати для якісної характеристики активних центрів на поверхні вуглецевих матеріалів, визначення величини питомої поверхні й особливостей пористої структури. Однак наявні дані щодо адсорбції барвників мають суперечливий характер, що не дозволяє використовувати їх для однозначної інтерпретації фізико-хімічного стану вуглецевої поверхні. Тому в роботі проведено аналіз експериментальних результатів із визначення адсорбційних властивостей трьох видів АВ щодо різних барвників і оцінено застосовність відповідних теоретичних моделей.

Виклад основного матеріалу. Методика експерименту. Як вихідну сировину для піролізу використано березову стружку. Спочатку стружку механічно подрібнювали до розміру частинок у 5–10 мм. Далі її промивали в дистильованій воді кімнатної температури до візуально чистого зливу. Висушували в сушильній шафі в повітряній атмосфері за температури 100...110°C до постійної маси. Піроліз сировини проводили в сталевому тиглі, розташованому в трубчастому реакторі. І тигель, і реактор виготовлено з неіржавіючої сталі марки Х18Н10Т. Активація відбувалася за допомогою водяної пари, носієм якої був аргон. Тривалість активації становила 2 години за температури 800 ± 5°C. Одержане АВ, яке в подальшому описано як САВ, промивали гарячою дистильованою водою з постійним перемішуванням і висушували в повітряній атмосфері.

Після цього вугілля подрібнювали механічним способом у кульовому млині й просівали через набір сит за допомогою просівної машини. Відібрані фракції різних розмірів використовували для подальших досліджень адсорбційних властивостей.

Параметри пористої структури синтезованого САВ (питома площа поверхні, загальний об'єм пор, об'єм мікропор, середній діаметр пор) визначали за допомогою ізотермічної адсорбції/десорбції азоту за температури кипіння ($T = -196^\circ\text{C}$) із використанням автоматизованого аналізатора Quantachrome Autosorb (Nova 2200e) (табл. 1). Перед вимірюванням проводилася попередня дегазація зразків матеріалів у вакуумі за температури 180°C упродовж 20 годин.

Крім САВ, для дослідження використовували й АВ промислового виробництва марок Norit DLC 30 Super і Norit DLC 30 Supra. Виміряні аналогічно до САВ параметри цього вугілля також наведені в табл. 1.

Визначення водневого показника рН водної витяжки вугілля проводилося за методикою, описаною у [8] для деревного вугілля. У роботі для вимірювання рН було використано рН-метр марки рН-301. Установлено, що всі види досліджуваного АВ мають основні властивості поверхні, оскільки синтезоване САВ дає рН 9,3, Norit DLC 30 Super – рН 8,6, а Norit DLC 30 Supra – рН 8,9.

Частку гідрофільних пор визначали за кількістю поглинутої води зразком, виготовленим з АВ, після довготривалого вимочування. Загальний об'єм доступних для рідини пор визначали після вимочування в гептані, який добре змочує поверхню АВ. Розрахунок гідрофільно-гідрофобних властивостей здійснено за методикою [9]. Результати вимірювань і розрахунків наведені в табл. 2.

З аналізу табл. 2 видно, що вугілля Norit DLC 30 Super має найбільшу гідрофільність, що опосередковано узгоджується з найменшим показником рН водної витяжки, оскільки більша кількість кисневмісних груп на поверхні вугілля збільшує його гідрофільність.

Для дослідження використано низку барвників: метиленовий синій, бромтимоловий синій водорозчинний та індигокармін. Різноманіття властивостей цих барвників дозволило забезпечити взаємодію з досить широким спектром кислотно-основних центрів на поверхні активованого вугілля, оскільки метиленовий синій має $pK_a = 4,8$, бромтимоловий синій – $pK_a = 7,1$, індигокармін – $pK_a = 12,8$. З усіх барвників готувалися водні розчини з різними концентраціями. Забарвлення розчинів барвників

сильно залежить від значення рН, тому для контролю цього показника використано рН-метр рН-301.

Дослідження адсорбції барвників проведено за спектрофотометричною методикою з використанням однопроменевого спектрофотометра СФ-46. Для дослідження використано кювети з довжиною оптичного ходу 10 мм. Також необхідно мінімізувати негативний вплив на кінцеве визначення концентрації барвника частинок вугілля, які є додатковими розсіювальними центрами та разом із розчином барвників утворюють досліджувану суспензію. Тому було проведено додаткове розділення суспензії шляхом центрифугування протягом 10 хв у центрифугу ОПн-8 із частотою 8000 об/хв.

Результати й обговорення. Вибрані для досліджень барвники характеризуються максимумами оптичного поглинання в області 600–700 нм. Однак максимумами поглинання метиленового синього можуть мати різну інтенсивність, яка залежить від концентрації. Максимум при 612–614 нм відповідає димерній формі молекул метиленового синього, а при 660–668 нм – мономерній формі [10]. Отримані спектральні залежності оптичної густини D розчинів барвників із різною концентрацією в

Таблиця 1

Параметри пористої структури досліджуваного АВ

Активоване вугілля	$S_{\text{ВЕТ}}$ м ² г ⁻¹	V_{total} см ³ г ⁻¹	V_{micro} см ³ г ⁻¹	Середній діаметр пор, нм
СAB	699	0,45	0,279	3,14
Norit DLC 30 Super	1580	0,823	0,623	2,08
Norit DLC 30 Supra	1865	0,865	0,73	1,86

Таблиця 2

Гідрофільно-гідрофобні властивості досліджуваного АВ

Вид АВ	Заповнення вільного простору гептаном, %	Заповнення вільного простору водою, %	Гідрофільні пори, %	Гідрофобні пори, %
СAB	69	39	57	43
Norit DLC 30 Super	87	71	81	19
Norit DLC 30 Supra	80	62	77	23

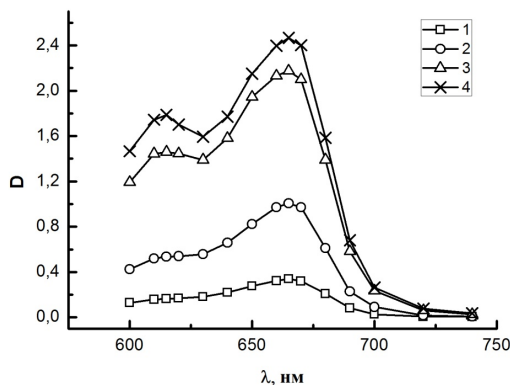


Рис. 1. Спектральні залежності оптичної густини розчинів метиленового синього з концентрацією $0,5 \cdot 10^{-5}$ М (1), $1,5 \cdot 10^{-5}$ М (2), $3,5 \cdot 10^{-5}$ М (3), $5 \cdot 10^{-5}$ М (4)

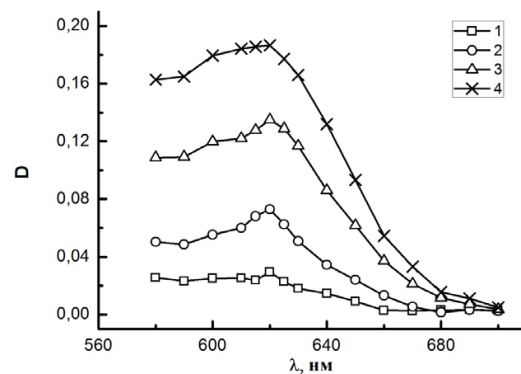


Рис. 2. Спектральні залежності оптичної густини розчинів бромтимолового синього з концентрацією $1,5 \cdot 10^{-4}$ М (1), $2,5 \cdot 10^{-4}$ М (2), $4,5 \cdot 10^{-4}$ М (3), $6 \cdot 10^{-4}$ М (4)

досліджуваному діапазоні довжин хвиль наведено на рис. 1–3.

Як видно з наведених залежностей, максимуми поглинання для досліджуваних розчинів барвників знаходяться за таких довжин хвиль: метиленовий синій – 665 нм, бромтимоловий синій – 620 нм, індигокармін – 615 нм, що відповідає даним [11]. На основі цих результатів для кожного з барвників проведено побудову калібрувального графіка залежності оптичної густини від концентрації барвників у досліджуваному розчині при довжині хвилі, що відповідають максимуму поглинання.

Величину адсорбції кожного барвника розраховували за різницею концентрацій до й після контакту з вугільним адсорбентом упродовж 24 год. за постійного перемішування. Знаючи початкову концентрацію C_0 , рівноважну залишкову концентрацію розчину C_e , об'єм розчину V і масу адсорбента m , можна обчислити адсорбовану кількість речовини. Величина адсорбції розраховувалася за формулою [12]:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m}, \quad (1)$$

де q_e – кількість адсорбату на вугіллі при рівновазі, ммоль/г;

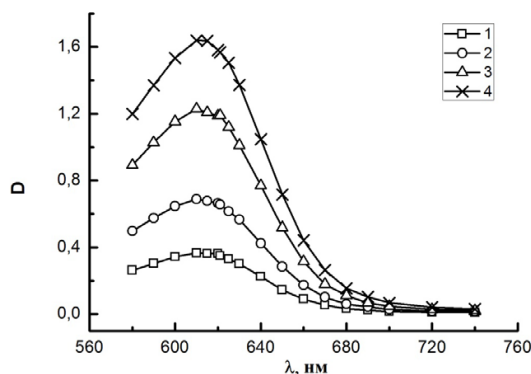


Рис. 3. Спектральні залежності оптичної густини розчинів індигокарміну з концентрацією $0,3 \cdot 10^{-4}$ М (1), $0,6 \cdot 10^{-4}$ М (2), $1,2 \cdot 10^{-4}$ М (3), $1,5 \cdot 10^{-4}$ М (4)

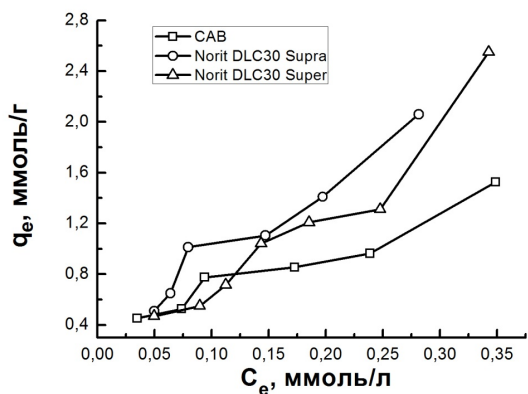


Рис. 5. Ізотерми адсорбції бромтимолового синього

C_0 – початкова концентрація вихідного розчину, ммоль/л;

C_e – залишкова концентрація рівноважного розчину, ммоль/л;

V – об'єм водного розчину, л;

m – кількість вуглецю, який було використано, г.

На основі отриманих величин адсорбції побудовано функціональні залежності $q_e = f(C_e)$, тобто ізотерми адсорбції, які наведено на рис. 4 – рис. 6.

Як видно із цих рисунків, характер зміни адсорбційної ємності суттєво залежить від використаного діапазону концентрацій. Тому аналіз цих кривих не дозволяє однозначно встановити матеріал із найкращими адсорбційними властивостями. Також раніше зазначалося, що площа поверхні за BET для адсорбентів є важливим фактором під час визначення адсорбційної здатності [13]. Питому поверхню вугілля Norit Super є значно більшою за питому поверхню вугіллям CAB, а вугілля Norit Supra дещо переважає вугілля Norit Super за цим показником, однак з отриманих ізотерм важко судити про тенденцію змін адсорбційних властивостей. Очевидно, що поряд із площею поверхні за BET адсорбційна здатність визначається й пористістю вуглецю.

Прийнято вважати, що в мікропорах знаходяться адсорбційні центри для водних розчинів, тоді як

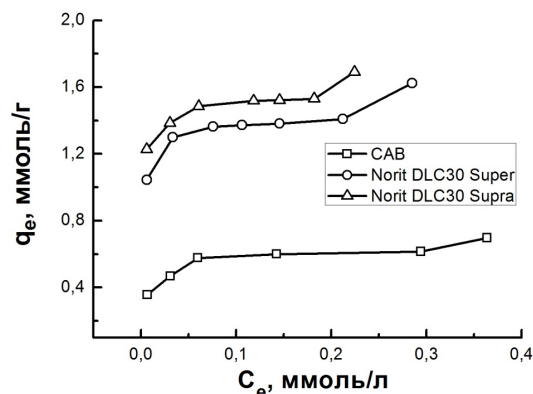


Рис. 4. Ізотерми адсорбції метиленового синього

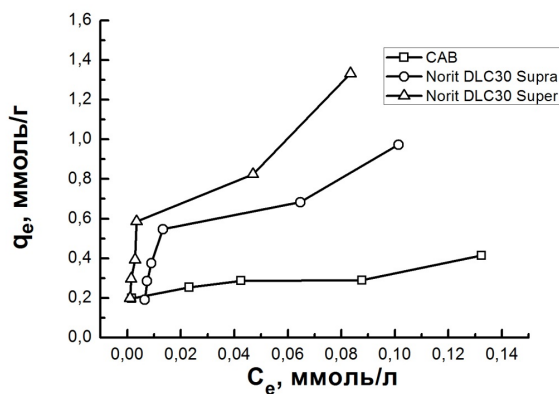


Рис. 6. Ізотерми адсорбції індигокарміну

у мезопорах спостерігається тільки слабка адсорбція [14]. Таким чином, адсорбція на АВ буде проходити через послідовність кроків дифузії в мезопорах, а потім – у мікропорах. Наші дослідження гідрофільності показали, що поверхня мікропор не може бути повністю використана для адсорбції (табл. 2). Крім того, покриття поверхні мікропор може залежати від довжини дифузійного шляху [15]. У процесі дифузії в мікропорах блокування пор може відбутися шляхом агрегації молекул адсорбату. Цей процес також залежить від площі поперечного перерізу пори, оскільки вузькі проходи в мікропорах є занадто малими для проникнення адсорбату [16]. Таким чином, довший шлях дифузії в мікропорах підвищує ймовірності блокування пор і таким чином зменшує проникання адсорбату в них. За наявності мезопор в АВ довжина шляху для дифузії в мікропорах із мезопор углиб вуглецевої частинки буде скорочуватися. Тому мезопори можуть відігравати певну роль не лише в прискоренні дифузії в мікропори, а й у збільшенні рівноважного покриття поверхні мікропор.

Підтвердженням цього висновку може слугувати рис. 6, на якому показані ізотерми адсорбції індигокарміну. Послідовність адсорбційних ємностей досліджуваних матеріалів є такою: Super > Supra > САВ. Крім того, отримані значення є значно меншими порівняно з адсорбцією метиленового синього та бромтимолового синього. Це можна пояснити тим, що молекули індигокарміну мають найбільші молекулярні розміри серед використовуваних адсорбатів. У цьому разі мезопори відіграють значну роль у забезпеченні полегшення доступу адсорбатів до внутрішніх мікропор. Оскільки вплив мезопор на адсорбційні процеси посилюється зі збільшенням розміру молекул адсорбату, вугілля САВ має значно менші значення ємності під час адсорбції індигокарміну, на відміну від вугілля марок Norit DLC30 Supra й Norit DLC30 Super. Водночас у вугіллі Norit DLC 30 Super об'єм мезопор майже в 1,5 рази більший, ніж у вугілля Norit DLC 30 Supra (табл. 1). Саме цей факт і є причиною того, що адсорбційна ємність вугілля Norit DLC30 Super є більшою за адсорбційну ємність Norit DLC30 Supra.

Ізотерми адсорбції якісно показали, що існування мезопор відіграє важливе значення в підвищенні адсорбційної здатності АВ у водних розчинах, особливо в разі адсорбції великих молекул. Для того, щоб кількісно зрозуміти вплив структури пор на адсорбційну ємність, було проведено подальшу інтерпретацію отриманих даних із використанням типових моделей адсорбції.

Із рис. 4-рис. 6, видно, що всі отримані ізотерми належать до II типу ізотерм адсорбції. Це дозволяє використати для їх аналізу модель Ленгмюра. Рівняння Ленгмюра часто застосовують для опису експериментальних ізотерм адсорбції в такій формі [12]:

(2)

де q_m – гранична кількість поглинутого барвника;
 K_L – стала рівноваги процесу взаємодії адсорбату з адсорбентом (стала Ленгмюра).

Для аналізу експериментальних ізотерм адсорбції зручно використовувати лінійну форму рівняння Ленгмюра:

(3)

Побудувавши ізотерми адсорбції в координатах $1/q_e = f(1/C_e)$, одержимо пряму лінію, яка відтинає на осі ординат відрізок, що дорівнює $1/q_m$. За значенням q_m можна розрахувати площу питомої поверхні адсорбенту S за формулою:

$$S = \omega q_m N_A \quad (4)$$

де ω – площа на поверхні вуглецевого матеріалу, яку займає одна молекула барвника;

N_A – число Авогадро.

Граничну кількість поглинутого пористою структурою барвника q_m вугілля можна визначити з аналізу лінійної апроксимації ізотерм адсорбції. Параметри рівняння Ленгмюра, разом із коефіцієнтом кореляції (r^2), для адсорбції барвників на різних адсорбентах наведені в табл. 3.

Табл. 3 показує, що рівняння Ленгмюра досить добре описує ізотерми адсорбції метиленового синього ($r^2 = 0,918...0,987$) та індигокарміну ($r^2 = 0,909...0,935$), натомість ситуація з адсорбцією бромтимолового синього зовсім інша. Отже, для опису адсорбції бромтимолового синього вугіллями марки Norit така модель не застосовується.

Попередні дослідження [17] показали, що для коректного порівняння питомих площ поверхні, розрахованих за формулою (4) й отриманих за адсорбцією газів, необхідно враховувати гідрофільність АВ. Результати також наведено в табл. 3.

Процес адсорбції, що описується моделлю Ленгмюра, можна виразити в символах:



де А – молекула адсорбату в рідкій фазі;

C^* – наявні адсорбційні центри;

$C^*(A)$ – центри, зайняті адсорбатом.

Сума чисел C^* і $C^*(A)$ є загальною кількістю центрів адсорбції, що еквівалентна величині q_m . Константа Ленгмюра K_L є константою рівноваги процесу (5). Із табл. 3 видно, що ленгмюрівська константа зростає зі збільшенням адсорбційної здатності вугілля. Отже, більші значення параметрів q_m і K_L для вуглецевих адсорбентів указують на кращу адсорбцію з водних розчинів, особливо за наявності значного об'єму мезопор [2].

Адсорбції також можна інтерпретувати рівнянням Дубініна–Радушкевича (D-R) [18]. Використовуємо лінійне представлення цього рівняння:

$$\ln(q_e) = \ln(q_{DR}) - B \epsilon^2, \quad (6)$$

Таблиця 3

Параметри адсорбції барвників за моделлю Ленгмюра

Тип вугілля	q_m , ммоль/г	K_L , л/ммоль	r^2	S, м ² /г Формула (4)	S, м ² /г Урахування гідрофільності
<i>Адсорбція метиленового синього</i>					
CAB	0,513	3,411	0,987	327	574
Norit DLC30 Supra	1,673	7,954	0,980	1066	1385
Norit DLC30 Super	1,338	7,079	0,918	853	1053
<i>Адсорбція індигокарміну</i>					
CAB	0,147	1,341	0,909	167	293
Norit DLC30 Supra	1,099	4,417	0,935	1250	1623
Norit DLC30 Super	1,285	8,139	0,925	1462	1804
<i>Адсорбція бромтимолового синього</i>					
CAB	1,123	1,634	0,991	623	1092
Norit DLC30 Supra	9,728	7,152	0,548	5399	7011
Norit DLC30 Super	3,912	4,197	0,215	2171	2680

Таблиця 4

Параметри адсорбції за моделлю Дубініна–Радушкевича

Тип вугілля	q_{DR} , ммоль/г	E, кДж/моль	r^2
<i>Адсорбція метиленового синього</i>			
CAB	0,278	12,9	0,896
Norit DLC30 Supra	1,574	15,8	0,886
Norit DLC30 Super	9,582	25	0,9045
<i>Адсорбція індигокарміну</i>			
CAB	0,0065	9,1	0,795
Norit DLC30 Supra	4,243	12,9	0,885
Norit DLC30 Super	4,825	12,9	0,903
<i>Адсорбція бромтимолового синього</i>			
CAB	3,10	7,9	0,930
Norit DLC30 Supra	12,07	10	0,838
Norit DLC30 Super	34,99	12,9	0,941

Із лінійної ділянки залежності $\ln(q_e)$ від квадрата потенціалу Поляні ϵ^2 можна легко визначити значення мольної диференціальної роботи адсорбції q_{DR} і константу B , а з неї - середнє значення вільної енергії адсорбції E :

$$E = (2 \cdot B)^{-1} \quad (7)$$

Визначені параметри рівняння D-R представлені в табл. 4. Коефіцієнти кореляції, які також наведені в табл. 4, показують, що ця модель досить добре описує адсорбцію всіх барвників.

Результати, наведені в табл. 4, показують, що максимальну адсорбційну здатність різних атомів вуглецю для кожного адсорбату можна впорядкувати так: Super > Supra > БАУ. Наведені вище результати не лише відображають важливу роль мезопор у підвищенні адсорбційної здатності, але й показують, як впливають мезопори на підвищення адсорбційних ємностей зі збільшенням розміру адсорбату.

Цей результат також узгоджується з результатами аналізу за моделлю Ленгмюра, який дозволив знайти константу рівноваги для адсорбції та показав, що вона зростає зі збільшенням пористого об'єму АВ.

Енергетичний аналіз лише підтверджує важливу роль, яку вуглецеві пори (а особливо – мезопори) відіграють в адсорбції з водних розчинів.

Головні висновки. Проведені дослідження ізотерм адсорбції барвників різними АВ якісно показали, що існування мезопор поряд із розвинутою мікропористою структурою відіграє важливе значення в підвищенні адсорбційної здатності активованого вугілля у водних розчинах, особливо в процесі адсорбції великих молекул. Існування мезопор дозволяє адсорбатам отримати доступ всередину мікропор, які містять адсорбційні центри з вищою енергією адсорбції. Це припущення додатково підтверджується великими значеннями як константи рівноваги, так і значенням адсорбційної енергії, що визначені з рівняння Ленгмюра й рівняння Дубініна–Радушкевича відповідно. Установлено, що вплив мезопор на адсорбційну здатність є більшим для великих молекул адсорбатів. Цей факт пов'язаний із тим, що мезопори полегшують дифузійний шлях у мікропори, а довжина цього шляху, як правило, має значний вплив на дифузію великих молекул.

Література

1. Кингле Х., Бадер Э. Активные угли и их промышленное применение. Ленинград: Химия, 1984. 216 с.
2. Hsieh C.-T., Teng H. Influence of mesopore volume and adsorbate size on adsorption capacities of activated carbons in aqueous solutions. *Carbon*. 2000. V. 38. P. 863–869.
3. Kumar M., Gupta R.C. Industrial Use of Wood Char. *Energy Sources*. 1998. Vol.20, № 7. P. 575–589.
4. Беляев Е. Получение и применение древесных активированных углей в экологических целях. Химия растительного сырья. 2000. № 2. С. 5–15.
5. Лупашку Ф., Мамченко А., Ропот В. Исследование адсорбции водорастворимых красителей активными углями с различной пористой структурой. *Коллоидный журнал*. 1984. Т. 46, № 2. С. 364–368.
6. Джайлс Ч., Итром Б., Клюпи Дж., Парфит Г., Рендалл Г., Рочестер К., Флир Г., Хесселинк Ф., Хоу Д. Адсорбция из растворов на поверхностях твердых тел. Москва: Мир, 1986. 488 с.
7. Паховчишин С., Черныш И., Гриценко В. Некоторые ограничения применения индикаторного метода при изучении поверхности частиц графита. *Коллоидный журнал*. 1991. Т. 53, № 2. С. 284–289.
8. ГОСТ 4453-74. Уголь активный осветляющий древесный порошкообразный. Технические условия. Москва: Комитет стандартизации и метрологии, 1976. 22 с.
9. Баранов А., Штейнберг Г., Багоцкий В. Исследование гидрофобизированного активного слоя газодиффузионного электрода. *Электрохимия*. 1971. Т. 7, № 3. С. 387–390.
10. Impert O., Katafias A., Kita P., Mills A., Pietkiewicz-Graczyk A., Wrzeszcz G. Kinetics and mechanism of a fast leuco-Methylene Blue oxidation by copper(II)-halide species in acidic aqueous media. *Dalton Trans.* 2003. № 3. P. 348–353.
11. Плехова Е., Лесишина Ю. Кислотно-основные центры адсорбции поверхности пористых углеродных материалов из растительного сырья. Наукові праці Донецького національного технічного університету. Серія «Хімія і хімічна технологія». 2010. № 14. С. 155–159.
12. Lowell S., Shields J. Powder surface area and porosity. London: Chapman & Hall; Kluwer, 1998. 252 pp.
13. Noll K., Gournaris V., Hou W. Adsorption technology for air and water pollution control. Chelsea: Lewis Publishers, 1992. 283 p.
14. Yang O., Kim J., Lee J., Kim Y. Use of activated carbon fiber for direct removal of iodine from acetic acid solution. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 1993. Vol. 32. P. 1692–1697.
15. Teng H., Hsieh C.-T. Influence of Surface Characteristics on Liquid-Phase Adsorption of Phenol by Activated Carbons Prepared from Bituminous Coal *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 1998. Vol. 37. P. 3618–3624.
16. McKay G., Bino M., Altamemi A. The adsorption of various pollutants from aqueous solutions onto activated carbon. *Water Res.* 1985. Vol. 19. P. 491–495.
17. Бордун І., Садова М., Городня Т. Визначення питомої площі поверхні активованих вуглецевих матеріалів на основі адсорбції метиленового синього. *Slovak international scientific journal*. 2017. № 11. P. 17–21.
18. Дубинин М. Адсорбция и пористость. Москва: Наука, 1976. 360 с.

КЛІМАТИЧНІ ЗМІНИ

УДК 631.4

ВІДНОВЛЕННЯ МЕЛІОРОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ В УМОВАХ ЗМІНИ КЛІМАТУ

Кузьмінський В.О.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, 03035, м. Київ

Деградація земель та опустелювання є одними з найбільш серйозних викликів для збалансованого розвитку країни, які спричиняють істотні проблеми екологічного і соціально-економічного характеру. Зі зростанням антропогенного навантаження на ландшафти порушується рівновага екосистем. Інтенсивне використання земель призводить до деградації ґрунтового покриву, втрати гумусу, інших поживних речовин. *Ключові слова:* деградація та опустелювання земель, водна та вітрова ерозія ґрунтів, контурно-меліоративна організація землекористування на ландшафтній основі, водозабезпеченість земель, відновлення меліоративного фонду.

Восстановление мелиорируемых земель в условиях изменения климата. Кузьминский В.А. Деградация земель и опустынивание являются одними из самых серьезных вызовов для сбалансированного развития страны, причиной проблем экологического и социально-экономического характера. С ростом антропогенной нагрузки на ландшафты нарушается равновесие экосистем. Интенсивное использование земель приводит к деградации почвенного покрова, потере гумуса, других питательных веществ. *Ключевые слова:* деградация и опустынивание земель, водная и ветровая эрозия почв, защита почв от эрозии, контурно-мелиоративная организация землепользования на ландшафтной основе, водообеспеченность земель, восстановление мелиоративного фонда, предотвращение выбытия из сельскохозяйственного оборота земель сельскохозяйственного назначения, причины увеличения площадей деградированных земель.

Restoration of reclaimed land in a changing climate. Kuzminsky V. Land degradation and desertification are among the most serious challenges for the balanced development of the country, causing significant environmental and socio-economic problems. With the growth of anthropogenic load on landscapes, exactly the weight of ecosystems is disturbed. Intensive use of land leads to degradation of soil cover, loss of humus and other nutrients. *Key words:* degradation and desertification of land, water and wind erosion of soil, protection of soil from erosion, contour-land-reclamation organization of land use on landscape basis, water supply of land, restoration of land-reclamation fund, prevention of retirement from agricultural use of agricultural land, causes of increased areas of degraded land.

Деградація ґрунтів – процес, спричинений як діяльністю людини (антропогенними чинниками), так і природними чинниками, серед яких: зменшення їхньої родючості, втрата гумусу або інших властивостей, характерних для них як для природного явища (підкислення, засолення, вилуговування, ерозія, підтоплення, затоплення, заболочення, забруднення, опіщання, висихання за високих температур повітря, радіаційне забруднення тощо). Основні дві багатофакторні причини збільшення площ деградованих земель в Україні такі:

– надмірне антропогенне навантаження: висока питома вага орних земель, вирубка лісів, необґрунтована структура сівозмін, техногенне ущільнення ґрунтів, зневага до контурно-меліоративної організації землекористування на ландшафтній основі, недосконала організація території призвели до різкого погіршення якісного стану угідь, замулення та забруднення малих річок і водойм, зниження стійкості екосистем та стабільності землеробства, його продуктивності;

– природні причини: водний дефіцит, тривала посуха, зміна клімату (підвищення температури

довкілля, внаслідок укрупнення частинок дощі випадають інтенсивніше і за більш короткі періоди, ніж раніше. Змінюється режим випадання атмосферних опадів – почастишали зливи). Ерозія ґрунтів є основним і найнебезпечнішим дестабілізуючим чинником екологічної ситуації в ландшафтах, що призводить до забруднення та замулення струмків, річок, ставків, посилення евтрофікації водойм, що завдає шкоди рибальству.

Ключовою глобальною міжнародною угодою, спрямованою на вирішення проблем деградації земель під впливом природних та антропогенних чинників, є Конвенція Організації Об'єднаних Націй (далі – ООН) про боротьбу з опустелюванням у тих країнах, що потерпають від посухи та/або опустелювання, особливо в Африці (далі – КБО), ухвалена в Парижі 17 червня 1994 р. (набула чинності 26 грудня 1996 р.). 4 липня 2002 р. Верховна Рада України ратифікувала КБО (Закон України № 61–IV). Враховано, що КБО не стосується утворення або розширення пустель як таких, спрямовує зусилля на забезпечення охорони і збалансованого використання земель у всьому світі [1].

Сучасне землеробство ґрунтується на даних та досвіді багатьох наук, насамперед біології, хімії, фізики, ґрунтознавства, агрономії, економіки, кліматології й інших, які, у свою чергу, щодо агрономії диференціювалися і стали її складовими частинами (агрофізика, агрохімія, агроґрунтознавство, агрометеорологія, фізіологія рослин і рослинництво, мікробіологія, селекція, ентомологія, фітопатологія, меліорація й агролісомеліорація). Весь цей комплекс наук найбільш ефективний за правильного вжиття належних заходів в умовах освоєння науково обґрунтованих систем землеробства, які мають забезпечувати високі та стійкі врожаї за одночасного підвищення родючості ґрунту, створення сприятливих приземних умов [3] та умов в кореневому шарі ґрунту. Є два варіанти господарювання на землі: або сліпа вигода та низка господарських помилок, або мистецтво як наука, успіх за використання досвіду багатьох вищезазначених наук.

Найбільшими площами сільськогосподарських угідь володіють Китай – 496 млн га, Австралія – 466 млн га, Сполучені Штати Америки (далі – США) – 427 млн га, Бразилія – 246 млн га, Казахстан – 222 млн га, Росія – 210 млн га, Індія – 181 млн га, Аргентина – 169 млн га, Монголія – 126 млн га, Мексика – 99 млн га, Канада – 73 млн га, Україна – 42 млн га.

Україна за площею сільськогосподарських угідь (42 млн га) входить до 12-ти найбільших країн світу, має вигідне географічне положення, розміщена в досить сприятливих кліматичних умовах, має родючі ґрунти, працьовитих і талановитих людей [3].

Освоєння землі відбувалося поступово. За даними ООН (1994 р.), світова площа ріллі на початку 20-х рр. ХХ ст. становила 1 345,6 млн га, з них у США – 185,7 млн га, Індії – 166 млн га, Росії – 130 млн га, Китаї – 93 млн га, Австралії – 50,8 млн га, Бразилії – 49,5 млн га, Канаді – 45,4 млн га, Казахстані – 35,3 млн га, Україні – 33,3 млн га, Аргентині – 25,0 млн га, Франції – 18,1 млн га, Польщі – 14,3 млн га, Німеччині – 11,5 млн га, Румунії – 9,4 млн га, Італії – 9,0 млн га, Великобританії – 6,5 млн га, Японії – 4,1 млн га, Болгарії – 4,1 млн га.

У світі спостерігається тенденція до зменшення площі землі, яка обробляється, з розрахунку на душу населення. Наприклад, 1975 р. на 100 осіб припадало 35 га землі, 1985 р. – 28 га, 1993 р. – 24 га, у США – 65, 67 і 64 га відповідно. У країнах Європейського економічного товариства в цей період площа ріллі з розрахунку на душу населення перебувала на рівні 21 га, в Італії вона становила 16 га, у Німеччині – 14 га, Великобританії – 11 га, в Японії – 3,3 га, в Україні – 1 га [3].

Найбільш масштабними деградаційними процесами є водна та вітрова ерозії ґрунтів (приблизно 57% території країни), підтоплення земель (приблизно 12%), підкислення (майже 18%), засолення й осолонцювання ґрунтів (більш як 6%).

За різними критеріями, забруднено майже 20% українських земель. Щороку фіксується приблизно 23 тис. зсувів. Внаслідок абразії руйнується до 60% узбережжя Азовського і Чорного морів та 41% берегової лінії дніпровських водосховищ. Понад 150 тис. гектарів земель порушені внаслідок гірничодобувної й інших видів діяльності. Кількість підземних і поверхневих карстових явищ становить приблизно 27 тисяч.

Унаслідок деградації земель протягом 1986–2010 рр. вміст гумусу зменшився на 0,22% і становить 3,14%. За цей період втрати гумусу в орному шарі становили 5 500 кг на гектар. Щороку з урожаєм сільськогосподарських культур із кожного гектара безповоротно відчужуються 77–135 кг поживних речовин (азот, фосфор, калій).

Проблеми деградації земель та опустелювання загострюються через швидкі темпи зміни клімату, що супроводжується підвищенням середньорічних температур, унаслідок повторюваності й інтенсивності екстремальних погодних явищ, зокрема посухи, які охоплюють раз на 2–3 роки від 10% до 30% території країни, а раз на 10–12 років – від 50% до 70% її загальної площі. У багатьох джерелах інформації стверджується, що площа деградованих ґрунтів в Україні досягла 15 млн га. Ця цифра лише збільшується. І цей процес потрібно зупинити (рис. 1 і 2).

За даними Національного екологічного центру України, у державі площа еродованих земель налічує понад 18,5 млн га (31% території держави), зокрема сильно еродованих – 6,23 млн га (які необхідно вивести з ріллі і половину з них залісити, а на другій половині провести залуження чи вжити заходів для сприяння природному відродженню степової рослинності в усьому можливому біорозмаїтті), яри, які призводять до опустелювання ландшафтів, налічують 362 тис. га. Інші наслідки спричиняють втрату природної збалансованості ландшафтів, що позначається на біорозмаїтті та поглиблює екологічну кризу. Індустріально-аграрній країні недоречно мати нині такі нічим не виправдані втрати, інакше як безглуздим господарюванням таке назвати не можна.

Період, коли в Україні ніхто не опікується лісосмугами, вже розміняв третій десяток років. З кожним роком масштаби руйнації лісосмуг зростають, а за їх відновлення ніхто навіть не збирається братися [2].

Варто зазначити, що руйнація лісосмуг зростає, що значно збільшує площі деградації українських ґрунтів.

Деградація українських ґрунтів набуває загрозливих масштабів, як зазначив під час онлайн-конференції Максим Мартинюк (17 грудня 2017 р.), перший заступник міністра аграрної політики та продовольства.

В умовах зміни клімату та прискореної деградації ґрунтів необхідна переорієнтація використання й охорони земель, спрямована на посилення захи-

сту їх від ерозії й опустелювання, інших несприятливих чинників і процесів, яка може бути здійснена тільки на основі сучасного природоохоронного землеустрою, важливою складовою ланкою якого є контурно-меліоративна організація території на еколого-ландшафтній основі (далі – КМОТЕЛО).

Велика різноманітність природних, економічних і соціальних умов різних регіонів України, де по-різному проходять процеси реформування земельних відносин та інтенсифікація сільськогосподарського виробництва, зумовлює необхідність подальшого вдосконалення як теоретичних, так і методичних положень контурно-меліоративної організації території.

Нагальним на сучасному етапі є встановлення критеріїв (параметрів) оцінки, порога, за яким можна відносити ґрунти до деградованих, для кожної агро-виробничої групи ґрунтів (ґрунтової відмінності). Необхідно чітко як у нормативно-методичній базі, так і в реалізації рішень із контурно-меліоративної організації територій у передпроектній, проектній і робочій документації із землеустрою зазначити відлік початкового рівня якості ґрунтів, після якого відбувається їх деградація ґрунтів за тим чи іншим параметром (критерієм). Тому що в більшості публікацій, де зазначається кількість деградованих земель в Україні, не має і натяку на той рівень критеріїв (поріг параметрів) якості ґрунтів, з якого починалася деградація.

В Україні порушені оптимальні співвідношення угідь: ріллі, сінокосів, пасовищ, лісів, водних акваторій, виключно високим є рівень розораності сільськогосподарських угідь.

Пошук ефективних заходів захисту ґрунтів від ерозії в Україні почався давно: Концепція розвитку землеробства в Українській Радянській Соціалістичній Республіці (далі – УРСР) на період до 2005 р., ухвалена постановою Ради Міністрів УРСР від 6 травня 1990 р. № 107; Земельний кодекс України, ухвалений Верховною Радою України 13 березня 1992 р.; нормативно-технічна документа-

ція із землеустрою, прогнозна передпроектна, проектна і робоча документація, виконана Інститутом землеустрою в 1976–1992 рр.

За даними О. Панчука, відповідно з інструктивно-методичними документами, Інститутом землеустрою, співавтором яких він є, розроблені за період 1981–1991 рр.: 3 783 проекти внутрігосподарського землеустрою на площі 15,6 млн га, зокрема з контурно-меліоративною організацією території – на площі 7,5 млн га; складені схеми протиерозійних заходів по всіх областях України, створені полезахисні лісосмуги на площі 21,7 тис. га і захисні лісові насадження на площі 84,8 тис. га, побудовано протиерозійних гідротехнічних споруд загальною кошторисною вартістю будівництва на той час 143,5 млн крб., залужено орних земель на площі майже 1 млн га.

На основі наукових дослідів, а також результатів впровадження окремих елементів КМОТЕЛО у виробництво, розроблена низка інструктивно-методичних документів [2; 4–18].

Однак із часом, через відсутність відповідальності владних та землевпорядних структур, яка призвела до обмежень фінансування на здійснення контурно-меліоративної організації землекористування на ландшафтній основі, не вдалося забезпечити реалізацію науково-методичних рішень щодо недопущення деградації земель. Хоча вони відповідальні за дотримання проектних рішень, які мали здійснюватися і коригуватися зі зміною земельного ладу, зміною власності і насамперед для державних господарств, у зв'язку з паюванням земель.

Акценти змінилися: бізнесові забаганки тепер превалюють над науково обґрунтованими системами сучасного землеробства щодо раціонального використання й охорони земель. Сьогодні забуто проектні розроблення КМОТЕЛО, а даремно, тому що останні заслуговують широкого застосування.

Агрохолдинги мають на меті тільки прибутки і не проводять роботу щодо покращення родючості ґрунтів та їх охорони від збіднення, виснаження, деградації й опустелювання. Щоб захистити ґрунти



Рис. 1. Ерозія ґрунту



Рис. 2. Приблизно 15 млн га українських ґрунтів деградовані (за даними СЕО компанії «АгроСювейер»)

від виснаження, деградації, необхідно створювати режим їхньої вологості відповідно до потреб рослин за фазами розвитку. А цього можна досягти тільки за допомогою меліоративних систем, осушувально-зволожувальних двосторонньої дії в зоні надлишкового зволоження та зрошувальних у зонах нестійкого та недостатнього зволоження.

Опустелювання, деградація земель на аридних, напіваридних і посушливих (субгумідних) ділянках земної кулі спричинені як антропогенними, так і природними чинниками. Термін «кліматичне спустелювання» запропонований у 1940-х рр. французьким дослідником Обервілем.

Деградація земель – зниження або втрата біологічної й економічної продуктивності орних земель чи пасовищ унаслідок землекористування (втрата грудкуватої структури). Характеризується висушуванням землі, в'яненням рослинності, зниженням зв'язності ґрунту, внаслідок чого стають можливими швидка вітрова і водна ерозії та пилові бур. Опустелювання надєжить до складнокомпенсувальних наслідків кліматичних змін, оскільки на відновлення одного умовного сантиметра родючого ґрунтового покриву в аридній зоні в середньому йде від 70 до 150 років.

Господарська діяльність людини (антропогенний чинник) є однією з основних причин деградації ґрунтів.

У гонитві за додатковими центнерами продукції розорювалось усе: крутосхили, водозахисні зони та прибережні захисні смуги вздовж водоймищ, пасовищ, узбіччя доріг тощо.

Особливо великими темпами погіршувалися земельні угіддя країни в 90-х рр. минулого століття у зв'язку із загостренням кризових явищ в економіці України. Припинено впровадження системи землеробства з контурно-меліоративною організацією території не тільки через недостатність коштів, а й через безвідповідальність посадових осіб, зрошувані землі занедбано. Землеробство велося за різко від'ємним балансом органічної речовини, основних біогенних елементів, що зумовило втрату майже 10% його енергетичного потенціалу.

Досвід багатьох країн Заходу свідчить про нагальну потребу переходу до ландшафтного принципу господарювання на землі, за якого досягається найкращий виробничий, економічний та природоохоронний ефект. Це означає, що в межах водозбірних площ повинні створюватися агроландшафти, де були б збалансовані такі складники, як площа сільськогосподарських угідь: рілля, луки, пасовища, багаторічні трави та плодово-ягідні насадження, ліси, лісосмуги, водні джерела. Співвідношення між ними зумовлюється природно-кліматичною зоною, рельєфом місцевості, ґрунтовим покривом тощо.

Істотне скорочення площі рілля дасть змогу не розпорозувати кошти на значний об'єм, а сконцентрувати їх на найкращих ґрунтах, що залишаться

після реорганізації, і з'явиться можливість збільшити внесення на одиницю площі кількості органічних і мінеральних добрив, застосування засобів меліорації та захисту рослин тощо.

Не менш важливою проблемою є покращення санітарного стану ґрунту, в який потрапляє надзвичайно велика кількість забруднювачів. Це природні й антропогенні забруднювачі, фізичні та хімічні. До основних видів забруднювачів ґрунтів належать: важкі метали, радіонукліди, неорганічні сполуки металів, органічні синтетичні речовини, пестициди, мінеральні добрива, різні органічні відходи, біологічні забруднювачі, вторинні засолення й осолонцювання, підлужування.

Зараз значна частина території України (6,7 млн га) забруднена радіонуклідами після аварії на ЧАЕС. До цих забруднювачів насамперед належать стронцій і цезій, що швидко засвоюються рослинами, особливо на бідних органічними та мінеральними речовинами ґрунтах. Оскільки період напіврозпаду цих елементів становить 28 та 33 роки відповідно, їхня токсична дія може тривати досить довго. Останнім часом учені звертають увагу на накопичення водорозчинного радіонукліду америцій-241.

Сучасне використання земельних ресурсів України не відповідає вимогам раціонального природокористування. Порушено екологічно допустиме співвідношення площ рілля, природних кормових угідь, лісових насаджень, що негативно впливає на стійкість агроландшафту. Надмірна розораність території та величезний вплив діяльності людини призвели до порушення природного процесу ґрунтоутворення. Розораність земель в Україні досягає 56% території країни і 81% сільськогосподарських угідь.

Залежно від ступеня прояву деградаційних процесів зниження урожаю сільськогосподарських культур може становити від 10–20% до 30–50%, а збитки лише через недоотримання сільськогосподарської продукції щорічно становлять понад 20 млрд грн.

Родючість земель в Україні постійно падає, ерозійні процеси дедалі поширюються. Як свідчить статистика, у багатьох областях нашої країни площа еродованих земель збільшилася за останні роки на 30–35% і становить третину всієї рілля. Яка ж причина такого надзвичайно негативного явища? Головна з них – відсутність у землі хазяїна, а також те, що сільське господарство України багато десяти років працювало з величезною напругою для задоволення не власних потреб, а потреб величезної держави – Союзу Радянських Соціалістичних Республік. Як відомо, із 60,4 млн га земельної території України 42,4 млн, або 70,3%, займають сільськогосподарські угіддя. У нашій державі розораність сільськогосподарських земель досягає 81%, у Вінницькій, Тернопільській, Кіровоградській областях – більше як 90%. Багато це чи мало? Порівняємо із країнами, які не тільки забезпечують власні потреби

в сільськогосподарській продукції, а є світовими її експортерами. Розораність земель у США – 16,9%, в Англії – 29,6%, у Франції – 32%, у Федеративній Республіці Німеччина – 32,8% [21].

Звідси висновок. Наша держава може більш як у двічі зменшити площі орних земель. Україна здавна була житницею, славилася родючими землями. Нині всі придатні для інтенсивного сільськогосподарського використання землі залучені в народногосподарський обіг. Навіть більше, у зоні змішаних лісів, наприклад, показник розораності території приблизно в 1,2–1,5 рази вищий за нормативний. Все це не могло не позначитися на якісному стані земель. Навіть комплекс агротехнічних, лісомеліоративних та гідротехнічних заходів, які проводяться в Україні, не здатний вирішити проблему. Тому і зростають площі еродованих земель. Нині майже 30% площі сільськогосподарських угідь піддаються ерозії. Немає жодного гектара угідь, які б не потребували тих чи інших ґрунтозахисних або меліоративних робіт [21].

Понад 70% території України перебуває в зоні недостатнього та нестійкого зволоження, а зростання середньої річної температури спричинятиме устанавлення різкоконтинентального клімату на більшості території, зі спекотним літом та дуже морозною зимою, зміну середніх параметрів основних кліматичних характеристик (опади, хмарність, інсоляція, вологість, швидкість вітру, діапазон добових коливань температури тощо), збільшить частоту повторюваності їх екстремальних проявів [1].

Державна політика охорони і раціонального використання земель має визначатися системою правових, організаційних, економічних та інших заходів, що мають природоохоронний, ресурсозберігаючий та відтворювальний характер. Система має передбачати збереження ґрунтів, обмеження впливу на рослинний і тваринний світ, геологічні породи й інші компоненти навколишнього середовища.

Охорона земель та їх раціональне використання мають здійснюватися на основі комплексного підходу до угідь як до складних природних утворень (екосистем) з урахуванням їхніх зональних та регіональних особливостей.

Має проводитися постійна інвентаризація, кадастрова оцінка земель, має бути створена державна система управління якістю земельних ресурсів і визначено її місце в органах державного управління та принципи розмежування обов'язків держави, землевласників і землекористувачів щодо раціонального використання й охорони земельних ресурсів. За умов земельної реформи, яка проводиться в Україні, основна роль в охороні і відтворенні земельних ресурсів належить державі.

Усі землевласники, землекористувачі й орендарі, незалежно від форм і термінів використання землі, мають бути зобов'язані здійснювати роботи щодо захисту та підвищення якості земель. Вони

несуть відповідальність за погіршення екологічного стану на своїй земельній ділянці та прилеглих територіях.

Мають розроблятися проекти землеустрою з контурно-меліоративною організацією територій на еколого-ландшафтній основі, відповідно до яких передбачаються обсяги робіт щодо створення захисних лісових насаджень, будівництва протиерозійних гідротехнічних споруд та забезпечення необхідної їх експлуатації. Рекультивация порушених земель, площа яких становить понад 190 тис. га, відновлення їхнього ґрунтового покриву і повернення у сферу народного господарства є однією з найважливіших проблем. Важливим напрямом раціонального використання земельних ресурсів є поліпшення екологічного стану зрошуваних земель, на яких спостерігається підтоплення, вторинне засолення, водна ерозія, руйнування природної структури ґрунтів тощо. Такі системи необхідно реконструювати або відновлювати.

Меліорації в сільському господарстві – це сукупність організаційних, землевпоряджувальних, господарських, інженерно-технічних заходів, автоматизованих режимів водорегулювання щодо потреб рослин за фазами їх розвитку, спрямованих на корінне поліпшення ґрунтів, підвищення їхньої продуктивності з метою збільшення врожайів сільськогосподарських культур і кормів для тваринництва. Основними видами сільськогосподарських меліорацій є: зрошення, двохстороннє регулювання вологості в зоні надлишкового зволоження, боротьба з ерозією, хімічна меліорація, культуртехнічна меліорація, обводнення й ін.

Тому необхідно звернутись до досвіду США в області меліорації, де площа меліорованих земель вражає: зрошуваних земель – майже 30, а осушуваних – понад 60 млн га, що разом у 1,5 рази більше, ніж вся територія України. І там голоси на різних рівнях науки і господарювання, що меліорація шкодить (як це часто відбувається в Україні), не чутні.

Завданнями державної та регіональних програм мають бути:

- відновлення меліоративного фонду (меліорованих земель і відновлення та реконструкція меліоративних системи), зокрема, реалізація заходів зі зрошення й осушення земель;
- забезпечення безаварійності пропуску паводкових вод на об'єктах меліоративного та гідротехнічного призначення;
- забезпечення водообміну в усіх водосховищах та водоймах шляхом проточності під час водоспусків;
- запобігання вибуттю із сільськогосподарського призначення земель;
- збільшення обсягу виробництва основних видів продукції рослинництва завдяки гарантованому забезпеченню врожайності сільськогосподарських культур на меліорованих землях незалежно від зміни кліматичних умов;

– підвищення водозабезпеченості земель сільськогосподарського призначення; запобігання процесам підтоплення, затоплення й опустелювання територій для гарантованого забезпечення продуктивності сільськогосподарських угідь;

– досягнення економії водних ресурсів підвищенням коефіцієнта корисної дії меліоративних систем, впровадженням мікрозрошення і водозберігаючих аграрних технологій, а також використання на зро-

шення тваринницьких стоків і стічних вод з урахуванням їхнього очищення і подальшої утилізації відходів.

В аридних зонах нагальним є удосконалення технології будівництва й експлуатації зрошувальних гідромеліоративних систем, а в зоні надлишкового та нестійкого зволоження – відновлення гідромеліоративних систем двосторонньої дії (осушувально-зволожувальних) [19].

Література

1. Концепція досягнення нейтрального рівня деградації земель ґрунтів в Україні / за наук. ред. С. Балюка, В. Медведєва, М. Мирошниченко. Х.: ФОП О.В. Бровін, 2018. 32 с.
2. Панчук О. Контурно-меліоративная организация территории: методическое обеспечение, практика проектирования и опыт осуществления: автореф. дисс. ... канд. эк. наук. К., 1992. 43 с.
3. Гудзь В., Примак І., Будьонний Ю., Танчик С. Землеробство: підручник / за ред. В. Гудзя. 2-ге вид., перероб. та доп. К.: Центр учбової літератури, 2010. 464 с.
4. Василюк О., Юхновський В. Степи України. Науковці та екологи пропонують боротись з опустелюванням шляхом відновлення лісосмуг. Національний екологічний центр України. URL: <http://pyroda.in.ua/step/naukovtsi-ta-ekolohy-proponuyut-borotys-z-opustelyuvannyam-shlyahom-vidnovlennya-lisosmuh/>.
5. Временные указания по составлению схем противоэрозионных мероприятий по овражно-балочным системам. К.: Минсельхоз УССР; Укрземпроект, 1979.
6. Материалы по разработке схем землеустройства административных районов. К.: Укрземпроект, 1980.
7. Техническая документация по внутрихозяйственному землеустройству сельскохозяйственных предприятий в Украинской ССР (Временные указания). К.: Минсельхоз УССР, 1981.
8. Временные указания по изготовлению Альбомов планов землепользований сельскохозяйственных предприятий административных районов: КР-02-81. К.: Минсельхоз УССР; Укрземпроект, 1981.
9. Временное положение по авторскому надзору за осуществлением проектных мероприятий в базовых хозяйствах по комплексной системе защиты почв от эрозии. К.: Укрземпроект, 1982.
10. Тимчасові вказівки на складання технічної документації по вдосконаленню сівозмін в сільськогосподарських підприємствах Української РСР: ОТ-05–83. К.: Мінсільгосп УРСР; Мінплодоовощгосп УРСР; Голопродовнипром УРСР; ПВ ВАСГНІЛ; Укрзем проект, 1983.
11. Методические рекомендации по составлению организации возделывания с-г культур. К.: Минсельхоз УССР; Укрземпроект, 1985.
12. Временные методические рекомендации по разработке почвозащитной системы земледелия с контурно-меліоративной организацией территории. К.: Госагропром УССР; УНИИЗ; Укрземпроект, 1987.
13. Указания по разработке схем противоэрозионных мероприятий областей. К.: Госагропром УССР; Укрземпроект, 1988.
14. Методические рекомендации по разработке почвозащитной системы земледелия с контурно-меліоративной организации территории. К.: Госагропром УССР; ПО ВАСГНІЛ; УНИИЗ, 1989.
15. Временные указания по размещению, созданию и реконструкции защитных лесных насаждений при внедрении контурно-меліоративной организации территории. К.: УкрНИИземпроект, 1990.
16. Методичні вказівки по складанню технічної документації по інвентаризації земель. К.: УкрНДІземпроект; ДІЗР УВ, 1991.
17. Вказівки по складанню проектів формування територій і встановлення меж сільських, селищних Рад народних депутатів. К.: УААН; УкрНДІземпроект, 1991.
18. Технічні вказівки по складанню проектів встановлення меж сільських населених пунктів. К.: УкрНДІземпроект, 1991.
19. Рекомендації по складанню проектів роздержавлення і приватизації земель сільськогосподарських підприємств і організацій. К.: УААН; Держкомзем і ін., 1992.
20. Примбетова А. Совершенствование технологии строительства гидромелиоративных систем в аридных зонах: автореф. дисс. ... канд. техн. наук: 05.23.07. М., 1998. 20 с.
21. Хрестоматія з географії України: посібник для вчителя / П. Масляк, П. Шищенко. К.: Генеза, 1994. 448 с. ISBN 5–7707–5872–4.

УДК 664.952/.957

ТОКСИКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ПРІСНОВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ РИБНОГО ПРОМИСЛУ РІЧОК ПІВНОЧІ УКРАЇНИ

Василенко О.О., Семерня О.В.

Сумський національний аграрний університет
вул. Г. Кондратьєва, 160, 40020, м. Суми
vasylenko.sumy@gmail.com

Досліджено особливості накопичення важких металів в екосистемах ріки Псел та ріки Десни в Сумській області. Визначено особливості накопичення і розподілу важких металів у тілі карпа дзеркального, карася та краснопірки. Результати досліджень свідчать про відповідність концентрації важких металів у досліджуваних компонентах екосистем рибницьких ставів чинним нормам. Вміст важких металів, як-от кадмій, плумбум, цинк і купрум, у м'язах досліджуваних видів гідробіонтів не перевищував нормативних значень. Досліджено шляхи надходження й акумулювання важких металів у таких видів риб, як карп дзеркальний, карась та краснопірка. Проаналізовано залежність їх проникнення та накопичення від способу живлення та властивостей іонів металів. *Ключові слова:* важкі метали, акумулювання, карп дзеркальний, карась, краснопірка.

Токсикологическая безопасность пресноводных объектов рыбного промысла рек севера Украины. Василенко О.А., Семерня Е.В. Исследованы особенности накопления тяжелых металлов в экосистемах реки Псел и реки Десны в Сумской области. Определены особенности накопления и распределения тяжелых металлов в теле карпа зеркального, карася и красноперки. Результаты исследований свидетельствуют о соответствии концентрации тяжелых металлов в исследуемых компонентах экосистем рыбоводческих прудов существующим нормам. Содержание таких тяжелых металлов, как кадмий, свинец, цинк и медь, в мышцах исследуемых видов гидробионтов не превышало нормативных значений. Исследованы пути поступления и аккумуляции тяжелых металлов у таких видов рыб, как карп зеркальный, карась и красноперка. Проанализирована зависимость их проникновения и накопления от способа питания и свойств ионов металлов. *Ключевые слова:* тяжелые металлы, аккумуляция, карп зеркальный, карась, красноперка.

Toxicological safety of freshwater objects of fish industry in the river of the northern part of Ukraine. Vasylenko O., Semernia O. Investigated features of the accumulation of heavy metals in the ecosystems of the river Psel and the river Desna in the Sumy region. Determined features of accumulation and distribution of heavy metals in the body of mirror carp, crucian and rudd. The results of the research indicate that the concentration of heavy metals in the studied components of the ecosystem of the fishery pond is in line with the existing norms. The content of heavy metals such as Cadmium, Plumbum, Zinc and Kuprum in the muscles of the investigated species of hydrobionts did not exceed the normative values. The ways of receipt and accumulation of heavy metals in such species of fish as mirror carp, crucian and rudd are investigated. The dependence of their penetration and accumulation depending on the method of feeding and properties of metal ions has been analyzed. *Key words:* heavy metals, accumulation, mirror carp, crucian, rudd.

Постановка проблеми. У сучасних екологічних умовах однією з найбільш гострих екологічних проблем, що стосуються гідросфери, є забруднення басейнів малих річок, які через незначні площі водозборів найбільш вразливі до негативного техногенно-антропогенного впливу. Відомо, що малі річки безпосередньо впливають на гідрохімічний склад та якість води середніх і великих річок, а в їхніх басейнах формується понад 60% водних ресурсів України [4]. Особливо небезпечними за впливом на екологічну систему водних об'єктів є важкі метали. Високий рівень забруднення середовища важкими металами призводить до зниження видового розмаїття гідробіонтів. Використання гідробіонтів як біоіндикаторів дозволяє судити про значення цих токсикантів. Групу

важких металів можна віднести до мікроелементів. Деякі вкрай необхідні для життєзабезпечення живих організмів, інші ж за потрапляння в організм призводять до його отруєння або загибелі. Фахівцями з охорони навколишнього середовища серед металів токсикантів виділена пріоритетна група, в яку входять кадмій, мідь, миш'як, нікель, ртуть, свинець, цинк і хром як небезпечні для живих організмів; з них ртуть, свинець і кадмій – найбільш токсичні [5–7]. Тому доцільно з'ясувати вміст металів, як в тканинах молюсків, так і в середовищі їх проживання – воді, тому що наявні у водних системах іони важких металів поглинаються організмами і накопичуються в тілі карпа дзеркального, карася та краснопірки, далі передаються за ланцюгом харчування [3].

Такі метали, як цинк, марганець, мідь та ферум, у фізіологічних концентраціях життєво необхідні для здійснення регуляторних функцій в організмі риб, передусім як складники ферментів. Водночас серед важких металів є елементи, біологічну роль у живих організмах яких не визначено, деякі токсичні навіть у незначних концентраціях. До таких елементів належать свинець та кадмій [2]. Відомо, що накопичення важких металів в організмі гідробіонтів, зокрема моллюсків, залежить від геохімічних чинників середовища, типу водойми, функціонального стану організму й особливостей живлення [5]. Питання кількості накопиченні окремих важких металів в організмі прісноводних моллюсків вивчено меншою мірою.

Актуальність дослідження. Останніми десятиліттями в екосистемах водойм спостерігаються зміни, які відбуваються під впливом природних чинників навколишнього середовища і під впливом господарської діяльності людини. Тому особливої актуальності набувають дослідження закономірностей реакцій прісноводних видів риб на мінливі умови навколишнього середовища. Загрозою для життєдіяльності досліджуваних карпа дзеркального, карася та красноперки є важкі метали та їхні сполуки [3; 4].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Зміна сировинної бази і зниження обсягів вилову морських гідробіонтів пов'язані з екологічним становищем [2]. Це спричинило необхідність перегляду об'єктів сировинної бази для забезпечення населення України повноцінним харчуванням, зокрема для споживання повноцінного білка. З огляду на сучасний екологічний стан прісноводних водойм України, не варто забувати про токсикологічну безпеку потенційних продуктів харчування. Знання про екологічну безпеку, зокрема про кількісний вміст важких металів та особливості їх локалізації в м'якому тілі моллюсків, мають велике практичне значення і є предметом досліджень учених як близького [3; 4], так і далекого зарубіжжя [5–8].

Досить інтенсивно дослідження особливостей накопичення важких металів гідробіонтами проводяться й у країнах Африки [5], Південно-Східної Азії й навіть Близького Сходу [5–8]. В Україні цій проблемі присвячено також низку досліджень, проте вони проводилися або в межах великих водосховищ – Київського, Кременчуцького, Канівського, або на території об'єктів природно-заповідного фонду.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Питання особливостей вмісту та розподілу важких металів в органах і тканинах гідробіонтів малих річок, зокрема на території Сумської області, залишилися поза увагою дослідників.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі задачі:

1. Дослідити особливості накопичення важких металів в екосистемах річок у Сумській області.

2. Проаналізувати шляхи надходження й акумулювання важких металів у м'якому тілі карпа дзеркального, карася, красноперки залежно від способу живлення та властивостей іонів важких металів.

3. Науково обґрунтувати особливості накопичення і розподілу таких важких металів, як кадмій, плумбум, цинк, у тілі карпа дзеркального, карася, красноперки.

Новизна. Досліджено екологічну доброякісність і безпечність найбільш поширених об'єктів рибного промислу півночі України. Виконання поставлених цілей дасть можливість підвищити конкурентоспроможність видів риб, що досліджуються, що є надзвичайно своєчасним та економічно виправданим завданням.

Виклад основного матеріалу. Одним із найбільш важливих чинників, які впливають на якість готової продукції, є стабільна екологічна чистота сировини. З огляду на те, що карп дзеркальний, карась, красноперка є мешканцями як проточних, так і стоячих водойм, стан яких дуже різко змінюється, зважаючи на техногенні й антропогенні чинники, визначення ступеня накопичення важких металів в їхніх тілах стає однією з найактуальніших питань на даному етапі комплексного дослідження.

Об'єктами дослідження були карп дзеркальний, карась, красноперка, що є типовими представниками річкових двостулкових моллюсків, що мешкають здебільшого в прибережній зоні на піщано-мулистому ґрунті з уповільненим плином течії. З огляду на зазначене, можна припустити: по-перше, різний рівень забруднення в різних зонах проживання риб; по-друге, імовірну здатність даних видів до накопичення важких металів.

Виловлювалися риби в р. Десні та р. Псел, в їхніх середніх течіях у районі села Пирогівка і в селищі Підлісівка, розташованому в Сумському районі. Дослідження вмісту важких металів у воді і тілі риб проведені за такими стандартами: ГОСТ 30178–96 «Сировина і продукти харчові. Атомно-абсорбційний метод визначення токсичних елементів» (спосіб сухого озолення), ІСО 8288–86 «Якість води: визначення токсичних елементів, полум'яні атомноабсорбційні спектроскопічні методи».

Для оцінки ступеня акумуляції металів у тканинах даних видів риб щодо вмісту елементів у воді розрахований коефіцієнт біологічного накопичення ($K_{\text{БН}}$), тобто відношення концентрації важких металів у м'якому тілі риб моллюсків до їх кількісного вмісту в навколишньому середовищі.

За величиною акумуляції гідробіонти, зокрема прісноводні риби, поділяються на макро-, мікро-, деконцентратори [3]. До макроконцентраторів належать риби, в яких $K_{\text{БН}} > 15\,000$, до мікроконцентраторів – риби із $K_{\text{БН}} = 10\,000\text{--}150\,000$, до деконцентраторів – із $K_{\text{БН}} < 10\,000$.

Таблиця 1

Вміст важких металів у воді і в тканинах риб $P \geq 95\%$, $n = 5$

Об'єкт досліджень	Cu	Zn	Pb	Cd
р. Десна				
Вода (мг/л)	0,019 ± 0,011	0,029 ± 0,007	–	0,024 ± 0,014
Карп дзеркальний (мг/кг)	0,86 ± 0,017	11,9 ± 0,011	–	0,15 ± 0,005
Карась (мг/кг)	0,92 ± 0,017	13,4 ± 0,011	–	0,14 ± 0,005
Красноперка (мг/кг)	0,97 ± 0,017	11,1 ± 0,011	–	0,15 ± 0,005
р. Псел				
Вода (мг/л)	0,005 ± 0,011	0,047 ± 0,011	–	0,003 ± 0,007
Карп дзеркальний (мг/кг)	0,98 ± 0,018	8,59 ± 0,005	–	0,16 ± 0,011
Карась (мг/кг)	0,84 ± 0,018	9,11 ± 0,005	–	0,16 ± 0,011
Красноперка (мг/кг)	0,78 ± 0,018	9,31 ± 0,005	–	0,19 ± 0,011

Таблиця 2

Коефіцієнти біологічного накопичення (КБН) металів у тілі прісноводних риб $P \geq 95\%$, $n = 5$

Об'єкт досліджень	$K_{БН} Cu$	$K_{БН} Zn$	$K_{БН} Pb$	$K_{БН} Cd$
Карп дзеркальний	48	547	66	20
Карась	123	789	34	44
Красноперка	76	455	90	11

З досліджених даних у табл. 1 бачимо, що вміст токсичних металів не перевищує гранично допустимої концентрації за цинком, кадмієм і плумбумом, незважаючи на наявність значної частки останніх у водних середовищах досліджуваних об'єктів. Це може бути пов'язано зі способом життєдіяльності гідробіонтів. Своєю зовнішньою частиною і такими важливими органами, як зябра, риби цілковито занурені у воду, отже дія розчинених речовин і їхня концентрація в цих органах найбільша. Основна кількість іонів, які потрапляють до організму риб, проникає через зябра (до 70%), дещо менше – через шлунково-кишковий тракт (до 20%). Водночас акумуляція плумбуму активніше проходила, коли метал надходив через кишково-шлунковий тракт. Проте технологія кулінарних виробів із даних видів риб передбачає видалення так званих неістівних частин (зябер, кишківника, гонад). Крім токсикантів у природних водах наявні розчинні нетоксичні речовини, що можуть зменшувати або збільшувати токсичність інших речовин шляхом зміни мембранної проникності.

Результати дослідження показали, що різні метали неоднаково накопичуються в тканинах досліджуваних риб (табл. 1). Варто зазначити, що досліджувані короп і красноперка найбільше накопичують цинк. Однак установлено, що вміст усіх аналізованих металів у тілі риб у різних водних системах неоднаковий, так вміст цинку – на 27% вище в р. Псел, ніж у проточній системі р. Десни, міді – на 18% менше. Проте така різниця пояснюється відповідним більшим на 34% вмістом цинку в р. Псел і меншим на 22% вмістом міді. Свинець не виявлено в досліджуваних пробах води згаданих річок.

Отже, карп дзеркальний, короп та краснопірка не становлять загрозу під час споживання. Різні види риб мають різну здатність до акумуляції металів у своїх тканинах, що цілком підтверджує вчення В.І. Вернадського, який зауважив: «Однією з функцій біосфери є концентраційна». Ці висновки добре узгоджуються з розрахованими нами коефіцієнтами біологічного накопичення металів даними видами риб ($K_{БН}$) (табл. 2).

Аналіз накопичення іонів важких металів дозволив узагальнити особливості їх кумуляції і вибудувати ряди накопичення, які мають загальні закономірності:

- для карпа дзеркального – $KdPb > KdCd > KdCu > KdZn$;
- для карася – $KdPb > KdCd > KdCu > KdZn$;
- для краснопірки – $KdPb > KdCd > KdCu > KdZn$.

Головні висновки. Проведені дослідження свідчать про вплив різних чинників на накопичення токсичних металів у воді, та тілі карпа дзеркального, карася та краснопірки. З'ясовано, що концентрації важких та інших токсичних іонів металів у досліджуваних складниках водної екосистеми водоймища корелюють з їхніми нормативним значенням. Вміст важких металів у тканинах досліджуваних видів риб перебуває в межах допустимих норм. Коефіцієнти біологічного накопичення свідчать не тільки про забруднення середовища цими металами, але і про біологічну доступність їхніх іонів у даних умовах, а також вказують на невисоку акумуляцію мікроелементів дзеркальним карпом, карасем та краснопіркою.

Література

1. Consumers' behavior towards cultured oyster and mussel in Western Visayas, Philippines / Merlina N. Andalecio, Ernestina M. Peralta, Ruby P. Napata, Liberato V. Laureta. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*. 2014. № 7 (2). P. 116–136. URL: <https://doaj.org/article/0c22a20963b849dab260b12b32fe091c/>
2. Golovko N., Golovko T., Gelikh A. Investigation amino–acid structure of proteins bivalve freshwater Mussels from the family Anodonta of the northern Ukraine. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2015. № 5/11 (77). P. 10–16.
3. Golovko N., Golovko T., Gelikh A. Investigation fatty acid and mineral of soft body bivalve freshwater mussels from the family Anodonta of the northern Ukraine. *Technological Audit and Production Reserves*. 2016. № 3/3 (29). P. 17–23.
4. Golovko N., Golovko T., Gelikh A. Gelikh Research qualitative composition of minerals soft body freshwater bivalve mussels of the genus Anodonta and marine counterpart – the mussels of the genus Mytilus. *Progressive engineering and technology of food production enterprises, catering business and trade*. 2015. № 2 (22). P. 270–278.
5. Growth of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) on the East coast of Istria / Nives Marušić, Sanja Vidaček, Helga Medić, Tomislav Petrak. *Croatian Journal of Fisheries*. 2010. № 68 (1). P. 19–25. URL: <https://doaj.org/article/1c0507ec8da6484d8ee80fd00ce4cf89>.
6. Physicochemical stability and market of mussels (*Perna perna*) cultivated in Ubatuba – SP, Brasil / Érika Fabiane Furlan, Juliana Antunes Galvão, Eduardo Oliveira Salán, Viviane Angeli Yokoyama, Marília Oetterer. *Food Science and Technology*. 2007. № 27 (3). P. 516–523. URL: <https://doaj.org/article/3df4a621844642b1b243caf6853603ad>.
7. Histopathological monitoring assessment of mussels *Perna perna* at the Itaipu Lagoon, Brazil / F. Lima, M. Abreu, E. Mesquita. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. 2001. № 53 (2). P. 1–5. URL: <https://doaj.org/article/40c1d861d213406493b604b6ce2ac6ab>.
8. Processing of chopped mussel meat in retort pouch [Text] / Giustino Tribuzi, Gláucia Maria Falcão de Aragao, João Borges Laurindo. *Food Science and Technology*. 2015. URL: <https://doaj.org/article/dda612fcc5db4492b8210828bd19a72aю>.

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ВОДОСХОВИЩ МАЛИХ ГІДРОЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ (НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ РОСЬ)

Зуб Л.М.¹, Прокопук М.С.¹, Томільцева А.І.²

¹Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, 03035, м. Київ
lesyazub2@gmail.com
wodai@i.ua

²ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»
вул. акад. Лебедєва, 37, 03143, м. Київ
maryanaprokopuk406@gmail.com

Наведено результати сучасної оцінки якості води та ретроспективного аналізу її змін для водосховищ малих гідроелектростанцій на річці Росі (Богуславське, Стеблівське та Корсунь-Шевченківське) шляхом порівняння основних показників соляного складу та трофо-сапробіологічних показників із даними для Білоцерківського верхнього водосховища. *Ключові слова:* якість води, біогени, малі ГЕС, річка Рось.

Оценка качества воды водохранилищ малых гидроэлектростанций (на примере реки Роси). Зуб Л.Н., Томильцева А.И., Прокопук М.С. Приведены результаты современной оценки качества воды и ретроспективного анализа ее изменений для водохранилищ малых гидроэлектростанций на реке Роси (Богуславское, Стебловское и Корсунь-Шевченковское) путем сравнения основных показателей солевого состава и трофо-сапробіологических показателей с данными для Белоцерковского верхнего водохранилища. *Ключевые слова:* качество воды, биогены, малые ГЭС, река Рось.

Assessment of the quality of water of the reservoirs of small hydropower plants (on the example of the river Ros). Zub L., Prokopuk M., Tomiltseva A. The results of modern water quality assessment and retrospective analysis of its changes for small hydroelectric reservoirs on the river are given. Ros (Boguslavskoe, Steblovskoe and Korsun-Shevchenkovskoe) by comparing the main indicators of salt composition and tropho-saprobіological indicators with data for the Belotserkovsky upper reservoir. *Key words:* water quality, nutrients, small hydroelectric power plants, river Ros.

В умовах глобальної зміни клімату за вимог Кіотського протоколу щодо зменшення шкідливого впливу на навколишнє природне середовище багато країн стимулюють виробництво електроенергії з відновлюваних джерел. Відповідно до Національного плану дій із відновлюваної енергетики (NREAP), завдяки модернізації наявних потужностей, будівництву, реконструкції та введенню в експлуатацію малих гідроелектростанцій (далі – МГЕС) в Україні заплановано до 2020 р. збільшити вдвічі виробництво електроенергії. Роль малої гідроенергетики у функціонуванні окремих регіонів України стає надзвичайно вагомою і потребує наукових досліджень для прогнозування впливу МГЕС на навколишнє природне середовище. Потребує відповіді питання щодо визначення гідроенергетики відновлювальним джерелом енергії, оскільки каскад МГЕС перешкоджає природному плину річки. Надмірне зарегулювання водотоку спричиняє суттєві екологічні зміни, що призводять до порушення природного гідрологічного режиму, втрати суцільності та поділу його на окремі екосистеми. Саме тому актуальне дослідження сучасного стану біотичного розмаїття водних екосистем водосховищ МГЕС та якості води в них.

Багаторічні дослідження, здійснені на річках лісостепу України [1; 2], засвідчили актуальність вивчення впливу зарегулювання стоку річок на їх біотичне розмаїття та структуру ландшафтів, що формуються на них. Обґрунтовується необхідність включення до системи екологічного моніторингу роботи МГЕС як одного із ключових елементів моніторингу якості води [3].

Матеріали та методи. На п'яти водосховищах, споруджених на р. Рось, працюють МГЕС, робота гідровузлів яких визначає водогосподарський, гідрохімічний і гідробіологічний режими річки. Богуславське, Стеблівське і Корсунь-Шевченківське, що формують безперервний каскад, обрано для досліджень. Головні морфометричні параметри водосховищ наведено в табл. 1.

Гідровузол Богуславської гідроелектростанції (далі – ГЕС) збудовано за дериваційною схемою. Потужність двох гідроагрегатів становить приблизно 1,1 тис. кВт за максимальною пропускною здатністю 1310 м³/с. Крім гідроенергетики, водосховище використовується для питного водопостачання. До головних проблем екосистеми водосховища віднесено значний відсоток замулення та заростання, зумовлені віком гідроспоруди та пору-

шенням водоохоронного режиму на її прибережних ділянках.

Гребля Стеблівського водосховища має форму арки, вигнутої вниз за течією, сумарна потужність двох гідроагрегатів становить 2,7 тис. кВт, що забезпечується витратами води 12,5 м³/с. Крім значного замулення, проблемним питанням для водосховища є невисока якість води через скидання господарсько-побутових стоків м. Богуслава.

Корсунь-Шевченківське водосховище і гідровузол, споруджений на ньому, найстарші з досліджених, остання реконструкція яких відбулася нещодавно. На нижньому в каскаді водосховищі гідровузол споруджено за дериваційною схемою, працює два агрегати. Розрахункові витрати води становлять 1 660 м³/с, сумарна потужність агрегатів – 22,4 м³/с. Водосховище призначено для комплексного використання, на ньому споруджено водозабір м. Корсунь-Шевченківський. Основною екологічною проблемою водосховища є періодичне погіршення якості його води через численні джерела забруднення, розташовані вище за течією, господарсько-комунальних скидів м. Корсунь-Шевченківський та недотримання водоохоронного режиму на водозборі й замулення [4].

Білоцерківське верхнє водосховище, обране для порівняння, не має ГЕС. Режим його роботи, як найбільшого на Росі, у літньо-осінній та зимовий періоди визначається умовами забезпечення питною водою міст Умані та Біла Церква [4], санітарно-гігієнічними й екологічними вимогами під час експлуатації.

Оцінка якості води за наявними методиками [5] передбачає класифікацію якості води за мінералізацією, електропровідністю та хімічними трофо-сапробіологічними показниками. На верхніх, середніх, нижніх ділянках у репрезентативних точках здійснено комплексні дослідження. Загалом у вересні 2017 р. відібрано 12 комплексних гідрохімічних проб для визначення 9 основних параметрів (рН, температура води, електропровідність, завислі речовин, мінералізація та вміст основних міогенів – NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻). Натурні дослідження здійснено на репрезентативних ділянках (витоки річки, верхні, середні та нижні ділянки) у двох повторях – літньому (липень – період максимального розвитку угруповань гідробіонтів) та осінньому (вересень) 2017 р.

Гідрохімічні вимірювання здійснено кондуктометром CTS-406 (температура води, електропровідність, вміст розчинених солей, загальна жорсткість і рН), ОВП-метром моделі 7011. Дослідження води на вміст біогенів здійснено колориметричним методом із використанням приладу DR/890 Colorimeter.

Результати досліджень. Водозбір р. Рось належить до найбільш зарегульованих річкових басейнів України: загальна кількість ставків та водосховищ, побудованих на річці та її притоках – 2 167 шт., 1% її водозбірних площ перебуває під водою [6]. На самій річці є 10 руслових водосховищ із сумарним об'ємом води 59,97 млн м³. Зарегулювання водотоку, особливо таке інтенсивне, що має місце на р. Рось, супроводжується руйнуванням природних ландшафтів або їхніх компонентів і всієї екосистеми річки.

За хімічним складом вода річки належить до гідрокарбонатного класу групи кальцію. Слабка течія р. Рось та значна кількість розташованих на ній ставків та водосховищ зумовлюють значне підвищення вмісту у воді річки фосфатів, сполук азотів та збільшення рН води вниз за течією. Ці показники визначають ступінь продуктивності (трофності) водних об'єктів. Збільшення біопродуктивності водойм внаслідок підвищення вмісту сполук азоту та фосфору призводить до погіршення якості води й евтрофікації, що є першою стадією заболочення водойми. Збільшення у воді завислих речовин (як мінеральних, так і органічних) за слабкої течії призводить до осадження й утворення значних донних відкладів у руслі р. Рось та у водосховищах.

Водозбору річки притаманна складна ландшафтно-геохімічна структура, значні площі агроландшафтів і надзвичайно малий відсоток природних комплексів: сьогодні корінна антропогенна трансформація відбулася на 80% водозбору р. Росі, а за останні 20–25 років вона збільшилася на 6% (понад 765 км²) [7].

За опублікованими даними [8–10], тенденції до забруднення русла річки останнім часом посилилися за течією майже по всій території Київської області. Найважливішим інником збільшення забруднення є низька якість стічних вод, що скидають водокористувачі в Рось та її притоки.

Обстежені водосховища характеризуються сформованими угрупованнями водних гідробіонтів, які за своєю видовою структурою та кількісними показниками подібні до таких, що є на

Таблиця 1

Основні морфометричні показники водосховищ, що досліджувалися

Водосховища	Рік створення	НПП	S, км ²	Об'єм, млн м ³	Довжина, км	Ширина макс., км
Білоцерківське верхнє	1967	157,5	5,46	16,96	19,3	0,65
Богуславське	1955	127,4	7,00	1,75	9,0	0,20
Стеблівське	1951	113,9	6,56	15,70	37,0	0,60
Корсунь-Шевченківське	1934, 1947, 2002	99,8	1,70	3,75	17,0	1,70

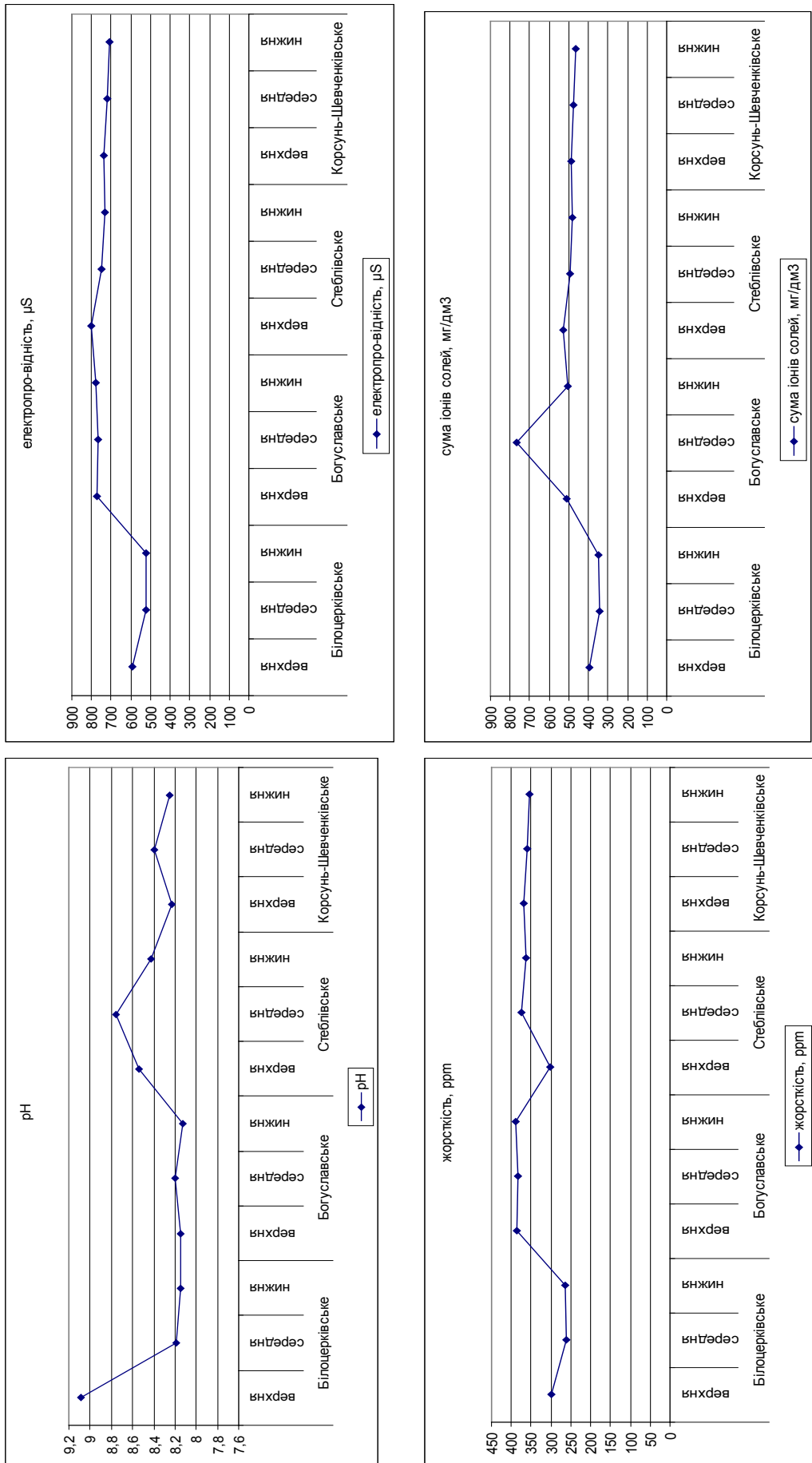


Рис. 1. Динаміка основних гідрохімічних показників водосховищ, що досліджувалися

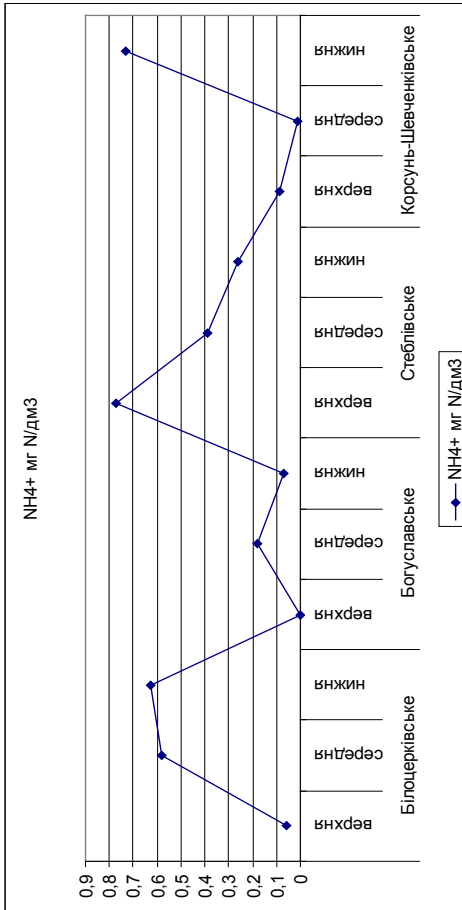
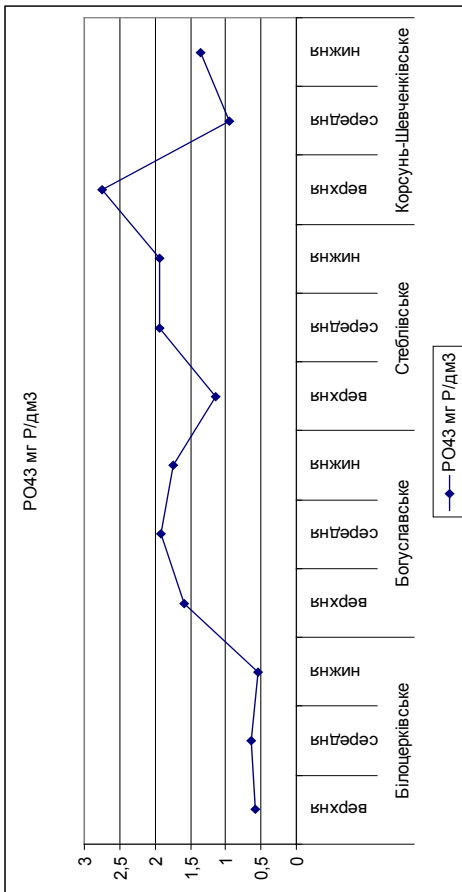
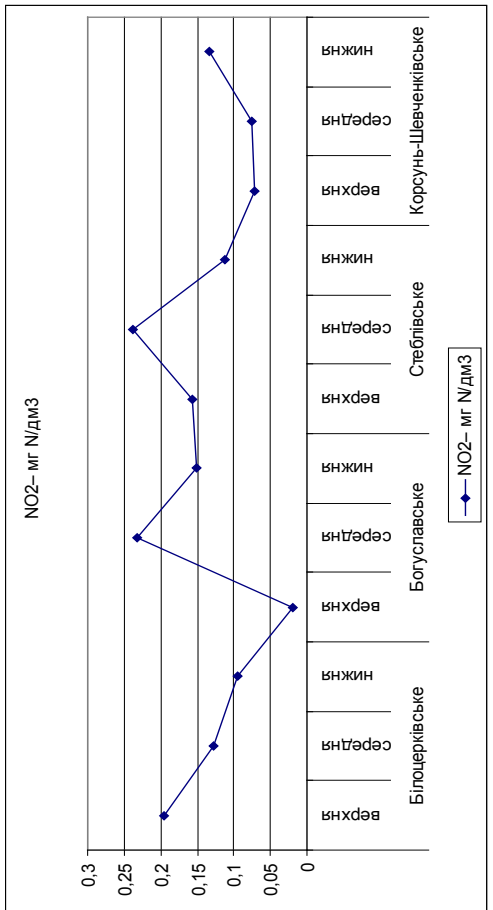
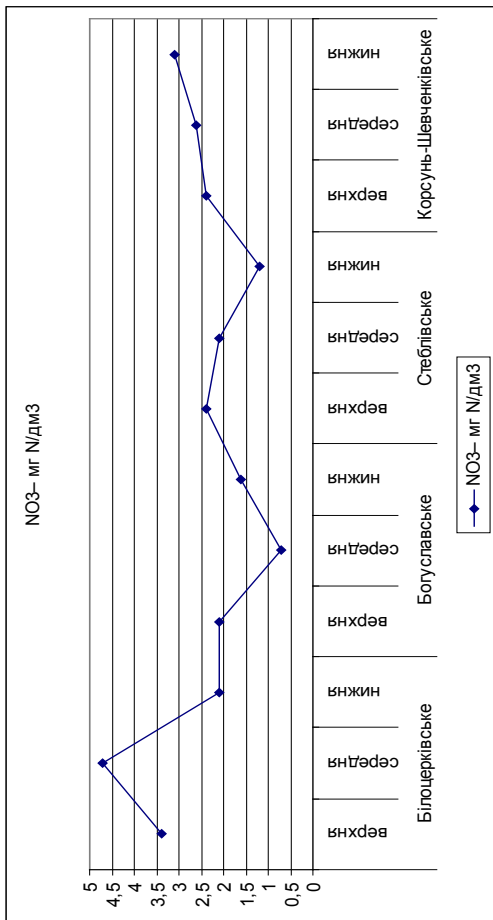


Рис. 2. Динаміка вмісту біогенів у воді водосховищ, що досліджувалися

Інтегральне оцінювання якості води модельних водосховищ

Показник	Білоцерківське верхнє			Богуславське			Стеблівське			Корсунь-Шевченківське		
	V*	H	C	V*	H	C	V*	H	C	V*	H	C
pH	7	3	3	4	3	4	6	5	6	4	5	4
питома електропровідність	4	3	3	4	4	4	5	4	4	4	4	4
сума іонів солей	3	2	2	4	3	4	4	3	3	3	3	3
$I_{ЗП}$	4,7	2,7	2,7	4	3,3	4	5	4,3	4	3,7	4	4
NO_2^-	7	6	7	4	7	7	7	7	7	6	6	7
NO_3^-	7	6	7	6	6	4	6	6	6	6	7	7
NH_4^+	1	5	5	1	2	2	5	4	4	2	1	5
N заг., мг N/л	4	4	4	4	3	2	4	4	4	4	4	4
PO_4^{3-}	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
$I_{БР}$	5,5	6,1	5,7	4,8	5,2	5,2	6,3	5,8	5,5	5,3	5,3	6,2
I	5,1	4,4	4,2	4,4	4,6	4,3	5,7	5,1	4,8	4,5	4,7	5,1
Клас якості	Задовільні			Задовільні			Задовільні			Задовільні		
Категорія якості вод	Посередні			Задовільні			Посередні			Задовільні		
Сапробність	α^2 -мезосапробні			β^{2-} -мезосапробні			α^2 -мезосапробні			β^{2-} -мезосапробні		
Трофічність	Задовільні			Задовільні			евтрофічні			Задовільні		

* Де: V – верхні ділянки водосховищ, С – середні, Н – нижні;

$I_{ЗП}$ – індекс середніх загальних показників ($= (KpH + Kcond + Kds)/3$, де: KpH , $Kcond$, Kds – категорії за показниками рН, електропровідності та суми іонів солей відповідно);

$I_{БР}$ – індекс середніх значень вмісту біогенів ($= (K_{NH_4} + K_{NO_2} + K_{NO_3} + K_N + 2K_{PO_4})/6$, де K_{NH_4} , K_{NO_2} , K_{NO_3} , K_N , K_{PO_4} – категорії за показниками вмісту, відповідно, амонійного, нітричного, нітратного і загального азоту, фосфору фосфатів);

I – інтегральна оцінка $= (I_{ЗП} + I_{БР})/2$.

Якість води водосховищ за середніми інтегральними показниками

Водосховища	2011 р.			2017 р.		
	$I_{ЗП}$	$I_{БР}$	Інтегральна оцінка	$I_{ЗП}$	$I_{БР}$	Інтегральна оцінка
Білоцерківське верхнє	1,3	3,5	добра/чиста	3,4	5,8	задовільна/задовільна
Богуславське	1,7	4	добра/чиста	3,8	5,1	задовільна/задовільна
Стеблівське	1,3	4,3	добра/чиста	4,4	5,9	задовільна/посередня
Корсунь-Шевченківське	1,7	4,4	задовільна/забруднена	3,9	5,6	задовільна/задовільна

середніх і нижніх ділянках р. Рось, проте мають специфічні риси в кожній із досліджених водойм [8; 10]. Їм притаманна дуже збіднена флора вищих водних рослин, більшість видів належить до лімnofільного й евтрофно-болотного комплексів. Кількість реофільних вкрай обмежена внаслідок зарегулювання водотоку [11]. Головними ценозоутворювачами є дуже невелика кількість видів, що належать до індикаторів високотрофних вод. Рослинний покрив досить одноманітний, просторовий розподіл має поясний характер, притаманний річкам, але значний розвиток поясу високотравних гелофітів свідчить про процеси заболочення внаслідок відсутності промивного режиму. Характерний значний розвиток нитчастих водоростей в угрупованнях усіх екологічних груп макрофітів. Оскільки ступінь їхнього розвитку є показником масштабів антропогенного евтрофування водойми, то можна вважати критичним рівень останнього для водосховищ, а також незбалансованість продукційно-деструкційних процесів внаслідок значного забруднення.

Усі водойми характеризуються високим рівнем забруднення та трофності вод, якість води за трофо-сапробіологічними індексами характеризується як перехідна від помірно забрудненої, еволітрофної, α' -мезосапробної до брудної, політрофної, α'' -мезосапробної [12].

Дослідженнями виявлено зміни, що відбуваються в гідрохімічному режимі водосховищ згори вниз за течією річки (рис. 1, 2). Поступово зменшується лужність середовища, що наближається до нейтральних показників згори вниз: від верхніх ділянок Білоцерківського водосховища (9,09) до середніх та нижніх Корсунь-Шевченківського (8,39–8,25). Стеблівське та Корсунь-Шевченківське водосховища характеризуються зростанням водневого показника на середніх ділянках. Водосховища, на яких споруджено МГЕС, також вирізнялися дещо більшими показниками рН, ніж Білоцерківське верхнє водосховище, проте меншими, ніж верхні ділянки водотоку р. Росі.

Водосховища МГЕС характеризуються також більшими показниками жорсткості води, електропровідності та вмісту розчинених у ній солей.

Показники вмісту біогенів належать до переліку найважливіших гідрохімічних характеристик якості води та стану водної екосистеми, оскільки вони є провідними чинниками процесів антропогенного евтрофування. Це явище створює низку серйозних негативних наслідків, зокрема, зменшення прозорості води, інтенсивний розвиток водоростей (також «цвітіння» синьо-зелених), дефіцит кисню в придонних шарах тощо.

Білоцерківське верхнє водосховище характеризується найбільшими показниками вмісту нітратів (середні значення NO_3^- становлять 3,4 мг N/дм³), Богуславське та Стеблівське – нітритів (середні

значення у водоймі $\text{NO}_2^- = 0,134$ та 0,169 мг N/дм³ відповідно). Верхні ділянки Стеблівського та нижні Корсунь-Шевченківського водосховищ характеризуються найбільшими показниками вмісту азоту амонійного ($\text{NH}_4^+ = 0,77$ та 0,73 мг N/дм³). У пригреблевих ділянках Богуславського та Стеблівського водосховищ спостерігається найвища концентрація азотовмісних сполук. У Корсунь-Шевченківському водосховищі ці показники максимальні на нижніх ділянках, що, вочевидь, пояснюється значним впливом міських стоків.

Верхні ділянки Корсунь-Шевченківського водосховища характеризуються найбільшим вмістом фосфатів ($\text{PO}_4^{3-} = 2,75$ мг P/дм³).

Головною проблемою погіршення якості води всіх досліджених водосховищ є підвищений вміст фосфору фосфатів.

Особливістю всіх досліджених водосховищ є перевищення нормативів екологічної безпеки (наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 471 від 30 липня 2012 р.) для пізньолітнього періоду за показниками вмісту фосфат-іонів – майже у 2,5 рази для Богуславського водосховища, у 2,4 – для Стеблівського та Корсунь-Шевченківського. Одержані дані зіставні з офіційними даними Басейнового управління р. Росі [13], що пояснює значне збільшення вмісту фосфатів наприкінці літа порівняно з попередніми місяцями.

Інтегральна оцінка якості води досліджених водосховищ (табл. 2) показала значну антропогенну евтрофікацію як водосховищ МГЕС (Богуславське, Стеблівське та Корсунь-Шевченківське), так і Білоцерківського верхнього водосховища без МГЕС. Якість води тут можна оцінити як «задовільну» (III клас), 4–5 категорій – «задовільні та посередні (слабко забруднені та помірно забруднені) води».

На всіх водосховищах спостерігали спрацювання самоочисних механізмів екосистеми: якість води поступово покращувалася згори донизу – за течією від пригреблевих ділянок до нижніх (винятком стало лише Корсунь-Шевченківське водосховище). Водосховища, гідровузол яких побудовано за дериваційною схемою (Богуславське та Корсунь-Шевченківське), характеризувалися кращими показниками якості води.

Ретроспективне порівняння даних із такими для р. Росі за 2011 р. (табл. 3) показало значне погіршення якості води, насамперед за трофо-сапробіологічними показниками (вміст біогенів).

Висновки. Екологічний аналіз загальних (рН води, жорсткість, електропровідність, вміст іонів солей) та трофо-сапробіологічних (вміст основних біогенів) показників гідрохімічного режиму здійснено на трьох водосховищах МГЕС на р. Росі, (Богуславське, Стеблівське та Корсунь-Шевченківське). Результати аналізу засвідчили, що

якість води в них можна оцінити як «задовільну» (III клас), 4–5 категорій – «задовільні та посередні (слабко забруднені та помірно забруднені) води». Сапробність води поступово змінюється від $\beta^{\prime\prime}$ -мезосапробної (Богуславське) до α^{\prime} -мезосапробної (Корсунь-Шевченківське) зон, що відповідає водам високої трофності (евтрофні води). Спостерігається значне погіршення якості води (з переходом із II в III клас якості) протягом останніх 5–6 років.

Наявність гідровузла МГЕС не впливає на якість води у водосховищах. Визначальним чинником якості є збільшення вмісту фосфат-іонів, за показниками яких в усіх досліджених водосховищах наприкінці літа спостерігали перевищення нормативів екологічної безпеки у 2,4–2,5 рази. Водосховища, гідровузол яких побудований за дериваційною схемою, характеризувалися кращими показниками якості води.

Література

1. Методика упорядкування водоохоронних зон річок степу і лісостепу. К.: Держводгосп України; УНДІВЕП, 1997. 80 с.
2. Томільцева А.І., Зуб Л.М. Вплив водосховищ малих ГЕС на гідроекологічні особливості річок лісостепової зони України. Гідроенергетика України. 2017. № № 1–2. С. 60–63.
3. Зуб Л.Н., Томільцева А.И. Система экологического мониторинга работы малых ГЭС в свете концепции сохранения биоразнообразия. Мониторинг окружающей среды: сб. мат. II Международной научно-практической конференции, г. Брест, Беларусь, 2013. С. 102–104.
4. Бабій П.О., Вишневський В.І., Шевчук С.А. Річка Рось та її використання. К.: Інтерпрес Лтд, 2016. 128 с.
5. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними критеріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукінський, О.П. Оксіюк, А.В. Яцик та ін. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
6. Водне господарство в Україні / за ред. А.В. Яцика, В.М. Хорева. К.: Генеза, 2000. 640 с.
7. Зуб Л.М., Томільцева А.І., Томченко О.В. Сучасна трансформація водозбірних басейнів лісостепових річок Екологічна безпека та природокористування. 2015. № 3 (19). С. 65–72.
8. Гамалій І.П. Особливості гідробіологічного режиму водних ландшафтно-інженерних систем басейну р. Рось. Географія і геологія. URL: www.rusnauka.com/3_SND_2010/Geographia/58037.doc.htm.
9. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2004 р. URL: www.irbis-nbu.gov.ua/cgi-bin/irbis64r_81/cgiirbis_64.exe?
10. Хільчевський В.К. та ін. Гідроекологічний стан басейну р. Рось. К.: Ніка-центр, 2009. 116 с.
11. Зуб Л.М., Карпова Г.О. Особливості заростання макрофітами водосховищ малих ГЕС (на прикладі Стеблівського та Корсунь-Шевченківського водосховищ на р. Рось). Наукові записки Тернопільського пед. ун-ту ім. М. Гнатюка. Сер «Біологія». 2015. № № 3–4 (64). С. 259–263.
12. Яцик А.В., Гопчак І.В., Басюк Т.О. Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Рось. Вісник НУВГП. 2013. Вип. 2 (62). Серія «Сільськогосп. науки». С. 79–86.
13. Характеристика якісного стану вод річки Рось протягом серпня 2017 р. Мат. Басейнового управління водних ресурсів р. Рось. URL: <http://buvrrosi.com.ua>.
14. Яцик А.В. Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Рось. Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. 2013. Вип 2 (62). Серія «Сільськогосподарські науки». С. 79–86.

УДК 504.53.06:504.054.272

КОМПЛЕКСНИЙ ПІДХІД ДО ВІДНОВЛЕННЯ ҐРУНТІВ УРБОЕКосИСТЕМ, ЗАБРУДНЕНИХ КАТІОНАМИ МЕТАЛІВ

Шматков Г.Г., Яковишина Т.Ф.

ДВНЗ «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури»
вул. Чернишевського, 24а, 49100, м. Дніпро
t_yakovyshyna@ukr.net

Розроблено комплексний підхід до відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених катіонами металів, і принципу вибору їх складових частин з урахуванням рівня техногенного навантаження та ступеня порушення під час сумісного застосування заходів із відтворення екологічних функцій і усунення токсичності ґрунтів. Установлено, що найбільш ефективним поєднанням складових частин технологій для фітостабілізації є рослина-деконцентратор + меліорант + укорінювач + мікробіологічний препарат; для фітоекстракції – рослина-фітоекстрактор + ефектор фітоекстракції + стимулятор росту + азотне мінеральне добриво. Запропоновано визначати дози внесення меліоранта й ефектора фітоекстракції, зважаючи на коефіцієнт адсорбції ґрунтово-вбирного комплексу. *Ключові слова:* катіон, метал, забруднення, відновлення, ґрунт, урбоекосистема.

Комплексный подход к восстановлению почв урбоэкосистем, загрязненных катионами металлов. Шматков Г.Г., Яковишина Т.Ф. Разработан комплексный подход к восстановлению почв урбоэкосистем, загрязненных катионами металлов, и принципу выбора их составляющих с учетом уровня техногенной нагрузки и степени нарушения при совместном проведении мероприятий по восстановлению их экологических функций и устранению токсичности почв. Установлено, что наиболее эффективным сочетанием составляющих технологий для фитостабилизации является растение-деконцентратор + мелиорант + укоренитель + микробиологический препарат; для фитоекстракции – растение-фитоекстрактор + эффектор фитоекстракции + стимулятор роста + азотное минеральное удобрение. Предложено определять дозы внесения мелиоранта и эффектора фитоекстракции с учетом коэффициента почвенно-поглощительного комплекса. *Ключевые слова:* катион, металл, загрязнение, восстановление, почва, урбоэкосистема.

The complex approach to the soil restoration of the urban ecosystems, contaminated by the metal cations. Shmatkov H.H., Yakovyshyna T.F. The complex approach to the soil restoration of the urban ecosystems contaminated by the metal cations and the principle of selecting their constituents has been worked out taking into account the anthropogenic loading level and destruction degree, with the joint application of the reproduction measures on of their ecological functions and toxicity elimination. The most effective combination of constituent technologies has been established for phytostabilization – plant-deconcentrator + ameliorant + rooting device + microbiological preparation; for phytoextraction – plant-phytoextractor + effector of phytoextraction + growth stimulator + nitrogen mineral fertilizer. The dosages of ameliorant and effector of phytoextraction have been justified with adsorption coefficient of the soil-ward complex. *Key words:* cation, metal, contamination, restoration, soil, urban ecosystem.

Постановка проблеми. Ґрунти урбоекосистем, забруднені катіонами металів, потребують створення технологій їх відновлення. Проблема ускладнюється тим, що, окрім забруднення, антропогенний вплив на ґрунти в межах міста визначається іноді через майже повну втрату його екологічних властивостей унаслідок впливу будівельної діяльності. Отже, виникає необхідність створення комплексного підходу щодо відновлення порушених і забруднених ґрунтів шляхом їх фіторемедіації, що є актуальним для забезпечення екологічної безпеки урбоекосистем.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Для відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених катіонами металів, серед методів ремедіації найбільше поширення дістала саме фіторемедіація, що складається з двох принципово різних стратегій:

– фітостабілізація – вирощування толерантних до надлишкових кількостей металів рослин із метою запобігання міграції металів трофічними ланцюгами в екосистемі;

– фітоекстракція – вирощування рослин, здатних поглинати з ґрунту катіони металів, концентрувати їх у надземній біомасі з подальшим переробленням.

Здійснений аналіз екологічного потенціалу рослин щодо можливості виносу й накопичення катіонів металів дав змогу встановити рослини-гіперакумулятори (ріпак (*Brassica napus* L.), суріпиця (*Barbarea vulgaris* R. Br.), тифон (*Brassica rapa*) [1], амброзія полинолиста (*Ambrosia artemisiifolia* L.) [2], резуха Галлера (*Cardaminopsis halleri* L.) [3], гірчиця сарептська (*Brassica juncea*) [4], райграс пасовищний (*Lolium perenne*) [5]) і рослини-деконцентратори (кормові трави – люцерна (*Medicago sativa*)).

[6], козлятник (*Galega officinalis*) [7]). Здебільшого методи фітореMediaції стосуються забруднених, але непорушених ґрунтів, котрі можуть забезпечити потреби рослин у достатній кількості поживних елементів, належному повітряно-водному режимі, проте в умовах урбоєкосистеми паралельно з підвищенням умісту катіонів металів відбувається втрата їх екологічних функцій унаслідок впливу будівельної діяльності, тому використання їх для усунення токсичності міських ґрунтів є досить проблематичним. Фактично потрібно паралельно вирішити дві проблеми, а саме: відновити ґрунти й усунути токсичність, що з'являється внаслідок забруднення катіонами металів. Однак досі не було спроб створення технологій, спрямованих на комплексне вирішення питання, розроблені тільки додаткові заходи з підвищення ефективності фітореMediaції, приміром, як застосування ефекторів фітоекстракції для збільшення виносу катіонів металів із ґрунту [8].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Мета роботи полягала в розробленні науково обґрунтованого підходу до відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених катіонами металів, шляхом створення алгоритму вибору технологій, спрямованих як на усунення спричиненої ними токсичності, так і на відтворення екологічних функцій міських ґрунтів.

Методика досліджень. Пошук шляхів відновлення забруднених катіонами металів ґрунтів за допомогою фітореMediaції проводили у двох напрямках:

– шляхом фітостабілізації під час вирощування багаторічної трави з родини бобових (люцерни (*Medicago sativa*)) у поєднанні з унесенням меліоранта (K_2CO_3), органічного добрива («Стимовіт Ферті» (укорінювач)) і бактеріального препарату (біокомплекс БТУ-р універсальний);

– за допомогою заходів із фітоекстракції металів із ґрунту кореневою системою рослини-гіперакумулятора – райграсу пасовищного (*Lolium perenne*) у сполученні з препаратами (ЕДТА, стимулятор росту «Корневін») і мінеральним добривом (NH_4NO_3), сумісна дія яких спрямована на підтримку металів у стані, здатному до міграції, і забезпечення сприятливих умов для росту й розвитку рослин.

Під час проведення досліджень використовувалися безпосередньо урбаноземі м. Дніпро, котрі були відібрані з ключових ділянок згідно із системою екомоніторингу за вмістом катіонів металів.

Варіанти вегетаційного досліду з фітостабілізації ґрунту:

1) контроль – зональний ґрунт чорнозем звичайний;

2) забруднений ґрунт 14,3 ГДК по Pb, відібраний на ділянці 37 мережі екологічного моніторингу, що відповідає перехрестю бульвару Зоряного та вул. Запорізьке шосе;

3) забруднений ґрунт + K_2CO_3 ;

4) забруднений ґрунт + K_2CO_3 + «Стимовіт Ферті» (укорінювач);

5) забруднений ґрунт + K_2CO_3 + «Стимовіт Ферті» + біокомплекс БТУ-р універсальний.

K_2CO_3 вносили у вигляді водного розчину перед висівом насіння з подальшою заробкою й ретельним перемішуванням ґрунту. Доза меліоранта була в 1,5 рази більша за еквівалентну кількість, необхідну для повного хімічного зв'язування катіонів Pb.

«Стимовіт Ферті» (укорінювач) – високоєфективне органічне добриво, виготовлене з біогумусу, збагачене макро- й мікроелементами, а також комплексом біологічно активних речовин природного походження, що містить у своєму складі гумусових речовин – до 1,5%, N – 1,0%, P – 1,8%, K – 1,3%, Mn – 50,0 мг/л, Mg – 0,2 мг/л, Zn – 25,0 мг/л, Cu – 50,0 мг/л, Co – 5,0 мг/л. Перед посадкою проводили інокуляцію насіння з розрахунку 1:10 (препарату до води) протягом однієї доби. Протягом вегетації здійснювали кореневе підживлення з розрахунку 1:40 (препарату до води) раз на два тижні згідно із запропонованими рекомендаціями щодо використання «Стимовіта Ферті» (укорінювача).

Біокомплекс БТУ-р універсальний містить азотфіксуючі, фунгіцидні, фосфор- і каліймобілізуючі бактерії широкого спектра дії. Кореневе підживлення з розрахунку 3 мл на 1 л води проводили згідно із запропонованими рекомендаціями щодо використання раз на два тижні, чергуючи із застосуванням «Стимовіта Ферті» (укорінювача).

За тест-рослину була обрана люцерна посівна (*Medicago sativa*) – квітуча багаторічна рослина з родини бобових (*Fabaceae*), що, як і всі бобові, завдяки наявності бульбочкових бактерій фіксує молекулярний азот із атмосферного повітря, отже, за умови багаторічного вирощування здатна підвищувати вміст цього мікроелемента в ґрунті, а завдяки декоративним властивостям буде доречною в зелених зонах міста.

Варіанти вегетаційного досліду з фітоекстракції ґрунту:

1) контроль – зональний ґрунт чорнозем звичайний;

2) міський ґрунт, відібраний на ділянці Г11 мережі екологічного моніторингу, що відповідає зеленій зоні по вул. Курсантській, забруднений у дозі 10 ГДК по Cd;

3) забруднений ґрунт + ЕДТА;

4) забруднений ґрунт + ЕДТА + стимулятор росту «Корневін»;

5) забруднений ґрунт + ЕДТА + стимулятор росту «Корневін» + аміачна селітра.

Згідно з реакцією обміну ми розраховували необхідну кількість ЕДТА і, зважаючи на коефіцієнт адсорбції ґрунтово-вбирного комплексу, підвищували дозу в 1,5 рази. Необхідну кількість ЕДТА вносили у вигляді водного розчину перед висівом

насіння із подальшою заробкою й ретельним перемішуванням ґрунту.

Корневін – стимулятор коренеутворення, аналог гетероауксину – використовували шляхом опудрення насіння перед висівом, а також у вигляді розчину для кореневого підживлення з розрахунку раз на два тижні згідно із запропонованими рекомендаціями по використанню.

Доза внесення аміачної селітри була оптимальною для зонального ґрунту (чорнозему звичайного) і становила 60 кг/га за діючою речовиною.

Тест-культурою був райграс пасовищний (*Lolium perenne*) – трав'яниста квіткова рослина роду Патижниць (*Lolium*) родини Злаки (*Poaceae*), котра, як і всі злаки, завдяки своїм біологічним властивостям є досить чутливою до підвищення рівня катіонів металів у ґрунті, здатна у великих кількостях накопичувати їх у своїй біомасі, отже, є перспективним фітоекстрактором металів.

Рослини вирощували в поліетиленових ємностях об'ємом 5 л. При фітостабілізації ґрунту після завершення сходів залишали по 14 рослин люцерни на кожну вегетаційну ємність. У вегетаційному досліді з фітоекстракції на початку кушення в ємності залишали по 100 рослин райграсу пасовищного для утворення стійкого рослинного покриву. Для відтворення результатів вегетаційні досліді проводили в чотириразному повторенні.

Уміст катіонів металів у рослинах і ґрунті визначали за допомогою атомно-абсорбційних спектрофотометрів ASS-1 і С-115М1 згідно з методиками [9–11].

Ефективність запропонованих заходів щодо екстракції або навпаки, блокування катіонів металів у ґрунті, що відбивалася через фіторемедіаційний потенціал досліджуваних рослин, визначали за коефіцієнтом біологічного поглинання (далі – КБП) і тканинним коефіцієнтом (далі – ТК):

$$\text{КБП} = \frac{C_{P_i}}{C_{T_i}}, \quad (1)$$

$$\text{ТК} = \frac{\text{Снадзем. част.}_i}{\text{Спідзем. част.}_i}, \quad (2)$$

де C_{P_i} – уміст важкого металу в рослині або її частині, мг/кг;

C_{T_i} – валовий уміст важкого металу в ґрунті, мг/кг;

Снадзем. част._i – уміст важкого металу в надземній частині, мг/кг;

Спідзем. част._i – уміст важкого металу в підземній частині, мг/кг.

Заходи з фітоекстракції катіонів металу з ґрунту вважали успішними за умови перевищення значеннями ТК і КБП одиниці згідно з методикою W.J. Fitz (2002) [12]; навпаки, ефективність фітостабілізації відбивалася через помірну (0,04–0,25) та інтенсивну (0,0025–0,04) деконцентрацію рослиною в конкретних умовах за А. Ковалевським (1991 р.).

Виклад основного матеріалу. Сутність запропонованого науково обґрунтованого підходу полягає в тому, що відправною точкою у виборі технології є вміст катіонів металів і їх кількість, здатна до міграції, що визначається у витягу ААБ з рН 4,8 (табл. 1), відносно якого вже потім розраховують дозу меліоранта чи ефектора фітоекстракції, що має бути в 1,5 рази більше за еквівалентну кількість, необхідну для повного хімічного зв'язування катіонів (у першому випадку – в слабкорозчинні карбонати, а в другому – для утворення водорозчинних комплексних сполук) за реакцією обміну, зважаючи на коефіцієнт адсорбції ґрунтово-вбирного комплексу. Вибір рослин обґрунтовується значеннями КБП і ТК, котрі можуть бути підсилені додатковими препаратами та створенням сприятливих умов для вивільнення чи закріплення катіонів металів у ґрунті. Розроблені технології враховують особливості міських ґрунтів, як-то ступень деградації, що усувається застосуванням мікробіологічних препаратів і добрив залежно від спрямування процесу відновлення. Складники технологій із відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених катіонами металів, відповідають обраній стратегії (фітостабілізація чи фітоекстракція) і тим самим підсилюють очікуваний від їх упровадження ефект.

У досліді із фітостабілізації використання карбонату калію в якості меліоранта сприяло осадженню катіонів свинцю шляхом утворення слабкорозчинної сполуки $Pb(CO_3)_2$ (добуток розчинності – $1,1 \cdot 10^{-5}$ г на 100 г ґрунтового розчину). Додаткове надходження катіонів калію позитивно впливало на ріст і розвиток люцерни посівної (*Medicago sativa*), адже цей елемент має важливе значення для багатьох функцій рослин, як-то активація ферментів, синтез білку,

Таблиця 1

Алгоритм вибору технології та її складників для відновлення міських ґрунтів, забруднених катіонами металів

Уміст катіонів металів, виділених ААБ (рН 4,8)	Технологія	Вимоги до рослини	Наявність ознак деградації ґрунту	Додаткові препарати для розвитку рослин	Додаткові умови підвищення ефективності технології
Низький	Фітостабілізація	КБП < 1 ТК < 1	Мікробіологічний препарат	Укорінювач	Меліорант
Високий	Фітоекстракція	КБП > 1 ТК → 1	Азотне добриво	Стимулятор росту рослин	Ефектор фітоекстракції

Таблиця 2

Ефективність процесу відновлення ґрунтів, забруднених катіонами металів

Складові частини технології	КБП		ТК
	надземна частина	корені	
Фітостабілізація (умови забруднення – 14,3 ГДК за Pb)			
Рослина-деконцентратор люцерна посівна (<i>Medicago sativa</i>)	0,39	0,44	0,87
Рослина-деконцентратор люцерна посівна (<i>Medicago sativa</i>) + меліорант K ₂ CO ₃	0,27	0,37	0,73
Рослина-деконцентратор люцерна посівна (<i>Medicago sativa</i>) + меліорант K ₂ CO ₃ + укорінювач «Стимовіт Ферті»	0,23	0,34	0,68
Рослина-деконцентратор люцерна посівна (<i>Medicago sativa</i>) + меліорант K ₂ CO ₃ + укорінювач «Стимовіт Ферті» + мікробіологічний препарат «Біокомплекс БТУ-р універсальний»	0,19	0,31	0,62
Фітоекстракція (умови забруднення – 10 ГДК за Cd)			
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний (<i>Lolium perenne</i>)	6,84	7,59	0,90
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний (<i>Lolium perenne</i>) + ефектор фітоекстракції ЕДТА	7,23	7,98	0,91
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний (<i>Lolium perenne</i>) + ефектор фітоекстракції ЕДТА + стимулятор росту «Корневін»	7,36	8,12	0,91
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний (<i>Lolium perenne</i>) + ефектор фітоекстракції ЕДТА + стимулятор росту «Корневін» + мінеральне добриво (аміачна селітра)	8,17	8,56	0,95

фотосинтез тощо. Дія меліоранта була підсилена додатковим застосуванням укорінювача «Стимовіт Ферті», який належить до високоефективних органічних добрив, виготовляється з біогумусу, збагачений макро- і мікроелементами, а також комплексом біологічно активних речовин природного походження. Наявність гумусових речовин сприяла утворенню органо-мінеральних комплексів із катіонами свинцю. Біологічно активні речовини природного походження, потрапляючи до люцерни посівної (*Medicago sativa*), стимулювали її ріст і розвиток, що є вкрай необхідним для ослаблених рослин за наявності дисбалансу елементів мінерального живлення в умовах техногенного навантаження на антропогенно порушених ґрунтах. Мікробіологічний препарат «Біокомплекс БТУ-р універсальний» чинив вплив на міські ґрунти у двох напрямках: по-перше, відновлював їх екологічні функції за рахунок прискорення процесів трансформації сполук, котрі містять поживні елементи; по-друге, сприяв усуненню токсичності шляхом утворення фосфатів свинцю. Сукупна дія всіх складників технології з фітостабілізації призводила до помірної деконцентрації катіонів свинцю люцерною посівною (*Medicago sativa*) із чітким акропетальним розподіленням по органах рослини за ТК (табл. 2).

У дослідях із фітоекстракції ефектор (ЕДТА) утворював міцні водорозчинні внутрішньокмплесні сполуки з катіонами кадмію, що підвищувало їх здатність до міграції й доступність для рослин – фітоекстракторів. Крім того, іншими вченими доведено, що під його впливом відбувається збільшення біомаси коренів [13] і рослини в цілому [14], підвищення ферментативної активності [10] і доступ-

ності інших макро- й мікроелементів, необхідних для росту й розвитку рослин [8]. За умов наявності надлишкових кількостей катіонів металу, здатних до міграції, у техногенно забрудненому ґрунті для активного їх поглинання рослинами в останніх потрібно було, по-перше, сформувати розгалужену кореневу систему, а по-друге – забезпечити інтенсивний приріст біомаси, чому сприяло використання препарату «Корневін», який є стимулятором коренеутворення в рослин. Дія азотного добрива (аміачної селітри) була спрямована, по-перше, на стимулювання росту й розвитку рослин за рахунок наявності достатньої кількості азоту, а по-друге – на підкислення ґрунтового розчину, що призводило до вивільнення катіонів металу. Ефективність фітоекстракції відбивалася через накопичення Cd в органах і в рослині в цілому й визначалася через коефіцієнти КБП і ТК (табл. 2), значення яких у запропонованому варіанті перевищувало чи наближалось до одиниці, отже, розроблений метод вважається доцільним для застосування.

Результати експериментальних досліджень, наведених у табл. 2, свідчать, що максимально можлива ефективність процесу відновлення ґрунту (як за фітостабілізації, так і за фітоекстракції) досягається за умови залучення всіх складових частин запропонованих технологій, адже це сприяє створенню оптимальних ґрунтових умов (у першому випадку – щодо блокування, а в другому – щодо надходження катіонів металів у рослини урбоекосистем).

Головні висновки. Розроблено комплексний підхід до створення технологій відновлення забруднених катіонами металів ґрунтів урбоекосистем

і принципу вибору їх складників з урахуванням рівня техногенного навантаження та ступеня порушення під час сумісного застосування заходів щодо припинення їх деградації й усунення токсичності. За результатами експериментальних досліджень встановлено, що найбільш ефективним поєднанням складових частин технологій для фітостабілізації є рослина-деконцентратор люцерна посівна (*Medicago sativa*) + меліорант K_2CO_3 + укорінювач «Стимовіт Ферті» + мікробіологічний препарат (біокомплекс БТУ-р універсальний); а для фітоекстракції – рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний

(*Lolium perenne*) + ефектор фітоекстракції (ЕДТА) + стимулятор росту («Корневін») + азотне мінеральне добриво (аміачна селітра). Упровадження розроблених технологій сприятиме досягненню екобезпеки техногенно навантажених урбоєкосистем.

Перспективи використання результатів дослідження. Надалі увагу потрібно зосередити на пошуку рослин-фітоекстрагентів і деконцентраторів для створення стійких фітоценозів урбоєкосистем різних природно-кліматичних зон, що знаходяться в умовах інтенсивного техногенного навантаження внаслідок забруднення катіонами металів.

Література

1. Гавриляк М., Баранов В. Пат. на корисну модель 50789 UA. Спосіб очищення ґрунтів породного відвалу вугільних шахт від важких металів. Опубл. 25.06.2010 р. Бюл. № 12. 9 с.
2. Дронь М., Чмиленко Ф., Смітюк Н. Пат. на корисну модель 4726 UA. Спосіб очищення техногенно забруднених ґрунтів від важких металів. Опубл. 15.02.2005 р. Бюл. № 2. 4 с.
3. Башмаков Д., Лукаткин А. Аккумуляция тяжелых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местобитания. Агрохимия. 2002. № 9. С. 66–71.
4. Линдиман А., Шведова Л., Тукумова Н., Невский А. Фиторемедиация почв, содержащих тяжелые металлы. Экология и промышленность России. 2008. № 9. С. 45–47.
5. Яковишина Т. Пат. на корисну модель 125583 UA. Спосіб фіторемедіації ґрунтів урбоєкосистем, забруднених важкими металами; заявник і патентовласник ДВНЗ «ПДАБтаА». № у 2017 12916; заявл. 02.01.2018 р.; опубл. 10.05.2018 р. Бюл. № 9. 5 с.
6. Яковишина Т. Пат. на корисну модель 1215555 UA. Спосіб відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених свинцем; заявник і патентоволодар ДВНЗ «ПДАБтаА». № у 2018 00061; заявл. 26.12.2018 р.; опубл. 10.05.2018 р. Бюл. № 9. 5 с.
7. Яковишина Т. Фитостабилизация почвы, загрязненной тяжелыми металлами. Инновации та трансфер технологий: від ідеї до прибутку: матеріали II Міжнар. наук.-практ. конф. (Дніпропетровськ, 26–27 квітня 2011 р). Дніпропетровськ, 2011. С. 33–34.
8. Автухович И. Повышение фитоэкстракции почвенного кадмия посредством применения ЭДТА. Лесной вестник. 2003. № 3. С. 133–145.
9. ГОСТ 30178–96. Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсических элементов. Введ. 01.07.1996 р. Москва: Изд-во стандартов, 1996. 9 с.
10. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / Под ред. Н. Зырина и С. Макахова. Москва: Гидропромиздат, 1981. 108 с.
11. Физико-химические методы исследования почв / Под ред. Н. Зырина и Д. Орлова. Москва: Изд-во МГУ, 1980. 382 с.
12. Fitz W., Wenzel W. Arsenic transformation in the soil – rhizosphere – plant system, fundamentals and potential application of phytoremediation. Journal of Biotechnology. 2002. V. 99. P. 259–278.
13. Самохвалова В., Фатеев А., Зуза С., Зуза В. Пат. на корисну модель 85002 UA. Спосіб ремедіації техногенно забрудненого важкими металами ґрунту; опубл. 11.11.2013 р. Бюл. № 21. 5 с.
14. Puschenreiter M., Stoger G., Lombi E. Phytoextraction of heavy metals contaminated soils with *Thlaspi goesigense* and *Amaranthus hybridus*: rhizosphere manipulation using EDTA and ammonium sulfate. Plant nutrition and soil science. 2001. Vol. 164. P. 615–626.
15. Галиулин Р., Башкин В., Галиулина Р., Кухарски Р. и др. Влияние эффектов фитоэкстракции на ферментативную активность почвы, загрязненной тяжелыми металлами. Агрохимия. 1998. № 7. С. 77–86.

РАЙОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА ПОКАЗНИКАМИ КОРОЗІЙНОЇ АГРЕСИВНОСТІ ҐРУНТІВ

Степова О.В.

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

Виконана оцінка ґрунтових умов експлуатації лінійної частини газотранспортної системи Полтавської області, яка дозволила оцінити можливість створення умов для розвитку корозійних процесів на ділянках газопроводів. Рекомендовано використання комплексного методу досліджень впливу зовнішнього середовища з використанням математичного моделювання корозійних процесів на ділянках газопроводів. Оцінка ґрунтових умов експлуатації лінійної частини газотранспортної системи Полтавської області виконана на основі спостережень за показниками якості ґрунтового середовища Полтавської області.
Ключові слова: ґрунт, корозійні процеси, газопровід, екологічна безпека.

Районирование территории Полтавской области по показателям коррозионной агрессивности грунтов. Степова Е.В. Выполнена оценка грунтовых условий эксплуатации линейной части газотранспортной системы Полтавской области, которая позволила оценить возможность создания условий для развития коррозионных процессов на участках газопроводов. Рекомендовано использование комплексного метода исследований влияния внешней среды с использованием математического моделирования коррозионных процессов на участках газопроводов. Оценка грунтовых условий эксплуатации линейной части газотранспортной системы Полтавской области выполнена на основе данных наблюдений за показателями качества грунтовой среды Полтавской области. *Ключевые слова:* грунт, коррозионные процессы, газопровод, экологическая безопасность.

Zoning of the territory of the Poltava region according to the indices of corrosive soil aggressiveness. Stepova O.V. The evaluation of the ground conditions for the operation of the linear part of the gas transportation system of the Poltava region was carried out, which made it possible to assess the possibility of creating conditions for the development of corrosion processes in sections of gas pipelines. It is recommended to use a complex method of studying the influence of the external environment using mathematical modeling of corrosion processes in sections of gas pipelines. The estimation of soil conditions of operation of the linear part of the gas transportation system of the Poltava region was performed on the basis of observations of soil quality indicators in the Poltava region.
Key words: soil, corrosion processes, gas pipeline, environmental safety.

Постановка проблеми. В умовах інтенсивного розвитку ринків газу актуальною є проблема забезпечення експлуатаційної надійності й ефективності роботи газотранспортної системи України. Однією з найсерйозніших проблем експлуатації магістральних трубопроводів є їх аварійність – непередбачена відмова лінійної частини трубопроводу, що супроводжується катастрофічним впливом на навколишнє середовище. Вивчення умов експлуатації трубопроводів і аналіз наявних способів підвищення їхньої довговічності в умовах впливу ґрунтової корозії показує, що, незважаючи на застосування різних заходів, кількість аварій трубопроводів через корозію становить у галузі приблизно 27% від їхньої загальної кількості [1]. Такі конструкції потребують особливої уваги та періодичного моніторингу їх працездатності.

Актуальність дослідження. В умовах інтенсивного розвитку ринків газу актуальною є проблема забезпечення експлуатаційної надійності й ефективності роботи газотранспортної системи України, що досягається постійною підтримкою об'єктів у належному функціональному стані й оптималь-

них режимах. Це зумовлює необхідність виконувати великий обсяг науково-дослідних робіт у цій галузі.

Оскільки 55% газопроводів експлуатуються понад 20 років і зростає ймовірність їх руйнування через корозію, забезпечення надійної експлуатації таких газопроводів є актуальною науково-технічною проблемою.

У найближчий час значна частина газотранспортної системи України вичерпає свій експлуатаційний ресурс, тому сьогодні актуальним є розроблення методів прогнозування, які допоможуть виявити потенційно небезпечні ділянки й провести на них ремонтні роботи.

Дослідження корозійних властивостей ґрунтів в умовах експлуатації газотранспортної системи Полтавської області є особливо доречним, оскільки мережа трубопроводів є розгалуженою, а ґрунти, в яких вони пролягають, є надзвичайно різноманітними за своїм типом, механічним складом й іншими властивостями. До того ж узагальнених праць із цього питання, зокрема для Полтавської області, не існує, а їх наявність у комплексі з іншими дослідженнями дасть змогу визначити потенційно небез-

печні ділянки місцевості й трубопроводів, дозволить попередити виникнення аварійних ситуацій і негативних впливів на довкілля шляхом вчасного вжиття необхідних заходів. Отже, дослідження й аналіз корозійної активності ґрунтів Полтавщини є важливою й актуальною задачею.

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

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Для газової промисловості проблема захисту від корозії магістральних газопроводів є вельми актуальною, оскільки їх руйнування пов'язане з порушенням забезпечення споживачів газом, утратою транспортних продуктів, завданням великих матеріальних збитків та екологічної шкоди довкіллю, а враховуючи специфіку галузі, може стати й причиною пожеж, вибухів, виходу з ладу та пошкодження цінного обладнання, травмування та загибелі людей [2]. Забезпечення безпечної експлуатації трубопроводів багато в чому є проблемою підвищення їхньої надійності та довговічності і є складним комплексним завданням, що містить у собі рішення технічних, технологічних, економічних і організаційних проблем. Незважаючи на те, що цій проблемі присвячені численні дослідження вітчизняних і закордонних авторів, досі вона ще повністю не вирішена, і багато питань залишаються відкритими [3]. Часті розриви трубопроводів вимагають пошуку нових технічних рішень, спрямованих на забезпечення їхньої безпечної експлуатації, підвищення довговічності й стабільності функціонування. Тому проблема забезпечення безпечної експлуатації й підвищення довговічності трубопроводів, безсумнівно, залишається актуальною й своєчасною [1].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Мережа газопроводів є важливим елементом транспортування газу й відіграє значну роль у забезпеченні енергетичної безпеки країни. У процесі проектування й експлуатації газопроводів недостатньо враховується їх вплив на довкілля й оцінюється екологічна безпека експлуатації газопроводів. Аналіз причин відмови трубопроводів показує, що більше 60% усіх відмов сталися з причини корозії металу труб. Ґрунт – це середовище експлуатації сталевих газопроводів.

Метою роботи є аналіз корозійної активності ґрунтів на території Полтавської області, а також оцінка можливості корозійних процесів на газо-

проводах, виходячи з ґрунтових умов експлуатації та роботи корозійних гальванопар. Завданням роботи є визначення корозійної агресивності ґрунтів у Полтавській області залежно від факторів, що її зумовлюють.

Методологічне або загальнонаукове значення. Результати наукової роботи в комплексі з іншими дослідженнями дадуть змогу визначити потенційні корозійно небезпечні ділянки місцевості для підземних сталевих трубопроводів, дозволять попередити виникнення аварійних ситуацій і негативні впливи на довкілля шляхом своєчасного вжиття необхідних заходів.

Виклад основного матеріалу. Магістральні газопроводи експлуатуються в природних умовах, головним чином, під землею, тому вони піддаються впливу підземної корозії, яка значною мірою визначається ґрунтовою корозією [4–6]. Щорічні втрати металу внаслідок ґрунтової корозії досягають 4%. Ґрунтові умови, у яких експлуатуються підземні споруди, досить неоднакові.

Процес корозії трубопроводів у підземних умовах зумовлений великою кількістю фізичних і фізико-механічних факторів, які визначають її інтенсивність. Ґрунт як середовище, в якому відбувається процес корозії, характеризується різноманітними взаємопов'язаними та динамічними параметрами. Складний взаємозв'язок цих параметрів призводить до того, що той чи інший параметр за різного поєднання може впливати не тільки з різною інтенсивністю, але й може змінювати свій напрямок впливу, тобто в одному випадку може прискорювати, а в іншому – гальмувати корозійний процес.

Ґрунтовий покрив Полтавської області, зокрема й тип ґрунтів, зумовлений помірним континентальним кліматом, лісовою та степовою рослинністю, різноманітністю рельєфу, ґрунтового зволоження та має територіальні відмінності, що дає підстави виділити в області 4 ґрунтово-кліматичні зони.

У західній лісостеповій зоні (Гадяцький, Гребінківський, Лохвицький, Лубенський, Оржицький, Пирятинський і Чорнухінський райони) переважають чорноземи глибокі малогумусні, здебільшого легко- та середньосуглинисті, поширені опідзолені деградовані суглинкові ґрунти легкого механічного складу й змиті чорноземи, а також сірі опідзолені ґрунти.

У східній лісостеповій зоні (Великобагачанський, Глобинський (крім південно-західної частини), Диканський, Зінківський, Котелевський, Миргородський, Полтавський, Решетилівський, Чутівський, Шишацький, Хорольський (крім західної частини) райони) найбільш поширені чорноземи глибокі малої середньогумусні середньоглинисті, друге місце за площею займають суглинисті ґрунти й опідзолені чорноземи. У долинах річок – дернові піщані та глинисто-піщані ґрунти. Трапляються чорноземно-лучні ґрунти, частково солонцюваті та солончакові.

У перехідній південній зоні (Карлівський, Кобеляцький, Козельщинський (південно-східна частина), Кременчуцький (правобережна частина), Машівський і Новосанжарський райони) поширені найбагатші ґрунти Полтавщини – чорноземи типові потужні середньогумусні. Також наявні чорноземи глибокі середньо- та малогу́мусні легкого чи середнього механічного складу, трапляються чорноземи солонцюваті.

У південно-західній зоні на солонцюватих ґрунтах (Глобинський (південно-західна частина), Козельщинський (крім південно-східної частини), Кременчуцький (крім правобережної частини), Семенівський, Хорольський (західна частина) райони) ґрунтовий покрив представлений переважно чорноземами глибокими, залишково- і слабо солонцюватими. Іноді трапляються засолені, лучні й болотні солонцюваті та солончакові ґрунти.

Загалом ґрунтовий покрив Полтавської області досить строкатий: виділяють 13 типів і 20 підтипів

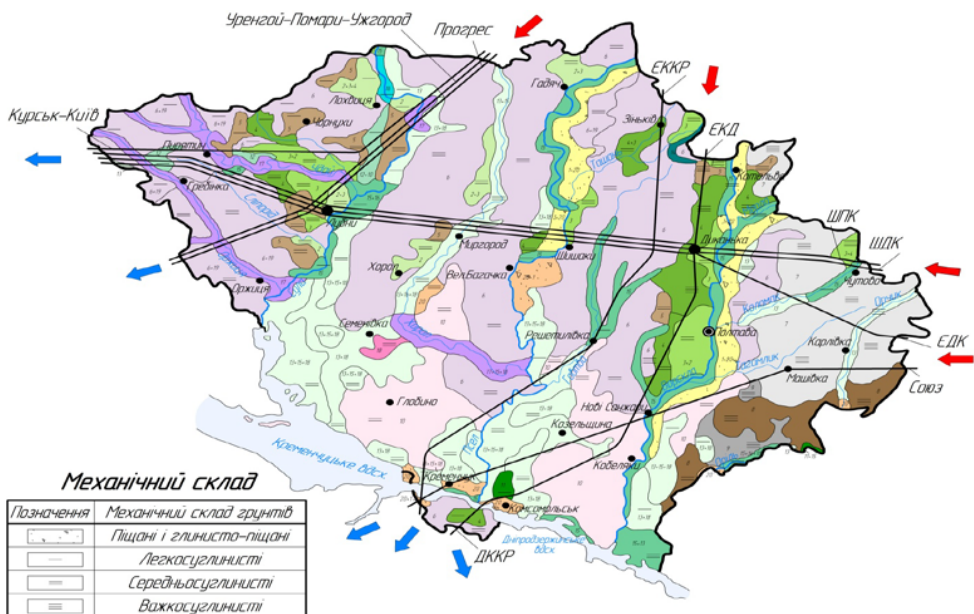
ґрунтів. Найбільш поширеними в області є різних видів чорноземи (майже 2/3 території області, 93%) і опідзолені ґрунти (сірі лісові, 2,6%). Серед чорноземів основними є чорноземи типові та звичайні мало- й середньогумусні на лесових породах (59,5%) [7; 8].

Саме чорноземи й підзоли є найнебезпечнішими в корозійному плані. Так, високу корозійну активність щодо сталей має багатий чорнозем, що містить органічні кислоти, і підзол, в якому сталь кородує в 5 разів швидше, ніж в інших ґрунтах. Торф'яники та ґрунти, забрудненні сміттям, вапном, шлаком, також є висококорозійними.

Незважаючи на те, що штучні та насипні ґрунти трапляються дуже рідко, саме вони повинні розглядатися як особливо корозійно небезпечні.

Середню корозійність мають бідні чорноземи, солончакові й вапнякові ґрунти, що також наявні на Полтавщині, але меншою мірою [9; 10].

Розглянувши лише типи ґрунтів, бачимо, що на території Полтавської області є умови для розвитку



Типи та підтипи ґрунтів Полтавської області

Позначення	Типи та підтипи ґрунтів	Позначення	Типи та підтипи ґрунтів
1	Дерново-підзолисті ґрунти на доньо-алювіальних вадно-льодовикових відкладах і морені	12	Лучно-чорноземні ґрунти переважно на лесових породах
2	дерново-слабопідзолисті піщані і глинисто-піщані	13	лучно-чорноземні поверхнево-солонцюваті
3	Опідзолені ґрунти (змиті і незмиті) переважно на лесових породах і глинах	14	лучно-чорноземні глибоко-солонцюваті
4	ясно-сірі та сірі опідзолені	15	Лучні ґрунти на делювіальних і алювіальних відкладах
5	темно-сірі опідзолені	16	лучні
6	чорноземи опідзолені	17	лучні солонцюваті
7	Резрабовані ґрунти (змиті і незмиті) переважно на лесових породах	18	Болотні ґрунти на алювіальних, делювіальних і вадно-льодовикових відкладах
8	чорноземи резрабовані	19	лучно-болотні та болотні
9	Чорноземи типові (змиті і незмиті) на лесових породах	20	Торфяно-болотні ґрунти і торфяниця
10	чорноземи типові малогу́мусні і слабогу́мусовані	21	торф'яно-болотні ґрунти і торф'яники низинні
11	чорноземи типові середньогумусні	22	Солонці
12	Чорноземи звичайні (змиті і незмиті) на лесових породах	23	солонці переважно солончакові
13	чорноземи звичайні мало- і середньогумусні потужні	24	Осолоділі ґрунти
14	чорноземи залишково-солонцюваті на лесових породах	25	лучно-чорноземні і дерново осолоділі глеєві ґрунти і солоні
15	чорноземи типові залишково-солонцюваті	26	Дернові ґрунти
		27	дернові переважно оглеєні піщані, глинисто-піщані і супіщані ґрунти в комплексі зі слабогу́мусованими піщаними

Рис. 1. Типи та механічний склад ґрунтів, через які проходять магістральні газопроводи Полтавської області

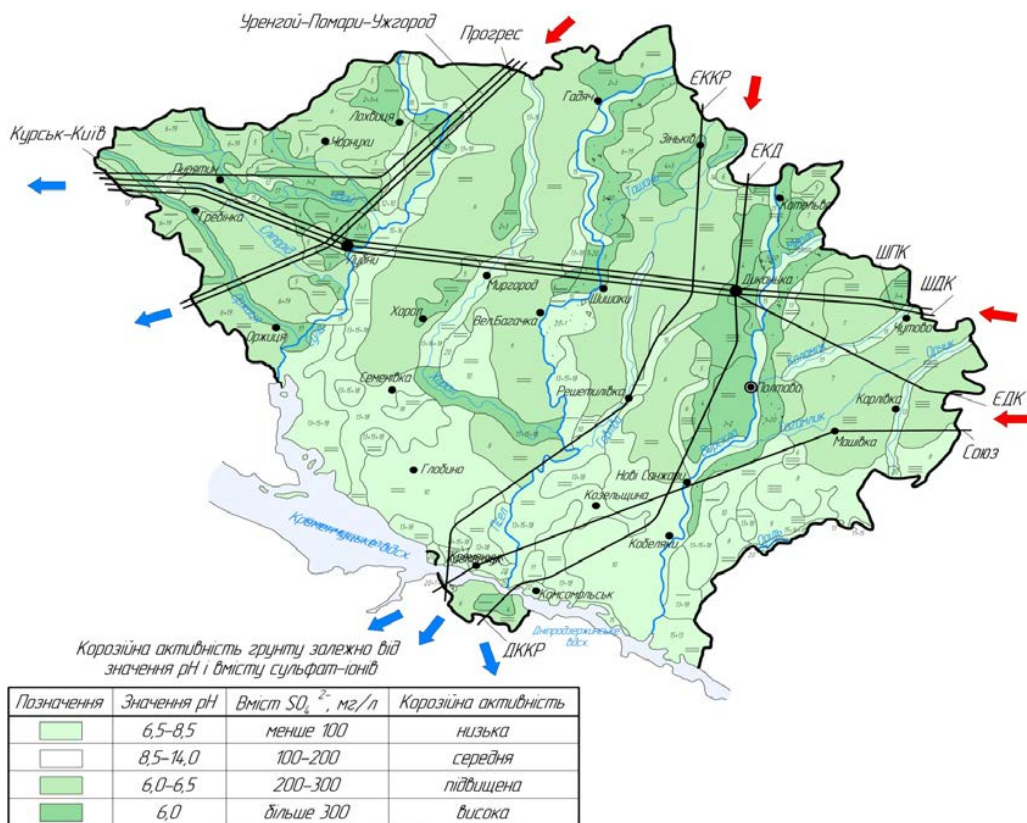


Рис. 2. Корозійна активність ґрунту в Полтавській області за вмістом сульфат-іонів

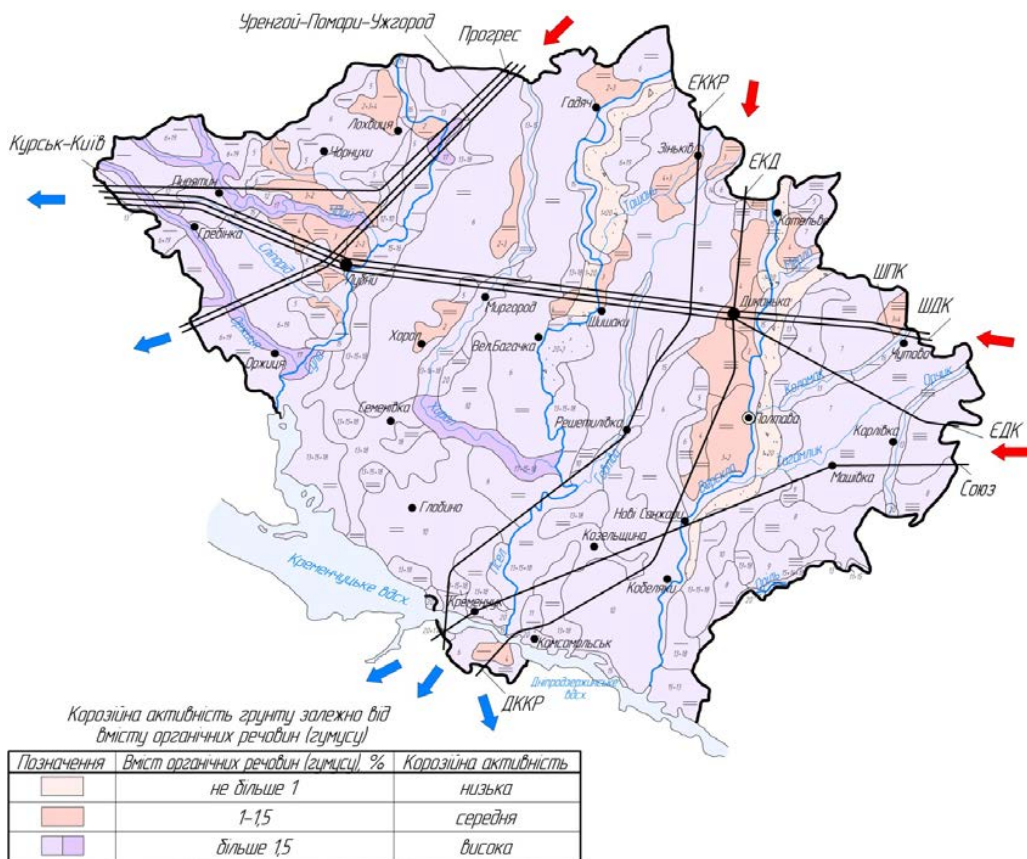


Рис. 3. Корозійна активність ґрунту Полтавської області залежно від умісту органічних речовин (гумусу)

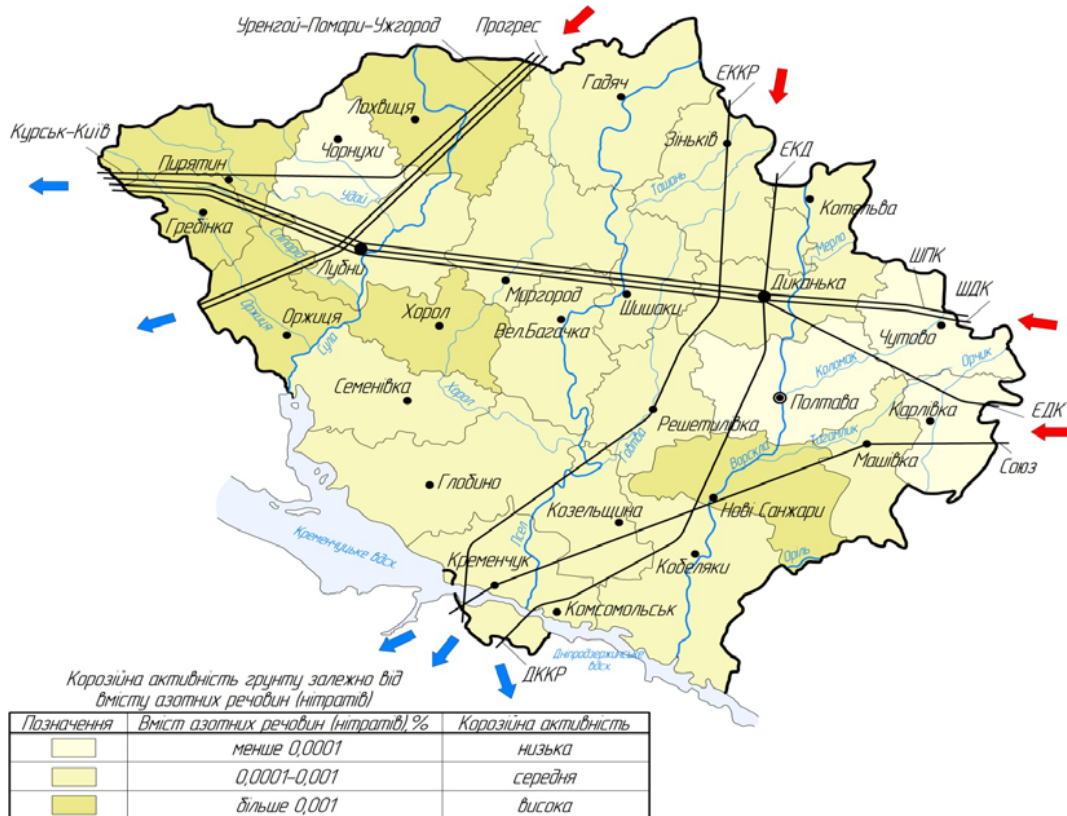


Рис. 4. Корозійна активність ґрунту Полтавської області залежно від умісту азотних речовин (нітратів)

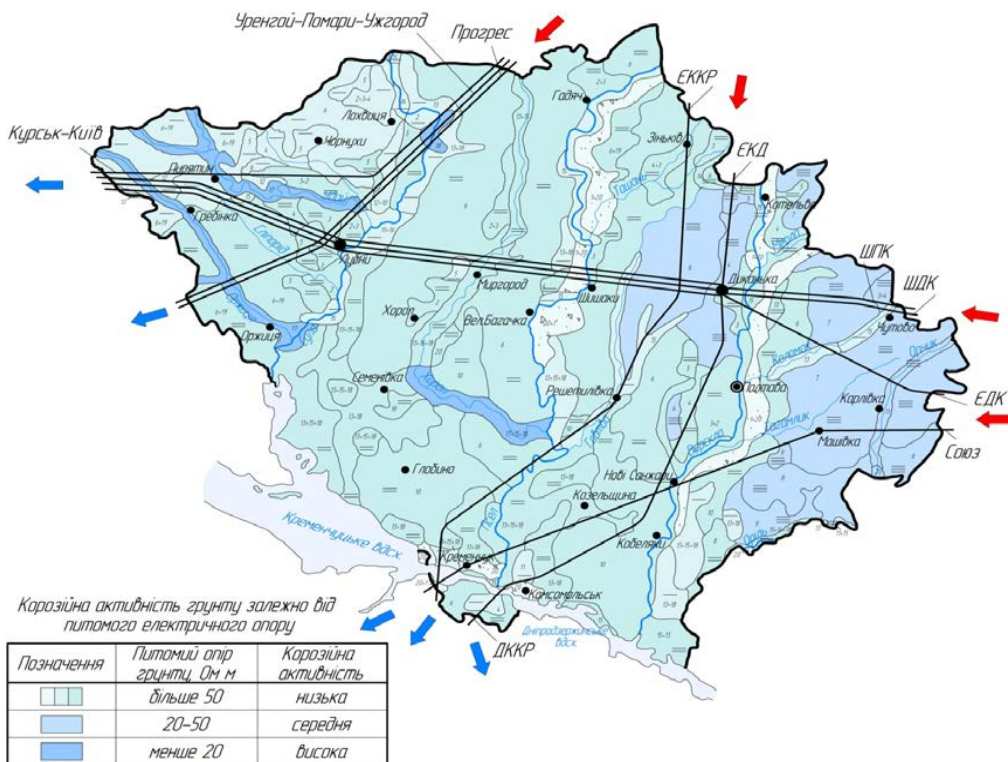


Рис. 5. Карта корозійної активності ґрунту Полтавської області щодо сталі залежно від питомого електричного опору ґрунту

й протікання корозійних процесів на нафто- й газопроводах. Це зумовлює необхідність проведення досліджень корозійної активності ґрунтів області.

За механічним складом на Полтавщині присутні піщані, глинисто-піщані, легко-, середньо- й важкосуглинисті ґрунти. Піщані ґрунти трапляються в заплавах і прибережних зонах р. Псел, р. Ворскла й р. Оріль, а також на берегах Дніпродзержинського й Кременчуцького водосховищ поблизу м. Комсомольськ і м. Кременчук. Торф'яно-болотні ґрунти та торф'яники низинні є в заплавах річок Оржиця, Удай і Хорол. Легкосуглинисті ґрунти знаходяться в основному на північному заході, важкосуглинисті – на сході. Середньосуглинисті ґрунти займають більшу частину території області, головню центральну. Загалом у Полтавській області переважають важкі та середні суглинки.

За механічним складом висококорозійними є важкі глинисті ґрунти, які тривалий час утримують вологу, середньокорозійними – легкі глинисті, практично інертними в корозійному відношенні – піщані та піщано-глинисті.

У Полтавській області магістральні газопроводи проходять через різні типи ґрунтів, неоднакові за механічним складом. Їх аналіз указує на те, що можливість протікання корозійних процесів у ґрунтових умовах Полтавщини достатньо велика, оскільки в області на значних територіях наявні ґрунти, які є корозійно небезпечними. Це чорноземи, підзоли, важкі суглинки, у заплавах річок – торфовища.

Корозійна агресивність ґрунту залежить від багатьох факторів: вологість, аерація, пористість, рН, наявність розчинених солей, електропровідність.

Кислотність ґрунтів зумовлена наявністю йонів гідрогену, концентрація яких виражається величиною рН. Величина рН у ґрунті змінюється залежно від загальної мінералізації ґрунтових вод і наявності в них карбонатної й мінеральних кислот, кислих і основних солей. Висококорозійними є торф'яні, болотисті ґрунти, значення рН яких становить 3–6, а також лужні солончаки й суглинки з рН ґрунту 7,5–9,5.

Дуже агресивним середовищем щодо сталей є чорнозем, що містить органічні кислоти. Один із найбільш агресивних ґрунтів – підзоли. Сталь у підзолі кородує в 5 разів швидше, ніж в інших ґрунтах.

Для характеристики корозійної активності ґрунтів недостатньо оперувати тільки значенням рН, оскільки рН указує лише на активність йонів гідрогену в ґрунтовому розчині, але не вказує на кількісний уміст кислот у ґрунті, оскільки рН стосується тільки дисоційованої частини кислот. Корозійна агресивність ґрунтів залежить від хімічного складу підземних вод і особливо від концентрації розчинених у них йонів Cl^- та SO_4^{2-} . Концентрація понад 300 мг/дм^3 свідчить про достатньо значну корозійну активність середовища. Корозійна активність ґрун-

тів Полтавської області залежно від вмісту сульфат-йонів наведена на рис. 2.

Невід'ємною складовою частиною будь-якого ґрунту є органічна речовина. Гумус є найбільш нестабільним складником ґрунту. Ґрунти Полтавщини багаті на гумус, його вміст сягає 10% [11]. Вплив органічних сполук на ґрунтову корозію полягає в тому, що гумінові кислоти збільшують швидкість корозії. Оцінюючи корозійну активність ґрунтів за вмістом гумусу за районами, видно, що вона є високою в усіх районах Полтавщини.

Корозійну активність ґрунту залежно від вмісту гумусу за типами ґрунтів наведено на рисунку 3.

Як видно, майже по всій території Полтавської області корозійна активність ґрунтів є високою, найвищою – у торф'яних ґрунтах (у заплавах річок Удай, Оржиця й Сула). Середню корозійну активність мають опідзолені ґрунти (в основному біля річок Ворскла, Удай і Хорол), а низьку – дерново-підзолисті, піщані за механічним складом (біля р. Псел і р. Ворскла).

Уміст азотних речовин у різних ґрунтах коливається від 0,05 до 0,5% і залежить від типу ґрунтів, механічного складу й складників гумусу. Уміст мінеральних з'єднань азоту, які беруть участь у живленні рослин, незначний (1–3%), інша частина азоту (97–99%) міститься у формі складних з'єднань, які в різних ґрунтах із різною швидкістю перетворюються на більш доступні форми.

Оцінюючи корозійну активність ґрунтів за вмістом азотних речовин у ґрунтах Полтавщини за типами ґрунтів, бачимо, що всі ґрунти можна віднести до висококорозійних.

Корозійну активність ґрунту залежно від вмісту азотних речовин за районами показано на рисунку 4.

Високу корозійність мають ґрунти на заході та південному сході області (Пирятинський, Гребінківський, Оржицький, Хорольський, Новосанжарський і Лохвицький райони). Ґрунти північного заходу й сходу області (Чорнухівський, Полтавський, Чутівський і Карлівський райони) мають низьку корозійну активність. Ґрунти всіх інших районів (а це основна частина Полтавщини) мають підвищену корозійну активність.

Більш точним показником корозійної активності ґрунтів є електропровідність. Показник залежить від мінералогічного складу ґрунту, кількості вологи й солей у ґрунті.

Між опором ґрунту й небезпечністю корозії в певних межах є пряма залежність: чим менший опір, тим більша можливість корозії. За наведеними даними побудовано карту корозійної агресивності ґрунту залежно від його питомого електричного опору (рис. 5).

Таким чином, ґрунти основної частини території Полтавщини мають низьку корозійну активність за питомим електричним опором. Це піщані, легко- й середньосуглинисті ґрунти, розташовані

майже на всій території області, за винятком західної й північно-західної частини, де наявні важкі суглинки, для яких корозійна активність є середньою. У заплавах річок Оржиця, Удай і Хорол, де наявні торфовища, корозійна активність ґрунтів є високою.

Отже, за побудованими картами основна частина ґрунтів Полтавської області (чорноземи типові, звичайні й залишково-солонцюваті, лучно-чорноземні ґрунти легко- й середньосуглинистого складу) за типом ґрунту й вмістом гумусу має високу корозійну активність, за значенням рН, вмістом сульфат-іонів і нітратів – середню (сюди відносимо й підвищену), за питомим опором – низьку. Для більшості ґрунтів Полтавщини є характерною можливістю досягнення максимальної швидкості корозії.

Дерново-підзолисті й опідзолені ґрунти мають високу корозійність за типом ґрунту, значенням рН і вмістом сульфат-іонів, середню – за вмістом гумусу, середню та низьку – за питомим опором ґрунту і вмістом нітратів. Характер корозії за показником вологості є неоднозначним: або досягнення максимальної швидкості корозії, або її зменшення.

Важкі суглинки трапляються лише на сході області й мають високу корозійну активність за вмістом гумусу й типом ґрунту, середню – за питомим опором, значенням рН і вмістом сульфат-іонів, низьку – за вмістом нітратів. За показником вологості є можливість зниження швидкості корозії.

Піщані ґрунти мають низьку корозійну активність за типом ґрунту й питомим опором, середню та низьку – за вмістом нітратів. Піщані ґрунти дернового типу за значенням рН і вмістом сульфат-іонів мають низьку корозійність, а ось піщані ґрунти дерново-підзолистого типу – високу. Це яскравий приклад того, як кардинально може змінюватися корозійна активність ґрунтів.

Високу корозійну активність однозначно мають торф'яні ґрунти за всіма показниками. При цьому за показником вологості торф може мати невисоку постійну швидкість корозії за рахунок утворення суцільної плівки води, але цей показник є найбільш непостійним.

Зіставивши всі карти, можна простежити високу корозійність ґрунтів за значенням рН, вмістом сульфат-іонів і нітратами в західній частині області, у частині з північного сходу до південного сходу області.

Головні висновки. У Полтавській області лише торф'яні ґрунти, безсумнівно, належать до висококорозійних, корозійну ж активність інших ґрунтів за різними показниками можна оцінювати неоднозначно. Ураховуючи те, що корозійність оцінюють за максимальним значенням показників, то в цілому можна зробити висновок, що на Полтавщині є всі умови для розвитку й протікання корозійних процесів на ділянках нафтопроводів, оскільки загалом нафтопроводи в Полтавській області експлуатуються в умовах високої корозійної активності ґрунту.

Перспективи використання результатів дослідження. Перевагою отриманих результатів є можливість оцінки ґрунтових умов експлуатації газопроводів, передбачення та прогнозування розвитку корозійних процесів на поверхні металу газопроводу.

Досліджуючи динаміку втрати перерізу трубопроводу на ділянці в тріщині ізоляційного покриття, планується розробити методіку оцінки залишкового ресурсу ділянок трубопроводу за несучою здатністю та придатністю до подальшої експлуатації. Оцінка втрат площі перерізу ділянки трубопроводу дає можливість раціонально спланувати ремонтні роботи, спрогнозувати реальні строки роботи конструкції, переглянути режим експлуатації.

Література

1. Корнєєнко С., Корбутяк О. Ресурси підземного геологічного простору України. Вісн. Київ. ун-ту. Геологія. 2008. № 43.
2. Беккер М. Обеспечение надёжной работы газотранспортной системы ДК «Укратрансгаз». Сборник докладов научно-практического семинара. К., 2007.
3. Юхневич Р. Техника борьбы с коррозией / пер. с польск. А. Сухотина. Л.: Химия, 1980 223 с.
4. Степова О. Врахування корозійних процесів сталевих нафтопроводів з метою підвищення екологічної безпеки. Екологічні науки: науково-практичний журнал / Головний редактор О. Бондар. К.: ДЕА, 2018. № (1)20. Т. 2. С. 15–21.
5. Stepova O., Parashchiienko I., Lartseva I. Calculation of steel pipeline corrosion depth at the work of galvanic corrosion element operating. International Journal of Engineering & Technology. Vol. 7, No 3.2. 2018. P. 431–435. Міжнародна наукометрична база Scopus. DOI: 10.14419 / ijet.v7i3.2.14566 <http://www.sciencepubco.com/index.php/ijet/article/view/14566/5916>.
6. Stepova O., Parashchiienko I. 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. VOL 2. № 1 (86). 2017. P. 15–20.
7. Scopus. URL: <http://journals.urau.ua/eejet/article/view/96425>.
8. Екологія Полтавщини. Аналіз виконання програми охорони довкілля, раціонального використання природних ресурсів та забезпечення екологічної політики з урахуванням регіональних пріоритетів Полтавської області на період до 2010 року. Серія: Екологічна бібліотека Полтавщини / За ред. Ю. Голіка, О. Ілляш. Полтава: Полтавський літератор. 2006. Випуск 3. 305 с.
9. Екологічний атлас Полтавщини / За ред. Ю. Голіка, В. Барановського, О. Ілляш. Полтава: Полтавський літератор, 2006. Випуск 4. 128 с.
10. Таран В. Сооружение магистральных трубопроводов: учеб. пособие. М.: Недра, 1964. 544 с.
11. Никитенко Е. Электрохимическая защита магистральных газопроводов от коррозии: учеб. пособие. М.: Гостоптехиздат, 1962. 232 с.
12. Агроекологічний атлас Полтавщини / За ред. Ю. Голіка, В. Барановського, О. Ілляш. Полтава, 2009. Вип. 7. 70 с.

ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ

УДК 574.21:581.5

ФІТОІНДИКАЦІЯ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЕКОСИСТЕМ НА ПРИКЛАДІ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Хом'як І.В., Демчук Н.С., Василенко О.М.

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, 10008, м. Житомир
ecosystem_lab@ukr.net
kadlubovska_n_s@ukr.net
o.vasylisha@gmail.com

У публікації розглядається еволюція методів визначення антропогенного фактору. Згідно з результатами дослідження, кожен вид має індивідуальну амплітуду антропотолерантності, що дає змогу застосовувати стандартну фітоіндикаційну методику. Порівняння результатів, отриманих за допомогою оцінювання діяльності людини в межах конкретного опису та за допомогою фітоіндикації, демонструють допустимі відхилення показників, які знижуються під час подальшого наповнення бази даних. Метод має перспективи застосування під час планування заходів з охорони надорганізмових біологічних систем усіх рівнів організації й оптимізації організації природоохоронних територій. *Ключові слова:* антропогенна трансформація, екосистеми, фітоіндикація, Полісся.

Фитоиндикация антропогенной трансформации экосистем на примере Украинского Полесья. Хомяк И.В., Демчук Н.С., Василенко О.М. В публикации рассматривается эволюция методов определения антропогенного фактора. Согласно результатам исследования, каждый вид имеет индивидуальную амплитуду антропотолерантности, что позволяет применять стандартную фитоиндикационную методику. Сравнение результатов, полученных с помощью оценки деятельности человека в пределах конкретного описания и с помощью фитоиндикации, демонстрирует допустимые отклонения показателей, которые снижаются в ходе дальнейшего наполнения базы данных. Метод имеет перспективы применения при планировании мероприятий по охране надорганізмовых биологических систем всех уровней организации и оптимизации организации природоохранных территорий. *Ключевые слова:* антропогенная трансформация, экосистемы, фитоиндикация, Полесье.

Phytoindication anthropogenic transformation of ecosystems on the example of Ukrainian Polissya. Khomyak I., Demchuk N., Vasylenko O. The publication examines the evolution of methods for determining anthropogenic factor. According to the results of the study, each species has individual amplitude of anthropotolerance, which makes it possible to apply a standard fitoindication method. A comparison of the results obtained with the evaluation of human activity within a specific description and with the help of phytoindication demonstrates tolerable deviations of the indicators, which decrease during the further filling of the database. The method has the prospect of application in the planning of measures for the protection of supersensory biological systems at all levels of organization and optimization of the organization of nature conservation territories. *Key words:* anthropogenic transformation, ecosystems, phytoindication, Polissya.

Постановка проблеми. Сучасні науковці не ставлять під сумнів величину впливу людини на довкілля [1]. Ця проблематика досить поширена в усіх галузях науки: природничих і гуманітарних. Однак дослідження антропогенної трансформації біосфери частіше за все мають загальний характер. Дослідження конкретної антропогенної дії на конкретну біологічну систему трапляються набагато рідше [1; 2]. Корінь цієї проблеми – в багатофакторності людського впливу й у його на перший погляд непрогнозованості [3; 4].

Із середини ХХ століття здійснювались спроби вивести інтегрований показник впливу людини на природні об'єкти, з метою застосування його для конкретних екосистем. Найбільшого успіху досягнули вчені, які досліджували антропогенний фактор через антропотолерантність біосистем різного рів-

ням [5]. Так удалося вибудувати ланцюг: антропотолерантність видів → антропотолерантність угруповань → антропотолерантність екосистем. У цей час поширюється термін «гемеробність», запроваджений Я. Яласом [12; 13]. Він визначає її як здатність рослин зростати або поширюватись у перетворених людиною екотопах. Отже, гемеробність рослин може бути індикатором антропогенної трансформації екосистем. Цю ідею розвинули Г. Сукоп, Г.П. Блюме, Е. Вайнерт [10; 15; 16; 17]. Екотопи ними поділені на класи за ступенем антропогенного впливу. Однак цей метод дає дуже наближену оцінку.

На початку дев'яностих років ХХ століття польські вчені Б. Яцковяк і Й. Хміль запропонували інший підхід до оцінювання гемеробії видів та угруповань [2; 12; 14]. Однак їхні обрахунки також будувалися на тих самих класах, виділених Г. Сукопом

і Г.П. Блюме, хоча відбувалося уточнення через розділення кожного класу на певну кількість балів і визначення середнього значення через співвідношення між видами, що зустрічаються в різних умовах гемеробії [2].

У 2007 році ми спробували прив'язати показник гемеробії до конкретних видів людської діяльності й до її сили [3]. Однак не завжди існує можливість достовірно здійснити типологію антропогенного впливу та його ступінь щодо конкретного екотопу. Це спонукало до пошуку більш досконалого методу визначення антропогенної трансформації [9].

У дослідженнях використовувались стандартні польові методи [7]. Обрано 853 описові ділянки, в межах яких відносно точно встановлено особливості діяльності людини. У межах цих ділянок створено стандартні геоботанічні описи з розширеною характеристикою антропогенного впливу [3].

Гемеробію визначали за допомогою методу, запропонованому нами у 2007 році. Для цього використовувалась 18-бальна шкала з урахуванням 12 видів діяльності різної сили. Утворена шкала співвідносилась із класами Г. Сукопа та Г.П. Блюме за таким принципом: 1–3 бали – агемеробія, 4–6 балів – олігогемеробія, 7–9 балів – мезогемеробія, 10–12 балів – еугемеробія, 13–15 балів – полігемеробія, 16–18 балів – метагемеробія [3].

Усі результати включено в базу даних лабораторії ЕМСД (EcoDBase 5c) і в подальшому використано для фітоіндикаційного аналізу за допомогою програми Simargl 1.12 [8]. Статистичну обробку даних проведено за допомогою програм Excel і Statistica.

Виклад основного матеріалу. Використовуючи запропоновану у 2007 році методику, ми зуміли накопичити матеріал для узагальненого аналізу гемеробії для 25 класів рослинних угруповань Центрального Полісся. Середні значення отриманих показників відповідають класам антропоотолерантності, визначеним Г. Сукопом і Г.П. Блюме (таблиця 1).

До олігогемеробних належать наскельні угруповання класу *Asplenietea* та болотні *Oxycocco-Sphagnetea*. Здебільшого олігогемеробними є класи лісової рослинності *Quercu-Fagetea* й *Quercetea robori-petraeae* та болотні *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. Переважно мезогемеробними є решта класів природної рослинності, а також *Robinetea* й *Agropyretea intermedio-repentis*, яких традиційно зараховують до антропогенних ценозів. Такі винятки викликані тим, що клас *Robinetea* часто формується за рахунок інвазії *Robinia pseudoacacia* L. в угруповання на ранніх стадіях сукцесійного розвитку, а клас *Agropyretea intermedio-repentis* формується на оголених у результаті водної ерозії ділянках ґрунту без прямої дії людини. Решта синантропної рослинності належить до еугемеробних угруповань. Серед класів *Plantegenetea majoris* і *Stellarietea mediae* зустрічаються фітоценози, що належать до полігемеробних угруповань.

Досліджені класи рослинних угруповань мають різну амплітуду коливань показників гемеробії, яка проявляється у відсотку перекриття загальної шкали. Найменшу амплітуду мають *Rhamno-Prunetea* (5,56%) та *Asplenietea* (8,33%). Це, ймовірно, викликано тим, що такі угруповання рідкісні на території Полісся, де займають еконіші з вузьким діапазоном показників факторів, у тому числі й антропогенних. Найширшу амплітуду мають *Phragmiti-Magnocaricetea* та *Molinio-Arrhenatheretea* (33,33%). Ці угруповання розміщені в екотопах, які мають факультативний інтерес людини. Вони можуть формуватися під її інтенсивним тиском (регулярне викошування й інтенсивне випасання домашніх тварин, вилов риби за допомогою сітей та інтенсивне забруднення відходами) й за незначного антропогенного впливу (віддалені від населених пунктів болота, прибережні зарості та заплавні луки). У першому випадку гемеробія досягає 10–12 балів, що відповідає еугемеробним умовам, у другому – 4–6 балів, що відповідає оліго- й мезогемеробним умовам.

Запропонований нами метод має низку недоліків через суб'єктивність визначення величини антропогенного впливу. Не завжди вдається без тривалої спеціальної підготовки і трудомісткого збирання інформації про досліджувану ділянку встановити види діяльності та їх інтенсивність. Це додає суб'єктивності отриманим результатам, хоча й має переваги над попередніми описовими підходами. Найбільшою проблемою є швидке оцінювання маловідомої місцевості або робота з матеріалами попередніх дослідників (наприклад, зі стандартними геоботанічними описами). Це вимагало вдосконалення методу з підвищенням його об'єктивності. Спостереження за проективним покриттям окремих видів рослин в екотопах з різним антропогенним навантаженням дали змогу побудувати криву, яка наближено відповідала кривій Гауса (закон нормального розподілу Лапласа-Шарльє) (рис. 1). Це призвело до думки, що зміна проективного покриття відповідає принципу толерантності Шелфорда та закону оптимуму.

Отже, для визначення показників гемеробії чи антропоотолерантності ми можемо застосувати стандартну фітоіндикаційну методику.

Присутність виду в екосистемі, яка знаходиться під певним антропогенним тиском, варто розглядати більш широко, ніж лише питання антропоотолерантності. Види, взаємодіючи з людиною і змінами, які вона здійснює в довкіллі, не лише демонструють власні межі витривалості, а й часто залежать від неї. Існують види, що можуть існувати в певних екотопах лише завдяки прямій чи опосередкованій дії людини.

Антропогенний вплив спричиняє трансформацію екосистем на всіх рівнях. За рахунок зміни співвідношення видів із різним ставленням до нього кардинально міняється автотрофний блок екосистем. Отже, за гемеробією видів ми можемо встановити гемеробію угруповань. Оскільки вони є індикато-

Гемеробія деяких класів рослинних угруповань Центрального Полісся

Синтаксон (на рівні класу)	Фактична амплітуда, бали		
	Коливання показників (*максимум-мінімум різниця)	Середнє значення	% від діапазону шкали
<i>Asplenieta</i> Br.-Bl. 1934	$\frac{5,0-3,5^*}{1,5}$	4,6	8,33
<i>Oxycocco-Sphagnetea</i> Br.-Bl et R.Tx 1943	$\frac{6,0-4,0}{3}$	4,63	16,67
<i>Quercu-Fagetea</i> Br.-Bl. Et Vlieg 1937	$\frac{7,0-4,0}{3}$	5,11	16,67
<i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i> R.Tx 1937	$\frac{7,0-4,0}{3}$	5,4	16,67
<i>Quercetea robori-petraeae</i> Br.-Bl. R.Tx 1943	$\frac{8,0-4,0}{4}$	5,49	22,22
<i>Alnetea glutinosae</i> Br.-Bl. R. Tx 1943	$\frac{9,0-4,0}{5}$	6,9	27,78
<i>Phragmiti-Magnocaricetea</i> Klika in Klika et Novak 1941	$\frac{10,0-4,0}{6}$	7,01	33,33
<i>Vaccinio-Piceetea</i> Br.-Bl. 1939	$\frac{9,0-5,0}{4}$	7,09	22,22
<i>Epilobietea angustifolii</i> R.Tx et Passrge 1950	$\frac{10,5-5,0}{5,5}$	7,44	30,56
<i>Potametea</i> Klika in Klika et Novak 1941	$\frac{10,0-5,0}{5}$	7,67	27,78
<i>Rhamno-Prunetea</i> Rivas Goday et Garb 1961	$\frac{9,0-8,0}{1}$	8,23	5,56
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> R.Tx 1937	$\frac{12,0-6,0}{6}$	8,42	33,33
<i>Robinitea</i> Jurco ex Hadač et Sofron 1980	$\frac{9,0-7,0}{4}$	8,49	22,22
<i>Agropyretea intermedio-repentis</i> Th.Müll et Görs 1969	$\frac{12,0-7,0}{5}$	8,5	27,78
<i>Plantegenetea majoris</i> R.Tx. et Preising 1950	$\frac{13,0-9,0}{4}$	10,16	22,22
<i>Artemisietea vulgaris</i> R.Tx 1950	$\frac{12,0-9,0}{3}$	10,26	16,67
<i>Stellarietea mediae</i> R.Tx., Lohmaer et Preising 1950	$\frac{13,0-10,0}{3}$	11,36	16,67

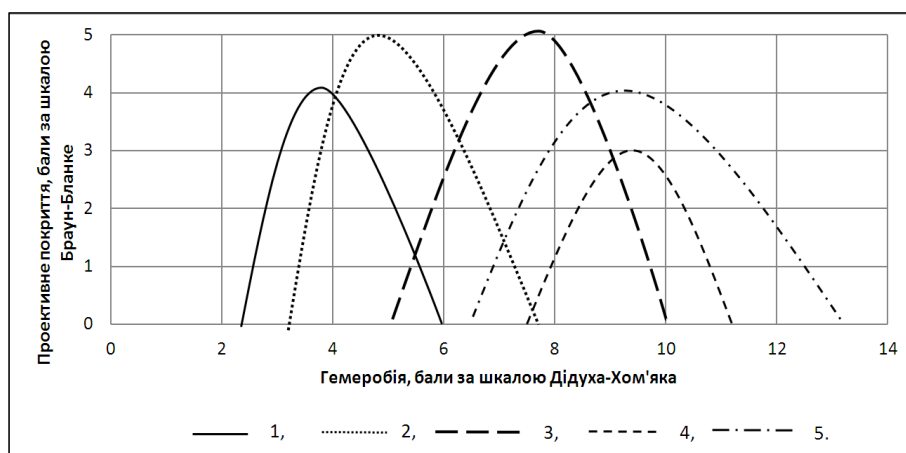


Рис. 1. Діаграма зміни проєктивного покриття деяких видів рослин уздовж шкали показників гемеробії: 1 – *Sphagnum magellanicum* BRID., 2 – *Gymnocarpium dryopteris* (L.) NEWMAN, 3 – *Nuphar lutea* (L.) SM., 4 – *Bidens tripartita* L., 5 – *Vicia tetrasperma* (L.) Schreb

Таблиця 2

Порівняльна характеристика показників антропогенної трансформації, отриманих за різними методиками для деяких екосистем Центрального Полісся

Екосистема рівня едафону	Показники антропогенної трансформації за індикаторною методикою			Показники антропогенної трансформації за фітоіндикаційною методикою			Співвідношення середніх значень показників антропогенної трансформації
	min	max	middle	min	max	middle	
C11. Мезотрофні водойми	9	2	7,5	8,59	2,35	6,79	0,91
C12. Евтрофні водойми	10	4,5	7,49	10,18	4,65	7,45	0,99
D11. Оліготрофні болота	6	4	4,63	6,07	3,19	4,51	0,97
D21. Мезотрофні болота	7	4	5,4	7,41	4,12	5,46	1,01
E12. Мезофітні луки	9	6	7,45	10,28	6,15	7,69	1,03
F11. Мезофітні чагарничкові екосистеми	10	6	7,92	9,78	5,32	7,68	0,97
G11. Мезофітні чагарникові екосистеми	10,5	6	6,67	10,3	6,2	7,27	1,09
G23. Екосистеми листяних лісів	9	4	6,8	9,45	4,03	6,67	0,98
H11. Екосистеми виходів рихлих осадових порід	5	3,5	4,6	6,54	3,58	4,08	0,89
I11. Мезофітні сеgetальні екосистеми	13	10	11,36	12,98	9,72	11,54	1,02
I21. Рудеральні екосистеми на сильно порушених ґрунтах	12	7	8,5	12,47	7,06	8,48	1,00
I23. Мезофітні рудеральні екосистеми на порушених ґрунтах	13	9	8,16	12,75	9,65	9,52	1,17

рами величини антропогенного впливу, то водночас є індикаторами рівня антропогенної трансформації. Відповідно до стандартного фітоіндикаційного рівняння, формула визначення середнього показника рівня антропогенної трансформації в межах геоботанічного опису матиме вигляд:

$$He = \frac{k_1 Hm_1 + k_2 Hm_2 + \dots + k_n Hm_n}{k_1 + k_2 + \dots + k_n}$$

де He – рівень антропогенної трансформації екосистеми; Hm_1, Hm_2, Hm_n – середина амплітуди антропоотолерантності видів; n – кількість інформативних видів в описі; k_1, k_2, k_n – коефіцієнт проективного покриття виду в описі.

Нами проведено оцінювання антропогенної трансформації для екосистем третього рівня класифікації (за EUNIS), автотрофні блоки яких приблизно відповідають рівню класу рослинних угруповань за Браун Бланке (таблиця 2). Оцінювання проводилося за двома методиками: за аналізом сили й типу антропогенного впливу та за фітоіндикаційною методикою з використанням бази даних EcoDBase 5c.

У результаті ми отримали дані, які мало відрізнялися між собою. Найбільші розбіжності спостерігалися в мезотрофних водоймах (9%) і мезофітних рудеральних екосистемах на порушених ґрунтах (17%). Такі відхилення зумовлені чотирма причинами. По-перше, до складу автотрофних блоків цих екосистем часто входять види з широкою амплітудою щодо антропогенного чинника. По-друге, ці угруповання зазвичай маловидові, що збільшує похибку під час застосування фітоіндикаційної методики. По-третє, ці класи мають значну амплітуду показників рівня антропогенної трансформації. По-четверте, в базі даних «EcoDBase 5c» лише 898 видів, більшість із яких – представники природної флори. Поєднання цих факторів є причиною підвищення розбіжності середніх значень. Вона буде знижена за рахунок насичення бази даних новими видами й уточнення показників їх гемеробії. Проблеми з високою похибкою під час фітоіндикації водних і синантропних екосистем існують для багатьох факторів. У нашому випадку вони з'являються набагато рідше.

Точність методу прямо залежить від кількості інформативних видів і точності встановлення їх амплітуд щодо антропогенного фактора. Тому сьогодні нашим основним завданням є розширення

бази даних видів із різними показниками гемеробії та уточнення їх екологічних спектрів.

Запропонований нами метод дає змогу спростити теоретичні дослідження екології видів та угруповань. Ми можемо оцінювати величину антропогенного впливу без додаткових його досліджень. Тепер можна працювати не лише з новоствореними розширеними описами, а й із тими, що зроблені за стандартною методикою. Це дає можливість збільшити обсяг досліджень антропогенної трансформації природних екосистем і простежити їх динаміку.

Особливе значення має застосування цього методу в екозоології. Наші дослідження ставлять під сумнів прагнення подати режим суворої заповідності як панацею охорони біологічних систем. Оскільки кожен вид характеризується індивідуальними межами толерантності щодо антропогенного фактору, то зменшення його може призвести до пригнічення життєдіяльності і зникнення. Наприклад, оптимуми таких червонокнижних представників *Orchidaceae*, як *Platanthera bifolia* (L.) Rich., *Dactylorhiza majalis* (Rchb.) P.F. Hunt & Summerh та *Epipactis helleborine* (L.) Crantz., знаходяться в мезо- та еугемеробній ділянці [6; 9]. Для збереження високого біорізноманіття й охорони окремих рідкісних чи цінних видів рослин необхідно в межах природоохоронних територій організувати території з різним рівнем антропогенної трансформації.

Головні висновки. Види щодо показника антропогенного фактору демонструють класичний розподіл за проективним покриттям відповідно до закону оптимуму (крива Гауса).

Перехід на фітоіндикаційний спосіб визначення антропогенної трансформації показав допустимі відхилення від класичної методики дослідження. Для покращення методу варто розширити базу даних амплітуд гемеробії видів та уточнити її параметри для кожного конкретного виду.

Фітоіндикаційний метод є більш ефективним і дає змогу охопити більші просторові й часові рамки дослідження. Він дає можливість досліджувати динаміку ареалів рослин, сукцесійні зміни угруповань під дією антропогенної трансформації.

Перспективи використання результатів дослідження. Застосування фітоіндикаційного методу допоможе підвищити ефективність охорони надорганізованих біологічних систем усіх рівнів організації та оптимізувати організацію природоохоронних територій.

Література

1. Бурда Р.И. Антропогенная трансформация флоры. Киев: Наукова думка, 1991. 168 с.
2. Бурда Р.І., Дідух Я.П. Застосування методики оцінки антропогенної витривалості видів вищих рослин при створенні «Екофлори України». Укр. фітоцен. збірник. Серія «С». 2003. № 1 (20). С. 34–44.
3. Дідух Я.П., Хом'як І.В. Оцінка енергетичного потенціалу екотопів залежно від ступеня їх гемеробії на прикладі Словечансько-Овруцького кряжу. Український ботанічний журнал. 2007. № 1. С. 235–243.
4. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ: Наукова думка, 1994. 280 с.
5. Екофлора України / під ред. Я.П. Дідух. Київ: Фітосоціоцентр, 2000. Т. 1. 283 с.
6. Флористичні знахідки на Житомирському Поліссі / В.І. Мельник, О.Р. Баранівський, В.Т. Харчишин та ін. Інтродукція рослин. 2009. № 2. С. 3–8.
7. Полевая геоботаника / под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. Ленинград: Изд-во АН СССР, 1959. Т. I. 350 с.
8. Хом'як І.В., Хом'як Д.І. Нова програма екосистемологічного моніторингу «SIMARGL». Сучасні проблеми екології та геотехнологій (5–7 березня 2012 року, Житомир). Житомир: Видавництво ЖДТУ, 2012. С. 76.
9. Хом'як І.В., Бурлака В.А., Мостіпака Т.П. Фітоіндикаційна характеристика ступеня антропогенної трансформації екосистем. Вісник ЖНАБУ. 2012. № 2 (33). Т. 2. С. 16–20.
10. Blume H.P., Sukopp H. Okologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen [Ecological significance of anthropogenic soil changes]. Bonn-Bad Godesberg: Schriftenreihe f. Vegetat. 1976. № 10. P. 75–89.
11. Chmiel J. Flora roślin naczyniowich. Atlas rozmieszczenia roślin. Poznań: Wyd-wo SORUS, 1993. 212 p.
12. Jackowiak B. Antropogeniczne przemiany flory roślin naczyniowych Poznania. Poznań: Wyd. Nauk. UAM. 1990. Ser. Biol. 42. 232 p.
13. Jalas J. Hemerokrit ja hemerobit. Luonnon Tutkija. 1953. № 57. P. 12–16.
14. Jalas J. Hemerobe und hemechore Pflanzenarten – Ein terminologischer Reformversuch. Acta Fauna Flora. 1955. Fennica 72. P. 1–15.
15. Sukopp H. Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation, [Human impact on the vegetation]. Vegetatio. 1969. № 17. P. 360–371.
16. Sukopp H. Leitlinien für den Naturschutz in Städten Zentraleuropas. In: Miyawaki, A., Bogenrieder, A., Okuda, S., White, J. (Eds.) / H. Sukopp, U. Sukopp. Vegetation Ecology and Creation of New Environments. Tokyo: Tokai University Press, 1987. P. 347–355.
17. Weinert E. Ruderal pflanzen als Umweltzeiger. Gleditschia. 1985. P. 169–182.

УМІСТ ФОТОСИНТЕТИЧНИХ ПІГМЕНТІВ У ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИНАХ ЗА РІЗНОГО РІВНЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Суходольська І.Л.¹, Грубінко В.В.²

¹Рівненський державний гуманітарний університет
вул. Ст. Бандери, 12, 33028, м. Рівне
irchukmail@gmail.com

²Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, 46027, м. Тернопіль
v.grubinko@gmail.com

У статті досліджено зміни вмісту пластидних пігментів у біомасі вищих водних рослин за різного рівня антропогенного навантаження на водні екосистеми річок Рівненщини (рекреаційна, урбанізована, аграрна, техногеннотрансформована території). За вмістом хлорофілу *a* рослини розподілили так: рослин з плаваючим листям (*Lemna minor* L.) > занурені (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Elodea canadensis* Mich.) > повітряно-водні (*Sagittaria saggitifolia* L. і *Typha angustifolia* L.). За вмістом хлорофілу *b* рослини розподілили так: занурені (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Elodea canadensis* Mich.) > рослини з плаваючим листям (*Lemna minor* L.) > повітряно-водні (*Sagittaria saggitifolia* L. і *Typha angustifolia* L.). Сума хлорофілів (*a+b*) в досліджених видів залежить від різних факторів і змінювалася від 7 до 41 мкг/мг сухої маси. Середнє значення суми хлорофілів (*a+b*) становило 17–22 мкг/мг сухої маси. Обґрунтовано перспективність використання пластидних пігментів вищих водних рослин як біоіндикаторів для оцінювання екологічного стану річок в умовах антропогенного навантаження. *Ключові слова:* хлорофіл, каротиноїди, фотосинтез, пігментний комплекс, макрофіти.

Содержание фотосинтетических пигментов в высших водных растениях с различным уровнем антропогенной нагрузки. Суходольская И.Л., Грубинко В.В. В статье исследованы изменения содержания пластидных пигментов в биомассе высших водных растений в зависимости от разной степени антропогенной нагрузки на водные экосистемы рек Ровенской области (рекреационная, урбанизированная, аграрная, техногеннотрансформированная территории). По содержанию хлорофилла *a* растения распределили следующим образом: растения с плавающими листьями (*Lemna minor* L.) > погруженные (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. и *Elodea canadensis* Mich.) > воздушно-водные (*Sagittaria saggitifolia* L. и *Typha angustifolia* L.). По содержанию хлорофилла *b* растения распределили следующим образом: погруженные (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. и *Elodea canadensis* Mich.) > растения с плавающими листьями (*Lemna minor* L.) > воздушно-водные (*Sagittaria saggitifolia* L. и *Typha angustifolia* L.). Сумма хлорофиллов (*a+b*) в исследованных видов зависит от разных факторов и изменялась от 7 до 41 мкг/мг сухой массы. Среднее значение суммы хлорофиллов (*a+b*) составляло 17–22 мкг/мг сухой массы. Обоснована перспективность использования пластидных пигментов высших водных растений как биоиндикаторов для оценки экологического состояния рек в условиях антропогенной нагрузки. *Ключевые слова:* хлорофилл, каротиноиды, фотосинтез, пигментный комплекс, макрофиты.

Photosynthetic pigment proportion in aquatic higher plants according to the level of anthropogenic load. Sukhodolska I., Grubinko V. It has been researched proportion changes of plastidial pigments in higher aquatic plants biomass under the different level of anthropogenic load for Rivne rivers water ecosystem (recreational, urbanized, agrarian, and technogenically transformed territories). According to chlorophyll-a proportion plants have been distributed in such way as plants with pads (*Lemna minor* L.) > submerged ones (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. and *Elodea canadensis* Mich.) > aero-aquatic ones (*Sagittaria saggitifolia* L. and *Typha angustifolia* L.). According to chlorophyll-b proportion plants have been distributed in such way as submerged ones (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. and *Elodea canadensis* Mich.) > plants with pads (*Lemna minor* L.) > aero-aquatic ones (*Sagittaria saggitifolia* L. та *Typha angustifolia* L.). In researched species chlorophylls total (*a+b*) depends on different factors and has been changed from 7 till 41 microgram per milligram of dry mass. Chlorophylls average value (*a+b*) has been presented in 17–22 microgram per milligram of dry mass. The author gives a rationale for prospects in using of higher aquatic plants plastidial pigments as the bioindicators to evaluate river ecological state under the conditions of anthropogenic load. *Key words:* chlorophyll, carotenoids, photosynthesis, pigment complex, macrophytes.

Постановка проблеми. Пігментному комплексу рослинного організму властива значна чутливість до умов середовища. Порушення фізіологічного стану рослин вже на початковому етапі викликає зміни в первинних стадіях фотосинтезу, що супро-

воджується певними змінами кількості та співвідношення пігментів [11; 21]. Особливу роль у цих процесах відіграють хлорофіли *a* та *b* й каротиноїди. Уміст і співвідношення пігментів рослин визначають не лише розвиток та активність фотосинтетичної сис-

теми, а й протікання інших процесів, які визначають продуктивність, життєздатність і стійкість рослин [22; 25].

Уміст пігментів у водних рослин залежить від рівня освітленості [14; 18], температури води [19; 23], дії токсичних сполук і наявності в середовищі речовин, що визначають енергетичні процеси й ріст рослин, особливо сполук нітрогену [15; 17]. Відомо, що за низького вмісту нітрогену в хлоропластах спостерігається слабкий розвиток ламелярної системи, невелика кількість гран, розірвані міжгранні ламели, а також периферійні оболонки. Такі хлоропласти дуже гіпертрофовані й можуть збільшуватись у 2–3 рази порівняно з хлоропластами рослин, які зростають за оптимальних умов. Така модифікація тонкої структури пластид перешкоджає необхідному обміну фотохімічними субстратами, що значно знижує їх активність [26].

Пігменти рослин можуть змінюватися залежно від стану та віку листків. Частина їх поступово руйнується, замінюючись синтезованими знову. У молодих листках біосинтез хлорофілу відбувається приблизно у 13 разів швидше, ніж у старих [20].

Уміст пігментів у рослин зменшується в міру зростання антропогенного навантаження, що зумовлено здатністю окремих екоотоксикантів акумулюватися в хлоропластах, інтенсифікувати процеси вільнорадикального окиснення ліпідів їх мембран та інгібувати синтез фотосинтетичних ферментів [2; 3]. Деструкція хлорофілів є невід'ємною ланкою стресових реакцій рослин, яка може слугувати своєрідним стресовим маркером. Тому використання таких показників, як ступінь зниження вмісту хлорофілу, різниця у змінах його форм (*a*, *b* та каротиноїдів), дає можливість здійснювати діагностику не лише стану рослин, а й окремих фітоценозів [4; 6; 8].

Мета дослідження – вивчення вмісту фотосинтетичних пігментів у біомасі вищих водних рослин за різних умов антропогенного навантаження.

Матеріали й методи досліджень. Під час дослідження рослин з різних річок у складі Рівненської області виділено 4 типи територій, що відрізняються за рівнем антропогенного навантаження: рекреаційна (51°50'06.0"N, 26°09'10.8"E), аграрна (50°27'17.3"N, 25°42'14.9"E), урбанізована (50°37'28.6"N, 26°14'27.8"E) й техногеннотрансформована (50°37'28.6"N, 26°14'27.8"E). До рекреаційної території зараховано Зарічненський район, оскільки в ньому розташований важливий об'єкт природно-заповідного фонду Рівненщини – регіональний ландшафтний парк «Прип'ять-Стохід».

На цій території досліджували річку Простир. За аграрну територію обрано один із розорених південних районів області – Дубенський. Досліджували річку Іква. До урбанізованої території включено місто Рівне, до техногеннотрансформованої – Здолбунівський район, у якому зосереджено найбільші підприємства Рівненщини («Волинь-Цемент», філія ПРАТ «Дікергофф Цемент Україна», ТОВ «Укрцемент» і ВАТ «Здолбунівський меха-

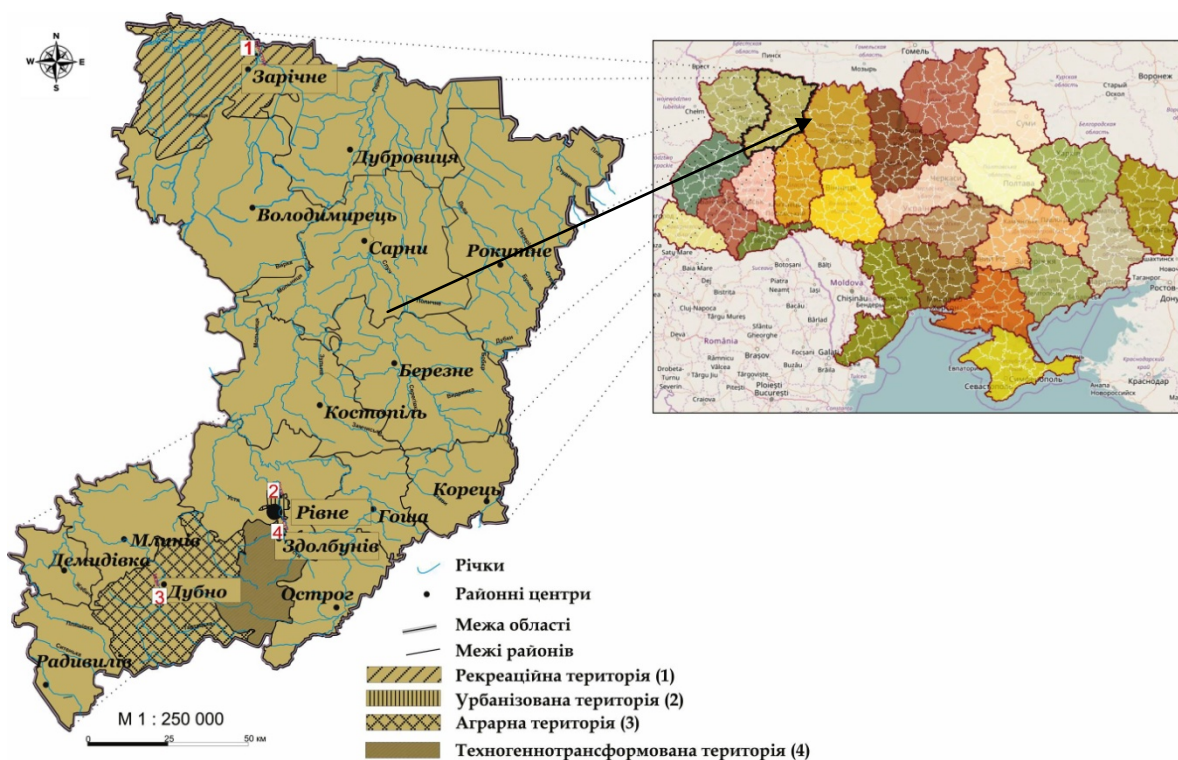


Рис. 1. Картосхема території досліджуваних річок і точки відбору проб ($M \pm m$; $n=3$):

1 – рекреаційна територія (р. Простир); 2 – урбанізована територія (р. Устя); 3 – аграрна територія (р. Іква); 4 – техногеннотрансформована (р. Устя)

нічний завод»). На цих територіях досліджували річку Устя (рис. 1).

Проаналізовано 72 проби вищих водних рослин, відібраних з річок у червні та вересні: з плаваючим листям (*Lemna minor* L.), занурені (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Elodea canadensis* Mich.), повітряно-водні (*Sagittaria saggitifolia* L. і *Typha angustifolia* L.). Вищі водні рослини відбирали в нативному стані з річок і відмивали від осаджень і перифітонних організмів [7]. Уміст хлорофілів *a* та *b* і каротиноїдів визначали спектрофотометрично за довжин хвиль, що відповідають їх максимумам поглинання: 430, 480, 630, 645, 663 та 750 нм після їх екстракції 90% розчином ацетону. Визначення феопігментів здійснювали вимірюванням різниці оптичних щільностей екстракту пігментів за 665 нм до підкислення проби 0,1 N хлоридною кислотою і 5 хв. після цього [7]. Уміст амонію визначали фотометричним методом за якісною реакцією з реактивом Несслера при довжині хвилі 420 нм. Уміст нітритів визначали діазотуванням реактивом Грісса з утворенням з 1-нафтиламіном діазосполуки червоно-фіолетового кольору, яку фотометрували при довжині хвилі 520 нм. Уміст нітратів у воді річок досліджуваних територій визначали фотометрично з фенолдисульфокислотою з утворенням нітровмісного фенолу жовтого кольору при довжині хвилі 520 нм [9].

Виклад основного матеріалу. Уміст пігментів відображає реакцію рослинного організму на умови зростання [5; 8; 13]. Тому вміст пігментів можна розглядати як показник стану клітин вищих водних рослин [8].

Уміст фотосинтетичних пігментів у біомасі вищих водних рослин залежно від рівня антропогенного навантаження територій водних об'єктів наведено на рис. 2.

У червні вміст хлорофілу *a* в біомасі вищих водних рослин водойми рекреаційної території становив 22,85 мкг/мг сухої маси (*Potamogeton pectinatus* L.), 24,50 мкг/мг сухої маси (*Potamogeton perfoliatus* L.) і 14,50 мкг/мг сухої маси (*Typha angustifolia* L.). Уміст хлорофілу *a* у вересні зменшився відносно червня в 1,3–2,4 раза. Дещо подібні зміни простежувались і за вмістом хлорофілу *b*. Уміст хлорофілу *b* в червні становив 8,93 мкг/мг сухої маси (*Potamogeton perfoliatus* L.), 8,22 мкг/мг сухої маси (*Potamogeton pectinatus* L.) і 5,16 мкг/мг сухої маси (*Typha angustifolia* L.). Разом із тим уміст хлорофілу *b* у вересні зменшився відносно червня в 1,3–2,5 раза. Уміст феопігментів у червні був низьким, а у вересні зі зменшенням хлорофілу збільшився у 3,0–3,8 раза.

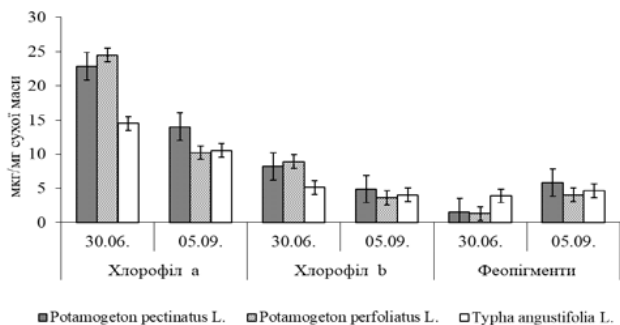
Уміст хлорофілу *a* в біомасі вищих водних рослин водойми урбанізованої території в червні становив 26,73 мкг/мг сухої маси (*Ceratophyllum demersum* L.), 14,45 мкг/мг сухої маси (*Sagittaria saggitifolia* L.) і 10,41 мкг/мг сухої маси (*Typha angustifolia* L.), що

в 1,3–2,4 раза більше, ніж у вересні. Низький уміст хлорофілу *b* спостерігали в *Typha angustifolia* L. у червні (1,80 мкг/мг сухої маси), який збільшився у вересні до 2,61 мкг/мг сухої маси. Уміст хлорофілу *b* протягом червня становив 10,57 мкг/мг сухої маси в *Ceratophyllum demersum* L., 4,87 мкг/мг сухої маси в *Sagittaria saggitifolia* L., який зменшився у вересні і становив 9,85 та 3,57 мкг/мг сухої маси. Уміст феопігментів у *Sagittaria saggitifolia* L., *Ceratophyllum demersum* L. і *Typha angustifolia* L. збільшився відносно червня у вересні в 1,9–2,2 раза.

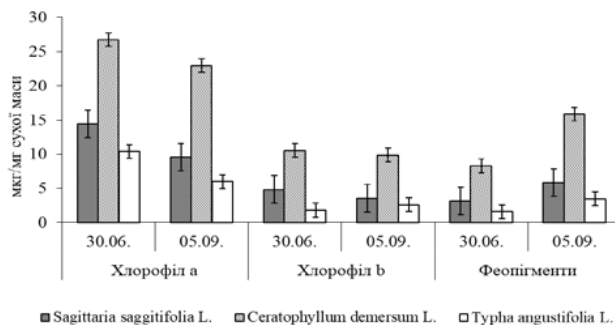
Уміст хлорофілу *a* в біомасі вищих водних рослин водойми аграрної території в червні становив 6,80 мкг/мг сухої маси в *Sagittaria saggitifolia* L., але у вересні зменшився в 1,2 раза. Уміст хлорофілу *a* в *Lemna minor* L. у червні становив 30,55 мкг/мг сухої маси та зменшився в 1,3 раза у вересні. У *Typha angustifolia* L. уміст хлорофілу *a* в червні становив 12,10 мкг/мг сухої маси та зменшився в 1,4 раза у вересні. Уміст хлорофілу *b* в червні змінювався від 2,49 мкг/мг сухої маси (*Sagittaria saggitifolia* L.) до 4,39 мкг/мг сухої маси (*Typha angustifolia* L.) і 10,05 мкг/мг сухої маси (*Lemna minor* L.), а у вересні зменшився в 1,6 (*Sagittaria saggitifolia* L.), 1,2 (*Lemna minor* L.) у 1,4 (*Typha angustifolia* L.) разів. Уміст феопігментів у *Sagittaria saggitifolia* L. у червні становив 3,38, а у вересні зменшився до 3,10 мкг/мг сухої маси, у *Lemna minor* L., навпаки, кількість феопігментів з 12,27 мкг/мг сухої маси в червні зросла до 17,75 мкг/мг сухої маси у вересні. У *Typha angustifolia* L. уміст феопігментів змінювався від 3,10 мкг/мг сухої маси в червні до 4,66 мкг/мг сухої маси у вересні.

У червні вміст хлорофілу *a* в біомасі вищих водних рослин водойми техногеннотрансформованої території становив 14,35 мкг/мг сухої маси (*Typha angustifolia* L.), 17,00 мкг/мг сухої маси (*Elodea canadensis* Mich.) і 10,05 мкг/мг сухої маси (*Sagittaria saggitifolia* L.). Уміст хлорофілу *a* зменшився у вересні в 1,5 раза в *Typha angustifolia* L. Уміст хлорофілу *b* в *Sagittaria saggitifolia* L. і *Typha angustifolia* L. зменшується у вересні, а в *Elodea canadensis* Mich., навпаки, зріс у 1,6 раза. Уміст феопігментів у червні змінювався від 1,64 мкг/мг сухої маси (*Typha angustifolia* L.) до 7,71 мкг/мг сухої маси (*Elodea canadensis* Mich.). Водночас уміст феопігментів у вересні зріс від 6,48 мкг/мг сухої маси (*Sagittaria saggitifolia* L.) до 10,58 мкг/мг сухої маси (*Elodea canadensis* Mich.). Варто також відзначити тенденцію до підвищення кількості феопігментів у вересні в *Typha angustifolia* L. у 4,0 раза відносно червня.

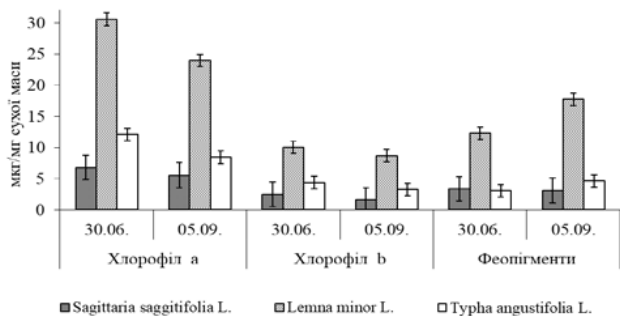
Загалом уміст хлорофілу *a* в листках досліджених видів змінювався в межах від 5,54 до 30,55 мкг/мг сухої маси, а хлорофілу *b* – від 1,61 до 10,57 мкг/мг сухої маси. Найбільший і найменший уміст хлорофілу *a* виявлено в рослин аграрної території *Lemna minor* L. (30,55 мкг/мг сухої маси в червні та 23,95 мкг/мг сухої маси у вересні) та *Sagittaria*



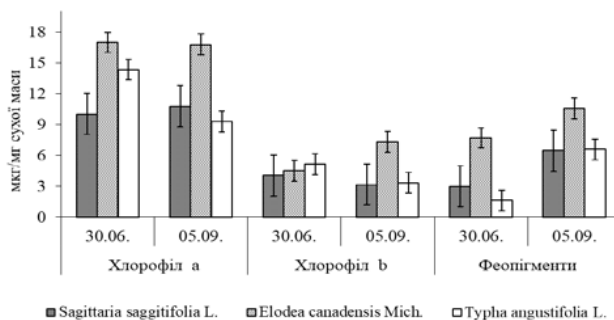
a



б

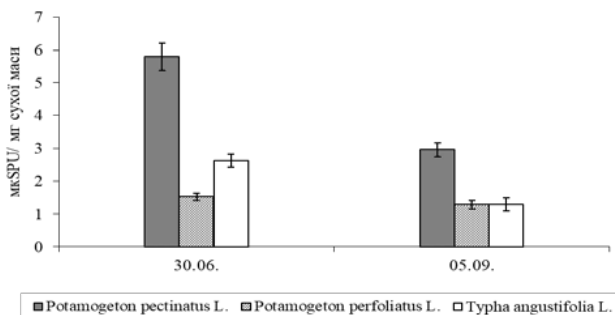


в

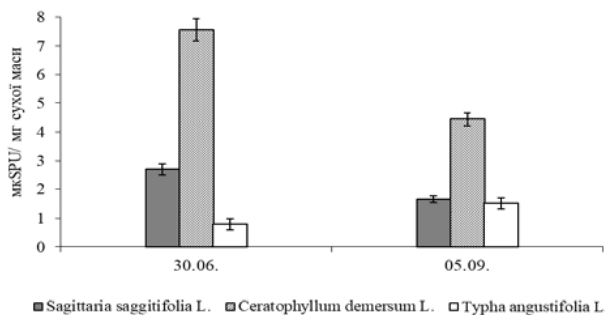


г

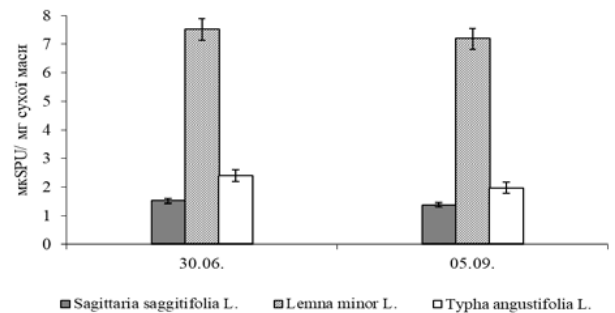
Рис. 2. Уміст хлорофілу a, b та феофіментів у біомасі вищих водних рослин річок Рівненщини ($M \pm t$; $n=5$):
a – рекреаційна; б – урбанізована; в – аграрна; г – техногеннотрансформована



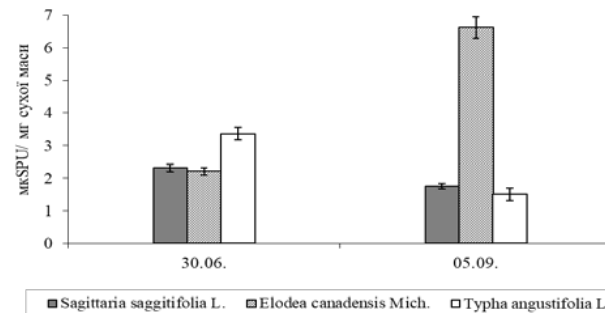
a



б



в



г

Рис. 3. Уміст каротиноїдів у біомасі вищих водних рослин річок Рівненщини ($M \pm t$; $n=5$):
a – рекреаційна; б – урбанізована; в – аграрна; г – техногеннотрансформована

sagittifolia L. (6,80 мкг/мг сухої маси в червні та 5,54 мкг/мг сухої маси у вересні). Найбільший уміст хлорофілу *b* виявлено в *Ceratophyllum demersum* L. з урбанізованої території (10,57 мкг/мг сухої маси в червні та 9,85 мкг/мг сухої маси у вересні), найменший у рослини *Typha angustifolia* L. з урбанізованої території (1,80 мкг/мг сухої маси у червні) та в *Sagittaria sagittifolia* L. з аграрної території (1,61 мкг/мг сухої маси у вересні).

За вмістом хлорофілу *a* рослини розподілили так: рослини з плаваючим листям (*Lemna minor* L.) > занурені (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Elodea canadensis* Mich.) > повітряно-водні (*Sagittaria sagittifolia* L. і *Typha angustifolia* L.). За вмістом хлорофілу *b* рослини розподілили так: занурені (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Elodea canadensis* Mich.) > рослини з плаваючим листям (*Lemna minor* L.) > повітряно-водні (*Sagittaria sagittifolia* L. і *Typha angustifolia* L.).

Найбільші значення хлорофілу *a* виявлено в рослин з плаваючим листям, а найбільші значення хлорофілу *b* – у занурених рослин. Найменші значення хлорофілу *a* і *b* виявлено в повітряно-водних рослин. Структура пігментного комплексу занурених рослин спрямована на посилення світлозбиральної функції в умовах послаблення та зміни спектру світла, що проникає в товщу води. У занурених рослин більший уміст хлорофілу *b* забезпечує ефективне світлозбирання в умовах низької освітленості в товщі води [8].

Уміст хлорофілу *a* приблизно в 3 рази більший, ніж хлорофілу *b* [24]. Зменшення кількості хлорофілу свідчить про порушення метаболічних процесів

у рослинному організмі та є фізіологічним проявом чутливості рослини до стресових чинників [3]. За дії біотичних та абіотичних чинників одні дослідники відмічають зниження вмісту хлорофілу *a* [13], інші – хлорофілу *b* [24]. Це пояснюється тим, що зниження тієї чи іншої форми хлорофілу (*a* або *b*) залежить як від біохімічних особливостей самої рослини, так і від хімічної природи та концентрації токсиканта. Більша стабільність хлорофілу *a* може бути пов'язана з міцнішим зв'язком цього пігменту зі строною хлоропласта [1; 3].

Сума хлорофілів (*a+b*) тісно пов'язані з продуктивністю фотосинтезу й визнані одним із тестів оцінювання впливу техногенного середовища на рослини [22; 25]. Сума хлорофілів (*a+b*) у вищих водних рослин рекреаційної території змінювалася від 19,60 до 33,43 мкг/мг сухої маси в червні та від 13,83 до 18,93 мкг/мг сухої маси у вересні. Сума хлорофілів (*a+b*) у вищих водних рослин урбанізованої території змінювалася від 12,21 до 37,30 мкг/мг сухої маси в червні та від 8,63 до 32,80 мкг/мг сухої маси у вересні. У вищих водних рослин аграрної території сума хлорофілів (*a+b*) змінювалася від 9,29 до 40,60 мкг/мг сухої маси в червні та від 7,15 до 32,66 мкг/мг сухої маси у вересні. У вищих водних рослин техногеннотрансформованої території сума хлорофілів (*a+b*) варіювала від 14,11 до 21,52 мкг/мг сухої маси в червні та від 12,65 до 24,12 мкг/мг сухої маси у вересні. Сума хлорофілів (*a+b*) в досліджених видів залежить від різних факторів і змінювалася від 7,15 до 40,60 мкг/мг сухої маси. Середнє значення суми хлорофілів (*a+b*) становило 17–22 мкг/мг сухої маси.

Таблиця 1

Відношення хлорофілів *a/b* та суми хлорофілів до каротиноїдів у пігментному комплексі вищих водних рослин річок Рівненщини ($M \pm m$; $n=5$)

Рослини	Відношення пігментів			
	хлорофіли <i>a/b</i>		хлорофіли/каротиноїди	
	30 червня	5 вересня	30 червня	5 вересня
Рекреаційна територія				
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	2,78	2,86	5,37	6,40
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	2,74	2,83	22,14	10,80
<i>Typha angustifolia</i> L.	2,81	2,59	7,48	11,34
Урбанізована територія				
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	2,97	2,68	7,18	7,96
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2,53	2,33	4,94	7,39
<i>Typha angustifolia</i> L.	5,78	2,31	15,46	5,75
Аграрна територія				
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	2,73	3,44	6,19	5,22
<i>Lemna minor</i> L.	3,04	2,75	5,41	4,54
<i>Typha angustifolia</i> L.	2,76	2,57	6,87	5,98
Техногеннотрансформована територія				
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	2,48	3,39	6,11	7,98
<i>Elodea canadensis</i> Mich.	3,76	2,30	9,74	3,64
<i>Typha angustifolia</i> L.	2,78	2,79	5,79	8,43

Таблиця 2

Кореляційні зв'язки між умістом сполук нітрогену та хлорофілами й карогіноїдами

Вищі водні рослини	Місяць	NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻		NO ₃ ⁻		NH ₄ ⁺		NH ₄ ⁺		
		Хл а	Хл b	К	Хл а	Хл b	К	Хл а	Хл b	К	Хл а	Хл b	К	Хл а	Хл b	К
Рекреаційна територія																
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	ч	-0,56	-0,23	-0,32	0,33	-0,17	-0,74	-0,71	-0,85	-0,23	-0,71	-0,85	-0,23	-0,71	-0,85	-0,23
	в	0,54	0,19	-0,55	-0,75	-0,74	0,45	0,37	0,39	-0,74	0,45	0,37	0,39	-0,74	0,45	0,37
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	ч	0,77	-0,54	-0,84	0,16	0,49	-0,14	-0,38	0,89	0,49	-0,14	-0,38	0,89	0,49	-0,14	-0,38
	в	0,15	0,48	-0,07	-0,22	0,27	0,47	-0,54	0,33	0,27	0,47	-0,54	0,33	0,27	0,47	-0,54
<i>Typha angustifolia</i> L.	ч	0,17	0,56	0,73	-0,66	-0,31	-0,45	0,65	0,77	-0,31	-0,45	0,65	0,77	-0,31	-0,45	0,65
	в	-0,23	-0,55	0,27	0,41	-0,20	0,15	0,34	-0,50	-0,20	0,15	0,34	-0,50	-0,20	0,15	0,34
Урбанізована територія																
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	ч	0,42	0,70	0,42	-0,51	-0,21	-0,23	-0,35	-0,91	-0,21	-0,23	-0,35	-0,91	-0,21	-0,23	-0,35
	в	-0,17	-0,71	-0,22	0,91	0,46	-0,24	-0,14	0,70	0,46	-0,24	-0,14	0,70	0,46	-0,24	-0,14
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	ч	-0,42	0,74	0,11	-0,46	0,19	-0,89	0,76	-0,76	0,19	-0,89	0,76	-0,76	0,19	-0,89	0,76
	в	0,40	0,38	-0,35	-0,82	-0,26	0,79	-0,24	-0,56	-0,26	0,79	-0,24	-0,56	-0,26	0,79	-0,24
<i>Typha angustifolia</i> L.	ч	0,70	-0,45	-0,80	-0,37	-0,61	-0,27	0,68	0,75	-0,61	-0,27	0,68	0,75	-0,61	-0,27	0,68
	в	-0,74	0,94	0,97	0,37	-0,19	-0,35	0,89	-0,89	-0,19	-0,35	0,89	-0,89	-0,19	-0,35	0,89
Аграрна територія																
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	ч	0,41	0,24	-0,50	-0,22	-0,97	-0,23	0,63	-0,43	-0,97	-0,23	0,63	-0,43	-0,97	-0,23	0,63
	в	0,55	0,70	-0,51	0,16	0,46	-0,23	0,92	0,79	0,46	-0,23	0,92	0,79	0,46	-0,23	0,92
<i>Lemna minor</i> L.	ч	0,87	0,70	0,58	0,13	-0,46	-0,49	0,77	0,59	-0,46	-0,49	0,77	0,59	-0,46	-0,49	0,77
	в	-0,86	0,23	-0,55	-0,07	0,27	0,74	-0,82	0,53	0,27	0,74	-0,82	0,53	0,27	0,74	-0,82
<i>Typha angustifolia</i> L.	ч	0,65	-0,20	-0,27	-0,10	0,70	-0,47	0,71	0,50	0,70	-0,47	0,71	0,50	0,70	-0,47	0,71
	в	0,31	0,17	-0,35	-0,07	0,54	0,67	0,74	0,83	0,54	0,67	0,74	0,83	0,54	0,67	0,74
Техногеннотрансформована територія																
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	ч	0,91	-0,68	-0,26	-0,60	-0,76	-0,52	0,37	0,31	-0,76	-0,52	0,37	0,31	-0,76	-0,52	0,37
	в	-0,31	0,51	0,55	0,46	0,34	0,37	0,56	0,62	0,34	0,37	0,56	0,62	0,34	0,37	0,56
<i>Elodea canadensis</i> Mich.	ч	0,30	-0,63	-0,25	0,92	-0,42	-0,50	0,25	0,43	-0,42	-0,50	0,25	0,43	-0,42	-0,50	0,25
	в	0,52	0,54	0,27	0,78	0,27	0,54	-0,43	0,11	0,27	0,54	-0,43	0,11	0,27	0,54	-0,43
<i>Typha angustifolia</i> L.	ч	0,65	0,78	-0,43	-0,43	0,39	-0,23	0,70	-0,63	0,39	-0,23	0,70	-0,63	0,39	-0,23	0,70
	в	0,60	-0,27	-0,58	0,30	-0,54	-0,78	-0,37	0,55	-0,54	-0,78	-0,37	0,55	-0,54	-0,78	-0,37

Примітка: ч – червень, в – вересень.

Обов'язковим компонентом фотосинтетичного апарату поряд із хлорофілом є каротиноїди. Вони здатні передавати енергію поглинутих квантів іншим пігментам, змінюючи спектр дії фотосинтетичного апарату, а також захищати хлорофіл від фоторуйнування [16]. Синтез каротиноїдів зазвичай потребує відносно тривалого часу і є важливим складником частиною процесу формування адаптаційної системи рослинного організму [22; 26]. Зміни сумарного вмісту каротиноїдів відображають адаптивні властивості вищих водних рослин і їх здатність пристосовуватися до різних умов середовища існування (рис. 3).

Найбільший уміст каротиноїдів у біомасі вищих водних рослин рекреаційної території в червні спостерігали в *Potamogeton pectinatus* L. (5,79 мкСПУ/мг сухої маси), найменший – у *Potamogeton perfoliatus* L. (1,51 мкСПУ/мг сухої маси). На відміну від них, рівень каротиноїдів у *Typha angustifolia* L. знижується з червня до вересня від 2,63 мкСПУ/мг сухої маси до 1,29 мкСПУ/мг сухої маси. Загалом уміст каротиноїдів зменшився у вересні в 1,2–2,0 раза.

Уміст каротиноїдів у біомасі вищих водних рослин урбанізованої території в червні змінюється від 0,79 мкСПУ/мг сухої маси в *Typha angustifolia* L. до 7,55 мкСПУ/мг сухої маси в *Ceratophyllum demersum* L., у вересні від 1,50 мкСПУ/мг сухої маси в *Typha angustifolia* L. до 4,44 мкСПУ/мг сухої маси в *Ceratophyllum demersum* L. Уміст каротиноїдів у *Sagittaria saggitifolia* L. також знижується з червня до вересня від 2,69 мкСПУ/мг сухої маси до 1,65 мкСПУ/мг сухої маси.

Уміст каротиноїдів у вересні в біомасі вищих водних рослин аграрної території зменшився щодо червня незначно. Так, у *Sagittaria saggitifolia* L. уміст каротиноїдів змінюється від 1,50 мкСПУ/мг сухої маси в червні до 1,37 мкСПУ/мг сухої маси у вересні, у *Lemna minor* L. – від 7,51 мкСПУ/мг сухої маси до 7,19 мкСПУ/мг сухої маси, а в *Typha angustifolia* L. – від 2,40 мкСПУ/мг сухої маси до 1,96 мкСПУ/мг сухої маси відповідно.

Уміст каротиноїдів у біомасі вищих водних рослин техногеннотрансформованої території зменшується у вересні відносно червня. Так, у *Sagittaria saggitifolia* L. – від 2,31 мкСПУ/мг сухої маси в червні до 1,75 мкСПУ/мг сухої маси у вересні, а в *Typha angustifolia* L. – від 3,34 мкСПУ/мг сухої маси до 1,50 мкСПУ/мг сухої маси. Уміст каротиноїдів у *Elodea canadensis* Mich., навпаки, збільшується від 6,62 в червні до 7,71 мкСПУ/мг сухої маси у вересні.

У вересні спостерігалася тенденція до зниження вмісту каротиноїдів практично в усіх видів вищих водних рослин досліджуваних територій, за винятком *Typha angustifolia* L. (урбанізована територія) та *Elodea canadensis* Mich. (техногеннотрансформована територія).

Найменший уміст каротиноїдів виявлено в *Typha angustifolia* L. з урбанізованої території (червень) і

Potamogeton perfoliatus L. з рекреаційної території (вересень). Найбільший уміст каротиноїдів виявлено в рослин *Ceratophyllum demersum* L. з урбанізованої території (червень) і *Lemna minor* L. з аграрної території (червень і вересень). Високі концентрації каротиноїдів у *Lemna minor* L. можна розглядати як адаптацію, спрямовану на підтримання відносної стабільності фотосинтетичного апарату. Високий уміст каротиноїдів у рослин пов'язаний із фотопротекторною функцією цих пігментів. Так, встановлено, що за надмірної інсоляції каротиноїди захищають фотосинтетичний апарат від фотоінгібування. Стійкість фотосинтетичного апарату рослин формується завдяки зміні концентрації та перерозподілу зелених і жовтих пігментів у світлозбиральному комплексі. Важливу роль у цьому відіграють каротиноїди, які задіяні в гасінні триплетного стану хлорофілу, забираючи від нього енергію, і запобігають утворенню синглетного кисню [6; 13].

Успішність адаптації до дії стресорів (наприклад, до зміни інтенсивності освітлення, дії токсичних сполук) у рослин значною мірою залежить від співвідношення фотосинтетичних пігментів. Відомо, що найбільша ефективність фотосинтетичного апарату забезпечується за таким співвідношенням пігментів: хлорофілів *a* – близько 50%, *b* – 30%, каротиноїдів – 20%. Основну функцію в складі світлозбирального комплексу виконує хлорофіл *a*, а хлорофіл *b* і каротиноїди є додатковими та захисними пігментами [1; 3]. У дослідженнях співвідношення хлорофілів *a*, *b* та каротиноїдів у червні становило: у *Typha angustifolia* L. (урбанізована територія) хлорофіл *a* – 80%, хлорофіл *b* – 14%, каротиноїдів – 6%; у *Elodea canadensis* Mich. (техногеннотрансформована територія) хлорофіл *a* – 72%, хлорофіл *b* – 19%, каротиноїдів – 9%; у *Potamogeton perfoliatus* L. (рекреаційна територія) хлорофіл *a* – 70%, хлорофіл *b* – 26%, каротиноїдів – 4%. У червні частка хлорофілу *a* зменшилася порівняно з червнем, найбільші його значення виявлені в таких рослин: *Ceratophyllum demersum* L. (техногеннотрансформована територія) хлорофіл *a* – 69%, хлорофіл *b* – 20%, каротиноїдів – 11%; *Potamogeton perfoliatus* L. (рекреаційна територія) хлорофіл *a* – 68%, хлорофіл *b* – 24%, каротиноїдів – 8%; *Typha angustifolia* L. (рекреаційна територія) хлорофіл *a* – 66%, хлорофіл *b* – 26%, каротиноїдів – 8%. Співвідношення форм хлорофілу в хлоропластах змінюється: вміст хлорофілу *b* становить 14–30% від кількості хлорофілу *a*. Частка зелених пігментів упродовж усього періоду дослідження більша, ніж каротиноїдів, що свідчить про високий рівень метаболізму і пластичного обміну.

Відношення концентрації хлорофілу *a* до концентрації хлорофілу *b* є індикатором функціональності пігментного складу та світлової адаптації фотосинтетичного апарату. Зміна відношення хлорофілів відбувається в основному за рахунок лабільності хлорофілу *a* [1; 6]. Відношення a/b та $(a+b)/\text{каро}$

тиноїди зазвичай у нормі є стабільним, але реагує на вплив екстремальних факторів: відношення a/b зменшується за несприятливих умов, а відношення вмісту хлорофілів до каротиноїдів, навпаки, збільшується. За літературними даними, відношення a/b в нормально розвинених рослин становить 2,5–3 [25]. У рослин, що зростають в умовах затемнення, відношення концентрації хлорофілів нижче, ніж у світлових рослин [14]. Відомо, що оптимальним відношення хлорофілів a/b в темнових рослин – 2,5–2,9, у світлових – 3,2–4,0 [6]. Відношення хлорофілів a/b розглядається як одна з ознак фотосинтетичної активності, а за стресових умов використовується як маркер стійкості [13].

У проведеному дослідженні відношення хлорофілів a/b в червні змінювалося від 2,48 (*Sagittaria saggitifolia* L., техногеннотрансформована територія) до 5,78 (*Typha angustifolia* L., урбанізована територія), у вересні – від 2,30 (*Elodea canadensis* Mich., техногеннотрансформована територія) до 3,44 (*Sagittaria saggitifolia* L., аграрна територія). Зміна відношення хлорофілів «а» і «b» за впливу різних несприятливих екологічних факторів певною мірою відображає функціонування хлоропласту. При малому значенні цього показника спостерігається найменший вміст хлорофілу на грану. Підвищення цього відношення зменшує ступінь агрегації тилакоїдів у мембранах хлоропласту [2; 26]. Деякі автори вказують на те, що зниження величини відношення хлорофілів a/b характеризує стійкість рослин [11].

Відношення $(a+b)/$ каротиноїди в червні змінювалося від 4,94 (*Ceratophyllum demersum* L., урбанізована територія) до 22,14 (*Potamogeton perfoliatus* L., рекреаційна територія), у вересні – від 3,64 (*Elodea canadensis* Mich., техногеннотрансформована територія) до 11,34 (*Typha angustifolia* L., рекреаційна територія). Найвищі показники відношення хлорофілів a/b спостерігали в *Typha angustifolia* L. (червень, урбанізована територія) (таблиця 1).

Отже, зміна величини відношення між формами хлорофілів свідчить про більш активну втрату хлорофілу b і більшу стійкість хлорофілу a в усіх досліджуваних видів вищих водних рослин. Найвищі показники відношення $(a+b)/$ каротиноїди виявлено в *Potamogeton perfoliatus* L. (22,14, червень, рекреаційна територія) та *Typha angustifolia* L. (15,46, червень, урбанізована територія). Найнижчі показники відношення $(a+b)/$ каротиноїди виявлено в *Lemna minor* L. (4,54, вересень, аграрна територія) та в *Elodea canadensis* Mich. (3,64, вересень, техногеннотрансформована територія). На забруднених ділянках збільшується кількість каротиноїдів, тому зменшується відношення $(a+b)/$ каротиноїди. Такі зміни цього показника вказують на стресовий стан рослин в умовах антропогенного забруднення, що підтверджує протекторну роль каротиноїдів. Загалом зменшення відношення $(a+b)/$ каротиноїдів і хлорофілів a/b в асимілюючих органах рослин має

захисний характер, оскільки знижує ризик окиснювальних реакцій у хлоропластах і стабілізує функціонування пігментної системи.

Мінеральне живлення здійснює стимулюючий вплив на утворення й функціонування фотосинтетичного апарату, а сам фотосинтез здатний підвищувати ефективність використання елементів мінерального живлення [15]. Тому на вміст основних фотосинтезуючих пігментів, зокрема хлорофілу a , b та каротиноїди, значний вплив має концентрація основних мінеральних компонентів у водному середовищі. У зв'язку із цим важливим чинником впливу на продукційні процеси рослин є оптимізація їх мінерального живлення (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-). У дослідженнях вміст NH_4^+ впродовж червня варіював від 0,82 мг/л (техногеннотрансформована територія) до 2,40 мг/л (урбанізована територія), що перевищувало гранично допустиму концентрацію для водойм рибогосподарського призначення в 1,6–4,8 рази. Протягом вересня вміст NH_4^+ змінювався від 0,42 мг/л (техногеннотрансформована територія) до 0,64 мг/л (урбанізована територія). Вміст NO_2^- протягом червня та вересня змінювався від 0,01 мг/л до 0,02 мг/л, вміст NO_3^- варіював від 0,04 мг/л до 0,51 мг/л.

Для визначення взаємозв'язків між вмістом сполук нітрогену та пігментами вищих водних рослин у річках Рівненщини з різним рівнем антропогенного навантаження проведено кореляційний аналіз (таблиця 2).

Найвищі коефіцієнти кореляції між вмістом хлорофілу a та нітритами виявленні в *Potamogeton perfoliatus* L. ($r = 0,77$, рекреаційна територія), *Typha angustifolia* L. ($r = -0,74$, урбанізована територія), *Lemna minor* L. ($r = -0,86$, аграрна територія) та *Sagittaria saggitifolia* L. ($r = 0,91$, техногеннотрансформована територія); між вмістом хлорофілу a та нітратами – *Potamogeton pectinatus* L. ($r = -0,75$, рекреаційна територія), *Sagittaria saggitifolia* L. ($r = 0,91$, урбанізована територія), *Ceratophyllum demersum* L. ($r = -0,82$, урбанізована територія) та *Elodea canadensis* Mich. ($r = 0,92$, техногеннотрансформована територія); між вмістом хлорофілу a та амонієм – *Potamogeton pectinatus* L. ($r = -0,71$, рекреаційна територія), *Typha angustifolia* L. ($r = 0,89$, урбанізована територія), *Sagittaria saggitifolia* L. ($r = 0,92$, аграрна територія) й *Typha angustifolia* L. ($r = 0,70$, техногеннотрансформована територія).

Найвищі коефіцієнти кореляції між вмістом хлорофілу b та вмістом нітритів виявлені в *Typha angustifolia* L. ($r = 0,56$, рекреаційна територія; $r = 0,94$, урбанізована територія; $r = 0,78$, техногеннотрансформована територія), *Sagittaria saggitifolia* L. ($r = 0,70$, аграрна територія) та *Lemna minor* L. ($r = 0,70$, аграрна територія); між вмістом хлорофілу b та нітратами – *Potamogeton pectinatus* L. ($r = -0,74$, рекреаційна територія), *Typha angustifolia* L. ($r = -0,61$, урбанізована територія) та *Sagittaria saggitifolia* L.

($r = -0,97$, аграрна територія; $r = -0,76$, техногенно-трансформована територія); між вмістом хлорофілу *b* та вмістом амонію – *Potamogeton pectinatus* L. ($r = -0,85$, рекреаційна територія), *Sagittaria saggitifolia* L. ($r = -0,91$, урбанізована територія) й *Typha angustifolia* L. ($r = 0,83$, аграрна територія; $r = -0,63$, техногенно-трансформована територія).

Найвищі коефіцієнти кореляції між вмістом каротиноїдів та вмістом нітритів виявлені в *Potamogeton perfoliatus* L. ($r = -0,84$, рекреаційна територія) й *Typha angustifolia* L. ($r = 0,97$, урбанізована територія); між вмістом каротиноїдів і вмістом нітратів – *Potamogeton pectinatus* L. ($r = -0,74$, рекреаційна територія), *Ceratophyllum demersum* L. ($r = -0,89$, урбанізована територія), *Lemna minor* L. ($r = 0,74$, аграрна територія) й *Typha angustifolia* L. ($r = -0,78$, техногенно-трансформована територія); між вмістом каротиноїдів і вмістом амонію – *Potamogeton perfoliatus* L. ($r = -0,77$, рекреаційна територія), *Typha angustifolia* L. ($r = 0,88$, урбанізована територія), *Sagittaria saggitifolia* L. ($r = -0,94$, аграрна територія) та *Elodea canadensis* Mich. ($r = 0,61$, техногенно-трансформована територія).

Головні висновки. Уміст хлорофілу *a* в біомасі досліджених вищих водних рослин змінювався від 5,54 до 30,55 мкг/мг сухої маси, а хлорофілу *b* – від 1,61 до 10,57 мкг/мг сухої маси. Найбільший уміст хлорофілу *a* виявлено в *Lemna minor* L., най-

менший – у *Sagittaria saggitifolia* L. з аграрної території. Найбільший уміст хлорофілу *b* виявлено в *Ceratophyllum demersum* L. з урбанізованої території, а найменший – у *Sagittaria saggitifolia* L. з аграрної території. Виявлено, що хлорофіл *a* домінує в біомасі всіх вищих водних рослин: він менш чутливий, порівняно з хлорофілом *b*, до стресових умов. За вмістом хлорофілу *a* рослини розподілили так: рослини з плаваючим листям (*Lemna minor* L.) > занурені (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Elodea canadensis* Mich.) > повітряно-водні (*Sagittaria saggitifolia* L. і *Typha angustifolia* L.). За вмістом хлорофілу «*b*» рослини розподілили так: занурені (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Elodea canadensis* Mich.) > рослин з плаваючим листям (*Lemna minor* L.) > повітряно-водні (*Sagittaria saggitifolia* L. і *Typha angustifolia* L.).

Однакові види рослин, які зростають на територіях з різним рівнем антропогенного навантаження, відрізняються за вмістом пігментів. Варіабельність вмісту пігментів у біомасі вищих водних рослин зумовлена видовими особливостями, умовами зростання та спільною дією як природних, так й антропогенних чинників. *Lemna minor* L. і *Ceratophyllum demersum* L. можуть бути використані з метою біоіндикації стану річок.

Література

1. Андрианова Ю.Е., Тарчевский И.А. Хлорофилл и продуктивность растений. Москва, 2000. 135 с.
2. Бессонова В.П. Вплив важких металів на пігментну систему листка. Український ботанічний журнал. 1992. Т. 49. № 2. С. 63–66.
3. Бессонова В.П. Влияние тяжелых металлов на фотосинтез растений. Днепропетровск: ДГАУ, 2006. 208 с.
4. Дымова О.В., Далькэ И.В. Фотосинтетические пигменты и CO₂-газообмен водных макрофитов в подзоне средней тайги. Известия Коми научного центра УрО РАН. Сыктывкар, 2016. № 1(25). С. 37–44.
5. Кияк Н. Фотосинтетична активність мохів на деастрованих територіях видобутку сірки. Вісник Львівського університету. Серія «Біологічна». 2013. Випуск 62. С. 170–179.
6. Фізіологія рослин / М.М. Макрушин, Є.М. Макрушина, Н.В. Петерсон, М.М. Мельников. Вінниця, 2006. 416 с.
7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ, 2006. 408 с.
8. Новаковская Т.В., Дымова О.В. Видовое разнообразие и пигментный комплекс макрофитов водоемов окрестностей г. Сыктывкара (Республика Коми). Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. 2012. № 5 (1). С. 127–134.
9. Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н. Методы исследования качества воды водоемов. Москва, 1990. 400 с.
10. Определение содержания хлорофилла в планктоне пресных водоемов: методические рекомендации / за ред. Л.А. Сиренко, А.В. Курейшевич. Киев, 1982. 52 с.
11. Сарсацкая А.С. Содержание фотосинтетических пигментов у древесных пород городских насаждений. Вестник Кемеровского государственного университета. Серия «Биологические, технические науки и науки о Земле». 2017. № (4). С. 9–14. URL: <https://doi.org/10.21603/2542-2448-2017-4-9-14>
12. Суходольська І.Л., Грубінко В.В. Взаємозв'язок вмісту сполук нітрогену та пігментів у вищих водних рослин у річках Рівненщини з різним рівнем антропогенного навантаження. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка. Серія «Біологія». 2018. № 2 (73). С. 175–182.
13. Пігменти й ультраструктурні особливості клітинних органел папороті *Polystichum aculeatum* (L.) Roth. у різні фази розвитку / М.М. Щербатюк, Л.М. Бабенко, О.В. Вашека, І.В. Косаківська. Біологічні студії. 2017. Том 11. № 2. С. 91–102.
14. Veneragama C.K., Goto K. Chlorophyll a:b Ratio Increases Under Low-light in 'Shade-tolerant' *Euglena gracilis*. Tropical Agricultural Research. 2010. Vol. 22 (1). P. 12–25.
15. Vojovic B., Stojanovic J. Chlorophyll and carotenoid content in wheat cultivars as a function of mineral nutrition. Archives of Biological Sciences. 2005. Vol. 57 (4). P. 283–290. doi:org/10.2298/ABS0504283V.
16. Oxidative tailoring of carotenoids: a prospect towards novel functions in plants / F. Bouvier, J.C. Isner, O. Dogbo, B. Camara. Trends Plant Science. 2005. Vol. 10 (4). P. 187–194. doi:10.1016/j.tplants.2005.02.007.

17. Effects of nutrient supply on photosynthesis and pigmentation in *Ulva lactuca* (Chlorophyta): responses to shortterm stress / F.L. Figueroa, A. Israel, A. Neori, B. Martínez, E.J. Malta, A. Put, S. Inken, R. Marquardt, N. Korbee. *Aquatic Biology*. 2009. Vol. 7. P. 173–183. doi:10.3354/ab00187.
18. Fomishina R.N., Los' S.I. Adaptive variability of pigments in representatives of the genus *Nostoc* Vauch. (Cyanophyta) under different light conditions. *International Journal on Algae*. 2001. Vol. 3 (4). P. 69–76. doi: 10.1615/InterJAlgae.v3.i4.60.
19. Hreeb K.K. Effect of different water temperatures on growth of aquatic plants *Salvinia natans* and *Ceratophyllum demersum*. *Journal of Coastal Life Medicine*. 2017. Vol. 5 (1). P. 13–15. doi:org/10.12980/jclm.5.2017J6-213.
20. Estimation of Chlorophyll Content in Young and Adult Leaves of Some Selected Plants / P.N. Kamble, S.P. Giri, R.S. Mane, T. Anupreet. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*. 2015. Vol. 5 (6). P. 306–310.
21. Kordyum E., Klimenko E. Chloroplast ultrastructure and chlorophyll performance in the leaves of heterophyllous *Nuphar lutea* (L.) Smith. *Plants. Aquatic Botany*. 2013. Vol. 110. P. 84–91. doi:10.1016/j.aquabot.2013.05.013.
22. Mineeva N.M. Plant Pigments as Indicators of Phytoplankton Biomass (Review). *International Journal on Algae*. 2011. Vol. 13 (4). P. 330–340. doi:10.1615/InterJAlgae.v13.i4.20.
23. Nezbrytskaya I.N., Kureyshevich A.V. Changes in the content of photosynthetic pigments in representatives of Chlorophyta and Cyanoprokaryota at a high temperature. *Hydrobiological Journal*. 2015. Vol. 51 (4). P. 46–56. doi:10.1615/HydrobJ.v51.i4.60.
24. Rajalakshmi K., Banu N. Extraction and estimation of chlorophyll from medicinal plants. *International Journal of Science and Research (IJSR)*. 2015. Vol. 4 (11). P. 209–212.
25. Predicting macroalgal pigments (chlorophyll a, chlorophyll b, chlorophyll a+b, carotenoids) in various environmental conditions using high-resolution hyperspectral spectroradiometers / E. Vahtmäe, J. Kotta, H. Orav-Kotta, I. Kotta, M. Pärnoja, T. Kutse. *International Journal of Remote Sensing*. 2017. Vol. 8. P. 1–23. doi:org/10.1080/01431161.2017.1399481.
26. Wettstein D.V., Gough S., Kannangara C.G. Chlorophyll biosynthesis. *Plant Cell*. 1995. Vol. 7 (7). P. 1039–1057. doi:10.1105/tpc.7.7.1039J.

ЕКОТОПОЛОГІЧНА ДИФЕРЕНЦІАЦІЯ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВ РОДУ *ALLIUM* L. НА ЗАХІДНОМУ ПОДІЛЛІ

Рубановська Н.В., Гордій Н.М., Колодій В.А.

Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка
вул. Огієнка, 61, 32300, м. Кам'янець-Подільський
nataliagordiy3103@gmail.com
natalkarubanovska@gmail.com
kolodiyva@ukr.net

У статті вивчено екотопічну диференціацію модельних видів роду *Allium* L. (*A. senescens* L. subsp. *montanum* та *A. podolicum*) на Західному Поділлі. Аналіз головних компонентів і міжвидової спряженості вказує на диференціацію досліджених видів на рівні мікрорельєфних особливостей екотопів. У регіоні ценотичний оптимум *A. podolicum* міститься в цілком освітлених розріджених угрупованнях на неглибокому шарі продуктів руйнування вапняків, а *A. montanum* – у дещо більш зімкнених, часто дещо задернованих, іноді злегка затінених угрупованнях на потужніших ґрунтах. *Ключові слова*: рід *Allium* L., Західне Поділля, екотопологічна диференціація.

Экотопологическая дифференциация модельных видов рода *Allium* L. на Западном Подолье. Рубановская Н.В., Гордий Н.М., Колодий В.А. В статье изучена экотопическая дифференциация модельных видов рода *Allium* L. (*A. senescens* L. subsp. *montanum* и *A. podolicum*) на Западном Подолье. Анализ главных компонентов и межвидового сопряжения указывает на дифференциацию исследованных видов на уровне микрорельефных особенностей экотопов. В регионе ценотический оптимум *A. podolicum* находится в полностью освещенных разреженных сообществах на неглубоком слое продуктов разрушения известняков. *A. senescens* L. subsp. *montanum* – в более сомкнутых, часто несколько задернованных, иногда слегка затененных сообществах на более мощных почвах. *Ключевые слова*: род *Allium*, Западное Подолье, экотопологическая дифференциация.

Ekotopolohichna differentiation model species genus of *Allium* L. on West Podilya. Rubanovska N., Hordii N., Kolodii V. Ectopic differentiation model species genus of *Allium* L. is studied. (*A. senescens* of L. subsp. *montanum* and *A. podolicum*) on Western Podilya. Analysis of main components and interspecific conjugating specifies on differentiation of investigational kinds at the level of микрорельефних features of ecotopes. In a region cenosis optimum of *A. podolicum* is contained in the fully lighted up rarefied groupments on a shallow layer foods of destruction of limestone's. *A. senescens* L. subsp. *montanum* – in something more serried, often some grass-covered, sometimes slightly shaded, groupments on more powerful soils. *Key words*: genus *Allium*, West Podillia, ekotopolohichna differentiation.

Актуальність дослідження. Цікавим регіоном з погляду ландшафтної структури, наявності різноманітних екотопів і в ботаніко-географічному й фіто-історичному плані є Західне Поділля.

Західне Поділля розташоване на території двох адміністративних областей: Хмельницької (в межах Городецького, Чеміривецького, Кам'янець-Подільського районів) і Тернопільської (Зборівського, Тернопільського, Козівського, Тербовлянського, Бучацького, Чортківського, Заліщицького, Борщівського й частково Гусятинського) районів. За фізико-географічним районуванням ця територія належить до Східноєвропейської рівнини, зони широколистяних лісів, Західноукраїнського краю, Західноподільської височинної ділянки [1].

Під впливом кліматичних і геоморфологічних особливостей території на Західному Поділлі сформувались екотопи зі сприятливими умови для поширення великої кількості ендемічних, реліктових, дез'юнктивно-ареальних видів, зокрема і представників роду *Allium* L.

Рід *Allium* є одним із найбагатших у видовому відношенні у флорі регіону. На території Західного

Поділля трапляється 15 видів роду *Allium* [2], серед них рідкісні вузькоареальні та диз'юнктивно-ареальні кальципетрофітні та степові види, види, які внесено до Червоної книги України [3].

Актуальним завданням під час вивчення флор та окремих систематичних груп є встановлення ценотичних особливостей не лише созофітів, а й видів, що визначають своєрідність рослинного покриву певної території. Для Західного Поділля такими видами є кальципетрофіти [4] *Allium podolicum* (Asch. et Graebn.) Błocki ex Racib. та *A. senescens* subsp. *montanum* (Fr.) Holub, які часто заселяють одні й ті самі екотопи.

Досліджувані види представлені в охоронному регіональному списку Тернопільської області (*A. podolicum*, *A. senescens* L. subsp. *montanum*) і Хмельницької області (*A. podolicum*).

Новизна. У статті вперше вивчено екотопічну диференціацію модельних видів роду *Allium* L. (*A. senescens* L. subsp. *montanum* та *A. podolicum*) на Західному Поділлі шляхом аналізу головних компонентів і міжвидової спряженості. Установлено диференціацію досліджених видів на рівні мікрорельєфних особливостей екотопів.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Вивчення еколого-ценотичних особливостей досліджених видів проведено за допомогою сучасних методів ординаційного аналізу. Ординаційний аналіз методом головних компонент (PCA) проведено за допомогою пакету програм Canoco 4.5.

Виклад основного матеріалу. Вивчення екологічної диференціації можливе за наявності екологічно близьких видів роду, які на Західному Поділлі часто ростуть у подібних умовах в одних і тих самих рослинних угрупованнях. Цим критеріям на дослідженій території відповідають *A. senescens* subsp. *montanum* та *A. podolicum*. Для такого дослідження, по-перше, необхідна досить велика кількість первинних фітоценотичних матеріалів (геоботанічних описів), по-друге, угруповання мають різнитися за градієнтом умов середовища.

У результаті синтаксономічної інтерпретації власних фітоценотичних матеріалів виявилося, що обидва досліджені види на Західному Поділлі трапляються в угрупованнях трьох типів.

Угруповання першого типу діагностуються високою вірністю й достатньою константністю *Aster amellus* L. і *Inula ensifolia* L. [5; 6]. Це лучно-степові ценози союзу *Cirsio-Brachypodion pinnati* порядку *Festucetalia valesiaca* класу *Festuco-Brometea*.

Вищі вірність і константність ксеротемних узлісних видів (*Stachys recta* L., *Hypericum perforatum* L., *Primula veris* L., *Clinopodium vulgare* L., *Euphorbia angulata* Jacq., *Dictamnus albus* L., *Campanula glomerata* L. тощо) діагностують угруповання союзу *Geranion sanguinei* порядку *Origanetalia* класу *Trifolio-Geranietae sanguinei* [5; 6].

Такі види, як *Aurinia saxatilis* Desv., *Acinos arvensis* (Lam.) Dandy, *Sedum acre* L., *Melica transsilvanica* Schur тощо [5; 6], вирізняють розріджені угруповання на відслоненнях карбонатів, які належать до союзу *Alyso-Sedion* порядку *Alyso-Sedetalia* класу *Koelerio-Corynepherea*.

Значну константність мають спільні для цих угруповань степові види: *Festuca valesiaca*, *Teucrium chamaedrys* L., *Euphorbia cyparissias* L., *Bupleurum falcatum* L., *Thymus marschallianus* Willd., *Veronica incana* L. тощо [5; 6].

Аналіз вибірки показав, що з 78 геоботанічних описів *A. podolicum* наявний у 64 описах (82,05% описів), *A. senescens* subsp. *montanum* – у 48 (61,54%); у 34 описах (43,59%) наявні обидва види, у 30 описах (38,46%) – лише *A. podolicum*, у 14 описах (17,95%) – тільки *A. senescens* subsp. *montanum*. Із 272 видів квіткових рослин, відмічених в описах, спільно з *A. podolicum* найчастіше трапляються *Festuca valesiaca* (91,70% описів), *Teucrium chamaedrys* (83,30%), *Inula ensifolia* (66,70%), *Bupleurum falcatum* і *Aster amellus* (по 58,30%), *Seseli annuum* L., *Vincetoxicum hirundinaria* Medik., *Allium montanum*, *Euphorbia cyparissias* і *Centaurea scabiosa* L. (по 50,00%). На ділянках з *A. senescens* subsp. *montanum*

найчастіше зростають *Festuca valesiaca* (разом відмічені в 75,00% описів), *Allium podolicum* (70,80%), *Aurinia saxatilis* (54,20%), *Teucrium chamaedrys* (52,10%) і *Veronica incana* (50,00%).

Позитивно спряженим, хоча й незначною мірою, *A. podolicum* виявився з ксеромезофітними світлолюбними видами неглибоких дрібнозернистих субстратів: *Seseli annuum* і *Melica transsilvanica* (коефіцієнт спряження становить 20,92), *Thymus dimorphus* Klokov et Des.-Shost. і *Melilotus officinalis* (19,94), *Medicago falcata* L. (18,90), *Centaurea stoebe* L. (18,76), *Potentilla arenaria* Borkh. et G. Gaertn., B. Mey et Scherb. (17,50) тощо. Негативно спряжені з *A. podolicum* мезоксерофітні й мезофітні лучно-степові та лісо-лучні види: *Phlomis tuberosa* L. (-2,76), *Filipendula vulgaris* Moench (-42,43), *Aconitum eulophum* і *Centaurea jacea* L. (-34,68), *Ranunculus polyanthemos* L. (-28,68) тощо.

Склад видів, спряжених з *A. senescens* subsp. *montanum*, указує на більш широку еколого-ценотичну амплітуду цього виду порівняно з попереднім. Значні показники позитивного міжвидового спряження з *A. senescens* subsp. *montanum* мають види з досить відмінними вимогами до середовища, проте більшість із них притаманна неглибоким незакріпленним субстратам: *Aurinia saxatilis* (30,36), *Euphorbia stepposa* Zoz (26,73), *Sempervivum ruthenicum* W.D.J. Koch (24,82), *Anthericum ramosus* L. (22,59), *Asyneuma canescens* Griseb. et Schenk (21,21), *Potentilla arenaria* (21,13) і *Carex montana* (20,69). Негативно спряженими з *A. senescens* subsp. *montanum* виявилися *Melica transsilvanica* (49,50), *Medicago falcata* (44,72), *Melilotus officinalis* (39,33), *Euphorbia cyparissias* (33,66) і *Coronilla varia* L. (32,74).

Під час аналізу міжвидового спряження виявилося, що між собою пара досліджених видів спряжена негативно (-36,98). Це може свідчити, по-перше, про їх екотопологічну диференціацію: незважаючи на те що *A. senescens* subsp. *montanum* та *A. podolicum* на дослідженій території зростають у загалом подібних умовах (а в 43,6% – на одній описовій ділянці), для існування їх популяцій суттєвими є відмінності в мікрорельєфі біотопу, наявності структурно відмінних елементів – поличок, щілин, карнизів, стінок тощо. По-друге, негативне спряження можна пояснити відносно більш широкою еколого-ценотичною амплітудою *A. senescens* subsp. *montanum*, яка дає змогу цьому виду зростати в мезофітніших умовах лучних степів на щербених дерново-карбонатних грантах.

Аналіз головних компонентів (PCA) використано для визначення провідних напрямів змін угруповань за ординаційними осями, а види представлені як вектори, що вказують напрям зміни їх участі у фітоценозах. Виявилося, що перша ординаційна вісь чітко відокремлює види, що зростають на відслоненнях ванповмісних порід, від видів, більш притаманних дерновинним лучно-степовим угрупованням (рис. 1).

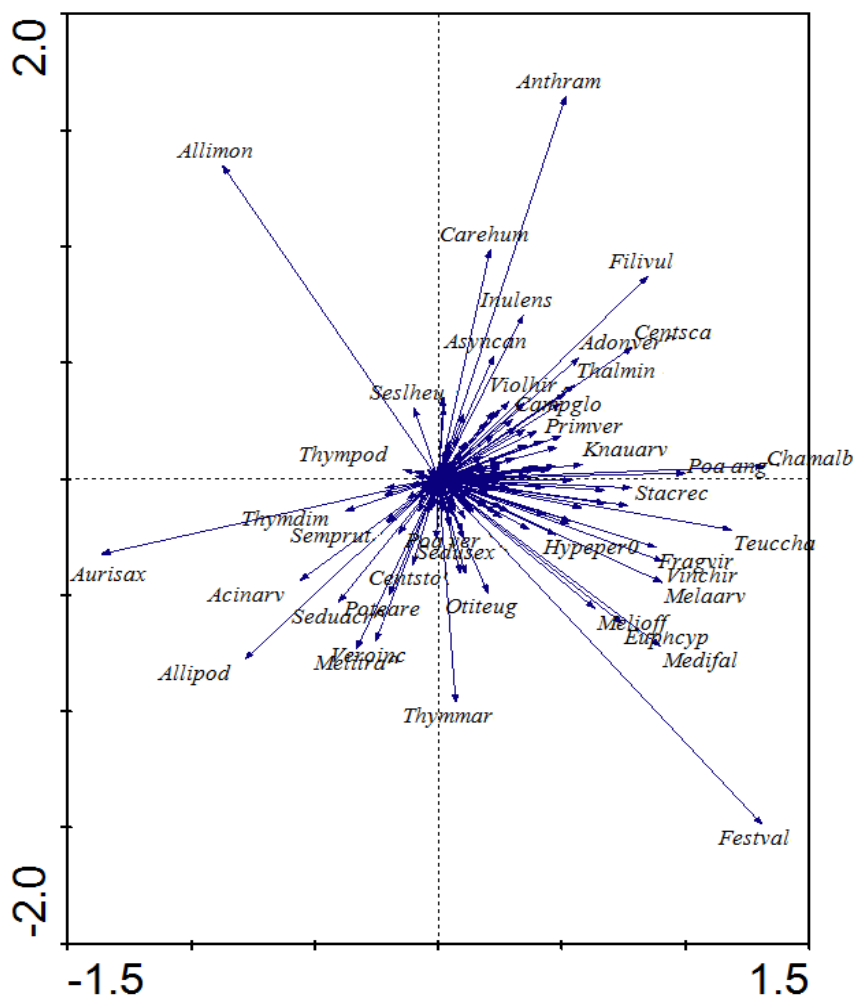


Рис. 1. Аналіз міжвидового спряження *A. senescens* subsp. *montanum* та *A. podolicum*

Примітка: Allimon – *A. senescens* subsp. *montanum*, Allipod – *A. podolicum*, Arteabs – *Artemisia absinthium*, Aspecyn – *Asperula cynanchica*, Asplrut – *Asplenium ruta-muraria*, Aurisax – *Aurinia saxatilis*, Campsib – *Campanula sibirica*, Cephura – *Cephalaria uralensis*, Clemint – *Clematis integrifolia*, Euphcyp – *Euphorbia cyparissias*, Festval – *Festuca valesiaca*, Medifal – *Medicago falcata*, Melitra – *Melica transsilvanica*, Poteare – *Potentilla arenaria*, Sedusex – *Sedum sexangulare*, Seduspu – *S. spurium*, Semprut – *Sempervivum ruthenicum*, Stipcar – *Stipa capillata*, Teuccha – *Teucrium chamaedrys*, Thymdim – *Thymus dimorphus*, Thymmar – *T. marshalliana*, Thympod – *T. podolicus*, Verblyc – *Verbascum lychnitis*, Veroinc – *Veronica incana*, Vinchir – *Vincetoxicum hirundinaria*.

Друга ординаційна вісь, з одного боку, відокремлює види, що зростають на поличках і в щілинах на малопотужному шарі продуктів руйнування карбонатів (*Aurinia saxatilis*, *A. podolicum*, *Acinos arvensis*, *Sedum acre*, *Melica transsilvanica* тощо), від видів, які зростають на поверхнево задернованих відслоненнях (*A. senescens* subsp. *montanum*, *Sesleria heuflerana* тощо). З іншого боку, друга вісь розділяє мезоксерофітні види різнотравних лучних степів і ксеротермних узлісь (*Anthericum ramosum*, *Filipendula vulgaris*, *Centaurea scabiosa*, *Chamaecythisus albus* тощо) від ксеромезофітних степових видів (*Teucrium chamaedrys*, *Festuca valesiaca*, *Thymus marshalliana*, *Fragaria viridis* та інші види) (рис. 1).

Головні висновки. Отже, аналіз міжвидового спряження демонструє відмінності в еколого-ценотичних вимогах модельних видів роду *Allium*, які займають близькі, але не тотожні екотопи.

Отже, встановлено, що в регіоні ценотичний оптимум *A. podolicum* міститься в цілком освітлених розріджених угрупованнях на неглибокому шарі продуктів руйнування вапняків, а *A. senescens* subsp. *montanum* – у дещо більш зімкнених, часто дещо задернованих, іноді злегка затінених угрупованнях на потужніших грантах.

Аналіз міжвидової спряженості вказує на диференціацію досліджених видів на рівні мікрорельєфних особливостей екоотопів.

Література

1. Географічна енциклопедія України. Київ: Українська енциклопедія ім. М.П. Бажана, 1993. Т. 3. 480 с.
2. Заверуха Б.В. Флора Вольно-Подолли и ее генезис. Киев: Наук. думка, 1985. 192 с.
3. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. С. 51–61.
4. Кагало О. Флоросозологічна оцінка каньйону р. Смотрич як частини заповідного ядра національного природного парку «Подільські Товтри». Вісник Львівського університету. Серія «Біологічна». 2002. Вип. 31. С. 55–65.
5. Рубановська Н.В. Особливості популяції *Allium podolicum* Błocki ex Racib. (Aschers. et Graebn.) на території НПП «Подільські Товтри». Актуальні проблеми ботаніки та екології: матеріали Міжнародної конференції молодих учених (13–16 серпня 2008 р., м. Кам'янець-Подільський). Київ, : 2008. С. 167–168.
6. Рубановська Н.В. Ценотичні особливості *Allium podolicum* (Asch. et Graebn.) Błocki ex Racib. на Західному Поділлі. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія «Біологія». 2010. № 4 (45). С. 29–37.
7. Tichy L., Chytrý M. Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. J. Veg. Sci. 2006. Vol. 17. Issue 6. P. 809–818.

DREISSENA POLYMORPHA (PALLAS, 1771) (MOLLUSCA: BIVALVIA: DREISSENIDAE) В ЖИТОМИРСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

Присяжнюк Р.А., Янович Л.М.

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

У статті наведені результати досліджень поселень *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) Житомирського водосховища, яке використовується для забору води для водогінної мережі м. Житомира. Уперше проаналізована статеві, вікова та розмірна структури популяції цього молюска. Установлено, що в угрупованнях дрейсени за чисельністю та біомасою переважають особини, що становлять репродуктивну групу й можуть активно відтворюватись. Статева структура популяції *D. polymorpha* Житомирського водосховища характеризується переважанням самок над самцями. Домінуючою групою за віком є особини 3–4 років. *Ключові слова*: молюски, *Dreissena polymorpha*, розмірна структура, вікова структура, статеві структура, угруповання.

***Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae) в Житомирском водохранилище.** Присяжнюк Р.А., Янович Л.М. В статье наведены результаты исследований поселений *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) Житомирского водохранилища, которое используется для забора воды для водопроводной сети г. Житомир. Впервые проанализирована половая, возрастная и размерная структуры популяции данного моллюска. Установлено, что в группировках дрейссены по численности и биомассе преобладают особи, которые составляют репродуктивную группу и могут активно воспроизводиться. Половая структура популяции *D. polymorpha* Житомирского водохранилища характеризуется преобладанием самок над самцами. Доминирующей группой по возрасту являются особи 3–4 лет. *Ключевые слова*: моллюски, *Dreissena polymorpha*, размерная структура, возрастная структура, половая структура, группировки.

***Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae) in the Zhytomir water reservoir.** Prysiazhniuk R., Yanovych L. The results of settlements of *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) of Zhytomir reservoir which is used for water collection for the Zhytomir water network are presented here sexual, age and size structure of the mollusk population was analyzed for the first time. It has been established that in groups of *dreissena's* by species and biomass predominate the individuals that make up the reproductive group and can be actively reproduced. The sexual structure of the population of *D. polymorpha* of Zhytomir reservoir is characterized by predomination of the females over males. The dominant group by age is individuals 3–4 years old. *Key words*: mollusks, *Dreissena polymorpha*, size structure, age structure, sexual structure, population.

Постановка проблеми. Річка Тетерів – права притока Дніпра довжиною 385 км і площею басейну 15300 км. На цій водоймі створено кілька водосховищ, будівництво яких розпочалося в 50-х роках минулого століття, таких як Промислове, Чуднівське, Відсічне, Житомирське, Денишівське, Трощанське. У 1964 р. введено в експлуатацію найбільше водосховище Тетерівського каскаду – Житомирське, площею 390 га, повним об'ємом 13 млн м³, саме його й використовують для забору води для водогінної мережі м. Житомир [1]. У цьому водосховищі нами вперше виявлено вид-вселенець – *D. polymorpha*, котрий здатний утворювати масові обростання й чинити перешкоди для забору води.

Актуальність дослідження. *D. polymorpha* – це понто-каспійський вид двостулкових молюсків, масова інвазія якого спостерігається у внутрішніх водоймах України, незалежно від характеру їх використання [2]. Поширення цього м'якуна пов'язують зі судноплаством, переносом водоплавними птахами, однак однією з основних причин є гідробудівництво та зарегулювання водотоків [3]. Розширення

меж ареалу цього виду продовжується дуже значними темпами, що заслуговує на особливу увагу з боку дослідників, адже, вселяючись у гідроценоз, ці молюски змінюють середовище проживання для аборигенних видів, витісняючи одні і створюючи сприятливі умови для інших; стають потенційною нішею для місцевих паразитів або інтродукують із собою нових, облігажно з нею пов'язаних; стають їжею для риб і водоплавних птахів. Дрейсеніди є єдиними в континентальних водах тваринами, які можуть утворювати суцільні монодомінантні поселення протягом сотень метрів і кілометрів. Особливо це виражено в техногенних водотоках, на протяжних гідроспорудах – греблях, дамбах, де, масово розвиваючись, вони створюють серйозні перешкоди в їх експлуатації [3].

Разом із тим уселення цих двостулкових у водойму супроводжується поліпшенням якості води й у низці випадків підвищенням продуктивності окремих гідробонтів (риб-бентофагів) [4]. Популяції цього м'якуна відіграють велику роль у кругообігу біогенних елементів у водних екоси-

стемах [5]. *D. polymorpha* вважається індикатором зміни стану природних біогеоценозів – появи процесів, що свідчать про зміну якості води, насамперед через зростання об'ємів органічних решток на мілководних частинах річок [6]. Інтенсивно розростаючись, колонії дрейсени впливають на формування нових трофічних сіток в екосистемах і зміну хімізму води.

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Вивченню проблеми неконтрольованого вселення дрейсени річкової присвячена велика кількість робіт вітчизняних і зарубіжних науковців. Зокрема, низка дослідників зазначає, що, утворюючи масові скупчення у вигляді друз, дрейсена здійснює значний вплив на угруповання, і називає її видом-детермінантом у консорціях водних організмів [7].

Питання впливу вселення дрейсен на місцевих перлівницевих залишається відкритим [8]. У Великих американських озерах уселення *D. polymorpha* і *D. bugensis* (Andrussov, 1847) було бурхливим (щільність поселення інколи сягала 7–10 тис. екз/м², маса їх обростань у 10 разів перевищувала масу перлівницевих, на яких вони оселялись, що призвело до вимирання аборигенних уніонід [9; 10; 11; 12]. Експансія дрейсенид у європейських водоймах не мала характеру стихійного лиха, щільність поселення становила 19783 екз/м² загалом, а на черепашках перлівницевих – 160 екз/м² [2; 3]. До того ж дедалі частіше відмічається позитивний вплив дрейсен на якість води, як наслідок, зростання видового різноманіття гідроценозів [5; 4].

Тетерівське водосховище було об'єктом наших досліджень більше ніж 20 років. Уселення *D. polymorpha* відмічено близько 10 років тому. За цей період щільність поселення й видове різноманіття перлівницевих зазнало значних змін. Якщо 20 років тому в цьому пункті щільність населення Unionidae становила лише 1–10 екз/м², то 6–8 років тому – 1–2 екз./м². Зараз щільність населення перлівницевих зростає і становить 1–8 екз./м² [13]. Також останні 3–5 років у місці збору зафіксовано одиничні особини *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758), яка не відмічалась тут від моменту початку дослідження. Цей вид беззубки є стагнофілом і надає перевагу заплавам із чистою водою. Тому сам факт появи *A. cygnea*, ймовірно, може свідчити про покращення екологічного стану досліджуваного гідроценозу.

Новизна. Незважаючи на великі багаторічні дослідження дрейсени річкової, багато питань біології розмноження, росту й розподілу молюсків ще далекі від вирішення. Дані щодо існування цього молюска в Житомирському водосховищі мають фрагментарний характер.

Метою роботи є дослідження особливостей структурної організації поселень дрейсени річкової Житомирського водосховища.

Виклад основного матеріалу. Польові дослідження проводились протягом усіх сезонів 2014–

2015 років у заплаві річки Тетерів поблизу села Зарічани Житомирської області.

Об'єктом слугувала *D. polymorpha*.

Відбір матеріалу проводили ручним забором макроформ із дерев'яного субстрату згідно з методикою на глибині 1–2 м з періодичністю 2 рази на місяць [14].

Відібрані гідробіологічні проби фіксувалися в скляних банках 70% етиловим спиртом для запобігання руйнуванню черепашок. Подальшу обробку матеріалу проводили в лабораторії.

Для визначення розмірної структури популяції нами виміряні стандартні конхіологічні ознаки. Проміри здійснювали штангенциркулем із точністю до 0,05 мм. Для кожної розмірної групи молюсків визначались чисельність і біомаса, які перераховувались на 1 м² субстрату. Для встановлення структурної організації популяції дрейсени нами умовно визначені 6 розмірних груп черепашок (мм): I – 0,1–5,0; II – 5,1–10,0; III – 10,1–15,0; IV – 15,1–20,0; V – 20,1–25,0; VI – >25,0 [15]. Для кожної розмірної групи молюсків визначались чисельність і біомаса.

Вік досліджуваних молюсків визначали двома способами: загальноприйнятим – за річними кільцями на черепашці та відбитком переднього м'язо-замикача на септі черепашки, розміщеній на передній внутрішній частині кожної стулки.

Стать м'якунів установлювали методом мазка [16] за статевими продуктами, отриманими з гонад, оскільки для дрейсени річкової не характерний статевий диморфізм. При цьому використовували мікроскоп «ЛІОМО Микмед-1». Загалом оброблено 800 екземплярів молюсків.

Перші знахідки *D. polymorpha* в Житомирському водосховищі зроблені близько 10 років тому. Поселення мають вигляд друзи.

За отриманими даними популяція дрейсени в Житомирському водосховищі не відрізнялась високими показниками лінійних розмірів черепашок молюсків.

За весь період дослідження лише взимку нами виявлені розподілення з різким домінуванням (до 73%) відносно великих молюсків (21 мм і більше), що є характерним для «старіючих» популяцій (таблиця 1).

При цьому влітку суттєво переважали особини дуже малих розмірів (1–5 мм), що пов'язано з поповненням популяції молоддю. Найбільша кількість розподілів пов'язана з домінуванням розмірної групи 10,1–15 мм.

За чисельністю в структурі популяції дрейсени переважали особини розміром 11–15 мм. За літературними даними [14; 15], саме ця розмірна група становить у поселеннях цих тварин репродуктивне ядро. Це свідчить про активне відтворення *D. polymorpha* Житомирського водосховища.

Нами встановлено, що максимальний вік особин дрейсени в Житомирському водосховищі становить

Розмірна структура (%) популяції дрейсени в Житомирському водосховищі

Сезон	Розмірні групи, мм (%)					
	0,1–5,0	5,1–10,0	10,1–15,0	15,1–20,0	20,1–25,0	25,0–>
Літо	41,24	43,80	5,28	4,59	3,55	1,54
Осінь	1,08	11,28	52,54	24,65	10,45	0
Зима	0,09	0	10,94	0	14,38	73,01
Весна	0	9,04	51,86	23,97	15,13	0

6–7 років. Старі екземпляри переважали в популяції переважно в зимовий період (75%). Проте ранньою весною угруповання характеризувались домінуванням особин, вік яких становив 0–2 роки (65%). Протягом літа та осені в популяції було найбільше моллюсків віком 3–4 роки, які формують її репродуктивне ядро.

Найменший розмір черепашки дрейсени, у якого нам удалося визначити стать, у Житомирському водосховищі становив 8 мм, що узгоджується з літературними даними, оскільки низка авторів [3; 15; 17] зазначає, що *D. polymorpha* стає статевозрілою при довжині черепашки 5–12 мм.

Загалом популяція дрейсени поліморфної в досліджуваній водоймі представлена різновіковими моллюсками, довжина яких коливалась у межах від 1,1 до 31 мм, хоча зазвичай дрейсена річкова може сягати розмірів до 50 мм.

Виявлено, що протягом усього року в статевій структурі популяції *D. polymorpha* в Житомирському водосховищі переважають самки над самцями, що особливо чітко проявляється влітку (85% самок у поселенні) та восени (68%). При цьому в періоди низької температури в угрупованнях досліджуваного м'якуна все ж таки переважають самці.

Головні висновки. Результати дослідження розмірної структури популяції дрейсени показали, що вона має у своєму складі всі розмірні групи, які

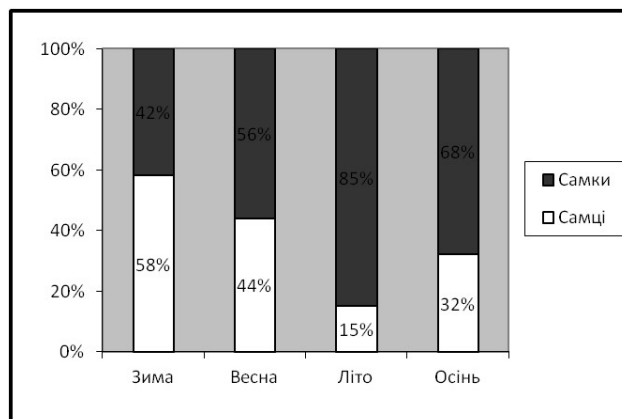


Рис. 1. Сезонне співвідношення статей моллюска *D. polymorpha* в Житомирському водосховищі

забезпечують відносно сталий рівень чисельності й характеризують її здатність до розмноження в усій водоймі.

Статеву структуру популяції *D. polymorpha* Житомирського водосховища характеризується переважанням самок над самцями. Статеву зрілість моллюсків настає при досягненні ними довжини 7–8 мм. За біомасою та чисельністю в популяції переважають моллюски розміром 11–15 мм, що говорить про її значний репродуктивний потенціал.

У віковій структурі угруповань *D. polymorpha* наявні особини віком від 0 до 7 років з переважанням 3–4-річних екземплярів.

Література

1. Васенко О.Г., Верніченко Г.А. Комплексне планування та управління водними ресурсами. Київ, 2001. 367 с.
2. Домбровский К.О. Значение двустворчатых моллюсков в образовании консорций водных беспозвоночных в литорали искусственного эвтрофного озера. Экология. 2009. № 2. С. 127–132.
3. Янович Л., Пампура М. Співіснування перлівницеви (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) та дрейсен (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae) у водоймах і водотоках України. Вісник Львівського університету. Серія «Біологічна». 2011. Вип. 56. С. 177–185.
4. Поддубный А.Г. Об адаптационном ответе популяции плотвы на изменения условий обитания. Тр. Ин-та биологии внутр. вод АН СССР. 1966. Вып. 10 (13). С. 131–138.
5. Каратаев А.Ю., Ляхнов В.П., Афанасьев С.А. Место вида в биоценозах. Дрейссена: Систематика, экология, практическое значение. Москва: Наука, 1994. С. 180–195.
6. Биочино Г.И. Полиморфизм и географическая изменчивость *Dreissena polymorpha* (Pallas). Микроэволюция пресноводных организмов. Рыбинск: Госкомиздат, 1990. С. 143–158.
7. Харченко Т.А., Протасов А.А. О консорциях в водных экосистемах. Гидробиологический журнал. 1981. Т. 17. № 4. С. 15–20.
8. Силаева А.А., Протасов А.А., Морозовская И.А. Эпibiонтные группировки *Dreissena polymorpha* на раковинах Unionidae. Гидробиологический журнал. 2010. Т. 46. № 5. С. 16–29.
9. Borcharding J. (1991) The annual reproductive cycle of freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in lakes. Oecologia, 87, 208–218.
10. Nalepa T.F. Changes in mussel populations in the Great Lakes: Native mussels eliminated from Lake St. Clair, Color Brochure, NOAA, Great Lakes.

11. Schloesser D.W., Kovalak W.P. Infestation of unionids by *Dreissena polymorpha* in a power plant canal in Lake Erie. *J. of Shellfish Research*. 1991. Vol. 10. № 2. P. 355–359.
12. Schloesser D.W., Nalepa T.F., MacIte G.L. Zebra Mussel infestation of unionid bivalves (Unionidae) in North America. *Amer. Zool.* 1996. Vol. 36. P. 300–310.
13. Силаева А.А., Протасов А.А., Морозовская И.А. Особенности поселений двустворчатых моллюсков в рекеводоисточнике водоема-охладителя АЭС. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія «Біологія»*. 2012. № 2 (51). С. 236–240.
14. Протасов А.А. Пресноводный перифитон. Киев: Наукова думка, 1994. 307 с.
15. Протасов А.А., Морозовская И.А. Размерная и фенотипическая структура популяции *Dreissena polymorpha* в водоеме-охладителе ХАЭС. *Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: матеріали IV Міжнародної наукової конференції*. Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2007. С. 99–101.
16. Стадниченко А.П. Фауна України. Перлівниці. Кулькові (Unionidae, Cycladidae). Київ: Наук. думка, 1984. Т. 29. Вип. 9. 384 с.
17. Хижняк М.І., Семенюк А.П., Братенко О.М. Розмірна структура популяції *Dreissena polymorpha* та її запаси у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС. *Наукові доповіді НУПіБ*. 2011. № 5 (27). URL: http://www.nbu.gov.ua/ejournals/Nd/2011_5/11hmi.pdf.

БІОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

УДК 553.7:577.4:61(477.87)

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ТЕРИТОРІЇ СІЛЬСЬКОЇ РАДИ С. КАЛЬНИК МУКАЧІВСЬКОГО РАЙОНУ ЗАКАРПАТСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Фучко О.Л.

Ужгородський національний університет
пл. Народна, 3, 88000, м. Ужгород
allroud2013@gmail.com

У роботі проаналізовано сучасний екологічний стан території Кальницької сільської ради. Проведений аналіз проб води, які взяті з р. Стара, і проб ґрунту, які були взяті на території с. Кальник. На основі експериментальних даних доведено, що вміст забруднюючих речовин у воді не перевищує гранично допустиму концентрацію (далі – ГДК), а в ґрунті вміст нітратів перевищує ГДК. *Ключові слова:* екологічний стан, ґрунт, шкідливі хімічні речовини.

Экологическое состояние территории с. Кальник Мукачевского района Закарпатской области. Фучко О.Л. В работе проанализировано современное экологическое состояние территории Кальницкого сельского совета. Проведен анализ проб воды, взятых из р. Стара, и проб почвы, взятых на территории с. Кальник. На основании экспериментальных данных доказано, что содержание загрязняющих веществ в воде не превышает предельно допустимую концентрацию (далее – ПДК), а в почве содержание нитратов превышает ПДК. *Ключевые слова:* экологическое состояние, почва, вредные химические вещества.

The ecological status territory of Kalnik Mukacheve district in the Transcarpathian region. Fuchko O.L. This paper analyzes the current status of Kalnik village council. The analysis of water samples are taken from the river Old and soil samples that were taken from the territory of the village Kalnyk. Based on experimental data show that pollutants content in the water do not exceed the allowable MAC, and the soil nitrate content exceeding MAC. *Key words:* ecological state, soil, harmful chemical substances.

Постановка проблеми. На сучасному етапі соціально-економічного розвитку України особливо гостро постало питання екологічної безпеки населення селітєбних територій як міст, так і сіл. Це визначає доцільність регіонального підходу до аналізу проблем екологічного стану окремих регіонів і територій, зокрема якості води, забруднення ґрунтів і поверхневих вод наднормативним умістом нітритів, нітратів, важких металів тощо. Для забезпечення ефективної системи управління екологічною безпекою населених пунктів необхідний системний моніторинг їх екологічного стану. Питанням екологічної безпеки присвятили свої наукові розвідки С.М. Сухарев, С.Ю. Чундак, О.Ю. Сухарева, С.С. Левківський, М.М. Падун, Г.О. Білявський, Р.С. Фурдуй, Ю.В. Новіков, В.В. Тарасова, А.С. Малиновський, М.Ф. Рибак та ін.

Актуальність дослідження. Окремі регіони ще не досліджені або мало досліджені, що зумовлює актуальність нашої роботи. Для дослідження ми обрали територію сільської ради села Кальник Мукачівського району. Нині на території сільської ради села Кальник вирощують різні сільськогосподарські культури, а також випасається худоба. Тому

доцільним є дослідити вміст забруднюючих речовин у поверхневих водах і ґрунтах.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. У результаті досліджень об'єкта й оцінки його екостану можна зробити висновок, що доцільно й у майбутньому вести моніторинг екологічного стану території, щоб максимально забезпечити сприятливі умови проживання населення та правильно вести сільськогосподарське виробництво.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Вивчаючи останні дослідження й публікації, зупинимось на причинах виникнення забруднення води. Забруднення води поділяють на фізичне, хімічне, біологічне й теплове.

Забруднення поверхневих або підземних вод – це зміни їх фізичних, хімічних або біологічних властивостей, які можуть бути причиною шкідливого впливу на людину чи природу, а також можуть обмежити можливе використання води [1].

Фізичне забруднення виникає внаслідок збільшення водонерозчинних домішок (піску, глини, мулу) за рахунок їх змиву дощовими водами з розораних ділянок (полів), надходження суспензій із дію-

чих підприємств гірничодобувної промисловості, пилу, що переноситься вітром у суху погоду, тощо. Доведено, що тверді частки знижують прозорість води, пригнічуючи розвиток водних рослин, забивають зябра риб та інших водних тварин, погіршують смакові якості води, а то й роблять її взагалі непридатною для споживання.

Хімічне забруднення води відбувається за рахунок надходження у водойми разом зі стічними водами різних шкідливих домішок неорганічного (кислоти, луги, мінеральні солі) й органічного походження (нафта й нафтопродукти, миючі засоби, пестициди тощо). Шкідлива дія токсичних речовин, що потрапляє у водойми, посилюється за рахунок так званого кумулятивного ефекту, що полягає в прогресуючому збільшенні вмісту шкідливих сполук у кожній послідовній ланці харчового ланцюжка.

Біологічне забруднення водойм полягає в надходженні в них зі стічними водами різних мікроорганізмів (бактерій, вірусів), спор грибків, яєць черв'яків і т. д., багато з яких є хвороботворними для людей, тварин і рослин. Серед біологічних забруднювачів перше місце посідають комунально-побутові стоки (особливо якщо вони неочищені чи очищені недостатньо), а також стоки підприємств цукрових заводів, м'ясокомбінатів, заводів, що обробляють шкіру, деревообробних комбінатів [2].

Теплове забруднення води спричиняється спуском у водойми підігрітих вод від ТЕС, АЕС та інших енергетичних установок. Тепла вода змінює термічний і біологічний режимы водойм і шкідливо впливає на їх мешканців [3].

Дослідження води передбачає відбір проб, проведення аналізів і вимірювання деяких фізико-хімічних речовин, важливих для характеристики складу води та її властивостей [4].

Критеріями забруднення води є такі:

- погіршення її якостей унаслідок зміни органолептичних властивостей;
- поява шкідливих для людини, тварин, птахів, риб та інших організмів речовин;
- підвищення температури води, що змінює умови нормальної життєдіяльності живих організмів.

Однією з найбільших проблем ґрунтів є погіршення їх стану через нагромадження в них шкідливих хімічних речовин після тривалого й інтенсивного внесення добрив і пестицидів. Унесені в ґрунт фосфорні добрива спричиняють нагромадження в ньому фтору, стронцію, урану й радію. Із ґрунту хімічні речовини частково переходять у рослини, а з рослин потрапляють в організми тварин і людей. Хімічні мікроелементи мають велике значення для розвитку рослинного й тваринного світу, зокрема й людини. Нестача чи надлишок мікроелементів у ґрунті призводить до порушення обмінних процесів не лише в трав'янистих, але й у м'ясоїдних тварин та в організмі людини. Це викликає ендемічні захворювання [5; 6]. Тому негативним наслідком перезбагачення ґрунтів і водойм хімікатами є евтрофікація водойм, збільшення концентрації біогенних елементів, пов'язаних з азотом, «цвітіння» водоростей, їх нагромадження, відмирання, розкладання, що спричиняє інтенсивне поглинання кисню з водойм, яке призводить до загибелі риби й інших водних тварин [7].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Отже, мета роботи – дослідити сучасний екологічний стан території Кальницької сільської ради.

Новизна дослідження полягає в тому, що зазначений екооб'єкт досліджується вперше.

Методологічне або загальнонаукове значення. Дослідження води передбачає відбір проб, проведення аналізів і вимірювання деяких фізико-хімічних речовин, важливих для характеристики складу води та її властивостей.

Виклад основного матеріалу. Були відібрані три проби води з р. Стара: біля нижньої частини села Кузьмино (проба 1), через 1 км униз по течії навпроти села Кальник (проба 2) і 1 км униз по течії – на початку села Ірлява (проба 3).

Була обрана територія, де відбиралися проби ґрунтів. Проби відбиралися з трьох місць: із території, де розташований виноградник (проба 1), із території, де росте кукурудза (проба 2), із території, де випасають худобу (проба 3). Нами були проведені

Таблиця 1

Визначення нітритів у пробах води

Номери проб	Уміст NO_2^- , мг/дм ³	\bar{X}	ΔXi	$\overline{\Delta Xi}$	Інтервал визначення	Похибка визначення, %
Проба 1	0,26	0,25	0,02	0,007	0,25±0,007	2,80
	0,25					
	0,24					
Проба 2	0,23	0,23	0,02	0,007	0,23±0,007	3,04
	0,22					
	0,24					
Проба 3	0,27	0,28	0,02	0,007	0,28±0,007	2,50
	0,29					
	0,28					

Таблиця 2

Визначення нітритів у пробах ґрунту

Номери проб	Уміст NO_2^- , мг/дм ³	\bar{X}	ΔXi	$\overline{\Delta Xi}$	Інтервал визначення	Похибка визначення, %
Проба 1	2,6	2,6	0,6	0,2	2,6±0,2	7,70
	2,9					
	2,3					
Проба 2	3,7	3,6	0,2	0,07	3,6±0,07	1,90
	3,6					
	3,5					
Проба 3	2,1	2,2	0,2	0,07	2,2±0,07	3,20
	2,2					
	2,3					

Таблиця 3

Визначення нітратів у пробах води

Номери проб	Уміст NO_3^- , мг/дм ³	\bar{X}	ΔXi	$\overline{\Delta Xi}$	Інтервал визначення	Похибка визначення, %
Проба 1	1,30	1,25	0,1	0,03	1,25±0,03	2,40
	1,20					
	1,25					
Проба 2	2,20	2,26	0,1	0,03	2,26±0,03	1,33
	2,30					
	2,30					
Проба 3	0,50	0,56	0,12	0,04	0,56±0,04	7,14
	0,58					
	0,60					

Таблиця 4

Визначення нітратів у пробах ґрунту

Номери проб	Уміст NO_3^- , мг/дм ³	\bar{X}	ΔXi	$\overline{\Delta Xi}$	Інтервал визначення	Похибка визначення, %
Проба 1	0,5	0,50	0,1	0,03	0,5±0,03	6,00
	0,45					
	0,55					
Проба 2	0,84	0,84	0,02	0,007	0,84±0,007	0,80
	0,85					
	0,83					
Проба 3	0,22	0,21	0,02	0,007	0,21±0,007	3,33
	0,21					
	0,20					

Таблиця 5

Визначення феруму в пробах води

Номери проб	Уміст Fe^{2+} , мг/дм ³	\bar{X}	ΔXi	$\overline{\Delta Xi}$	Інтервал визначення	Похибка визначення, %
Проба 1	1,05	1,07	0,04	0,01	1,07±0,01	0,93
	1,07					
	1,09					
Проба 2	0,82	0,82	0,02	0,007	0,82±0,007	0,85
	0,83					
	0,81					
Проба 3	0,880	0,88	0,01	0,003	0,88±0,003	0,34
	0,885					
	0,875					

Визначення феруму в пробах ґрунту

Номери проб	Уміст Fe^{2+} , мг/дм ³	\bar{X}	ΔXi	$\overline{\Delta Xi}$	Інтервал визначення	Похибка визначення, %
Проба 1	73,6	73,6	0,2	0,06	73,6±0,06	0,08
	73,7					
	73,5					
Проба 2	190,6	191,9	2,7	0,90	191,6±0,9	0,47
	191,9					
	193,3					
Проба 3	123,5	124,8	2,5	0,83	124,8±0,83	0,67
	124,8					
	126,0					

аналізи щодо визначення вмісту нітритів, нітратів і заліза.

Головні висновки. Проведено оцінку екологічного стану поверхневих вод і ґрунтів на території с. Кальник. Отримані результати визначень забруднюючих речовин у пробах поверхневих вод (р. Стара) і пробах ґрунту, узятих на території сільської ради с. Кальник, показали, що антропогенне забруднення вказаних об'єктів відбувається лише за рахунок сільськогосподарської діяльності населення та побутових викидів у навколишнє середовище, оскільки промислових підприємств у цьому регіоні немає.

Аналіз проб ґрунтів різного сільськогосподарського призначення показав перевищення вмісту нітратів на землях виноградників і орних землях (відповідно 0,50 г/кг і 0,84 г/кг), що значно перевищує гранично допустимі концентрації (0,13 г/кг). Уміст феруму відповідає його концентрації в цій геологічній провінції.

Аналіз проб поверхневих вод, узятих із р. Стара, яка протікає по території сільської ради, показує, що вміст нітратів і нітритів коливається в межах від 0,56 мг/дм³ до 2,60 мг/дм³ (при ГДК до 10 мг/дм³) і від 0,23 мг/дм³ до 0,28 мг/дм³, що нижче за значення гранично допустимих концентрацій. Проте вміст нітратів у поверхневих водах зростає по течії річки, що зумовлено зливом нітратів із сільськогосподарських угідь. Перевищує ГДК лише вміст феруму, що теж пов'язано з геологічною структурою регіону.

Із наведених відомостей випливає, що поверхневі води р. Стара належать до малозабруднених, а територію сільської ради с. Кальник можна віднести до відносно екологічно благополучних.

Перспективи використання результатів дослідження. Ураховуючи результати дослідження, доцільно й у майбутньому вести моніторинг екологічного стану території, щоб максимально забезпечити сприятливі умови проживання населення та правильно вести сільськогосподарське виробництво.

Література

1. Сухарев С.М., Чундак С.Ю., Сухарева О.Ю. Техноекологія та охорона навколишнього середовища. Навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів. Львів: «Новий Світ», 2004. 256 с.
2. Левківський С.С., Падун М.М. Рациональне використання і охорона водних ресурсів. К.: Либідь, 2006. 280 с.
3. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С. Основи екологічних знань. Навчальний посібник. К.: Т-во «Либідь», 2000. 336 с.
4. Батлук В.А. Основи екології. К.: т-во «Знання» 2007. 519 с.
5. Новіков Ю.В. Екологія, навколишнє середовище і людина. Навчальний посібник для вузів, а також учнів середніх шкіл і коледжів. М.: ФАИР-ПРЕСС, 1999. 320 с.
6. Мірний А.Н. Санітарне очищення населених місць. Довідник. М.: Стройиздат, 1990. 320 с.
7. Сотрудничество для решения проблемы отходов. Материалы V международной конференции, Харьков, 2008. С. 121–125.

EVENT MODEL FOR LOCALIZATION OF EMERGENCY SITUATIONS

Voronenko M.

Kherson National Technical University
Beryslavskoe highway, 24, 73008, Kherson
mary_voronenko@i.ua

The presented article is devoted to constructing the event model of the processes of localization of Epidemic Emergency. The obtained calculations show that the expected gain of time for the localization of the ES, using the event model, according to the forecast data is 36–40 hours. *Key words:* Epidemic Situations, Event Model, localization, Epidemic Emergency.

Подійна модель локалізації надзвичайних ситуацій. Вороненко М.О. Представлено результати побудови подійної моделі процесів локалізації епідемічної надзвичайної ситуації. Отримані розрахунки показують, що очікуваний вигравш часу на локалізацію епідемічної ситуації в разі застосування подійної моделі, за даними прогнозу, становить 36–40 годин. *Ключові слова:* епідеміологічні ситуації, модель події, локалізація, епідемічна надзвичайна ситуація.

Событийная модель локализации чрезвычайных ситуаций. Вороненко М.А. Представлены результаты построения событийной модели процессов локализации эпидемической ситуации. Полученные расчеты показывают, что ожидаемый выигрыш времени на локализацию чрезвычайной ситуации при использовании событийной модели, согласно прогнозируемым данным, составляет 36–40 часов. *Ключевые слова:* эпидемические ситуации, модель событий, локализация, эпидемическая чрезвычайная ситуация.

Introduction. Technocratic way of development of human civilization in the nineteenth and twentieth centuries led to the increase of the number of emergencies of anthropogenic nature (accidents at nuclear power plants, fires and explosions in industrial facilities, transport accidents), which today make up 75–80% of the total number of emergency situations [1]. The number of victims of natural disasters annually increases by an average of 6% [2]. According to the UN and WHO data, over the past 25 years, human losses due to the emergency situations are several times higher than losses during military operations [3]. Large-scale pollution of the water ecosystem is due to traffic accidents (on tankers, oil pipelines, oil platforms). Emissions into the biosphere often exceed its natural possibilities for self-purification and lead to the increase in the content of toxic elements – arsenic, cadmium, mercury, plumbum etc. in soils, natural waters and, consequently, in the flora and fauna.

Every year, the world ocean gets up to 30 million tons of oil and petroleum products, 6 million tons of phosphorus, 20 million tons of pesticides. At present, 5 nuclear submarines (7 nuclear reactors, 16 ballistic missiles, and two dozen torpedoes with nuclear warheads) have sunk into the world oceans – this creates uncontrolled disposal of radioactive waste [4; 5]. The consequences of major accidents, catastrophes, earthquakes, along with destruction, may be accompanied by outbreaks of infectious diseases, contamination of water intake systems and septic tanks, the breakthrough of sewage networks, the destruction of natural ecosystems

and other unsanitary phenomena [6]. Every 20 seconds in the world one child dies as a result of improper water purification, which currently does not provide about 2,6 billion people on the planet [7].

On Fig. 1. there is a map of the ecological situation and state of water resources in Ukraine [4].

It is known that 1 m³ of wastewater destroys 50 m³ of fresh water from surface sources, which leads to allergic diseases on the epidemic scale. In reservoirs, where more than 70% of the population of Ukraine receive drinking water, 40% of untreated agricultural and industrial waste water is disposed. Water can become a chemical solution, dangerous not only for use, but also for use in general [8]. The outbreak of infectious diseases, in connection with which at least 1,3 million people die each year [8; 9], constitute a serious threat.

Problem statement. Provision of operative and coordinated actions of the regional level authorities requires the creation of a controlling influence over a period of time after which it makes sense to implement them. The proactive nature of these actions can be achieved by using the prediction principle [10]. Therefore, it is necessary to develop models of functioning of the region in conditions of epidemic situations and algorithms of effective management of regional resources.

Analysis of recent research and publications. The scientific basis for dissertation researches were the works of such scientists as: A. Stennin, M. Vasyukhin, L. Zade, S. Mikoni, V. Nogin, E. Petrov, T. Saati, R. Fishburne, O. Larichev etc. The works of these and other authors have created methodological and theoret-

ical preconditions for the dissertation work. Among the works on localization of the epidemic emergency and those dealing with the processes related to the prediction and optimization of the epidemic emergency, stands the fundamental three-volumed monograph by L. Goryev, S. Doroguntsov and M. Hvesyk "Optimization of ecoareas" [4]. Created by authors adequate mathematical models of related processes let to simulate the epidemic process. Computerization of simulation systems will allow finding efficiently the best options for the functioning and prevention of the occurrence of extra situations. But in order that the simulation systems could be used as a part of event model, it is necessary to simplify the numerical solution of differential equations describing epidemic processes, to make it more useful for practical implementation. The research of effective management in the conditions of the epidemic emergency shows that in this area practically no method of designing, there are no models for forecasting the development of the situation, resulting in a decision-making process delayed or misplaced. Leaders in making managerial decisions mainly use their experience and intuition, but do not see the picture as a whole. Therefore, carrying out scientific researches on the improvement and computerization of decision-making processes in the epidemic emergency environment, the development of models, methods, algorithms, programs and information technologies is an actual scientific and technical task.

The objective of the article. The purpose of this work is to create a model of epidemic processes, suitable for further application of situational control methods.

1. The main material

The reason for the ES, which is typical for the regions of Ukraine, is often the epidemic of infectious diseases. The main tasks during the epidemic are:

- prediction of the possibility of mass infections and other epidemic situations;
- creation of reserves of medicines, medical equipment, pills and other materials;
- organization of events (lectures, practical classes) with medical staff in order to ensure readiness for work in conditions of the epidemic and other mass diseases;
- rapid reaction to the ES, including an assessment of the nature and extent of possible consequences of such events, prompt notification of authorities and the population about the threat and the facts of the emergence of the ES.

Managing actions should be based on both current and projected states of regional components. Depending on how the situation arises, the required values of the control effects can vary. Therefore, there is a need for their multiple formation in a shorter time interval, taking into account reports of changes in the situation in the region. In practice, this means an operational redistribution of resources to take the necessary steps in the process of clarifying the situation. The considered approach allows us to decompose each major task of decision-making in the conditions of the epidemic situations for the sequence of tasks of operational decision-making, formulated on the results of periodic monitoring of the state of regional components. Each such problem is solved by performing relatively simple functional tasks.

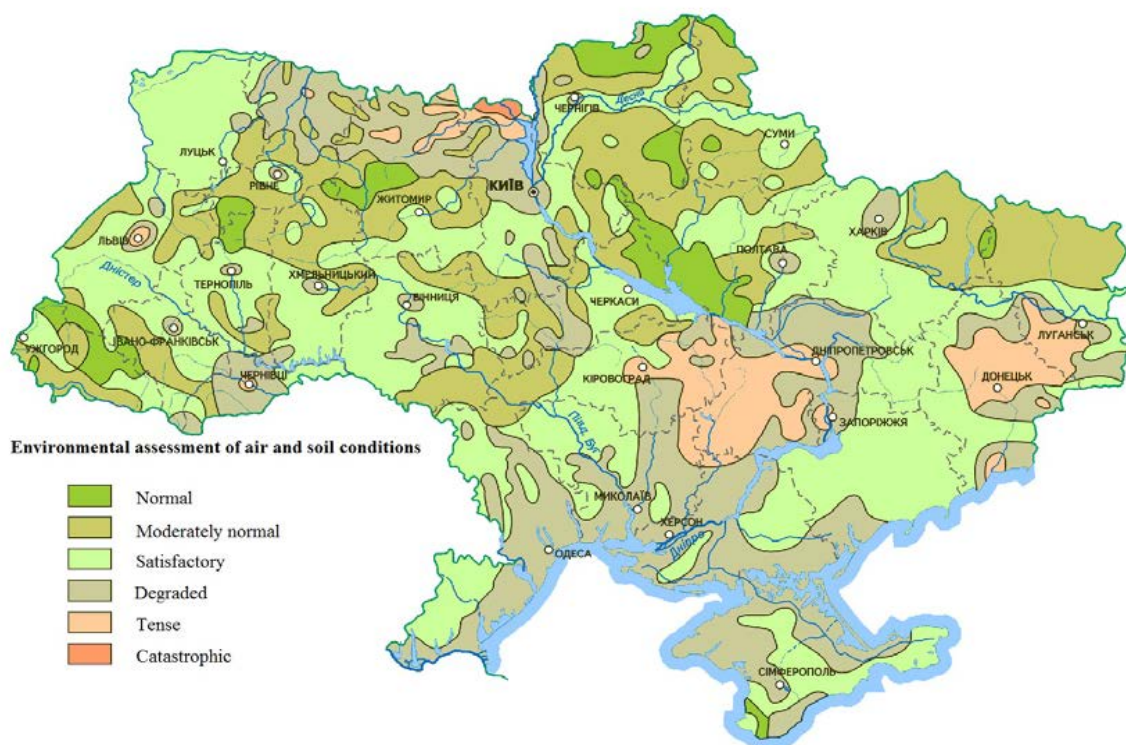


Fig. 1. Map of the ecological situation and state of water resources in Ukraine

The state of the population during the epidemic is determined by a number of internal and external factors. Internal factors include the natural ability of people to counter adverse environment, which depends on age and psycho-physiological characteristics, from training and readiness to act in the conditions of the epidemic. External factors include protective measures and disinfectant, or quarantine, directed from the outside. The state of the population is estimated by the level of sanitary losses: irreversible, heavy, medium and light. Estimation of losses directly depends on the results of the implementation of protective measures.

The development of the epidemic consists of different periods – threatening, crisis, post-crisis. The implementation of protective measures is determined by these periods of the development of the epidemic (Fig. 2). During the menacing period, preventive measures are taken, during the crisis period, rescue measures are carried out, in the post-crisis period – restorative measures.

The primary uncertainty and the variability of these characteristics are reduced with the help of scenario descriptions of possible alternatives to the development of the ES. Experienced experts, who establish a limited number of permissible states of regional components and their interconnections in threatening, crisis and post-crisis periods, are involved in the development of potentially implemented alternatives. This ensures the necessary completeness of the description of the processes under consideration, with sufficient account of their characteristics for setting and solving the tasks of supporting decision-making on regional protection.

2. The event model

Consider the general procedure for describing alternatives to the development of an epidemic ES. Formalized description of the development processes of the ES is based on the establishment of system-causing causal relations between the components of these processes. Since these causal relations lead to a change in the states and properties of the interacting components, we will use

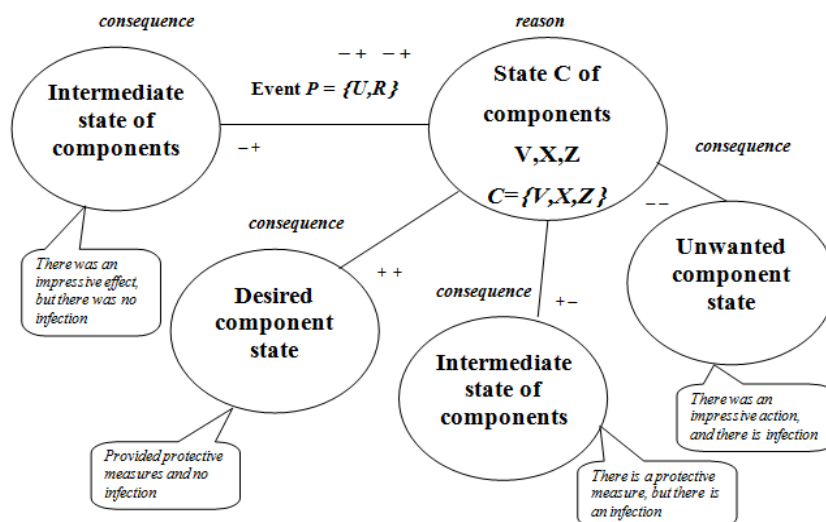


Fig. 2. Map of events during protective measures

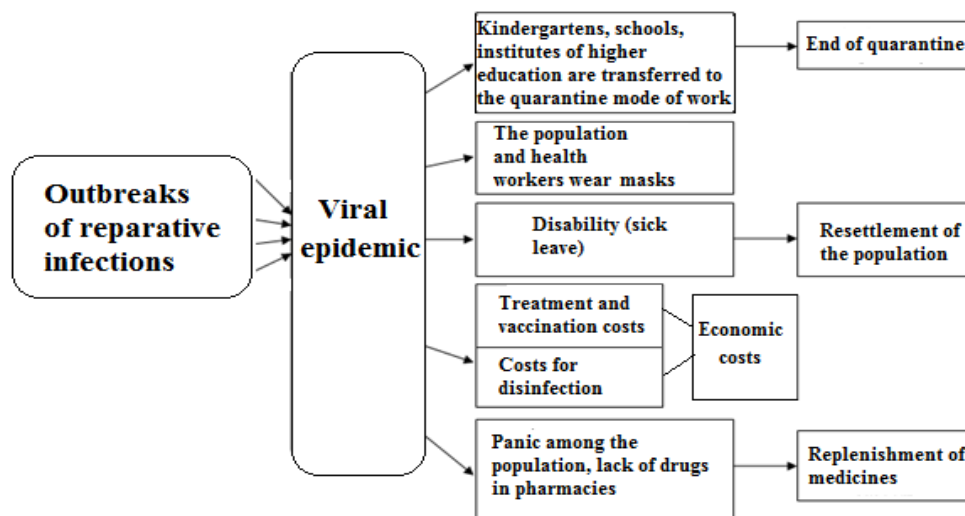


Fig. 3. Description of alternatives to the development of epidemic ES

the casual approach to determine them. Under the event we will understand the jump-like change in the properties of the component, in which it passes into a qualitatively new state. Each event occurs under the influence of mutually determined external and internal factors. External factors are manifested in the form of protective measures or impressive influences, internal – in the form of the ability to resist adverse environments or to produce spectacular actions. The results of the interaction of external and internal factors – this is the successive-parallel events, which constitute the development of epidemic ES. Each of these events implements a certain causal connection between the state-cause and one of the possible state-effects of the interacting components (Fig. 3). In case-by-case approach, the processes under consideration can be presented in general terms $\Sigma = (C, P)$, where the set of vertices C corresponds to the state of components of the ES components, and the set of arcs P – events occurring when these states change. Each component in any state can generate a series of alternative events that determine the possible variants of new states of the same or other components. Components of the ES form a mutual triad $C = \{V, X, Z\}$, where $V = U_i V_i$ – plenty of sources of striking influences, $X = U_j X_j$ – set of objects of defeat and protection (people), $Z = U_r Z_r$ – a set of resources for protective measures. Changes in the states of these components occur under the influence of external and internal factors $P = \{U, R\}$, where U – the set of disjoint subsets of the impressive influences W and protective measures M, and R is the set of internal factors of defeat Q and protection F. In this case, the factors W and Q cause the transitions of the components in the undesirable states, and the factors M and F are in the desired states. In Figure 3. for a plurality of U protective actions are denoted by “+”, and the impressive actions “-”; for R, the resistance of the infection is indicated by “+” (healthy), and infection “-” (ill).

Building a model $\Sigma = (C, P)$ is a difficult formalized process that is carried out in stages according to the allocated periods of the development of the epidemic emergency plan, the normative data on the sources of the impressive influences and resources of protective measures, methods of constructing trees of failures, prediction of the consequences of the impressive influences and expert assessments. At the first stage, the indicators determining the development of the ES in a menacing period are structured. First, with the help of experienced experts, the internal structure and external environment of the given region are studied. The alternative V_i sources are identified, for

each of which the most difficult scenarios are developed for possible manifestations of the impact, as well as the potentially vulnerable classes of the population X_j are identified and the resources of Z_r are involved.

Indicator V_i^{HI} characterizes the ability of sources i to spread at the beginning of a threatening period. Indicators X_j^{HI} and Z_r^{HI} reflect the state of the people (possible human losses j) and the availability of necessary resources r , respectively. The states of sources, people and resources in different periods of development of the ES are shown in Fig. 4.

Thus, the development of the situation in time will be characterized by the sequence of such tuples:

$(V_i^{h_1}, X_j^{h_1}, Z_r^{h_1})$ – tuple of indicators of the estimation of initial conditions at the beginning of the threatening period;

$(V_i^{k_1}, X_j^{k_1}, Z_r^{k_1})$ – tuple of indicators of estimation of initial conditions at the end of the threatening period;

$(V_i^{h_2}, X_j^{h_2}, Z_r^{h_2})$ – tuple of indicators of estimation of initial conditions at the beginning of a crisis period;

$(V_i^{k_2}, X_j^{k_2}, Z_r^{k_2})$ – tuple of indicators for assessing outcomes at the end of the crisis period;

$(V_i^{h_3}, X_j^{h_3}, Z_r^{h_3})$ – tuple of indicators of estimation of initial conditions at the beginning of the post-crisis period;

$(V_i^{k_3}, X_j^{k_3}, Z_r^{k_3})$ – tuple of indicators of estimation of initial conditions at the end of the post-crisis period.

3. Decision Making Algorithm

Let’s try to follow the way in which an expert works in a particular area. Examples of experts are the examining physician, the sanitary doctor who studies the living conditions of the population, or an employee of the Ministry of Emergencies, who manages the process of eliminating the epidemic ES. The diagram of the sequence of actions in the process of supporting the adoption of managerial decisions in the detection of epidemic ES is presented in Fig. 5.

	1- The menacing period	2 – The crisis period	3 - The post-crisis period
Sources V_i	$V_i^{h_1} \rightarrow V_i^{k_1}$	$V_i^{h_2} \rightarrow V_i^{k_2}$	$V_i^{h_3} \rightarrow V_i^{k_3}$
People X_j	$X_j^{h_1} \rightarrow X_j^{k_1}$	$X_j^{h_2} \rightarrow X_j^{k_2}$	$X_j^{h_3} \rightarrow X_j^{k_3}$
Resource Z_r	$Z_r^{h_1} \rightarrow Z_r^{k_1}$	$Z_r^{h_2} \rightarrow Z_r^{k_2}$	$Z_r^{h_3} \rightarrow Z_r^{k_3}$
	Phase of preventive measures	Phase of rescue measures	Phase of recovery measures

Fig. 4. Event Model for the Development of the Epidemic Emergency

Evaluating the effectiveness of decision-making helps to understand the strengths and weaknesses, the compliance with the original plan, or leads to the achievement of the planned results, and what changes should be added in time to the process in order to make it more effective. The essence of assessing the effectiveness of using an event model is to compare the quality of decisions that are taken by the head without it and with its use.

Experimental studies show that the loss of time for the formation of informational training management decision is half the time from the total, allocated for preparing decision-making, and this is unacceptable in times of acute shortage of time. We select a set of elementary operations that are performed when localizing an epidemic ES. The ultimate goal is achieved in a phased manner, through the sequence of execution of all elementary operations (tasks). This approach allows

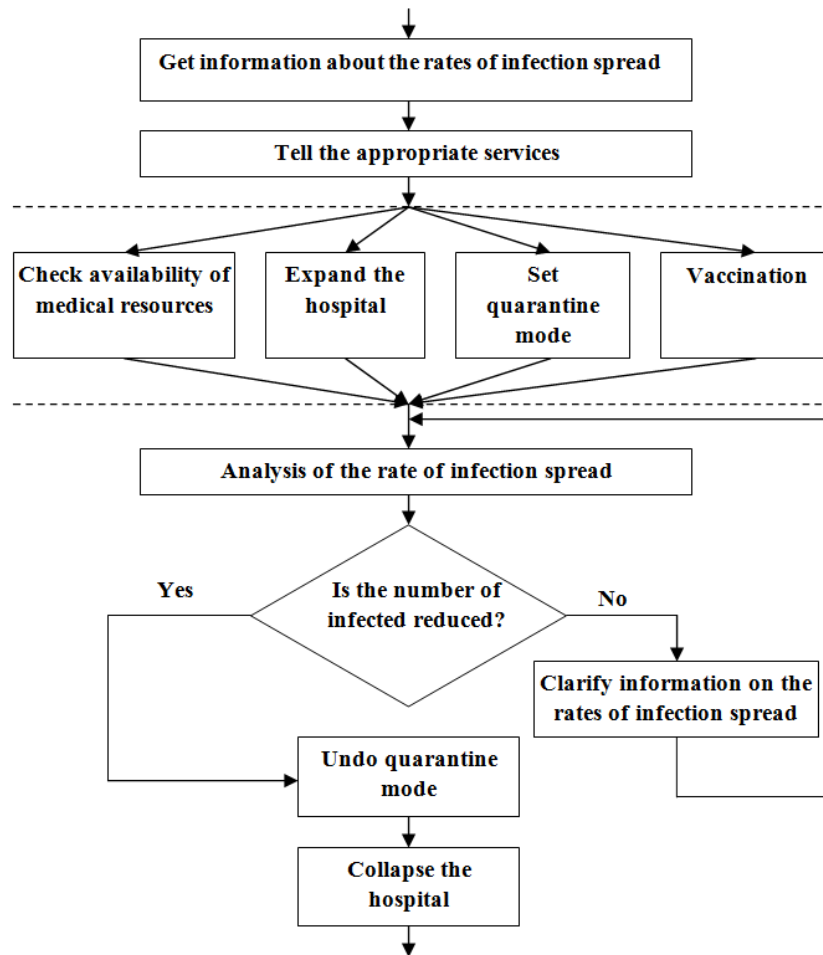


Fig. 5. Scheme of the sequence of actions in the localization of pandemics and viral epidemics

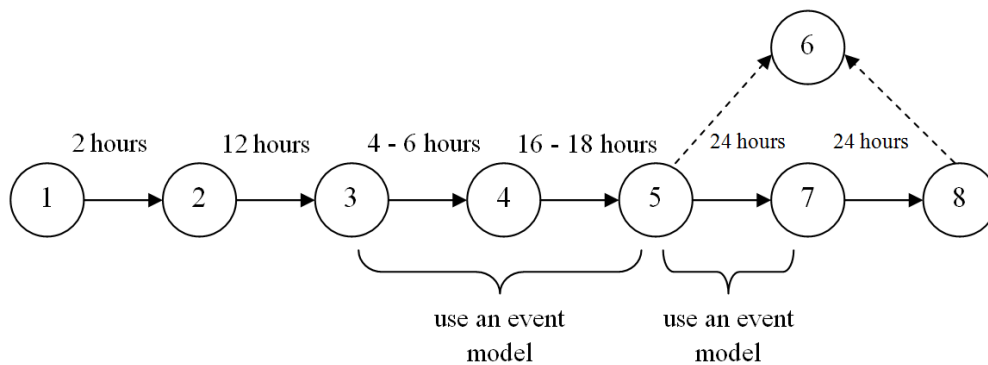


Fig. 6. Standards of time for localization of the epidemic

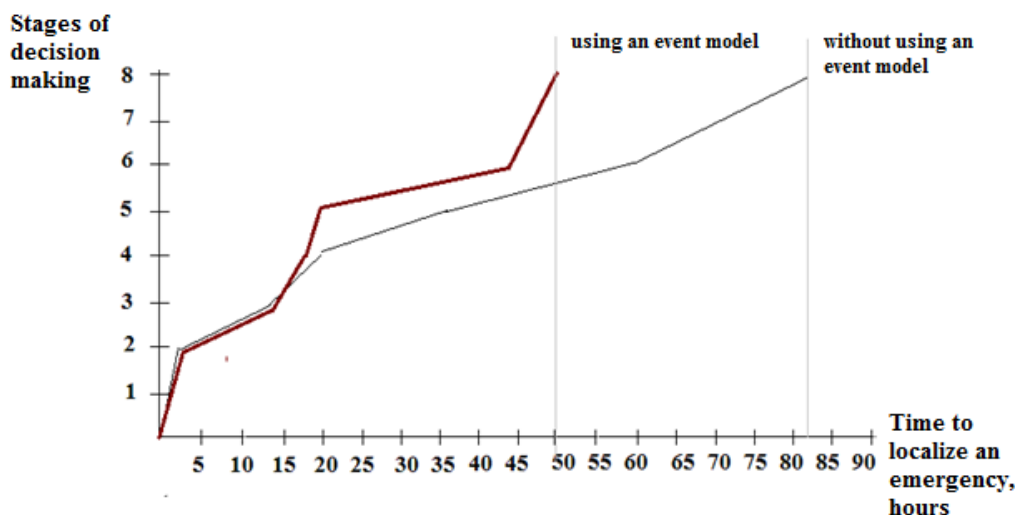


Fig. 7. Evaluating the effectiveness of decision-making

us to present our actions in the form of an algorithm that includes the following operations:

1 – to accept information about the beginning of the epidemic;

2 – get the preliminary answer from the laboratory (2 hours);

3 – assess the availability of required resources according to the laboratory report and notify the relevant services (12 hours allocated):

- television and radio broadcasting (notification of vaccination);

- hospitals (about preparation for admission of patients);

- veterinary service (if another infection is connected);

- port SES (in case of particularly dangerous infection);

4 – assess and predict the levels of infection, the rate of infection and determine the type of emergency (from 4 to 6 hours):

- an epidemic;
- an epizootics;
- a pandemic;
- especially dangerous infection;

5 – analyze the level of hazard of the ES, calculate the amount of resources for its localization and prepare the appropriate set of measures (it takes 16–18 hours):

- calculate and distribute medical resources;
- expand the hospital;
- set quarantine mode;
- vaccinate;

6 – to bring the necessary medical resources (allocated 48 hours);

7 – analyze the current information received and make the necessary calculations based on it (24 hours):

- get the final answer from the laboratory;
- receive data from hospitals (number of deaths, number of patients, number of infected);

- obtain data on the distribution of the hearth;

- Announce to the administration;

8 – get information on reducing the number of patients (24 hours).

4. Results and Discution

Data about time limits are taken in accordance with the comprehensive plan [3]. Any epidemic ES develops under the exponential law (due to the increase in the number of contacts and the admission of related infections), so it is very important to win time until the extent of distribution has not gone out of control. We see, as shown in Figure 6, that the total time for the localization of the epidemic ES without the use of the event model is: $2 + 12 + 4(6) + 16(18) + 24 + 24 = 86(90)$ hours. When the health manager makes decision, following the proposed scenarios of the event model, the path from the 3rd to the 5th point, we believe, can be reduced by 4 times and will take no longer 20 (24) hours, and 6 hours (2 hours for information, 3 hours for analysis and 1 hour for decision making). The same thing, as we forecast, will be on the interval from the 5th to the 7th point – instead of 24 hours – 6. Foreseeable assessment of the effectiveness of localization of the ES is presented in Fig. 7.

Thus, we hope to get the total time for the localization of the epidemic emergency situation using the event model: $2 + 12 + 6 + 6 + 24 = 50$ hours. Expected winning time is 36–40 hours. This time can be used to prevent the occurrence of concomitant infections, to reduce the number of contacts and spreading panic among the population.

Conclusion. An event model for the development of the epidemic has been obtained, taking into account the causal relations between the regional components. Solutions to such tasks include the use of situational management and new information technologies. An evaluation of the effectiveness of the developed model is carried out. The obtained calculations show that the

expected gain of time for the localization of the ES according to the forecast data is 36–40 hours.

In further research, the authors plan to develop appropriate information technologies and software that, using the event model, will reduce the burden on OPR

under uncertainty, optimize work on the elimination and prevention of emergency situations development, harmonize the work of medical and environmental services, reduce the amount of localization costs on emergency situations.

References

1. Zaychenko D. Analysis of emergency situations of technogenic and natural character. *Emergency situation*. 2014. № 3. P. 37–38.
2. Arkhipova N., Kulba V. Management in emergency situations. Ross. Gos. Humanit. nut-t. M., 2012. 316 s.
3. Emergency Situations Analysis in Ukraine for the 4th quarter of 2015: official informational server of the Ministry of Emergencies of Ukraine // The only web-portal of executive bodies of Ukraine. 2015. URL: <http://www.mns.gov.ua/quarter/?m=B3>.
4. Goryev L., Doroguntsov S., Hvesyk M. Optimization of ecoareas. Book 1. K.: Naukova dumka, 1997, 542 s.
5. Voronenko M. Models of support of decision-making in sanitary-epidemic control systems in the region. Intelligent systems of decision-making and problems of computational intelligence: Materials of the international scientific and practical conference. Yevpatoria, May 17–21, 2010. Kherson: ed. In KhMI, 2010. T. 2. P. 239–243.
6. Guriev S., Terentieva N. State service of catastrophic medicine as a component of the system of national security of Ukraine. *Emergency situation*. 2010. № 2. P. 54–56.
7. Report on the ecological situation in the Kherson region for 2009 / Department of Ecology in the Kherson region, 2010. 17 s.
8. Voronenko M., Abramov G. The search model for rational solution of resource distribution. *System technologies*. 2014. № 6 (95). P. 125–129.
9. Voronenko M. Modeling the influence of natural and anthropogenic factors on the formation of the chemical composition of river waters. *Problems of information technologies*. Kherson: ed. Kherson National Technical University, 2014. № 16. P. 86–91.
10. Protection of the population and territories from emergency situations of peacetime. Teachers. / O. Kirillov, F. Rogalsky, M. Voronenko and others. Kherson: KhNTU, 2007. 328 p. : il., Tab.

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ

УДК 502.4(477.86)

АНАЛІЗ СТАНУ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Сухорська О.П., Мацуська О.В.
Львівський національний університет
ветеринарної медицини та біотехнологій
імені С.З. Гжицького
вул. Пекарська, 50, 79010, м. Львів
olgaps@ukr.net

У статті представлено результати аналізу природно-заповідного фонду (далі – ПЗФ) Івано-Франківської області. Здійснено порівняльну оцінку структури ПЗФ у межах адміністративно-територіального поділу регіону. Дослідження побудоване на матеріалах регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Івано-Франківській області. *Ключові слова:* природно-заповідний фонд, біорізноманіття, коефіцієнт заповідності, природно-заповідні території.

Анализ состояния природно-заповедного фонда Ивано-Франковской области. Сухорская О.П., Мацуская О.В. В статье представлены результаты анализа природно-заповедного фонда Ивано-Франковской области. Проведена сравнительная оценка структуры ПЗФ в пределах административно-территориального деления региона. Исследование построено на материалах регионального доклада о состоянии окружающей природной среды в Ивано-Франковской области. *Ключевые слова:* природно-заповедный фонд, биоразнообразие, коэффициент заповедности, природно-заповедные территории.

Analysis of the state of natural resources fund Ivano-Frankivsk region. Sukhorska O., Matsuska O.V. The article presents the results of the analysis of the natural reserve fund of the Ivano-Frankivsk region. The comparative estimation of the structure of the natural reserve fund within the administrative-territorial division of the region is carried out. The research is based on the materials of the regional report on the state of the environment in the Ivano-Frankivsk region. *Key words:* natural reserve fund, biodiversity, reserve ratio, natural reserve area.

Постановка проблеми. Біорізноманіття є фундаментом духовного та фізичного здоров'я будь-якої нації. Антропогенізація довкілля призводить до суттєвих змін ландшафтного й біологічного різноманіття природних екосистем. Збереження біорізноманіття – це збереження навколишнього природного середовища для людської цивілізації. У країнах Європейського Союзу заповідні об'єкти займають не менше 10–15% площі держави, а в Україні – лише трохи більше 6% території. Однак є області, у яких цей показник наближається до європейського [1; 2].

Івано-Франківщина – унікальний у біогеографічному аспекті край із багатими природними умовами й ресурсами, різноманітним рослинним і тваринним світом, джерельними водами річок і чистим карпатським повітрям. За біологічним різноманіттям область – одна з найбільш багатих в Україні.

На заповідних територіях області охороняється більше 1000 видів судинних рослин, що становить майже 55% усієї флори Українських Карпат. Майже третина природної флори Івано-Франківщини, тобто

418 видів, потребує повної або часткової охорони. Сюди належать ендемічні та реліктові, рідкісні та зникаючі види рослин. 169 видів рослин і грибів занесені до Червоної книги України та Європейського Червоного списку, 211 – до Регіонального Червоного списку, 44 види рослинних угруповань занесені до Зеленої книги України, із них 19 – рідкісні рослинні угруповання, 18 перебувають під загрозою зникнення, 7 – типові рослинні угруповання, що підлягають охороні. Тваринний світ – один із компонентів природних ресурсів області.

Різноманітність і багатство природних ландшафтів і вигідне географічне розташування стали передумовою розвитку своєрідної рідкісної фауни, котра, порівняно з іншими регіонами України, значно багатша. Хребетні представлені 435 видами, ссавці – 74 видами, птахи – 280 видами, 128 видів зникаючих тварин занесені до Червоної книги України. Збереження біотичного й ландшафтного різноманіття шляхом створення нових і вдосконалення наявних заповідних територій, формування регіональної

екологічної мережі є одним із пріоритетних напрямків розвитку заповідної справи в Івано-Франківській області [3; 4].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Метою статті є провести аналіз стану природно-заповідного фонду області та вказати шляхи його збереження та розширення.

Вклад основного матеріалу. Стратегічним напрямом мінімізації негативних наслідків антропогенного впливу на екосистеми як в Україні, так і в Європі є ефективна природоохоронна політика, суть якої полягає в охороні, збереженні та відновленні природного стану довкілля шляхом формування об'єктів природно-заповідного фонду з високим рівнем біорізноманіття. Як засвідчує світовий досвід, створення природно-заповідних об'єктів є найбільш досконалою формою охорони довкілля. Унаслідок цього забезпечуються сприятливі умови для збереження рослинного й тваринного світу, ландшафтів, а також еталони природних екосистем для наукових і практичних досліджень [5].

Природно-заповідний фонд Івано-Франківської області нараховує 474 території й об'єкти загальною площею 218,8 тис. га, що становить 15,7% від загальної площі області, зокрема 33 об'єкти загальнодержавного значення площею 131,6 тис. га та 441 об'єкт місцевого значення площею 87,2 тис. га.

Протягом останніх років спостерігалася тенденція до збільшення площі природно-заповідного фонду області. Порівнюючи з 2008 роком, на початок 2017 року площа природно-заповідного фонду області зростає з 195,9 тис. га до 218,8 тис. га (відсоток заповідності області зріс із 14% до 15,7% від загальної площі області) (табл. 1) [6].

Як зазначено в таблиці 1, природно-заповідний фонд області становить природний заповідник «Горгани» площею 5,3 тис. га; 5 національних природних парків загальною площею 120,3 тис. га (Карпатський національний природний парк, національний природний парк «Гуцульщина», Галицький національний природний парк, національний природний парк «Синьогора», національний природний парк «Верховинський»); 3 регіональні ланд-

Таблиця 1

Динаміка структури природно-заповідного фонду

№ з/п	Категорія територій і об'єктів ПЗФ	На 01.01.2015 року		На 01.01.2016 року		На 01.01.2017 року	
		Кількість, од.	Площа, га	Кількість, од.	Площа, га	Кількість, од.	Площа, га
1	Природний заповідник	1	5344,2	1	5344,2	1	5344,2
2	Національні природні парки	5	120 339,7	5	120 339,7	5	120 339,7
3	Регіональні ландшафтні парки	3	38 417,0	3	38 417,0	3	38 417,0
4	Заказники загальнодержавного значення	64	45 929,74	64	45 929,74	64	45 929,74
	місцевого значення	10	5423,8	10	5423,8	10	5423,8
5	пам'ятки природи загальнодержавного значення	189	40 505,94	189	40 505,94	189	40 505,94
	місцевого значення	12	1236,38	12	1236,38	13	1268,38
6	Дендрологічні парки загальнодержавного значення	177	374,4	177	374,4	176	374,4
	місцевого значення	7	861,9	7	861,9	7	861,9
7	Парки – пам'ятки садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення	3	152,96	3	152,96	3	152,96
	місцевого значення	4	142,0	4	142,0	4	142,0
8	Парки – пам'ятки садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення	8	84,2	9	90,4	9	90,4
	місцевого значення	1	7,0	1	7,0	1	7,0
8	Заповідні урочища	7	77,2	8	83,4	8	83,4
	РАЗОМ	196	7319,8	196	7319,8	196	7319,8
	Фактична площа ПЗФ	–	–	–	–	–	–
	% фактичної площі ПЗФ від площі області	473	218 830,18	474	218 830,18	474	218 828,18
		15,7		15,7		15,7	

* Площа територій і об'єктів ПЗФ без урахування площі тих об'єктів ПЗФ, що входять до складу територій інших об'єктів ПЗФ.

**Природно-заповідні території й об'єкти в розрізі адміністративних районів і міст
обласного підпорядкування Івано-Франківської області**

№ з/п	Адміністративні райони, міста	Загальна площа району, тис. га	Об'єкти ПЗФ, тис. га	% ПЗФ
1.	Богородчанський	79,9	15,001	18,8
2.	Верховинський	125,4	33,529	26,7
3.	Галицький	72,3	14,685	20,3
4.	Городенківський	74,7	14,422	19,3
5.	Долинський	124,8	13,335	10,7
6.	Калуський	64,7	4,754	7,3
7.	Коломийський	102,6	0,62	0,6
8.	Косівський	90,3	50	55,4
9.	Надвірнянський	129,4	9,647	7,5
10.	Рогатинський	81,5	0,285	0,3
11.	Рожнятівський	130,3	5,201	4
12.	Снятинський	60,2	0,113	0,2
13.	Тисменицький	73,6	9,389	12,8
14.	Тлумацький	68,4	5,619	8,2
15.	Болехівська міська рада	30	2,899	9,7
16.	м. Івано-Франківськ	8,4	0,054	0,7
17.	м. Калуш	6,5	0	0
18.	м. Коломия	4,1	0,007	0,2
19.	м. Яремче	65,7	39,266	59,8
По області		1392,8	218,83	15,7

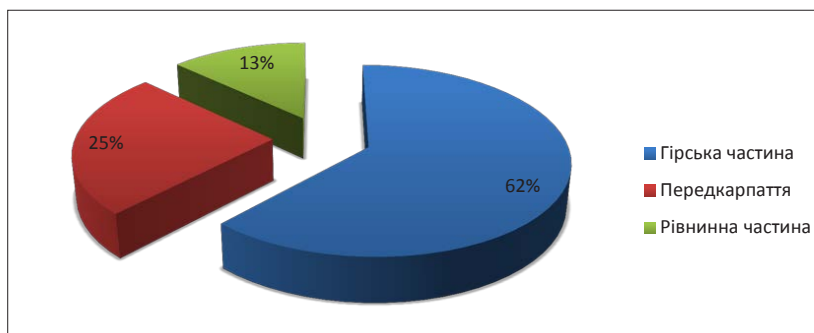


Рис. 1. Фізико-географічне районування заповідних об'єктів Івано-Франківської області

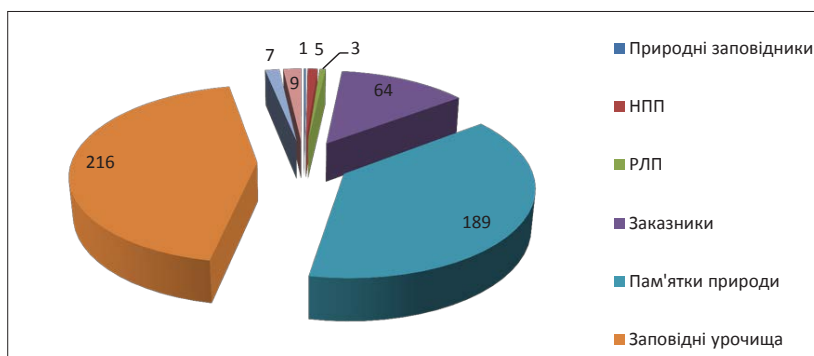


Рис. 2. Структура територій і об'єктів ПЗФ Івано-Франківської області за кількістю (шт.)

шафтні парки площею 38,4 тис. га; 64 заказники площею 45,93 тис. га; 189 пам'яток природи площею 1,2 тис. га; 7 дендрологічних парків площею 0,15 тис. га; 9 парків – пам'яток садово-паркового мистецтва площею 0,094 тис. га; 196 заповідних урочищ площею 7,32 тис. га [6].

Найвищий відсоток заповідності – на території Яремчанської міської ради (59,8%), у Косівському (55,4%), Верховинському (39,4%), Галицькому (20,3%), Городенківському (19,3%), Богородчанському (23,2%), Долинському районах (10,7%). У Коломийському, Рогатинському та Снятинському районах відсоток заповідності менше одиниці (табл. 2).

Згідно з фізико-географічним районуванням найбільше заповідних об'єктів зосереджено в гірській частині (близько 62% природно-заповідного фонду області), в області Передкарпаття (25%) і в рівнинній частині (13%) (рис. 1).

Як видно з діаграми (рис. 2), у кількісному відношенні переважають пам'ятки природи й заповідні урочища, що становить відповідно 39,8 і 41,5% від загальної кількості заповідних об'єктів, проте за площею частка цих категорій незначна. За розмірами близько половини припадає на дрібні об'єкти (від 1 до 10 га), трохи менше – об'єкти від 10 до 100 га. Великих заповідних територій (від 1000 га й більше) – 16.

Високий відсоток заповідності лісів у гірській частині області (у Надвірнянському, Верховинському районах, Яремчанській міській раді (за рахунок Карпатського національного природного парку, національного природного парку «Верховинський»), Косівському (за рахунок національного природного парку «Гуцульщина» та регіонального ландшафтного парку «Гуцульщина»)); забезпечення постій-

ного моніторингу стану територій і об'єктів природно-заповідного фонду;

– створення центрів розведення та реакліматизації рідкісних видів рослин і тварин, а також тих, що перебувають під загрозою зникнення;

– збільшення надходжень власних коштів на утримання установ природно-заповідного фонду за рахунок розширення послуг, які можуть надаватися згідно з їх функціональними повноваженнями та у сфері господарської діяльності;

– сприяння залученню коштів із фонду охорони навколишнього природного середовища на роботи з інвентаризації територій і об'єктів природно-заповідного фонду;

– проведення інформаційно-просвітницької роботи щодо цінності об'єктів природно-заповідного фонду області.

Головні висновки. Природно-заповідний фонд Івано-Франківської області нараховує 474 території й об'єкти загальною площею 218,8 тис. га, що належать до 8 категорій ПЗФ. Згідно з фізико-географічним районуванням найбільше заповідних об'єктів зосереджено в гірській частині.

Івано-Франківська область належить до областей України з високим ступенем заповідності. Показник заповідності для області становить 15,7%, що на 0,7% перевищує науково обґрунтований (15%). Найвищий відсоток заповідності – на території Яремчанської міської ради (59,8%), у Косівському (55,4%), Верховинському (39,4%), Галицькому (20,3%), Городенківському (19,3%), Богородчанському (23,2%), Долинському районах (10,7%). У Коломийському, Рогатинському та Снятинському районах відсоток заповідності менше одиниці.

Література

1. Аналіз стану природно-заповідного фонду України. Інформаційно-аналітичні матеріали та пропозиції Міністерства екології та природних ресурсів України до рекомендацій слухань комітету Верховної ради України з питань екологічної політики, природокористування та ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи. К., 2015. 48 с.
2. Українець Р., Параняк Р., Сухорська О. Перспективи та критерії розвитку природно-заповідних територій у Львівській області. Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С.З. Гжицького. 2016. Т. 18, № 2 (67). С. 249–254.
3. Домашлінець В. Нова глобальна стратегія збереження біорізноманіття. Екологія, довкілля та природокористування в Україні. Київ: Престиж Медіа Інформ, 2011. С. 160–161.
4. Приходько М. Проблеми збереження та відтворення біорізноманіття на території Івано-Франківської області. Вісник Прикарпатського національного ун-ту ім. Василя Стефаника. Серія «Біологія». 2007. Вип. VII–VIII. С. 231–236.
5. Олейниченко В. Екологічна мережа як шлях до відтворення екологічної стабільності. Збірник наукових статей «III Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю». Вінниця, 2011. Т. 1. С. 233–236. URL: <http://eco.com.ua>.
6. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Івано-Франківській області у 2016 році. Івано-Франківськ, 2017. 185 с.
7. Левицький О. Роль та значення природно-заповідних територій для розвитку рекреаційного природокористування Івано-Франківської області. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В.Гнатюка. Сер.: Географія, 2013. № 2. С. 246–253.
8. Приходько М., Амбрам'юк У., Бойчук І.І. Природно-заповідні території та об'єкти Івано-Франківщини / ред. М. Приходько, В. Парпан. Івано-Франківськ, 2000. 272 с.

СТРУКТУРА ДЕНДРОФЛОРИ ШТУЧНИХ ПАМ'ЯТОК ПРИРОДИ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Покотилова К.Г.

Національний університет біоресурсів і природокористування України
вул. Генерала Родимцева, 19, 03041, м. Київ
KamilaPG@ukr.net

У статті наведено результати аналізу систематичної, біоморфологічної, географічної, екологічної та фітоценотичної структури штучних пам'яток природи Рівненської області. У цьому адміністративному регіоні знаходиться дев'ять штучних пам'яток природи. У результаті дослідження їхньої дендрофлори виявлено 115 видів деревних рослин, із них 21,74% належить до відділу *Pynophyta*, а 78,26% – до відділу *Magnoliophyta*. Найбільше репрезентована родина *Rosaceae*. За класами висоти переважають дерева першої величини, а серед чагарників – середньовисокі. Залежно від таких визначальних екоциніків, як світло, волога, температура та трофність ґрунту, переважають геліофітні, мезофітні, морозостійкі та мезотрофні види деревних рослин. Установлено, що дендрофлору становлять як екзотичні, так і автохтонні види (відповідно 77 і 38 видів). Тому аналіз географічної структури дендрофлори проводили окремо. Екзотичні види рослин репрезентують Голарктичне царство та сім флористичних областей: циркумбореальну, атлантико-північноамериканську, східноазійську, ірано-туранську, середземноморську, мадренську та область Скелястих гір. Більша частина досліджуваних видів є природно поширеними в циркумбореальній флористичній області. Автохтонні види репрезентують європейський, євразійський, циркумбореальний, середземноморський, субсередземноморський, східноєвропейсько-азійський, європейсько-західносибірський та євразійсько-південносибірський типи ареалу. Переважають види євразійського типу, котрі представляють 11 геоелементів. Значна частка виявлених видів у корінних рослинних угрупованнях виконують роль асектаторів – 48,27%. Також у дослідженій дендрофлорі є види, які виступають у ролі домінантів, субдомінантів та едифікаторів. Види деревних рослин, які репрезентують різні фітоценотипи, становлять 21,56%. *Ключові слова*: Рівненська область, пам'ятка природи, дендрофлора, вид рослин, клас висоти, автохтони, екзоти, флористична область.

Структура дендрофлори искусственных памятков природы Ровенской области. Покотилова К.Г. В статье приведены результаты анализа систематической, биоморфологической, географической, экологической и фитоценотической структуры искусственных памятков природы Ровенской области. В этом административном регионе находится девять искусственных памятков природы. В результате исследования их дендрофлоры выявлено 115 видов древесных растений, из них 21,74% *Pynophyta* и 78,26% – *Magnoliophyta*. Наиболее представлена семья *Rosaceae*. По классам высоты преобладают деревья первой величины, а среди кустарников – средневысокие. В зависимости от таких определяющих экофакторов, как свет, влага, температура и трофность почвы, преобладают гелиофитные, мезофитные, морозостойкие и мезотрофные виды древесных растений. Установлено, что дендрофлору составляют как экзотические, так и автохтонные виды (соответственно 77 и 38 видов). Поэтому анализ географической структуры дендрофлоры проведен отдельно. Экзотические виды растений представляют Голарктическое царство и семь флористических областей: циркумбореальную, атлантик-североамериканскую, восточноазиатскую, ирано-туранскую, средиземноморскую, мадренскую и область Скалистых гор. Большая часть исследуемых видов является естественно распространенными в циркумбореальной флористической области. Автохтонные виды представляют европейский, евразийский, циркумбореальный, средиземноморский, субсредиземноморский, восточноевропейско-азиатский, европейско-западносибірский и евразийско-южносибірский типы ареала. Преобладают виды евразийского типа, представляющие 11 геоэлементов. Значительная часть выявленных видов в коренных растительных группировках выполняют роль асектаторов – 48,27%. Также в исследованной дендрофлоре есть виды, которые выступают в роли доминантов, субдоминантов и эдификаторов. Виды древесных растений, представляющих различные фитоценотипы, составляют 21,56%. *Ключевые слова*: Ровенская область, памятка природи, дендрофлора, вид растений, класс высоты, автохтоны, экзоты, флористическая область.

The structure of the dendroflora of artificial monuments of nature of the Rivne region. Pokotylova K.G. The article gives us the results of analysis of systematical, biomorphological, geographical, ecological and phytocenotic structures of artificial monuments of nature of the Rivne region. There are nine artificial monuments of nature in this administrative region. As a result of research of their dendroflora there were found out 115 species of arboreal plants, 21,74% of which belongs to the department of *Pynophyta* and 78,26% – to the department of *Magnoliophyta*. The family of *Rosaceae* is the most represented. As for the classes of height prevail trees of the first size, and medium-high bushes. Depending on such ecological factors as light, moisture, temperature and fertility of soil prevail heliophytes, mesophytes, frost-resistant and mesotrophic species of arboreal plants. It was discovered that the dendroflora consists of exotic and native species (77 and 38 species). Therefore the geographical analysis of dendroflora was conducted separately. The exotic species of the plants represent the Holarctic kingdom and seven floristics regions: Circumboreal, Atlantic North American, Eastern Asiatic, Irano-Turanian, Mediterranean, Madrean, Rocky Mountain. The major part of the researched species are from Circumboreal floristics regions. The native species represent the european, eurasian, circumboreal, mediterranean, submediterranean, easterneurope-asiatic, europe-westsibirican and euras-southsibirican types of areas. The species of the eurasian type prevail, which present 11 geoelements. A great part of the species found in native plant groups carry out the role of asectators – 48,27%. Also there are species that carry out the role of dominants, codominants and edaphicators. The species of arboreal plants which represent different phytocenotypes are 21,56%. *Keywords*: Rivne region, monument of nature, dendroflora, species of plants, class of height, native species, exotic, floristic region.

Постановка проблеми. Штучні пам'ятки природи (далі – ШПП) як складова частина штучних заповідних парків відіграють вагомий роль у збереженні дендрорізноманіття. Частина території Рівненської області (далі – РО) знаходиться в межах Українського Полісся (далі – УП), а інша частина – у зоні широколистяних лісів (далі – ЗШЛ), тому порівняння результатів аналізу структури дендрофлори у двох частинах області дає змогу адекватно підійти до розв'язання проблеми оптимізації видового складу дендрофлори природо-заповідного фонду України.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідження дендрофлори парків України досить актуальні й доволі різноманітні. Серед вітчизняних науковців варто згадати публікації О. Попової, В. Кузнєцова та Л. Осадчої про урбановфлору м. Одеси [1], Л. Коцун – про структуру дендрофлори Волинської області [2], С. Кузнєцова – про дендрофлору садово-паркових ландшафтів Полісся та Лісостепу України [3], О. Ільєнка – про структуру дендрофлори дендрологічного парку «Тростянець» НАН України [4], С. Потоцької – про особливості природної та культивованої дендрофлори м. Чернігова [5], Н. Михайлович – про дендрофлору Чернівецької області [6], Ф. Маркова – про структуру парків – пам'яток садово-паркового мистецтва Житомирщини [7], а також інші.

Чимало дендрологічних праць є в зарубіжних учених. Зокрема, Р. Гагнідзе досліджено колхідську мезофітну дендрофлору [8]; А. Беркутенко – дендрофлору Магаданської області (Росія) [9]; хорватськими науковцями Д. Тафра, М. Пандза та М. Мілович – дендрофлору м. Оміс (Хорватія) [10]; М. Дудкевич, М. Дабські та В. Дурлак – дендрофлору історичного парку в Кижанах (Польща) [11]; А. Ташев, Є. Тсавков дослідили кальціофільні види дендрофлори Болгарії [12] і т.д.

Проаналізувавши вагомий пласт фахової літератури, ми переконалися, що загалом дослідження дендрофлори штучних заповідних парків РО досить фрагментарні, а дендрофлору ШПП цієї області досі ніхто не досліджував.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Мета дослідження – установлення таксономічного складу, біоморфологічної, екологічної, географічної, фітоценотичної структури дендрофлори ШПП РО задля збереження видів деревних рослин і подальшого збагачення ними урболандшафтів РО.

Методологічне або загальнонаукове значення. Об'єктом досліджень була дендрофлора ШПП РО. Таксономічний аналіз проведено на основі методики, яка традиційно використовується в подібних дендрологічних дослідженнях [13]. Аналіз біоморфологічної структури здійснено на основі підходу О. Калініченка [13]. Географічний аналіз екзотичних видів рослин ми проводили на основі прина-

лежності видів до флористичних областей Землі, автохтонних – за схемою ботаніко-географічного районування Земної кулі, розробленої Г. Мойзелем зі співавторами [14; 15; 16; 17; 18]. Екологічний аналіз дендрофлори досліджуваної території здійснено також на основі традиційного підходу [13; 15; 19; 20]. Для означення фітоценотичної структури враховувалася належність видів деревних рослин до фітоценотипів [21; 22].

Виклад основного матеріалу. Загалом на території РО знаходяться 25 штучних заповідних парків, які займають площу 221,8 га. Із них 9 га (36% від загальної кількості) належать до пам'яток природи місцевого значення. Загальна площа ШПП РО становить 13,7 га, із яких 86,1% (від загальної площі) займають парки поліської частини області (Трипутнянський, Рокитнівський дендропарк, Сарненський дендропарк, Володимирецький дендропарк, Висоцький дендропарк і Більський дендропарк), а 13,9% ШПП розміщено на тій частині області, яка знаходиться в ЗШЛ (дендропарк Острозького держлісгоспу, Зарічненський парк і Радивилівський дендропарк).

На території досліджуваних об'єктів виявлено деревні рослини 115 видів, які належать до 66 родів, 30 родин, двох класів і двох відділів (*Pynophyta* – 21,74% та *Magnoliophyta* – 78,26% від загальної кількості).

Дендрофлора ШПП, які знаходяться в межах УП, представлена 110 видами, 65 родами, 29 родинами, двома класами та двома відділами. Переважають види відділу *Magnoliophyta* (78,2%), із якого найбільше репрезентовані родини *Rosaceae* – 24 види, *Oleaceae*, *Salicaceae* та *Sapindaceae* – по шість видів. Відділ *Pynophyta* охоплено трьома родинами: *Pinaceae* – 15 видів, *Cupressaceae* – сім видів і *Taxaceae* – два види.

Дендрофлора досліджуваних парків, які знаходяться в ЗШЛ РО, нараховує 52 види, 35 родів, 24 родини, два класи та два відділи. Найбільшою кількістю видів репрезентовано відділ *Magnoliophyta*, у якому виявлено представників 19 родин і 28 родів. Родина *Rosaceae*, як і в УП, також займає перше місце за чисельністю видів. Із виявлених на цій території видів деревних рослин до відділу *Pynophyta* належать три родини, сім родів і 10 видів.

Виходячи із цих даних, стає зрозуміло, що дендрологічний склад ШПП поліської частини РО приблизно вдвічі більший, ніж у таких самих об'єктах ЗШЛ. Це пояснюється більшою кількістю досліджуваних об'єктів на УП. Проте з розрахунку на одиницю площі видовий склад деревних рослин досліджуваних парків у поліській частині РО втричі більший. Переважання видів деревних рослин відділу *Magnoliophyta*, який найбільш представлений родиною *Rosaceae*, є характерною ознакою дендрофлори всієї території області.

На територіях ШПП РО всі деревні рослини представлені видами чотирьох типів життєвих форм:

дерева – 67 видами (58,3%), чагарники – 45 видами (39,1%), деревні ліани – трьома видами (2,6%).

Загалом на досліджуваних територіях переважають види листопадних дерев – 50 видів (43,48%), із них три належить до відділу *Rynophyta* (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carriere, *Larix sibirica* Ledeb., *Larix desidua* Mill.). На територіях ШПП, які розташовані в поліській частині області, нараховується 47 видів листопадних дерев, а в ЗШЛ – 30 видів. Із групи зимозелених дерев виявлено 17 видів відділу *Rynophyta* (у частині УП РО – 16 видів, у частині області ЗШЛ – сім видів).

Переважаюча частина чагарників, які ростуть у ШПП, також листопадні рослини – 40 видів (у межах УП РО 39 видів, а 13 видів у межах ЗШЛ). Виявлено всього сім видів зимозелених рослин, два з яких покритонасінні (*Buxus sempervirens* L. і *Berberis aquifolium* Pursh). Натомість у поліській частині області нараховується сім видів вічнозелених рослин, а в ЗШЛ – три види.

Загалом на досліджуваних територіях за класами висоти переважають дерева першої величини (43 види), із них 27 видів – представники відділу *Magnoliophyta*, а 16 видів – відділу *Rynophyta*. Наступною за чисельністю виявилася група дерев другої величини – 13 видів (із них 10 видів належать до відділу *Magnoliophyta*, три види – до відділу *Rynophyta*), 11 видів є деревами третьої величини (10 видів із відділу *Magnoliophyta*, один вид – із відділу *Rynophyta*).

Порівнюючи такі диференціації видів дерев за висотою у двох частинах області (УП і ЗШЛ), спостерігаємо близькі показники (у відсотковому співвідношенні), однак, розподіливши види за приналежністю їх до відділів, відмічаємо різне співвідношення (рис. 1).

На територіях усіх досліджуваних ШПП серед чагарників за класами висоти переважають середньовисокі – 23 види (21 вид покритонасінних і два види голонасінних). Також виявлено 17 високих чагарників (із них тільки два голонасінних), до низьких чагарників віднесено п'ять видів, із яких лише один – із відділу *Rynophyta*.

Порівнявши відомості диференціації видів чагарників за висотою в поліській та іншій частині області, яка належить до ЗШЛ, ми виявили більшу кількість високих чагарників і відсутність представників відділу *Rynophyta* в класі середньовисоких чагарників у північ-

ній частині області. Більшою кількістю чагарників середньої висоти характеризується дендрофлористичний склад ШПП у південній частині РО (рис. 2).

Отже, в усіх досліджених об'єктах за класами висоти переважають дерева першої величини. Однак, як і загалом в усіх досліджуваних об'єктах області, так і окремо на УП, переважають середньовисокі чагарники, натомість у ШПП ЗШЛ переважну частину становлять високі чагарники.

Для аналізу екологічної структури дендрофлори ми провели розподіл видів деревних рослин за певними критеріями, зокрема за відношенням їх до світла, вологи, температури та вибагливості до родючості ґрунту (таблиця 1).

За відношенням до інтенсивності освітлення види деревних рослин досліджуваних об'єктів поділені на такі групи: геліофіти, геміскіофіти та скіофіти. Переважну частину дендрофлори ШПП РО становлять геліофіти – 49,56% (*Ligustrum ibota* Siebold, *Syringa josikaea* J. Jacq. ex Rchb. f., *Buxus sempervirens* L., *Juniperus horizontalis* Moench., *Abies alba* Mill. та інші).

За відношенням до вологості видовий склад рослин досліджуваних територій розподілений на 5 типів гігморф. Більшість видів (42,61%) належать до групи мезофітів (*Ptelea trifoliata* L., *Symphoricarpos albus* (L.) S. F. Blake, *Tilia cordata* Mill., *Larix sibirica* Ledeb., *Taxus baccata* L. та інші).

Оскільки кожен вид рослини має особливі вимоги до температурного режиму, доцільно було провести аналіз структури дендрофлори за відношенням до цього екочинника. Видовий склад дендрофлори ми

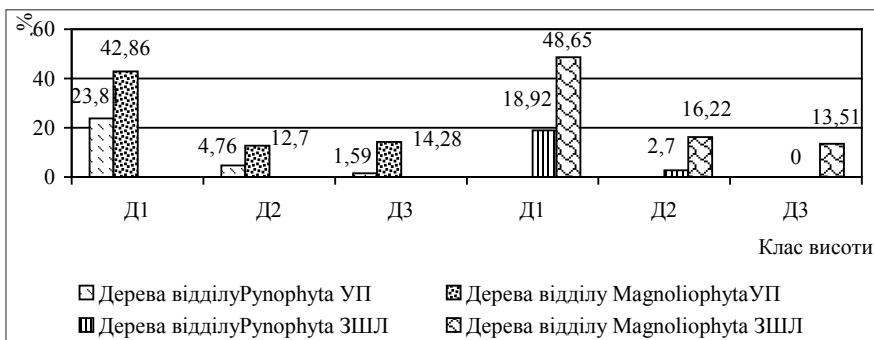


Рис. 1. Диференціація видів дерев ШПП РО за висотою

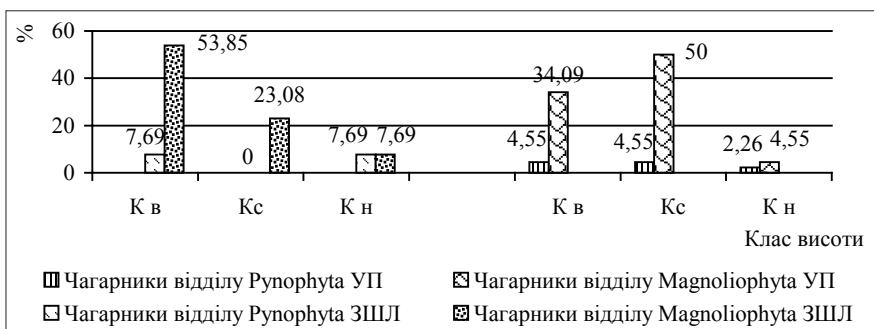


Рис. 2. Диференціація видів чагарників ШПП РО за висотою

розподілили на дуже морозостійкі, морозостійкі, відносно морозостійкі, неморозостійкі та теплолюбні рослини. Значну частку деревних рослин (69,56%) становлять морозостійкі види (*Ligustrum ibota* Siebold, *Ulmus glabra* Huds., *Cornus mas* L., *Larix kaempferi* (Lamb.) Carriere, *Pinus mugo* Turra та інші). Найменш чисельними виявилися неморозостійкі (*Morus nigra* L., *Fraxinus ornus* L.) і теплолюбні (*Abies pinsapo* Boiss., *Salix babylonica* L.) – по 1,7% від загальної кількості.

За відношенням рослин до багатств ґрунтових умов переважають мезотрони, що становлять 35,66% (*Armeniaca vulgaris* Mill., *Populus nigra* L., *Ribes rubrum* L., *Taxus baccata* L., *Fraxinus pennsylvanica* Marshall), однак частки оліготрофних і евтрофних видів не набагато менші – 33,04% та 31,30% відповідно.

У поліській частині РО за таким фактором світла переважають геліофіти (50%), скіофіти становлять 30%, а геміскіофіти – 20%. Щодо розподілення ден-

Таблиця 1

Екологічна структура дендрофлори ШПП РО

Екофактор	Екогрупа	Види рослин	
		кількість, шт.	кількість, %
Світло	геліофіти	57	49,56
	геміскіофіти	25	21,74
	скіофіти	33	28,70
Волога	гігрофіти	11	9,56
	мезогігрофіти	17	14,78
	мезофіти	49	42,61
	мезоксерофіти	3	2,61
	ксеромезофіти	6	5,22
	ксерофіти	29	25,22
	Температура	дуже морозостійкі	10
морозостійкі	80	69,56	
відносно морозостійкі	21	18,26	
	неморозостійкі	2	1,74
	теплолюбні	2	1,74
Трофність	евтрофи	36	31,30
	мезотрофи	41	35,66
	оліготрофи	38	33,04

Таблиця 2

Порівняльна характеристика екоструктури дендрофлори ШПП УП і ЗШЛ у межах РО

Екофактор	Екогрупа	Види рослин УП		Види рослин ЗШЛ	
		кількість, шт.	кількість, %	кількість, шт.	кількість, %
Світло	геліофіти	55	50,00	20	38,46
	геміскіофіти	22	20,00	12	23,08
	скіофіти	33	30,00	20	38,46
Волога	гігрофіти	10	9,10	4	7,69
	мезогігрофіти	16	14,54	9	17,31
	мезофіти	46	41,82	26	50
	мезоксерофіти	2	1,82	1	1,92
	ксеромезофіти	6	5,45	2	3,85
	ксерофіти	30	27,27	10	19,23
	Температура	дуже морозостійкі	10	9,09	4
морозостійкі	80	72,73	39	75,00	
відносно морозостійкі	18	16,36	6	11,54	
	неморозостійкі	1	0,91	2	3,85
	теплолюбні	1	0,91	1	1,92
Трофність	евтрофи	34	30,92	22	42,31
	мезотрофи	38	34,54	18	34,61
	оліготрофи	38	34,54	12	23,08

дрофлористичного складу ШПП ЗШЛ РО за відношенням до світла, то частка геліофітів і скіофітів однакова – 38,46%, тому геміскіофіти становлять 23,08%.

У частині УП 41,82% видового складу дендрофлори віднесено до мезофітів. Найменшу частку сформували мезоксерофіти (1,82%). У південній частині області також переважають мезофіти (50%), найменш чисельною є екогрупа мезоксерофітів (1,92%) (таблиця 2).

В обох частинах області переважають види деревних рослин, які здатні витримувати морози 25–35°C. Зазвичай їхня частка дуже близька (у поліській частині – 72,73%, а в південній частині ЗШЛ – 75%). Найменш чисельними виявилися групи неморозостійких рослин – 0,91% у північній частині РО і 3,85% у південній відповідно. Теплолюбні рослини мають такі відсотки: 0,91% і 1,92%.

За відношенням до родючості ґрунтів у північній частині області кількість рослин усіх трьох екотипів дуже близька, адже невибагливі та середньовибагливі до родючості ґрунтів становлять по 34,54%, вимогливих до багатих ґрунтових умов відмічено 30,92% видів. У південній частині області дещо переважають евтрофи – 42,31%, мезотрофи становлять 34,61%, а 23,08% – оліготрофи.

Проаналізувавши екологічну структуру дендрофлори ШПП РО за обраними критеріями, ми встановили переважання геліофітних, мезофітних, морозостійких і мезотрофних видів рослин. Для дендрофлори частин УП і ЗШЛ області характерним є переважання видів таких самих екогруп за трьома першими екофакторами. Однак за відношенням їх до родючості ґрунтових умов прослідковуються деякі відмінності: у поліській частині області мезотрофні й оліготрофні види переважають над евтрофними (по 34,54%), в іншій частині області більшість – евтрофи (42,31%) (таблиця 2). Такі відмінності зумовлені кліматичними особливостями різних частин області.

На територіях ШПП РО виявлено як екзотичні (77 видів), так і автохтонні (38 видів) види деревних рослин. У зв'язку із цим аналіз географічної структури дендрофлори проводився для кожної фракції окремо.



Рис. 3. Розподіл видів дендрофлори ШПП частин УП і ЗШЛ РО відповідно до їхнього походження

Дендрофлора досліджуваних об'єктів у поліській частині РО представлена 73 видами екзотів (66,36%)

і 37 автохтонними видами (33,64%). Натомість у ЗШЛ виявлено 31 вид екзотичних рослин (59,6%) і 21 автохтонний вид (40,4%) (рис. 3).

Рослини-екзоти є представниками Голарктичного царства, циркумбореальної, атлантико-північноамериканської, східноазійської, ірано-туранської, середземноморської, мадренської флористичних областей і області Скелястих гір. Також виявлено рослини (28 видів), які належать до двох флористичних областей – циркумбореальної й атлантико-північноамериканської (9); циркумбореальної та східноазійської (6), циркумбореальної та ірано-туранської (6), східноазійської й ірано-туранської (5), циркумбореальної та середземноморської (1), мадренської флористичної області й області Скелястих гір (1). До трьох флористичних областей належить 3,4% видового складу дендрофлори ШПП РО та комбінуються такі території: циркумбореальна, атлантико-північноамериканська та мадренська; ірано-туранська, східноазійська та середземноморська; циркумбореальна, середземноморська та ірано-туранська флористичні області. Також відмічені види з невизначеною областю походження.

У поліській частині РО серед екзотичних рослин досліджуваних ШПП виявлені представники таких самих флористичних областей, як і загалом по всій області. До однієї флористичної області належить 40 видів (54,1% від загальної кількості екзотичних видів ШПП у частині УП), до двох – 27 видів (36,5%), трьох – чотири види (5,4%). Також є види з невизначеною областю походження. Найбільшою кількістю екзотичних видів представлена циркумбореальна флористична область – 17 видів (*Larix desidua* Mill., *Pinus mugo* Turra, *Abies sibirica* Ledeb., *Cotoneaster lucidus* Schlttdl. та інші). До атлантико-північноамериканської флористичної області належать дев'ять видів (*Juniperus virginiana* L., *Quercus rubra* L., *Ptelea trifoliata* L. та інші). Східноазійська флористична область нараховує сім видів (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carriere, *Platyclus orientalis* (L.) Franco, *Spiraea japonica* L. та інші). Два види є представниками мадренської флористичної області (*Catalpa bignonioides* Walt. і *Abies concolor* Lindl. et Gord.). По одному виду віднесено до середземноморської флористичної області (*Pinus peuce* Griseb.) та області Скелястих гір (*Berberis aquifolium* Pursh).

У досліджуваних об'єктах, які знаходяться в ЗШЛ РО, дендрофлора представлена видами з меншої кількості флористичних областей: циркумбореальна – вісім видів (*Abies sibirica* Ledeb., *Sambucus tigrani* Troitsky, *Philadelphus coronarius* L. та інші), атлантико-північноамериканська – чотири види (*Hydrangea arborescens* L., *Quercus rubra* L. та ін.), східноазійська та середземноморська – по одному виду (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle та *Abies pinsapo* Boiss. відповідно). Решта видів дендрофлори належать до двох і трьох флористичних областей. Отже, до однієї флористичної області

належить 55,84% від загальної кількості екзотичних видів деревних рослин ШПП ЗШЛ РО, до двох – 36,36%, до трьох – 5,19%, а 2,61% видів – невідомого походження.

Щодо автохтонних видів деревних рослин, то на територіях досліджуваних ШПП їх виявлено 38 видів (33,04% від загальної кількості автохтонів). У результаті проведеного аналізу встановлено, що серед автохтонних видів як загалом за всіма об'єктами дослідження, так і окремо по частинах переважають рослини європейського та євразійського типів ареалів (відповідно 42,11% і 39,47% від загальної кількості автохтонних видів). Рослини циркумбореального типу становлять 5,27%. По одному виду репрезентують середземноморський, субсередземноморський, східноєвропейсько-азійський, європейсько-західно-сибірський та євразійсько-південносибірський типи ареалів (частки таких рослин становлять по 2,63%). Ці види представляють 11 геоеlementів.

Отже, під час аналізу географічної структури дендрофлори відмічено (як загалом у всіх досліджуваних об'єктах РО, так і в її частинах) переважання видів циркумбореальної флористичної області (види-екзоти), а також євразійського та європейського типів ареалів (види-автохтони), що є закономірним явищем.

У результаті проведення фітоценотипного аналізу виявлено, що основну частину дендрофлори ШПП досліджуваної області становлять асектатори фітоценозів (48,27%), утрічі менші частки видів деревних рослин (16,38%) виступають домінантами та співдомінантами (відповідно 13 і 6 видів). Едифікаторами є 13,79% видів. Також відмічені види, які репрезентують різні фітоценотипи (21,56%). Відомості, дуже близькі до наведених, ми отримали під час фітоценотипної оцінки дендрофлори ШПП УП РО.

Також незначна відмінність від попередніх результатів прослідковується під час аналізу фітоценотипної структури дендрофлори на територіях досліджуваних об'єктів у північній частині області: вагома частка виявлених рослин відіграє роль асектаторів (50%). На другому місці за кількістю – рослини-домінанти (15,39%), співдомінанти становлять 7,69%, едифікатори – 11,54%. Інші види можуть виступати одночасно едифікатором, співдомінантом чи домінантом; едифікатором і співдомінантом; співдомінантом і домінантом, а також співдомінантом і асектатором.

Головні висновки. Для збереження видів деревних рослин і подальшого збагачення дендрофлористичного складу ШПП РО насамперед необхідно звертати увагу на природний ареал поширення екзотичних видів і відношення кожного виду до сукупності екоциніків, оскільки основна відмінність структури дендрофлори двох частин області (УП і ЗШЛ) переважно зумовлена їхніми кліматичними особливостями. Загалом дендрофлору досліджуваних ШПП становлять 115 видів рослин. Вони представляють два відділи, два класи, 30 родин і 66 родів. Кількісно переважають види відділу *Magnoliophyta* (78,26% від загальної кількості), з якого найбільш репрезентована родина *Rosaceae*. За класами висоти більшу частку становлять дерева першої величини та середньовисокі чагарники (64,18% і 51,11%). За приналежністю до екогруп переважають геліофітні (49,56%), мезофітні (42,61%), морозостійкі (69,56%) і мезотрофні (35,66%) види рослин. Більшою кількістю екзотичних видів представлена циркумбореальна флористична область, а значна частка автохтонних видів належить до європейського і євразійського типів ареалів. У дендрофлорі чільне місце посідають асектатори.

Література

1. Попова Е., Кузнецов В., Осадчая Л. Дендрофлора парково-пам'ятников садово-паркового искусства города Одессы. Науч. зап. Гос. природоведч. музея. 2007. № 23. С. 145–156.
2. Коцун Л. Парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва Волинського Полісся. Науковий вісник Волинського державного університету імені Лесі Українки. 2007. № 11. С. 162–166.
3. Кузнецов С. Роль аборигенних рослин природної дендрофлори Полісся та Лісостепу України в садово-парковому ландшафті. Запорожский медицинский журнал. 2008. № 2. С. 156.
4. Ільєнко О. Динаміка систематичної структури дендрофлори Тростянецького парку. Інтродукція рослин. 2011. № 1. 37–55.
5. Потоцька С. Порівняльний аналіз дендрофлори зелених насаджень міста Чернігова. Науковий вісник Ужгородського університету. 2012. № 33. С. 64–70.
6. Михайлович Н. Структурний аналіз дендрофлори парку – пам'ятки садово-паркового мистецтва «Чернівецький парк культури і відпочинку ім. Т.Г. Шевченка». Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2014. № 1. С. 175–180.
7. Марков Ф. Структура насаджень і територіальна організація старовинних парків – пам'яток садово-паркового мистецтва Житомирщини: автореф. дис. канд. с.-г. наук: 06.03.01. Київ, Житомирський державний агроєкологічний університет. 2015. 20 с.
8. Gagnidze R. Arealogical review of Colchic evergreen broad-leaved mesophyllous dendroflora species. Conference on Recent Shifts in Vegetation Boundaries of Deciduous Forests, Especially Due to General Global Warming. Georgia, 1999. P. 199–216.
9. Беркутенко А. Дендрофлора города Магадана. VII Зырянские чтения: материалы Всерос. науч.- практ. конф. (Курган, 10–11 дек. 2009 г.). Курган, 2009. С. 232–233.
10. Tafra D., Pandza M., Milovic M. Woody plants of the Omis. The nature of Croatia. № 2. 2012. P. 301–334.
11. Dudkiewicz M., Dabski M., Durlak W. Dendroflora zabytkowego parku w Kijanach. Formatio circumiectus. 2015. № 14. P. 15–25.

12. Tashev A., Tsavkov E. Dendroflora of calcareous terrains in Bulgaria and its significance for conservation. *Nature Conservation Research*. 2016. № 1. P. 70–77.
13. Калініченко О. Декоративна дендрологія: навч. посібник. Київ, 2003. 200 с.
14. Тахтаджян А. Флористические области Земли. Львов, 1978. 248 с.
15. Толмачёв А. Ведение в географию растений. Львов, 1974. 430 с.
16. Толмачёв А. О количественной характеристике флор и флористических областей. М.; Львов, 1941. 428 с.
17. Meusel H., Jager E., Rauschert S. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropaischen Flora Karten. Jena. 1978. Bd. 2. 421 p.
18. Meusel H., Jager E., Weinert E. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropaischen Flora. Jena. 1965. Bd. 1. 535 p.
19. Дідух Я., Коротченко І., Фіцайло Т., Бурда Р., Мойсієнко І. Екофлора України / ред. рада: Я. Дідух (гол.) та ін. Київ, 2010. Т. 6. 422 с.
20. Дідух Я., Плюта П. Фітоіндикація екофакторів. Київ, 1994. 280 с.
21. Миркин Б., Розенберг Г. Фитоценология. Принципы и методы: учебник. Москва, 1978. 212 с.
22. Работнов Т. Фитоценология: учебное пособие (3-е изд. перераб. и доп.). Москва: МГУ, 1992. 352 с.

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ

УДК 621.3.01

МЕТОД ПАРАМЕТРИЧНОГО СИНТЕЗУ КІЛ ІЗ СУПЕРКОНДЕНСАТОРАМИ ТА АКУМУЛЯТОРНИМИ БАТАРЕЯМИ В КОМБІНОВАНИХ ДЖЕРЕЛАХ ЖИВЛЕННЯ ЕЛЕКТРОМОБІЛІВ

Білецький О.О., Котовський В.Й.

Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»
проспект Перемоги, 37, 03056, м. Київ
biletsky27@gmail.com

У роботі запропоновано метод параметричного синтезу кіл заряду суперконденсаторів від акумуляторної батареї в комбінованих джерелах живлення електромобілей. Цей метод дає можливість за відомими параметрами зарядного контуру визначити доцільні початкові умови щодо напруги на клеммах суперконденсатора, при яких забезпечено максимальний коефіцієнт передачі енергії від акумуляторної батареї. Обов'язковою умовою при цьому є забезпечення достатньої кількості енергії, яку може віддати суперконденсатор при розряді до цієї напруги. *Ключові слова:* енергетичні характеристики, суперконденсатор, внутрішній опір, електромобіль, акумуляторна батарея.

Метод параметрического синтеза цепей с суперконденсаторами и аккумуляторными батареями в комбинированных источниках питания электромобилей. Белецкий О.А., Котовский В.И. В работе предложен метод параметрического синтеза цепей заряда суперконденсаторов от аккумуляторной батареи в комбинированных источниках питания электромобилей. Данный метод позволяет по известным параметрам зарядного контура определить целесообразные начальные условия по напряжению на клеммах суперконденсатора, при которых было обеспечено максимальное значение передачи энергии от аккумуляторной батареи. Обязательным условием при этом является обеспечение достаточного количества энергии, которую может отдать суперконденсатор при разряде в данном напряжении. *Ключевые слова:* энергетические характеристики, суперконденсатор, внутреннее сопротивление, электромобиль, аккумуляторная батарея.

The method of parametric synthesis of circuits with supercapacitors and batteries in the combined power sources of electric vehicles. Biletskyi O., Kotovsky V. In this paper, a method for the parametric synthesis of the charge circuits of supercapacitors from a battery in combined electric vehicle power sources is proposed. This method makes it possible to determine from the known parameters of the charging circuit the appropriate initial conditions for the voltage at the terminals of the supercapacitor, at which the maximum value of energy transfer from the battery was ensured. A prerequisite for this is to provide a sufficient amount of energy that can give a supercapacitor when discharging at a given voltage. *Key words:* energy characteristics, supercapacitor, internal resistance, electric vehicle, battery.

Постановка проблеми. Досить часто для зберігання енергії в електромобілях (далі – ЕМ) застосовують сучасні акумуляторні батареї (далі – АБ). Передумовою є те, що АБ можуть зберігати багато енергії при своїх компактних малогабаритних розмірах. При задовільних значеннях питомої енергії АБ суттєво програють суперконденсаторам (СК) за значенням питомої потужності й з кількістю циклів заряд/розряд [1–4]. Розробники, через брак альтернативи, звикли до даних недоліків.

Актуальність дослідження. Прогрес змушує створювати пристрої для зберігання енергії, які задовольнятимуть вимогам щодо питомої потужності.

Нові зразки АБ з високими показниками питомої потужності програють за питомою енергією й кількістю циклів, які вони здатні виконати без погіршення технічних характеристик. СК можуть бути альтернативою цим новим зразкам АБ [1; 3–5].

Якщо використовувати тільки АБ, то їй необхідно підбирати згідно з вимогами щодо питомої потужності для ЕМ; під час використання тільки батареї СК їй підбирають відповідно до вимог щодо питомої енергії. Цей підхід призведе до значного збільшення маси, об'єму та вартості АБ. Наш підхід з комбінованим використанням батареї СК та АБ дасть можливість задовольнити вимоги щодо потужності для

функціонування ЕМ за рахунок СК, забезпечити необхідний запас енергії за допомогою АБ. Причому АБ буде функціонувати більшу кількість циклів заряд/розряд, оскільки всі імпульсні навантаження буде компенсувати батарея СК [3; 6; 7].

Аналіз досліджень енергетичних характеристик в електричних колах комбінованих джерел електроживлення (КДЕ) з СК показав [1; 4; 7–9], що вони переважно проводились без урахування втрат електроенергії в колах заряду й дозаряду. Не проводився також аналіз утрат електроенергії в колах заряду СК від АБ при ненульових початкових і кінцевих умовах щодо напруги. Тому запропонований авторами метод параметричного синтезу кіл заряду СК від АБ [3], який базується на вирішенні зворотного завдання – визначенні початкової напруги на клеммах СК, при якій досягається максимальний коефіцієнт передачі енергії від АБ комбінованих джерел живлення ЕМ до СК, при заданій ефективній добротності зарядного контуру, є важливим та актуальним.

Метою роботи є підвищення енергетичних характеристик КДЕ шляхом визначення доцільних ненульових початкових умов щодо напруги на клеммах СК та їх вплив на коефіцієнт передачі енергії $\eta_{СК}$ в колах аперіодичного й коливального заряду від АБ і на кількість енергії, яка накопичується в СК.

Виклад основного матеріалу. Метод параметричного синтезу кіл заряду СК від АБ базується на аналізі функціональних залежностей: кількості енергії $W_{СК}$, яка надходить у СК за час заряду від напруги $U_{ОСК}$ до U_k ; кількості енергії $W_{АБ}$, яка відбирається від АБ за час заряду від напруги $U_{ОСК}$ до U_k ; енергії втрат $W_{втр}$ у колі заряду СК від напруги $U_{ОСК}$ до U_k ; коефіцієнта передачі енергії від АБ $\eta_{СК}$ при різних значеннях напруг $U_{ОСК}/U_{АБ}$.

Відмінність енергетичних характеристик СК і АБ є основою цього методу параметричного синтезу кіл заряду СК від АБ КДЕ, в яких АБ використовують для тривалого живлення навантажень стабільним струмом, а накопичувальні СК підключають за необхідності реалізації короткочасних великих потужностей.

Доцільними ненульовими умовами щодо напруги на клеммах СК $U_{ОСК}$ будуть такі умови щодо напруги, при яких заряд СК буде відбуватися при максимально можливому коефіцієнті передачі енергії від АБ з мінімальними втратами енергії в зарядному колі. При цьому кількість енергії, яка надходить у СК під час заряду від доцільних ненульових умов щодо напруги на клеммах $U_{ОСК}$, повинна бути достатньою для забезпечення імпульсних режимів [3; 6].

За допомогою методу параметричного синтезу виберемо доцільні режими роботи цього джерела й забезпечимо високий $\eta_{СК}$.

1. Метод параметричного синтезу буде застосований для ЕМ Tesla S 70D. Цей ЕМ [10] є повнопривідним транспортним засобом, у якому силовою установкою є два асинхронні електродвигуни.

ЕМ експлуатується в режимі таксі в мегаполісі, де є необхідність часто зупинятися й динамічно рушати з місця. Як джерело живлення буде використане КДЕ з СК і літій-іонними АБ.

2. Еквівалентна схема заміщення ЕМ з КДЕ представлена на рис. 1.

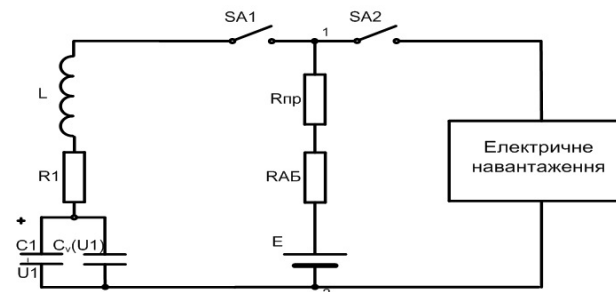


Рис. 1. Еквівалентна схема заміщення ЕМ з комбінованим джерелом живлення

Ця еквівалентна схема складається із зарядного контуру $E-R_{АБ}-R_{ПР}-SA1-L-R_1-(C+C_v(U_1))$ та розрядного контуру, в якому АБ і СК (або АБ самостійно) працюють на електричне навантаження.

Накопичувальна батарея СК заряджається від АБ через ключ, котушку індуктивності L та опір проводів $R_{ПР}$. Батарея СК представлена опором R_1 , а її ємність складається з паралельного з'єднання незмінної частини ємності C_1 [Ф] і ємності $C_v(U_1) = kU$ (де k [Ф/В]), яка залежить від напруги на клеммах батареї СК.

3. Максимальна потужність електродвигунів в оригінальній системі електроживлення (без батареї СК) становить 244,2 кВт (332 к.с.) [10] та обмежена можливостями АБ. Як джерело електроенергії в ЕМ заводом використовується АБ ємністю 70 кВт·год [3; 10]. Це дає змогу отримати пробіг до 470 км.

У КДЕ максимальна потужність буде обмежена $P_{max}=244,2$ кВт – це потужність, яку повинна забезпечити батарея СК. Потужність АБ:

$$P_{АБmax} = 0,45P_{max} = 0,45P_{СКmax} = 109,9 \text{ кВт.} \quad (1)$$

4. АБ електромобіля [10] складається з елементів Panasonic NCR18650A з ємністю 3,1 А·год. (мінімальне значення ємності 2,95 А·год).

Параметри АБ: Номінальна напруга на клеммах кожного елемента $U_{ном} = 3,6$ В (мінімальна напруга розряду $U_{min} = 2,5$ В та максимальна напруга заряду $U_{max} = 4,2$ В) і SOC = 69,4% (англ. “state-of-charge”) допустиме значення, тобто можливий рівень розряду у відсотках від номінальної напруги $U_{ном}$ В; внутрішній опір $R = 0,11$ Ом; час заряду 4 год. струмом $I = 0,2$ А; максимальний струм розряду $I_{max} = 2$ А; питома енергія – 245 Вт·год/кг; вага елемента – 45,5 г; розміри циліндричного елемента – 18,6×65,2 мм; об'єм – $1,77 \cdot 10^{-5}$ м³; термін служби АБ – 8 років [10].

Допустима потужність АБ залежить від SOC – можливого рівня розряду у відсотках від номінальної

напруги $U_{ном}$ В (чим менше SOC, тим менша допустима потужність). Відповідно, під час тестування й аналізі СК та АБ необхідно чітко знати діапазон зміни напруги, SOC і тривалість імпульсу [1–3].

Діапазон зміни напруги (ефективність [2; 3; 7]) визначається виразом:

$$EF = \frac{P}{P + I^2 R} = \frac{1}{1 + IR/U} = \frac{U}{U_{oc}} \quad (2)$$

Максимальна імпульсна потужність АБ визначається як:

$$P_{АБ.макс} = \frac{EF(1-EF)U_{oc}^2}{R} \quad (3)$$

Аналогічно для визначення максимальної потужності СК [1; 2; 5; 7]:

$$P_{СКмакс} = \frac{9}{16}(1-EF)\frac{U_{oc}^2}{R}, \quad (4)$$

Де U_{oc} – номінальна напруга СК.

Розрахуємо максимальну імпульсну потужність нашої АБ. Напруга, до якої заряджена АБ $U_{oc} = 4,2$ В. Згідно з виразами (5.11) – (5.12), при $U_1 = 4$ В, маємо $EF_1 = 0,95$, $P_{АБ.макс} = 7,61$ Вт. Питома потужність АБ $P_{пит.АБ1} = 167,4$ Вт/кг.

Дана АБ має мінімально допустиму напругу розряду $U_{min} = U_2 = 2,5$ В. Для цього випадку $EF_2 = 0,6$ з урахуванням виразів (2) – (4), максимальна імпульсна потужність АБ становить $P_{АБ.макс2} = 38,49$ Вт. При цьому значенні ефективності питома потужність АБ становить $P_{пит.АБ2} = 845,87$ Вт/кг. При реальних динамічних режимах експлуатації ЕМ необхідно орієнтуватися на питому потужність при ефективності $EF_1 = 0,95$. З метою підвищення енергетичних характеристик у цій КДЕ використані в поєднанні батарея СК та АБ з меншою ємністю. Для забезпечення пробігу до 270 км достатньо мати ємність до 40 кВт · год.

З урахуванням загальної напруги всієї АБ $U_{АБ} = 375$ В можна знайти кількість послідовно з'єднаних секцій з елементами $n_{посл.} = U_{АБ}/U_{1макс} = 89,28$. Відповідно, будемо використовувати 90 послідовно з'єднаних секцій, це дасть можливість отримати напругу АБ до 378 В. При номінальній напрузі елемента $U_{ном} = 3,6$ В загальна напруга на клеммах АБ становить $U_{АБном} = 3224$ В. При напрузі $U_{АБном}$ ємність АБ дорівнює $E_{АБ} = 40000$ Вт·год. Накопичений заряд становить $q_{АБ} = 123,457$ А · год. Розрахуємо необхідну кількість паралельно з'єднаних елементів за формулою $q_{АБ}/q_1 = 40$ (шт.). Відповідно, в цій АБ буде розміщено $N=3600$ елементів. У кожній із 90 послідовних секцій (по 40 шт. паралельно з'єднаних елементів) буде накопичено заряд $q_{АБ} = 123,457$ А · год.

Вага буде дорівнювати $m_{АБ} = Nm_1 = 163,8$ кг. Об'єм становитиме $V_{АБ} = 63,72$ л. При $U_{АБмакс}$ запас енергії в АБ становитиме $E_{АБмакс} = 46,872$ кВт · год. При $U_{АБном}$ [3, 10] запас енергії буде дорівнювати $E_{АБном} = 40,180$ кВт · год.

Загальний опір усієї АБ становить $P_{АБ} = (R_1/n_{пар}) \cdot n_{посл.} = 0,2475$ Ом. Визначимо максимальну імпульсну потужність АБ ЕМ. При мінімально допустимій напрузі розряду АБ $U_1 = 226,8$ В, маємо $EF_{ФБ1} = 0,6$, $P_{АБ.макс} = 138,554$ кВт. Питома потужність АБ становить $P_{пит.АБмакс} = 845,874$ Вт/кг. Для цього застосування АБ достатньо розряджати до напруги $U_2 = 279,72$ В. Для цього випадку імпульсна потужність становить $EF_2 = 0,74$, $P_{АБ.макс2} = 111,07$ кВт, питома потужність – $P_{пит.АБ2} = 678,109$ Вт/кг.

5. Розрахуємо параметри батареї СК, яка застосовується в КДЕ. Вона складається з СК фірми «Maxwell Technologies». Параметри СК MC2600: ємність СК представляється сумою незмінної ємності $C_1 = 2620$ Ф і ємності $C_v(U) = k \cdot |U|$ ($k = 20,407$ Ф/В) [9]. Відповідно, маємо: $C(U) = C_1 + k|U| = 2675,1$ Ф.

Номінальна напруга $U_{НСК} = 2,7$ В; внутрішній опір СК $R_{СК} = 0,37$ мОм; вага СК $m_{СК} = 0,47$ кг; об'єм СК $V = 0,36$ л; максимальна питома енергія СК $E_{пит.СК} = 5,6$ Вт·год./кг; запас енергії (ємність Вт·год.) СК $E_{СК} = 2,63$ Вт·год.; запас заряду А·год. СК, відповідно, становить $q_{СК} = 0,975$ А·год.; максимальна питома потужність СК $P_{пит.СКмакс} = 10400-10480$ Вт/кг (при $EF_{СК} = 5,6$ $EF_{СК} = 0,5$). При цьому максимальна імпульсна потужність СК $R_{СК} = 4925,67$ Вт; питома потужність – $P_{пит.СК} = 4100$ Вт/кг [1; 3], яка вказується в паспортних даних, розраховується за формулою:

$$P_{пит.СК} = 0,12 \frac{U_{НСК}^2}{R_{СК} m} \text{ Вт/кг.} \quad (5)$$

При ефективності $EF_{СК} = 0,95$ імпульсна та питома потужності цього СК будуть становити $R_{СК} = 554,138$ Вт і $P_{пит.СК} = 1179,02$ Вт/кг. Розрахуємо кількість СК для забезпечення необхідної імпульсної потужності. Номінальна напруга холостого ходу одного СК $U_{НСК} = 2,7$ В, можна знайти кількість послідовно з'єднаних секцій: $n_{посл.СК} = 140$. Для збільшення ємності всієї батареї СК приєднаємо паралельно дві батареї СК. Вага батареї СК становитиме $n_{бат.СК} = Nm_{СК} = 31,6$ кг, об'єм – $V_{бат.СК} = 100,80$ л. При номінальній напрузі запас енергії буде становити $E_{бат.СК} = U_{бат.СК} \cdot 2q_{СК} = 0,737$ кВт · год. Максимальна питома енергія становить $E_{пит.СК} = 5,6$ Вт·год/кг. Опір усієї батареї – $R_{бат.СК} = 0,0259$ Ом. Максимальна потужність батареї СК буде при $EF=1/2$, тобто

Таблиця 1

Параметри батареї СК MC2600

$EF_{СК} = U/U_{oc}$	$U, В$	$P_{СКмакс}, кВт$	$P_{пит.СКмакс}, кВт/кг$
0,50	189,00	1379,189	10,480
0,60	226,80	1241,270	9,432
0,74	279,72	806,826	6,131
0,92	347,76	248,25	1,886

$P_{СК\max} = 1379,189$ кВт, питома потужність –
 $P_{\text{пит.СК}\max} = 10480,16$ Вт/кг.

Батарея СК може забезпечити необхідну імпульсну потужність $P_{СК\max1} = 248,25$ кВт при $EF_{СК1} = 0,92$. З метою порівняння максимальних імпульсних і питомих потужностей для батареї СК їх значення приведені в таблиці 1.

З таблиці 1 видно, що при ефективності $EF_{СК3} = 0,74$ імпульсна потужність збільшиться в 3,25 рази, а при $EF_{СК2} = 0,6$ – в 5 разів, порівняно з режимом розряду при ефективності $EF_{СК4} = 0,92$. Максимально допустима імпульсна потужність $P_{СК\max} = 1379,189$ кВт буде при режимі узгодженого навантаження.

При мінімально допустимій напрузі розряду цієї АБ $U_1 = 226,8$ В (при $EF = 0,6$) максимальна імпульсна потужність батареї СК буде в 8,96 разів більшою, ніж максимальна імпульсна потужність АБ. При цих умовах питома потужність цієї батареї СК буде в 11,15 разів більшою, ніж питома потужність АБ. При збільшенні ефективності до $EF = 0,74$ максимальна імпульсна потужність АБ є достатньою для забезпечення потреб цього ЕМ. При цьому максимальна імпульсна потужність батареї СК буде в 7,26 разів більшою за потужність АБ. Питомі потужності батареї СК та АБ будуть відрізнятися в 9,04 рази на користь батареї СК. Ємність батареї СК

$$C_{\text{батСК}}(U) = m \left(\frac{C_1}{n} + \frac{k}{n^2} |U| \right) = C_{\text{екв}} + k_{\text{екв}} |U| = 38.216 \text{ Ф},$$

де n та m – кількість послідовно й паралельно з'єднаних СК.

6. В еквівалентній схемі заміщення опір проводів $R_{\text{ГП}} = 0,01$ Ом.

7. Добротність зарядного контуру розраховується за виразом:

$$Q(U) = \frac{I}{R_{\Sigma}} \cdot \sqrt{\frac{L}{C(U)}} = 0,00057. \quad (6)$$

Опір зарядного контуру становить $R_{\Sigma} = R_{\text{АБ}} + R_{\text{батСК}} + R_{\text{ГП}} = 0,283$ Ом. Вибираємо котушку серії TSL1112 з номінальною індуктивністю $L = 1$ мкГн.

8. Розрахуємо енергетичні характеристики кола заряду за допомогою MATLAB. Кількість енергії, яка відбирається від АБ, при заряді від початкової $U_n = 347,76$ В до кінцевої напруги $U_k = 378$ В розраховується за формулою:

$$W_{\text{АБ}} = \int_{t_n}^{t_k} U_{\text{АБ}} i(t) dt = 445070 \text{ Дж}. \quad (7)$$

При початковій напрузі $U_n = 347,76$ В можна визначити зміну енергії в батареї СК при заряді до $U_k = U_{\text{ном}} = 378$ В:

$$W_{\text{СК}} = \frac{C_1(U_k^2 - U_n^2)}{2} + \frac{2k(U_k^3 - U_n^3)}{3} = 427270 \text{ Дж}. \quad (8)$$

9. Коефіцієнт передачі енергії при ефективності $EF_{СК1} = 0,92$ дорівнює відношенню енергії $W_{\text{СК}}$, яка надійшла в СК, до енергії, яка відібрана від АБ $W_{\text{АБ}}$ за весь час заряду:

$$\eta_{\text{СК}} = (W_{\text{СК}}(t_k) - W_{\text{СК}}(t_n)) / (W_{\text{АБ}}(t_n) - W_{\text{АБ}}(t_k)) = 0,96, \quad (9)$$

де $W_{\text{СК}}(t_n)$, $W_{\text{СК}}(t_k)$ – енергії, які накопичені в СК відповідно до комутації й після завершення перехідного процесу заряду від АБ; $\Delta W_{\text{АБ}} = W_{\text{АБ}}(t_n) - W_{\text{АБ}}(t_k)$ – енергія, яку віддала АБ за час перехідного процесу.

10. Енергія втрат у колі заряду є різницею між енергією, відданою АБ, й енергією, яку отримала в процесі заряду батарея СК:

$$W_{\text{втр}} = (W_{\text{АБ}}(t_n) - W_{\text{АБ}}(t_k)) - (W_{\text{СК}}(t_k) - W_{\text{СК}}(t_n)) = 17787 \text{ Дж}. \quad (10)$$

11. У цьому КДЕ технічно можливо забезпечити добротність зарядного контуру $Q(U_{\text{ном}}) = 0,00057$. При таких умовах реалізовано аперіодичний заряд.

12. Згідно з рекомендаціями цього методу, можна вибрати доцільні початкові умови щодо напруги на клеммах СК. При початковій напрузі на клеммах СК $U_n = 347,76$ В заряд батареї СК від АБ відбувається при $\eta_{\text{СК}} = 0,96$.

Головні висновки. Отже, на основі викладеного вище можемо резюмувати:

1. При подібних умовах дослідження можна бачити аналогію енергетичних характеристик заряду СК від АБ, отриманих шляхом розрахунку аналітичних залежностей та експериментального чисельного моделювання в пакеті Matlab.

2. Використання ненульових початкових умов щодо напруги на клеммах СК при заряді від АБ дає змогу підвищити коефіцієнт передачі енергії від АБ. При збільшенні початкової напруги коефіцієнт передачі енергії буде нелінійно зростати.

3. Розроблено метод параметричного синтезу кіл заряду СК від АБ, який дає змогу за відомими параметрами зарядного контуру визначити доцільні початкові умови щодо напруги на клеммах СК, при яких буде забезпечено максимальний коефіцієнт передачі енергії від АБ. Обов'язковою умовою при цьому є забезпечення достатньої кількості енергії, яку може віддати СК, при розряді до цієї напруги.

4. Експериментальне дослідження розробленого методу показало підвищення енергетичних характеристик КДЕ шляхом визначення необхідних початкових умов щодо напруги на клеммах батареї СК, при якій заряд від АБ відбувається при максимальному значенні коефіцієнта передачі енергії від АБ $\eta_{\text{СК1}} = 0,96$.

5. Розраховане КДЕ відповідає високим вимогам щодо питомої потужності. Запропонований авторами підхід дає змогу задовольнити вимоги щодо потужності для функціонування ЕМ за рахунок батареї СК та забезпечити необхідний запас енергії за допомогою АБ.

6. Літій-іонна АБ функціонуватиме більшу кількість циклів заряд/розряд, оскільки всі імпульсні навантаження буде компенсувати батарея СК. Це дає можливість суттєво зменшити масогабаритні показники та вартість АБ.

Література

1. A. Burke, M. Miller. The power capability of ultracapacitors and lithium batteries for electric and hybrid vehicle applications. *Journal of Power Sources*. 2011. Vol. 196. № 1. P. 514–522.
2. Burke A., Miller M., Zhao H. Lithium batteries and ultracapacitors alone and in combination in hybrid vehicles: fuel economy and battery stress reduction advantages. *JSR*. 2010. 21.23: 15.
3. Білецький О.О. Енергетичні процеси в колах заряду суперконденсаторів зі змінними початковими напругами: дис. ... канд. техн. наук: спец. 05.09.05. Київ, 2016. 195 с.
4. Kurzweil P., Frenzel B., Gallay R. Capacitance characterization methods and ageing behaviour of supercapacitors. In *Proc. 15th International Seminar On Double Layer Capacitors*, Deerfield Beach, FL, USA. 2005. P. 14–25.
5. Білецький О.О., Супруновська Н.І., Щерба А.А. Залежність енергетичних характеристик кіл заряду суперконденсаторів від їх початкових і кінцевих напруг. *Технічна електродинаміка*. 2016. № 1. С. 3–10.
6. Білецький О.О., Щерба А.А., Супруновська Н.І. Енергетичні характеристики кіл аперіодичного заряду суперконденсаторів від акумуляторних батарей. *Вісник НТУ «ХП»*: зб. наук. пр. темат. вип. «Проблеми автоматизованого електропривода. Теорія і практика». 2015. № 12 (1121). С. 379–383.
7. Burke A., Miller M., Van Gelder E. *Ultracapacitors and batteries for hybrid vehicle applications*. 23rd Electric Vehicle Symposium. Anaheim, California. 2007.
8. Zubieta L., Bonert R. Characterization of double-layer capacitors for power electronics applications. *IEEE Trans. on Ind. Appl.* 2000. Vol. 36. № 1. P. 199–205.
9. Camara M.B. et al. DC/DC converters control for embedded energy management – Supercapacitors and battery. *IECON 2010-36th Annual Conference on IEEE Industrial Electronics Society*. IEEE. 2010. P. 2323–2328.
10. Model s | tesla europe. Tesla motors. 2016. URL: https://www.tesla.com/en_eu/models?redirect=no/ (дата звернення: 03.10.2018).

ЕКОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В КОНТЕКСТІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЇ УКРАЇНИ

УДК 592/599.595

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ТА КЛАДОЦЕРОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОФЕСОРА БЕНЕДИКТА ДИБОВСЬКОГО В ПАРАДИГМІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ УКРАЇНИ

Іванець О.Р.

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, 79005, м. Львів
oleh_ivanets@ukr.net

Євроінтеграція – цивілізаційний вибір України. Роботи польських науковців, які працювали в основному у Львові, були носіями західних ідеалів та цінностей, становлять добре підґрунтя для цього процесу. Акцентовано увагу на роботах Бенедикта Дибовського – видатного польського гідробіолога, почесного жителя м. Львова та почесного професора Львівського університету. Частина своїх досліджень він присвятив вивченню гіллястовусих раків (Cladocera) Галичини, описав нові для науки варієтети і таксони цієї групи ракоподібних. Колекція Cladocera Б. Дибовського зберігається в Зоологічному музеї Львівського національного університету імені Івана Франка. Вона має вагомe наукове та прикладне значення в сучасних таксономічних і гідроекологічних дослідженнях. Б. Дибовський зробив значний внесок у розвиток європейської та світової науки. Його роботи не втрачають актуальності, вони важливі у світлі євроінтеграційних процесів України та привертають пильну увагу багатьох науковців сьогодення. *Ключові слова:* євроінтеграція, Україна, Бенедикт Дибовський, Cladocera.

Гидроэкологические и кладоцерологические исследования профессора Бенедикта Дыбовского в парадигме евроинтеграционных процессов Украины. Иванець О.Р. Евроинтеграция – цивилизационный выбор Украины. Работы польских ученых, которые работали в основном во Львове, были носителями западных идеалов и ценностей, составляют хорошую основу для этого процесса. Акцентируется внимание на работах Бенедикта Дыбовского – выдающегося польского гидробиолога, почетного жителя Львова и почетного профессора Львовского университета. Часть своих исследований он посвятил изучению ветвистоусых раков (Cladocera) Галичины, описал новые для науки вариететы и таксоны этой группы ракообразных. Коллекция Cladocera Б. Дыбовского сохраняется в Зоологическом музее Львовского национального университета имени Ивана Франко. Она имеет большое научное и прикладное значение для современных таксономических и гидроэкологических исследований. Б. Дыбовский сделал значительный вклад в развитие европейской и мировой науки. Его работы не теряют актуальности, они важны в свете евроинтеграционных процессов Украины и привлекают пристальное внимание многих ученых современности. *Ключевые слова:* евроинтеграция, Украина, Бенедикт Дыбовский, Cladocera.

Hydroecological and cladocerological investigations of Benedict Dybowski professor in paradigm of eurointegration processes of Ukraine. Ivanets O. Eurointegration is a civilized choice of Ukraine. The works of Polish scholars who worked mainly in Lviv, were the bearers of Western ideals and values, are well grounded for this process. Attention is paid to the works of Benedict Dybowski, a prominent Polish hydrobiologist, honorary resident of the city of Lviv and honorary professor of Lviv University. He devoted part of his research to the study of Cladocera of Galicia, described new for science variations of the taxa of this group of crustaceans. The Cladocera collection by B. Dybowski is stored in the Zoological Museum of the Ivan Franko National University of Lviv. It represents a significant scientific and applied value in modern taxonomic and hydroecological research. B. Dybowski made a significant contribution to the development of European and world science. His works does not lose its relevance, they are important in the light of the European integration processes of Ukraine and attract the attention of many scholars of the present. *Key words:* eurointegration, Ukraine, Benedict Dybowski, Cladocera.

Євроінтеграція – цивілізаційний вибір України. Останніми роками ця тема набула значної ваги. Польське минуле багатьох українських етнічних територій становить певне підґрунтя для цього процесу. Історично так склалося, що європейська культура і наука на західноукраїнських землях представлені здебільшого польськими науковцями, які

працювали в основному у Львові і були носіями західних ідеалів та цінностей.

Ця сторінка історії науки довгий час перебувала поза увагою біографістів. Сьогодні інформацію про польських учених, які працювали у Львові, можна отримати під час вивчення матеріалів «Польського біографічного словника», який є об'єктом уваги

українських науковців. У цьому ґрунтовному науковому виданні подані біографії сорока дев'яти вчених зі Львова [10; 11].

Серед представників фундаментальних наук висвітлено постать видатного польського зоолога Бенедикта Дибовського (1833–1930 рр.). У травні 2018 р. у межах «Програми транскордонного співробітництва Польща – Білорусь – Україна 2014–2020» у Львівському національному університеті імені Івана Франка з нагоди 185-річного ювілею із дня народження відбулася Міжнародна конференція «Професор Бенедикт Дибовський – визначний дослідник спільної природної спадщини Польщі, Білорусі та України» [9]. Зроблені наукові розвідки польських, білоруських та українських дослідників про професійну діяльність цього видатного природодослідника. Зокрема, схарактеризовані гідробіологічні дослідження Б. Дибовського на теренах Галичини, висвітлені аспекти локального і глобального в музейних хронотопах В. Дідушицького і Б. Дибовського, показано роль Б. Дибовського в розвитку зоологічної систематики і номенклатури, подано інформацію щодо колекції Б. Дибовського в музеї й Інституті зоології Польської академії наук у Варшаві. Представлено цілу низку інших аспектів його життя і наукової діяльності.

Бенедикт Дибовський зробив значний внесок у вивчення фауни Сибіру, зокрема Байкалу [12; 13; 24]. У науковій спадщині цього вченого є низка публікацій, присвячених морфолого-таксономічному вивченню гіллястовусих раків (Cladocera) прісних вод Галичини [6].

У 1884–1906 рр. Б. Дибовський проводив дослідження разом з асистентом М. Гроховським в Інституті зоології, який на той час був одним із центрів зоологічної науки. Інститут зоології заснований 1858 р. на філософському факультеті університету Яна Казимира (нині Львівський національний університет імені Івана Франка). Б. Дибовський протягом 1884–1906 рр. був головою цього інституту. Він перетворив Кабінет натуральної історії в Зоологічний музей, був його директором і зробив значний внесок у збагачення колекцій. Б. Дибовський був також завідувачем кафедри зоології, а згодом і деканом філософського факультету.

Б. Дибовський і М. Гроховський опублікували низку статей, що і сьогодні актуальні. Вони мають велике значення для розвитку таксономії Cladocera [14; 15; 16; 17; 18; 19].

Б. Дибовський приділяв у своїх дослідженнях значну увагу водоймам Розточчя, що мали, на той час, важливе рекреаційне значення, зокрема Янівському і Пелчинському ставам. Причому в полі його уваги було не тільки вивчення фауни Cladocera. Він провів також низку важливих екологічних спостережень.

На той час Cladocera цікавили багатьох дослідників. Зокрема, була опублікована ґрунтовна монографія Франца фон Лейдига “Naturgeschichte der

Daphniden”. Зацікавлення науковців групою гіллястовусих раків зумовлене їхнім значенням у функціонуванні гідроекосистем як біофільтраторів та індикаторів екологічного стану водойм.

Янівський став, який у ті часи характеризувався значним рекреаційним потенціалом, є одним із найдавніших у цьому регіоні. Він закладений 1407 р. у регіоні Розточчя на р. Верещиці – лівій притоці р. Дністер. 1683 р. площа Янівського ставу становила 642 морги (360 га). Тут 1886 р. організовано відпочинковий центр Галичини із пляжами і туристичними маршрутами р. Верещиця, які діяли до 1939 р. [7].

Теренами Розточчя проходить Головний європейський вододіл. З огляду на природоохоронну значущість, нині тут створений Міжнародний біосферний резерват ЮНЕСКО (Biosphere Reserves) «Розточчя», що включений до світової мережі біосферних заповідників.

Серед публікацій Б. Дибовського і М. Гроховського привертає увагу стаття “Spis systematyczny Wioślarek (Cladocera) krajowych”, опублікована 1895 р. у журналі польського товариства природників імені Коперника «Космос» [15]. Вона є однією з фундаментальних праць, в яких закладено основи методології досліджень у царині таксономії та систематики Cladocera. У цій статті подано перелік таксонів Cladocera, зареєстрованих в Янівському та Пелчинському ставах.

Для актуалізації отриманих Б. Дибовським і М. Гроховським матеріалів щодо фауни Cladocera Янівського ставу, забезпечення можливості використання їх у сучасних моніторингових і фауністичних дослідженнях доцільно зробити їх доступними і навести огляд Cladocera (21 таксон) у тій формі, як це зробили Дибовський і Гроховський станом на 1895 р.: *Sida crystallina*, O. Fr. Müll.; *Daphnella Brandtiana*, Fischer.; *Leiodaphnia Berlinensis*, Schoedler.; *Leiodaphnia gracilis*, Hellich.; *Hyalodaphnia Cederstroemii*, Schoedler.; *Hyalodaphnia Kahlbergensis*, Schoedler.; *Simocephalus congener*, Koch.; *Bosmina Kromaniana* nob.; *Eurycercus polyodontus* var. *Goplanus* nob.; *Acroperus Wojnowiensis* nob.; *Camptocercus rectirostris*, Schoedler.; *Alona affinis*, Leydig.; *Alona quadrangularis*, Leydig.; *Oxyurella tenuicaudis*, Sars. var. *Polonica* nob.; *Oxyurella costata*, Sars.; *Pleuroxus aduncoides* nob.; *Peracantha truncata*, O. Fr. Müll.; *Rhyphophilus personatus*, Leydig.; *Chydorus globiformis* nob.; *Chydorus ovalis*, Kurz. var. *Ludwinowianus*; *Leptodora hyalina*, Lilljeborg.

Пелчинський став, який також був у полі зору Б. Дибовського, розташовувався у м. Львові. Цей став існував ще у XVI ст., він належав монахам-домініканцям. Згодом свою назву він дістав від імені власниці Єфросинії Пелки. 1820 р. за ініціативою заступника головнокомандувача збройними силами Галичини, генерала Йогана-Карла Фреснеля тут спорудили військову школу плавання, в якій, окрім

вояків, навчалися і цивільні особи. Пелчинський став ліквідували 1921 р. Його було засипано, вулицю Пелчинську (нині вул. Д. Вітовського), яка огинала цю водойму, випрямили. Пізніше на цьому місці влаштували сквер парку культури (тепер парк ім. Б. Хмельницького) [1; 8].

Для актуалізації отриманих Б. Дибовським і М. Гроховським матеріалів доцільно зробити їх доступними й навести огляд Cladocera (18 таксонів) у тій формі, як це зробили автори станом на 1895 р.: *Daphnella brachyura*, Lievin.; *Leiodaphnia gracilis*, Hellich.; *Leiodaphnia hyalina*, Leydig.; *Hyalodaphnia Cederstroemii*, Schoedler.; *Simocephalus congener*, Koch.; *Simocephalus exspinosus*, Koch.; *Simocephalus vetulus*, O.F. Müll.; *Scapholeberis mucronata*, O.F. Müll.; *Scapholeberis mucronata var. microcera*. nob.; *Scapholeberis mucronata var. acera*. nob.; *Ceriodaphnia Polonica var. Kromaniana*. nob.; *Bosmina cornuta*, Jurine.; *Alona affinis*, Leydig.; *Leydigia acanthocercoides*, Fischer.; *Leydigia quadrangularis*, Leydig. var. Leopoldiana. nob.; *Coronatella inornata*, var. *Nalibokiana*.; *Pleuroxus aduncooides*. nob.; *Chydorus caelatus*, Schoedler.

Враховуючи вплив різноманітних екологічних факторів на Cladocera, Б. Дибовський зазначав, що певну кількість форм треба трактувати не як окремі види, а лише як варієтети тих чи інших видів.

На підставі ретельних спостережень було з'ясовано, що низка ознак мають значну мінливість і можуть характеризувати перехідні форми. Зауважено, що такі ознаки змінюються залежно від впливу чинників, які зумовлені порою року і географічним місцем локалізації організмів, тобто вчені звернули увагу на сезонну і локальну мінливість видів, яка забезпечує внутрішньопопуляційний поліморфізм. Автори наголосили на тому, що, наприклад, різні перехідні форми, які описували як види, можна отримати в акваріумі культивуванням *Stenodaphnia pulex*. Тому ознаки, які мають значну мінливість, не можуть бути діагностичними критеріями для виду.

Завдяки докладним фауністичним і таксономічним дослідженням, використовуючи свій методологічний підхід до вивчення систематики Cladocera, Б. Дибовський і М. Гроховський описали низку

таксонів гіллястовусих раків. Наведемо лише деякі з них: рід *Kurzia* Dybowski & Grochowski, 1894 р.; рід *Oxyurella* Dybowski & Grochowski, 1894 р.; підродина *Aloninae* Dybowski & Grochowski, 1894 р.; підродина *Chydorinae* Dybowski & Grochowski, 1894 р.; підрід *Ctenodaphnia* Dybowski & Grochowski, 1895 р.

Основою наукових досліджень Б. Дибовського та М. Гроховського у сфері вивчення мікрофауни ракоподібних прісних вод були колекційні матеріали, виготовлені та впорядковані ними з використанням гідробіологічних проб, зібраних здебільшого околицями Львова та в прилеглих регіонах. Сьогодні ця колекція зберігається в Зоологічному музеї Львівського національного університету імені Івана Франка. Вона налічує 236 пробірок зі зразками в гліцерин-формаліні, які щільно закриті корками і залиті парафіном. Кожна пробірка розташована окремо, на спеціально виготовленій підставці.

Дослідження, проведені цими вченими, актуальні і в наші дні. Таксони, описані Б. Дибовським і М. Гроховським, сьогодні перебувають у центрі особливої уваги багатьох кладоцеровологів, систематиків, їхні праці відіграють важливу роль у вивченні кладоцеровоценозів заходу України [2; 3; 4; 5; 20; 21; 22; 23].

З метою поглибленого вивчення відповідних таксонів гіллястовусих раків, ретроспективної характеристики екологічного стану гідробіоценозів важливими є подальші морфометричні дослідження цих колекційних зразків із використанням актуальних методів статистичного та генетичного аналізу, сканувальної електронної мікроскопії, комп'ютерної томографії.

Б. Дибовський зробив значний внесок у розвиток європейської та світової науки. Він отримав, зокрема, подяку Наукового товариства імені Т. Шевченка за підготовку наукових кадрів та викладання природничих дисциплін, був почесним жителем м. Львова та почесним професором Львівського університету. Його поховано у Львові, на Личаківському цвинтарі, серед учасників польського Січневого постання.

Роботи Б. Дибовського не втрачають актуальності, вони важливі у світлі євроінтеграційних процесів України та привертають пильну увагу багатьох науковців сьогодення.

Література

1. Гранкін П. Попередники басейнів: стави та купальні давнього Львова. Статті (1996–2007). Львів: Центр Європи, 2010. С. 237–239.
2. Іванець О. Фауна гіллястовусих раків (Crustacea, Cladocera) Українського Розточчя. Вісн. Львів. ун-ту. Серія «Біологія». 2013. Вип. 63. С. 110–117.
3. Іванець О. Таксономічна структура кладоцеровоценозів Українського Розточчя. Вісн. Львів. ун-ту. Серія «Біологія». 2014. Вип. 64. С. 260–269.
4. Іванець О. Еколого-морфологічна характеристика роду *Daphnia* O.F. Müller, 1785 (Crustacea, Cladocera) Українського Розточчя. Біологічні студії. *Studia Biologica*. 2014. Т. 8. № 2. С. 169–186.
5. Іванець О. Таксономія та еколого-морфологічна характеристика роду *Graptoleberis* (Sars, 1862) (Cladocera : Anomopoda : Chydoridae) Українського Розточчя. Вісник Львівського ун-ту. Серія «Біологія». 2017. Вип. 75. С. 99–106.
6. Іванець О. Гідробіологічні дослідження Бенедикта Дибовського на теренах Галичини. Професор Бенедикт Дибовський – визначний дослідник спільної природної спадщини Польщі, Білорусі та України: зб. ст. Львів: Компанія «Імперіал», 2018. С. 134–147.

7. Лаба В. Історія містечка Янів від найдавніших часів до 1939 р. (та штрихи до історії села Лелехівка). Львів, 2000. 48 с.
8. Мер'є О. Архітектура дерев'яних купалень Східної Галичини ХІХ – початку ХХ ст. Сучасні проблеми архітектури та містобудування. Вип. 30. 2012. С. 86–94.
9. Професор Бенедикт Дибовський – визначний дослідник спільної природної спадщини Польщі, Білорусі та України: збірник статей за матеріалами Міжнародної конференції (10–12 травня 2018 р., м. Львів). Львів: Компанія «Імперіал», 2018. 180 с.
10. Романова Н. Польський біографічний словник (Polski Słownik Biograficzny). Принципи побудови. Ukrainica. Українська біографістика. К.: 1996. С. 175–200.
11. Тимченко В. Вчені Львова за Польським бібліографічним словником (Т. I – VII). Питання історії науки і техніки. 2015. № 4. С. 41–47.
12. Brzęk G. Benedykt Dybowski. Życie i dzieło. Wydanie II. Uzupełnione i rozszerzone. Warszawa, Wrocław: Polskie Towarzystwo Ludoznawcze (Biblioteka Zesłańca), 1994. 398 s.
13. Dyakowski B. Badacz dalekiej północy. Benedykt Dybowski. Poznań; Warszawa; Wilno; Lublin, Wydawca: Księgarnia Św. Wojciecha, 1931. 92 s.
14. Dybowski B., Grochowski M. O Lynceidach czyli Tonewkach fauny krajowej. Kosmos, XIX, Lwów, 1894, S. 376–383.
15. Dybowski B., Grochowski M. Spis systematyczny Wioślarek (Cladocera) krajowych sporządzony na podstawie okazów i preparatów, które oddane były na naszą tegoroczną Wystawę krajową we Lwowie. Kosmos, XX, Lwów, 1895. S. 139–165.
16. Dybowski B., Grochowski M. O czułkach drugiej pary u Tonewek (Lynceidae) i Eminków (Eurycercidae). Kosmos, XXIII, Lwów, 1898. S. 25–73.
17. Dybowski B., Grochowski M. Odnoza u wioślarek (Cladocera). Cz. I. Kosmos, XXIII, Lwów, 1898. S. 287–314.
18. Dybowski B., Grochowski M. Odnoza u wioślarek (Cladocera). Cz. II. Kosmos, XXIII, Lwów, 1898. S. 425–444.
19. Dybowski B., Grochowski M. Odnoza u wioślarek (Cladocera). Cz. III. Kosmos, XXIII, Lwów, 1898. S. 523–544.
20. Ivanets O. Zooplankton of the water vegetation in the ponds of west forest-steppe of Ukraine. Visnyk of the Lviv University. Series Biology. 2011. Issue 56. P. 148–156.
21. Kotov A. Notes on Aloninae Dybowski & Grochowski, 1894 emend. Frey, 1967 (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae): 1. Translocation of *Alona incredibilis* Smirnov, 1984 to the genus *Nicsmirnovius* Chiambeng & Dumont, 1999. Arthropoda Selecta. 2003. 3–4. 12. P. 167–170.
22. Kotov A. Notes on Aloninae Dybowski & Grochowski, 1894 emend. Frey, 1967 (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae): 4. On the phylogeny of four gener. Arthropoda Selecta. 2004. 4, 13. P. 181–191.
23. Kovalchuk A., Ivanets O. The impact of damming and water poundage on the formation and structure of zooplanktocoenoses in the conditions of rivers in the Ukrainian Roztocze (the “outer” or “chunk” Carpathians). Issues and challenges of small hydropower development in the Carpathians region (hydrology, hydrochemistry, and hydrobiology of watercourses): Monograph. Uzhgorod; L'viv; Kyiv: Biological Faculty of L'viv National University & Hydroecological society “Uzh”, 2016. P. 138–151.
24. Kuczyński A. Benedykt Dybowski – badacz “Świętego Morza” i nie tylko, wywiad E. Skrobockiego z A. Kuczyńskim. Magazyn Polski. Grodno. 1998. № 1. S. 6–11.

УДК 378.015.31:502/504]:66–051

ФОРМИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ КОМПЕТЕНТНОСТИ – ВАЖНАЯ СОСТАВЛЯЮЩАЯ ОБРАЗОВАНИЯ ИНЖЕНЕРА-ХИМИКА

Малышев В.В., Лукашенко Т.Ф., Касьяненко М.В., Ромашко Н.В.
Открытый международный университет развития человека «Украина»
ул. Львовская, 23, 03115, г. Киев
taniainst@gmail.com

Рассматриваются особенности формирования экологической компетентности как важной составляющей экологического образования и создания спецкурса для студентов инженерных специальностей. *Ключевые слова:* экологическая компетентность, экохимия, спецкурс для инженеров-химиков.

Формування екологічної компетентності – важливий складник освіти інженера-хіміка. Лукашенко Т.Ф., Малишев В.В., Касьяненко М.В., Ромашко Н.В. Розглядаються особливості формування екологічної компетентності як важливого складника екологічної освіти та створення спецкурсу для студентів інженерних спеціальностей. *Ключові слова:* екологічна компетентність, екохімія, спецкурс для інженерів-хіміків.

Formation of ecological competence – an important component of ecological education. Lukashenko T., Malyshev V., Kasianenko M., Romashko N. This article deals with peculiarities of formation of ecological competence as an important part of ecological education and also of creation of special course for students of engineering specialities. *Key words:* Ecological competence, ecochemistry, special course for chemical engineering.

Постановка проблемы и актуальность исследования. Актуальным заданием сегодняшнего образования является подготовка конкурентоспособной личности, воспринимающей глобализационные и интеграционные процессы, готовой к функционированию в новых социально-экономических и социокультурных условиях с учетом современных представлений о совместной эволюции человека и природы (коэволюции). Поэтому, не отказываясь от национальных особенностей и интересов, каждая страна должна обобщить свой собственный опыт, взять лучший опыт зарубежья по указанным проблемам и адаптировать его в соответствии с национальными особенностями. Это касается и подготовки специалистов, которые должны быть компетентными в области вопросов экологии.

Достижения фундаментальной химии во многом определяют современный уровень понимания строения материального мира, а химические подходы и технологии играют ключевую роль в решении глобальных проблем устойчивого развития и сохранения окружающей среды, в обеспечении населения планеты чистой водой, пищей, эффективными лекарствами, энергией.

Взаимоотношения человека с видами, популяциями, биогеоценозами в наше время являются экологически несбалансированными. Вследствие этого

имеют место значительные потери урожая из-за вредителей, большие убытки наносят низшие организмы сырью, материалам, технике, строениям и сооружениям, памятникам культуры, сокращается численность некоторых видов, отдельные из них исчезают, возникает экологический дискомфорт урбанизированной среды, что усугубляет стрессовые ситуации, растет заболеваемость людей.

Сбалансированность взаимоотношений человека с природой может быть достигнута за счет комплексных усилий со стороны человека путем экологической регламентации хозяйственной деятельности, целенаправленного, экологически оправданного воздействия на виды, популяции и экосистемы, путем экологического воспитания подрастающих поколений, а также обретением экологической компетентности выпускников высших учебных заведений и особенно будущих инженеров-химиков.

Анализ последних исследований и публикаций. Понятие экологической компетентности в педагогике приобретает большое значение в связи с введением новых образовательных стандартов и рассматривается как важный показатель знаний учащихся и студентов. Анализ современных публикаций свидетельствует о том, что в перечне ключевых компетенций, как и в структуре понятия «жизненная компетентность», экологический аспект недоста-

точно представлен. А экологическая компетентность как показатель качества экологического образования только в последнее время набирает обороты. Основой экологической компетентности, базой для ее формирования как целостного качества являются соответствующие знания и умения [1–3].

Экологическая компетентность включает умение применять полученные знания, практическую деятельность и поведение по их использованию, она почти тождественна понятию «экологическая культура личности». Условием успешного формирования экологической компетентности студентов является применение форм и методов педагогического воздействия, включающих эксперимент и научный поиск (особенно на магистерском уровне), которые развивают интеллектуальные умения (анализ, синтез, умозаключения и т.д.), способность критически осмысливать явления, информацию и опыт, находить и обосновывать варианты решения экологических проблем.

Экологическая компетентность – способность личности к ситуативной деятельности в быту и природном окружении, при которой полученные экологические знания, навыки, опыт и ценности актуализируются в умении принимать решения, выполнять соответствующие действия, нести ответственность за принятые решения, осознавая их последствия для окружающей среды [4; 5]. В отличие от экологической культуры, которая может касаться как общества, так и отдельной личности, экологическая компетентность, как и компетентность в целом, относится только к личности.

Что касается реализации положений Болонской декларации в системе высшего образования и науки, отметим создание системы определения уровня компетентности выпускников высших учебных заведений и разработку методов объективной оценки уровня компетентности специалистов разных образовательно-квалификационных уровней. Особую роль в выполнении этой задачи играют высшие учебные заведения, поскольку в них создаются необходимые условия для свободного развития, формирования устойчивой экологической позиции и профессиональной компетентности каждого студента. Вместе с тем практика преподавания экологической информации в вузах не всегда соответствует положениям Болонской декларации [6; 7].

Основные методические и дидактические принципы организации учебного процесса в вузе нашли отражение в работах [5; 8–10]. Анализ работ по формированию экологической компетентности студентов показал, что формирование экологической компетентности студентов является одной из стратегических задач высшего образования. Экологическая компетентность позволяет будущему специалисту решать жизненные и производственные проблемы в соответствии с принципами устойчивого развития. Согласование экономико-социального разви-

тия общества и сохранения окружающей среды обуславливает особое внимание к экологическому образованию.

Приобретение экологических компетенций не должно ограничиваться окончанием учебного заведения. В программу переподготовки учителей и преподавателей вузов должен входить курс «Экохимия», например, разработанный нами [11; 12], который даст новые экологические знания слушателям курсов. В частности, на конференции министров образования при Совете Европы (Люблин, Словения, 2010 г.) отмечено, что сегодня основное внимание должно уделяться не столько подготовке будущих специалистов в вузах, сколько вопросам повышения квалификации учителей и преподавателей, их профессиональной переподготовке. Это касается в значительной степени и приобретения экологической компетенции [13].

Экологическая компетенция является важной составляющей жизненной компетентности. Ее теоретические основы и некоторые вопросы практического воплощения раскрыты в исследованиях многих ученых. Однако для студентов инженерных специальностей химического профиля экологическая компетенция является составляющей профессиональной компетентности.

Изложение основного материала. Экологическая компетентность будущих инженеров-химиков состоит из мотивационного, когнитивного, деятельностного и рефлексивного компонентов и требует дальнейшей разработки критериев и показателей указанных компонентов. Использование новейших и высоких технологий в современных условиях и одновременное увеличение вредных выбросов в атмосферу и водоемы, неудовлетворительное развитие технологий вторичной переработки сырья обуславливают новые и высокие требования к профессиональной компетентности инженеров и особенно инженеров химического профиля. Подготовка инженера-химика, который способен к осуществлению профессиональной деятельности, безусловно связана с формированием его экологической компетентности. Последнее предполагает способность специалиста принимать активное участие в преодолении экологического кризиса, требует умения нивелировать вредное воздействие отходов химических производств, предотвращать чрезвычайные экологические ситуации, уметь их ликвидировать при необходимости. Экологический кризис, в свою очередь, побуждает к переосмыслению отношений в треугольнике «природа – человек – общество» и поиску путей их гармонизации.

Основные направления проблемы формирования экологической компетентности: теория и практика. Проведенный нами анализ психолого-педагогических источников по формированию экологической компетентности будущих инженеров позволил обозначить три основных направления

рассмотрения этой проблемы: особенности подготовки кадров инженерного профиля; обоснование необходимости экологического образования, экологического воспитания и мышления; теоретико-методические основы формирования экологической компетентности личности. Результаты анализа литературных данных и фактов роста угрозы состояния окружающей среды показывают, что вопрос формирования экологической компетентности инженеров-химиков требует дальнейшего изучения и развития, в частности, в направлении исследования дидактических условий формирования экологической компетентности будущих инженеров химических специальностей. Процесс формирования экологической компетентности будущих инженеров-химиков требует выяснения именно этих условий в педагогической науке и практике. Сегодня возникла необходимость разрешения противоречий, которые объективно имеют место в теории и практике обучения. Основные из них следующие:

а) несоответствие требований, предъявляемых к инженеру-химику как субъекту осуществления экологически безопасной деятельности, предлагаемых программами учебного содержания, с одной стороны, и уровнем профессиональной подготовки студентов указанной специальности, с другой;

б) несоответствие практически выявленного опыта экологической подготовки будущих специалистов-химиков целенаправленной организации экологической подготовки;

в) противоречие между необходимостью разработки и внедрения современных эффективных форм и методов обучения с целью формирования экологической компетентности, с одной стороны, и избытком устаревших подходов к обучению специалистов-химиков в системе образования инженеров, с другой.

Воздействие на природную среду экологически некомпетентной инженерной деятельности является чрезвычайно опасным и в отдельных случаях может привести к экологическим катастрофам. Поэтому одной из актуальных проблем высшего образования является формирование у студентов ответственного перед будущими поколениями отношения к природной среде. Таким образом, формирование экологической компетентности будущих инженеров-химиков имеет немаловажное значение в педагогике.

Спецкурс «Экохимия». Его программа и содержание. При подготовке специалистов химического профиля изучаются такие экологические дисциплины, как: «Основы экологии», «Безопасность жизнедеятельности и основы охраны труда», однако нет курса, в котором были бы освещены вопросы влияния отдельных химических элементов и их соединений на здоровье человека. Поэтому для формирования спецкурса «Экохимия» нами предложены критерии его содержания. Существует и общедидактическая система критериев отбора содержания [10]. Мы ее

усовершенствовали и переработали в соответствии с заданиями указанного курса. На основе общедидактических критериев формирования содержания разработаны приоритетные для курса критерии:

– целостность отражения в содержании образования основных идей и их взаимосвязи;

– наличие творческих задач;

– высокая научность и практическая значимость содержания экологических сведений, которые могут быть использованы в различных химических курсах, гибкость содержания учебного материала в зависимости от требований современности и назначения курса;

– соответствие объема содержания времени, отводимому на его изучение;

– соответствия учебного содержания материальной базе учебного заведения;

– креативность и исследовательский характер содержания, функциональность химических знаний для обеспечения экологической компетентности студентов и практической направленности учебного материала;

– учет международного опыта построения содержания с целью повышения национальной рамки квалификации (НРК) и приведение дипломов в соответствие с европейскими (устранение разницы в критериях описания квалификации);

– использование интегрированных возможностей содержания смежных учебных курсов для обеспечения целостности и системности экологических знаний студентов;

– введение информации, доказывающей перспективы развития химии, ведь выпускник вуза приходит на производство, когда часть информации уже устарела.

Кроме того, содержание учебного пособия спецкурса для студентов химических специальностей должно, по нашему мнению, основываться на социально-экономическом подходе к рассмотрению экологических проблем, который охватывает как глобальные, так и национальные экологические проблемы. Он должен учитывать современные формы и методы усвоения содержания (кейс-технологии, тренинги, конференции и т.д.).

Процесс формирования экологической компетентности будущих инженеров-химиков имеет свою специфику. Ведь будущим химикам необходимо не столько сообщить о состоянии природных компонентов в результате антропогенного воздействия, сколько показать возможности избежать негативных последствий этого воздействия [11; 12; 15]. Поэтому введение в учебный процесс преподавания спецкурса «Экохимия» является важной задачей.

При разработке программы и содержания спецкурса учтены основные функции спецкурсов, которые должны:

а) поддерживать изучение профильных предметов на высоком уровне;

б) служить основой для внутривузовой специализации обучения;

в) знакомить с основами профессиональной деятельности;

г) расширять эрудицию, мировоззрение студентов, удовлетворять познавательные интересы, выходящие за рамки узкой специализации обучения и т. п.

При разработке пособия для спецкурса учтены следующие моменты:

1. Отличие содержания спецкурса от основных курсов «Основы экологии» и «Безопасность жизнедеятельности и основы охраны труда».

2. Разделение содержания спецкурса на блоки, разделы, темы.

3. Основные виды деятельности студентов, особенно для выполнения экспериментальной части программы спецкурса, практикумов, лабораторных опытов.

4. Образовательные продукты, которые должны быть созданы студентами как результат освоения спецкурса (модели, тезисы, серия опытов и т. п.).

5. Критерии, в том числе альтернативные, по которым будет оценена успешность усвоения спецкурса, и форма отчетности по результатам освоения программы выбранного курса (проект, изделие и т. д.).

Результаты эксперимента формирования экологической компетентности введением спецкурсов. Проверка знаний студентов путем общепризнанных в педагогической дидактике методов уровневого и поэлементного анализа. Выбор конкретного метода обуславливался характером учебного материала и методикой его изучения. В обоих случаях осуществлялась качественная и количественная обработка результатов [16].

Для выяснения общей экологической осведомленности будущих инженеров мы провели устный опрос среди студентов, которые проработали курс «Экохимия», и студентов, которые проработали курс «Основы экологии».

В результате проведенного анализа ответов мы пришли к выводу, что студенты, прослушавшие спецкурс «Экохимия», дают более полные ответы, лучше ориентируются в проблемах местного уровня, а также могут дать ответы на вопросы о влиянии отдельных химических элементов на организм человека, что очень важно для их дальнейшей работы в химической отрасли. Студенты, изучавшие только курс «Основы экологии», смогли оперировать общими понятиями, ответы давались на уровне воспроизведения, а не творчества.

Творческий подход и нестандартные ответы студентов экспериментальной группы свидетельствуют о том, что разработанное содержание учебного пособия к спецкурсу «Экохимия» доступно для усвоения и повышает уровень экологической сознательности.

Основные выводы:

1. Проблемы экологической химии вызваны самим человеком и являются результатом длительной и чрезвычайно бурной производственной деятельности.

2. Инженеру-химику XXI века необходимо понимание взаимосвязи проблем ресурсосбережения, оптимизации технологических процессов и повышения экологической безопасности предприятия.

3. Полученные результаты служат поводом для введения спецкурса «Экохимия» для будущих инженеров химических специальностей и подтверждают доступность отобранных сведений химико-экологического содержания по ранее определенным критериям.

Литература

1. Эрдынеева К.Г., Кадашникова Э.Б. Экологическая компетентность как феномен педагогической реальности. Успехи современного естествознания. 2009. № 1. С. 59–62.
2. Малышев В.В., Лукашенко Т.Ф. Формирование экологической компетентности – важная составляющая экологического образования. Экологическая химия. 2010. Т. 19. № 4. С. 243–249.
3. Жилбаев Ж.О. Об актуальности экологической компетентности будущих специалистов. Фундаментальные исследования. 2014. № 12–12. С. 2626–2629.
4. Пистунова Л.Е. Формирование экологической компетентности студентов вуза: дисс. ... канд. пед. наук, Кемерово, 2006. 233 с.
5. Грязнова Е.В., Малинина В.В. Экологическая техносфера современного общества: моногр. Нижний Новгород: ННГАСУ, 2011. 146 с.
6. Журавель Г.П., Шинкарик М.І. Перспективи інтеграції вищої освіти у європейський і світовий освітній простір. Вісник Тернопільського національного економічного університету. 2010. Вип. 5–1. С. 341–348.
7. Модернізація вищої освіти України і Болонський процес: матер. до першої лекції / уклад.: М.Ф. Степко, Я.Я. Болубаш, К.М. Левківський, Ю.В. Сухарніков; відп. ред. М.Ф. Степко. К., 2004. 24 с.
8. Основні тенденції розвитку освіти. URL: <http://psylist.net/hpor/pedu019.htm>.
9. Соколова И.И. Конструирование образовательных программ высшего естественнонаучного педагогического образования как теоретическая проблема. Непрерывное педагогическое образование: естественнонаучное образование. СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2002. 120 с.
10. Равен Дж. Компетентность в современном обществе: Выявление, развитие и реализация, М: Когито-Центр, 2002. 394 с.
11. Калмыков А.А. Ведение в экологическую психологию, М.: Изд-во МНЭПУ, 1999. 128 с.
12. Загальна та неорганічна хімія. Метали. Екохімія / В.В. Малишев, О.П. Перепелиця, Т.Ф. Лукашенко, М.В. Марковська. К.: Університет «Україна», 2011. 110 с.

13. Лукашенко Т.Ф. Екологічна хімія: навч. посібник. К.: Університет «Україна», 2012. 269 с.
14. Суханова О.Н. О конференции министров образования при Совете Европы. Народное образование. 2010. № 8. С. 51–53.
15. Лернер И.Я. Типология аспектных проблем и методов науки как критерии конструирования содержания учебного предмета в средней школе, Теоретические основы содержания общего среднего образования. М.: Педагогика, 1983. С. 258–265.
16. Чеботарькова С.А. Экологическое образование будущих инженеров в интересах устойчивого развития. Дистанционное и виртуальное обучение. 2011. № 7. С. 98–101.
17. Лукашенко Т.Ф. Формування екологічної компетентності майбутніх інженерів хімічних спеціальностей: результати експерименту. Рідна школа. 2014. № № 1–2. С. 45–48.

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ЗБЕРЕЖЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА В КОНТЕКСТІ НАВЧАННЯ СТУДЕНТІВ

Лукашенко Т.Ф., Малишев В.В., Кашуба Р.О., Петруньок Д.В.
Відкритий міжнародний університет розвитку людини «Україна»
вул. Львівська, 23, 03115, м. Київ
taniainst@gmail.com

Досліджено екологічні проблеми збереження навколишнього середовища в контексті навчання студентів. Наведено перелік основоположних принципів «зеленої хімії». Визначено предмет дослідження, основні завдання та міждисциплінарний характер екологічної науки. *Ключові слова:* екологія, навчання, сталий розвиток, збереження навколишнього середовища, «зелені» технології, екологічна освіта, основи і принципи.

Экологические проблемы сохранения окружающей среды в контексте обучения студентов. Лукашенко Т.Ф., Малишев В.В., Кашуба Р.А., Петруньок Д.В. Исследованы экологические проблемы сохранения окружающей среды в контексте обучения студентов. Приведен перечень основных принципов «зеленой химии». Определены предмет исследования, основные задачи и междисциплинарный характер экологической науки. *Ключевые слова:* экология, обучение, устойчивое развитие, сохранение окружающей среды, «зеленые» технологии, экологическое образование, основы и принципы.

Ecological problems of environment conservation within students study context were studied. Lukashenko T., Malyshev V., Kashuba R., Petrunok D. Ecological problems of environment conservation within students study context were studied. “Green chemistry” basic principles are listed. Subjects, main objectives and interdisciplinary character of ecological science were defined. *Key words:* ecology, study, sustainable development, environmental preservation, “green” technology, environmental education, fundamentals and principles.

Вступ. Досягнення фундаментальної хімії значною мірою зумовлює сучасний рівень розуміння будови матеріального світу, а хімічні підходи та технології відіграють ключову роль у вирішенні глобальних проблем сталого розвитку та збереження навколишнього середовища, у забезпеченні населення планети чистою водою, їжею, ефективними ліками, енергією. Запропонований Міжнародним союзом фундаментальної та прикладної хімії (англ. International Union of Pure and Applied Chemistry, IUPAC) (далі – ІЮПАК) девіз «Хімія – наше життя, наше майбутнє» повинен сприяти розумінню різними шарами суспільства важливої ролі хімії, підвищенню попиту на хімічні знання і розроблення, залученню здібної молоді в хімічну науку та промисловість, поглибленню міжнародного співробітництва хіміків та їх організацій в інтересах збереження нашої планети та вирішення глобальних проблем людства [1; 2].

Сучасний розвиток хімічної промисловості в нашій країні має сприяти створенню та впровадженню нових екологічно безпечних, енерго- та ресурсозберігаючих процесів хімії та хімічної технології, модернізації економіки країни, подоланню її сировинного характеру та переведенню на сучасний високотехнологічний шлях розвитку багатьох екологічних і природоохоронних проблем.

Серйозним спонукальним та об'єднуючим моментом у боротьбі за ці цілі є так звані «зелені»

рухи та «зелені» технології. Початок «зеленому» руху покладено ще в 60-і рр. ХХ ст., коли громадськість Північної Америки та Західної Європи, яка виступала за збереження навколишнього середовища, добилася посилення природоохоронного законодавства та контролю за використанням токсичних хімікатів у різних галузях економіки та соціальної сфери. Окрім штрафних санкцій та заборони застосування деяких особливо небезпечних хімікатів, посилилася увага до пошуку менш токсичних заміщуючих хімічних речовин, альтернативних технологій енерго- та ресурсозбереження. Навіть більше, законодавчо введений токсикологічний контроль отриманих і застосовуваних хімічних речовин та матеріалів.

Визначення «зеленої» хімії, запропоноване ІЮПАК [3], таке: «Зелена хімія – відкриття, розроблення та використання хімічних продуктів та процесів, які зменшують або виключають використання й утворення шкідливих речовин». Визначення прямо вказує на необхідність урахування можливих негативних явищ ще на стадії створення нових сполук, про що раніше дослідники часто не замислювалися. Поль Анастас та Джон Корнер сформулювали 12 принципів «зеленої» хімії, які стали нині класичними [4]. Ці принципи, які розкривають практичні аспекти визначення ІЮПАК, наводяться нижче.

1. Запобігання (краще не допускати утворення відходів, ніж переробляти або знищувати їх).

2. Раціональне (ефективне) використання вихідних реагентів (методи синтезу повинні розроблятися так, щоб у склад кінцевого продукту входило якомога більше атомів використовуваних вихідних реагентів).

3. Зниження загрози процесів і продуктів синтезу (у всіх можливих випадках потрібно прагнути до використання або синтезу речовин, нетоксичних або малотоксичних для людини та навколишнього середовища).

4. Конструювання «зелених» матеріалів (технології повинні забезпечувати створення нових матеріалів із найкращими функціональними характеристиками та мінімальною токсичністю).

5. Виключення використання небезпечних допоміжних реагентів (треба за можливості уникати використання в процесі синтезу допоміжних реагентів (розчинників, екстрагентів тощо), ключовим є параметр токсичності).

6. Енергозбереження (варто сповна враховувати економічні й екологічні наслідки, пов'язані із затратами енергії в хімічних процесах: бажано здійснювати процеси синтезу за кімнатної температури та нормального атмосферного тиску).

7. Використання відновлюваної сировини (коли це технічно можливо й економічно вигідно, варто віддавати перевагу відновлюваній сировині).

8. Зменшення числа проміжних стадій (потрібно мінімізувати або зовсім відмовитися від непотрібних проміжних стадій (блокуючі групи, протектори, проміжні модифікатори фізичних та хімічних процесів), оскільки проміжні стадії зазвичай поєднанні з додатковими відходами та збільшенням кількості реагентів, які використовують).

9. Використання каталітичних процесів (каталітичні процеси з максимально можливою селективністю прийнятніші за стехіометричні реакції).

10. Біорозклад (потрібно прагнути до легкого біорозкладу вихідних та отриманих із них продуктів, які не призводять до небезпечних для навколишнього середовища сполук).

11. Забезпечення аналітичного контролю в реальному часі (для попередження утворення небезпечних відходів потрібно розвивати аналітичні методи, які забезпечують можливості моніторингу та контролю в реальному часі).

12. Попередження можливості аварій (хімічні сполуки, які використовують у технологічних процесах, мають бути у формах, які мінімізують можливість хімічних аварій, як-от викиди сильнодіючих отруйних речовин, вибухи, пожежі).

Виклад основного матеріалу. Визначення, предмет дослідження, основні завдання та міждисциплінарний характер екологічної науки. Формування екологічної компетентності – важлива складова частина освіти спеціалістів інженерних спеціальностей. Основою екологічної компетентності, базою для її формування як цілісної якості є

відповідні знання та навички. Основні методичні та дидактичні принципи організації навчального процесу у вищих навчальних закладах відображені в роботах [5–7].

Термін «екологія» став останнім часом «повсюдним». Будь-яка наука сьогодні без видимих зусиль установлює свою предметну галузь екологічних досліджень. Такий феноменальний злет екологічного напрямку небезпідставний і потребує уточнень.

Термін *екологія* вперше вжив 1866 р. німецький учений Е. Геккель. Він походить від грецьких слів *oikos*, що означає «дім», «помешкання», «місце перебування», та *logos* – «наука». Так Е. Геккель назвав науку, що вивчає організацію та функціонування надорганізованих систем різних рівнів: видів, популяцій, біоценозів та біосфери. Спочатку цей термін використовувався тоді, коли йшлося про вивчення взаємозв'язків між рослинними та живими спільнотами, що входять до складу стійких та організованих систем, які склалися в процесі еволюції органічного світу з навколишнім середовищем.

Екологія є складовою частиною біології. Американських еколог Юдін Одум дав найкоротше і найменш спеціальне визначення екології – це біологія навколишнього середовища [8]. Водночас автор запропонував ще кілька варіантів визначення екології, а саме:

– екологія – дисципліна, що вивчає загальні закони функціонування екосистем різного ієрархічного рівня;

– екологія – комплексна наука, що досліджує середовище існування живих істот (зокрема, людину);

– екологія – галузь знань, що розглядає деяку сукупність предметів та явищ з погляду суб'єкта або об'єкта (живого або за участю живого), який є центральним у цій сукупності;

– екологія – дослідження становища людини як виду та суспільства в екосфері планети, її зв'язків з екологічними системами та засоби впливу на них;

– екологія – об'єднуючий елемент усієї розумової діяльності людини на планеті, що сприяє знаходженню раціональних рішень у процесі господарської діяльності людини і під час оцінювання її досягнень та успіхів не в споживацькому аспекті, а в установленні їхнього права на життя;

– екологія – наука про способи обмеження споживання ресурсів біосфери для задоволення потреб господарської діяльності людини, або, інакше кажучи, наука про обмежувальні прогнози в господарській діяльності людини на Землі;

– екологія – це наука, яка досліджує закономірності життєдіяльності організмів в їхньому природному середовищі існування з урахуванням змін, які вносяться у середовище діяльністю людини;

– екологія – наука про відносини живих організмів та їх угруповань між собою та з довкіллям.

Предметом дослідження екології є детальне вивчення за допомогою кількісних методів основ

структури та функціонування природних та створених людиною систем. Жива природа, що оточує нас, – це не безладне, випадкове поєднання живих істот. Вона є стійкою організованою системою органічного світу, що склалася в процесі його еволюції. Центральне місце в екології посідає проблема динаміки та чисельності популяції і механізмів її регулювання. Тут виявляється значущість участі популяційних (конкуренція за їжу) та біоценотичних (хижаків, паразитів, збудників захворювання) механізмів.

Екологія, постійно збільшуючи набір чинників зовнішнього середовища, вивчає їх вплив на особини, популяції, на людину. Звідси випливає прямий зв'язок екології з господарською діяльністю людини, особливо з такими масштабними виробництвами, як енергетика, паливо- та ресурсовидобувні комплекси, хімія, транспорт, лісове та сільське господарство тощо.

Тому серед основних завдань екології можна виділити такі:

- дослідження особливостей організації життя, зокрема у зв'язку з антропогенним, що є результатом людської діяльності, впливом на природні системи;
- створення наукової основи раціональної експлуатації біологічних ресурсів;
- прогнозування змін природи під впливом діяльності людини;
- збереження середовища існування людини.

Екологічні системи. Проблеми господарської діяльності суспільства. Екологічну систему розуміють як сукупність елементів, утворених живими організмами та середовищем їх існування, пов'язаних між собою обміном речовин та енергії. У дослідженні регулювання чисельності ссавців велике значення надається аналізу взаємопов'язаних фізіологічних, гормональних та залежних від поведінки механізмів. У динаміці чисельності популяцій найглибше вивчається роль практично важливих видів: шкідників сільського та лісового господарства, носіїв та переносників збудників захворювань, об'єктів рибного та мисливського промислів.

Взаємовідносини людини з видами, популяціями, спільнотами в наш час є екологічно незбалансованими. Внаслідок цього наявні значні втрати врожаїв через шкідників, значних збитків завдають живі організми сировині, матеріалам, техніці, будівлям та спорудам, пам'ятникам культури, скорочується чисельність видів та зникають окремі з них, виникає екологічний дискомфорт урбанізованого середовища, що поглиблює стресові ситуації, зростає захворюваність людей.

Збалансованість взаємовідносин людини з видами, популяціями та спільнотами може бути досягнута завдяки комплексним зусиллям із боку людини, шляхом екологічної регламентації господарської діяльності, цілеспрямованого, екологічно виправданого впливу на види, популяції й екосистеми, шляхом екологічного виховання молоді.

Завдяки цьому може бути вирішено багато проблем господарської діяльності суспільства:

- інтенсифікація виробництв низки галузей;
- збереження та заощадження сировини;
- охорона історичних та архітектурних пам'яток;
- збільшення часу експлуатації промислових та житлових комплексів;
- збільшення тривалості життя та зниження захворюваності людей в умовах урбанізованого середовища;
- вдосконалення механізмів взаємодії суспільства та природи.

Характерною рисою екології є те, що вона не належить до числа наукових дисциплін із простою лінійною структурою, оскільки вона є міждисциплінарною. У процесі свого розвитку й освоєння людиною нових дисциплін екологічні знання повинні неперервно накопичуватися. Екологія є спільною базою співпраці фахівців усіх напрямів: натуралістів та інженерів, експериментаторів і вчених-теоретиків, біологів, математиків, економістів, медиків, метеорологів, для яких екологічні знання є просто необхідними. Набуття людиною екологічних знань буде сприяти дбайливішому ставленню до природи, збереженню її та меншій кількості ударів з її боку у відповідь за бездумне ставлення до неї. Все більше людей бере участь у діяльності з охорони навколишнього середовища, а екологія стає все більш важливою для життя людини, її існування на планеті. Думати глобально, а діяти локально – ось актуальний екологічний девіз сьогодення [9].

Загальна екологія досліджує всі типи екосистем. Екологія рослин вивчає зв'язки рослинних організмів із середовищем. Екологія тварин досліджує динаміку й організацію тваринного світу. Крім того, існує екологія людини, тварин та екологія мікроорганізмів.

Біосфера являє собою найбільшу екологічну систему, основою якої є забезпечення кругообігу речовин і трансформації енергії, переміщення їх уздовж харчових ланцюгів. Проблеми взаємовідносин живого організму з навколишнім середовищем завжди були компетенцією самостійної наукової галузі – екології, що почала формуватися понад сто років тому. За більш ніж вікову історію своєї онтологічної еволюції екологія як наука про взаємовідносини живих організмів із навколишнім середовищем пройшла шлях, склавшись у важливу наукову дисципліну біологічного спрямування.

Вчення про біосферу і ноосферу. Важливим етапом у розвитку всього природознавства стало створене В. Вернадським вчення про біосферу та ноосферу, з якого випливає, що взаємодія організмів із середовищем не обмежується зайнятим простором, а поширюється далеко за його межі. Тому предмет досліджень екології потенційно був завжди ширший і об'ємніший за простір, що належить його екосистемі. Встановлені в екології логічні взаємозв'язки

та принципи поступово набували дедалі практичнішого значення.

Уперше введений прихильником біогеохімічних концепцій розвитку французьким математиком і філософом Е. Ла Руа термін «ноосфера» В. Вернадський вклав якісно новий, соціально-екологічний зміст, трактуючи її як «такого роду стан біосфери, в якому повинні проявлятися розум і спрямована ним робота як нова небувала на планеті геологічна сила». Вчення В. Вернадського сприяло подальшому розширенню предмета екології, надало нової ідейної спрямованості екологічним дослідженням, акцентуючи увагу на охороні навколишнього середовища та біосфери загалом від небажаних порушень речовинно-енергетичного кругообігу на планеті. З розширенням предмета екології зросло коло теоретичних і прикладних завдань, які перед нею висувалися.

Однак протягом тривалого періоду радянського тоталітаризму екологія поруч з іншими біологічними науками розвивалась уповільнено через відсутність соціального замовлення, всевладдя комуністичного класово-ідеологічного догматизму, насилля підтримуваних панівним режимом псевдонаукових ідей у цій сфері. І все ж екологічні ідеї, хоча й повільно, але проникали в науку. Екологія невдовзі набула визнання, виступила організатором і стимулятором розвитку інших галузей природознавства. До неї додалися нові аспекти досліджень, поступово вона почала набувати іншого наукового змісту та соціального звучання. Діапазон трактувань екології в цих умовах стає надзвичайно широким – від захисту традиційно сформованого екологічного змісту цієї науки до цілковитої його підміни гуманістичними аспектами. З'явилися вкрай нефахові визначення.

Зміна в ставленні до екології та перетворення її з підпорядкованої галузі біологічних знань на провідний самостійний науковий напрям пояснювалися тим, що саме життя висунуло перед нею завдання стати теоретичною базою багатогранної практичної діяльності у свідомості людей. Участь фахівців різних профілів у вирішенні теоретичних і практичних завдань екології сприятливо позначилася на її розвитку, збагатила новими ідеями, науковими підходами та практичним досвідом. Водночас сучасні вимоги до екології й позиції розвитку стали несподіваними, а її науковий потенціал виявився недостатнім для роз'яснення політичних і господарських проблем, організації раціонального природокористування в регіональних і загальнодержавних масштабах. Вивчення проблем негативного антропогенного впливу на довкілля потребувало нових наукових підходів та розвитку відповідних форм і методів екологічної освіти.

Досвід свідчить, що нові галузі знань неможливо проголосити, вони формуються в процесі тривалого розвитку численних різнопланових досліджень та

апробації одержаних результатів у реальній практиці. Сучасна постіндустріальна епоха зумовила перехід пізнання на такий порядок сутності, де те, що в явищі виступало як розрізнене, стає внутрішньо взаємозв'язаним, суттєво єдиним, спонукала все частіше розпочинати дослідження соціально-екологічних проблем із постановки завдань, які виникають у практиці суспільної життєдіяльності. «Ми все більше спеціалізуємося не за науками, – підкреслював В. Вернадський, – а за проблемами, це дає змогу, з одного боку, надзвичайно заглиблюватися в явище, яке вивчається, а з іншого – все ширше охоплювати його з усіх ракурсів» [10]. За цих умов стираються наукові й організаційні грані, а процес актуалізації наукових проблем прискорюється.

В екології проявляються не лише глобальність і комплексність сучасних природничих проблем, але й їх взаємопереплетіння із проблемами географічними, економічними, соціальними, політичними. Під цим приводом деякі дослідники, на наш погляд, неправомірно перетворюють екологію з біологічної науки на галузь знань, що вивчає складні суспільствознавчі, економічні, етичні й політичні питання, нерідко трактують її вже не як науку, а як загальнонауковий підхід [11].

Отже, основи екологічного знання в його широкому міждисциплінарному розумінні, по суті, були закладені ще В. Вернадським у його вченні про біосферу, а потім у роботах В. Сукачова (вчення про біогеоценози), В. Сочави (вчення про геосистеми), О. Григор'єва (вчення про географічну оболонку) та ін. [11].

Взаємовідносини між суспільством і природою. Все очевиднішим стає складний характер взаємовідносин між суспільством і природою, і саме це спонукало до життя нову суміжну галузь знання, яка аналізує і синтезує різноманітні загальнонаукові, природничі і соціологічні дані з метою виявлення закономірностей взаємозв'язку природи і суспільства, природи і людства, оцінки стану природного середовища, прогнозування його змін, вироблення рекомендацій із регулювання й оптимізації екологічної взаємодії. Цю практичну і теоретичну проблематику називають по-різному: «людина і природа», «взаємодія природи і суспільства», «охорона природи», «збереження природного середовища», «енвіронменталізм», «екологія людини і суспільства», «соціальна екологія», «глобальна екологія» тощо.

В екологічному взаємовідношенні беруть участь досить різні, але тісно взаємопов'язані об'єкти: космічна і як її частина земна природа, неорганічний і органічний світи, людина як біологічний таксон і популяція, як етнос і раса, людство як досоціальний і соціальний організм, суспільство на різних рівнях його організації і діяльності – технічному, економічному, політичному, ідеологічному, естетичному тощо. Відповідне обмеження і розчленування еко-

логічної проблематики може проводитися по-різному. Такі дослідники, як Г. Бачинський, Н. Беренда, В. Бондаренко, намагаються реалізувати такий системний підхід, який потребує виділення головних взаємодіючих компонентів і елементів природи та людства і ґрунтується на передбаченні їх реальної чи можливої інтеграції в цілісній екосистемі, що саморозвивається [12].

Різномірні і різнорівневі біосистеми (організми, популяції, таксони, біоценози, біосфера), будучи замкнутими в межах геосистем, є, порівняно з ними, більш високоорганізованими об'єктами, які в екологічному аспекті досліджуються біоекологією, що охоплює й екологію людини як біосистеми, – антропоекологію. Всі біосистеми взаємодіють із геосистемами, хоча далеко не всі геосистеми втягнуті в цю взаємодію. Інтеграція геосистем і біосистем утворює біосистеми, чи екосистеми, різних ієрархічних рівнів – від біогеоценозів аж до біосфери чи екосфери («біосфери» у розумінні В. Вернадського). Останні три терміни часто розглядаються як синоніми, хоч ототожнювати біогеосферу з біосферою недопустимо: є пропозиція екосферою називати спотворену антропогенними впливами біогеосферу (І. Круть, І. Забелін, 1988 р.). Біогеосферу як екосистему вищого планетарного рівня варто відрізнити від екосу як багаторівневу системну сукупність усіх екосистем, зокрема і біогеосфери.

Все людство, організоване як на природних, так і на штучних рівнях, як єдину систему вищого рівня утворює антропосферу; його біологічній організації відповідає біоантропосфера (Д. Анучин та ін.) Виділення тільки соціальної організації антропосфери дає підстави для виділення соціосфери, яку як соціосистему вищого рівня варто відрізнити від соціуму як сукупності всіх соціосистем (Ю. Єфремов та ін.). Соціосфера включає і матеріальну, і духовну культуру, аналіз яких, зокрема, дає можливість бачити, по-перше, систему штучних матеріальних речей, відносин, властивостей – техносферу (С. Колесник та ін.), по-друге, систему генерованих людиною ідей, знань, думок, інформацію та ін., названу ноосферою (Е. Леруа, П. Тейяр де Шарден, дещо в іншому розумінні В. Вернадський

та ін.). Отже, варто підкреслити, що поки що залишається відкритою проблема системної інтеграції соціосфери з біогеосферою в єдину самоорганізовану екосферу, в єдину систему геоекологічного знання.

І саме тому, переходячи від природничої екології через біоекологію до соціальної екології, необхідно визнати останню поки що лише прикладною екологією, але не у вузькоутилітарному смислі, а в життєво важливому практичному значенні. Прикладна екологія покликана ліквідувати розрив між природою і суспільством, між природним і гуманітарним знанням, навіть, за можливості, забезпечити їх інтеграцію.

Аналіз взаємозв'язку соціального та біотичного в людині доводить, що її соціальна суть сформувалась у надбіотичній сфері її існування і невіддільна від праці та свідомості. Людське суспільство є носієм соціальної форми руху матерії, складною саморегульованою системою зі своїми специфічними законами розвитку, регуляторними механізмами й інституціями, які повинні керуватися не лише соціальними перетвореннями, а й середовищем, в якому ці перетворення відбуваються. Саме із цих причин система «суспільство – природа» характеризується не структурною єдністю біотичного і соціального, а представлена двома дискретними, хоч і взаємозв'язаними системами, їхні структурно-функціональні особливості не зіставні й не сумісні.

Висновки та перспективи досліджень.

1. Феноменальний злет екологічного напрямку небезпідставний та зумовлений потребами сьогодення.
2. Предметом дослідження екології є детальне вивчення за допомогою кількісних методів основ структури та функціонування природних та створених людиною систем.
3. Основними проблемами господарської діяльності суспільства є інтенсифікація виробництва, збереження та заощадження сировини, вдосконалення механізмів взаємодії суспільства та природи.
4. Взаємовідносини між суспільством і природою потребують подальшого вдосконалення та формування екологічної компетентності кожної людини.

Література

1. Тарасова Н., Нефедов О., Лунин В. Химические проблемы устойчивого развития и сохранения окружающей среды. Успехи химии. 2010. Т. 79. № 6. С. 491–492.
2. Перепелица О. Екохімія та ендоекологія елементів: довідник з екологічного захисту. К.: НУХТ; Екохім, 2004. 736 с.
3. Tundo P., Anastas P., Black D., Breen J., Collins T., Memoli S., Miyamoto J., Polyakoff M., Tumas W. Pure Appl. Chem. 72. 1210 (2000).
4. Anastas P., Warner J. In Green Chemistry: Theory and Practice. Oxford University Press; New York, 1998. P. 30.
5. Лукашенко Т. Екологічна компетентність як важливий чинник професіоналізму студентів. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Педагогіка. Психологія. Філософія». К., 2013. Вип. 192. Ч. 2. С. 349–355.
6. Лукашенко Т., Малишев В. Особливості форм і методів навчання в процесі формування екологічної компетентності майбутніх інженерів-хіміків. Гуманітарний вісник. Додаток 1 до Вип. 27. Т. IV (37): Вища освіта України у контексті інтеграції до європейського освітнього простору: тематичний випуск. К.: Гнозис, 2012. С. 263–270.
7. Лукашенко Т. Формирование экологической компетентности: теория и практика. Журнал научных публикаций аспирантов и докторантов. Курск. 2013. № 12 (90), С. 216–218.

8. Бедрій Я., Джигирей В., Кидисюк А. та інші. Основи екології та охорона навколишнього природного середовища: навч. посібник для вузів. Львів, 1999. 238 с.
9. Дробнохот М., Вольвач Ф. Екологія в освітньому полі України: методологія та зміст. Освіта і управління. 1999. № 3. С. 137–155.
10. Корсак К., Плахотнік О. Основи екології: навч. посібник. 3 вид., перероб. і доп. К.: МАУП, 2002. 296 с.
11. Іващенко С. Екологічна культура в контексті національного виховання. Освіта і управління. 2001. № 3. С. 107–116.
12. Основи соціоекології: навч. посібник / Г. Бачинський, Н. Беренда, В. Бондаренко та ін. К.: Вища школа, 1995. 238 с.

БІБЛІОГРАФІЯ

Бугайов О.П., Рудько Г.І., Білявський Г.О., Яцишин А.В. «Екологічна безпека людини у Всесвіті: ресурсно-енергоінформаційний аспект»

У першому томі описано природно-ресурсний потенціал та межі його використання людством, схарактеризовано науку і філософію як форму суспільної свідомості, представлено нову парадигму науки та філософії, наведено емпіричні підтвердження полівихрової парадигми системи імпульс-відгук, проведено системно-структурне моделювання як вид геометричного формалізму математики і метод якісного пізнання світу, розкрито екосистему планета-людство.

Монографія є колективною працею авторів, які мають солідний науковий та професійний досвід у сфері вирішення сучасних практичних і теоретичних екологічних проблем, а також висунення нових ідей і знань про навколишній світ, динаміку розвитку процесів на основі нового підходу до пояснення походження Всесвіту і людини.

Підхід авторів до розуміння будови навколишнього світу революційний, заснований на Законі Змін і його полівихровій парадигмі. Ідея полівихрової концепції системи імпульс-відгук є продовженням і розширенням наукових ідей і знань, висвітлених ще в працях мислителів Стародавнього Китаю, Єгипту, Індії, Стародавньої Греції. Сформульовано аксіоми Первинного Середовища світу та основний закон його спрямованої зміни. Побудовано структурні моделі полівихрової системи. Запропоновано концепцію формування планетно-зіркових систем. Вирішено проблему природи свідомості.

Для широкого кола читачів, насамперед учених, філософів, студентів.

Бугайов О.П., Рудько Г.І., Білявський Г.О., Яцишин А.В. «Екологічна безпека людини у Всесвіті: ресурсно-енергоінформаційний аспект»

Другий том монографії присвячений екосистемі планета-людство, соціуму й особистості в перехідний період, сучасному стану суспільства, проблемам екологічної безпеки та глобалізації, матерії і свідомості, психофізиці, ноосферній (енергоінформаційній) трансформації людини.

Монографія є колективною працею авторів, які мають солідний науковий та професійний досвід у сфері вирішення сучасних практичних і теоретичних екологічних проблем, а також висунення нових ідей і знань про навколишній світ, динаміку розвитку процесів на основі нового підходу до пояснення походження Всесвіту і людини.

Підхід авторів до розуміння будови навколишнього світу революційний, заснований на Законі Змін і його полівихровій парадигмі. Ідея полівихрової концепції системи імпульс-відгук є продовженням і розширенням наукових ідей і знань, висвітлених ще в працях мислителів Стародавнього Китаю, Єгипту, Індії, Стародавньої Греції. Сформульовано аксіоми Первинного Середовища світу та основний закон його спрямованої зміни. Побудовано структурні моделі полівихрової системи. Запропоновано концепцію формування планетно-зіркових систем. Вирішено проблему природи свідомості.

Для широкого кола читачів, насамперед учених, філософів, студентів.

Гірнична та екологічна ренти у сфері надкористування : монографія / О.І. Бондар, В.М. Вакарш, О.М. Сухіна та ін. ; за заг. ред. О.І. Бондаря та В.М. Вакарша. – Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2018. – 362 с.

Монографія спрямована на розв'язання проблем надкористування та охорони навколишнього природного середовища шляхом вилучення і використання частки гірничої та екологічної ренти в інтересах власника природних ресурсів – українського народу. В рамках міжнародної інноваційної співпраці вивчено практичний досвід високорозвинених країн світу щодо визначення розміру гірничої та екологічної ренти (до 2000 \$ щорічно), економічної оцінки ризиків у надкористуванні, управління рентними відносинами, розвитку фундаментальної та прикладної економічної науки. Результати наукових досліджень та рекомендацій щодо формування нових економічних теорій про природну ренту, визначення розміру гірничої та екологічної ренти, спрямовані на перехід від рентної економіки до «зеленої» на гірничо-видобувних підприємствах.

Видання розраховане на забезпечення інформаційних і професійних потреб спеціалістів та практиків у сфері економіки, фінансів, права, державної політики, представників бізнесу та підприємств, які отримують природну ренту, фахівців природо-експлуатуючих компаній, надкористувачів, учасників ринку екопослуг, представників громадських організацій, студентів та викладачів вищих навчальних закладів еколого-економічного спрямування.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Безлюда Ігор Олександрович (Київ) – студент III курсу спеціальності «Хімічна технологія», Університет «Україна».

Безпальченко Віолета Михайлівна (Херсон) – кандидат хімічних наук, доцент, Херсонський національний технічний університет.

Білецький Олег Олександрович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри теоретичної електротехніки, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Бондар Олександр Іванович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, Заслужений діяч науки та техніки України, член-кореспондент Національної академії аграрних наук України, ректор, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Бордун Ігор Михайлович (Львів) – доцент кафедри прикладної фізики та наноматеріалознавства, Інститут прикладної математики та фундаментальних наук, Національний університет «Львівська політехніка».

Бровко Ірина Степанівна (Київ) – кандидат біологічних наук, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Василенко Ольга Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та природокористування, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Висоцька Галина Федорівна (Київ) – генеральний директор, приватне підприємство «Руслан і Людмила».

Вороненко Марія Олександрівна (Херсон) – кандидат технічних наук, доцент, Херсонський національний технічний університет.

Гордій Наталія Михайлівна (Камянець-Подільський) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри екології, Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка.

Грубіно Василь Васильович (Тернопіль) – доктор біологічних наук, професор, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка.

Грузинський Сергій Юрійович (Київ) – аспірант, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Гуменюк Ірина Ігорівна (Київ) – аспірант, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Демчук Наталія Станіславівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, асистент кафедри екології, природокористування та біології людини, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Ємець Тетяна Іванівна (Запоріжжя) – доцент кафедри медичної біології, паразитології та генетики, Запорізький державний медичний університет.

Зуб Леся Миколаївна (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, завідувач лабораторії охорони та відтворення біорізноманіття, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Іванець Олег Романович (Львів) – кандидат біологічних наук, доцент, Львівський національний університет імені Івана Франка.

Каратеев Арнольд Михайлович (Харків) – доктор хімічних наук, професор, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Касьяненко Максим Вікторович (Київ) – студент I курсу магістратури спеціальності «Хімічна технологія», Університет «Україна».

Кашуба Руслан Олександрович (Київ) – студент I курсу магістратури спеціальності «Автомобільний транспорт», Університет «Україна».

Колодій Валентина Анатоліївна (Камянець-Подільський) – асистент кафедри біології та методики її викладання, Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка.

Котинський Андрій Валерійович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Національний університет харчових технологій.

Котовський Віталій Йосипович (Київ) – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри загальної фізики, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Крючкова Олена Миколаївна (Маріуполь) – кандидат хімічних наук, доцент кафедри експлуатації суднових енергетичних установок, Азовський морський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Кузьмінський Валентин Олександрович (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри екології та економіки землекористування, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Ландиков Юрий Васильевич (Маріуполь) – майстер виробничого навчання кафедри експлуатації суднових енергетичних установок, старший механік, Азовський морський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Литвиненко Володимир Петрович (Маріуполь) – кандидат технічних наук, доцент, Азовський морський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Лукашенко Тетяна Федорівна (Київ) – кандидат педагогічних наук, доцент кафедри сучасної інженерії та нанотехнологій, Університет «Україна».

Лукіша Віталій Васильович (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, професор кафедри заповідної справи, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Малєєв Володимир Олексійович (Херсон) – кандидат сільсько-господарських наук, доцент, Херсонський національний технічний університет.

Малєєва Ганна Юріївна (Запоріжжя) – старший викладач кафедри медичної біології, паразитології та генетики, Запорізький державний медичний університет.

Малишев Віктор Володимирович (Київ) – доктор технічних наук, професор, Університет «Україна».

Мацуська Оксана Васиївна (Львів) – кандидат сільсько-господарських наук, доцент, Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького.

Машков Олег Альбертович (Київ) – доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки та техніки України, проректор з наукової роботи, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Машков Олег Альбертович (Київ) – доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки України, проректор з наукової роботи, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Патлашенко Жанетта Іллівна (Київ) – кандидат фізико-математичних наук, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Петруньок Дмитро Вадимович (Київ) – студент I курсу магістратури спеціальності «Автомобільний транспорт», Університет «Україна».

Покотилова Каміла Георгіївна (Київ) – аспірант, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Присяжнюк Руслана Анатоліївна (Житомир) – аспірант, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Приходько Олександр Борисович (Запоріжжя) – доктор біологічних наук, доцент, доцент кафедри медичної біології, паразитології та генетики, Запорізький державний медичний університет.

Прокопук Мар'яна Сергіївна (Київ) – молодший науковий співробітник, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Пташник Вадим Вікторович (Львів) – доцент кафедри електротехнічних систем, Львівський національний аграрний університет.

Ромашко Микола В'ячеславович (Київ) – студент I курсу магістратури спеціальності «Хімічна технологія», Університет «Україна».

Рубановська Наталія Васиївна (Кам'янець-Подільський) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри біології та методики її викладання, Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка.

Савенко Володимир Іванович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Київський національний університет будівництва та архітектури.

Семенова Олена Іванівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Національний університет харчових технологій.

Семенченко Оксана Олександрівна (Херсон) – кандидат технічних наук, доцент, Херсонський національний технічний університет.

Степова Олена Валеріївна (Полтава) – кандидат технічних наук, доцент, Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка.

Суходольська Ірина Леонідівна (Рівне) – кандидат біологічних наук, доцент, Рівненський державний гуманітарний університет.

Сухорська Ольга Петрівна (Львів) – кандидат сільсько-господарських наук, доцент, Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького.

Тогачинська Ольга Васиївна (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Національний університет харчових технологій.

Томільцева Аліна Іванівна (Київ) – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, завідувач кафедри водних ресурсів, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Фуртат Валерій Вікторович (Київ) – студент III курсу спеціальності «Хімічна технологія», Університет «Україна».

Фучко Оксана Любомирівна (Ужгород) – кандидат медичних наук, доцент кафедри фізіології та патофізіології, Ужгородський національний університет.

Хом'як Іван Владиславович (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології, природокористування та біології людини, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Чабанюк Ярослав Васильович (Київ) – доктор сільсько-господарських наук, старший науковий співробітник, Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Чумакевич Віктор Олександрович (Львів) – доцент кафедри інженерної геодезії, Інститут геодезії, Національний університет «Львівська політехніка».

Шматков Григорій Григорович (Дніпро) – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища, ДВНЗ «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури».

Яковишина Тетяна Федорівна (Дніпро) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, ДВНЗ «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури».

Янович Лариса Миколаївна (Житомир) – доктор біологічних наук, професор, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

НОТАТКИ

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

3(22)

- *Екологія і виробництво*
- *Загальні проблеми екологічної безпеки*
- *Проблеми еколого-збалансованого розвитку*
- *Теоретична екологія*
- *Кліматичні зміни*
- *Екологія водних ресурсів*
- *Екологія земельних ресурсів та ґрунтів*
- *Збереження біорізноманіття*
- *Біологічна безпека*
- *Розвиток природно-заповідного фонду України*
- *Інноваційні аспекти підвищення рівня екобезпеки*
- *Екологічні питання в контексті євроінтеграції України*
- *Екологічна освіта*

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 03.12.2018. Формат 60x84/16.
Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.
Ум.-друк. арк. 21,39. Тираж 100. Замовлення № 1118/181.
Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета