

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ
І ГЛОБАЛЬНОГО ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ТА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

№ 4 (20), жовтень-грудень 2015 р.

Збірник наукових праць

Заснований у 2008 р.
Виходить 4 рази на рік

КИЇВ 2015

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Головні редактори **О.С. Волошкіна**, д-р техн. наук, проф.
О.М. Трофимчук, д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ

Члени редколегії:

Білявський Г.О.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Биченок М.М.,	д-р техн. наук
Вижва С.А.,	д-р геол. наук, проф.
Довгий С.О.,	д-р фіз.-мат. наук, проф., чл.-кор. НАНУ
Заграй Я.М.,	д-р хім. наук, проф.
Калюх Ю.І.,	д-р техн. наук, проф.
Качинський А.Б.,	д-р техн. наук, проф.
Коржнєв М.М.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Малкін Е.С.,	д-р техн. наук, проф.
Олійник О.Я.,	д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ
Павлишин В.І.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Радчук В.В.,	д-р геол. наук
Рибаков Л.О.,	д-р техн. наук
Стрижак О.Є.,	д-р техн. наук
Трофімович В.В.,	канд. техн. наук, проф.
Тугай А.М.,	д-р техн. наук, проф.
Удод В.М.,	д-р біол. наук, проф.
Шнюков С.Є.,	д-р геол. наук, проф.
Яковлєв Є.О.,	д-р техн. наук

Рекомендовано до друку Вченою радою
Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
(протокол № 7 від 28.10.2015 р.)

Збірник наукових праць включений до списку наукових фахових видань України (затверджено Постановами Президії ВАК України №1-05/3 від 14 квітня 2010 р. за напрямом «технічні науки» та № 1-05/8 від 22 грудня 2010 р. за напрямом «геологічні науки»).

ОСНОВНІ ТЕМАТИЧНІ РОЗДІЛИ ЗБІРНИКА

- Екологічна безпека
- Інформаційні ресурси та системи
- Основи природокористування
- Дискусійні повідомлення

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ
03186, м. Київ, Чоколівський бульв., 13,
Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України
Телефони: (044) 245-87-97
(044) 524-22-62
E-mail: itelua@kv.ukrtel.net

Свідоцтво про державну реєстрацію
КВ № 14146-3117 Р від 27.05.2008 р.

Електронна версія збірника в Інтернеті
міститься на сайті Національної
бібліотеки України ім. В.І. Вернадського

ЗМІСТ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

Трофимчук О.М., Клименков О.А., Калюх Ю.І. Математичне моделювання та моніторинг Лівадійської зсувної системи.....	5
Кривомаз Т.І., Андрусишина І.М. Перший аналіз вмісту важких металів та інших елементів в плодкових тілах нівальних міксоміцетів Карпат.....	20
Шаравара В.В., Гулевець Д.В., Мовчан Я.І. Оцінка рівня екологічної безпеки військових об'єктів: процедура, інструментарій, критерії.....	32
Лук'янова В.В. Проблеми утилізації відходів паперової промисловості.....	41

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Волошкіна О.С., Василенко Л.О., Березницька Ю.О. Закономірності міграції солей важких металів через активоване вугілля в природних фільтрах.....	45
Телима С.В., Олійник Є.О. Про формування водопритоку до промислових водозаборів і дренажів в складних природних і техногенних умовах.....	49
Гомеля М.Д., Трохименко Г.Г., Твердохліб М.М. Знезалізнення природних вод в присутності іонів жорсткості.....	57
Панасюк І.В., Томільцева А.І., Зуб Л.М., Погорелова Ю.В. Якість води у міських водоймах та характер освоєння водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ).....	63

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ

Романчук К.Г., Стефанишин Д.В. Імовірнісне прогнозування аварійних ситуацій на гідровузлах внаслідок відмови водоскидних споруд за пропускнуою здатністю.....	70
Левкова Е.А., Полумиенко С.К., Савин С.З. Геоинформационные системы в экологии человека.....	80
Філіпович В.Є. Оперативний контроль поширення нелегального видобутку бурштину та оцінка збитків, заподіяних державі, за матеріалами багатозональної космічної зйомки....	91
Шквир І.М. Оцінювання факторів розвитку водної ерозії методом аналізу ієрархій	98
РЕФЕРАТИ	104
ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ	110

CONTENTS

ENVIRONMENTAL SAFETY

Trofimchuk O.M., Klymenkov O.A., Kaliukh Y.I. Mathematical modeling and monitoring of Livadia's landslide system.....	5
Kryvomaz T., Andrusishina I. The first analysis of heavy metals and other elements in the fruit bodies of nivicolous myxomycetes in Carpathians.....	20
Sharavara V.V., Gulevets D.V., Movchan Ia.I. Evaluation of ecological safety of military installations: the procedure, tools, criteria	32
Lukianova V.V. Problems of utilization of wastes paper industry.....	41

NATURAL RESOURCES

Voloshkina O.S., Vasilenko L.O., Bereznitska J.O. Conformities to law of heavy metals salts migration through absorbent carbon in natural filters.....	45
Telyma S.V., Oliynik Ye.O. About the forming of the water effluent to the ranney water intakes and the drainages at the complex natural and technogeneous conditions.....	49
Gomelya M.D., Trochimenko G.G., Tverdokhlib M.M. Iron removal of natural water in the presence of hardness ions.....	57
Panasiuk I.V., Tomiltseva A.I., Zub L.N., Pogorelova Y.V. The water quality of urban water reservoirs and the nature of the development of water protection zones (as an example, in the lakes system «Opechen», Kyiv).....	63

INFORMATION RESOURCES AND SYSTEMS

Romanchuk K.G., Stefanyshyn D.V. Probabilistic prediction of the emergencies on waterworks due to failures of spillway capacity of weirs.....	70
Levkova E.A., Polumienko S.K., Savin S.Z. Geoinformation systems in human ecology.....	80
Filipovich V.E. Operational control of the spread of illegal amber mining and assessment of the losses of the state with the use of multispectral satellite imagery.....	91
Shkvir I. Evaluation of water erosion factors by the analytic hierarchy method.....	98
ABSTRACTS	104
INFORMATION ABOUT THE AUTHORS	110

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

УДК 528.48

О.М. ТРОФИМЧУК, О.А. КЛИМЕНКОВ, Ю.І. КАЛЮХ

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ТА МОНІТОРИНГ ЛІВАДІЙСЬКОЇ ЗСУВНОЇ СИСТЕМИ

***Анотація.** Розглянуто систему моніторингу Центральної Лівадійської зсувної системи та результати впливу зміни фізико-механічних характеристик ґрунтів зсувного масиву на його активізацію. Система моніторингу складається з GPS, інклінометричних та акселерометричних датчиків, електронного дощоміру. Всі датчики з'єднані в єдину систему з безперервним режимом передачі даних на центральний блок обробки даних. Проведено математичне моделювання зсувного масиву по першій групі граничних станів за допомогою програми LANDSLIP 7.0.*

***Ключові слова:** моніторинг, GPS, інклінометр, акселерометр, Центральна Лівадійська зсувна система, програма LANDSLIP 7.0.*

Вступ

Зсуви є важливою складовою низки значних стихійних лих та завдають набагато більше шкоди й втрат, ніж загальноє визнано [1]. Зазвичай про зсуви часто згадують у зв'язку з повеннями, землетрусами або виверженнями вулканів, хоча втрати від зсувних руйнувань можуть перевищувати всі інші збитки від небезпечних природних явищ [2]. Понад 90% території України має складні ґрунтові умови. За обсягом завданих збитків зсувні процеси посідають в Україні перше місце. Загалом в Україні станом на 01.12.2011 виявлено понад 23 100 зсувів, 17 400 зсувів – станом на 01.12.1997. Таким чином, за останні 15 років відбулося збільшення кількості зсувів в 1,3 раза, а за 30 років – приблизно в 3 рази.

Активізація сейсмічної активності в зоні Вранча та Чорноморському регіоні, а також в цілому на планеті призвела до підвищення рівня сейсмічної небезпеки на всій території України та, у кінцевому підсумку, зростання відповідного зсувопровокуючого фактора. Ураженість території Криму зсувами досягає 30%. На рис. 1 зображено розміщення основних зсувів Південного Криму.

Ріст кількості зсувів відбувається головним чином за рахунок техногенних та природно-техногенних причин, причому рідше за рахунок чисто природних. За рахунок тільки техногенних причин на ПБК за останні 100 років виникло

і занесено до Кадастру зсувів ПБК близько 600 техногенних зсувів (при загальній кількості зсувів у Криму на кінець 2009 р. – 1576). Таким чином, близько 38% зсувів ПБК складають техногенні зсуви (рис. 2).



Рис. 1. – Розміщення основних зсувів Південного Криму:

- 1 – Верхньокієвські карбонатні породи;
- 2 – Середньокієвські породи (аргіліти, алевроліти, піщаники);
- 3 – Середньокієвські магматичні породи;
- 4 – Породи таврійської серії (дислоковані аргіліти, алевроліти, піщаники);
- 5 – Основні зсуви;
- 6 – Бровка яйлінського обриву

Власним існуванням вони зобов'язані не в останню чергу зміні фізико-механічних характеристик ґрунтів зсувних масивів: деградації ґрунтів (наприклад лесів), підняттю рівня ґрунтових вод та зволоженню ґрунту при опадах та витоках з каналізації, зростанню сейсмічних та динамічних впливів на ґрунтову основу, формуванню поверхонь ковзання зі зменшенням кута внутрішнього тертя та питомого зчеплення ґрунту на поверхні розриву.

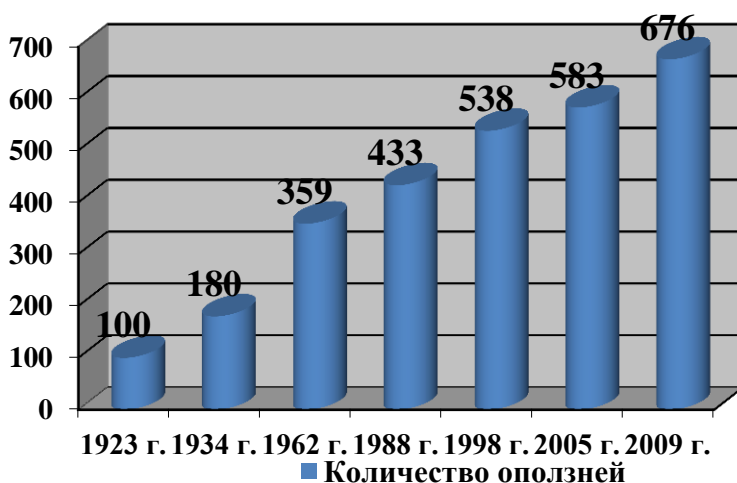


Рис. 2 – Динаміка зростання зсувів Південного Криму (від мису Костель до мису Айя)

Оцінка й аналіз всієї сукупності факторів, що призводять до формування чи активізації зсувів, з метою їх прогнозу в розвинених країнах проводиться на основі моніторингових систем. При цьому при проведенні оперативного прогнозування стійкості схилів, плануванні та вжитті невідкладних заходів зі стабілізації зсувів необхідні отримання та обробка даних спостережень в режимі, близькому до режиму реального часу. Системи моніторингу й раннього оповіщення зсувних катастроф розглянуті та досліджені в працях відомих закордонних вчених Sassa K. [4], Lollino G. [5], Highland L. and Bobrowsky P. [1], Baum R. [6], Mihalic S. et al. [7], Karnawati D. et al. [8], Reid M. and LaHusen R. [9] та ін.

Центральна Лівадійська зсувна система

До 1779 р. у межах території Лівадійського палацово-паркового комплексу розташовувалось невелике грецьке село. Інтенсивне освоєння території Лівадії розпочалося у 50-х роках XIX століття. Було споруджено поміщицькі будинки, церкву, житлові та господарські будівлі. На 437 000 м² закладено парк із цінними породами субтропічних рослин: вічнозеленими миртами, лаврами, кедрами, пініями, магноліями і кримськими соснами. У 1860 р. Лівадію придбала царська родина Романових, яка доручила перебудову одного з будинків під імператорський палац. З 1866 р. Лівадія стає царською резиденцією. Під час будівництва палацу були споруджені дренажні галереї, дренажні та водопровідні системи, а також резервуари для води. Всього вже налічувалося близько 400 будинків, з яких майже 100 житлових будівель; були зведені оранжереї, молочна ферма, розбито фруктовий сад.

Лівадійський палацово-парковий комплекс розташований у межах верхньої частини Центральної Лівадійської зсувної системи (ЦЛЗС), її довжина – 1500 м, ширина у верхній частині – 200–500 м, а в нижній – 700 м, загальна крутість поверхні 13°–15° (рис. 3). Головна (верхня) частина системи розміщена в межах абсолютної відмітки 350 м, язикова (нижня) – вздовж сучасного урізу Чорного моря. Ґрунтові води залягають повсюди на глибинах від 2,5 до 11,2–24,2 м, практично безнапірні, утворюють окремі водозбагачені зони, найчастіше зі слабким гідравлічним зв'язком, з дебітами від 0,008 до 1,8 л/с. Сейсмічна бальність території дорівнює 8 балів за шкалою сейсмічності Medvedev–Sponheuer–Karnik.

ЦЛЗС об'єднала сучасні зсуви, зсувні вогнища і потенційно-небезпечні в зсувному відношенні ділянки Лівадійського схилу. Вона являє собою своєрідну систему зсувних тіл, динаміка і механізм формування яких зумовлені структурно-тектонічними, геолого-літологічними і геоморфологічними особливостями (Ериш І., Куліш Є. [10]; Шеко А. та ін. [11]). За загальними гідрогеологічними уявленнями, територія ЦЛЗС до освоєння перебувала в сприятливих відносно зволоження порід умовах. Піднесеність її над сусідніми ділянками, розчленованість відносно глибокими ерозійними врізами створили хороші умови для дренажу розвинених тут водоносних горизонтів. Це зумовило відносну стабільність даної ділянки в порівнянні із сусідніми. Освоєння території призвело як до порушення природної рівноваги схилу, так і до зміни водного режиму (за рахунок поливів, витоків з комунікацій і т. д.). В останні роки цей процес зволоження посилюється за рахунок практичної відсутності організації дренажного і поверхневого стоку.



Рис. 3 – Центральна Лівадійська зсувна система (1-1: напрямок «Західного» зсуву; 2-2: напрямок «Східного» зсуву)

Геодинамічна обстановка в межах досліджуваного району також сприяє формуванню зсувів. Гірські породи, що складають верхню частину схилених відкладень, значно відрізняються за гранулометричним складом, фізико-механічними властивостями і обводненням. Їх напружено-деформований стан, зумовлений геодинамічними процесами, є вкрай неоднорідним. У межах активних і стабільних древніх зсувних тіл для всієї ЦЛЗС характерне чергування зон напруженого стану гірських порід з зонами відносного розуцілення. При цьому зони, що знаходяться в напруженому стані, характерні для ділянок, прилеглих до поверхонь відриву активних зсувів або різких перегинів схилів стабільних ділянок. В останні роки природна сейсмічна та техногенна динамічна активність підвищилася не тільки в межах ЦЛЗС, а й усього ПБК і північної частини Чорного моря. Щодня сейсмічні станції ПБК реєструють слабкі землетруси в 1–2–3 бали на суші і морі при окремих випадках щорічних землетрусів в 3–4–5 балів.

Територія схилу в межах Лівадійського палацово-паркового комплексу протягом понад 100 років постійно перебуває в стані стійкої (незатухаючої) повзучості з переходом на окремих ділянках в таку, що прогресує, що призводить до руйнування ґрунтів з формуванням закольних тріщин зсувів.

Швидкість повзучості в циклах підвищеної зсувної активізації досягає 2–4 см/рік в межах комплексу і більш як 6 см/рік в парковій зоні. Схильність до проявлення деформацій повзучості для ґрунтів ПБК підтверджується результатами досліджень їх реологічних характеристик багатьма дослідниками (Аносова Л. та ін. [12]). Було встановлено, що в межах послаблених зон (старих і давніх площин ковзання) при навантаженнях до 95–98% від умовно миттєвої міцності спостерігається незатухаюча повзучість з приблизною в'язкістю 10^{14} – 10^{16} пуаз. Найбільш дисперсні й пластичні зразки ґрунтів з невеликим (до 15%) вмістом уламкових включень показують незатухаючу повзучість в тому самому інтервалі значень в'язкості, але при менших навантаженнях (близько 65–75% від умовної миттєвої міцності).

Інженерний захист на Лівадійському схилі частково формувався під час будівництва палацу (1911–1912 рр.) і складався з дренажних галерей, зливостоків і підпірних стін. Після революції 1917 р. в Росії, коли територія переходила до різних відомств СРСР, йшло інтенсивне зведення будівель і споруд на прилеглих до Лівадійського палацу ділянках, проводилася реконструкція водогінних комунікацій, а будівництво нових проводилося без урахування раніше побудованих. У 1965–1968 рр. споруджено комплекс берегозахисних споруд – буни і міжбунне засипання (штучні пляжі), гідротехнічні стінки, вантажна пристань. Перераховані споруди до цього часу деформуються, у зв'язку з чим не спроможні протистояти розвитку зсувних і абразивних процесів. Інтенсифікації зсувних процесів сприяла відсутність контролю за водонесучими і дренажними спорудами, витоки з яких, разом з порушеною системою поверхневого стоку, призвели до обводнення території Лівадійського палацово-паркового комплексу. До того ж дренажна галерея навколо палацу негативно впливає на стійкість схилу (створює підпір ґрунтовим водам, зволожує ґрунти, підвищує гідрогеологічні сили).

Для ЦЛЗС характерна періодична активізація зсувних тіл. Протягом 17 років (1980–1997 рр.) спостерігалось 3 цикли активності (1981–1983 рр., 1986–1989 рр. і 1995–1997 рр.). Зумовлено це переважно природними факторами, однак велику роль в активізації зсувних тіл відіграє і техногенний вплив. Для досліджуваного району характерна потужність зсувних щелево-глинистих відкладень, що змінюється від 5–15 до 25 м. Нижче цих відкладень залягає таврійської флік (аргіліти, пісковики, алевроліти). Територія досліджуваного району перетинається тектонічними порушеннями північно-західного і північно-східного простягання, роль яких не виключається в активізації зсувних тіл.

У зв'язку з інтенсивним будівництвом у 60–70-ті роки у верхній частині Лівадійського палацово-паркового комплексу автодороги Ялта–Севастополь та санаторного комплексу «Прикордонник» на всій його території почали інтенсивно розвиватися зсувні процеси. Через вищезазначене в сучасних умовах ЦЛЗС має досить високий коефіцієнт техногенного навантаження, що досягає 0,8 у верхніх і до 1,0 в нижніх частинах [14]. По всій території є досить розгалужена і густа мережа водонесучих комунікацій (щодо старих комунікацій документація загублена). За останні 10 років (Трофимчук О. et al. [13]) намітилася стійка тенденція зростання інтенсивності зсувних деформацій ґрунтового масиву, що проявляється в розширенні площ локальних

зсувних тіл, руйнуванні підпірних стін, дренажних і водовідвідних споруд, комунікацій, в розширенні старих і появи нових тріщин на будівлях палацового ансамблю і власне царському палаці.

Нині в результаті комплексного впливу природно-техногенних чинників в межах Лівадійського палацово-паркового комплексу формуються і розвиваються просторово взаємопов'язані і взаємозумовлені небезпечні геологічні процеси: зсуви, підтоплення території, абразія тощо. При обстеженні «Східного» зсуву (рис. 3) спостерігаються зсувні уступи уздовж під'їзної дороги з осіданням частини дорожнього полотна, а також численні тріщини розтягання в підпірних стінах, що огорожують дорогу (Малюк Ю. і Саломатін В. [14]). Наразі проїзд по дорозі не можливий, а зруйновані ділянки дороги використовуються як звалища ґрунтів і господарсько-побутового сміття, що привантажує головні частини активних зсувів. Під загрозою руйнування опинився каналізаційний колектор, прокладений вздовж нижньої зруйнованої підпірної стіни на опорах, що потрапляють в межі активного зсуву. «Західний» зсув (рис. 3) проявляється на схилі, будівлях і спорудах у вигляді тріщин і поверхонь відриву. Спостерігаються руйнування підпірних стін і пішохідних доріжок при перетині їх з бортовими зонами зсувного тіла (рис. 4).



Рис. 4 – Розрізання дороги з огорожувальними підпірними стінами лівим бортом «Західного» зсуву

Означені деформації на асфальтовому покритті дороги західніше Лаврової альтанки вказують на розширення зсувних меж «Західного» зсуву. У результаті зсувних переміщень повністю зруйнована Лаврова альтанка (рис. 5).



Рис. 5 – Руйнування Лаврової альтанки правим бортом «Західного» зсуву

Тріщиною відколу «Західного» зсуву перерізаний водовідвідний колектор південної гілки дренажної галереї (вона побудована одночасно із царським палацом на початку ХХ століття), що погіршує зсувну обстановку на схилі. Розвиток нижньої західної частини зсувної системи та її стійкість цілком залежить від обводнення ґрунтів схилу і зсувних тіл дренажно-техногенними водами, що надходять в основному зі зруйнованої водовідвідної труби південної гілки дренажної галереї (рис. 6). Нижче дороги в язиковій частині «Західного» зсуву (поблизу виходу з тунелю верхнього ліфтопідйомника) спостерігається виклинювання ґрунтових вод, пов'язаних з витокami з порушеної зсувними переміщеннями східної гілки колектора дренажної галереї. Основними факторами утворення «Східного» і «Західного» зсувів є: значна крутизна природного рельєфу та покрівлі корінних порід таврійської серії (аргіліти з прошарками пісковиків), що підстиляють четвертинні утворення; висока обводненість покривних верхньо-четвертинних і сучасних відкладень (суглинисто-щебенисті накопичення) за рахунок витоків з водогінних комунікацій, включаючи дренажну галерею, особливо в місцях їх примикання до водовідвідних колекторів (труб); сейсмічна і динамічна активізація в останні роки. Перераховані вище зсуви руйнують Лівадійський палацово-парковий комплекс, різноманітні комунікації (як, наприклад, міський каналізаційний колектор), шахти ліфтопідйомників (де на глибинах 18 і 30 м відбувається зріз тубінгових болтів), а також берегоукріплювальні споруди в язикових частинах «Західного» і «Східного» зсувів ЦЛЗС.



Рис. 6 – Зруйнована водовідвідна труба південної гілки дренажної галереї

Подальший розвиток зсувних процесів може призвести до значних руйнувань будівлі Лівадійського палацу та прилеглої території. Під загрозою руйнування знаходиться система дренажу в південно-східній частині палацу. Загальна стійкість ЦЛЗС стрімко знижується через збільшення різноманітних техногенних навантажень на тлі дії природних чинників, у результаті чого до цього часу в межах палацу і прилеглої території сформувалось 10 локальних (досить розвинених) зсувів.

Враховуючи, що з 1995 р помітно посилилася активізація зсувних процесів в районі «Західного» зсуву, основна увага при проведенні наших досліджень було зосереджена на ділянці схилу, де розташований сам Великий Лівадійський палац і прилегла до нього територія зсувного схилу, практично, до сучасного урізу Чорного моря. Саме тут в останні роки спостерігаються значні зсувні прояви (в язиковій частині зсувів руйнуються берегоукріплення та інтенсифікується абразія берегів (Малюк Ю. і Саломатін В., 2006)).

Моніторингова система ЦЛЗС

З метою зниження і виключення ризику для подальшої експлуатації Лівадійського палацово-паркового комплексу (Kaliukh I. [15]) було втілено в життя «Програму робіт зі збереження Лівадійського палацово-паркового комплексу від небезпечних геологічних процесів», що являє собою систему науково обґрунтованих і взаємопов'язаних проектно-пошукових, захисних і літомоніторингових заходів, як локальних, у межах палацу, так і по всій території ЦЛЗС.

Для аналізу зсувонебезпечних геологічних процесів ЦЛЗС була використана система раннього попередження та моніторингу ZSUV (Трофимчук О. et al. [13]), один з фрагментів якої наведено на рис. 7.

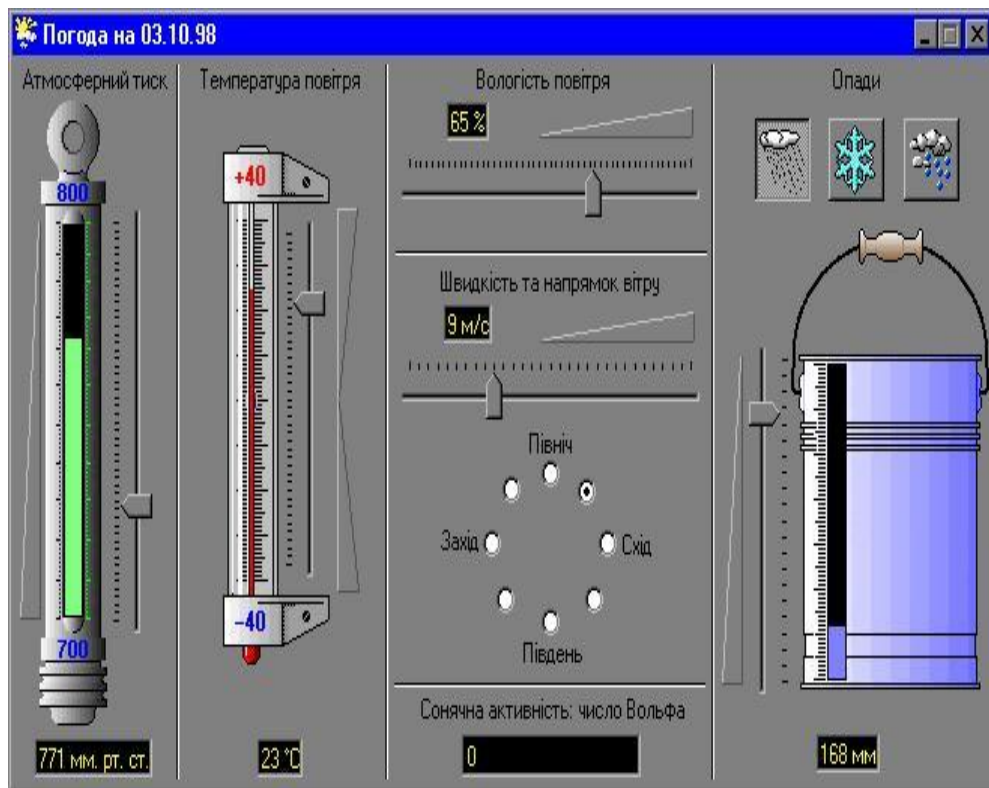


Рис. 7 – Система раннього попередження та моніторингу ЦЛЗС ZSUV

Вимірюються:

- рівні ґрунтових вод у визначених геологами шпарах;
- кути нахилу виділених елементів (визначених експертами) усередині досліджуваного водонебезпечного зсувного схилу (кутові деформації пробурених у схилі вимірювальних шпар);

- інші параметри, що характеризують літодинаміку зсувів ЦЛЗС.

Докладніший опис моніторингової системи раннього попередження ZSUV ЦЛЗС наведено в доповіді О.М. Трофимчука на конференції в м. Куріо, Японія, в 2012 р. [13].

Первинна статистична обробка, реалізована в програмі «ZSUV» (рис. 8), відповідає ГОСТ 8.011-72 («Показники точності вимірювань та форми подання результатів вимірювань») і полягає в:

- мінімізації обсягу вибірки випадкових величин (багаторазових вимірювань) при заданій довірчій ймовірності;
- описі її статистичних параметрів при невідомому законі розподілу щільності ймовірності випадкової величини;
- обчисленні інтервалу невизначеності кута нахилу із заданою довірчою ймовірністю;

- накопиченні статистичних параметрів про кути нахилу в часі;
- виявленні змін кута нахилу з оперативним інформуванням чергового оператора;
- спектральному аналізу вибірок даних багаторазових вимірювань;

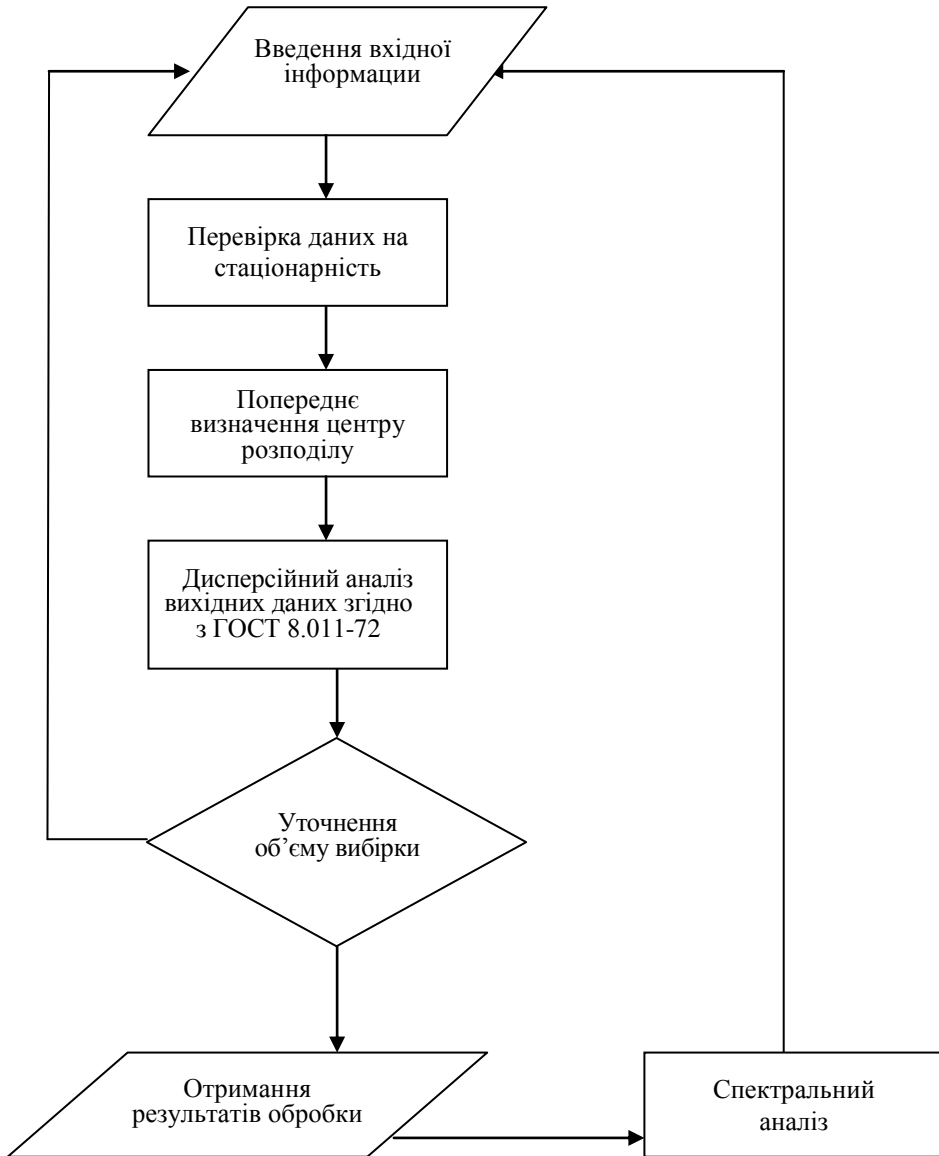


Рис. 8 – Структурний алгоритм первинної обробки даних вимірювань показників ZSUV

- регресійному аналізу результатів вимірювань і прогнозуванні еволюції процесу, що реєструється;
- графічному представленні результатів первинної обробки даних багаторазових вимірювань на дисплеї;

- створенні архіву протоколів обробки результатів багаторазових вимірювань із зберіганням його на жорсткому диску ПЕОМ.

Математична модель первинної статистичної обробки вимірювальної інформації ZSUV розроблена відповідно до вимог до апаратно-програмного комплексу з реєстрації даних і призначена для вирішення наступних завдань:

- докладне уявлення результатів вимірювань згідно з ГОСТом 8.11-72;
- побудова точних довірчих інтервалів розкиду даних шляхом урахування похибок вимірювальної системи;
- виявлення навіть незначних, але статистично достовірних змін даних за допомогою методу перевірки статистичних гіпотез;
- прогнозування розвитку процесів за зміною певних параметрів:

1. прогнозування за зміною форми закону розподілу вибірки одиничних вимірювань;

2. прогнозування з використанням результатів вимірювальної інформації, отриманої за кінцевий проміжок часу (часу моніторингу).

Математичне моделювання схилу ЦЛЗС

На основі проведених експериментальних досліджень динамічних характеристик ґрунтів ЦЛЗС і Лівадійського палацу були виконані розрахунки НС ряду зсувів ЦЛЗС. При цьому були використані відповідні геодезичні та інженерно-геологічні матеріали ЦНТП «Інжзахист», м. Ялти про будову ЦЛЗС, на основі яких було побудовано ряд вертикальних перерізів ЦЛЗС. На рис. 9. схематично зображено використаний нами в розрахунках вертикальний переріз ЦЛЗС, який включає Лівадійський палац. З його аналізу випливає складний характер зсувної системи ЦЛЗС, яка включає безліч окремих зсувів, деякі з яких розвиваються по поверхні як нижчележачих по схилу, так і нижчележачих по вертикалі в поперечному перерізі.

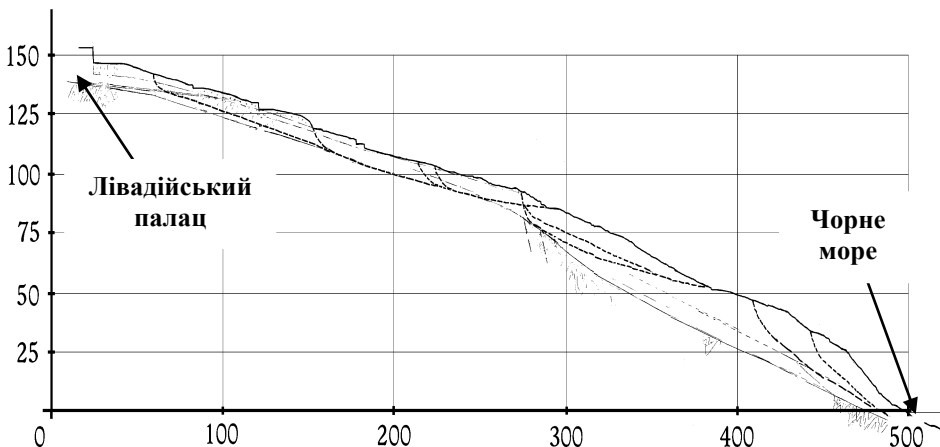


Рис. 9 – Вертикальний переріз ЦЛЗС, що включає Лівадійський палац. На основі експериментальних даних ЦНТП «Інжзахист» також було встановлено, що на окремих ділянках ЦЛЗС вертикальна товщина ґрунту, який зміщується вниз по схилу, досягає 10–15 м

Все це, з одного боку, значно ускладнює завдання коректного математичного моделювання НДС ЦЛЗС, з іншого – стимулює крайню необхідність виконання попередніх, оціночних розрахунків ЦЛЗС на основі наявних спрощених моделей з метою виявлення закономірностей її літодинаміки та прогнозування розвитку ситуації при зміні фізико-механічних характеристик зсувних масивів ЦЛЗС.

Для математичного моделювання була вибрана зсувна ділянка протяжністю 140 м по горизонталі нижче Лівадійського палацу, зважаючи на найбільшу небезпеку, яку представляють зміщення ґрунту на цій ділянці для цілісності будівельних конструкцій палацу. На цій ділянці знаходиться підземна каналізаційна галерея, яка була «перерізана» зсувними переміщеннями «Західного» зсуву (рис. 6).

Для математичного моделювання стійкості зсувного схилу по першій групі граничних станів в програмі LANDSLIP 7.0 була побудована графічна модель досліджуваного схилу, зображена на рис. 10.

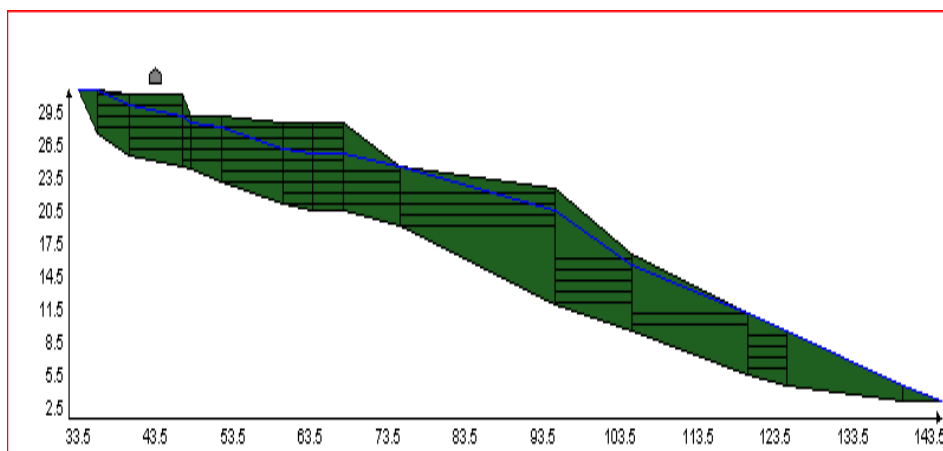


Рис. 10 – Розрахункова графічна модель зсувного схилу з Лівадійським палацом (модельованим пригрузом у верхній лівій частині моделі) і ґрунтовими водами (синя лінія) в програмі LANDSLIP 7.0

Було розглянуто три випадки:

- Варіант 1. Зсувний схил за відсутності Лівадійського палацу та ґрунтових вод.
- Варіант 2. Зсувний схил з Лівадійським палацом і за відсутності ґрунтових вод.
- Варіант 3. Зсувний схил з Лівадійським палацом і ґрунтовими водами (рис. 10).

Результати оціночних попередніх розрахунків на основі моделей Масло-ва-Берера і Шахунянца наведені в таблицях 1 і 2.

Таблиця 1 – Коефіцієнт стійкості зсувного схилу, отриманий на основі моделі Масло-ва-Берера

Сейсмічність, балів	Варіант 1		Варіант 2		Варіант 3	
	8 балів	9 балів	8 балів	9 балів	8 балів	9 балів
K_y	1,20	1,03	1,30	1,1	0,87	0,77

Таблиця 2 – Коефіцієнт стійкості зсувного схилу, отриманий на основі моделі Шахунянца

Сейсмічність, балів	Варіант 1		Варіант 2		Варіант 3	
	8 балів	9 балів	8 балів	9 балів	8 балів	9 балів
K_y	1,22	1,04	1,32	1,13	0,86	0,76

Результати розрахунків дозволяють зробити наступні висновки:

1. Якісний характер епюри зсувного тиску і коефіцієнт стійкості незначно змінюються від варіанта 1 до варіанта 2. Це зумовлено в першу чергу великою протяжністю схилу, а також його пологим характером.

2. Грунтові води, однією з причин яких є обводнення зсувного схилу каналізаційними надходженнями з Лівадійського палацу через відвідну галерею (рис. 6), мають катастрофічний характер як для палацу, так і для нижче розташованого зсувного схилу. Спостерігається суттєва зміна зсувного тиску уздовж по схилу, що призводить до підсумкового значення коефіцієнта стійкості значно менше первинного (~ на 30%). Зсувний схил зі стійкого перетворюється на нестійкий. Цей факт підтверджується моніторинговими спостереженнями ЦЛЗС, зсувні зрушення якої корелюють з активною експлуатацією водолікарень санаторіїв «Лівадія» і «Прикордонник», які розташовані вище по схилу від Лівадійського палацу.

3. Зміна фізико-механічних характеристик ґрунтів ЦЛЗС є визначальним фактором її активізації та ініціювання процесів деформації і тріщиноутворення у фундаментах, підлозі і стінах Лівадійського палацу. Обводнювання ґрунту, збільшення сейсмічного навантаження, як впливає з таблиць 1 і 2, можуть радикально змінити напружено-деформовану картину зсувного схилу, ініціювати перехід його зі стійкого стану в нестійкий. При цьому ми не проводили розрахунків при зменшенні кута внутрішнього тертя і коефіцієнта питомого опору ґрунту. Як відомо з теорії і практики, ці фактори здатні додатково зменшити первинний коефіцієнт стійкості не менш ніж на 10–15%.

Висновки

1. Останніми роками всі елементарні зсуви ЦЛЗС не тільки були активними, а й мали явні тенденції до розширення і об'єднання в просторі. Особливо останнє характерне для зсувів, що реально загрожують палацу за рахунок формування горизонтальних тріщин розтягання шириною 2–5...50 мм, як у межах палацу, світського корпусу, церкви, так і нижче – на пішохідних доріжках. У зоні активних зсувних процесів («Східний» зсув (рис. 3)) опинилися дві нитки діючого каналізаційного колектора. По них здійснюється скидання стоків із санаторних комплексів і здравниць, розташованих західніше Лівадійського палацово-паркового комплексу (санаторіїв «Лівадія», «Гліцинія», «Нижня Ореанда», «Прикордонник»), включаючи с. Ореанда. Фактично міський каналізаційний колектор відчуває зсувний тиск з реальною загрозою прориву, в результаті якого стоками буде забруднена вся територія Лівадійського парку і акваторія Чорного моря, що можна розглядати як екологічну катастрофу на даній ділянці узбережжя.

2. За результатами моніторингових спостережень виявлена тенденція розвитку трьох локальних зсувів, розташованих нижче палацу. Прогнозується, що палац і прилегла з південного сходу територія через 2–4 роки опиняться в зоні інтенсивного тріщиноутворення, а в 2016–2018 рр. – в зоні активних зсувних зміщень [17]. Не виключається, що ефект підтоплення Лівадійського палацу і його території, а також прогресуюче руйнування берегоукріплень можуть інтенсифікувати зсувний процес. Локальні зсуви будуть вільно розширюватися (прогресивно і регресивно) і об'єднуватися в просторі, формуючи тим самим єдиний великий зсув по всій території ЦЛЗС в межах «Східного» і частини «Західного» (рис. 3) зсувів вже в 2016–2018 рр. [17].

3. У результаті математичного моделювання отримано, що зміна фізико-механічних характеристик ґрунтів ЦЛЗС є визначальним фактором її активізації та ініціювання процесів деформації і тріщиноутворення у фундаментах, підлозі і стінах Лівадійського палацу. Обводнювання ґрунту, збільшення сейсмічного навантаження, як впливає з таблиць 1 і 2, можуть радикально змінити напружено-деформовану картину зсувного схилу, ініціювати перехід його зі стійкого стану в нестійкий. При цьому ми не проводили розрахунків при зменшенні кута внутрішнього тертя і коефіцієнта питомого опору ґрунту. Як відомо з теорії і практики, ці фактори здатні додатково зменшити первинний коефіцієнт стійкості не менш ніж на 10–15%.

4. Необхідно вжити термінових заходів місцевим і центральним органам влади щодо зниження ризику активізації небезпечних природних процесів, що можуть призвести до руйнування усесвітньо-відомого пам'ятника історії і архітектури – Лівадійського палацу імператора Миколи II. Ці заходи повинні спрямовуватись на збереження Лівадійського палацово-паркового комплексу та пристосування його до нових екологічних і соціальних умов.

5. В останні десятиліття концепція культурної спадщини (Margottini С. і Vilimek В. [18], Migon Р. [19]) перетворилася на таку, що охоплює розуміння історії людства в сукупності з науковими знаннями та інтелектуальними відносинами. Ця зміна концепції спонукала до подальшого переосмислення видатних універсальних цінностей об'єктів всесвітньої спадщини та розробки системних підходів до створення всеосяжних оперативних методів для втілення в життя Конвенції про охорону всесвітньої спадщини ЮНЕСКО [15]. Таке світорозуміння розширило діапазон досліджень від вивчення та збереження окремої пам'ятки культури ізольовано від довкілля до багатовимірного, міжрегіонального та міждисциплінарного підходу збереження культурної спадщини людства та охорони навколишнього простору.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Highland L., Bobrowsky P. The Landslide Handbook – A Guide to Understanding Landslides: Reston, U.S. Geological Survey Circular, Virginia, 2008. – 129 p.
2. Lacasse S. 8th Terzaghi Oration Protecting society from landslides – the role of the geotechnical engineer // Proceedings of the 18th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Paris, 2013. – P. 15–34.
3. Ученые: Сильные землетрясения могут быть во всей Украине. Режим доступу: <http://for-ua.com/ukraine/2011/03/23/085121.html>
4. Sassa K. Landslides: Risk analysis and sustainable disaster management. – 2005 [Online], <http://www.ebook3000.com/Kyoji-Sassa-Landslides-Risk-Analysis-and-Sustainable-Disaster-Management-147509.html>.

5. Lollino, G. Engineering Geology for Society and Territory // IAEG XII Congress Volumes Lollino, Giorgio (Ed.), 2014. – 8643 p., 8 volume-set.
6. Baum, R.L., Godt, J.P., Harp, E.L., McKenna, J.W. & McMullen, S.R. Early warning of landslides for rail traffic between Seattle and Everett, Washington, USA. In O. Hungr, R. Fell, R. Couture & E. Bernhard (eds), Landslide Risk Management // Proc. of the 2005 International Conference on Landslide Risk Management: 731–740.
7. Mihalic S., Mihalić A., Željko A., Martin K. TXT-tool 2.385-1.2 A comprehensive landslide monitoring system: The Kostaňek landslide, Croatia 2013. https://scholar.google.fr/citations?view_op=view_citation&hl=ru&user=7eoSoYYAAAAAJ&citation_for_view=7eoSoYYAAAAAJ:D03iK_w7-QYC
8. Karnawati D., Teuku F., Wahyu W., Syamsul M. TXT-tool 4.062-1.1 A Socio-Technical Approach for Landslide Mitigation and Risk Reduction 2013. <http://iplhq.org/icl/wp-content/uploads/2015/07/2-3-TXT-Tool-4.062-1.1-A-Socio-Technical-Approach-for-Landslide-Mitigation-and-Risk-Reduction.pdf>
9. Reid M., LaHusen R. Real-time monitoring of active landslides along Highway 50, El Dorado County. California Geology 51 (3): 1998 – P. 17–20.
10. Ерыш И. О роли сейсмических факторов в образовании оползней Южного Крыма / И. Ерыш, Е. Кулиш // Доповіді «Будівництво в сейсмічних районах України» – Ялта, Держкомбудівництва України. – 1998. – С. 147–151.
11. Шеко А. Анализ и прогноз развития оползневых процессов. Южный берег Крыма / А. Шеко, П. Дворцов, И. Ерыш и др. // Прогноз экзогенных геологических процессов на Черноморском побережье СССР / Под ред. А.И. Шеко – М.: Недра. – 1979 – С. 140–146.
12. Аносова Л. Закономерности формирования свойств оползневых отложений / Л. Аносова, И. Коробанова, А. Копылова. – М.: «Наука». – 1976. – 182 с.
13. Trofymchuk O., Kaliukh I., Hlebchuk H., Berchun V. Experimental and analytical studies of landslides in the south of Ukraine under the action of natural seismic impacts // Earthquake-Induced Landslides. Proceedings of the International Symposium on Earthquake-Induced Landslides, Kiryu, Japan, 2012. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2013. – P. 883–890.
14. Малюк Ю. Развитие опасных геологических процессов в пределах Центрально-Ливадийской оползневой системы. Защита и сохранение Ливадийского дворцово-паркового комплекса / Ю.А. Малюк, В.Н. Саломатин // Строительство и техногенная безопасность. Сб. науч. трудов. – Симферополь: НАПКС., – 2006. Вып. 13–14. – С. 205–212.
15. Kaliukh I. Application of modern information technologies, mathematical methods and measure instruments for registration and forecasting evolution of the process in the dangerous areas (in Russian). – Kiev: Society «Knowledge». 1999. – 64 p.
16. Комп'ютерна програма «Програма комп'ютерного моделювання напружено-деформованого стану схилів в умовах зміни інженерно-геологічних умов: підтоплення, землетрусів та інженерної підготовки територій (LANDSLIP07)» / Глебчук Г.С., Трофимчук О.М., Калюх Ю.І. // Свід-во про реєстр. авт. права на твір №26501. Дата реєстрації 18.11.2008. – Київ: Держ. департ. інтелект. власності, 2008. Офіц. бюлетень «Авторське право і суміжні права», № 17, 2008. – С. 334–335.
17. Trofymchuk O. IPL-153 Project «Landslide protection structures and their development in the Autonomous Republic of the Crimea, Ukraine» 2011–2014.
18. Margotini C, Vilimek V The ICL Network on «Landslides and Cultural & Natural Heritage (LACUNHEN)» // Landslides 11, 2014. – ISSN:1612-510X: 934–938.
19. Migon P Cultural heritage and natural hazards // In: Bobrovsky (ed) Encyclopedia of natural hazards. Springer Science + Business media, Dordrecht, 2013.
20. The World Heritage Convention, 1972. Режим доступу: <http://whc.unesco.org/en/convention>

Стаття надійшла до редакції 03.09.2015

УДК 504.064.2

Т.І. КРИВОМАЗ, І.М. АНДРУСИШИНА

ПЕРШИЙ АНАЛІЗ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ІНШИХ ЕЛЕМЕНТІВ В ПЛОДОВИХ ТІЛАХ НІВАЛЬНИХ МІКСОМІЦЕТІВ КАРПАТ

Анотація. Вперше проаналізовано вміст 12 елементів (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Si та Zn) в плодових тілах 10 нівальних міксоміцетів, зібраних на території Карпат: *Diderma globosum*, *D. meyeriae*, *D. niveum*, *Didymium dubium*, *Lamproderma splendens*, *L. ovoideoechinulatum*, *L. Spinuloporum*, *Meriderma echinulatum*, *Physarum albescens* і *Ph. alpestre*, внаслідок чого встановлено певні особливості хімічного складу міксоміцетів. Високий вміст Ca (середнє значення 5,37%) обумовлений тим, що всі проаналізовані види міксоміцетів належать до порядку *Physarales*, для представників якого наявність вапна в структурних елементах плодових тіл є однією з ключових ознак. Виявлена здатність міксоміцетів накопичувати Mn, середній вміст якого становить 0,23%, а найвища концентрація, зареєстрована у *Diderma meyeriae* – 0,97%. Колір морфологічних структур міксоміцетів може бути наслідком суміші різних речовин та пігментів: біле забарвлення видів роду *Diderma* та *Didymium* обумовлене вапняними включеннями; жовтуваті відтінки *Physarum albescens* і *Ph. alpestre* змінюються в залежності від складу елементів у ґрунті; темний блискучий перидій з райдужним відливом видів родів *Lamproderma* та *Meriderma* можливо утворений сумішшю різноманітних сполук, що містять Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Si. Спроможність міксоміцетів до накопичення певних хімічних елементів можна використовувати для біоіндикації та біоремедіації у сфері екологічної безпеки.

Ключові слова: екологічна безпека, важкі метали, міксоміцети, паспортизація.

Вступ

Оцінка накопичення важких металів у навколишньому середовищі відіграє важливу роль в системі екологічної безпеки України. Для комплексного аналізу впливу хімічних сполук на екосистеми необхідно визначити здатність живих об'єктів накопичувати певні елементи. Живі організми відіграють важливу роль в перерозподілі хімічних елементів між окремими блоками біосфери та в геохімічній регуляції масопотоків важких металів [1]. Біота формує та контролює в біосфері потоки речовини та енергії, забезпечуючи сталість параметрів навколишнього середовища [2]. При цьому популяції живих організмів різних трофічних рівнів беруть активну участь в стабілізації середовища, виступаючи як в ролі своєрідних геохімічних бар'єрів, так і в якості накопичувачів хімічних елементів в трофічних ланцюгах екосистем [3].

Важкі метали надходять в ґрунт та лісову підстилку внаслідок антропогенного забруднення та природного вивітрювання ґрунтових порід [4]. За рівнем токсичності важкі метали розподіляють на чотири групи: високотоксичні (As, Cd, Hg, Se, Pb, Zn), помірнотоксичні (Co, Ni, Mo, Cu, Cr, Sb), низькотоксичні (Ba, V, W, Mn, Sr) та ті, токсичність яких залишається невизначеною (Ge, Sn, Ce, La, Bi, Y, Rb, Cs та інші). Визначальним фактором накопичення

важких металів в живих організмах є вміст важких металів в навколишньому середовищі, віддаленість від джерела забруднення, видові особливості живих організмів, а також фізико-хімічні властивості та фізіологічна роль металів в метаболічних процесах біосистем. Основні реакції живих організмів, пов'язані з токсичною дією надлишку елементів, проявляються наступним чином: зміна проникності клітинної мембрани (Au, Ag, Cd, Cu, F, Hg, I, Pb); конкуренція за життєво важливі метаболіти (As, Sb, Te, W, F); підвищена спорідненість з фосфатними групами та активними центрами АТФ і АДФ (Al, Zr та більшість важких металів); заміщення життєво важливих іонів (Cr, Li, Pb, Sr); захоплення в молекулах позицій, зайнятих важливими функціональними групами [1].

Певні живі організми здатні накопичувати важкі метали та інші токсичні елементи у великих концентраціях. Наприклад, в плазмодії міксоміцета *Fuligo septica* біомасою від 305 до 968 мг концентрація цинку коливається від 840 до 2300 мг/кг сухої ваги, в той час як лісова підстилка, на якій було виявлено цей вид, містила всього 2,5–13 мг/кг Zn [5]. Унікальна здатність *F. septica* до гіперакумуляції Zn пояснюється наявністю в плазмодії та еталіях цього слизовика жовтого пігменту фулігорубіну А, який утворює з металами хелати, конвертуючи токсичні елементи в неактивну форму [6]. Міксоміцети (слизовики, Мухомуцетес) – це грибоподібні протисти, які поєднують в собі ознаки грибів та тварин. На вегетативній стадії життєвого циклу, що представлена плазмодієм, вони здатні активно пересуватись у ґрунті або всередині детритних субстратів, живлячись мікроскопічними організмами та органічними рештками. В лісовій підстилці та ґрунті слизовики відіграють роль біоконцентраторів, що здатні накопичувати елементи та сполуки в концентраціях, які перевищують їх вміст в навколишньому середовищі [7]. На генеративній стадії міксоміцети утворюють плодові тіла (спорофори) на відмерлій деревині, листовому опаді та інших субстратах. Серед міксоміцетів є особлива екологічна група нівальних видів, що поширені в альпійській, субальпійській та арктичній зонах на відкритих гірських схилах з інтенсивною інсоляцією. У зимовий період їх спори та склероції знаходяться на торішніх рослинних залишках під снігом, де формується певний мікроклімат. У весняний період, коли сніг починає танути, достатня кількість талої води підтримує субстрат у вологому стані протягом двох-трьох тижнів. Відносно високі денні температури стимулюють ріст плазмодіїв, а нічне зниження температури індукує формування спорангіїв [8]. Коли плазмодій набуває достатніх розмірів, він пересувається ближче до краю снігового покриву, і водночас край снігового покриву, танучи, вивільнює плазмодій під дією прямих сонячних променів. У цей період на живих та відмерлих частинах рослин поруч зі снігом, що тане, починається формування спорифорів нівальних міксоміцетів. Нівальні міксоміцети пристосувались до виживання у високогірних місцевостях в умовах різких змін температури та сонячної інсоляції. Навіть серед міксоміцетів, що поширені в різноманітних біотопах всіх регіонів світу, ця екологічна група займає особливе положення. Дослідження елементарного складу нівальних міксоміцетів допоможе з'ясувати механізми їх пристосування до екстремальних умов та шляхи трансформації хімічних елементів в трофічних ланцюгах екосистем. Дане дослідження є вкладом в комплексний аналіз впливу хімічних сполук на живі організми та оцінку накопичення важких металів у навколишньому середовищі в системі екологічної безпеки.

Мета дослідження

Метою дослідження є визначення ролі нівальних міксоміцетів у перерозподілі певних хімічних елементів в навколишньому середовищі.

Матеріали та методи

Матеріалом для дослідження були 10 видів нівальних міксоміцетів, зібрані на межі снігу, який щойно розтанув, у травні 2005 р. на наступних територіях: 1) г. Говерла на висоті 1235 м, 1350 м та 1382 м в Говерлянському лісництві Чорногорського масиву Карпатського національного природного парку, розташованого в Яремчанському районі Івано-Франківської обл.; 2) комплекс Драгобрат на висоті 1240 м та 1275 м у Свидовецькому масиві Карпатського біосферного заповідника, розташованого в Рахівському районі Закарпатської обл.; 3) г. Гимба на висоті 1025 м та 1155 м в околицях с. Пилипець Воловецького району Закарпатської обл.; 4) г. Озірна на висоті 1397 м, що розташована в масиві Горгани Національного природного парку «Синевир» у Міжгірському районі Закарпатської обл.

Для видової ідентифікації зразків міксоміцетів використовувався визначник «Les Mухомусcètes» [9]. Дослідження проводились на базі лабораторії кафедри охорони праці та навколишнього середовища факультету інженерних систем та екології Київського національного університету будівництва і архітектури. Вимірювання вмісту елементів в плодкових тілах міксоміцетів проводились в лабораторії аналітичної хімії та моніторингу токсичних сполук ДУ «Інститут медицини праці НАМН України», за допомогою методу атомно-емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою (АЕС-ІЗП). Підготовка зразків здійснювалась згідно із сучасними методами аналітичної хімії [10], а вимірювання проводились приладом Optima 210 DV фірми Perkin Elmer (США) [11]. Для підготовки проби брали 0,1 г зразка, додавали 2,0 мл концентрованої HNO₃ (Merck), а після певного часу піддавали мінералізації закритим способом в мікрохвильовій печі MWS-2 фірми Berghof. Отриманий прозорий мінералізатор розчиняли в деіонізованій воді (18Ω) до об'єму 10 мл для подальшого аналізу методом АЕС-ІЗП. Optima 2100 DV представляє собою оптичний спектрометр з напівпровідниковим твердотільним детектором з індуктивно-зв'язаною плазмою в якості джерела збудження. У спектрометрі реалізується спектральна корекція фону за допомогою алгоритму мульти-спектральної фільтрації (MSF і ІЕС). Керування та контроль роботи спектрометра здійснюється програмним забезпеченням WinLab32 в операційній системі Windows XP prof. Отримані дані математично оброблюються приладом і виводяться на монітор в потрібному форматі [12].

Результати

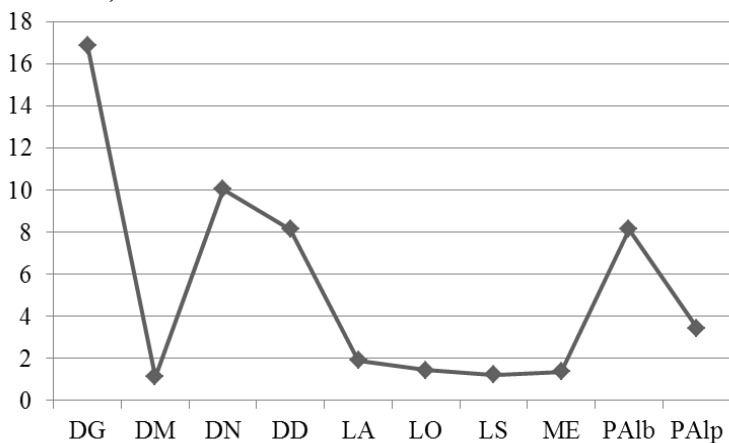
Для дослідження вмісту важких металів та інших елементів в Карпатах було відібрано 10 видів нівальних міксоміцетів: *Diderma globosum* Pers.; *D. meyeri* H. Singer, G. Moreno, Illana & A. Sánchez; *D. niveum* (Rostaf.) E. Sheld.; *Didymium dubium* Rostaf.; *Lamproderma splendens* Meyl.; *L. ovoideoechinulatum* Mar. Mey. & Poulain; *L. Spinulosporum* Mar. Mey., Nowotny & Poulain; *Meriderma echinulatum* (Meyl.) Mar. Mey. & Poulain;

Physarum albescens Ellis ex T. Macbr.; *Ph. Alpestre* Mitchel, S.W. Chapm. & M.L. Farr. Види включають 5 родів, що належать до родини Physaraceae, порядку Physarales, класу Мухомycetes надцарства Амoebozoa. Нівальні міксоміцети було проаналізовано на вміст 12 елементів: Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Si та Zn. Більшість виявлених елементів за хімічними характеристиками належать до металів: лужно-земельних (Ca), легких (Al, Mg, Pb) та перехідних (Cu, Fe, Ni, Zn). З проаналізованих елементів до категорії важких металів відносять Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, а елементи Cd та Pb вважаються токсичними.

За кількісним вмістом в плодових тілах міксоміцетів всі елементи розподілилися на 5 основних груп. Перша група утворена тільки одним елементом – Ca, складова частка якого значно випереджає вміст інших елементів (5,37%). До другої групи, де середній вміст речовини становить десяти долі відсотків, увійшли Mn (0,23%), Mg (0,13%) та Fe (0,10%). Третя група складається з елементів, середній вміст яких не перевищує соті долі відсотків: Si (0,065%), Al (0,053%) та Zn (0,024%). В четвертій групі середнє значення вмісту елементів досягає тисячної долі відсотків, до таких елементів належать Ni (0,008%) та Pb (0,004%). В останню групу увійшли речовини, середній вміст яких складає менше десятитисячних долей відсотків: Cd (0,00018%), Cu (0,00016%) та Cr (0,000056%). Проте слід враховувати, що концентрація кожного з елементів досить суттєво варіює в залежності від виду міксоміцетів.

Високий вміст кальцію (середнє значення 53 702 мкг/г) в усіх зразках міксоміцетів (рис. 1) очевидно обумовлений тим, що всі досліджені види належать до порядку Physarales, для представників якого наявність вапна в структурних елементах плодових тіл є однією з ключових діагностичних ознак. Закономірно, що максимальна кількість Ca була зареєстрована у *Diderma globosum* (168 723 мкг/г), проте не ясно, чому мінімальний вміст цього елемента був виявлений у представника цього ж роду *D. meyeriae* (11 185 мкг/г). Можливо, це пояснюється зруйнованим станом польових зразків останнього виду, де від перидію залишилась тільки базальна частина. Обидва види належать до роду *Diderma*, що характеризується товстим білим шаром вапняного перидію та вапняним гіпоталусом. Товщина вапняного шару та розмір гіпоталусу могли вплинути на показники вмісту вапна, як це видно на прикладі *D. niveum* (100 320 мкг/г), проте не так кардинально, як у випадку з *D. meyeriae*. Кришка вапняна зовнішня оболонка *Didymium dubium* містить кристали вуглекислого кальцію (CaCO₃), що обумовлює високий вміст Ca (81 440 мкг/г). Така сама концентрація кальцію і у *Physarum albescens*, спорангії якого вкриті шаром ламкого вапняного перидію жовто-гірничного кольору, крім того, кальцій міститься у невеликих вузлах капіліцію та у нитчастих довгастих ніжках, які зливаються з гіпоталусом. Інший представник цього роду, *Ph. Alpestre*, характеризується плазмодіокарпами з товстим шаром біло-жовтого вапняного перидію і капіліцієм з великими вапняними вузлами (34 517 мкг/г). Як і очікувалось, виходячи з морфолого-хімічних особливостей, значно менше кальцію міститься у представників роду *Lamproderma* та спорідненого роду *Meriderma*, у яких вміст Ca знаходиться в діапазоні від 19 000 до 12 250 мкг/г.

Вміст Ca, %



Скорочені назви видів міксоміцетів

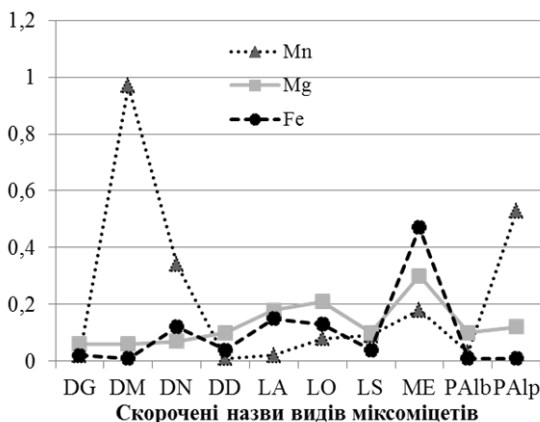
Рис. 1 – Вміст кальцію в плодових тілах нівальних міксоміцетів (DG – *Diderma globosum*, DM – *D. meyeriae*, DN – *D. niveum*, DD – *Didymium dubium*, LA – *Lamproderma splendens*, LO – *L. ovoideoechinulatum*, LS – *L. spinulosporum*, ME – *Meriderma echinulatum*, PALb – *Physarum albescens*, PALp – *Ph. alpestre*, СЗ – середнє значення)

Аналіз вмісту марганцю (рис. 2) виявив найбільшу концентрацію цього елемента у *Diderma meyeriae* (9705 мкг/г), також досить високий вміст Mn зареєстровано у *Physarum alpestre* (5283 мкг/г) та *Diderma niveum* (3400 мкг/г). Натомість, у *Didymium dubium* (136 мкг/г), *Diderma globosum* (183 мкг/г) та *Physarum albescens* (283 мкг/г) виявлені найменші концентрації цього елемента, тобто відсутня тенденція накопичення Mn у споріднених видів. Можливо, кожен вид нівальних міксоміцетів утворює специфічні метаболіти за участю марганцю, а може бути, що накопичення цього елемента пов'язано з його наявністю у ґрунті та субстраті, де відбирались зразки. На користь останнього припущення свідчить те, що *Diderma globosum*, *D. niveum* та *Didymium dubium* були знайдені на г. Говерла, *Diderma meyeriae* та *Physarum alpestre* – на Драгобраті, а *Ph. albescens* – на г. Озірна в Синевирі. Ще одним підтвердженням гіпотези, що накопичення Mn нівальними міксоміцетами залежить від місцезнаходження зразків, є проаналізовані види роду *Lamproderma*. Всі зразки представників цього роду були знайдені на г. Говерла, внаслідок чого концентрація Mn в їх плодових тілах має відносно однорідний характер: 205 мкг/г у *Lamproderma splendens*, 840 мкг/г – *L. ovoideoechinulatum* та 886 мкг/г – *L. spinulosporum*. Натомість, у *Meriderma echinulatum*, виявленому на г. Гімба, вміст Mn (1753 мкг/г) значно перевищує концентрацію цього елемента, у порівнянні з морфологічно близькими видами роду *Lamproderma*.

Концентрація магнію корелює з родовою приналежністю проаналізованих зразків (рис. 2), тобто цей елемент накопичується в структурах плодових тіл нівальних міксоміцетів більш-менш рівномірно в межах досліджених родів. Так, у представників роду *Diderma* концентрація Mg становить 615, 595 та 653 мкг/г, а у видів роду *Physarum* – 1016 та 1162 мкг/г. Вміст Mg у *Didymium dubium* такий самий, як у *Physarum albescens* – 1016 мкг/г. У роді

Lamproderma спостерігаються деякі коливання вмісту магнію – 1808, 2080, 1032 мкг/г (рис. 2), а у *Meriderma echinulatum* відмічена найбільша концентрація цього елемента (2967 мкг/г). Схожа тенденція характерна для розподілу заліза у досліджених зразках нівальних міксоміцетів (рис. 2): рівномірний вміст Fe у межах роду *Physarum* (75 та 83 мкг/г), деякі коливання у родах *Diderma* (235, 75, 1240 мкг/г) та *Lamproderma* (1467, 1280, 436 мкг/г), натомість різке збільшення концентрації заліза у *Meriderma echinulatum* (4667 мкг/г). Таким чином, для Mg та Fe можливе як видоспецифічне накопичення хімічних елементів нівальними міксоміцетами, так і залежність цього процесу від субстрату та місцевості, де був відібраний зразок.

Вміст Mn, Mg, Fe, %

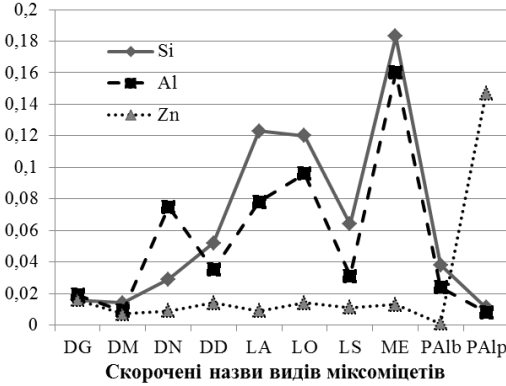


Вид	Вміст Mn		Вміст Mg		Вміст Fe	
	мкг/г	%	мкг/г	%	мкг/г	%
DG	183	0,02	615	0,06	232	0,02
DM	9705	0,97	595	0,06	75	0,01
DN	3400	0,34	653	0,07	1240	0,12
DD	136	0,01	1016	0,1	424	0,04
LA	205	0,02	1808	0,18	1467	0,15
LO	840	0,08	2080	0,21	1280	0,13
LS	886	0,09	1032	0,1	436	0,04
ME	1753	0,18	2967	0,3	4667	0,47
PALb	283	0,03	1016	0,1	75	0,01
PALp	5283	0,53	1162	0,12	83	0,01
CP	2267	0,23	1294	0,13	998	0,1

Рис. 2 – Вміст марганцю, магнію та заліза в плодових тілах нівальних міксоміцетів (скорочення, як на рис. 1)

Кремній належить до найпоширеніших елементів на Землі, проте у досліджених видів міксоміцетів його присутність вимірюється тисячними долями відсотків (рис. 3). Виняток становлять представники роду *Lamproderma*, а у представника спорідненого роду *Meriderma echinulatum* зареєстровано максимальне значення цього елемента – 1833 мкг/г. Можливо саме плівкою диоксиду кремнію SiO₂ на поверхні може бути обумовлений райдужний блиск перидію у цих видів. До того ж відомо, що кремнійорганічні сполуки можуть формувати опорні утвори у деяких рослин та водоростей, тому можна припустити, що сполуки Si входять до складу розгалужених ниток капіліцію родів *Lamproderma* та *Meriderma* темного кольору. Свій внесок до блиску перидію цих родів можуть додати сполуки алюмінію, оскільки його вміст корелює із співвідношенням кремнію в досліджених зразках з максимумом у *Meriderma echinulatum* (1600 мкг/г). Виключенням із загальної картини відповідності співвідношення Si та Al стала *Diderma niveum*, де частка кремнію становить 293 мкг/г, а алюмінію – 747 мкг/г. У інших видів співвідношення вмісту кремнію та алюмінію виглядають наступним чином: *Diderma globosum* – 158 та 187, *D. meyeriae* – 135 та 85, *Didymium dubium* – 521 та 352, *Lamproderma splendens* – 1225 та 783, *L. ovoideochinulatum* – 1200 та 960, *L. spinulosporum* – 641 та 310, *Meriderma echinulatum* – 1833 та 1600, *Physarum albescens* – 382 та 242, *Ph. alpestre* – 114 та 76 мкг/г.

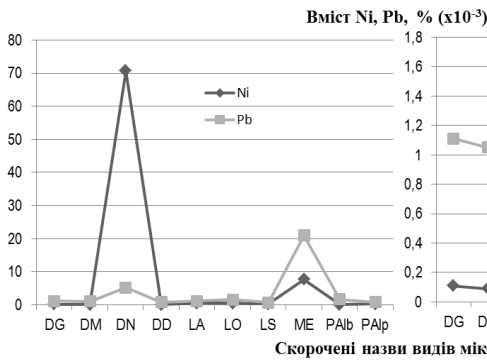
Вміст Si, Al, Zn, %



Вид	Вміст Si		Вміст Al		Вміст Zn	
	мкг/г	%	мкг/г	%	мкг/г	%
DG	158	0,016	187	0,019	155	0,016
DM	135	0,014	85	0,009	65	0,007
DN	293	0,029	747	0,075	93	0,009
DD	521	0,052	352	0,035	136	0,014
LA	1225	0,123	783	0,078	92	0,009
LO	1200	0,12	960	0,096	144	0,014
LS	641	0,064	310	0,031	109	0,011
ME	1833	0,183	1600	0,16	127	0,013
PAIb	382	0,038	242	0,024	12	0,001
PAIp	114	0,011	76	0,008	1466	0,147
СР	650	0,065	534	0,053	240	0,024

Рис. 3 – Вміст кремнію, алюмінію та цинку в плодкових тілах нівальних міксоміцетів (скорочення, як на рис. 1)

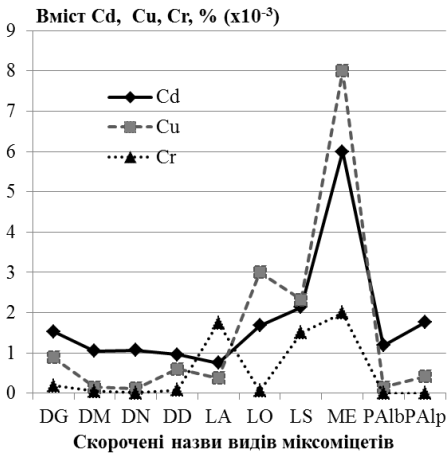
Цинк відносять до токсичних металів, тому його відносно низькі концентрації в досліджених зразках нівальних міксоміцетів можна вважати позитивною інформацією. У порівнянні з даними про високі концентрації цинку у *Fuligo septica* [5], для нівальних міксоміцетів встановлено відносно низькі концентрації (в середньому 240 мкг/г) цього токсичного для живих організмів елементу (рис. 3). Виключенням став *Physarum alpestre*, у якого зареєстрований максимальний вміст цинку 1466 мкг/г, в той час як вміст цього елементу в інших зразках знаходиться в межах від 12 мкг/г у *Ph. albescens* до 155 мкг/г у *Diderma globosum*.



Вид	Вміст Ni		Вміст Pb	
	мкг/г	%	мкг/г	%
DG	1,11	0,00011	11,06	0,00111
DM	0,9	0,00009	10,5	0,00105
DN	706,7	0,07067	52	0,0052
DD	0,8	0,00008	7,6	0,00076
LA	4,17	0,00042	10,83	0,00108
LO	4,8	0,00048	15,6	0,00156
LS	3	0,0003	6,36	0,00064
ME	76,7	0,00767	210	0,021
PAIb	0,9	0,00009	16,6	0,00166
PAIp	2,41	0,00024	7,59	0,00076
СР	80,15	0,00801	34,81	0,00348

Рис. 4 – Вміст нікелю та свинцю в плодкових тілах нівальних міксоміцетів (скорочення, як на рис. 1; на другому графіку дані представлені без врахування показників *Diderma niveum* та *Meriderma echinulatum*, оскільки у них концентрація Ni та Pb значно вища)

Вміст нікелю в плодкових тілах більшості досліджених нівальних міксоміцетів знаходиться у діапазоні від 4,8 до 0,8 мкг/г, а свинцю – від 16,6 до 6,36 мкг/г, що набагато менше, ніж інших згаданих елементів. Виключення становлять показники у *Diderma niveum* (Ni – 706,7 та Pb – 52 мкг/г) та *Meriderma echinulatum* (Ni – 76,7 та Pb – 210 мкг/г), що значно перевищує концентрацію цих елементів в інших проаналізованих зразках міксоміцетів.



Вид	Вміст Cd		Вміст Cu		Вміст Cr	
	мкг/г	%	мкг/г	%	мкг/г	%
DG	1,53	0,000153	0,89	0,000089	0,19	0,000019
DM	1,05	0,000105	0,15	0,000015	0,045	0,000005
DN	1,07	0,000107	0,12	0,000012	0,008	0,000001
DD	0,96	0,000096	0,6	0,00006	0,088	0,000008
LA	0,75	0,000075	0,38	0,000038	1,75	0,000175
LO	1,68	0,000168	3	0,0003	0,06	0,000006
LS	2,14	0,000214	2,32	0,000232	1,5	0,00015
ME	6	0,0006	8	0,0008	2	0,0002
PALb	1,19	0,000119	0,15	0,000015	<3x10 ⁻⁵	<3x10 ⁻⁹
PALp	1,76	0,000176	0,42	0,000042	0,0041	0,0000004
СР	1,813	0,000181	1,603	0,00016	0,5645	0,000056

Рис. 5 – Вміст кадмію, міді та хрому в плодкових тілах нівальних міксоміцетів (скорочення, як на рис. 1)

Елементи Cd, Cu та Cr у досліджених зразках виявлені в найменших концентраціях, що у більшості випадків не перевищувала 2 мкг/г, а у *Physarum albescens* концентрація Cr виявилась менш ніж 0,00003 мкг/г (рис. 5). Виключення становлять показники у *Meriderma echinulatum* (Cd – 6, Cu – 8, Cr – 2 мкг/г) та *Lamproderma spinulosporum* (Cd – 2,14 та Cu – 2,32 мкг/г). Однак слід зауважити, що Cd відноситься до токсичних і одночасно рідкісних та розсіяних елементів, наприклад, насіння соняшника містить всього 0,2–2,5 мкг/г кадмію, а в листках тютюну – 0,5–1 мкг/г, що вважається досить високою концентрацією, у порівнянні з іншими біооб'єктами. В певному сенсі *Meriderma echinulatum* можна віднести до біоаккумуляторів Cd, проте цей аспект потребує подальших досліджень.

Обговорення та висновки

З проаналізованих елементів найбільша концентрація виявлена для Ca, середнє значення якого для досліджених нівальних міксоміцетів складає 5,37% від загальної біомаси плодкових тіл, що значно більше, ніж середній елементарний вміст Ca 0,5% в живій речовині [13]. У перерахунку на суху речовину вміст Ca в рослинах коливається від 1,25 до 1,8%, а складова золи може досягати 36% (наприклад, в деревині бука *Fagus sylvatica*) від загальної суми мінеральних речовин. У представників тваринного світу доля Ca в сухій речовині становить 0,02–8,5% [13]. Високий вміст кальцію у проаналізованих зразках нівальних міксоміцетів пояснюється тим, що всі вони належать до порядку Physarales, для якого вапняні структурні елементи плодкових тіл є однією з ключових ознак. Закономірно, що найбільше Ca було виявлено у представників родів *Diderma*, *Didymium* та *Physarum*, для яких характерний товстий шар вапняного перидію та включення сполук Ca в інші морфологічні структури. Крім того, іони кальцію регулюють широке коло різноманітних клітинних процесів.

Досліджені зразки відрізняються високим вмістом Mn (середнє значення – 0,23%), особливо у порівнянні з відомостями про незначну кількість цього елементу у живій речовині – 0,001%, або 0,75% зольного вмісту [13]. Серед рослин відносно високим вмістом Mn відрізняється лавровишня *Prunus laurocerasus*, у листі якої було виявлено 15% у перерахунку на зольні мінеральні речовини [13]. У рослин цей елемент задіяний в окисно-відновних реакціях фотосинтезу та дихання, а також впливає на жировий, білковий та вуглеводний обмін. Яку роль Mn відіграє у міксоміцетів поки що остаточно не з'ясовано. Можна було б припустити, що висока концентрація Mn пов'язана з пігментним складом темнозабарвлених спорангіїв родів *Lamproderma* та *Meriderma*, проте його найвища концентрація виявлена у *Diderma meyeri* (0,97%), *Physarum alpestre* (0,53%) та *Diderma niveum* (0,34%), для яких характерний жовтувато-білий вапняний перидій.

Середній вміст магнію в обстежених нівальних видах становить 0,13%, що на порядок вище, ніж середнє значення в живій речовині (0,04%) [13]. Це важливий біогенний елемент, що в значній кількості міститься в тканинах тварин та рослин, виступаючи кофактором багатьох ферментативних реакцій. Зокрема, Mg необхідний на всіх етапах синтезу білків, а також для перетворення креатинфосфату в АТФ, що переносить енергію для всіх клітинних процесів. Засвоєнню магнію може заважати надлишок Ca.

Середній вміст заліза у проаналізованих зразках нівальних міксоміцетів ідентичний такому у живій речовині – 0,01% [13]. Залізо в усіх живих організмах є важливим мікроелементом, що каталізує процеси кисневого обміну, а основним внутрішньоклітинним депо Fe служить глобулярний білковий комплекс – ферритин. Комплекси заліза також наявні у ферменті рибонуклеотид-редуктаза, який бере участь в синтезі ДНК. Проте надлишкове накопичення заліза в організмі викликає токсичну дію і стимулює утворення вільних радикалів.

Середнє значення вмісту міді в міксоміцетах (0,00016%) еквівалентне такому в інших живих організмах (0,0002%) [13]. Мідь є важливим елементом для живих організмів і присутня у багатьох ферментах. Припускається, що мідь і цинк конкурують в процесі метаболізму, тому надлишок одного з елементів може викликати нестачу іншого. Відомо, що міді притаманні бактерицидні властивості.

Із проаналізованих елементів Cd та Pb вважаються найбільш токсичними. У порівнянні з іншими проаналізованими елементами, вміст Cd та Pb в досліджених зразках незначний: 0,00018% та 0,003% відповідно. Однак відсоткове співвідношення свинцю в міксоміцетах на кілька порядків перевищує його вміст в інших живих організмах (0,00005%). Свинець та всі його сполуки також є токсичними зі здатністю накопичуватись в живих організмах, де органічні сполуки Pb перетворюються на неорганічні, тим самим підвищуючи його отруйні властивості. Кадмій відноситься до кумулятивних отрут і всі його сполуки токсичні. Механізм токсичної дії кадмію полягає у зв'язуванні карбоксильних, аміних та сульфгідрильних груп білкових молекул, внаслідок чого пригнічується активність ферментних систем та сірковмісних амінокислот. Вважається, що у живих організмів немає спеціальних шляхів засвоєння кадмію, а використовуються стандартні шляхи, як і для інших важких металів, що утворюють двовалентні іони (цинку, заліза, марганцю та кальцію). Нестача якогось з цих елементів одразу призводить до підвищеного

засвоєння кадмію. Кадмій вилуговується і з водою потрапляє в ґрунт [14], де його може поглинути плазмодій міксоміцетів на стадії живлення.

Алюміній значно поширений в природі, але вважається, що жоден живий організм не використовує цей метал в метаболізмі. Дані дослідження виявили, що у міксоміцетів вміст цього елемента на порядок більший (0,053%) середнього відсоткового співвідношення, задекларованого для живої речовини (0,005%) [13]. Для Al характерний незначний токсичний вплив, а найбільш отруйні – хлориди, нітрати, ацетати та сульфати.

Власне кажучи, будь-який з проаналізованих елементів перетворюється на токсичний за певних умов. Зокрема, отруйна дія Mn проявляється в порушенні метаболізму заліза. Одночасно марганець міститься практично в усіх живих організмах, відіграючи роль мікроелементу, необхідного для повноцінної життєдіяльності. Зазвичай його концентрація вимірюється тисячними долями відсотків, найбільше його в листі буряку (0,03%), в організмі рудих комах (0,05%), а деякі бактерії містять до кількох відсотків цього елемента. У досліджених нівальних міксоміцетів середній вміст Mn (0,23%) значно перевищував відомі середні значення, характерні для інших живих організмів (0,001%).

Цинк міститься в багатьох ферментах, що каталізують гідроліз білків, складних ефірів, утворення альдегідів, полімеризацію ДНК та РНК. У складі ферментів іони Zn^{2+} викликають поляризацію молекул води та органічних речовин, що сприяє їх депонуванню. Нестача цинку в живих організмах призводить до накопичення заліза, міді, кадмію, свинцю. У великій кількості всі солі цинку, особливо сульфати та хлориди, можуть викликати отруєння внаслідок токсичності іонів Zn^{2+} . У даних дослідженнях не виявлено здатності нівальних видів накопичувати цей елемент, і його середнє відсоткове значення (0,024%) нижче, ніж таке у інших живих організмів (0,05%) [13]. Концентрації цинку в плодкових тілах макроміцетів в середньому становлять 100 мг/кг сухої речовини, а у грибоподібних протистів, наприклад, в еталіях міксоміцету *Fuligo septica*, цей показник досягає 395–3600 мг/кг, що в 240 разів перевищує вміст Zn в листі чорниці *Vaccinium* (10–160 мг/кг) [15].

Нікель також необхідний для нормального розвитку живих організмів, але про його роль відомо небагато, хіба що про участь у ферментативних реакціях, зокрема, прискорення переходу сульфгідрильних груп в дисульфідні. Підвищений вміст нікелю в ґрунті призводить до ендемічних захворювань рослин та тварин. Натомість концентрація цього елемента на кілька порядків вища у досліджених нівальних міксоміцетів (0,008%), ніж середнє значення в живій речовині (0,00005%) [13].

Хром постійно входить до складу тканин рослин і тварин, де бере участь в обміні ліпідів, білків та вуглеводів. У чистому вигляді цей елемент та деякі його сполуки токсичні. У плодкових тілах міксоміцетів виявлено менше Cr (0,000056%), ніж його усереднений вміст в живій речовині (0,0001%) [13].

Для деяких організмів кремній є важливим біогенним елементом і його частка в живій речовині в середньому становить 0,2%. Натомість, вміст цього елемента в проаналізованих міксоміцетах значно менший – 0,065%. Більшість кремнійорганічних сполук в контакті з повітряним киснем та водяними парами окислюється або гідролізується з утворенням SiO_2 , а діоксид кремнію здатен утворювати непроникну плівку на поверхні.

Темний блискучий перидій з райдужним відливом видів родів *Lamproderma* та *Meriderma* може бути обумовлений різноманітними сполуками Al,

Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Si. Наприклад, іони міді можуть з'єднуватись координаційними зв'язками з аміногрупами амінокислот, утворюючи кристалізовані внутрішньокмплексні (хелатні) солі синього кольору, наприклад, гліцинат міді темно-синій. Сполуки заліза мають бурі кольори, а інтенсивність відтінку залежить від кількісного співвідношення різних сполук заліза, наприклад, домішки сполук двовалентного заліза обумовлюють помітний зелений відтінок [14]. Райдужний блиск *Lamproderma* та *Meriderma* може бути обумовлений плівкою диоксида кремнію SiO_2 на поверхні спорангіїв міксоміцетів. До того ж відомо, що кремнійорганічні сполуки можуть формувати опорні утвори у деяких рослин та водоростей, тому можна припустити, що сполуки Si входять до складу розгалужених ниток капіліцію цих родів міксоміцетів. Свою частку до блиску перидію цих родів можуть додати сполуки алюмінію, оскільки його вміст корелює із співвідношенням кремнію в досліджених зразках з максимумом у *Meriderma echinulatum* (0,16%). Неповторний колір представників родів *Lamproderma* та *Meriderma*, який складається з цілої гама відтінків (блакитний, синій, фіолетовий, зеленуватий), може бути спричинено сумішшю різних речовин та пігментів. Але питання, які саме сполуки задіяні у формуванні кольору міксоміцетів, все ще потребує подальшого з'ясування та дослідження. Білий колір перидію у досліджених представників родів *Diderma*, *Didymium* та *Physarum* варіював від яскраво-жовтого до темно-коричневого, в залежності від виду та місцезнаходження зразка. Можливо, саме в залежності від вмісту елементів у ґрунті та субстраті зразки *Physarum albescens* з різних місцезнаходжень так відрізняються за кольором – від білого з яскраво-жовтим до темно-жовтого, майже коричневого забарвлення.

Дослідження особливостей накопичення нівальними міксоміцетами різноманітних елементів розкриває нові аспекти кругообігу речовин в навколишньому середовищі. Здатність деяких видів міксоміцетів накопичувати токсичні елементи відкриває перспективи їх використання в якості нових об'єктів біоіндикації та біоремедіації для практичного використання у сфері екологічної безпеки.

У результаті дослідження зроблені наступні висновки:

1. За кількістю вмісту в нівальних міксоміцетах всі елементи розподілилися на 5 основних груп: 1) Ca – середня концентрація складає 5,37%; 2) Mn (0,23%), Mg (0,13%) та Fe (0,10%); 3) Si (0,065%), Al (0,053%) та Zn (0,024%); 4) Ni (0,008%) та Pb (0,004%); 5) Cd (0,00018%), Cu (0,00016%) та Cr (0,000056%).

2. Високий вміст Ca обумовлений тим, що всі проаналізовані види міксоміцетів належать до порядку Physarales, для представників якого наявність вапна в структурних елементах плодових тіл є однією з ключових ознак.

3. Середній вміст в досліджених міксоміцетах Ca, Mn, Mg, Al, Ni, а також токсичних елементів Pb та Cd перевищує середні значення, прийняті для живої речовини; натомість концентрація Si, Zn та Cr у міксоміцетів менша, ніж у більшості живих організмів, а Fe та Cu – ідентична їх середньому процентному співвідношенню для інших біооб'єктів.

4. Колір морфологічних структур міксоміцетів може бути наслідком суміші різних речовин та пігментів: біле забарвлення видів роду *Diderma* та *Didymium* є результатом вапняних включень в морфологічні структури плодових тіл; жовтуваті відтінки *Physarum albescens* і *Ph. alpestre* змінюються в залежності від складу елементів у ґрунті; темний блискучий перидій

з райдужним відливом видів родів *Lamproderma* та *Meriderma* можливо обумовлений різноманітними сполуками Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Si.

5. Виявлена здатність досліджених міксоміцетів накопичувати Mn: найвища концентрація у *Diderma meyeri* – 0,97%, *Physarum alpestre* – 0,53% та *Diderma niveum* – 0,34%, що значно перевищувало відомі середні значення, характерні для більшості інших живих організмів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Сибиркина А.Р. Биогеохимическая оценка содержания тяжелых металлов в листьях кустарниковых растений соснового бора Семипалатинского Прииртышья // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. – 2013. – Часть I. – № 11 (58). – С. 74–77.
2. Кривомаз Т.І. Паспортизація об'єктів біорізноманітності в системі управління екологічної безпеки / Т.І. Кривомаз // Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу. – 2015. – № 1(11). – С. 149–154.
3. Чорнобай Ю.М. Трансформація рослинного детриту в природних екосистемах / Ю.М. Чорнобай – Львів : Вид-во ДПМ НАН України, 2000. – 352 с.
4. Stephenson S. L., Mc Quattie C. J. Assessing the potential use of myxomycetes as bio-monitors of heavy metals in the environment // Proceedings of the West Virginia Academy of Science. – 2000. – 72. – P. 32–33.
5. Zhulidov D.A., Robarts R.D., Zhulidov A.V., Zhulidova O.V., Markelov D.A., Rusanov V.A., Headley J.V. Zinc Accumulation by the Slime Mold *Fuligo septica* (L.) Wiggers in the Former Soviet Union and North Korea // Journal of Environmental Quality. – 2002. – № 31 (3). – P. 1038–1042.
6. Latowski D., Lesiak A., Jarosz-Krzeminska E., Strzalka K. *Fuligo septica*, as a new model organism in studies on interaction between metal ions and living cells // Metal Ions in Biology and Medicine. – 2008. – 10. – P. 204–209.
7. Keller H.W., Everhart S.E. Importance of Myxomycetes in Biological Research and Teaching // Fungi. – 2010. – 3(1). – P. 13–27.
8. Stephenson S.L. Novozhilov Yu.K., Schnittler M. Distribution and ecology of myxomycetes in high-latitude regions of the northern hemisphere // J. Biogeogr. – 2000 – 4. – P. 741–754.
9. Poulain M., Meyer M., Bozonnet J. Les Myxomycètes. 2 vol. – Delémont: FMBDS, 2011. – 1119 p.
10. Отто М. Современные методы аналитической химии, 1 т. – М.: Техносфера, 2003. – 416 с.
11. Методические указания 4.1.1482-03 «Определение химических элементов в биологических средах и препаратах методами атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой и масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой». – М.: Минздрав России, 2003. – 16 с.
12. Томсон М., Уолш Д.Н. Руководство по спектрометрическому анализу с индуктивно связанной плазмой. – М.: Недра, 1988. – 288 с.
13. Алексеенко В.А., Алексеенко А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. – Ростов н/Д.: Изд-во Юж. федер. ун-та, 2013. – 383 с.
14. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. – М.: Академия, 2003. – 342 с.
15. Stijve, T., Andrey D. Accumulation of various metals by *Fuligo septica* (L) Wigger sand by some other slime molds (myxomycetes) // Australasian Mycologist. – 1999. – 18(2) – P. 23–26.

Стаття надійшла до редакції 27.08.2015

УДК 502.3:504.064

В.В. ШАРАВАРА, Д.В. ГУЛЕВЕЦЬ, Я.І. МОВЧАН

ОЦІНКА РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВІЙСЬКОВИХ ОБ'ЄКТІВ: ПРОЦЕДУРА, ІНСТРУМЕНТАРІЙ, КРИТЕРІЙ

***Анотація.** Представлена методика виконання оцінки рівня екологічної безпеки територій виведених з експлуатації військових об'єктів, яка містить опис етапів її проведення, необхідного науково-практичного інструментарію, спеціалізованих критеріїв і шкали, що включає деталізовану градацію і найменування визначених категорій екобезпеки.*

***Ключові слова:** екологічна безпека, оцінка впливу на навколишнє середовище, військові об'єкти, моніторинг довкілля, забруднюючі речовини.*

Вступ

Визначення рівня екологічної безпеки колишнього військового об'єкта становить відокремлену галузь наукової і практичної діяльності, тому потребує вироблення якісно специфічних принципів і підходів. Традиційна процедура оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) планованої діяльності (чи об'єктів, що проектуються), яка закріплена нормативним документом [1], і процедура ОВНС діючих об'єктів, яка описана у [2], за своїм змістом і наповненням не передбачають необхідних інструментів і не містять відповідних критеріїв оцінки. Проведення ідентифікації екологічного стану військових об'єктів, які виведені з експлуатації, покинуті або не функціонують, дозволить обґрунтувати відповідні заходи дотримання екобезпеки, а також визначити можливість, доцільність та прийнятність подальшого використання цих територій.

Постановка завдання

Розробка і обґрунтування системи оцінки екологічної безпеки колишніх військових об'єктів і їх впливу на довкілля є актуальним завданням задля усунення ризиків і загроз, які вони акумулювали за час свого функціонування. Наукове, методичне, інформаційне та аналітичне забезпечення такої процедури створить необхідні умови для реабілітації територій, забруднених внаслідок військової діяльності, що передбачено Законом України «Про Загальнодержавну цільову програму захисту населення і територій від надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру на 2013-2017 роки» від 07.06.2012 № 4909-VI.

Виклад основного матеріалу

Система виконання ОВНС військових об'єктів включає наступні етапи (рис. 1): 1) екологічний моніторинг території в зоні впливу джерела забруднення (військового об'єкта); 2) аналіз і оцінка наслідків екологічного впливу військового об'єкта на довкілля; 3) розробка заходів забезпечення екологічної безпеки; 4) визначення і обґрунтування напрямів використання територій [3–5].

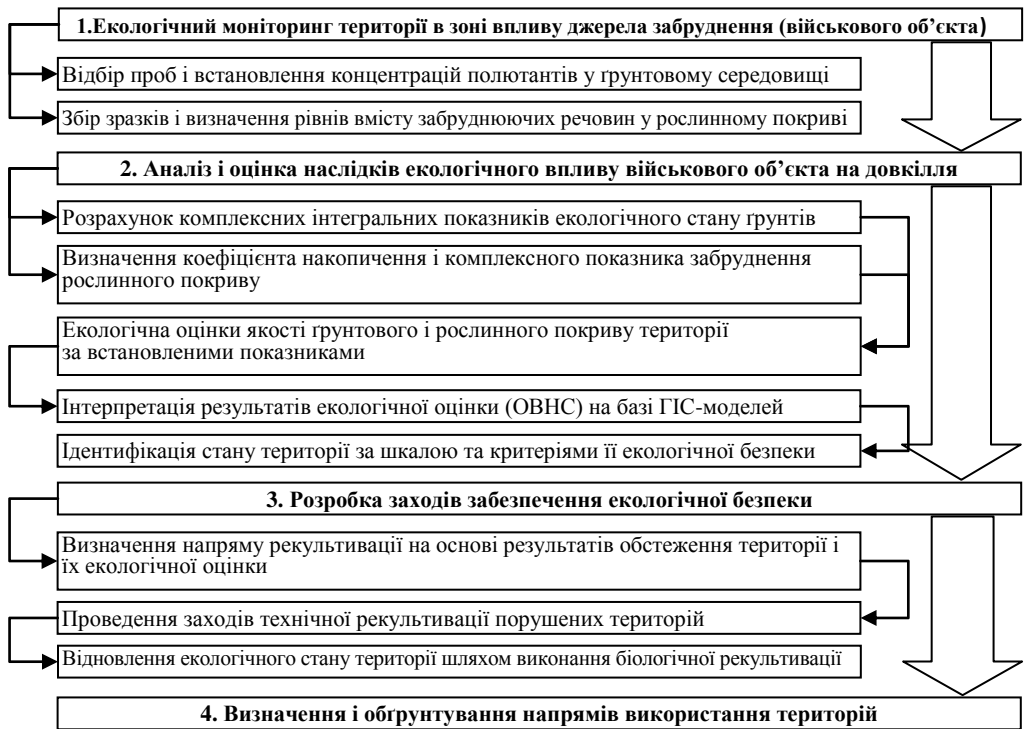


Рис. 1 – Структура системи екологічної оцінки територій

Реалізація системи екологічної оцінки розпочинається з виконання **першого етапу** – екологічного моніторингу стану компонентів навколишнього середовища (ґрунту і рослин) та визначення їх змін природним шляхом і під впливом техногенного навантаження [6]. На основі отриманого масиву результатів експериментальних досліджень формуються бази даних екологічної інформації, які відображають рівень забруднення (або його відсутність) ґрунтового (за горизонтами) і рослинного покривів на території військового об'єкту рухомими формами важких металів (ВМ) і нітратами, а також фоновий вміст цих речовин на спеціально визначених умовно чистих ділянках. Далі в програмному середовищі STATISTICA виконується статистичний аналіз і оцінка варіабельності вмісту важких металів і нітратів з метою визначення характеру геохімічної поведінки забруднюючих речовин. За згрупованими базами даних в оболонці програми Microsoft Office Excel будуються відповідні діаграми для візуалізації, зіставлення і подальшого порівняння отриманих результатів на різних територіях дослідження як між собою, так і зі встановленими нормами [3–5].

Вивчення сучасного стану навколишнього середовища в зонах ймовірного негативного впливу та його порівняння з нормативами і стандартами якості довкілля проводиться в рамках **другого етапу** – аналізу і оцінки наслідків екологічного впливу об'єкту на довкілля. Тут необхідно з'ясувати, який взаємозв'язок екологічних процесів сформувався в складі аналізованої колишньої природно-технічної системи військового об'єкта і які це мало наслідки для довкілля. Така оцінка проводиться на основі розрахунку комплексних інтегральних показників якості ґрунтового середовища – сумарного показника

забруднення (Z_c) і приведеного сумарного коефіцієнта концентрації (D) та їх ідентифікації в системі розроблених шкал. Далі прослідковується щільність зв'язку між отриманими значеннями зазначених показників із використанням корелятивного аналізу.

Подальший аналіз ґрунтується на визначенні інтенсивності міграції забруднювачів із ґрунту в рослинний покрив шляхом розрахунку коефіцієнта накопичення (K_n). Після чого для оцінки екологічного стану рослинного покриву території використовується комплексний індекс забруднення, що враховує дані про вміст у рослинах токсичних елементів і їх фонове значення (I). Усі отримані коефіцієнти доповнюють і вносяться в загальну базу даних екологічної інформації, а також графічно інтерпретуються (побудова відповідних графіків-діаграм) з метою заключної візуальної оцінки [3–5].

Отримані інтегральні показники якісного стану ґрунтового і рослинного покриву оцінюються за розробленими критеріями оцінки їх деградації. Запропоновані критерії базуються на визначенні змін (відхилень) інтегральних показників від прийнятого в якості контрольного (фонового) стану територій.

Узагальнені результати інтегральної оцінки територій (ґрунтового і рослинного покриву) систематизуються і використовуються для розробки геоінформаційних систем на базі програмного забезпечення Digital (завантаження топографічних карт, які містять досліджувані об'єкти, прив'язка їх до системи координат, оцифрування необхідних об'єктів і шарів, нанесення на створену карту місць відбору проб із внесеними результатами щодо вмісту ВМ) і Golden Software Surfer (аналіз просторових даних геостатистичного аналізу і моделювання – створення моделей забруднення і поширення на досліджуваних територіях ВМ методом просторової інтерполяції).

Створені ГІС-моделі необхідні для детальної оцінки системи взаємодії військового об'єкта і природного середовища. Даний підхід побудований на розгляді в кожному конкретному випадку ланцюга можливих наслідків для компонентів довкілля таких процесів. Сама модель відносин передбачає відтворення компонентної структури гіпотетичних шляхів міграції забруднюючих речовин, ініційованих техногенним впливом майданчиків пускових комплексів ракетних військ (рис. 2) [7].

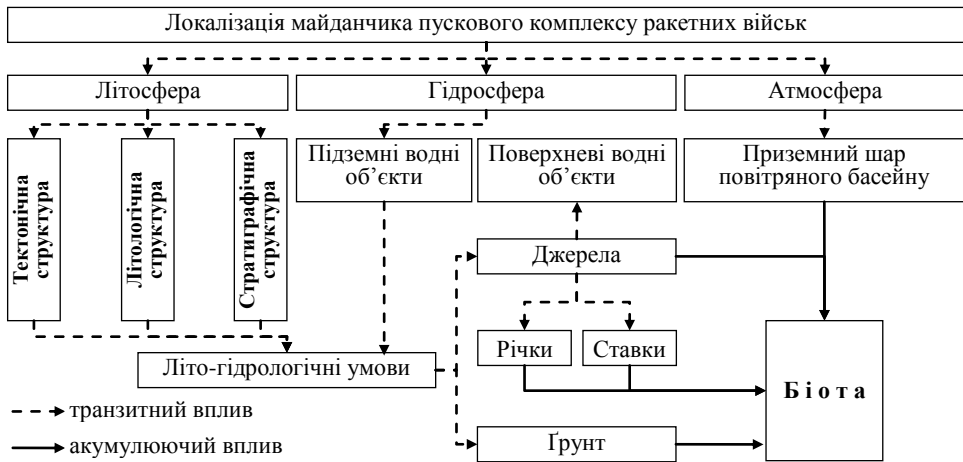


Рис. 2 – Компонентна структура гіпотетичних шляхів міграції забруднюючих речовин в складі ГІС-моделі

Окреслена компонентна структура використовується для виконання оцінки впливу на довкілля зазначених військових об'єктів на основі географічних інформаційних систем і аналізу можливих наслідків у контексті визначення рівня екологічної безпеки територій [7].

Розробка заходів забезпечення екологічної безпеки – **третій етап** – передбачає вироблення загальних методів та засобів мінімізації негативного впливу внаслідок змін довкілля та його забруднення, викликаних колишньою діяльністю збройних сил. В рамках цього етапу виконується наукове обґрунтування шляхів комплексної реабілітації територій, порушених внаслідок військової діяльності, з метою приведення їх екологічного стану до гарантовано-безпечних для довкілля і здоров'я людей рівнів та стандартів. Реабілітація передбачає ліквідацію забруднень, технічну і біологічну рекультивуацію деградованих ділянок і суміжних площ, розроблення заходів довгострокових спостережень за станом природних систем [3–5].

Завершальним є **четвертий етап** – визначення і обґрунтування напрямів використання територій. Завданням заключного етапу є визначення шляхів ефективного повторного використання колишніх військових об'єктів, враховуючи екологічні і економічні аспекти демілітаризації цих територій, а також можливості їх включення до господарського механізму природокористування з точки зору відповідності визначеним критеріям екологічної безпеки. У рамках цього етапу встановлюється глибина порушення екосистем в межах впливу колишніх військових об'єктів і рівень зниження їх стійкості до навантажень, виробляються еколого-практичні рекомендації до використання таких територій [3–5].

Використання індексного підходу дозволяє оцінювати вклад того чи іншого аспекту діяльності військового об'єкта в небезпечний вплив на навколишнє середовище в цілому чи за окремими компонентами довкілля [8]. Встановлення зв'язку показників (індексів) із рівнем екологічного ризику, який формується для військового об'єкта, дозволило напрацювати критерії екологічної безпеки порушених територій.

Основні наслідки впливу на довкілля діяльності ракетних військ проявляються в механічному порушенні ґрунтово-рослинного покриву, забрудненні екосистем як компонентами ракетного палива, так і продуктами їх трансформації, зміні геохімічної поведінки важких металів. Такий техногенний вплив є достатньо руйнівним для природних екосистем і може спровокувати процеси, які спричинять ще більш негативні і незворотні наслідки в майбутньому. Забезпечення екологічної безпеки має гарантувати відсутність деградації довкілля і зниження екологічного ризику в майбутньому, тому критерії екобезпеки мають враховувати стійкість і здатність до регенерації природних екосистем.

В якості критеріїв деградації ґрунтів і рослинності пропонується використати зміни (відхилення) значень інтегральних показників від прийнятих контрольних (фонових) показників їх стану. Конкретні значення критерію для виділення ступенів деградації встановлюються дослідним шляхом. Для цього виконуються екологічні обстеження ґрунтів і рослинного покриву і визначаються рівні їх забруднення. Показники, за якими оцінюється ступінь техногенного навантаження, обрані наступні: 1) вміст нітратів; 2) вміст важких металів; 3) сумарний показник забруднення ґрунту; 4) приведений сумарний

коефіцієнт концентрації; 5) коефіцієнт накопичення в рослинній фітомасі; б) комплексний індекс забруднення рослинного покриву.

Об'єднані результати критеріальної оцінки рівня екологічної безпеки необхідно інтегрально узагальнити шляхом підготовки комплексної оцінки досліджуваних територій, забруднених внаслідок військової діяльності, на основі ГІС-моделей. Комплексна оцінка містить у собі опрацьовані статистичні дані щодо: ґрунтового середовища (оцінку екологічного стану ґрунтового покриву за приведеним сумарним коефіцієнтом концентрації, D); рослинного покриву (оцінку екологічного стану рослинного покриву за комплексним індексом забруднення, I); геологічної будови (її опис) територій, на яких розміщені військові об'єкти, і транзитного потенціалу підстилаючих гірських порід (G); площі (дзеркала) забруднених зон з відповідним вмістом ВМ, розраховані на основі ГІС-моделей (S); густоти гідрологічної сітки (постійних водотоків, R).

Комплексна оцінка включає вищеперераховані фактори (показники), кожному з яких надається оціночний бал в залежності від розрахованих і визначених значень їх параметра. Зведена характеристика критеріїв екологічної безпеки територій колишніх військових об'єктів і порядок присвоєння оціночних балів наведені в табл. 1. Нижче подано роз'яснення щодо практичного використання критеріїв (показників) комплексної оцінки.

Таблиця 1 – Вага критеріїв екологічної безпеки демілітаризованих територій в оціночних балах

№ з/п	Показник	Значення параметра	Оціночні бали
1.	Приведений сумарний коефіцієнт концентрації, D	низький	1–4
		середній	5–8
		підвищений	9–12
		високий	13–16
		надзвичайно високий	17–20
2.	Комплексний індекс забруднення рослинного покриву, I	низький	1–4
		середній	5–8
		підвищений	9–12
		високий	13–16
		надзвичайно високий	17–20
3.	Транзитний потенціал підстилаючих гірських порід, G	водотривкі	1–6
		напівпроникні	7–13
		водопроникні	14–20
4.	Площа забруднення, S	понад 100 000 м ²	1–6
		від 10 000 м ² до 100 000 м ²	7–13
		до 10 000 м ²	14–20
5.	Густота гідрологічної сітки, R	до 100 м/км ²	1–6
		від 100 м/км ² до 1000 м/км ²	7–13
		понад 1000 м/км ²	14–20

Приведений сумарний коефіцієнт концентрації (D). Оскільки інтегральний оціночний бал D дає найбільш коректну оцінку санітарно-гігієнічного (екологічного) стану території, результати його розрахунку використовуємо для критеріальної оцінки. Оціночна шкала небезпеки забруднення ґрунтів за приведеним сумарним коефіцієнтом концентрації D буде відповідати рівню забруднення, кожному з яких присвоюється відповідний оціночний бал (від 1 до 5 балів).

Комплексний індекс забруднення рослинного покриву (I). Для подальшої оцінки використовуємо оціночну шкалу небезпеки забруднення рослинного покриву за комплексним індексом забруднення I. Встановленому рівню забруднення присвоюємо відповідну набрану кількість оціночних балів (від 1 до 5 балів).

Геологічна основа території і транзитний потенціал підстилаючих гірських порід (G). Усі гірські породи поділяють на три групи: водопроникні (галька, гравій, добре відсортований чистий пісок, закарстовані та тріщинуваті породи); напівпроникні (глинисті піски, торф, скельні, напівскельні та закарстовані породи, пустоти і тріщини яких заповнені дрібнозернистими і глинистими відкладами); водонепроникні, або водотривкі (глини та масивно-кристалічні породи). М'які і водопроникні породи сприяють поширенню забруднених елементів через підземні води чи річкову систему, збільшуючи площу забруднення. Виходячи з цього, водотривкі шари оцінюємо в 1–6 балів, напівпроникні – 7–13 балів, водопроникні – 14–20 балів.

Площа (дзеркало) забруднення (S). Як уже зазначалось, досліджуванним забруднюючим речовинам властива горизонтальна і вертикальна міграція та, відповідно, здатність до поширення на значні території. Початкова концентрація поллютантів збільшує дзеркало забруднення, але при цьому з часом спостерігається тенденція до зниження його рівня у середовищах за рахунок рівновіддаленого руху. Тому, чим менша зона ураження, тим вищий вміст поллютанта на забрудненій території. Забруднення загальною площею понад 100 000 м² оцінюється в 1–6 балів, площею від 10 000 м² до 100 000 м² – 7–13 балів, до 10 000 м² – 14–20 балів.

Густина гідрологічної сітки (R). Густа мережа гідрологічної сітки розвантажує обмежену зону забруднення і тим самим розповсюджує її на великі площі. Відповідно, це робить такі території не придатними для ведення сільськогосподарства чи використання у інших господарських цілях, сприяє забрудненню водотоків, які одночасно можуть бути джерелом водопостачання, зрошення полів тощо. Відсутність, дуже малу кількість, невеликі розміри постійних водотоків густотою до 100 м/км² поблизу колишніх військових об'єктів оцінюємо в 1–6 балів, середню густоту, невеличкі водотоки, зрошувальні канали від 100 м/км² до 1000 м/км² – 7–13 балів, наявність густої річкової мережі понад 1000 м/км² – 14–20 балів.

Як додаткові інформативні показники (табл. 2) пропонується використовувати рівень залісненості (F) і вертикальну розчленованість (H) території, що, у свою чергу, можуть охарактеризувати здатність природних систем до підтримання належного рівня екологічної безпеки.

Таблиця 2 – Роль інформативних показників у підтриманні рівня екологічної безпеки демілітаризованих територій

№ з/п	Показник	Значення параметра	Стійкість до навантаження
1.	Рівень залісненості території, F	понад 40%	посилює рівновагу (+)
		від 23 до 40%	пітримує рівновагу (0)
		до 23%	послаблює рівновагу (-)
2.	Вертикальна розчленованість території, H	до 10 м	посилює рівновагу (+)
		від 10 м до 50 м	пітримує рівновагу (0)
		понад 50 м	послаблює рівновагу (-)

Рівень залісненості території (F). Лісовий масив, як правило, сприяє затриманню поширення забруднюючих речовин, але шляхом збільшення їх концентрації і накопичення у самих рослинах на ділянці чи території, яка обмежена власне протяжністю лісового масиву. Тому ліс виступає природним консервантом і локалізатором забруднень. Таким чином, в зоні широколистяних лісів рівень залісненості території понад 40% посилює рівновагу природних систем, сприяє стійкості до навантажень і підтриманні належного рівня екологічної безпеки. Залісненість території від 23% до 40% відіграє роль нейтрального чинника у підвищенні потенціалу природних систем щодо стійкості до навантажень, але підтримує рівновагу за допустимих рівнів тиску (в межах діапазону толерантності) на екосистемі. Залісненість території менше 23% послаблює здатність природних систем протистояти забрудненню і деформації, знижує резерви екосистем для підтримання належного рівня екологічної безпеки в умовах кризових ситуацій.

Вертикальна розчленованість території (H). Усі колишні майданчики пускових комплексів балістичних ракет, як правило, розташовані на підвищених формах рельєфу, висота яких коливається в межах 220–380 м. Очевидно, що чим вище знаходиться військовий об'єкт, тим вища концентрація забруднюючих речовин, зокрема ВМ, і менша площа забруднення. І навпаки, по низовинах забруднюючі речовини швидше мігрують, зменшуючи загальний вміст забруднюючого елементу, але при цьому збільшуючи площу ураження. Найбільш пагубним є перший варіант, оскільки існує висока ймовірність перевищення порогових значень (ГДК) за рахунок значної амплітуди висот (перевищення дослідних точок над суміжними територіями) і створення зони накопичення та зони розвантаження забруднювачів. Виходячи із встановлених особливостей характеру розташування БСП, вертикальна розчленованість території до 10 м локалізує забруднення і попереджає можливість значного його транскордонного поширення, посилює стійкість території до навантаження і підвищує здатність екосистем до підтримання належного рівня екобезпеки. Розчленованість території від 10 м до 50 м не забезпечує умов підвищення екологічної валентності природних систем, але підтримує стан їх рівноваги за допустимих рівнів навантаження (в межах діапазону толерантності) на екосистемі. Розчленованість території понад 50 м послаблює здатність природних систем нейтралізувати деструкційні процеси, знижує потенціал екосистем підтримувати належний рівень екологічної безпеки.

Для отримання остаточного результату комплексної оцінки рівня екологічної безпеки з використанням ГІС-моделей запропоновано використовувати однойменний індекс ($I_{реб}$), який розраховується шляхом сумування набраних балів за формулою:

$$I_{реб} = D + I + G + S + R, \quad (1)$$

де D – значення приведенного сумарного коефіцієнта концентрації у вагових балах; I – значення комплексного індексу забруднення рослинного покриву у вагових балах; G – геологічна основа території і транзитний потенціал підстилаючих гірських порід у вагових балах; S – площа забруднення у вагових балах; R – густина гідрологічної сітки у вагових балах.

Визначення рівня екологічної безпеки є завершальним етапом проведення комплексної оцінки. Для цього пропонується використовувати розроблену 5-рівневу шкалу (табл. 3).

Таблиця 3 – Шкала комплексної оцінки екологічного стану територій

Рівень	Категорія екологічної безпеки	Величина $I_{реб}$ в балах
1	задовільний рівень	0–10 балів
2	достатній рівень	11–25 балів
3	понижений рівень	26–50 балів
4	низький рівень	51–75 балів
5	дуже низький рівень	76–100 балів

Як видно з табл. 3, для різних рівнів забруднення і деградації територій виділені діапазони значень за ступенем небезпеки забруднення, яким надані градації і присвоєно стандартні найменування.

Висновки

Розроблена методика виконання оцінки впливу на довкілля колишніх військових об'єктів дозволяє поєднати результати компонентного аналізу екологічного стану середовища, інтегральної оцінки забруднення складових довкілля і ГІС-моделювання. Запропонований індекс оцінки рівня екологічної безпеки ($I_{реб}$) дає змогу виконати підсумкову комплексну оцінку, деталізація якої досягнута градацією критеріальної шкали. Її виділені діапазони чітко і наочно презентують категорію екологічної безпеки території.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. ДБН А.2.2-1-2003 «Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд». – К.: Держкомбударх, Мінекобезпеки України, 2003. – 21 с.
2. Рекомендації щодо змісту матеріалів оцінки впливів діючих об'єктів на навколишнє середовище (ОВНС). Правила проведення робіт / УкрНДІЕП. – Харків, 2005. – 21 с.

3. Шаравара В.В. Система виконання оцінки впливів на довкілля колишніх об'єктів ракетних військ / В.В. Шаравара // Екологічна безпека держави: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів. м. Київ, 15–17 квітня 2014 р., Національний авіаційний університет / редкол. О.І. Запорожець та ін. – К.: НАУ, 2014. – С. 12–13.
4. Шаравара В.В. Механізм оцінки параметрів екологічного стану демілітаризованих територій ракетних військ / В.В. Шаравара // Наукові праці Кам'янець-Подільського національного університету: збірник за підсумками звітної наукової конференції викладачів, докторантів і аспірантів. – Кам'янець-Подільський: Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка, 2014. – Вип. 13. – Т. 2. – С. 31.
5. Куценко В.О. Методологія ОВНС для виявлення впливу чинників збройних сил на довкілля: уточнення процедур / В.О. Куценко, В.В. Шаравара // Наукоємні технології: Матеріали науково-технічної конференції студентів та молодих учених. – К.: НАУ, 2014. – С. 18.
6. Шаравара В.В. Моніторингові дослідження та аналіз забруднення ґрунту в районі бойових стартових позицій балістичних ракет / В.В. Шаравара, Я.І. Мовчан // Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору; редкол.: О.С. Волошкіна, О.М. Трофимчук (голов. ред.) [та ін.]. – К., 2013. – № 12. – С. 14–22.
7. Шаравара В.В. Компонентний аналіз гіпотетичних шляхів міграції забруднюючих речовин на територіях майданчиків пускових комплексів ракетних військ / В.В. Шаравара, І.П. Касіяник // Екологічна безпека держави: тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів (м. Київ, 16 квітня 2015 р.), Національний авіаційний університет / редкол. О.І. Запорожець та ін. – К.: НАУ, 2015. – С. 26.
8. Статюха Г.О. Розробка методики оцінки небезпечних видів діяльності промислових підприємств / Г.О. Статюха, Т.В. Бойко, В.І. Бендюг // Екологія і ресурси. – 2003. – № 7. – С. 46–55.

Стаття надійшла до редакції 03.08.2015

УДК 502.3

В.В. ЛУК'ЯНОВА

ПРОБЛЕМИ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ ПАПЕРОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ

***Анотація.** Розглянуто проблему переробки відходів целюлозно-паперової промисловості. Для удосконалення якості паперу для гофрування необхідний особливий підхід при виборі хімікатів на конкретному виробництві. Більш конкретні рекомендації для виробників можуть бути надані після обстеження виробництва і проведення додаткових досліджень з врахуванням сировинної бази, якості води та виду хімікату, що вживається.*

***Ключові слова:** відходи паперової промисловості, макулатура, утилізація відходів.*

Постановка проблеми

Папір — це один з небагатьох матеріалів, які добре піддаються вторинній обробці. У першу чергу, це пов'язано зі скороченням світових запасів целюлози та з усе жорсткішими екологічними стандартами у розвинених країнах.

Проблеми утилізації та переробки великих об'ємів макулатури на сьогодні є досить важливими, тому що без паперової продукції не обходиться жодне виробництво. Картон використовують при виробництві різних пакувальних матеріалів: у промисловому пакуванні товарів на долю картону припадає майже 70%, а у споживчій тарі – близько 15%. Картон, у свою чергу, чудово піддається вторинній переробці. Папір використовують при виробництві будівельних матеріалів, таких як м'які покрівельні матеріали, волокнисті плити та ін.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Одним із видів переробки паперових відходів є отримання вторинних матеріалів. Це можливо навіть на стадії збирання відходів. Основною проблемою, що при цьому виникає і яка в Україні ніяк не вирішена, є проблема сортування. У багатьох країнах Європи введено системи поводження з відходами упаковки, які передбачають використання спеціальних контейнерів (різного кольору) для збору упаковки з різного матеріалу. Від ручних технологій сортування відходів до автоматизованих підприємств – тенденція, яку демонструють вчені та технологи в усьому світі. Цьому сприяють нові технології, які дозволяють з високою продуктивністю розділити, наприклад, легку упаковку на 15 фракцій з високим ступенем точності (до 95%). На сьогодні у Європі утворюються такі відходи: тверді муніципальні – 175,3 млн т (з них доля упаковки становить 16%); промислові – 1904,9 млн т (2%). У США доля вторинної переробки відходів в 2002 р. склала 45%.

Одним із шляхів переробки картонно-паперових відходів є їх використання у виробництві таропакувальних видів паперу та картону, санітарно-гігієнічного паперу та м'яких покрівельних матеріалів (руберойд, пергамін) [1–3].

Дефіцит первинного волокна, підвищення цін на енергоносії та транспортних тарифів ставить перед підприємствами задачу максимального використання вторинної сировини при виробництві картонно-паперової продукції для досягнення конкурентоспроможності перед імпортом [4]. Ступінь використання макулатури в асортименті картону та паперу в Україні вже досяг 80–90%, а в папері для гофрування – навіть 100%. Для підвищення якості продукції з використанням макулатури необхідні:

- оптимізація технологічного процесу;
- вмiле використання iснуючих технологiй;
- вибiр вторинних волокон (перший цикл використання), якi не були в переробцi;
- застосування хiмiчних речовин для надання мiжволоконної мiцностi волокну та збереження його фiльтрацiйних властивостей.

Використання модифікованих крохмалів (як при введенні в масу, так і на поверхню), для підвищення міцності структури волокна за рахунок введення водневих зв'язків, призводить до підвищення фізико-механічних показників [5–6]. На підприємствах України використовують крохмалі різних відомих фірм Німеччини, США, Чехії, Польщі, виходячи з різних економічних та технологічних міркувань та існуючої або розробленої підприємством нормативної документації у відповідності з вимогами до якості тари з гофрокартону.

Метою роботи було дослідження можливості вторинної переробки макулатури.

Методика експерименту

Експериментальна частина роботи була проведена на базі ЗАТ «Інститут паперу» в дослідницькому центрі целюлози, паперу та картону (Атестат акредитації № 2Т601 від 21.08.2013 р.).

З метою дослідження можливості вторинного використання макулатури марки МС-5Б, згідно з ГОСТ 10700-97 «Макулатура бумажная и картонная. Технические условия», з неї було виготовлено відливки. Відливки виготовлялись на апараті листовідливного типу Rapid-Koethen відповідно до ГОСТ 14363.4-89 «Целлюлоза. Метод подготовки проб к физико-механическим испытаниям».

При виготовленні відливок використовували крохмальний клей та внутрішньомасні гідрофобні добавки на основі аніонних, амфотерних чи катіонних полімерних дисперсій (АКД) виробництва Німеччини. При приготуванні відливок із вторинної сировини користувались свіжою та зворотною водою. Фізико-хімічні показники отриманого паперу визначали згідно зі стандартними методиками [7–11].

Отримані в роботі дані наведено у таблиці.

Аналіз одержаних результатів дослідження показує, що при використанні свіжої та зворотної води одержуються різні показники навіть при однаковій кількості введеного крохмалю. Застосування проклеюючих реагентів на основі АКД значно знизило показники опору торцевому і плоскосному стисненню гофрованого зразка паперу. Папір був рихлий, не гофрувався.

Таблиця – Фізико-механічні показники відливок із зразка волокнистої маси – 100% макулатурне волокно

Найменування і кількість додатків до маси	Одиниці виміру	Волокниста маса в складі 100% вторинної сировини					
		1	2	3	4	5	6
– кількість введеного крохмального клею при розбавленні маси свіжою водою	кг/т	0	5	7,5	12		7,5
– кількість введеного крохмального клею при розбавленні маси зворотною водою	кг/т					7,5	
– кількість введеного проклеюючого реагенту на основі АКД (виробництва Німеччини)	кг/т						4
Фізико-механічні показники отриманого паперу							
1. Маса	г	130	135	135	140	145	140
2. Опір продавленню	кПа	240	310	315	380	262	233
3. Руйнівне зусилля	Н	58	80	90	95	83	64
4. Поверхнева вбирність води, Кобб ₃₀	г	190	210	196	180	65	13
5. Опір торцевому стисненню гофрованого зразка паперу	кН/м	154	180	217	269	280	125
6. Опір плоскосному стисненню гофрованого зразка паперу	Н	118	169	200	225	186	80

Висновки

З наведеного вище можна зробити висновки, що в сучасній економіці тара і упаковка відіграють дуже важливу роль. Про доцільність використання паперової та картонної упаковки з точки зору екології та економіки сперечатися не варто.

Для удосконалення якості паперу для гофрування необхідний особливий підхід при виборі хімікатів на конкретному виробництві. Більш конкретні рекомендації для виробників можуть бути надані після обстеження виробництва і проведення додаткових досліджень із врахуванням сировинної бази, якості води та виду хімікату, що вживається.

Таким чином, можна сказати, що переробка пакувальних матеріалів має важливу соціальну та економічну функцію, однак проблема їх утилізації створює значні екологічні проблеми. Вирішення цих проблем, як показує досвід розвинутих країн, можливе лише на балансі екологічних та економічних інтересів суспільства [12].

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Зінченко Д.В. Дунська А.Р. Проблеми та перспективи розвитку целюлозно-паперової промисловості України в умовах світового ринку. [Електронний ресурс] / Зінченко Д.В. Дунська А.Р. – Режим доступу: <http://probl-economy.kpi.ua/pdf/2014-12.pdf>.
2. Барбаш В.А. Потенціал недеревної рослинної сировини для виробництва паперу і картону В. [Електронний ресурс]. Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість. Міжвідомчий науково-технічний збірник. Випуск 37-1 – Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/Portal/natural/iglpdp/2011_37-1/37-1-60.pdf
3. Швороб Г.М. Целюлозно-паперова промисловість України [Електронний ресурс] / Г.М. Швороб. – Режим доступу: <http://ukrexport.gov.ua/ukr/prom/ukr/25>
4. Мороз В.Н., Долинская Г.И. Принципы подбора сырья при изготовлении тары для конкретных видов продукции // Сб. докл. 1-й международной научно-технической конференции «Производство гофрированного картона и гофротары» Ч. 2. – 21–23 марта. – 2006. – С. 19–23.
5. Kainulainen M., Toroi M. Optimum composition of corrugated board with regard to the compression resistance of boxes / Paperi ja Puu. – 1986. – V. 68, № 9. – P. 666–668 (англ.).
6. Эржебед К. Преимущества использования гофрированной бумаги с пониженной массой // Сб. докл. 1-й международной научно-технической конференции «Производство гофрированного картона и гофротары» Ч. 1. – 21–23 марта. – 2006 г. – С. 57–63.
7. Папір. Визначення опору продавлюванню: ДСТУ ISO 2758:2007. – К.: Держспоживстандарт України, 2011. – (Національний стандарт України).
8. Папір та картон. Метод визначення руйнівного зусилля під час стиснення кільця (RCT): ДСТУ 3643-97 (ГОСТ 10711-97) К.: Держспоживстандарт України, 1997. – (Національний стандарт України).
9. ГОСТ 13648.1-78 Картон. Метод определения деформации при сжатии.
10. ГОСТ 13525.8-86 Полуфабрикаты волокнистые, бумага и картон. Метод определения сопротивления продавливанию.
11. Папір та картон. Метод визначення поверхневої вбирності води під час однобічного змочування (метод Кобба): ДСТУ 3549-97 К.: Держспоживстандарт України, 1997. – (Національний стандарт України).
12. Загальнодержавна цільова програма розвитку целюлозно-паперової промисловості України та вітчизняного ринку картонно-паперової продукції на період до 2020 року [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://industry.kmu.gov.ua/industry/control/uk/publish/article?jsessionid=D944B63339CEEEAA38DF66524EE1F845?art_id=74110&cat_id=42148

Стаття надійшла до редакції 23.09.2015

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК. 628. 34

О.С. ВОЛОШКІНА, Л.О. ВАСИЛЕНКО, Ю.О. БЕРЕЗНИЦЬКА

ЗАКОНОМІРНОСТІ МІГРАЦІЇ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ЧЕРЕЗ АКТИВОВАНЕ ВУГІЛЛЯ В ПРИРОДНИХ ФІЛЬТРАХ

***Анотація.** Стаття присвячена аналізу закономірностей міграції солей важких металів через активоване вугілля в природних фільтрах. Розглянуто і проаналізовано метод гальванокоагуляції для очистки стічних вод від солей важких металів, що дало змогу отримати залежності для визначення зміни концентрації реагенту та магнію в процесі фільтрування через активоване вугілля.*

***Ключові слова:** забруднення водних об'єктів, метод гальванокоагуляції, коефіцієнт фільтрації, важкі метали, промивні стічні води, активоване вугілля.*

Вступ

За даними ООН у світі випускається до 1 млн найменувань продукції, 100 тис. з яких є хімічними сполуками, в тому числі 15 тис. – потенційними токсикантами. За експертними оцінками до 80% всіх хімічних сполук, які потрапляють у навколишнє середовище, рано чи пізно потрапляють у водотоки.

Підраховано, що кожен рік у світі скидається понад 420 км³ стічних вод, які спроможні зробити непридатною до споживання близько 7 тис. км³ чистої води, що у 1,5 рази більше усього річкового стоку країн колишнього Радянського Союзу. Найбільшу шкоду завдають стічні води виробництв, на яких використовують гальванічну обробку деталей виробів. Ці води складають близько 30–50% від загального обсягу всіх промислових стічних вод. Важкі метали потрапляють у навколишнє середовище від підприємств енергетики та важкої промисловості, при експлуатації гірничих розробок та складуванні відходів, при корозії технічних будівельних споруд тощо. Вони надходять до довкілля у вигляді аерозолів, пилу, кіптяви, у складі розчинів і суспензій промислових стоків, з твердими відходами, а також з мінеральними фарбами, побутовою технікою та іншими товарами [1].

Враховуючи розповсюдженість важких металів у навколишньому середовищі та специфіку їх впливу, важливим є дослідження з питань міграції та

трансформації цих елементів в екосистемах різного рівня. Подальшу екологічну оцінку забруднення довкілля важкими металами та природоохоронні заходи щодо його запобігання можна здійснювати за такою схемою: техносфера – екологічний менеджмент (зміни в економіці та структурі споживання ресурсів) – екологічний моніторинг (зменшення техногенного забруднення) – оцінка впливу на навколишнє середовище (очистка викидів, знезараження відходів) – оптимізація природокористування [2].

На сьогодні, на жаль, недостатньо очищені стічні води гальванічних виробництв скидаються у міські мережі водовідведення. Такі виробництва існують практично на всіх машинобудівних, приладобудівних підприємствах та ін.

Якщо промислові підприємства знаходяться поблизу міст або в їх межах, очищення суміші побутових та промислових стічних вод в такому випадку може проводитися на єдиних очисних спорудах, але у зв'язку з тим, що в стічних водах підприємств можуть міститись специфічні забруднення, їх скид в міську каналізаційну мережу обмежується комплексом вимог [3].

Загальні умови скиду зворотних вод будь-якої категорії у поверхневій джерела визначається народногосподарським характером водокористування.

При вирішенні питань водовідведення, очистки стічних вод промислових підприємств, до яких входить гальванічне виробництво, запропоновані технічні рішення та схеми повинні бути розглянуті з розрахунком порівняння техніко-економічних та екологічних показників. Таким чином, основні методи очистки промивних стічних вод можливо виділити в групи. Наведемо схему методів очистки таких стічних вод, які зараз існують на виробництвах (рис. 1).

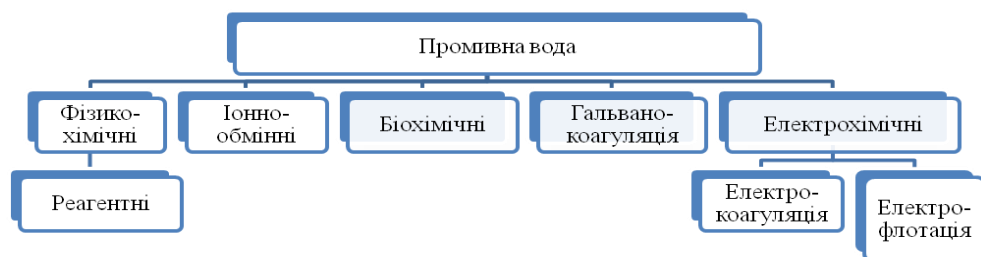


Рис. 1 – Групи методів очистки промивних стічних вод гальванічних виробництв

Аналіз літературних даних показує, що основними методами очистки стічних вод гальванічних виробництв від іонів важких металів, які знайшли найбільш широке застосування в промисловості, є реагентний та електрокоагуляційний.

Основна частина

Технологічні рішення, які використовуються в Україні на сьогодні, вимагають використання значної кількості реагентів та енергоносіїв, а також не дозволяють створити компактний блок очисних споруд та суттєво інтенсифікувати процес очищення. Найбільш сучасним методом очистки промивних стічних вод від важких металів, а саме від VI-валентного хрому, а також економічно вигідним є метод гальванокоагуляції. Метод гальванокоагуляції дозволяє відмовитися від використання реагентного господарства, різко скоротити об'єм очисних споруд.

Очистка стічних вод від хрому(VI) методом гальванокоагуляції відбувається в тілі фільтра при фільтруванні через завантаження, яке складається з активованого вугілля, в присутності іонів магнію, що потрапляють в воду, яка обробляється в результаті розчинення стержнів магнію.

У процесі, який розглядається, в якості анода виступає металевий магній, а в якості катода – графіт або активоване вугілля. Останній у даному випадку використовується як електропровідний матеріал з малим електрохімічним опором. Вибір катода та анода прийнятий з урахуванням значної різниці їх стандартних електрохімічних потенціалів.

Згідно з дослідженнями, які були здійснені в лабораторії КНУБА, констатуємо, що для невеликих виробництв можна рекомендувати реконструкцію очисних споруд для застосування методу гальванокоагуляції.

Для розглянутого методу гальванокоагуляції в ряді робіт [4, 5, 6, 7] отримані рівняння, які наводять зміну концентрації реагенту та магнію в процесі фільтрування через активоване вугілля. При наявності достатньої кількості магнію отримані розрахункові залежності у вигляді:

$$\text{Для випадку } t > \frac{n_0}{V_0} x \text{ маємо}$$

$$C_1(x, t) = C_{01} e^{\frac{K_3}{V_0} x}$$

$$C_3(x, t) = C_{01} K_0 \frac{e^{\frac{K_3}{V_0} x} - e^{\frac{K_2}{V_0} x}}{K_2 - K_3} + C_{03} e^{\frac{K_2}{V_0} x} \quad (1)$$

де: $C_{I(3)}$ – концентрація хрому на виході з фільтру;

t, x – інтегральні перетворення Лапласа по часовій змінній та просторовій;

n_0 – пористість завантаження;

$C_{01(03)}$ – початкова концентрація хрому;

K_0 – константа швидкості процесу;

$K_2 - const$;

$K_3 = K_1 + K_2$;

V_0 – швидкість фільтрації.

Співвідношення (1) описують процес очищення води від хрому(VI) у фільтрі.

Крім розглянутих процесів зниження концентрації хрому в товщі фільтру і накопичення в ній продуктів реакції, необхідно проаналізувати зміну втрат напору у фільтрі h . Втрати напору відбуваються внаслідок накопичення в його товщі продуктів хімічної реакції, а саме кількості перетвореного хрому(VI) в хром(III) з подальшим утворенням нерозчинних сполук тривалентного хрому і металевого хрому. Для отримання розрахункових залежностей використовуємо математичні моделі і їх реалізацію, запропоновану в роботі [6]. У роботі записано рівняння одномірної фільтрації з врахуванням змінного коефіцієнта фільтрації у вигляді $V(x; t) = -K(x, t, \rho) \frac{\partial h(x, t)}{\partial x}$, де $K(x, t, \rho) = K_0(x) \cdot F(\tilde{\sigma}_3)$,

і рівняння нерозривності при $\rho = const$, $n_0 = const$, $s = const$ у вигляді

$\frac{\partial \tilde{\sigma}}{\partial t} - \frac{\partial V}{\partial x} = 0$. У наведених рівняннях K_0 і K – відповідно коефіцієнти фільтрації незакольматованого (чистого) і закольматованого фільтру,

$\tilde{\sigma} = \eta\sigma_3$, $\eta = \frac{An_0}{\sigma_{\max}}$, σ_{\max} і σ_3 – граничне і поточне значення концентрації

осідання в одиниці об'єму фільтру, A – коефіцієнт граничного накопичення осаду. Функція $F(\tilde{\sigma}_3)$ в загальному вигляді залежить від вигляду осідання, його щільності і типу фільтруючого завантаження. Аналіз існуючих експериментальних даних для різних типів завантаження фільтру дозволив отримати залежність $F(\sigma_3) = e^{-\alpha\sigma_3(x,t)}$, де α – дослідний коефіцієнт, що залежить від матеріалу завантаження і має розмірність, зворотну розмірності σ_3 . Слід зазначити, що більш стабільний ефект очистки відбувається при «постійній» швидкості фільтрування.

Аналіз показав, що запропоноване рівняння можливо використовувати і для інших солей важких металів (*Al*, *Ga*, *Zn* і т. ін.), при цьому змінюється коефіцієнт реакції.

Висновки

1. Проведені дослідження показали, що найбільш сучасними методами очистки промивних стічних вод від важких металів є метод гальванокоагуляції.
2. Отримані залежності зміни концентрації реагенту та магнію в процесі фільтрування через активоване вугілля дозволяють регулювати процес зниження концентрації хрому в товщі фільтру та накопичення в ній продуктів реакції через втрати напору на фільтрі.
3. Доцільно в подальшому дослідити, як змінюється коефіцієнт реакції у випадку інших металів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні / М-во екології та природних ресурсів України. – К.: 2012. – 66 с.
2. Удод В.М., Василенко Л.О., Цзя Хун Юй. Екологічна оцінка забруднення довкілля важкими металами // Екологія і ресурси: Зб. наук. праць Інституту проблем національної безпеки. – К.: ПНБ, 2005. – № 12. – С. 95–100.
3. ДБНВ 2.5.-75:2014 «Каналізація. Зовнішні мережі та споруди».
4. Минц Д.М. Теоретические основы технологии очистки воды. – М.: Стройиздат, 1964. – 156 с.
5. Кафаров В.В. Основы массопередачи. – М.: Высшая школа, 1975. – 155 с.
6. Олійник О.Я., Кисельов С.К. «Теоретичні дослідження втрат напору на очисних фільтрах при знезалізненні води» // Науково-технічний збірник КНУБА. Вип. 1 – К.: 2003. – С. 3–12.
7. Терновцев В.О., Василенко Л.О. Теоретичні очищення води від іонів важких металів гальванокоагуляцією // Науково-технічний збірник КНУБА. Вип. 1. – К.: 2003. – С. 80–85.
8. Волошкіна О.С. Моделі і методи прогнозу забруднення водних ресурсів // Екологічна безпека та природокористування. Зб. наук. праць. – К.: 2014. Вип. 6. – С. 5–13.

Стаття надійшла до редакції 02.09.2015

УДК 628.36

С.В. ТЕЛИМА, Є.О. ОЛІЙНИК

ПРО ФОРМУВАННЯ ВОДОПРИТОКУ ДО ПРОМЕНЕВИХ ВОДОЗАБОРІВ І ДРЕНАЖІВ В СКЛАДНИХ ПРИРОДНИХ І ТЕХНОГЕННИХ УМОВАХ

***Анотація.** Розглянуто і проаналізовано основні гідравлічні параметри, що впливають на внутрішньодренну гідравліку течії води всередині дрен-променів при роботі променевиx водозаборів і дренажів. Дано рекомендації щодо використання сучасних полімерних матеріалів при проектуванні та будівництві вказаних споруд.*

***Ключові слова:** водозабір, дренаж, внутрішньодренна гідравліка, гідравлічні параметри, дрени-промені, фільтри.*

При проведенні заходів щодо захисту територій та земель від підтоплення, організації водозабезпечення за рахунок підземних вод і т. ін. широко застосовуються вертикальні свердловини та горизонтальні дренажі. Методи розрахунків водопритоку до таких споруд досить детально висвітлені в багатьох наукових виданнях, посібниках та практичних рекомендаціях. Разом з тим, в залежності від конкретних природних і техногенних умов, використання вертикальних та горизонтальних водозаборів і дренажів може виявитися малоефективним, наприклад, при дренаванні слабопроникних ґрунтів, в умовах щільної забудови, організації водовідбору із безнапірних малопотужних водоносних горизонтів і т. ін. У таких випадках досить продуктивним є використання променевиx водозаборів і дренажів. Порівняльні характеристики різних типів дренажів, включаючи променеві, наведені, наприклад, у роботах [1, 2, 10]. Слід відмітити, що в більшості розрахунків фільтрації до горизонтальних водозаборів і дренажів величина притоку (відтоку) по довжині дрен, як і інші гідравлічні параметри, приймаються незмінними, і тому в цих випадках неврахування гідравлічного розрахунку води всередині дрен, як правило, не дозволяє отримувати надійні результати розрахунків, хоча в деяких випадках, а саме, при незначних величинах притоку і інших, вплив течії води всередині дрен буде незначним, і ним можна знехтувати. Як показали результати дослідів, в більш складних фільтраційних схемах притоку до підземних горизонтальних споруд надійні результати розрахунків фільтраційного притоку до дрени можуть бути одержані тільки при врахуванні гідравліки течії води всередині дрени [3, 5, 17, 18]. Тому одержані за методом фільтраційних опорів методи фільтраційного розрахунку променевиx водозаборів (дренажів), які основані на рівномірному розподілі інтенсивності притоку уздовж дрен, потребують проведення додаткового наукового обґрунтування.

При врахуванні течії потоку всередині дрен-променів важливими параметрами являються коефіцієнти гідравлічних опорів λ і C . Відомо, що зв'язок між цими коефіцієнтами визначається залежністю:

$$C = \sqrt{8g/\lambda}. \quad (1)$$

У цілому характер режиму течії рідини в трубах визначається числами Рейнольдса і відносною шорсткістю $\lambda = f\left(\text{Re}, \frac{\Delta}{d}\right)$. Як показали існуючі дослідження, коефіцієнт λ в трубах з приєднанням витрат буде більшим, ніж при звичайному рівномірному русі рідини, і тому в загальному випадку його можна визначати за наступною формулою:

$$\lambda_0 = \alpha\lambda, \quad (2)$$

де $\alpha > 1$ і залежить від інтенсивності протікання рідини по довжині дрени-променя, λ – коефіцієнт опору (тертя) в умовах рівномірного руху води при однакових значеннях числа Re в кінці труби. Зокрема, за даними роботи [7] для визначення коефіцієнта α пропонується така наближена залежність:

$$\alpha = 4.6 - 0.7 \lg n \text{Re}, \quad (3)$$

де $n = f\left(\frac{\sum \omega_n}{\omega}\right)$, $\sum \omega_n$ – площа перфорації в дренажній трубі [7]. Формула (3)

може бути використана при $\lg(n \text{Re}) = 1.6 - 5.2$. У літературі наведені й інші залежності для визначення параметра α . Так, в роботі [8] значення коефіцієнта α на підставі проведених дослідів рекомендується приймати в залежності від скважності $f = \frac{\sum \omega_n}{\omega}$, а саме $\alpha = 1,5$ при $f = 0,5$; $\alpha = 1,3$ при $f = 1,0$; $\alpha = 1,1$ при $f = 1,5$; $\alpha = 1$ при $f \geq 2$.

У спеціальній літературі [1, 2, 6, 9, 10] для визначення коефіцієнтів λ і C наведено багато залежностей, які враховують матеріал дренажних труб, їх шорсткість, тип перфорації і інших отворів для пропуску фільтраційних вод та ін. Так, для гладких круглих труб при ламінарному режимі теоретичним шляхом отримано залежність виду:

$$\lambda = \frac{64}{\text{Re}}. \quad (4)$$

Значний вплив на режим течії в трубі має наявність шорсткості висотою Δ . Для гідравлічних гладких труб, коли шорсткість не впливає $\left(\text{Re} \leq 10 \frac{d}{\Delta_{\text{екв}}}\right)$, для визначення коефіцієнта λ пропонується відома формула Блазіуса:

$$\lambda = 0,3164 \text{Re}^{0,25}. \quad (5)$$

Коли шорсткість впливає на течію води в трубах $\left(\text{Re} > 500 \frac{d}{\Delta_{\text{екв}}}\right)$, для визначення коефіцієнта λ пропонується формула Б.Л. Шифрінсона:

$$\lambda = 0.1 \left(\frac{\Delta_{екв.}}{d} \right)^{0,25} . \quad (6)$$

У межах $500 \frac{d}{\Delta_{екв.}} > Re > 10 \frac{d}{\Delta_{екв.}}$ пропонується розрахункова формула А.Д. Альтшуля, яка має вигляд:

$$\lambda = 0.1 \left(\frac{\Delta_{екв.}}{d} + \frac{64}{Re} \right)^{0,25} . \quad (7)$$

Більш загальна формула для визначення коефіцієнта λ в цьому випадку має вигляд:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = C \lg \frac{ad}{\Delta_{екв.}} = C \lg \frac{d}{\Delta_{екв.}} + b, \quad (8)$$

де по Прандлю-Нікурадзе $a = 3.1, b = 1.4, C = 2.0$, по А.Д. Альтшулю $a = 10, b = 1.8, C = 1.8$, по А.В. Теплому $a = 8.24, b = 1.65, C = 1.8$, а по І.Ф. Федорову $a = 3.42, b = 1.07, C = 2.0$. Числові значення еквівалентної шорсткості $\Delta_{екв.}$ для різних труб і каналів і графіки для визначення коефіцієнта λ наведені в довіднику [9].

У залежності від матеріалу труб пропонуються наступні формули для визначення коефіцієнта λ .

Для керамічних труб

$$\lambda = Re^{0,48} / 7250 . \quad (9)$$

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(\frac{\Delta_{екв.}}{3,7d} + \frac{2,51}{Re \sqrt{\lambda}} \right) . \quad (10)$$

Для пластмасових труб

$$\lambda = 0,288 / Re^{0,226} = 0,01344 / (d \cdot V)^{0,22} , \quad (11)$$

$$\lambda = \frac{0,318}{d^{0,09} Re^{0,25}} \quad (\text{із поліетилену}), \quad (12)$$

$$\lambda = (0,386 - 0,0028d) \left(\frac{d}{Q} \right)^{0,22} \quad (\text{полівінілхлорид}), \quad (13)$$

де Q – витрата, л/с; d – внутрішній діаметр труб, дм.

Для труб з інших матеріалів використовується відома формула Ф.А. Шевелева [9]:

$$\lambda = b(1 + a/V)^n d^{-m} , \quad (14)$$

де значення a, b, n і m залежать від матеріалу труб і приймаються з таблиці 1.

Таблиця 1 – Значення параметрів a, b, n і m

Матеріал труб	a	b	n	M
Нові сталеві	0.684	0.0159	0.226	0.226
Нові чавунні	2.36	0.0144	0.284	0.284
Не нові сталеві і чавунні				
при $V > 1.2 м/с$	0	0.021	0.3	0.3
при $V < 1.2 м/с$	0.867	0.0179	0.3	0.3
Азбестоцементні	3.51	0.011	0.19	0.19

Для залізобетонних напірних труб значення a, b, n і m такі ж, як і для азбестоцементних труб, а значення b збільшується наближено в 1,45 раза [9].

В інженерних розрахунках гідравлічних опорів використовують також такий показник, як модуль питомого опору A , який зв'язаний з коефіцієнтом тертя λ і модулем витрати K наступною залежністю:

$$A = 8\lambda / (g\pi^2 d^5) = \frac{1}{K^2}. \quad (15)$$

Значення λ, A і K для не нових сталевих і чавунних труб вираховуються за формулами:

$$\lambda = K\lambda_*, \quad A = KA_*, \quad K = nK_*, \quad (16)$$

де λ_*, A_* і K_*, n беруться із таблиць 3.4 і 3.5, наведених в [9].

Значення λ, A і K для нових сталевих і чавунних труб, а також азбестоцементних, пластикових, керамічних, скляних і залізобетонних труб вираховуються за формулами:

$$\lambda = K_1\lambda_1, \quad A = K_1A_1, \quad K = n_1K_1, \quad (17)$$

де значення K_1, n_1 і λ_1, A_1, K_1 приймаються за таблицями 3.6 і 3.7, наведеними в [9]. Зазначимо, що для нових сталевих і чавунних труб параметри A_1 відповідно приймаються [9]:

$$A_{1c} = 0.851d^{0.074}A_{*c}, \quad (18)$$

$$A_{1ч} = 0.97d^{0.016}A_{*ч}. \quad (19)$$

Опір промислових труб з різних матеріалів і в різних умовах експлуатації в практичних розрахунках пропонується вираховувати за формулою Л. Тепакса із двома параметрами шорсткості, які наведені в [9].

У роботі [6] наводяться результати досліджень гідравлічних опорів в так званих гофрованих дренажних трубах, різні конструкції яких широко використовуються в меліоративній практиці, а також наводяться рекомендації для визначення гідравлічних параметрів цих труб, в тому числі, і гідравлічних

опорів, з врахуванням їх конструктивних особливостей і умов втікання в них фільтраційних вод.

В окремих випадках для визначення гідравлічного опору використовують відомий коефіцієнт Шезі – C , який зв'язаний з коефіцієнтом λ залежністю (1). Для визначення коефіцієнта Шезі C в квадратичній області опору ($h \approx V^2$) пропонується відома формула М.М. Павловського:

$$C \approx R^y/n, \quad (20)$$

де R – гідравлічний радіус, м; n – коефіцієнт шорсткості.

$$y = 2,5\sqrt{n} - 0,13 - 0,75\sqrt{R}(\sqrt{n} - 0,10) \quad (21)$$

На практиці використовують один із спрощених варіантів формули (21), а саме:

$$y = 1,5\sqrt{n} \quad \text{при} \quad R < 1\text{м}, \quad (22)$$

$$y = 1,3\sqrt{n} \quad \text{при} \quad R > 1\text{м}. \quad (23)$$

При $y = \frac{1}{6}$ одержуємо відому формулу Маннінга, а при $y = \frac{1}{5}$ – формулу Форхгеймера.

Для визначення C в умовах турбулентної течії пропонується формула А.Д. Альтшуля і Й.І. Агроскіна [9]:

$$C = 25 \left[\frac{R}{(80n)^6 + \frac{0,025}{\sqrt{Ri}}} \right], \quad (24)$$

$$C = \frac{1}{n} + 17,72 \lg R. \quad (25)$$

Широко застосовується відома формула Базена:

$$C = \frac{87}{1 + \gamma/\sqrt{R}} = \frac{87}{1 + 2\gamma/\sqrt{d}}, \quad (26)$$

де γ – коефіцієнт шорсткості ($\gamma \approx 0,27$).

Для гончарних труб можна рекомендувати формулу Куттера [9].

В умовах безнапірної течії в трубах і перехідної області опору М.М. Федоров запропонував наступну формулу:

$$W = C\sqrt{R} = -41g \left(\frac{\Delta_{екв.}}{13,68R} + \frac{a_2}{Re} \right) \sqrt{2gR}; \quad (27)$$

де еквівалентна жорсткість $\Delta_{екв.}$ і коефіцієнт a_2 визначаються із табл. 2.

Таблиця 2 – Значення $\Delta_{екв.}$ і a_2 для формули Федорова

Труби	$\Delta_{екв.}$, мм	a_2
Азбестоцементні	0,6	73
Керамічні	1,35	90
Бетонні та залізобетонні	2	100

Методика визначення гідравлічного радіусу R для безнапірних труб наведена в багатьох роботах, зокрема, в [9, 11].

Слід відмітити, що залежності для визначення коефіцієнта Шезі S , за винятком формули для квадратичної області опору, не завжди дають позитивні результати. У трубах горизонтального дренажу досить часто квадратичний закон опору не витримується, і в цьому випадку при розрахунках гідравлічного опору потрібно враховувати число Re , тобто, приймати коефіцієнт тертя λ , при визначенні якого в більшості наведених формул числом Re враховується можливий режим течії потоку в дренажних трубах. Наведені залежності та рекомендації з визначення коефіцієнта λ переважно відповідають руху рідини в напірних трубах з постійною витратою по довжині труби, тобто не враховують змінний характер витрат за рахунок приєднання рідини через різні отвори. Як зазначалось вище, в деякій мірі за рахунок коефіцієнта α можна врахувати коефіцієнти λ для дрени з приєднаними по її довжині витратами.

У зв'язку з відсутністю більш надійних рекомендацій щодо визначення коефіцієнта α на практиці при виконанні фільтраційних розрахунків для врахування впливу різних факторів, які виникають безпосередньо в зоні дренажу (в перфорованій трубі фільтру за рахунок зміни структури потоку в придрений зоні, порушення лінійного закону фільтрації і т. ін.), застосовується додатковий опір по характеру розкриття пласта Φ_x , який додається до основного опору як доповнення на недосконалість дрен Φ . В цьому випадку при врахуванні гідравлічних втрат напору всередині труби достатньо приймати коефіцієнт тертя λ .

У роботах [3, 10–14] для труб і фільтрів із різних матеріалів і отворів одержано рекомендації для визначення додаткового опору Φ_x переважно на підставі експериментальних досліджень. У роботі [16] для променевих трубофільтрів із перфорованих пластикових труб з волокнистим фільтром одержані рекомендації щодо визначення розмірів пор, доцільних параметрів перфорації і додаткового опору Φ_x , який в більшості досліджених випадків складає десь 5–10%. У результаті наводяться рекомендації щодо обґрунтування конструкцій променевих дренажів для промислового впровадження.

Моделювання гідравліки напірних трубопроводів зі змінною масою і розробку методів розрахунку таких трубопроводів розглянуто в роботі [15]. На підставі проведених досліджень, зокрема, для визначення втрат напору в перфорованих трубопроводах, рекомендується наступна залежність:

$$\Delta h = \xi_p \frac{v^2}{2g},$$

де для визначення коефіцієнта опору ξ в роботах [8, 15] запропоновано ряд відповідних формул. Крім того, можна також скористатись наближеною рекомендацією БніП 2.04.02-84:

$$\xi_p = \frac{2 \cdot 2}{f^2} + 1, \quad f = \frac{\sum \omega_A}{\omega}. \quad (28)$$

Важливим питанням при формуванні притоку ґрунтових вод і витрат променів-дрен є розрахунок водоприймальної здатності дренажних труб, фільтру і фільтруючої обсіпки. Відомо, що водоприймальна поверхня дренажних труб має вигляд спеціальних водоприймальних отворів в стінках труб або зазорів на стиках труб. У першому випадку при проектуванні водоприймальної поверхні необхідно вибрати форму і розміри отворів, визначити їх кількість і схему розташування на поверхні труби, в другому випадку обґрунтовується необхідність використання зазорів в якості водоприймальних отворів і визначаються їх розміри. У роботах [1, 2, 10–13] наведені рекомендації і розрахунки різних отворів в залежності від матеріалу труб і гідравлічних умов їх дії. Наводяться також рекомендації щодо підбору складу фільтру, який облаштовується із різних сипучих матеріалів. Останнім часом пропонується в якості матеріалу фільтру використовувати штучні матеріали у вигляді полотна із базальтових, полімерних і інших волокон окремо або разом з піщано-гравійними обсіпками [4, 10–12, 16].

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Духовный В.А., Баклушин Н.Б., Томин Е.П., Серебрянников Ф.В. Горизонтальный дренаж орошаемых земель. М., Колос, 1979. – 225 с.
2. Мурашко А.И., Сапожников Е.Г. Защита дренажа от заиления. – Минск – Ураджай, 1978 – 165 с.
3. Хубларян М.Г. О совместном решении задачи о притоке к дрене и течении жидкости внутри нее // Сб. научн. тр. «Совершенствование методов гидрогеологических и почвенно-мелиоративных исследований орошаемых земель», М. ВНИИ ГиМ, 1974, вып. 2 – С. 81–95.
4. Олейник А.Я., Поляков В.Л. Дренаж переувлажненных земель. К., Наукова думка, 1987. – 280 с.
5. Кремез В.С. Совместное решение задачи о фильтрации ґрунтовых вод и течении воды в трубе-дрене // Гидравлика и гидротехника, 1983 – вып. 37 – С. 29–33.
6. Мурашко А.И. Сельскохозяйственный дренаж в гумидной зоне // М. Колос., 1982 – 272 с.
7. Василенко А.А., Кравчук А.М. Гидравлический расчет перфорированных сборных трубопроводов произвольной длины // Гидравлика и гидротехника. НТС – вып. 43 – 1986 – С. 70–73.
8. Чернишов Д.О. Гідравлічний розрахунок перфорованих розподільчих трубопроводів довільної довжини // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки – вип. 4, 2005 – С. 157–161.
9. Курганов А.М., Федоров Н.Ф. Гидравлические расчеты систем водоснабжения и водоотведения, Справочник, Ленинград, Стройиздат – 1986 – 440 с.
10. Методические рекомендации по расчетам защиты территорий от подтопления (под ред. А.Я. Олейника) – К., Мин. вод. хоз. УССР – 1980 – 192 с.

11. Рекомендации по проектированию и расчетах защитных сооружений и устройств от подтопления промышленных площадок грунтовыми водами. М. ВНИИ ВОДГЕО, ПНИИПС, 1979, – 320 с.
12. Кривоног А.П. Поровая структура волокнисто-пористых полиэтиленовых фильтров // Мелиорация и водное хозяйство – 1989 – вып. 71 – С. 91–93.
13. Прогноз подтопления и расчет дренажных систем на застраиваемых и застроенных территориях. Справочное пособие КСНП. М., ВНИИ ВОДГЕО, Стройиздат – 1991 – 272 с.
14. Кравчук А.М. Гідравліка змінної маси напірних трубопроводів технічних систем // Автор. дис. докт. техн. наук. К., 2004 – 37 с.
15. Кравчук А.М., Чернишов Д.О. Гідравлічний розрахунок перфорованих розподільчих трубопроводів споруд систем водопостачання та водовідведення // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, вип. 6 – 2006 – С. 134–140.
16. Дренаж с волокнистыми фильтрами для защиты территорий от подтопления К., 2000, ИГМ НАНУ.– 332 с.
17. Телима С.В., Олійник Є.О., Курганська С.М., Харламова О.В. Моделювання і розрахунки внутрішньодренної гідравліки при роботі підземних водозаборів і дренажів. // Наук.-техн. зб. «Екологічна безпека та природокористування», К., КНУБА – 2015 – вип. 19 – С. 33–43.
18. Телима С.В., Олійник Є.О. Аналіз методів розрахунку внутрішньодренної гідравліки при роботі промислових водозаборів і дренажів. Наук.-техн. зб. «Містобудування та територіальне планування», К., КНУБА, 2015, вип. 58.

Стаття надійшла до редакції 07.10.2015

УДК 628.161.2:546.72

М.Д. ГОМЕЛЯ, Г.Г. ТРОХИМЕНКО, М.М. ТВЕРДОХЛІБ

ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД В ПРИСУТНОСТІ ІОНІВ ЖОРСТКОСТІ

***Анотація.** Представлено результати досліджень вилучення іонів заліза з води в присутності іонів жорсткості за допомогою катіонітів в різних формах. Вивчені процеси одночасної сорбції іонів жорсткості та іонів заліза, а також їх взаємний вплив на сорбційну здатність сумішей іонітів.*

***Ключові слова:** знезалізнення води, пом'якшення води, іонний обмін, окислення, фільтрування.*

Постановка проблеми

Залізо – один з найпоширеніших природних елементів. Воно присутнє у більшості гірських порід, а також в значних кількостях міститься в різних глинах. Вміст заліза залежить від регіональних, кліматичних, ландшафтних та гідрологічних особливостей зони проживання. Потрапляння сполук заліза в підземні води пов'язано з розчиненням залізовмісних порід, крім того, значні кількості заліза можуть надходити зі стічними водами різних виробництв. У поверхневих водах іони заліза можуть бути присутні внаслідок евтрофікації водойм [1]. У водопровідних мережах вода найчастіше забруднена іонами заліза в концентраціях вище допустимої норми за рахунок корозії сталевих труб. Тому не дивно, що проблема з присутністю в природній воді заліза – одна з найпоширеніших. Адже з такою водою виникає цілий ряд проблем, як при побутовому, так і комерційно-промисловому використанні.

Очищення води від сполук заліза являє собою в ряді випадків досить непросту задачу. В першу чергу це пов'язано з різноманіттям форм існування заліза в природних джерелах, впливом на процес очищення води присутніх хімічних елементів, а також не до кінця вивченим процесом вилучення заліза на сорбентах.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

У поверхневих та підземних водах вміст заліза становить на рівні 3–15 мг/дм³ при нормі для питної води 0,3 мг/дм³. Залізо в природній воді зустрічається в різних формах, але найбільш часто у вигляді двовалентних іонів, причому форма заліза у воді залежить від величини окисно-відновного потенціалу і рН води. При рН на рівні 3–4 вода, що не містить кисню, але містить діоксид вуглецю, переносить колоїдну форму $\text{Fe}(\text{OH})_3$ та іони Fe^{2+} . Осадження заліза у вигляді гідроксиду $\text{Fe}(\text{OH})_2$ починається при рН = 5. Також в залежності від рН середовища вода містить органічні колоїдні сполуки заліза або адсорбовані ними сполуки заліза Fe^{2+} та Fe^{3+} , $\text{Fe}(\text{OH})_2$ та $\text{Fe}(\text{OH})_3$ [2].

Для знезалізнення підземних вод застосовуються різні методи: спрощена аерація з наступним фільтруванням; аерація з вапнуванням і хлоруванням; коагулювання сульфатом алюмінію з попереднім хлоруванням; фільтрування

води через завантаження з піролюзита; катіонування води. Для видалення заліза з поверхневих вод використовуються коагулювання, вапнування, окислювальні методи [3]. Досить часто, особливо на локальних станціях очищення води, в індивідуальних господарствах та в побуті, перевагу надають іонному обміну та фільтруванню через комбіноване завантаження [4, 5]. На перший погляд такий підхід має перевагу в простоті реалізації. Воду фільтрують через іоніт, суміш іонітів або через суміш іонітів, сорбентів і фільтрувального завантаження, в результаті отримують воду заданої якості. Проте існуючі сорбенти призначені для очищення води лише від певних іонів, комбіновані завантаження, що представлені на ринку водоочисних технологій недостатньо вивчені, а застосування декількох стадій очистки води від окремих іонів є дорогим та економічно не вигідним.

Останнім часом опубліковано багато робіт, в яких описано очищення води від іонів заліза фільтруванням через природні сорбенти, такі як глауконіт, цеоліт, морденіт та т. п. [6, 7]. Дані фільтрувальні завантаження можуть використовуватися як у чистому вигляді, так і бути модифікованими, являючи собою сорбенти-каталізатори. Доцільність застосування того чи іншої завантаження визначається рядом параметрів (швидкістю і поверхнею фільтрації та ін.), а також методом та умовами попередньої обробки.

Проблема часткового чи повного вилучення іонів заліза в процесі водопідготовки на даний момент вирішена неповністю. Хоча розроблена і використовується на практиці значна кількість технологій і конструкцій водознезалізнюючих установок, всі вони мають ряд недоліків – або металоємні та дорогі у будівництві, або ненадійні в роботі та складні в експлуатації. Недостатня ефективність роботи споруд, що застосовуються для знезалізнення води, обумовлює необхідність пошуку інших рішень.

Мета та завдання дослідження

Оцінка ефективності вилучення іонів заліза на різних іонообмінних завантаженнях та їх сумішах в присутності іонів жорсткості.

Виклад основного матеріалу

Процеси знезалізнення води іонообмінним методом досліджували з використанням слабокислотного катіоніту Dowex MAC-3 та сильнокислотного катіоніту КУ-2-8 в кислих та сольовій формах. Сорбція іонів заліза проходила в динамічних умовах, розчин сульфату заліза, приготований на водопровідній воді, пропускали через 20 см³ іоніту. Сорбцію іонів на катіоніті та очищення води на фільтруючому завантаженні здійснювали при фільтруванні відповідних розчинів з витратою 10–15 см³/хв.

При вилученні заліза із водопровідної води в присутності іонів кальцію та магнію суттєво знижується ефективність роботи іонообмінних завантажень. У більшості проб відмічено проскок іонів заліза на рівні 0,05–0,15 мг/дм³ (рис. 1). Дещо вищу ефективність по вилученню іонів заліза мають катіоніти в Na⁺-формі в порівнянні з кислою. Це можна пояснити частковим окисленням та гідролізом заліза при підвищених рН середовища (рН = 8,5–9,96 для КУ-2-8 в Na⁺-формі та рН = 9,82–11,25 для Dowex MAC-3

в Na^+ -формі). Слід відмітити, що при використанні катіонітів в кислій формі спостерігається повне вилучення карбонатів та гідрокарбонатів з води, а при використанні їх в Na^+ -формі лужність води практично не знижується.

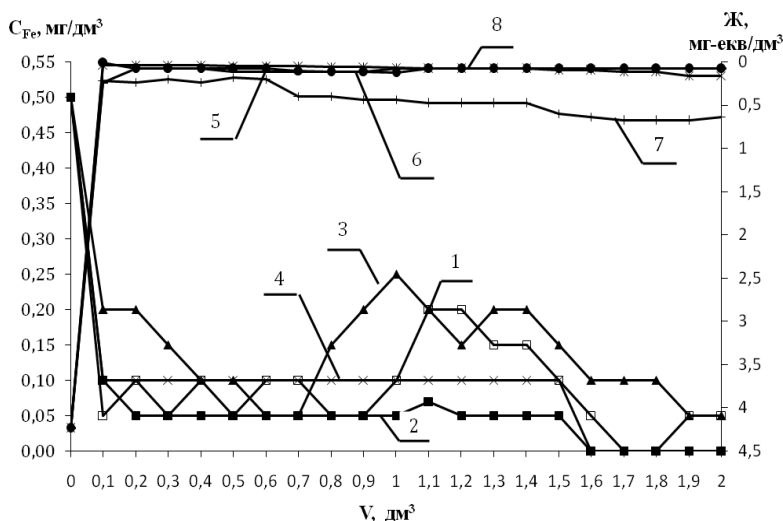


Рис. 1 – Зміна концентрації іонів заліза (1;2;3;4) та іонів жорсткості (5;6;7;8) від об'єму пропущеного розчину сульфату заліза у водопровідній воді ($J = 4,24$ мг-екв/дм³, $L = 4,22$ мг-екв/дм³, $C_{\text{Fe}} = 0,5$ мг/дм³, $\text{pH} = 7,3$) при фільтруванні її через катіоніт КУ-2-8 (1;2;5;7) та Dowex MAC-3 (3;4;6;8) в кислій (1;3;5;6) та Na^+ (2;4;7;8) формі

Також було проведено дослідження видалення іонів заліза в присутності іонів жорсткості на сумішах слабокислотного та сильнокислотного катіонітів (рис. 2). У цьому випадку використовувалася суміш слабокислотного катіоніту Dowex MAC-3 в кислій формі об'ємом 5 см³ та сильнокислотного катіоніту КУ-2-8 в сольовій формі об'ємом 5 см³. Вибір даних катіонітів був не випадковим. Як видно з попередніх досліджень, послідовне використання катіоніту DOWEX MAC-3 в кислій формі на першій стадії катіонування і КУ-2-8 в Na^+ -формі на другій стадії дозволяє досягти глибокого пом'якшення води, зниження її лужності і досягнення pH в межах 6,5 ... 7,1 [8]. При цьому у разі використання Dowex MAC-3 в кислій формі відбувається часткове підкислення води, а при використанні КУ-2-8 в сольовій формі – її часткове підлуження.

У цьому випадку залишкова жорсткість становила 0,5–0,6 мг-екв/дм³ до початку підвищення вмісту заліза. При цьому було пропущено 10 дм³ води. У перших 8 дм³ води вміст заліза не перевищував 0,25 мг/дм³, що допустимо для питної води. pH розчину не перевищував 6,8. Слід також відмітити, що в даних умовах залишкова жорсткість очищеної води не перевищувала 0,75 мг-екв/дм³, а лужність – 2 мг-екв/дм³. Ємність суміші катіонітів по іонах жорсткості сягала 4172 мг-екв/дм³, а по іонах заліза – 1315 мг-екв/дм³.

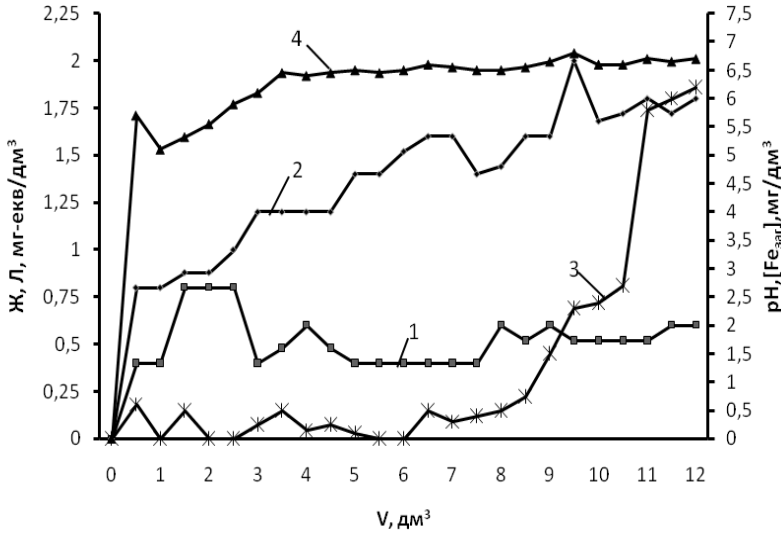


Рис. 2 – Залежність жорсткості (1), лужності (2), іонів заліза (3), та рН (4) від пропущеного об'єму водопровідної води ($Ж = 5,2$ мг-екв/дм³, $Л = 5,2$ мг-екв/дм³, $[Ca^{2+}] = 4,0$ мг-екв/дм³, $[Mg^{2+}] = 1,2$ мг-екв/дм³, $[Fe_{заг}] = 34$ мг/дм³) через суміш іонітів Dowex MAC-3 ($V_i = 5$ см³) в H⁺-формі та КУ-2-8 ($V_i = 5$ см³) в Na⁺-формі

При збільшенні вмісту в суміші іоніту в Na⁺-формі було досягнуто ефективного пом'якшення води та очищення її від іонів заліза (рис. 3), проте сумарна повна обмінна ємність суміші по іонах жорсткості знизилась до 2662 мг-екв/дм³, а по іонах заліза – до 409,8 мг-екв/дм³. рН води зріс до 7,8, а залишкова лужність – до 3 мг-екв/дм³. Очевидно, що це пов'язано із збільшенням вмісту в суміші іонів катіоніту КУ-2-8 в Na⁺-формі із меншою обмінною ємністю в порівнянні з катіонітом Dowex MAC-3. Крім того, підключення води сприяє гідролізу іонів заліза.

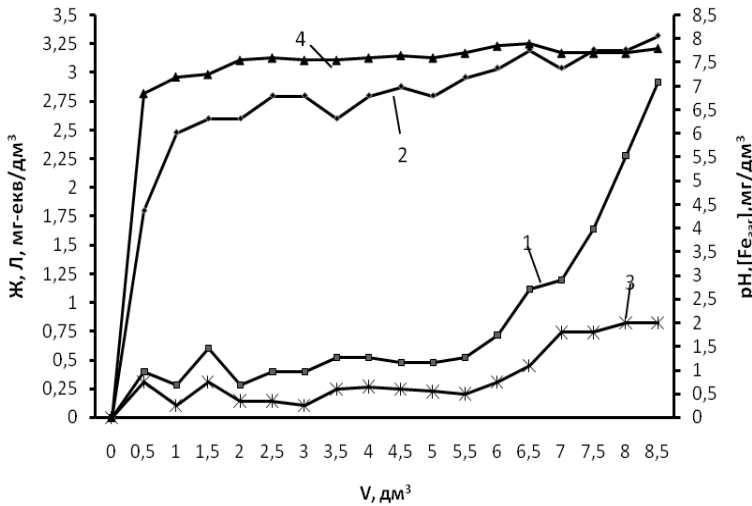


Рис. 3 – Залежність жорсткості (1), лужності (2), іонів заліза (3), та рН (4) від пропущеного об'єму водопровідної води ($Ж = 4,8$ мг-екв/дм³, $Л = 4,92$ мг-екв/дм³, $[Ca^{2+}] = 3,6$ мг-екв/дм³, $[Mg^{2+}] = 1,2$ мг-екв/дм³, $[Fe_{заг}] = 20$ мг/дм³) через суміш іонітів Dowex MAC-3 ($V_i = 3$ см³) в H⁺-формі та КУ-2-8 ($V_i = 7$ см³) в Na⁺-формі

Проте реально оцінити обмінну ємність катіонітів по іонам заліза досить складно, тому що навіть без спеціальної аерації води в неї потрапляє певна кількість кисню, що призводить до часткового окислення іонів заліза(II) та забруднення іоніту гідроксидом заліза(III). Тому для оцінки ємності катіоніту КУ-2-8 було вивчено сорбцію іонів заліза на даному катіоніті в Ca^{2+} -формі при пропусканні водопровідної води (рис. 4).

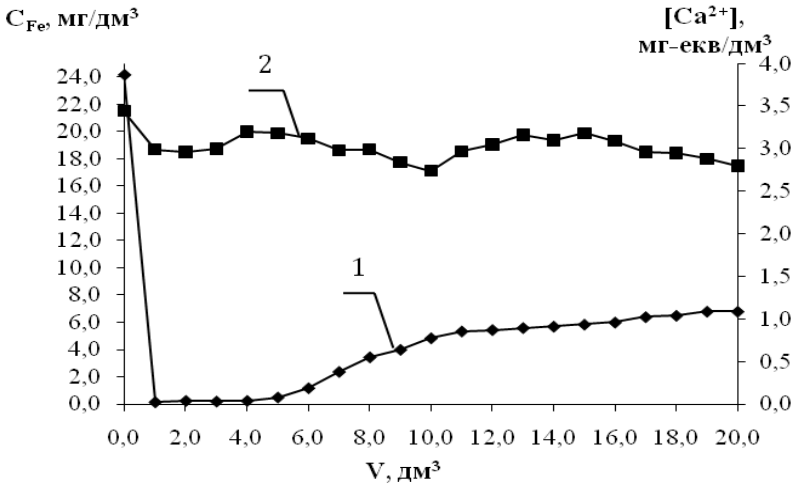


Рис. 4 – Зміна концентрації заліза (1) та кальцію (2) при фільтруванні водопровідної води (Ж – 4,49 мг-екв/дм³, [Ca²⁺] – 3,49 мг-екв/дм³, [Mg²⁺] – 0,96 мг-екв/дм³, Л – 4,28 мг-екв/дм³, рН – 7,3) послідовно через катіоніт КУ-2-8 в Fe²⁺-формі (V_i – 30 см³) та в Ca²⁺-формі (V_i – 20 см³)

Для виключення процесів окислення заліза(II) та насичення ним розчину, в процесі сорбції водопровідну воду пропускали спочатку через колонку, заповнену катіонітом КУ-2-8 в Fe²⁺-формі (V_i = 30 см³). Середня концентрація іонів заліза на виході із колонки становила 24,2 мг/дм³, а іонів кальцію – 3,44 мг-екв/дм³. Після цього воду пропускали через катіоніт КУ-2-8 в Ca²⁺-формі (V_i = 20 см³). За даних умов іони заліза вилучаються винятково за рахунок іонного обміну, так як їх окислення практично виключено.

При фільтруванні 20 дм³ води обмінна динамічна ємність катіоніту по іонах заліза(II) досягла 727,6 г-екв/дм³. Проте до проскоку заліза в концентрації 0,5 мг/дм³ ОДС іоніту була всього 171,8 мг-екв/дм³. Такий результат є цілком задовільним.

Висновки

У роботі була проведена оцінка ефективності іонообмінного вилучення іонів заліза з води. Встановлено, що при низьких концентраціях катіоніти в кислій та сольовій формах сорбують іони заліза із води в присутності іонів жорсткості. Також було вивчено процеси одночасного вилучення іонів жорсткості та заліза за допомогою суміші сильнокислотного катіоніту КУ-2-8 та слабкислотного катіоніту Dowex MAC-3 в різних об'ємних співвідношеннях. Показано, що катіоніт КУ-2-8 навіть в Ca²⁺-формі сорбує іони заліза. Обмінна динамічна ємність іоніту до проскоку іонів заліза складає 172 мг-екв/дм³.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Знезалізнення підземних вод для питних цілей [монографія] / В.О. Орлов, О.М. Квартенко, С.Ю. Мартинов, Ю.І. Гордієнко. – Рівне : УДУВГП, 2003. – 155 с.
2. Николадзе Г.И. Улучшение качества подземных вод. – М: Стройиздат, 1987. – 240 с.
3. Золотова Е.Ф. Очистка воды от железа, фтора, марганца и сероводорода / Е.Ф. Золотова, Г.Ю. Асс. – М.: Строймашиздат, 1975. – 176 с.
4. Боженко А.М. Выбор смеси ионитов для эффективного умягчения и обезжелезивания воды / А.М. Боженко, И.Н. Гомеля, Ю.А. Омельчук // Збірник наукових праць СНУЯЕ та П – 2007. – вип.4(24). – С. 144–149.
5. Гончарук В.В. Наночильтрація в питтьєвом водоснабженні / В.В. Гончарук, А.А. Кавицкая, М.Д. Скильская // Химия и технология воды. – 2011. – Т. 33, № 1. – С. 63–94.
6. Тарасевич Ю.И. Физико-химические основы и технологии применения природных и модифицированных сорбентов в процессах очистки воды // Химия и технология воды. – 1998. – 20, № 1. – С. 42–51.
7. Кондратюк Е.В. Новая сорбционная технология очистки воды на основе использования модифицированных базальтовых микроволокнистых материалов / Е.В. Кондратюк, Л.Ф. Комарова, В.О. Буравлев // журнал «Вода Magazine», – 2008. – № 8(12). – С. 36–38.
8. Голтвяницкая Е.В. Оценка эффективности использования слабокислотного катионита Dowex MAC-3 в катионном умягчении воды / Е.В. Голтвяницкая, Т.А. Шаблий, Н.Д. Гомеля, С.С. Ставская // Вісник НТУУ «КПІ» «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження». – 2011. – № 2(8). – С. 87–92.

Стаття надійшла до редакції 14.10.2015

УДК 504.4.062.2+574.52

І.В. ПАНАСЮК, А.І. ТОМІЛЬЦЕВА, Л.М. ЗУБ, Ю.В. ПОГОРЄЛОВА

ЯКІСТЬ ВОДИ У МІСЬКИХ ВОДОЙМАХ ТА ХАРАКТЕР ОСВОЄННЯ ВОДООХОРОННИХ ЗОН (НА ПРИКЛАДІ ОЗЕР СИСТЕМИ «ОПЕЧЕНЬ», М. КИЇВ)

***Анотація.** На прикладі системи озер «Опечень» досліджено вміст біогенних речовин у воді міських водойм із значним антропогенним освоєнням водоохоронної зони, відзначено, що основними джерелами забруднення є поверхневий стік, що сприяє посиленню процесів антропогенної евтрофікації. За вмістом біогенів води озер системи «Опечень» можна характеризувати як «помірно забруднені», подекуди – «погані», «брудні».*

***Ключові слова:** водоохоронні зони, якість води, ГДК, гідроекосистеми, забруднення.*

Вступ

Розбудова будь-якого міста, особливо такого великого, яким є Київ, супроводжується швидким та інтенсивним формуванням антропогенних ландшафтів, стан яких є далеким від стану екологічної рівноваги. На сьогодні вплив урбанізованих територій – це одна з найбільш глибоких та комплексних форм антропогенного впливу на природні об'єкти загалом і водні об'єкти та заплавні природні комплекси зокрема [1].

Сучасний Київ вигідно відрізняється від інших урбокомплексів України різноманіттям природних ландшафтів та гідрологічних об'єктів, розташованих у межах міських територій. І якщо «Сборник материалов для исторической топографии Киева и его окрестностей», що вийшов у 1874 році [2], наводить опис понад 60 малих річок та великих озер у межах його заплавних ландшафтів, то сьогодні на території Київської міської агломерації розташовано понад 400 водойм різних за походженням та призначенням [3]. Сьогодні міські водойми частково чи майже повністю трансформовані діяльністю людини, проте ще зберігають риси природних і відіграють важливу роль у підтриманні якості міського середовища та біотичного різноманіття у межах урболандшафту.

Одна з таких територій, що зазнала докорінної трансформації наприкінці 1970-х – на початку 1980-х років – це сучасний житловий масив Оболонь, створений в результаті наміву рефульованого піску на заплавні ландшафти Дніпра (за даними інженерно-геологічних вишукувань інженерних об'єктів, потужність насипного техногенного шару тут змінюється від 3 до 7 і більше метрів). Повністю було зруйновано гідрмережу дніпровської заплави, зокрема залишки літописної річки Почайни – правого рукава ріки Дніпро, що відгалужувався від головного русла між містом Вишгородом та гирлом Десни, розрізав навпіл Оболонь, омивав Поділ й повертався до головного русла нижче сучасної Поштової площі поблизу Пішохідного мосту. Ґрунт для наміву території забирався саме з місця, де текла Почайна. Тепер тут тягнеться система озер Опечень – залишки старичних заплавних озер у межах північно-західної частини м. Києва, що дугою оточують Оболонь із заходу та півдня.

Цю систему водойм передбачено для акумуляції дощового, талого та підземного стоку нагріної частини міста під час високих паводків на р. Дніпро та пониження рівня ґрунтових вод на прилеглий території [4].

Гіперактивний розвиток інфраструктури м. Києва не залишає надії на послаблення антропогенного навантаження насамперед на водні об'єкти, потребуючи нових досліджень, спрямованих на пошуки мінімізації антропогенного впливу на гідроекосистеми. Враховуючи той факт, що антропогенне навантаження продовжує посилюватись, надалі слід очікувати погіршення екологічної ситуації навіть у відносно благополучних водоймах, що визначиться у зменшенні біорізноманіття на всіх рівнях, втраті продукційних характеристик екосистеми та здатності до самоочищення. Саме тому пошуки та розроблення наукових основ охорони природного різноманіття водних та навколводних екосистем в умовах урболандшафту сьогодні є надзвичайно актуальним завданням.

Мета цієї роботи – дослідження особливостей сучасної структури водохоронних територій, насамперед прибережних захисних смуг обраних модельних водних об'єктів м. Києва, та оцінка якості води в них.

Матеріали і методи досліджень

Модельними для наукових досліджень обрано водойми системи «Опечень». У середині ХХ століття до цієї системи водойм входило 7 озер: Мінське, Опечень (Лугове), Пташине, Андріївське (Богатирське), Кирилівське (в яке впадає Сирецький струмок), Йорданське та Опечень-нижнє (розташування озер наведено із півночі на південь). Озеро Кирилівське до кінця 1970-х років було єдиним озером з Йорданським, але під час прокладання лінії метрополітену між озерами було споруджено дамбу. Для будівництва торговельно-розважального комплексу повністю було замито нижнє із озер (на вул. Електриків). Загальна площа водойм каскаду системи «Опечень» становить близько 80 га.

Нині озера мають глибину до 15 м; площі водойм у межах від 7,4 (озеро Мінське) до 19,6 га (озеро Андріївське). Усі озера мають видовжену форму довжиною від 520 м (озеро Пташине) до 1065 м (озеро Лугове); шириною – від 70 м (озеро Лугове) до 250 м (озера Богатирське та Йорданське) [5].

Функцію заплавних озер втратили, і сьогодні це каскад водойм кар'єрного типу, що фактично виконує роль колектора, який накопичує поверхневий стік з площі 6,0 тис. га [6]. У більшості озер береги піщані, пологі, берегова лінія слабо звивиста, водойми малопроточні, акумулюють поверхневі та ґрунтові води, а також поповнюються із озер, розташованих вище за каскадом. У випадку озера Кирилівського приток води відбувається також каналізованою р. Сирець. Стік здійснюється шляхом фільтрації та перепуску в нижнє озеро. Більш великі озера (Редькіне, Кирилівське, Йорданське) завдяки розташуванню на відкритих ділянках відзначаються активним вітровим перемішуванням водних мас [7].

Джерелами забруднення озер є поверхневий стік (у т. ч. і від розташованих поряд автострад та промислових об'єктів), а також р. Сирець, що приймає стічні води низки промислових підприємств; забруднення надходять з ґрунтовими та зливовими водами із житлових масивів Мінський, Оболонь, Сирець, Куренівка. Усі водойми використовуються як декоративні, а також як

водоприймачі поверхневих стоків. На озерах Вербне та Редькіне облаштовано рекреаційні зони та міські пляжі, на інших (Андріївське, Кирилівське, Йорданське) – розташовано стихійні неорганізовані пляжі та є досить інтенсивне аматорське рибальство. Більшість прибережних ділянок озер є селітебними.

Експедиційні комплексні (гідротехнічні, гідрохімічні, ландшафтно-ценотичні) дослідження з метою оцінки сучасного екологічного стану вибраних модельних водойм здійснювалися на водоймах системи «Опечень» (Оболонський район м. Києва) в липні – серпні 2015 р. на репрезентативних ділянках (верхніх, середніх та нижніх).

Гідрохімічні дослідження води на вміст біогенних речовин (азоту нітритного (NO_2^-), азоту нітратного (NO_3^-), азоту амонійного (NH_4^+), фосфору фосфатів (PO_4^{3-}) здійснювалися колориметричним методом з використанням приладу DR/890 Colorimeter. Відбір проб та визначення класів якості води здійснено за загальноприйнятими методиками [8, 9]. Отримані результати порівняно з показниками гранично допустимих концентрацій (далі ГДК) для водойм рибогосподарського та господарсько-побутового призначення [10].

Результати досліджень та їх обговорення

Особливістю водоохоронних територій водойм, що досліджувалися, є щільна їх забудова часто промисловими об'єктами. Тут розташовано такі крупні промислові комплекси, як завод лаків і фарб «Лакма», пивзавод «Оболонь» тощо. Значна кількість з них характеризується відсутністю на території відповідних санітарно-захисних смуг чи обладнаних систем захисту/очистки стічних вод. Так, з існуючого промкомплексу, розташованого поблизу озер Лугове та Мінське, лише завод лаків і фарб «Лакма» має III клас небезпечності із санітарно-захисною смугою $\text{CCЗ}_{\text{III}} = 300$ м. Інші промпідприємства мають IV ($\text{CCЗ}_{\text{IV}} = 100$ м) та V ($\text{CCЗ}_{\text{V}} = 50$ м) класи небезпечності [6]. До озер Мінське та Лугове поверхневий стік надходить із території житлової та промислової забудови Оболонського та Подільського районів м. Києва загальною площею 1352,3 га (Мінське – 324,6 га, 3 випуски; Лугове – 1027,7 га, 5 випусків). Щорічно в озера Мінське та Лугове сумарно скидається 3,83 млн. м^3 /рік неочищених стічних вод, що майже в 3 рази перевищує об'єм самих водойм. Винос забруднюючих речовин із території басейну водозбору становить: зважених речовин – 5497,75 т/рік, нафтопродуктів – 50,6 т/рік, БСК_n – 226,14 т/рік [6]. Саме тому забруднення системи озер «Опечень» може бути критичним.

Попередніми ґрунтовними роботами М.М. Дьоміна та колег було виявлено перевищення ГДК для водойм культурно-побутового призначення: з 1990 по 2003 роки відбулося збільшення концентрації нафтопродуктів у воді озера Лугового в 23 рази, Мінського – в 15 разів, тоді як вміст органічних речовин БСК_n збільшився у воді озера Лугового в 2,2 рази, Мінського – в 3,1 рази. До цього концентрація зважених речовин має тенденцію до зменшення: по Луговому – в 3,6 рази, Мінському – в 3 рази [6].

Саме екологічний стан озер Мінське та Лугове оцінюється дослідниками як нестабільний, й у сьогодиньньому стані їх не можна використовувати в рекреаційних, а тим більше, рибогосподарських цілях [11].

Найбільший внесок у забруднення озер привносить територія житлової забудови. Внесок промисловості та вулично-дорожньої мережі є значно меншим.

Показник мінералізації води у водоймах, що досліджувалися, становить, у середньому, 516–530 мг/дм³, що майже вдвічі перевищує її величину, що зазвичай спостерігається у р. Дніпро, а концентрація хлоридів досягає 111,0–123,0 мг/дм³. Вміст сульфатів також є удвічі вищим від природного. У середньому в каскаді озері – Кирилівському – жорсткість води становить 4,7–4,9 мг-екв./дм³, величини рН – 7,8–8,6 [12].

До переліку найважливіших гідрохімічних характеристик якості води та стану водної екосистеми відносяться показники вмісту біогенних речовин [13], а саме сполук азоту і фосфору – провідних чинників процесу антропогенного евтрофування поверхневих вод – різкого посилення первинного продукування у водоймах від надлишкового надходження біогенів внаслідок діяльності людини, що супроводжується появою цілого комплексу порушень у стані екосистеми. Це явище породжує ряд серйозних негативних наслідків, зокрема, зменшення прозорості води, інтенсивний розвиток водоростей (у т. ч. «цвітіння» синьо-зелених чи масовий розвиток нитчастих), дефіцит кисню у придонних шарах тощо.

Результати аналізу відібраних проб показали, що показники біогенних сполук у водоймах, що досліджувалися, коливаються у широких межах, подекуди набуваючи значних величин (табл. 1). Щодо вмісту біогенів, то найбільш бруднішими за вмістом NO₂⁻ були озера Лугове (0,023 мг/м³) та Кирилівське (0,018 мг/дм³), проте перевищення норм ГДК для водойм господарсько-побутового використання та рибництва за цим показником нами не зазначено для жодної із водойм, що досліджувалися.

Таблиця 1. Вміст біогенних речовин у водоймах, що досліджувалися

№ № з/п	Водойма	NO ₂ ⁻ , мгN/ дм ³	NO ₃ ⁻ , мгN/ дм ³	NH ₄ ⁺ , мгN/ дм ³	PO ₄ ³⁻ , мгP/ дм ³
1	озеро Мінське	0,013	2,2	0,03	0,00
2	озеро Лугове	0,023	5,0	0,04	0,00
3	озеро Богатирське	0,009	1,0	0,02	1,37
4	озеро Кирилівське	0,018	2,5	0,03	0,20
5	озеро Йорданське	0,012	2,0	0,04	2,75

Перевищення норм ГДК для водойм за вмістом азоту нітратного (NO₃⁻) також не зафіксовано. Найбільші показники зафіксовано для озера Мінське (5,0 мг/дм³).

Вміст NH₄⁺ у водоймах, що досліджувалися, не має перевищень норм ГДК для водойм рибогосподарського та господарсько-побутового використання.

Найгірша ситуація у водоймах, що досліджувалися, відзначається за вмістом фосфатів. За цим показником озера системи «Опечень» є непридатними для рибництва. Норми ГДК для культурно-побутового використання за показниками PO₄³⁻ (1,4 мг/дм³) на водоймах міста, що досліджувалися, було дещо перевищено в озері Йорданське.

Оцінюючи якість води за трофо-сапробіологічними показниками, зазначаємо, що жодна із водойм, що досліджувалися, за показниками вмісту біогенних речовин не характеризується високою якістю (табл. 2). Усі озера, що досліджувалися, хоча б за одним показником класифікуються як такі, де

якість води «погана» чи «дуже погана». Найгіршою якістю води, за даними наших досліджень, відзначаються озера Лугове, Андріївське, Кирилівське, Йорданське, що за окремими показниками класифікувалися як «брудні» та «дуже брудні» за IV і V класами якості води – «погана» і «дуже погана».

Таблиця 2. Екологічна класифікація якості води у водоймах, що досліджувалися

№ п/п	Водойма	Класи якості води* за показниками вмісту:			
		NO ₂₋	NO ₃₋	NH ₄₊	PO ₄ ³⁻
1	2	3	4	5	6
1	озеро Мінське	4		1	1
2	озеро Лугове	5	7	1	1
3	озеро Андріївське	3	5	1	7
4	озеро Кирилівське	4		1	5
5	озеро Йорданське	4		1	7

* Де класи якості води за трофо-сапробіологічними критеріями:

1	I клас – відмінна, 1 категорія – дуже чиста; оліготрофні, β – олігосапробні водойми
2	II клас – добра, 2 категорія – чиста; мезотрофні, α – олігосапробні
3	III клас – добра, 3 категорія – досить чиста; мезотрофні, β' – мезосапробні
4	III клас – посередня, 4 категорія – слабко забруднена; евтрофні, β'' – мезосапробні
5	III клас – посередня, 5 категорія – помірно забруднені; ев-політрофні, α' – мезосапробні
6	IV клас – погана, 6 категорія – брудна; політрофних α'' – мезосапробні водойми
7	V клас – дуже погана, 7 категорія – дуже брудна; гіпертрофні, полісапробні водойми

Сприятливою екологічна ситуація може вважатися лише за вмістом азоту амонійного (якість води за концентраціями даної сполуки у водоймах, що досліджувалися, є «посередньою», «слабко забрудненою»).

Спостерігається тенденція до збільшення вмісту біогенів униз за течією в каскаді озер, що можна пояснити накопиченням біогенних речовин у гідро-екосистемах нижніх водойм.

Висновки

1. Обрані як модельні для досліджень озера системи «Опечень» є типовими представниками міських водойм (природних за походженням та штучних). На водоймах обладнано рекреаційні зони, розташовано стихійні неорганізовані пляжі, наявне досить інтенсивне аматорське рибальство; більшість прибережних ділянок озер є селітебними. Усі вони в тій чи іншій мірі зазнають антропогенного впливу, що визначає структурні особливості гідроекосистем та якість води в них.

2. Основними джерелами забруднення водойм є поверхневий стік (у т. ч. від розташованих поряд автострад та промислових об'єктів), а також р. Сирець, що приймає стічні води низки промислових підприємств. Забруднення шляхом потрапляння стічних вод (злизових стоків та поверхневих зливів із промислових територій) сприяє накопиченню у водоймах солей і підвищенню рівня мінералізації води порівняно з природними водами, а також посиленню процесів антропогенної евтрофікації.

3. За основною групою трофо-сапробіологічних показників якості води озер системи «Опечень» можна характеризувати як «добру», «чисту» чи «помірно забруднену», а за окремими показниками – як «погану», «брудну». До цього спостерігається переміщення якості водного середовища в евтрофну та поліевтрофну зони, що обумовлено значним забрудненням водойм. Жодна із водойм, що досліджувалися, за показниками вмісту біогенних речовин не може розглядатися як така, що характеризується водою високої якості. Усі озера, що досліджувалися, хоча б за одним показником класифікувалися як такі, де якість води «погана» чи «дуже погана». Найгіршою якістю води, за даними наших досліджень, відзначаються озера Лугове, Андріївське, Кирилівське, Йорданське, що за окремими показниками класифікувалися як «брудні» та «дуже брудні» за IV і V класами якості води – «погана» та «дуже погана».

4. Для жодної із водойм, що досліджувалися, не виявлено перевищення норм ГДК за вмістом азоту неорганічного як для рибничого, так і для культурно-побутового використання. За вмістом фосфору неорганічного озера системи «Опечень» є непридатними для рибництва. Норми ГДК для культурно-побутового використання за показниками вмісту PO_4^{3-} (1,4 мг/дм³) на водоймах, що досліджувалися, було дещо перевищено в озері Йорданське. Сприятливою екологічна ситуація може вважатися лише за вмістом азоту амонійного (якість води за концентраціями даної сполуки у водоймах, що досліджувалися, є не нижче «посередньої», «слабко забрудненої»).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Куприянов В.В. Урбанизация и её влияние на режим и качество поверхностных вод / В.В. Куприянов, Б.К. Сакальський // Водные ресурсы. – 1973. – № 2. – С. 172–182.
2. Сборник материалов для исторической топографии Киева и его окрестностей. – К.: [б. и.], 1874. – 176 с.
3. Введення в експлуатацію об'єктів соціальної сфери в Україні за 2005 рік. Експрес-доповідь Державного комітету статистики України 1 березня 2006 року № 64. Офіційний сайт Держкомстату України. [Ел. ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ukrstat.gov.ua/>.
4. Офіційний інтернет-портал Оболонської районної в м. Києві держадміністрації. [Ел. ресурс]. – Режим доступу: <http://obolon.kievcity.gov.ua/content/menyu-2.html>
5. Мельничук Г.В. Показники якості водного середовища водойм м. Києва навесні 2010 року / Г.В. Мельничук, С.В. Довгань // Науков. записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія «Біоло». – 2010, № 2. – С. 350–353.
6. Екологічний стан водозбору озер Мінське та Лугове в системі озер Опечень Оболонського району м. Києва / М.М. Дьомін, В.С. Ніщук, О.І. Сінгаєвська, Б.В. Солуха, О.І. Грабовська, Н.О. Калита, П.І. Бєрова // Містобудування та терит. планув. – 2004. – Вип. 19. – С. 89–95.
7. Вишневський В.І. Гідрологічна характеристика річок України / В.І. Вишневський, О.О. Косовець – К. «Віпол». – 2000. – 376 с.
8. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романюк, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк, А.В. Яцик та ін. – К.: «Символ-Т», 1998. – 28 с.
9. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. / под ред. к. б. н. В.А. Абакумова. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1983. – 239 с.

10. Стан довкілля в Україні. Інформаційно-аналітичний огляд: [Ел. ресурс]. – Режим доступу: http://www.ecobank.org.ua/GovSystem/EnvironmentState/Reviews/Pages/2009/Ecology_Ukraine_2009_2kv.aspx
11. Водні об'єкти, що перебувають на балансі КП «Плесо», у межах м. Києва – [Ел. ресурс]. – Режим доступу: [ttp://www.segodnya.ua/pub/files/3061/2/pleso.doc](http://www.segodnya.ua/pub/files/3061/2/pleso.doc)
12. Романенко В.Д. Гідробіологічний режим водойм міських агломерацій при різному ступені їх антропогенного навантаження / В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Т.Я. Киризій // Гідробіол. журн. – 2009. – Т. 45, № 4. – С. 3–16.
13. Гончар О.М. Режим біогенних речовин у поверхневих водах басейну Дністра. / О.М. Гончар, В.К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т. – Вип. 26. – С. 76–83.

Стаття надійшла до редакції 01.10.2015

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ

УДК 004.942 ; 519.226.3 ; 519.87 : (504.75 + 626/627)

К.Г. РОМАНЧУК, Д.В. СТЕФАНИШИН

ІМОВІРНІСНЕ ПРОГНОЗУВАННЯ АВАРІЙНИХ СИТУАЦІЙ НА ГІДРОВУЗЛАХ ВНАСЛІДОК ВІДМОВИ ВОДОСКИДНИХ СПОРУД ЗА ПРОПУСКНОЮ ЗДАТНІСТЮ

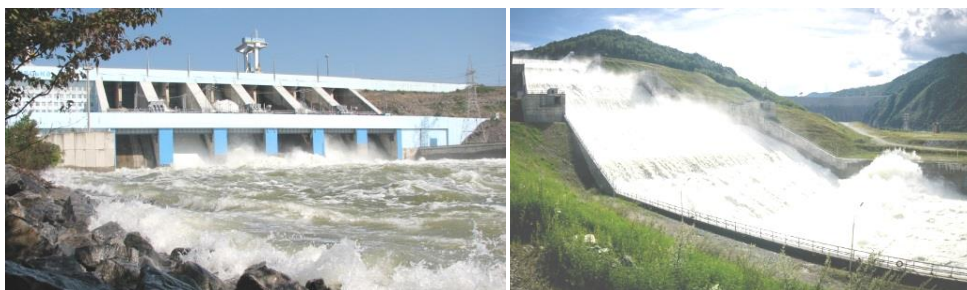
***Анотація.** Розглянуто задачу оцінки ймовірності виникнення аварійних ситуацій на гідровузлах внаслідок відмови водоскидних споруд за пропускною здатністю як систем з неповним функціональним резервуванням.*

***Ключові слова:** аварійна ситуація, відмова, водоскидні споруди, ймовірність, неповне резервування, пропускна здатність, прогнозування, система.*

Вступ

Водоскидні гідроспоруди (водоскиди) (рис. 1) – водопропускні споруди у складі гідровузлів, призначені для скиду з верхнього б'єфа в нижній б'єф чи в басейн сусідньої ріки надлишків води в період проходження паводків та водопіль. Водоскиди є невід'ємною частиною гідровузлів, незалежно від їх функціонального призначення, складу гідроспоруд, відповідальності і приналежності гідроспоруд тощо. Серед інших гідроспоруд в складі гідровузлів водоскиди відрізняються тим, що навіть у вільному стані, в якому вони можуть перебувати тривалий час й безпосередньо не використовуватися за призначенням, виконують особливу системну функцію, яка стосується забезпечення безпеки гідроспоруд гідровузла в цілому. Водоскиди повинні бути постійно готовими до організованого пропуску надлишкових витрат води [1].

Водоскиди є не тільки об'єктами високої відповідальності в складі гідровузлів, а й спорудами, на зведення яких витрачаються значні кошти. Інколи вартість водоскидів досягає 50% і більше від загальної вартості гідровузла, включаючи греблю, дамби, будівлю гідроелектростанції, інші споруди [2]. При цьому водоскиди можуть використовуватися за призначенням тільки в екстремальних випадках – при паводках малої ймовірності перевищення.



Пропуск паводку через поверхневий водозлив на Дністровському гідровузлі (р. Дністер, Україна)

Пропуск паводку через береговий водоскид Саяно-Шушенського гідровузла (р. Єнісей, Росія)

Рис. 1 – Приклади водоскидів в процесі роботи

В той же час прорахунки щодо параметрів водоскидів, невдала конструкція, економія на їх вартості можуть обернутися катастрофічними наслідками – аваріями на напірних гідропорадах гідровузлів. За статистичними даними близько 33% всіх аварій на напірних гідропорадах так чи інакше пов'язуються з відмовами водоскидних споруд за пропускнуою здатністю [3].

Зважаючи на суттєве посилення повеневої небезпеки на ріках, зокрема у зв'язку з антропогенними змінами на водозборах та глобальними кліматичними змінами, старіння гідропоруд, що знаходяться в тривалій експлуатації, в тому числі і водоскидів, механічного обладнання, що на них встановлюється, питання адекватної оцінки надійності водоскидних споруд та прогнозування аварійних ситуацій внаслідок їх відмов за пропускнуою здатністю набувають особливої актуальності. Наразі в багатьох країнах світу впроваджуються програми спеціалізованих обстежень та реконструкції водоскидних споруд (один з прикладів – будівництво нового берегового водоскиду на Саяно-Шушенському гідровузлі, див. рис. 1), розробляються нові підходи до оцінки їх надійності та безпеки, в тому числі і імовірнісними методами [1, 4–6]. Актуальною є ця проблема і для України, де з 2001 р. розгортається загальнонаціональна програма забезпечення безпеки гідропоруд Дніпровського і Дністровського каскадів ГЕС [7], здійснюється відновлення малих ГЕС, планується будівництво нових гідровузлів на Дністрі і Тисі тощо [8].

Наслідки і причини відмов водоскидів за пропускнуою здатністю

У результаті відмови водоскидів за пропускнуою здатністю виникає загроза перепоповнення водосховища, в тому числі і з проривом напірного фронту гідровузла й поширенням в нижньому б'єфі гідродинамічної аварії.

Серед основних причин виникнення аварій на гідровузлах, пов'язаних з відмовами водоскидних споруд за пропускнуою здатністю, виділяються [1, 4]:

– невідповідність розрахункової пропускнуої здатності водоскидів параметрам максимального притоку води у водосховище при паводках і водопіллях через неточність гідрологічного прогнозу, а також внаслідок проривів розташованих вище за течією гребель, дамб, заторів і зажорів; проблема актуалізується при будівництві гідропоруд на ріках, що слабо вивчені в гідрологічному відношенні, та при будівництві каскадів гідропоруд;

– невідповідність дійсної пропускної здатності водоскидів розрахунковій через блокування водопропускних отворів плаваючими тілами (сміттям, лісом тощо, див. нижче рис. 2), наносами, шугою, кригою і порушення гідралічного режиму роботи водопропускних споруд; ймовірність відмови водоскидів через їх блокування зростає на гідровузлах, що розміщуються в горах та передгір'ях, в тому числі і при влаштуванні автоматичних водоскидів; особливо небезпечним може бути блокування донних водоскидів та водоскидів на водосховищах, що мають малі корисні об'єми;

– несправний стан та відмови механічного устаткування на водоскидах (руйнування й заклинення в пазах затворів, відмова підйомних механізмів, що обслуговують затвори, у тому числі і в результаті відсутності електроживлення підйомних механізмів тощо);

– неготовність водоскидів до виконання функцій пропуску води через невиконання в повному об'ємі необхідних ремонтно-відновлювальних робіт; слід зазначити, що стан неготовності різних водопропускних споруд гідровузлів, що в цілому формують водоскидні фронти, в тому числі і неготовність протягом тривалого часу, не є рідкісним явищем на вітчизняних гідровузлах; так, наприклад, за оцінками, наведеними в [9], тривалість стану неготовності частини водопропускних споруд Київського гідровузла, що мають використовуватися при скиді розрахункового паводку, в деякі роки досягала кількох місяців, причому інколи ремонтно-відновлювальні роботи на водопропускних спорудах виконувалися і під час пропуску паводків.



Накопичення сміття у верхньому б'єфі греблі Тересля-Рікської ГЕС (р. Тересля, Україна)



Блокування водоскиду греблі Керкхоф в 1997 р. (р. Сан Хоакін, Каліфорнія, США)

Рис. 2 – Приклади накопичення сміття у водосховищах та блокування ним водоскидів

Всі ці причини аналізуються і певною мірою враховуються при оцінці надійності водоскидів [1, 4–6]. Серед факторів, що недостатньо враховуються, слід виділити системний характер аварій, пов'язаних з відмовами водоскидів за пропускною здатністю.

Загальна постановка задачі

Водоскидні споруди слід розглядати як системи з неповним резервуванням, оскільки при скиді максимальних розрахункових витрат води, зазвичай, не володіють надмірністю, і для того щоб здійснити пропуск максимального проектного паводка, використовуються всі наявні можливості водоскидного фронту гідровузла. В той же час при менших паводках, які теж можуть нести загрозу, не має потреби приводити до дії всі можливості водоскидних споруд. Наприклад, на водоскидах з кількома водопропускними трактами пропуск води здійснюють частиною водоскидного фронту; коли водоскид з одним водопропускним трактом – піднімають затвор не на повну висоту. В таких випадках на водоскидах як системах виникає надмірність, яку надалі ми будемо називати неповним функціональним резервуванням [1].

Розглянемо водоскид як систему $S(n)$, яка для виконання максимального функціонального запиту (скиду максимальної розрахункової витрати води) $q_{\max,p}$ ймовірністю реалізації $P(q_{\max,p})$ має виконати n незалежних, в загальному випадку сумісних, елементарних операцій s_i , $i = \overline{1, n}$ (наприклад, для скиду паводку привести до дії, піднявши затвори, n водоскидних трактів, у відповідності до визначеної схеми маневрування за n кроків підняти затвор на повну висоту тощо):

$$P(s_i, s_j) = P(s_i) \cdot P(s_j), \quad i, j = \overline{1, n}, \quad i \neq j, \quad (1)$$

де $P(s_i, s_j)$ – ймовірність одночасної реалізації елементарних подій-відмов при виконанні операцій s_i, s_j ; $P(s_i), P(s_j)$ – ймовірності елементарних відмов в системі $S(n)$ при виконанні операцій s_i, s_j . Шукатимемо ймовірність відмови системи $S(n)$ з врахуванням різних функціональних запитів.

Водоскид як однорідна система з неповним резервуванням

Зазвичай водоскидні тракти водоскидів, механічне обладнання на водоскидах відповідним чином уніфікуються, щоб окремі операції s_i з маневрування скидами води через різні водопропускні тракти або при різних підйомах затвора тощо були однаково надійними: $P(s_i) = P(s_j) = P(s)$, $i, j = \overline{1, n}$, $i \neq j$. Назвемо таку систему однорідною й позначимо її $S_u(n)$.

Тоді умовна ймовірність відмови водоскиду як однорідної системи $S_u(n)$ при виконанні максимального функціонального запиту $q_{\max,p}$ буде:

$$P(S_u(n) | q_{\max,p}) = 1 - (1 - P(s))^n. \quad (2)$$

Безумовна ймовірність відмови $P(\mathbf{S}_u(n), q_{\max,p})$ водоскиду як однорідної системи $\mathbf{S}_u(n)$ при виконанні максимального функціонального запиту $q_{\max,p}$ з врахуванням ймовірності його реалізації $P(q_{\max,p})$ буде:

$$P(\mathbf{S}_u(n), q_{\max,p}) = [1 - (1 - P(s))^n] \cdot P(q_{\max,p}). \quad (3)$$

Розглянемо деякий запит $q_j \in [q_{\min,p}, q_{\max,p}]$ до водоскиду як системи $\mathbf{S}_u(n)$ на множині можливих запитів \mathbf{Q} по забезпеченню пропуску витрат води: $q_j \in \mathbf{Q}$, $q_{j+1} < q_j$, $j = \overline{1, J}$, для виконання якого необхідно здійснити m незалежних, в загальному випадку сумісних, елементарних операцій s_i , $i = \overline{1, n}$ (до дії має бути приведено m з n водоскидних трактів тощо).

Тоді умовна ймовірність відмови водоскиду як однорідної системи $\mathbf{S}_u(n)$ при виконанні функціонального запиту q_j буде:

$$P(\mathbf{S}_u(n) | q_j) = \frac{m!}{n!(n-m)!} [1 - (1 - P(s))^m]. \quad (4)$$

Нехай $P_i(q_j)$ – нормована (приведена до повної групи подій) ймовірність запиту $q_j \in \mathbf{Q}$, $j = \overline{1, J}$, яку можна отримати згідно з правилами формування повної групи подій – з паводків з відповідними витратами води:

$$\begin{aligned} P_i(q_1) &= P(q_{\max,p}); \quad P_i(q_2) = P(q_2) - P(q_1); \quad \dots \\ P_i(q_j) &= P(q_j) - P(q_{j-1}); \quad \dots; \quad P_i(q_J) = P(q_J) - P(q_{J-1}). \end{aligned} \quad (5)$$

Маємо безумовну ймовірність відмови $P(\mathbf{S}_u(n), q_j)$ водоскиду як системи $\mathbf{S}_u(n)$ при виконанні запиту q_j з врахуванням ймовірності його реалізації в системі подій, що формують повну групу:

$$P(\mathbf{S}_u(n), q_j) = \frac{m!}{n!(n-m)!} [1 - (1 - P(s))^m] \cdot P_i(q_j). \quad (6)$$

Відповідно повна ймовірність відмови $P(\mathbf{S}_u(n))$ водоскиду за пропускну здатністю як однорідної системи з неповним функціональним резервуванням $\mathbf{S}_u(n)$ буде:

$$P(\mathbf{S}_u(n)) = \sum_{j=1}^J \frac{m!}{n!(n-m)!} [1 - (1 - P(s))^m] \cdot P_i(q_j). \quad (7)$$

Водоскид як неоднорідна система з неповним резервуванням

На водоскидах, які не можуть розглядатися як однорідні системи, зазвичай, встановлюється певний порядок виконання елементарних операцій s_i :

$$s_1 \succ s_2, \dots, \succ s_i, \dots, \succ s_n, \quad i = \overline{1, n}, \quad (8)$$

що забезпечують виконання відповідних функціональних запитів по пропуску витрат води: $q_j \in \mathbf{Q}, q_{j+1} < q_j, j = \overline{1, J}$.

Тут символом \succ позначено відношення «м'якого» підпорядкування за пріоритетом різних елементарних операцій на водоскиді як системі $\mathbf{S}(n)$, яка для виконання максимального функціонального запиту (скиду максимальної розрахункової витрати води) $q_{\max, p}$ має виконати n незалежних, неоднаково надійних і, в загальному випадку, сумісних операцій $s_i, i = \overline{1, n}$:

$$P(s_i, s_j) = P(s_i) \cdot P(s_j), \quad P(s_i) \neq P(s_j), \quad i, j = \overline{1, n}, \quad i \neq j, \quad (9)$$

де $P(s_i, s_j)$ – ймовірність одночасної реалізації елементарних подій-відмов при виконанні операцій s_i, s_j ; $P(s_i), P(s_j)$ – ймовірності елементарних відмов в системі $\mathbf{S}(n)$ при виконанні операцій s_i, s_j . Назвемо таку систему неоднорідною й позначимо її $\mathbf{S}_m(n)$.

Нехай виконання операції s_1 в системі $\mathbf{S}_m(n)$ має найвищий пріоритет у порівнянні з іншими операціями; далі – виконання операції s_2 – у порівнянні з наступними (за нумерацією) операціями і т. д.

Більш строге підпорядкування неоднорідних операцій $s_i, i = \overline{1, n}$, наприклад, може мати місце при маневруванні затвором на різній висоті підйому. Без виконання попередньої операції неможливе виконання наступної, але виконання кожної наступної операції з покрокового підйому затвору включає в себе виконання попередньої операції (таким чином реалізується сумісність подій). Зазвичай, ймовірності відмов у виконанні операцій в цьому випадку зі зростанням їх індексу змінюються немонотонно.

В принципі «м'який» порядок виконання операцій $s_i, i = \overline{1, n}$ у неоднорідній системі $\mathbf{S}_m(n)$ може порушуватися. Однак, встановлення певної впорядкованості (хоча і нестрогої, «м'якої») операцій в системі $\mathbf{S}_m(n)$ дозволяє при виконанні функціональних запитів спочатку використовувати більш надійні її структурні одиниці (наприклад, більш надійні водоскидні тракти, вже випробувані споруди тощо). Крім того, при порушенні порядку виконання операцій можуть виникати різного роду порушення в роботі інших гідроспоруд гідровузла, додаткові збитки тощо, що не рекомендується проектом.

Проаналізуємо аварію в системі $\mathbf{S}_m(n)$ при виконанні максимального функціонального запиту $q_{\max, p}$, яка може наступити при невиконанні будь-якої

з операцій s_i , $i = \overline{1, n}$, але на першому кроці пріоритетною є відмова системи при здійсненні операції s_1 .

Ймовірність аварії в системі $\mathbf{S}_m(n)$ внаслідок відмови при виконанні операції s_1 згідно з правилом добутку ймовірностей буде:

$$P(A_1) = P(S_n) \cdot P(A_1 | S_n), \quad (10)$$

де $P(S_n)$ – ймовірність відмови системи $\mathbf{S}_m(n)$ як ймовірність невиконання будь-якої з операцій s_i , $i = \overline{1, n}$; $P(A_1 | S_n)$ – умовна ймовірність відмови системи $\mathbf{S}_m(n)$ при виконанні операції s_1 , яка згідно з формулою Байєса буде:

$$P(A_1 | S_n) = \frac{P(S_n | s_1) \cdot P(s_1)}{\sum_{i=1}^n P(S_n | s_i) \cdot P(s_i)}, \quad (11)$$

де $P(S_n | s_1)$, $P(S_n | s_i)$ – умовні ймовірності відмов при виконанні операцій s_1 , s_i , відповідно, які встановлюються як «ваги» апріорних ймовірностей елементарних подій-відмов в системі $\mathbf{S}_m(n)$ при виконанні операцій s_1 , s_i :

$$P(S_n | s_1) = \frac{P(s_1)}{\sum_{i=2}^n P(s_i)}, \quad P(S_n | s_i) = \frac{P(s_i)}{\sum_{i=2}^n P(s_i)}; \quad (12)$$

$$\sum_{i=1}^n (S_n | s_i) = \Omega, P(\Omega) = 1; (S_n | s_i) \wedge (S_n | s_j) = \emptyset, i \neq j, \sum_{i=1}^n P(S_n | s_i) = 1. \quad (13)$$

Якщо система $\mathbf{S}_m(n)$ безвідмовно виконала операцію s_1 , то з переходом до виконання операції s_2 отримуємо систему $\mathbf{S}_m(n-1)$, яка має виконати $n-1$ незалежних операцій s_i , $i = \overline{2, n}$. Ймовірність аварії в системі $\mathbf{S}_m(n-1)$ внаслідок відмови при виконанні операції s_2 при цьому буде:

$$P(A_2) = P(S_{n-1}) \cdot P(A_2 | S_{n-1}), \quad (14)$$

$$P(A_2 | S_{n-1}) = \frac{P(S_{n-1} | s_2) \cdot P(s_2)}{\sum_{i=2}^n P(S_{n-1} | s_i) \cdot P(s_i)}, \quad (15)$$

$$P(S_{n-1} | s_2) = \frac{P(s_2)}{\sum_{i=2}^n P(s_i)}, \quad P(S_{n-1} | s_i) = \frac{P(s_i)}{\sum_{i=2}^n P(s_i)}; \quad (16)$$

$$\sum_{i=2}^n (S_{n-1} | s_i) = \Omega, P(\Omega) = 1; (S_{n-1} | s_i) \wedge (S_{n-1} | s_j) = \emptyset, i \neq j, \sum_{i=2}^n P(S_{n-1} | s_i) = 1. \quad (17)$$

При виконанні операції $s_k, k = \overline{1, n-1}$, маємо систему $\mathbf{S}_m(n-k+1)$, ймовірність аварії в якій внаслідок відмови при операції s_k буде:

$$P(A_k) = P(S_{n-k+1}) \cdot P(A_k | S_{n-k+1}), \quad (18)$$

$$P(A_2 | S_{n-k+1}) = \frac{P(S_{n-k+1} | s_k) \cdot P(s_k)}{\sum_{i=k}^n P(S_{n-k+1} | s_i) \cdot P(s_i)}, \quad (19)$$

$$P(S_{n-k+1} | s_k) = \frac{P(s_k)}{\sum_{i=k}^n P(s_i)}, \quad P(S_{n-k+1} | s_i) = \frac{P(s_i)}{\sum_{i=k}^n P(s_i)}; \quad (20)$$

$$\sum_{i=k}^n (S_{n-k+1} | s_i) = \Omega, P(\Omega) = 1; (S_{n-k+1} | s_i) \wedge (S_{n-k+1} | s_j) = \emptyset, i \neq j, \sum_{i=k}^n P(S_{n-k+1} | s_i) = 1. \quad (21)$$

В результаті отримуємо умовну ймовірність відмови водоскиду як неоднорідної системи $\mathbf{S}_m(n)$ при виконанні максимального функціонального запиту $q_{\max,p}$, яка з врахуванням пріоритету виконання функціональних запитів буде:

$$P(\mathbf{S}_m(n) | q_{\max,p}) = P(A_1) + (1 - P(A_1)) \cdot P(A_2) + \dots + \sum_{i=k}^{n-k+1} (1 - P(A_{k-1})) P(A_k) + (1 - P(A_{n-1})) P(A_n), \quad (22)$$

де ймовірність $P(A_n) = P(s_n)$.

У випадку довільного запиту $q_j \in [q_{\min,p}, q_{\max,p}]$ до водоскиду як системи $\mathbf{S}_m(n)$ на множині можливих запитів \mathbf{Q} по забезпеченню пропуску витрат води: $q_j \in \mathbf{Q}, q_{j+1} < q_j, j = \overline{1, J}$, для виконання якого послідовно здійснюється m елементарних операцій $s_i, i = \overline{1, m}$ (до дії приводиться m відібраних

із загальної кількості n пріоритетних водоскидних трактів тощо), умовна ймовірність відмови водоскиду як неоднорідної системи $S_m(m)$ буде:

$$P(S_m(m) | q_j) = P(A_1) + (1 - P(A_1)) \cdot P(A_2) + \sum_{i=k}^{m-k+1} (1 - P(A_{k-1})) P(A_k) + \dots \\ \dots + (1 - P(A_{m-1})) P(A_m), \quad (23)$$

де ймовірність $P(A_m) = P(s_m)$.

Повна ймовірність відмови $P(S_m(n))$ водоскиду за пропускну здатністю як неоднорідної системи $S_m(n)$ з неповним резервуванням з врахуванням пріоритету виконання функціональних запитів при цьому буде:

$$P(S_m(n)) = \sum_{j=1}^J P(S_m(m) | q_j) \cdot P_i(q_j). \quad (24)$$

Висновки

1. Відмови водоскидів за пропускну здатністю загрожують виникненням аварійних ситуацій на гідровузлах, в тому числі можуть призводити до переповнення водосховищ, прориву напірного фронту гідровузла й поширення в нижньому б'єфі гідродинамічної аварії.
2. З точки зору системної організації при максимальних функціональних запитах (паводках) водоскидні споруди гідровузлів, зазвичай, являють собою функціонально не надмірні, не зарезервовані системи. Однак при паводках з витратами води, що є меншими за максимальну розрахункову витрату, на водоскидних спорудах може виникати функціональна надмірність, яку слід враховувати при імовірнісному прогнозуванні аварійних ситуацій, пов'язаних з відмовами водоскидів за пропускну здатністю.
3. В залежності від особливостей структурної та функціональної організації водоскидних споруд гідровузла як систем (однорідних, неоднорідних) запропоновано методи оцінки ймовірності відмови водоскиду за пропускну здатністю з неповним функціональним резервуванням з використанням байєсівського перетворення ймовірностей. Однорідними системами вважаються водоскиди, на яких окремі (елементарні) операції з маневрування скидами води через різні водопропускні тракти або при різних підйомах затвора є однаково надійними. В протилежному випадку водоскиди розглядаються як неоднорідні системи, в яких встановлюється певний порядок виконання елементарних операцій, і при оцінці ймовірності відмови за пропускну здатністю враховується відношення «м'якого» підпорядкування за пріоритетом окремих операцій.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Векслер А.Б. Надежность, социальная и экологическая безопасность гидротехнических объектов: оценка риска и принятия решений / А.Б. Векслер, Д.А. Ивашинцов, Д.В. Стефанишин. – СПб.: Изд-во ОАО «ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева», 2002. – 590 с.
2. Водосбросы большой пропускной способности / Л.П. Михайлов, М.Ф. Складнев, В.М. Семенов, А.М. Швайнштейн [Под ред. А. А. Борового]. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 144 с.
3. Rațiu M. Comportanea construcțiilor și amenajărilor hidrotehnice. Editura Tehnică / M. Rațiu, C. Constantinescu. – București, 1989. – 664 p.
4. Бобков С.Ф. Основные факторы учета пропускной способности гидроузлов при декларировании их безопасности / С.Ф. Бобков, В.М. Боярский, А.Б. Векслер, А.М. Швайнштейн // Гидротехническое строительство, 1999. – № 4. – С. 2–10.
5. The use of risk analysis to support dam safety decisions and management. Trans. of the 20-th Int. Congress on Large Dams. – Vol. 1. – Q. 76. 19–22 September. – Beijing-China. 2000. – 896 p.
6. Lagerholm S. Safety and reliability of spillway gates / S. Lagerholm // Repair and upgrading of dams Symposium. – Stockholm: 1996. – P. P. 362–373.
7. Обеспечение безопасности гидротехнических сооружений гидроэнергетических объектов Украины на Днепровском каскаде. 1243–1–P1, 1243–1–P2. В 2-х томах. Харьков: Укргидропроект, 2001. – 58 с. – 41 с.
8. Ландау Ю.А. Основные тенденции развития гидроэнергетики Украины / Ю.А. Ландау // Техногенна безпека. – 2012. – Том 53. Вип. 40. – С. 82–86.
9. Поташник С.И. Каскад Среднеднепровских ГЭС: Опыт освоения и эксплуатации / С.И. Поташник. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 144 с.

Стаття надійшла до редакції 15.09.2015

УДК 615.015.6 + 51:519.8

Е.А. ЛЕВКОВА, С.К. ПОЛУМИЕНКО, С.З. САВИН

ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ В ЭКОЛОГИИ ЧЕЛОВЕКА

***Аннотация.** Исследована возможность использования геоинформационных технологий в задачах медицинской экологии и здравоохранения на примере психического здоровья населения. С помощью ГИС проведены междисциплинарные социально-психологические, нарколого-эпидемиологические, этнокультурологические и медико-генетические исследования особенностей распространения химических зависимостей на территории Приамурья Хабаровского края.*

***Ключевые слова:** геоинформационные технологии, нарколого-экологическая геоинформационная система (НЭГИС), психоактивные вещества (ПАВ), социальная психиатрия, системный анализ.*

Введение

Медико-экологическая безопасность регионов освоения складывается из множества взаимосвязанных факторов, классификация которых должна проводиться с учетом их характера, интенсивности, периодичности и других особенностей проявления в конкретных природных условиях [1]. Дальний Восток РФ обладает существенным природным своеобразием, что определяет специфику хозяйственной деятельности и социально-экономической ситуации в этом регионе [2]. Сочетание определенных отраслей экономики с природными комплексами и ландшафтами приводит к образованию своеобразного медико-экологического фона территорий [3]. Отсюда возникает проблема разработки некоторого множества показателей, нормирующих такого рода сочетания. Медико-экологическую дифференциацию той или иной территории можно проводить с разных точек зрения, при этом в каждом конкретном случае используется определенный набор показателей экологического состояния территории. Это обуславливает создание различных индикаторов качества среды в зависимости от функционального назначения территории, что приводит к неоднозначной оценке одних и тех же районов. Поэтому экологическая дифференциация территорий должна базироваться на их комплексных исследованиях с позиций интегральной оценки среды обитания человека, а также отраслевых оценок состояния отдельных компонентов природной среды, определяющих экологическую комфортность и безопасность условий проживания, трудовой деятельности, отдыха и здоровья жителей [4, 5]. Задача при этом заключается в том, чтобы из всего многообразия факторов выбрать и логически обосновать некий конечный набор, который необходим и достаточен для определения уровня экологической безопасности с учетом масштабов исследования, специфики природных условий конкретного региона, хозяйственной специализации, взаимодействия определенных отраслей хозяйства со своеобразными природными комплексами [2, 6, 7]. Всю систему факторов, определяющих уровни медико-экологической безопасности, следует объединять в группу показателей, формирующих степень риска при использовании территории с развитием тех или иных опасных, стихийных и неблагоприятных природных явлений и процессов [1, 8, 9].

Наиболее важно правильно определить группу факторов, отражающих спектр экологических воздействий на человека в результате функционирования промышленности, транспорта, коммунального, сельского хозяйства и прочих форм и видов хозяйственной деятельности. В каждой из отмеченных групп, в зависимости от масштабов оценки, может меняться набор показателей, степень их синтетичности и т. п. Поэтому медико-экологическую безопасность необходимо рассматривать с позиций регионального своеобразия риска и опасности экологических воздействий. Для отдельных регионов становится недостаточным указание границ развития и груза опасных природных явлений для экосистемы. Не менее необходимо корректно дифференцировать территории по степени их опасности для жизнедеятельности человека. При этом недостаточно рассмотрение лишь самого факта наличия экологически опасных производств. Необходимо отразить степень опасности этих техногенных объектов с целью выработки рекомендаций по системе специальных предупредительных, защитных, спасательных и восстановительных мероприятий с учетом возможных их сценариев. Факторы воздействия и степени риска обладают определенным своеобразием в зависимости от уровня их оценивания и региональных особенностей в сфере экологической безопасности. Поэтому в каждом конкретном случае необходимо не только учитывать специфический набор факторов, но и вести подбор оптимальной методики их классификации и комплексной оценки. Оценку и картографирование медико-экологической обстановки следует проводить по методике, основу которой составляет интегральная типология территорий и анализ пространственных данных.

Как правило, создаваемые по этой методике карты содержат два главных аспекта: констатационный и оценочный. В первом отображается современное экологическое состояние природной среды человека, во втором оцениваются территории с точки зрения воздействия на условия проживания, хозяйственной деятельности, отдыха, оздоровления населения. Уникальные возможности для решения таких задач открывают геоинформационные системы, позволяющие создавать разнообразные информационные базы данных (БД) об объектах, получать множество электронных карт, проводить логико-математическую обработку материалов, метаданных и т. д. Разработанные в геоинформационных системах (ГИС) базы данных могут постоянно пополняться информацией, что позволяет поддерживать их на современном уровне и обеспечивать оперативное создание дежурных карт, играющих важную роль в медико-экологических исследованиях. Возникающие в медико-экологических исследованиях проблемы совмещения и манипулирования графическими и атрибутивными данными в рамках единой интегрированной модели решаются авторами посредством инструментальных пакетов ГИС.

ГИС обладают широкими потенциальными возможностями в изучении медицинских, эпидемиологических и экологических проблем. В ряде случаев установление причинно-следственных связей между патологическими процессами и комплексом средовых факторов возможно только при помощи ГИС. Однако вопрос о целесообразности создания специализированных медико-экологических ГИС до сих пор остается открытым [10, 11].

Медико-экологические геоинформационные системы

Геоинформационная система объединяет традиционные операции при работе с базами данных (запрос и статистический анализ) с преимуществами полноценной визуализации и пространственного анализа, которые предоставляет карта [3, 9, 11]. Эта особенность дает уникальные возможности для применения ГИС в решении широкого спектра задач, связанных с анализом и прогнозом явлений и событий, планированием стратегических решений. Данные в ГИС хранятся в виде набора тематических слоев, которые объединены на основе их географического положения. Этот гибкий подход и возможность работать как с векторными, так и с растровыми моделями данных, эффективен при решении любых задач, касающихся пространственной информации. Среди ключевых преимуществ ГИС выделяют удобное отображение пространственных данных, интеграцию данных внутри организаций и территорий, обоснованность принятия решений, использование ГИС для создания карт [12, 13]. ГИС тесно связаны с другими информационными системами и используют их данные для анализа объектов, создания математических моделей различной сложности [14, 15]. Именно на этом принципе может быть основано совмещение ГИС с медико-статистическими базами данных [2, 16, 17]. При этом выделяются тематические слои данных, которые в той или иной степени могут оказывать влияние на распространение изучаемой [4, 18], и получается особая разновидность ГИС – медико-экологические (МЭГИС).

Экологическая напряженность (экологический потенциал) территории есть результат комплексной оценки природных факторов, представляющих территорию как системный объект по отношению к сложившимся нерегулируемым хозяйственным воздействиям: характер и степень необратимости и опасности, разрушения и деградации функционального механизма территории и продуктивность ее биологического потенциала. К показателям экологической напряженности можно отнести геоморфологические (орография, степень расчленения); литологические, криогенные, климатические (дефицит тепла, влаги, резкие колебания температур) характеристики, а также такие факторы антропогенного воздействия на экологические системы, как урбанизация территорий, развитие транспортных коммуникаций, развитие горнорудного производства, развитие обрабатывающей промышленности высокого класса вредности, интенсивность применения удобрений в сельском хозяйстве, антропогенного загрязнения воздуха и поверхностных вод.

С учетом этих факторов для задач медицинской экологии была разработана методология создания средств многомерного статистического анализа данных ГИС города и края, включающая информацию о радоноопасности районов, отведенных под жилую застройку, радиологической опасности отдельных строений; территориальные характеристики загрязненности воздуха, вод и почв, в т. ч. тяжелыми металлами; расположение ЛЭП и автотрасс с интенсивным движением, прочие вредные факторы окружающей среды. Разработана методология адаптации пакетов прикладных программ для функционирования ГИС-мониторинга в высокопроизводительной вычислительной системе кластерного типа [19]. Работа с большими массивами данных и электронными картами позволяет создавать ГИС любой сложности. Так, в геоинформационные системы города Хабаровска и Хабаровского края были включены электронные карты территориального распространения

неинфекционных летальных заболеваний на примере случаев рака легкого (РЛ) и рассеянного склероза (РС), важнейшие социально-экономические и медико-географические характеристики административных районов [16, 20]. На базе созданного программного и алгоритмического обеспечения систем поддержки интерпретации данных слоев ГИС разработаны методологические подходы к оценке посредством ГИС-технологий и средств математического моделирования риска возникновения РЛ и рассеянного склероза, других неинфекционных заболеваний в зависимости от места проживания. Разработан соответствующий программно-технический комплекс для решения задач медицинской экологии и охраны психического здоровья населения посредством инструментария многофакторного математического анализа, ГИС-технологий и мониторинга окружающей среды. Для анализа причинно-следственных связей введено понятие этиологических факторов малой интенсивности, разработана концепция популяционно-аналитического метода изучения распространения неинфекционных заболеваний [19, 21]. Оценены возможности использования методов многомерной статистики в решении эпидемиологических и медико-экологических задач с помощью ГИС.

Геоинформационные системы в междисциплинарном исследовании закономерностей территориального распространения психических заболеваний

Несмотря на определенные успехи в деле профилактики, ранней диагностики и лечения алкоголизма и наркоманий, проблема ПАВ по-прежнему остается одной из важнейших для криминологии, психологии, медицины и экономики [22, 23]. Дальний Восток, в том числе и Хабаровский край с его неоднородным и своеобразным населением (переселенцы из европейской части страны, коренное национальное и пришлое мигрирующее население), с широким спектром климатических и биогеохимических условий, с необычной и даже уникальной демографической обстановкой, являются благодатным полем для проведения таких исследований [24, 25]. Наряду с общемировыми тенденциями в формировании наркологической ситуации [27], играет определенную роль региональная специфика, которая включает совокупность факторов, связанных как с внешней средой, так и с социально-экономическими характеристиками популяций, обитающих в данной среде [28, 29]. Особенно это касается коренного малочисленного населения Приамурья, продолжительность жизни мужчин в силу многих причин составляет лишь 48 лет [24]. Одним из подходов к изучению влияния факторов внешней среды на психопатогенез в популяции является медико-географическое районирование. Использование многофакторного кластерного анализа позволило более точно объединить группы близлежащих административных районов Хабаровского края, сходных между собой по ряду экологических параметров, в так называемые медико-экологические зоны [30]. В этих зонах проведен анализ распространения основных форм химической зависимости. Возникающие в медико-экологических и нарколого-эпидемиологических исследованиях проблемы совмещения и манипулирования графическими и атрибутивными данными в рамках единой интегрированной модели были решены посредством инструментальных пакетов ГИС на основе пространственной модели, состоящей из нескольких тематических слоев. С каждым графическим

объектом слоя связано собственное атрибутивное описание, хранящееся во встроеной или внешней базе данных. В целом инструментальный пакет ГИС практически является готовым средством разработки и управления графической моделью, не обязательно топографического типа [4, 11, 15]. При этом слоями пространственной модели могут быть любые подсистемы сложного медико-экологического объекта (системы объектов). В результате разработки методологических подходов к изучению эпидемиологии психических заболеваний была предложена концепция нарко-эпидемиологической ГИС (НЭГИС) как развитие МЭГИС.

В задачах эпидемиологии заболеваний психической или наркологической патологии, помимо данных об экологической напряженности, тематическими пространственными слоями ПЭГИС могут являться данные о распространении психических заболеваний, а также макроэкономические и социально-демографические параметры (занятость населения, возрастной состав, показатели естественного прироста и убыли населения, индексы миграции, наркопреступности и т. п.). Особое значение приобретает отбор географически координированных данных для медико-экологического исследования. При работе с ПЭГИС административной территории минимальной единицей наблюдения является населенный пункт. Именно к географическим координатам данного пункта привязываются данные об экологической напряженности территории и по возможности медико-статистические и социально-демографические показатели. При этом первичные данные о заболеваемости могут быть представлены абсолютными числами, а некоторые демографические показатели, например, индекс миграции, интерпретируются на целый ряд расположенных рядом населенных пунктов. Изложенные выше методологические принципы использованы при разработке ПЭГИС Хабаровского края.

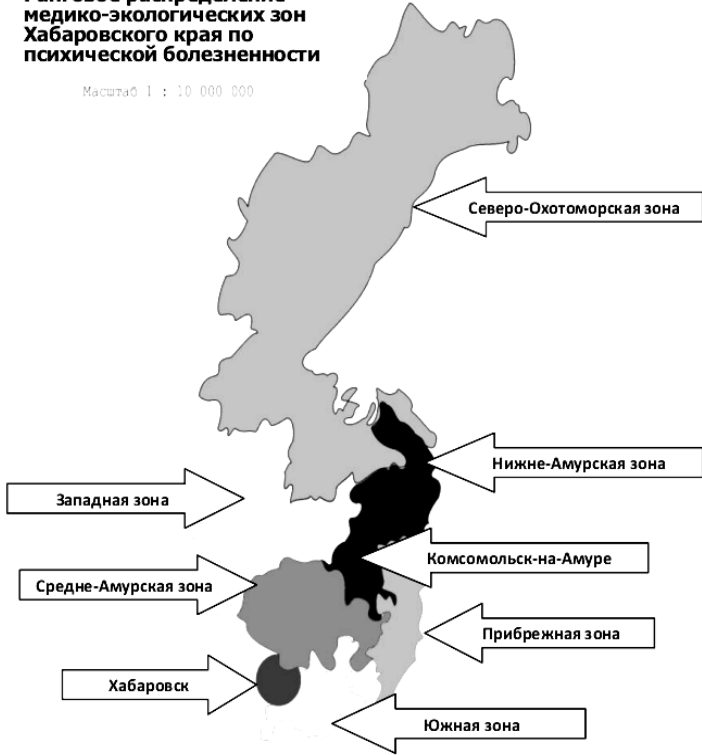
Для получения объективной картины наркологической заболеваемости как сравнительно редкого явления для малочисленного населения, неравномерно распределенного на обширной площади, как правило, требуются соответствующие исследовательские ресурсы, вспомогательные силы и немалые транспортные расходы. Специфику в эти исследования привносят национальные и социально-экономические различия населения, неравномерность и разнородность коммуникационной и транспортной сети. 30-летний экспедиционный опыт в низовьях Амура, включая территории компактного проживания коренного населения, позволяет дать некоторую приблизительную оценку наркологической обстановки без проведения специального психосоциального и медицинского обследования, которая основана на косвенной информации из источников, которым можно доверять [24, 26, 28]. Междисциплинарные исследования позволяют оценить вклад психиатрических недугов в капитал психического здоровья региона. В процессе исследования нами создана методология оценки потерь от этого вида психиатрических заболеваний в Хабаровском крае (прямые, косвенные, общественные, социальные, экономические), определения критических зон роста потерь, осуществлена разработка методики интегральной оценки психиатрических потерь, расчета ожидаемых потерь на индивидуальном и популяционном уровне, на различных этапах основных форм зависимостей. Была изучена психопатология, клинический патоморфоз алкоголизма у коренных народов, динамика развития зависимостей, намечены психотерапевтические подходы к лечению и реабилитации потребителей психоактивных веществ. Ещё одной из острых

проблем популяции коренных народов является трансмиссия алкоголизма, поскольку дети больных алкоголизмом в наибольшей степени подвержены риску развития алкоголизма и нуждаются в профилактических мероприятиях. Общая для всего региона социальная нищета порождает новые формы группового производства и потребления наркотиков, где все большую роль играют пришлое население и агрессивность средств массовой информации, совершенно не учитывающих социально-психологическую специфику региона. Кроме негативного воздействия на здоровье населения, демографическую и экономическую ситуацию, наркомания в сочетании с хроническим алкоголизмом вызывают снижение работоспособности населения и ухудшение криминальной обстановки в регионе [21].

Проблема этиологии алкоголизма и наркоманий и разработка мероприятий по их профилактике невозможны без глубоких эпидемиологических исследований. Важным шагом к пониманию этой проблемы является изучение взаимосвязи пространственных слоев данных с помощью ГИС-инструментария. Эффективность популяционного эпидемиологического наркологического исследования во многом определяется возможностью применения географического подхода, картографического метода и комплексного анализа медико-географической информации. Географический подход подчас противопоставляется социологическому. При этом географический подход, основанный на достижениях географической науки, особенно экономической и экологической географии, необходим для изучения влияния производственных, социально-бытовых и природных факторов внешней среды на наркоэтиопатогенез. Подобное утверждение вытекает из неоднородности изучаемых территорий по национальным, этническим и половозрастным признакам, миграционным характеристикам популяции, природно-климатическим и социально-экономическим характеристикам. Известно, что риск развития привыкания к ПАВ в определенной степени зависит и от факторов внешней среды. Поэтому изучение эпидемиологических аспектов регионарной специфики наркоманий невозможно без медико-географического анализа. Хабаровский край является адекватной моделью для комплексного изучения влияний факторов внешней среды на риск возникновения наркоманий. Регион характеризуется выраженной климато-географической, социально-экономической и экологической неоднородностью своих территорий. Географический подход предусматривает, прежде всего, необходимость изучения наркозаболеваемости в тесной связи с показателями, характеризующими условия жизни и деятельности населения в пределах территориально-производственных комплексов. При этом оценка распространения ПАВ невозможна без определения минимальной территориальной единицы наблюдения. Административные районы Хабаровского края хоть и являются достаточно гомогенными по климато-географическим и социально-экономическим характеристикам, но, как правило, характеризуются невысокой численностью населения. Это уменьшает количество человеко-лет наблюдения и затрудняет получение достоверных данных о распространении в популяции некоторых редких форм наркоманий. Минимальной территориальной единицей наблюдения следует считать группу близлежащих административных районов, достоверно одинаковых по природно-климатическим, демографическим и социально-экономическим характеристикам. Методом кластерного анализа 17 административных районов Хабаровского края распределены на 6 экологических зон [30] и отдельно – крупные города (рис.).

**Ранговое распределение
медико-экологических зон
Хабаровского края по
психической болезненности**

Масштаб 1 : 10 000 000



**Ранговое распределение
медико-экологических зон
Хабаровского края по
показателям алкоголизма и
алкогольных психозов**

Масштаб 1 : 10 000 000

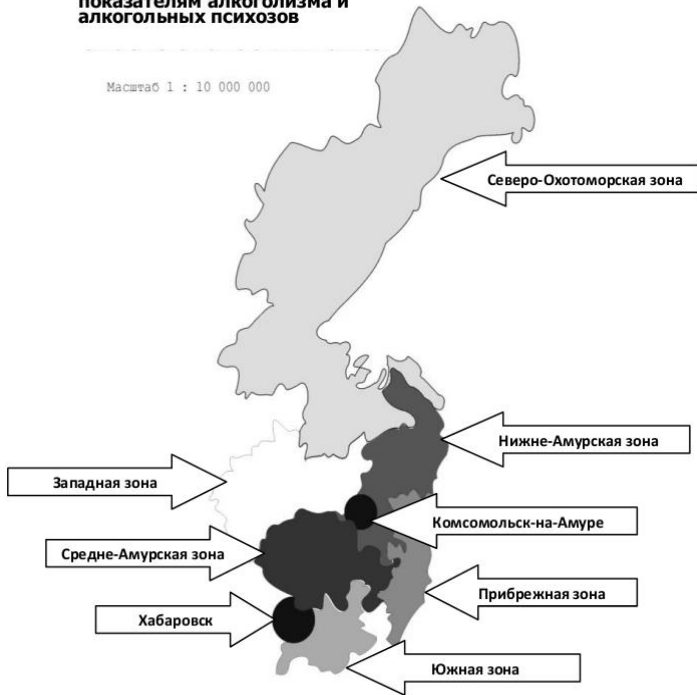


Рис. – Пространственное распределение показателей психического здоровья населения в медико-экологических зонах Хабаровского края

Медико-картографический анализ, основанный на составлении специализированных карт, позволяет выявить связи и установить зависимость между уровнями психической заболеваемости и интенсивностью влияния на популяцию социальных, природных и антропогенных факторов. Другой интересной особенностью картографического метода являются широкие возможности сравнительного анализа распространения одиночных и множественных новообразований на обширной территории.

Таким образом, географический подход, картографический метод, наряду с ПЭГИС, являются важным и необходимым этапом в исследовании распространения ПАВ в популяции на территории Приамурья. Многофакторный кластерный анализ позволил объединить группы административных районов Хабаровского края, сходных между собой по ряду параметров, в т. н. медико-экологические зоны. В этих зонах проводился анализ злоупотребления ПАВ (рис.) на фоне некоторых форм сопутствующих заболеваний (психиатрических, иммунодефицитных, демиелинизирующих), криминогенной ситуации и т. п. [5, 34, 38, 55].

Приведенные на рис. карты 1–2, где ранг показателей психического здоровья повышается от белого цвета зон до черного, красноречиво иллюстрируют отрицательные тенденции наркологической и психиатрической ситуации именно в местах компактного проживания КМНС (Средне-Амурская и Нижне-Амурская медико-экологические зоны). Количественные статистические данные о борьбе с наркопреступностью дополнительно характеризуют негативные аспекты распространения химических зависимостей в регионе Приамурья.

Заключение

На основе вышеописанного методологического подхода к задачам наркоэпидемиологии разработана информационно-распознающая система «Наркорегистр Хабаровского края» с применением информационной среды для медико-экологического мониторинга уровня наркологической заболеваемости и состояния окружающей среды. Разработан и исследован новый подход к закономерностям распространения ПАВ и возникновения наркоманий в популяции малочисленных народностей Нижнего Амура и Крайнего Севера, обоснована гипотеза вторичной миграции и ее роли в приспособительных процессах у аборигенов ДФО. Созданы теоретико-методологические предпосылки применения информационного моделирования на базе диалоговой экспертной системы для диагностики и управления состоянием популяции человека в экстремальных условиях окружающей среды.

Разработан подход к созданию системы медико-наркологического мониторинга Хабаровского края на основе ГИС-технологий с учетом природных и антропогенных факторов (совместно с Хабаровским ГМУ, Дальмедцентром и Краевым бюро медицинской статистики) на базе краевого наркоцентра. Разработан методологический подход к принципам информационного моделирования сложных медико-экологических задач и созданию математического, алгоритмического и программного обеспечения биологических информационных систем; разработаны принципы и способы создания биологической информационной системы (БИС), моделирующей объекты живой природы и их связи с внешним миром, способ создания виртуальной базы

данных для компьютерного моделирования различных состояний, функций и поведения биологического объекта при различных медико-биологических и экологических исследованиях и натурных экспериментах.

Проведенное с помощью ГИС-технологий исследование выявило ряд особенностей наркологической заболеваемости коренного национального населения Дальнего Востока. Однако для более полной оценки влияния традиционного, исторически сложившегося уклада жизни, а также происходящих в последние десятилетия изменений в питании, быте, обычаях и привычках на частоту у коренных жителей различных форм зависимости необходимо проведение дальнейших исследований. ПЭГИС особенно необходимы при создании регионального банка данных (нарко-регистр) об уточнённой наркологической заболеваемости народов Приамурья и Севера; изучении факторов риска возникновения наиболее распространённых форм зависимости путём проведения проспективных и ретроспективных исследований как экзогенных факторов (питание, привычки, геохимические и климатические особенности территорий проживания), так и эндогенных (генетические, эндокринные, иммунные). Перспективы использования ГИС-технологий вызваны необходимостью изучения частот фоновых и преопределяющих психических заболеваний и факторов риска их возникновения в различных популяциях аборигенного населения; исследований этнокультуральных характеристик употребления ПАВ, изучении геофизических и гелиофизических аспектов наркотизации, разработки геоинформационных методов наркодемографии. ГИС также могут быть востребованы при создании методов ретроспективной исторической оценки процессов приобщения к потреблению ПАВ в коренной популяции территорий; для мониторинга посевов и ареалов произрастания дикорастущей конопли; картографического моделирования (разработка историко-этнографических карт наркотизации населения края, разработка карт охвата населения профилактической работой и наркологической помощью); для оценки причинно-следственных связей и разработки лечебно-профилактических и административно-правовых мероприятий; оценки социально-экономических потерь вследствие наркотизации; определении медико-социальных исходов при массовой алкоголизации и наркотизации и пр.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Полуменко С.К., Савин С.З., Турков С.Л. Информационные модели и методы принятия решений в региональных эколого-экономических системах. – Владивосток: Дальнаука, 2007. – 376 с.
2. Глухов В.А., Комарова Л.И., Косых Н.Э., Маева Е.П., Посвалюк Н.Э., Савин С.З. Геоинформационные технологии в комплексном исследовании бассейна Амура // Труды международной научно-практической конференции «Суперкомпьютеры: вычислительные и информационные технологии». Хабаровск, 30 июня – 2 июля 2010 г. – Хабаровск: изд-во ТОГУ, 2010. – С. 191–202.
3. Любушин А.А. Анализ данных систем геофизического и экологического мониторинга. – М.: Наука, 2007. – 228 с.
4. Косых Н.Э., Лопатин А.С., Новикова О.Ю., Савин С.З. Геоинформационные системы в задачах медицинской экологии. – Владивосток Вычислительный центр ДВО РАН, 2008. 153 с.

5. Антомонов М.Ю., Краева Л.А., Краев С.Б. Применение современных методов компьютерной обработки данных при изучении заболеваемости населения. Киев: ИК НАНУ, 1998. 38 с.
6. Косых Н.Э., Посвалюк Н.Э., Глухов В.А., Савин С.З. Принципы создания проблемно-ориентированных медико-экологических геоинформационных систем // Мат-лы международной конференции «ИнтерКарто-ИнтерГИС-16», 3–4 июля 2010, г. Ростов-на-Дону (Россия), 6–8 июля 2010 г. Зальцбург (Австрия). Ростов-на-Дону: изд-во, 2010. – С. 401–414.
7. Маймулов В.Г. Пивоваров А.Н., Ломтев А.Ю., Горбанев С.А. Использование географических информационных систем для оценки медико-экологической ситуации в городе. // Медицина труда и промышленная экология. 1998. № 5. – С. 10–13.
8. Глухов В.А., Сиротский С.Е., Комарова Л.И., Копосова Т.Я., Маева Е.П., Савин С.З. Геоинформационные технологии в комплексном исследовании бассейнов рек и проектировании гидроузлов // Биогеохимические и гидроэкологические параметры наземных и водных экосистем. Вып. 19. – Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2011. – С. 178–212.
9. Карпик А.П. Методологические и технологические основы геоинформационного обеспечения территорий // http://www.ssga.ru/metodich/karpik_1/index.html
10. Нурбаев С.К. Практическое использование ГИС-технологий в здравоохранении // САПР и графика. 2000. № 5. – С. 28–33.
11. Rytkonen M.J. Not all maps are equal: GIS and spatial analysis in epidemiology // *Int J Circumpolar Health*. 2004. No. 63(1). – P. 9–24.
12. Дыхно Ю.А., Иванова Ю.Д., Касьянов В.В. и др. Применение геоинформационных систем для эпидемиологического исследования злокачественных новообразований гортани в Красноярске // Гигиена и санитария. 2002. №3. – С. 37–39.
13. Savin S.Z., Kosych N.E. New information technologies in geocological monitoring // *Abstr. of IUGG-2003*. – Sapporo, Japan. 2003. – P. 996.
14. Маркелов Г.Я., Бурков С.М. Геоинформатика на Дальнем Востоке России // Земля из космоса. Технологии ДЗЗ в ВУЗах, №3(19). 2015. – С. 17–24.
15. Косых Н.Э., Савин С.З., Турков С.Л. Виртуальные информационные модели в неогеографии // Проблемы региональной экологии, 2009., № 4. – С. 203–210.
16. Савин С.З., Косых Н.Э., Глухов В.А., Лопатин А.С., Пинаев С.К., Посвалюк Н.Э. Геоинформационные технологии в оценке распространения социально значимой заболеваемости на Дальнем Востоке // Санитарно-эпидемиологическое благополучие населения Российской Федерации. – М.: Лига здоровья Нации. 2009. С. 33–36.
17. Савин С.З., Косых Н.Э., Маева Е.Л., Глухов В.А., Лопатин А.С., Пинаев С.К., Посвалюк Н.Э. Геоинформационные технологии в оценке распространения злокачественных новообразований на Дальнем Востоке // Актуальные вопросы онкологии в Дальневосточном регионе. – Хабаровск: ДВГМУ, 2010. С. 108–111.
18. Бурков С.М., Савин С.З., Маев С.В. Геоинформационные технологии в анализе гидроэкологических данных // Информационно-телекоммуникационные системы и технологии (ИТСиТ-2012): Материалы Всероссийской молодежной конференции, г. Кемерово, 20–22 сентября 2012 г. / Под редакцией проф. А.Г. Пимонова; Кузбас. гос. техн. ун-т им. Т.Ф. Горбачева. – Кемерово: изд-во КГТУ, 2012. С. 196–197.
19. Косых Н.Э., Савин С.З., Десятов А.Ю. Модели и методы популяционных эпидемиологических исследований социально значимых заболеваний. – Владивосток: Дальнаука, 2005. – 128 с.
20. Полумиенко С.К., Савин С.З., Маев С.В. Геоинформационные системы в задачах моделирования устойчивого развития регионов // Труды VII Всероссийской школы-семинара молодых ученых, аспирантов и студентов «Территориальные исследования: цели, результаты и перспективы». 24–26 сентября 2013 г. – Биробиджан: изд-во ИКАРП ДВО РАН, 2013. – С. 111–115.

21. Логинов И.П., Левкова Е.А., Будницкий А.А., Пинаев С.К., Савин С.З. Информационные модели в этнонаркологических исследованиях Приамурья // Материалы научной конференции «Нервно-психическое здоровье населения Российской Федерации (био-психо-социальная парадигма): от Владивостока до Санкт-Петербурга. VI Яцковские чтения» в рамках XI Тихоокеанского медицинского Конгресса с международным участием, г. Владивосток, 22 сентября 2014 г. – Хабаровск: Вычислительный центр ДВО РАН, 2015. С. 58–61.
22. Мостовой С.М., Михайлов В.И. Этнокультуральные особенности распространения алкоголизма и алкогольных психозов в Хабаровском крае. – Хабаровск: ХКЦПЗ, 1999. 54 с.
23. Мотрич Е.Л., Косых Н.Э., Савин С.З. Медико-демографическая ситуация в Приамурье // Ученые записки ТОГУ. [Электронное научное издание]. 2014. Том 5, № 3. 16 с. – URL: http://ejournal/articles-2014/TGU_5_112.pdf (Дата проверки ссылки: 15.11.2014).
24. Гонтмахер П.Я., Колотилин Г.Ф., Посвалюк Н.Э., Савин С.З. Эпидемиологические и этнокультуральные аспекты наркологической ситуации на Дальнем Востоке России // Труды VI Всероссийского съезда по социальной психиатрии и психологии, г. Москва, 14–17 ноября 2005 г. – М: МГУ, 2005. – С. 333–334.
25. Левкова Е.А., Донкан И.М., Воробьева К.И. Комплексная оценка двойной эксклюзии: медико-социальные и психологические аспекты (на примере коренных народов Приамурья) // Социальные и гуманитарные науки на Дальнем Востоке. – 2013. – № 3. – С. 212–215.
26. Барабаш П.И., Посвалюк Н.Э., Савин С.З., Мотрич Е.Л., Шамов В.В. Применение геоинформационных систем для нарколого-демографического мониторинга Дальнего Востока // Исследовано в России. 2005. № 1. [Электронный журнал]. – URL: <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2005/068.pdf>, [068/041212](http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2005/068.pdf), С. 740–752 (Дата проверки ссылки: 15.11.2014).
27. Наркология. Фридман А.С., Флеминг Н.Ф., Робертс Д.Г., Хайман С.Е. (ред.). – М., Спб.: Изд-во «БИНОМ»-«Невский диалект», 1998. – 316 с.
28. Loginov I.P., Suleimanov S.S. The aborigenos people of the North of Russia: psychosocial and somatic problem // V Congress of World association for psychosocial rehabilitation. – Rotterdam. 1996. – P. 207.
29. Логинов И.П., Ракицкий Г.Ф., Барабаш П.И., Савин С.З., Солодкая Е.В., Ху Диан, Чжан Сунпэй. Информационное моделирование медико-социальных аспектов распространения алкогольной зависимости в различные социально-экономические периоды в приграничных районах России и Китая // Материалы научной конференции «Нервно-психическое здоровье населения Российской Федерации (био-психо-социальная парадигма): от Владивостока до Санкт-Петербурга. VI Яцковские чтения» в рамках XI Тихоокеанского медицинского Конгресса с международным участием, г. Владивосток, 22 сентября 2014 г. – Хабаровск: Вычислительный центр ДВО РАН, 2015. С. 12–15.
30. Kosykh N.E., Loginov I.P., Posvaluyk N.E., Savin S.Z. Medical-geographical zoning as a method of spatial population analysis in social psychiatry and narcology // The First Russian-Chinese science-practic conference «Problems of psychiatry and narcology (ethnocultural aspects)», China, Harbin, 27–28 September 2013. – Harbin: Harbin medical university, – 2013. – PP. 50–52.
31. www.gisa.ru

Стаття надійшла до редакції 09.09.2015

УДК 528.88+553.99+504.9

В.Є. ФІЛПОВИЧ

ОПЕРАТИВНИЙ КОНТРОЛЬ ПОШИРЕННЯ НЕЛЕГАЛЬНОГО ВИДОБУТКУ БУРШТИНУ ТА ОЦІНКА ЗБИТКІВ, ЗАПОДІЯНИХ ДЕРЖАВІ, ЗА МАТЕРІАЛАМИ БАГАТОЗОНАЛЬНОЇ КОСМІЧНОЇ ЗЙОМКИ

***Анотація.** У статті розглядаються питання застосування багатозональної космічної зйомки для оперативного виявлення ділянок нелегального видобутку бурштину на «закритих» територіях Українського Полісся. Дана оцінка економічної та екологічної шкоди, заподіяної природному середовищу. Запропонована методика може використовуватися при моніторингу дотримання природоохоронного законодавства на територіях відкритого видобутку корисних копалин.*

***Ключові слова:** бурштин, нелегальний видобуток, багатозональна космічна зйомка, екологія, оцінка збитків.*

Вступ

За останні роки в Україні катастрофічно виріс нелегальний видобуток бурштину. Найбільша активність спостерігається в межах Олевського, Овруцького і Коростенського районів Житомирської області, Рокитнівського, Дубровицького, Володимирецького, Зарічненського і Сарненського районів Рівненської області та Ратнівського і Любешівського районів Волинської області. Тобто, «бурштиновою лихоманкою» охоплена практично уся північно-західна частина України площею понад 14,6 тис. км² [1].

Негативні наслідки від нелегального видобування бурштину несуть загрозу екологічним і соціально-економічним складовим безпеки північно-західних регіонів України, впливають на розвиток окремих галузей господарства (сільського, лісового, гірничодобувного та ін.). Головними проблемами, пов'язаними з незаконним видобутком бурштину, є:

В екологічній сфері – порушення цілісності геологічних порід, збіднення бурштиноносних товщ, порушення гідрогеологічних умов на прилеглих територіях, знищення трав'яного покриву і родючого шару ґрунту, вирубування дерев і порушення їх кореневої системи, зміна болотних біоценозів, провокування активізації водної та вітрової ерозії;

В економічній сфері – збитки у лісовому та водному господарстві, деградація ґрунтів, втрата для держави значних обсягів бурштину-сирцю, що суттєво перевищують обсяги легального видобування, недоотримання митних зборів, загальнодержавних та місцевих податків і зборів, що зумовлює зростання «тіньового» сектору економіки;

В соціальній сфері – підвищення рівня криміногенної обстановки в регіоні, високий рівень травматизму та смертності серед старателів через недотримання правил безпеки, зростання соціальної напруги через конфлікти між приїжджими старателями та місцевим населенням.

Незаконний видобуток бурштину здійснюється переважно помповим методом, який полягає в розмиванні водою під великим тиском ґрунту до 6–10 метрів в глибину [2–3]. Оскільки бурштин легший за воду, він спливає на поверхню та виловлюється сітками. Коли вимив доходить до глини, яка залягає під покладами бурштину, розробку залишають. При видобутку таким способом повністю знищується родючий шар ґрунту, оскільки під час «розмивання» гумусовий шар перемішується з основною масою підстеляючих піщаних і супіщаних порід. Відновлення родючого шару займає десятки років. Під час видобутку помповим методом повністю руйнується коренева система дерев, що призводить до знищення десятків і сотень гектарів лісу (рис. 1-А, Б).

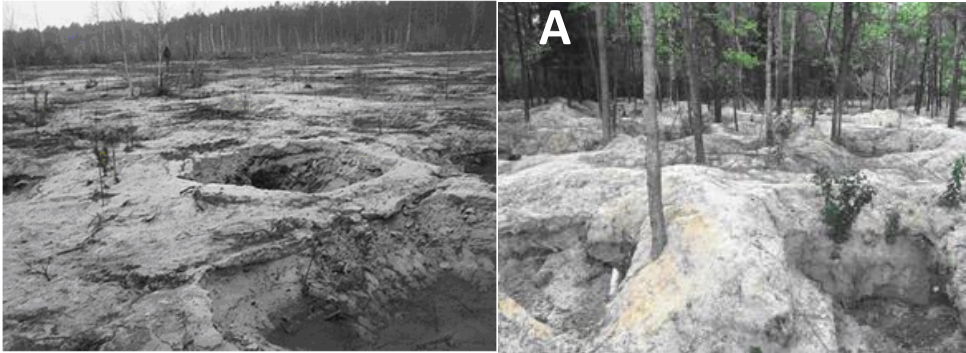


Рис. 1 – Наслідки незаконного видобутку бурштину: А – суцільне знищення ґрунтово-рослинного шару; Б – руйнування кореневої системи дерев

Таким чином, на територіях стихійного видобутку майже повністю знищується ґрунтовий профіль та руйнується природний стан материнської породи. Земельна ділянка засмічується нетоксичними відходами виробництва, такими як намитий з нижчележачих горизонтів пісок. Під час видобутку приповерхнева атмосфера забруднюється продуктами згоряння паливно-мастильних матеріалів. В цілому, внаслідок самовільного і нерегульованого використання поверхневих і підземних вод порушується гідрологічний режим території, понижується рівень ґрунтових вод, активізуються ерозійні та еолові процеси. Стихійні методи добування бурштину призводять до порушення геологічної будови значних територій Полісся, що унеможлиблює промислове використання родовищ та істотно обмежує їх подальшу експлуатацію.

Окрім жахливого впливу на екологічну ситуацію в Українському Поліссі, держава зазнає і значних фінансових втрат. Так, за дослідженнями П. П. Надточія та Т. М. Мисливої (Житомирський національний агроєкологічний університет), внаслідок самовільного видобування бурштину протягом 30 днів на площі 10,86 га (с. Гулянка) розмір збитків, заподіяних державі, становить понад 330 тис. грн. [3]. За оцінками начальника Житомирського обласного управління лісового та мисливського господарства Андрія Курінського, тільки на Житомирщині незаконним видобуванням бурштину пошкоджено майже 200 га земель лісгосподарського призначення, розмір шкоди, заподіяної лісу, становить фактично мільйон гривень, а для відновлення екосистеми на пошкоджених нелегальним видобутком бурштину лісових землях потрібно близько 400 тис. грн. на кожен гектар [4].

Постановка задачі

Для з'ясування масштабів нелегального видобутку бурштину, визначення площ, що потребують заходів рекультивації і відтворення екологічного стану, необхідно провести детальну інвентаризацію пошкоджених територій, оперативно оцінити збитки, що несе держава. Незаконний видобуток бурштину здійснюється переважно у закритій та напівзакритій місцевості (рис. 1-Б). Це чагарники, ліси та лісосмуги, віддалені від населених пунктів та магістральних автошляхів. Часто доступ до ділянок видобутку обмежено озброєною охороною невідомого підпорядкування. Через таку локалізацію бурштинних розробок їх дуже важко вчасно і точно визначити на місцевості наземними методами. Для вирішення цієї проблеми пропонується методика застосування матеріалів багатозональних космічних зйомок, яка дозволяє з великою достовірністю визначити і локалізувати місця незаконного видобутку та реально оцінити масштаби екологічного лиха.

Вихідні матеріали та методика дослідження

Оптимальними вихідними матеріалами для виявлення територій, на яких ведеться незаконний видобуток бурштину, є зображення, отримані супутниками серії Landsat (регіональний рівень) та WorldView-2, 3 (детальний рівень). Головним індикатором місць нелегального видобутку бурштину на космічних зображеннях є наявність ділянок чергування відкритих відвалів піску і ям-копанок, що мають характерний спектральний образ, м'якочаїсту текстуру зображення та температурний контраст з навколишньою рослинністю. Виходячи з цього, методика виявлення і картографування ділянок нелегального видобутку складається з послідовного аналізу багатоспектральних космічних даних на основі класифікацій за спектральними ознаками та оцінки приросту температури земної поверхні на локальних ділянках (аналіз просторово-часових рядів відновлених температур за даними Landsat 8/TIRS). Для достовірної класифікації порушених територій виконуються наземні вибіркові спектрометричні дослідження поверхні відвалів в польових або відібраних проб у лабораторних умовах, що дає можливість сформуванню повний спектральний образ пошукового об'єкта та ідентифікувати його на космічному зображенні. Детально ця методика обробки космічних даних розглянута у нашій роботі [5]. Зауважимо лише, що польова спектрометрія виконувалась за допомогою спектрометра FieldSpec-3, а цифрова обробка даних велась у програмах ViewSpecPro та ENVI. Всі отримані в процесі досліджень дані трансформувались в окремі шари ГІС форматів MapInfo і ArcGis.

Результати досліджень

В якості дослідної території розглядається ділянка між сс. Грані-Грицьки (Дубровицький р-н, Рівненської області). На першому етапі за даними, отриманими при обробці супутникових зображень у видимому та ПЧ-діапазонах, на дослідних територіях за останні кілька років виявлена чітка тенденція формування ареалів із заміщенням лісової та чагарникової рослинності піщаними відкладами з характерною техногенною структурою поверхні, що свідчить про інтенсифікацію незаконного видобутку бурштину (рис. 2).

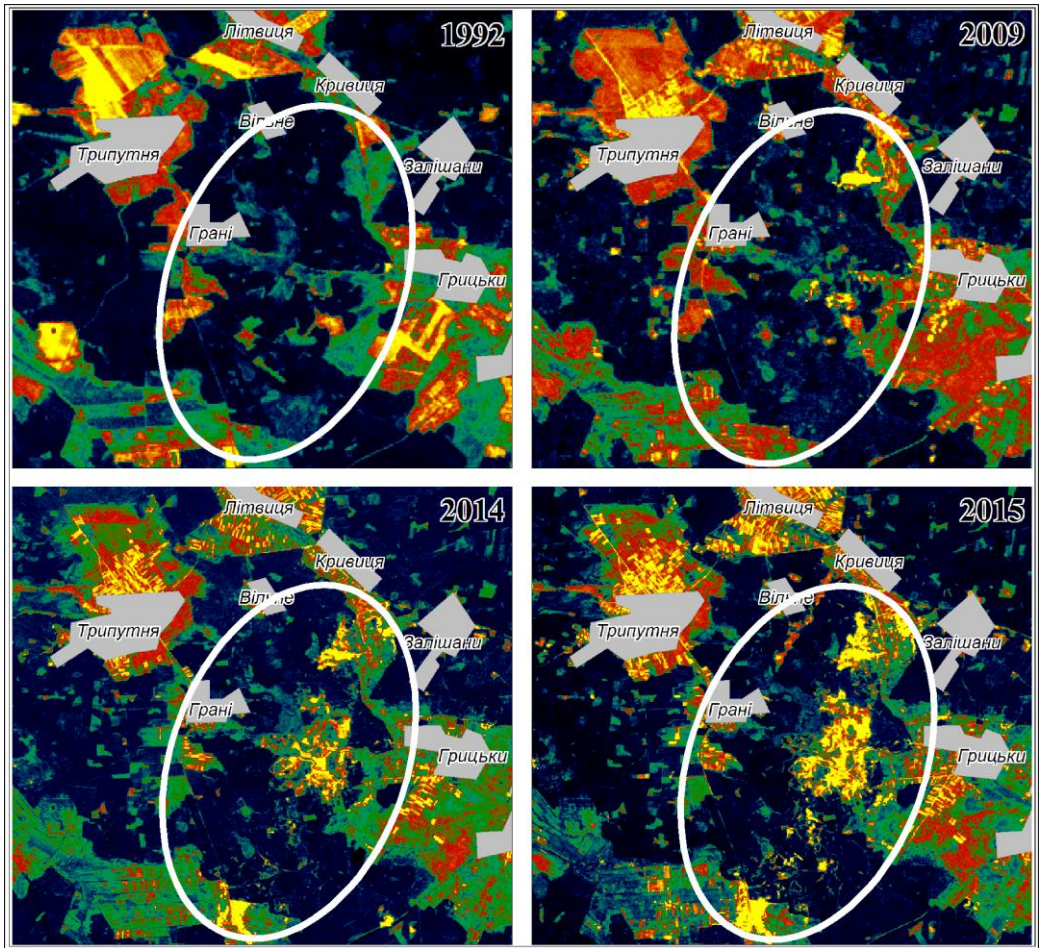


Рис. 2 – Моніторинг територій нелегального видобутку бурштину на регіональному рівні. Рівненська область, Дубровицький район. Білим кольором окреслена ділянка приросту площ незаконного видобутку протягом 1992–2015 рр.

На другому етапі з метою валідації отриманих даних та відбракування на знімках «шумів» (даних, не пов'язаних з відвалами) у польових умовах були визначені спектральні криві відбиття перевідкладених кварцевих пісків та сформовані спектральні бібліотеки. На їх основі проведена класифікація космічних даних і отримані кількісні показники площ порушених територій (рис. 3). Виявлено, що тільки за один неповний рік (з 30.08.2014 по 14.06.2015) площа незаконного видобутку бурштину на території між сс. Грані-Вільне-Кривиця-Залішани-Грицьки виросла вдвічі й досягнула 184,025 га (рис. 2). При цьому порушені землі лісгосподарського та сільськогосподарського призначення різних форм власності (рис. 4).

На третьому етапі, на основі отриманих за супутниковими даними кількісних показників про розміри пошкоджених площ та стандартних методик розрахунків розмірів відшкодування збитків і заподіяної шкоди [3, 6–7], оцінено економічні наслідки нелегального видобутку бурштину у межах локальної ділянки (рис. 2, 2015 р. та рис. 3–4).

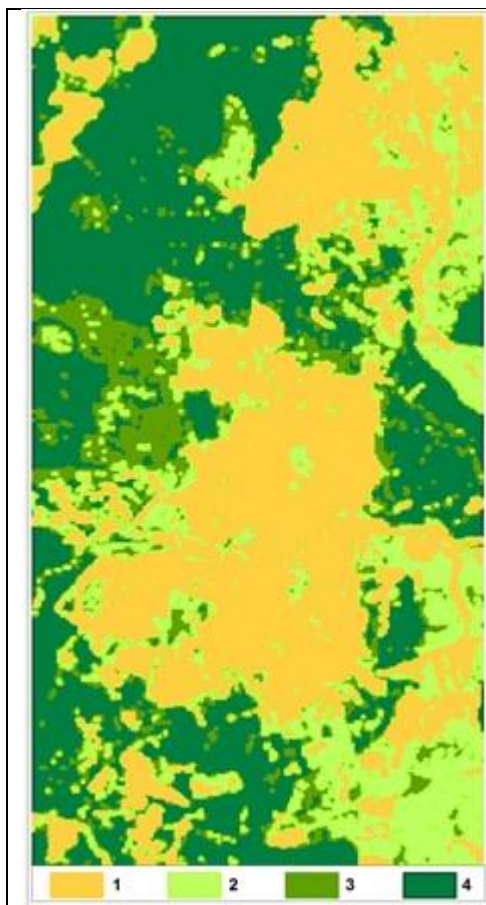


Рис. 3 – Класифіковане космічне зображення. Landsat 8 OLI/TIRS 14.06.2015

Умовні позначення:

- 1 – ділянки нелегального видобутку бурштину, 2 – трав'яниста рослинність, 3 – чагарники та листяна рослинність, 4 – хвойні (соснові) ліси

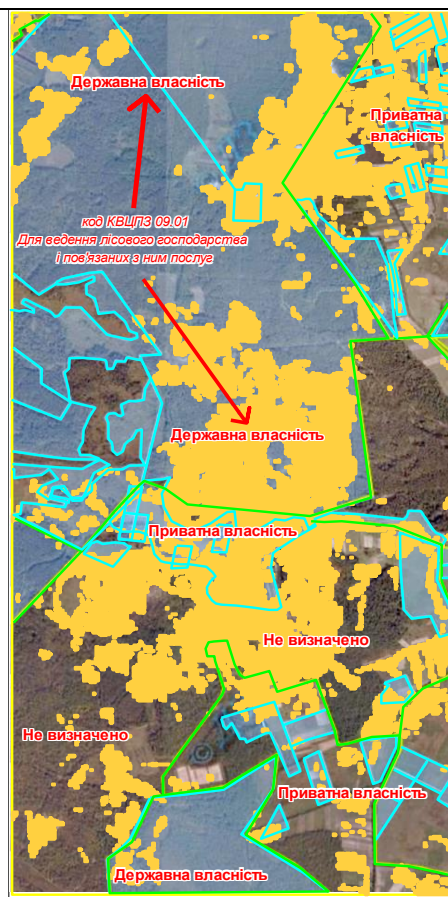


Рис. 4 – Фрагмент кадастрової карти Дубровицького р-ну Рівненської області [8] з віддешифрованими ділянками нелегального видобутку бурштину (жовтий колір) та границями ділянок різної форми власності і господарського використання

Мінімальні заподіяні збитки оцінювались за трьома напрямками: 1 – порушення законодавства про надра, 2 – зняття без дозволу родючого шару ґрунту і 3 – самовільного зайняття земель лісогосподарського призначення.

Згідно із законодавством України, збитки, які заподіяні внаслідок порушення законодавства про надра, підлягають компенсації юридичними та фізичними особами, у тому числі іноземними, у повному обсязі, без застосування норм зниження розміру стягнення і незалежно від сплати екологічного податку (ст. 69 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища»). Підприємства, установи, організації та громадяни зобов'язані відшкодувати збитки, завдані ними внаслідок порушень законодавства про надра.

Розмір збитків (З), встановлених за фактом самовільного користування надрами, визначається згідно з вимогами методики [6] шляхом встановлення обсягу самовільно видобутих надр (Д), помноженого на базову ставку (додаток 1 методики) відшкодування збитків (Р), за формулою (1):

$$Z = \sum_{i=1}^K (P_i \cdot N \cdot D_i) \quad (1)$$

де D_i – обсяг самовільно видобутих корисних копалин з надр (кг);

P_i – базова ставка збитків у частках мінімальної заробітної плати;

N – величина мінімальної заробітної плати (грн.).

Розрахунки свідчать, що розмір відшкодування завданих державі збитків, за умови, що мінімальний обсяг самовільно видобутого бурштину становитиме 1–2 кг на добу, а видобуток, як видно із наведених космічних даних, триває щонайменше 1 рік (приблизно 200 діб за сезон з кінця березня по середину жовтня), складе у цінах 2015 р. від 345,912 до 691,824 тис. грн. (подібні розрахунки для умов Житомирського Полісся детально розглянуті у [3]).

Розмір відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок зняття без дозволу родючого шару ґрунту, за розрахунками згідно з [7] складає 3 641,470 тис. грн. Розмір відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного зайняття земель лісгосподарського призначення (105,6 га), за розрахунками згідно з [7] становить 371,368 тис. грн. Сумарно мінімальні збитки, без врахування витрат на відновлення екосистеми на пошкоджених землях та вартості видобутого бурштину, складають більше чотирьох млн. гривень (4 358,750 тис. грн.) тільки на одній ділянці Рівненського Полісся площею 184 га.

Вартість обробки космічних даних за досвідом спеціалістів ДУ «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України» [9] коливається від \$2 до \$40 за км² в цінах 2015 р. в залежності від масштабу, детальності і просторової розрізненості вихідних даних. Таким чином, ціна обробки космічних даних не йде ні в яке порівняння з втратами, які зазнає держава від нелегального видобутку бурштину. Запропонована технологія має універсальний характер і може використовуватися при моніторингу дотримання природоохоронного законодавства на територіях відкритого видобутку інших корисних копалин, зокрема розсипних родовищ ільменіту, видобутку будівельної сировини тощо. Слід відзначити, що запропонований підхід до контролю у моніторинговому режимі місць нелегального видобутку бурштину і оперативна оцінка нанесених державі збитків працює на основі ГІС у напівавтоматичному режимі і не потребує значних об'ємів не завжди безпечних натурних досліджень. Мінімальний період отримання новітніх космічних даних для регіонального рівня (супутники серії Landsat, США) – 16 діб, локального рівня – 1 доба (супутники серій WorldView, США, або Pleiades, Франція).

Висновки

Проведені дослідження вказують на те, що за останні декілька років на теренах Українського Полісся інтенсивно формуються техногенні піщані масиви та бедленди, площа яких постійно збільшується. Розповсюдження подібних утворень на землях лісгосподарського і сільськогосподарського призначення, пов'язане з нелегальним видобутком бурштину, створює в регіоні загрозливу екологічну ситуацію. Наведена методика аналізу космічних даних дозволяє оперативно і з високою ймовірністю виявляти подібні ділянки, як

для застосування запобіжних дій, так і для оцінки економічних та екологічних збитків, завданих природному середовищу. Запропонована технологія має універсальний характер і може використовуватися при моніторингу дотримання природоохоронного законодавства на інших територіях відкритого видобутку корисних копалин. Подальші дослідження планується вести у напрямках, що передбачають використання спеціальних спектральних індексів й удосконалення обробки космічних даних у дальньому (тепловому) ІЧ-діапазоні.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Слободян О. Дещо про незаконний видобуток бурштину. // [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://ua.112.ua/mnenie/deshcho-pro-nezakonnny-vydobutok-burshtynu-250536.html>
2. Тимочко Т.В. Екологічні наслідки видобування бурштину та шляхи їхнього подолання. / Т.В. Тимочко // Інформаційні матеріали до засідання круглого столу «Рекультивація територій, порушених внаслідок видобування бурштину» 4 вересня 2015 року м. Рівне. Всеукраїнська екологічна ліга, м. Рівне – 2015, – С. 4–5.
3. Надточій П.П. Екологічні наслідки видобування бурштину на Житомирщині (практичний порадник) / П.П. Надточій, Т.М. Мислива // Житомир: Видавництво ЖНАЕУ, 2015. – 50 с.
4. Незаконний видобуток бурштину на Житомирщині пошкодив 200 га земель. Газета «День» 11 липня, 2015, [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.day.kiev.ua/uk/news/110715-nezakonnny-vydobutok-burshtynu-na-zhytomyrshchyni-poshkodyv-200-ga-zemel>
5. Філіпович В.Є. Методика пошуку та локалізації ділянок незаконного видобутку бурштину за матеріалами багатозональної космічної зйомки / Філіпович В.Є., Крилова Г.Б., Лубський М.С. // Збірник наукових праць 14-ї Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами в надзвичайних ситуаціях» 5–9 жовтня 2015 р. Київ, Пуща-Водиця, – 2015. – С. 189–198 ISBN 978-966-7166-34-2
6. Методика визначення розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами, Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України № 303 від 29 серпня 2011 року. [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://dei.gov.ua/menyu-4/2012-01-22-11-28-44.html>.
7. Методика визначення розміру шкоди, заподіяної внаслідок самовільного зайняття земельних ділянок, використання земельних ділянок не за цільовим призначенням, зняття ґрунтового покриву (родючого шару ґрунту) без спеціального дозволу, зі змінами і доповненнями в редакції від 10 жовтня 2012 р. [Електронний ресурс], Постанова Кабінету Міністрів України від 25 липня 2007 року № 963. – Режим доступу: <http://dei.gov.ua/menyu-4/2012-01-22-11-28-44.html>.
8. Публічна кадастрова карта України [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://www.map.land.gov.ua/kadastrova-karta>
9. Філіпович В. Є. Супутниковий моніторинг територій незаконного видобутку бурштину. / В.Є. Філіпович // Український журнал дистанційного зондування Землі, 6 (2015) – С. 4–7 [Електронний ресурс] – Режим доступу <http://ujrs.org.ua/ujrs/article/view/52/70> Online ISSN: 2313-2132

Стаття надійшла до редакції 11.08.2015

УДК 528.94

І.М. ШКВИР

ОЦІНЮВАННЯ ФАКТОРІВ РОЗВИТКУ ВОДНОЇ ЕРОЗІЇ МЕТОДОМ АНАЛІЗУ ІЄРАРХІЙ

***Анотація.** У статті розглянуто використання методу аналізу ієрархій для оцінювання впливу різних факторів на утворення водної ерозії. Було визначено ваги всіх факторів та виділено основні, які мають найбільший вплив на утворення водної ерозії. Також для оцінювання точності розрахунків було визначено індекс узгодженості та відношення узгодженості.*

***Ключові слова:** багатокритеріальний аналіз, фактори, ваги, метод аналізу ієрархій.*

Вступ

Необґрунтоване використання земельних ресурсів призводить до їх деградації. Погіршення спричиняється дією багатьох факторів, які, у свою чергу, мають великий спектр значень, додайте це в динамічне середовище і людську діяльність – отримаємо надзвичайно складну і динамічну систему. Для раціонального управління цією системою необхідно розробити інструменти підтримки прийняття рішень, оскільки людина не в змозі оцінити весь діапазон факторів та їх взаємодію. На сучасному етапі розвитку технологій доцільно використовувати геоінформаційні технології.

Постановка проблеми

Задачі з підтримки прийняття рішень при управлінні земельними ресурсами є багатокритеріальними. З використанням геоінформаційних технологій ми можемо оцінити вплив різних факторів на утворення ерозійних процесів. Однак без методів та інструментів підтримки прийняття рішень це буде неможливо. Однією з технічних проблем при моделюванні є побудова узагальненого сценарію розвитку негативних явищ та оцінювання впливу кожного фактора. Це завдання вирішується за типовою схемою:

1. Визначення загальної кількості факторів зовнішнього та внутрішнього впливу на розвиток водної ерозії;
2. Створення ієрархічної схеми структури факторів, цілей та впливів;
3. Розрахунок ваги кожного фактора та їх нормалізація.

Визначення факторів було здійснено в попередніх дослідженнях. Але розрахунок ваг цих факторів ще не було здійснено.

Аналіз попередніх досліджень

Актуальні основи і стан створення моделей для визначення впливу водної ерозії на ґрунтах достатньо повно викладено і проаналізовано у працях М.В. Куценка [1], О.О. Світличного [2], О.Г. Тараріко [3], Г.І. Швєбса [4]. О.М. Швєць у своїх роботах розглядала використання методу аналізу

ієрархій для розроблення системи охорони земель від водної ерозії [5]. Ці праці є методологічно вагомими, але потребують подальшого розвитку та обґрунтування. Перед усім необхідно звернути увагу на недостатньо обґрунтований склад показників водної ерозії та критерії оцінювання стану ґрунтів.

Мета

Метою дослідження є вдосконалення методичного забезпечення оцінювання стану земельних ресурсів при впливі на них водної ерозії шляхом розроблення ієрархії та формування узагальнюючих факторів з подальшим розрахунком ваги кожного.

Виклад основного матеріалу

Розвиток водної ерозії ґрунтів спричинено дією різних факторів, зокрема ґрунтовими умовами, рельєфом та іншими. Постає питання, як оцінити фактори, щоб визначити їх загальний вплив на утворення водної ерозії. Для вирішення цієї задачі необхідно використовувати багатокритеріальний аналіз. Першим кроком є оцінювання ваги кожного фактора.

Зазвичай при багатокритеріальному аналізі враховують фактори однієї «природи». При завданні оцінювання розвитку деградаційних процесів фактори можна розділити на: природні відносно сталі (ґрунти, рельєф), природні динамічні (кількість опадів) та антропогенні (обробіток ґрунту). Крім того, при визначенні ваги факторів, їх необхідно оцінити через призму екологічного, економічного та соціального ефекту.

Через велику розрізненість факторів досить важко зробити шкалу оцінювання ваги в наборі в цілому. Розв'язання цієї проблеми знайдено у попарних порівняннях, в яких порівнюються тільки два критерії за один раз, що значно полегшує процес зіставлення факторів і зробить ваги більш стійкими. Крім того, використовуючи попарні порівняння, ми можемо порівняти фактори, які зазвичай не піддаються ефективній кількісній оцінці. Мова йде про характеристики, які змінюються не тільки в просторі і часі, а й змінюють своє значення в сукупності з іншими факторами, що набагато важливіше. Це дозволяє оцінити вплив різних компонентів системи на всю систему та знаходити пріоритети цих компонентів. Цю методику розробив Т. Сааті, і вона відома як метод аналізу ієрархій (МАІ).

Для розв'язання поставленої задачі розроблено ієрархічну модель впливу факторів прояву розвитку ерозійних процесів, схема якої подана на малюнку 1. Було проаналізовано широкий набір показників ґрунтових, кліматичних, ландшафтних та антропогенних показників, які відображають особливості розвитку водної ерозії.

При розробці ієрархії виконується декомпозиція цільової функції на більш прості показники, що об'єднуються у відповідні рівні ієрархічної схеми. Для формалізації експертної процедури будується множина матриць попарних порівнянь для кожного рівня та за кожною складовою даного ієрархічного рівня. Здійснюється їх нормалізація та оцінка векторів пріоритетів з точки зору ступеня їх впливу на складові попереднього рівня. Оброблення матриць дає можливість розрахувати вектори пріоритетів відповідних рівнянь, компоненти яких визначають їхні пріоритети з точки зору експерта.

Значення оцінок дозволяють встановити перевагу того чи іншого альтернативного варіанта системи за всією сукупністю проаналізованих факторів.



Мал. 1. – Схема ієрархічної моделі впливу факторів на розвиток ерозійних процесів

Для прикладу розглянемо матрицю визначення ваги причин утворення водної ерозії (табл. 1). Так, швидкість потоку води буде мати більшу вагу перед об'ємом води. Через це елементу, який знаходиться на перетині рядка 3 та стовпця 1, присвоєно значення 3. Після визначення значень коефіцієнтів залежності факторів знаходимо особистий вектор, шляхом розрахунку кореня в степені n від суми всіх елементів рядка (де n – кількість значень матриці). Отриманий результат нормалізується, щоб сума всіх елементів дорівнювала одиниці.

Таблиця 1 – Визначення ваги причин утворення водної ерозії

	Об'єм потоку	Розподіл води по поверхні	Швидкість потоку	Енергія часточки ґрунту	Особистий вектор
Об'єм потоку	1	3	1/3	5	0,27
Розподіл води по поверхні	1/3	1	1/5	3	0,12
Швидкість потоку	3	5	1	5	0,54
Енергія часточки ґрунту	1/5	1/3	1/5	1	0,07
	$\lambda_{\max}=4,26$		$IY=0,09$		$BY=0,10$

Для зменшення обсягу статті ми не будемо давати повний обсяг розрахунків, а тільки наведемо їх результати. Наступним кроком було порівняння груп факторів на рівні III відносно ступеня впливу на причини деградації рівня II (табл. 2).

Таблиця 2 – Визначення груп факторів, що мають найбільший вплив на причини деградації

		об'єм потоку	розподіл води по поверхні	швидкість потоку	енергія часточки ґрунту
Особистий вектор	Умови рельєфу	0,30	0,50	0,50	0,43
	Ґрунтові умови	0,15	0,07	0,15	0,15
	Кліматичні умови	0,46	0,03	0,03	0,04
	Рослинний покрив	0,03	0,12	0,23	0,28
	Господарське використання земель	0,06	0,28	0,09	0,10
Оцінювання узгодженості	λ_{\max}	5,41	5,41	5,43	5,46
	Індекс узгодженості	0,10	0,10	0,10	0,11
	Відношення узгодженості	0,09	0,09	0,09	0,10

Далі визначаємо вплив факторів кожної з п'яти груп, попарно порівнюючи їх між собою. У результаті отримуємо власні вектори кожного фактора (табл. 3).

Таблиця 3 – Визначення особистих векторів факторів, що мають більший вплив на утворення водної ерозії

	Фактор		Особистий вектор
для умов рельєфу	Крутизна схилів		0,44
	Довжина схилів		0,09
	Експозиція схилів		0,04
	Глибина місцевого базису ерозії		0,02
	Площа водозборів		0,14
	Тип водозбору		0,27
	$VU=0,08$		$IU=0,10$
для ґрунтових умов	Потужність гумусового горизонту		0,32
	Вміст карбонатів		0,06
	Структурованість ґрунту		0,06
	Гранулометричний склад		0,32
	Водопроникність		0,09
	Щільність ґрунту		0,10
	Шорсткість поверхні		0,05
	$VU=0,10$		$IU=0,14$
для кліматичних умов	Інтенсивність опадів		0,67
	Тривалість опадів		0,27
	Розмір крапель		0,06
	$VU=0,00$		$IU=0,00$
для роз-линного покриву	Захист від рослин		0,83
	Низька врожайність		0,17
	$VU=0,03$		$IU=0,02$
для госпо-дарського використання земель	Технології обробітку ґрунту		0,40
	Протиерозійні споруди		0,40
	Використання спецтехніки		0,20
	$VU=0,00$		$IU=0,00$

Наступним етапом є розрахунок ступеня впливу груп факторів відносно причин деградації ґрунтів. Він визначається як добуток матриці власних векторів груп факторів рівня III на власний вектор, який був отриманий для рівня II.

$$\begin{bmatrix} 0,30 & 0,50 & 0,50 & 0,43 \\ 0,15 & 0,07 & 0,15 & 0,15 \\ 0,46 & 0,03 & 0,03 & 0,04 \\ 0,03 & 0,12 & 0,23 & 0,28 \\ 0,06 & 0,28 & 0,09 & 0,10 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} 0,27 \\ 0,12 \\ 0,54 \\ 0,07 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,44 \\ 0,14 \\ 0,15 \\ 0,17 \\ 0,11 \end{bmatrix}$$

Знайдемо найбільш вагомі фактори утворення ерозії. Для цього необхідно перемножити особисті вектори факторів на ступінь впливу груп факторів.

Для умов рельєфу

$$0,44 \times \begin{bmatrix} 0,43 \\ 0,09 \\ 0,04 \\ 0,02 \\ 0,14 \\ 0,27 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,18 \\ 0,04 \\ 0,02 \\ 0,01 \\ 0,06 \\ 0,12 \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{Крутизна схилів} \\ \text{Довжина схилів} \\ \text{Експозиція схилів} \\ \text{Глибина місцевого базису ерозії} \\ \text{Площа водозборів} \\ \text{Тип водозбору} \end{matrix}$$

Для ґрунтових умов

$$0,14 \times \begin{bmatrix} 0,32 \\ 0,06 \\ 0,06 \\ 0,32 \\ 0,09 \\ 0,10 \\ 0,05 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,05 \\ 0,01 \\ 0,01 \\ 0,05 \\ 0,01 \\ 0,01 \\ 0,01 \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{Потужність гумусового горизонту} \\ \text{Вміст карбонатів} \\ \text{Структурованість ґрунту} \\ \text{Гранулометричний склад} \\ \text{Водопронкність} \\ \text{Щільність ґрунту} \\ \text{Шорсткість поверхні} \end{matrix}$$

Для кліматичних умов

$$0,15 \times \begin{bmatrix} 0,67 \\ 0,27 \\ 0,06 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,10 \\ 0,04 \\ 0,01 \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{Інтенсивність опадів} \\ \text{Тривалість опадів} \\ \text{Розмір крапель} \end{matrix}$$

Для рослинного покриву

$$0,17 \times \begin{bmatrix} 0,83 \\ 0,17 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,14 \\ 0,03 \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{Захист від рослин} \\ \text{Низька врожайність} \end{matrix}$$

Для господарського використання земель

$$0,11 \times \begin{bmatrix} 0,40 \\ 0,40 \\ 0,20 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,04 \\ 0,04 \\ 0,02 \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{Обробіток ґрунту} \\ \text{Протиерозійні споруди} \\ \text{Використання спец техніки} \end{matrix}$$

З розрахунків ми бачимо, що для умов рельєфу найбільший вплив має *крутизна схилів, площа водозбору та тип водозбору*, для ґрунтових умов – *потужність гумусового горизонту та механічний склад*, для кліматичних умов – *інтенсивність опадів*, для рослинного покриву – *захист ґрунтів від рослин*. Якщо взяти більшу кількість факторів, то вони дають такий самий результат і тільки збільшується об'єм розрахунків. Використовуючи ці вісім факторів та нормалізуючи їх ваги, отримаємо вектор ваги:

0,26	Крутизна схилів
0,09	Площа водозборів
0,17	Тип водозбору
0,07	Потужність гумусового горизонту
0,07	Механічний склад
0,14	Інтенсивність опадів
0,20	Захист від рослин

Достовірність отриманих розрахункових даних суттєво залежить від виконання умов узгодженості у матрицях порівнянь. Оцінку ступеня узгодженості вихідних даних здійснено шляхом розрахунку: головного власного значення (λ_{\max}), індексу узгодженості (IU) і відношення узгодженості (BU) для кожної матриці. Результати обчислень за кожною з матриць попарних порівнянь менше припустимих за МАІ 10%, отже, дані дослідження математично узгоджені.

Висновок

Розроблено ієрархічну модель впливу факторів на утворення та розвиток ерозійних процесів для оцінювання земель сільськогосподарського призначення. Це дослідження є базовим для багатокритеріального оцінювання водної ерозії шляхом формування комплексного критерію оцінки якісних показників ґрунтів. У дослідженні визначено вісім найвагоміших факторів, які впливають на утворення ерозії.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Куценко. М.В. Геоінформаційне забезпечення моделей ерозії ґрунтів / М.В. Куценко // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – 2012. – № 1–2. – С. 35–41.
2. Светличный А.А. Пространственное геоинформационное моделирование и прогноз водной эрозии почв / А.А. Светличный // Проблеми безперервної географічної освіти і картографії. – 2013. – Вип. 17. – С. 44–47.
3. Тараріко О.Г. Сучасна модель ґрунтозахисної системи землеробства з контурно-меліоративною системою землеробства / О.Г. Тараріко // Агрохімія і ґрунтознавство. Міжвідомчий тематичний науковий збірник (Спеціальний випуск до VII з'їзду УТГА, липень 2006, м. Київ). – Книга перша. – Харків. – 2006. – С. 130–135.
4. Швец Г.И. Теоретические основы эрозиоведения / Г.И. Швец. – Київ: Вища школа, 1981. – 222 с.
5. Швець О. Модель системи охорони сільськогосподарських земель від водної ерозії / О. Швець, О. Дмитрів, П. Черняга // Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва. – 2011. – № 1. – С. 248–251.

Стаття надійшла до редакції 05.10.2015

РЕФЕРАТИ / ABSTRACTS

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ENVIRONMENTAL SAFETY

УДК 528.48

Математическое моделирование и мониторинг Ливадийской оползневой системы / Трофимчук А.Н., Клименков О.А., Калюх Ю.И. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 5–19.

Рассмотрена система мониторинга Центральной Ливадийской оползневой системы и результаты влияния изменений физико-механических характеристик грунтов оползневого массива на его активизацию. Система мониторинга состоит из GPS, инклинометрических и акселерометрических датчиков, электронного дождемера. Все датчики соединены в единую систему с непрерывным режимом передачи данных на центральный блок обработки данных. Проведено математическое моделирование оползневого массива по первой группе предельных состояний с помощью программы LANDSLIP 7.0.

UDC 528.48

Mathematical modeling and monitoring of Livadia's landslide system / Trofimchuk O.M., Klymenkov O.A., Kaliukh Y.I. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 5–19.

The monitoring system of Livadia Central shear system and the effects of changes in physical and mechanical characteristics of the landslide's soil on its activation are considered. The monitoring system consists of GPS, inclinometer and accelerometer sensors, electronic rain gauge. All sensors are connected into a single system with continuous data transmission mode to a central data processing unit. Mathematical modeling of landslide array on the first group of limit states was done by using LANDSLIP 7.0.

УДК 504.064.2

Первый анализ содержания тяжелых металлов и других элементов в плодовых телах нивальных миксомицетов Карпат / Кривомаз Т.И., Андрусишина И.Н. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 20–31.

Впервые проанализировано содержание 12 элементов (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Si и Zn) в плодовых телах 10 нивальных миксомицетов, собранных на территории Карпат: *Diderma globosum*, *D. meyeriae*, *D. niveum*, *Didymium dubium*, *Lamproderma splendens*, *L. ovoideochinulatum*, *L. spinulosporum*, *Meriderma echinulatum*, *Physarum albescens* и *Ph. alpestre*, в результате чего установлены определенные особенности химического состава миксомицетов. Высокое содержание Ca (среднее значение 5,37%) обусловлено тем, что все проанализированные виды миксомицетов принадлежат к порядку *Physarales*, для представителей которого наличие извести в структурных элементах плодовых тел является одним из ключевых признаков.

Обнаружена способность миксомицетов накапливать Mn, среднее содержание которого составляет 0,23%, а самая высокая концентрация зарегистрирована у *Diderma meyerae* – 0,97%. Цвет морфологических структур миксомицетов может быть следствием смеси различных веществ и пигментов: белый цвет видов рода *Diderma* и *Didymium* обусловлен известковыми включениями; желтоватые оттенки *Physarum albescens* и *Ph. alpestre* меняются в зависимости от состава элементов в почве; темный блестящий перидий с радужным отливом видов родов *Lamproderma* и *Meriderma*, возможно, является результатом смеси различных соединений, содержащих Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Si. Свойство миксомицетов аккумулировать химические элементы можно использовать для биоиндикации и биоремедиации в сфере экологической безопасности.

UDC 504.064.2

The first analysis of heavy metals and other elements in the fruit bodies of nivicolous myxomycetes in Carpathians / Kryvomaz T., Andrusishina I. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 20–31.

For the first time the content of 12 elements (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Si and Zn) in 10 fruit bodies of nivicolous myxomycetes found in the Carpathians: *Diderma globosum*, *D. meyerae*, *D. niveum*, *Didymium dubium*, *Lamproderma splendens*, *L. ovoideochinulatum*, *L. spinulosporum*, *Meriderma echinulatum*, *Physarum albescens* and *Ph. alpestre* was analyzed, thus certain features of the chemical composition of myxomycetes was set. The high content of Ca (average 5,37%) presents in all analyzed myxomycetes species, thus correspond to structural elements of fruiting bodies of order *Physarales* to which its belong. The myxomycetes accumulation of Mn (average 0,23%) was found, and the it highest concentration recorded in *Diderma meyerae* – 0,97%. The morphological structures color of myxomycetes may be depending on a mixture of different substances and pigments: white color of *Diderma* and *Didymium* due calcareous inclusions; yellowish *Physarum albescens* and *Ph. alpestre* depending on the composition of the elements in the soil; dark shiny iridescent peridium of species from genera *Lamproderma* and *Meriderma* may be formed by a mixture of various compounds containing Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Si. The ability of myxomycetes to accumulate of chemical elements can be used for bioindication and bioremediation in environmental safety.

УДК 502.3:504.064

Оценка уровня экологической безопасности военных объектов: процедура, инструментарий, критерии / Шаравара В.В., Гулевец Д.В., Мовчан Я.И. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 32–40.

Представлена методика выполнения оценки уровня экологической безопасности территорий выведенных из эксплуатации военных объектов, которая содержит описание этапов ее проведения, необходимого научно-практического инструментария, специализированных критериев и шкалы, включая детальную градацию и наименование определенных категорий экобезопасности.

UDC 502.3:504.064

Evaluation of ecological safety of military installations: the procedure, tools, criteria / Sharavara V.V., Gulevets D.V., Movchan Ia.I. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 32–40.

In the article the offered method of implementation of estimation of ecological safety areas of decommissioned military sites, which contains a description of the stages of its conduct necessary scientific and practical tools, specialized criteria and scales which includes detailed gradation and name of specified categories of environmental safety.

УДК 502.3

Проблемы утилизации отходов бумажной промышленности / Лукьянова В.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 41–44.

В статье рассмотрена проблема переработки отходов целлюлозно-бумажной промышленности. Для усовершенствования качества бумаги для гофрирования необходим особенный подход при выборе химикатов на конкретном производстве. Более точные рекомендации для производителей могут быть предоставлены после обследования производства и проведения дополнительных исследований с учетом сырьевой базы, качества воды и вида химиката, который используется.

UDC 502.3

Problems of utilization of wastes paper industry / Lukianova V.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 41–44.

The problem of processing of wastes of pulp and paper industries is considered in the article. For the improvement of paper quality for corrugating the special approach is needed at the choice of chemicals on a specific production. More concrete recommendations for producers can be given after the inspection of production and realization of additional researches taking into account the source of raw materials, quality of water and type of chemical that is used.

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ NATURAL RESOURCES

УДК 628.34

Закономерности миграции солей тяжелых металлов через активированный уголь в природных фильтрах / Волошкина Е.С., Василенко Л.А., Березницкая Ю.О. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 45–48.

Статья посвящена анализу закономерностей миграции солей тяжелых металлов через активированный уголь в природных фильтрах. Рассмотрен и проанализирован метод гальванокоагуляции для очистки от солей тяжелых металлов, что позволило получить зависимости для определения изменения концентрации реагента и магния в процессе фильтрации через активированный уголь.

UDC 628.34

Conformities to law of heavy metals salts migration through absorbent carbon in natural filters / Voloshkina O.S., Vasilenko L.O., Berezniiska J.O. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 45–48.

The article is devoted the patterns of migration of heavy metals through activated carbon in natural filters. The method of galvanocoagulation for cleaning from salts of heavy metals was considered and analyzed, that allowed to get dependences for determination of change of concentration of reagent and magnesium in the process of filtration through an absorbent carbon.

УДК 628.36

О формировании водопритока к лучевым водозаборам и дренажам в сложных природных и техногенных условиях / Тельма С.В., Олейник Е.А. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 49–56.

Рассмотрены и проанализированы основные гидравлические параметры, которые влияют на внутриводоприпускную гидравлику течения воды внутри дрен-лучей при работе лучевых водозаборов и дренажей. Даны рекомендации, касающиеся использования современных полимерных материалов при проектировании и строительстве указанных сооружений.

UDC 628.36

About the forming of the water effluent to the ranney water intakes and the drainages at the complex natural and technogeneous conditions / Telyma S.V., Oliynik Ye.O. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 49–56.

The main hydraulic parameters that influence on the interdrain hydraulic of the water flow inside of the drain-ranneys at the exploitation of the water intakes and the drainages are considered and analysed. The recommendation on the using of the modern polymer materials at the projecting and the building such constructions are given.

УДК 628.161.2:546.72

Обезжелезивание природных вод в присутствии ионов жесткости / Гомеля Н.Д., Трохименко Г.Г., Твердохлиб М.Н. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 57–62.

Представлены результаты исследований извлечения ионов железа из воды в присутствии ионов жесткости с помощью катионитов в различных формах. Изучены процессы одновременной сорбции ионов жесткости и ионов железа, а также их взаимное влияние на сорбционную способность смесей ионитов.

UDC 628.161.2:546.72

Iron removal of natural water in the presence of hardness ions / Gomelya M.D., Trochimenko G.G., Tverdokhlib M.M. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 57–62.

The process of removal of iron ions from the water in the presence of hardness ions by means of cation exchange resin in various forms is presented. The process of simultaneous sorption of hardness ions and iron ions and their mutual influence on the sorption capacity of mixtures of ion exchangers was studied.

УДК 504.4.062.2+574.52

Качество воды городских водоёмов и характер освоения водоохраных зон (на примере озёр системы «Опечень», г. Киев) / Панасюк И.В., Томилцева А.И., Зуб Л.Н., Погорелова Ю.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 63–69.

На примере системы озёр «Опечень» исследовано содержание биогенных веществ в воде городских водоёмов со значительным антропогенным освоением водоохраных зон. Отмечено, что основными источниками загрязнения являются поверхностные стоки, способствующие усилению процессов антропогенной эвтрофикации. По содержанию биогенов воды озёр системы «Опечень» можно характеризовать как «умеренно загрязнённые», некоторые – как «плохие», «грязные».

UDC 504.4.062.2+574.52

The water quality of urban water reservoirs and the nature of the development of water protection zones (as an example, in the lakes system «Opechen», Kyiv) / Panasiuk I.V., Tomiltseva A.I., Zub L.N., Pogorelova Y.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 63–69.

The system of lakes «Opechen» was examined to determine the content of nutrients in the urban water reservoirs with significant anthropogenic development of water protection zones. It is noted that the major sources of pollution are surface sewage, which contribute to the process of anthropogenic eutrophication. According to the content of nutrients water of the lakes system «Opechen» can be characterized as «moderately polluted», sometimes – as «bad», «dirty».

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ INFORMATION RESOURCES AND SYSTEMS

УДК 004.942 ; 519.226.3 ; 519.87 : (504.75 + 626/627)

Вероятностное прогнозирование аварийных ситуаций на гидроузлах вследствие отказов водосбросных сооружений по пропускной способности / Романчук Е.Г., Стефанишин Д.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 70–79.

Рассмотрено задачу оценки вероятности возникновения аварийных ситуаций на гидроузлах вследствие отказов водосбросных сооружений по пропускной способности как систем с неполным функциональным резервированием.

UDC 004.942 ; 519.226.3 ; 519.87 : (504.75 + 626/627)

Probabilistic prediction of the emergencies on waterworks due to failures of spillway capacity of weirs / Romanchuk K.G., Stefanyshyn D.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 70–79.

The problem of assessing the probability of accidents on waterworks due to failures of spillway capacity of weirs modeled as systems with incomplete functional redundancy was reviewed.

УДК 615.015.6 + 51:519.8

Геоінформаційні системи в екології людини / Левкова О.А., Полумієнко С.К., Савін С.З. // Екологічна безпека та природокористування – 2015. № 4 (20). – С. 80–90. Досліджено можливість використання геоінформаційних технологій в задачах медичної екології та охорони здоров'я на прикладі психічного здоров'я населення. За допомогою ГІС проведені міждисциплінарні соціально-психологічні, наркологічно-епідеміологічні, етно-культурологічні та медико-генетичні дослідження особливостей поширення хімічних залежностей на території Приамур'я Хабаровського краю.

UDC 615.015.6 + 51:519.8

Geoinformation systems in human ecology / Levkova E.A., Polumienko S.K., Savin S.Z. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 80–90.

Conducted socio-psychological and epidemiological narcology, ethno-cultural and health-genetic studies of the propagation of chemical dependency on the territory of Khabarovsk Krai of Amur Region. Used GIS-technologies for studying the addictive behavior of persons, medical-genetic methods, psychological and sociological methods, methodology ethnocultural and transcultural analysis, information modeling methods with the use of new information technologies. The research results will help improve the structure of the psychological and drug treatment population region, the development of effective social protection, prevention and mental health of the population of the Amur Region.

УДК 528.88+553.99+504.9

Оперативный контроль распространения нелегальной добычи янтаря и оценка ущерба, причиненного государству, по материалам многозональной космической съемки / Филиппович В.Е. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 91–97.

В статье рассматриваются вопросы применения многозональной космической съемки для оперативного выявления участков нелегальной добычи янтаря на «закрытых» территориях Украинского Полесья. Дана оценка экономического и экологического ущерба, причиненного природной среде. Предложенная методика может использоваться при мониторинге соблюдения природоохранного законодательства на территориях открытой добычи полезных ископаемых.

UDC 528.88+553.99+504.9

Operational control of the spread of illegal amber mining and assessment of the losses of the state with the use of multispectral satellite imagery / Filipovich V.E. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 91–97.

The use of multispectral satellite imagery for rapid identifying the areas of illegal extraction of amber in the «closed» areas of Ukrainian Polissya is discussed. The estimation of economic losses and environmental damages caused by the illegal amber extraction is given. The proposed method can be used for monitoring of environmental legislation compliance within the areas of open pit mining.

УДК 528.94

Оценка факторов развития водной эрозии методом анализа иерархий / Шквир И.Н. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. № 4 (20). – С. 98–103.

В статье рассмотрено использование метода анализа иерархий для оценки влияния различных факторов на образование водной эрозии. Были определены веса всех факторов и выделены основные, которые оказывают наибольшее влияние на образование водной эрозии. Также для оценки точности расчетов было определено индекс согласованности и отношение согласованности.

UDC 528.94

Evaluation of water erosion factors by the analytic hierarchy method / Shkvir I. // Environmental safety and natural resources. – 2015. № 4 (20). – P. 98–103.

The article explains how to use the analytic hierarchy method to evaluate the impact of various factors on the formation of water erosion. It was determined weight of all the factors and the basic, which have the greatest impact on the formation of water erosion. Also, the ratio of the index of consistency and coherence was determined to assess the accuracy of the calculations.

ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

Андрусихина Ірина Миколаївна – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник лабораторії аналітичної хімії і моніторингу токсичних речовин, ДУ «Інститут медицини праці АМН України» (м. Київ).

Березницька Юлія Олегівна – кандидат технічних наук, Київський національний університет будівництва і архітектури (м. Київ).

Василенко Леся Олексіївна – кандидат технічних наук, доцент Київського національного університету будівництва та архітектури (м. Київ).

Волошкіна Олена Семенівна – доктор технічних наук, професор, декан факультету інженерних систем і екології Київського національного університету будівництва та архітектури (м. Київ).

Гомеля Микола Дмитрович – доктор технічних наук, професор кафедри екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» (м. Київ).

Гулевець Дмитро Вадимович – молодший науковий співробітник, лабораторія екобезпеки навчально-наукового центру «Екобіобезпека», Національний авіаційний університет (м. Київ).

Зуб Леся Миколаївна – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, зав. лабораторії ДУ «Інститут еволюційної екології» НАН України (м. Київ).

Калюх Юрій Іванович – доктор технічних наук, професор, завідувач лабораторії ДП «Науково-дослідний інститут будівельних конструкцій» (м. Київ).

Клименков Олег Анатолійович – здобувач наукового ступеня кандидата наук Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України (м. Київ).

Кривомаз Тетяна Іванівна – кандидат біологічних наук, доцент кафедри охорони праці і навколишнього середовища Київського національного університету будівництва та архітектури (м. Київ).

Левкова Олена Анатоліївна – доктор медичних наук, професор, Далекосхідний державний університет шляхів сполучення (м. Хабаровськ, Росія).

Лук'янова Віталіна Віталіївна – кандидат хімічних наук, доцент кафедри екології та безпеки життєдіяльності Національного транспортного університету (м. Київ).

Мовчан Ярослав Іванович – доктор біологічних наук, професор кафедри екології, завідувач лабораторії екобезпеки навчально-наукового центру «Екобіобезпека», Національний авіаційний університет (м. Київ).

Олійник Євген Олександрович – науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Панасюк Ігор Васильович – доктор технічних наук, завідувач кафедрою Київського національного університету технологій та дизайну (м. Київ).

Погорєлова Юлія Володимирівна – молодший науковий співробітник ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України» (м. Київ).

Полуміснюк Сергій Костянтинівич – доктор фізико-математичних наук, професор, завідувач відділу прикладної інформатики Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України (м. Київ).

Романчук Катерина Геннадіївна – аспірант Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України (м. Київ).

Савін Сергій Зіновійович – кандидат технічних наук, завідувач лабораторії Обчислювального центру Далекосхідного відділення РАН (м. Хабаровськ, Росія).

Стефанишин Дмитро Володимирович – доктор технічних наук, провідний науковий співробітник, професор кафедри гідротехнічних споруд Національного університету водного господарства та природокористування (НУВГП) (м. Рівне).

Твердохліб Марія Миколаївна – аспірант кафедри екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» (м. Київ).

Телима Сергій Васильович – кандидат технічних наук, Інститут гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Томільцева Аліна Іванівна – кандидат технічних наук, доцент Київського національного університету технологій та дизайну (м. Київ).

Трофимчук Олександр Миколайович – член-кореспондент НАН України, доктор технічних наук, професор. В.о. директора Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України (м. Київ).

Трохименко Ганна Григорівна – кандидат біологічних наук, доцент Національного університету кораблебудування ім. адмірала Макарова (м. Миколаїв).

Філіпович Володимир Євгенович – кандидат геологічних наук, завідувач відділом Аерокосмічних досліджень в геоекології, Державної установи «Науковий Центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України» (м. Київ).

Шаравара Віталій Вікторович – аспірант кафедри екології Інституту екологічної безпеки Національного авіаційного університету (м. Київ).

Шквир Іван Миколайович – асистент кафедри ГІС і технологій Національного університету біоресурсів і природокористування України (м. Київ).

© Авторські і суміжні права належать авторам окремих публікацій, Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, Київському національному університету будівництва і архітектури.

© Авторские и смежные права принадлежат авторам отдельных публикаций, Институту телекоммуникаций и глобального информационного пространства НАН Украины, Киевскому национальному университету строительства и архитектуры.

Copyright © authors of publications, Institute of Telecommunications and Global Information Space of NAS of Ukraine, Kyiv National University of Construction and Architecture. All rights reserved.

ДО УВАГИ АВТОРІВ ЗБІРНИКА

Зміст матеріалів, що направляються до редакції, повинен відповідати профілю та науково-технічному рівню збірника.

Кожна наукова стаття повинна мати вступ, розділи основної частини та висновки, а також анотацію і ключові слова трьома мовами (українською, російською та англійською). Також трьома мовами подаються реферати до статті.

Підготовка статті здійснюється в текстовому редакторі MS WORD for WINDOWS, з використанням шрифту Times New Roman, Суг, кегль 11, одинарний інтервал, полями 2,0 см з кожного боку, заданим розміром сторінок 17x26 см.

Усі формули мають бути набрані в редакторі Microsoft Equation.

Ілюстрації повинні обов'язково нумеруватися, мати книжкову орієнтацію і не можуть перевищувати за розміром журнальну сторінку (параметри сторінки 17x26 см з полями 2,0 см). Перелік літературних джерел оформляється згідно з ГОСТ 7.1-84 і подається загальним списком у кінці статті за чергою посилань у тексті. Посилання на літературні джерела в тексті даються в квадратних дужках.

Наприкінці статті наводиться коротка довідка про авторів, де вказуються прізвище, повне ім'я та по батькові авторів, науковий ступінь, вчене звання, посада, назва підрозділу (кафедри) та організації, особисті дані кожного з авторів (адреса, місто, країна, контактний телефон, e-mail).

Обов'язково слід надати електронну версію в редакторі Microsoft Word.

Усі представлені в редакцію рукописи проходять ретельне багатоланкове рецензування відповідними фахівцями за профілем статті. Якщо сумарна оцінка рецензентів менша за встановлений поріг, рукописи відхиляються. Автору надсилається відповідне повідомлення. Матеріали, отримані від автора, редакцією не повертаються. Після доопрацювання автор може подати матеріал повторно, з виконанням усіх процедур подачі матеріалу.

Зміст статті та якість написання або перекладу (українською або англійською мовами) переглядаються коректорами збірника, проте відповідальність за зміст та якість статті несуть автори матеріалу. До статті можуть бути внесені зміни редакційного характеру без згоди автора.

Розділ збірника, до якого буде віднесена стаття, визначається редакцією, узгоджується – головним редактором або його заступником. Остаточний висновок щодо публікації матеріалів схвалює редакційна колегія збірника.

Електронна версія збірника наукових праць в Інтернеті знаходиться на сайті Національної бібліотеки України ім. В.І. Вернадського.

Збірник наукових праць також представлений на сайті Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України <http://itgip.org/> у розділі «Видавнича діяльність».

Виконавчий редактор – В.П. Берчун

Надруковано:

Видавничий дім «Юстон»
01034, м. Київ, вул. О. Гончара, 36
Тел.: (044) 360-22-66
Реєстраційне свідоцтво НБ № 153324 від 05.11.2012 р.

Підписано і здано до друку 20.12.2015. Формат 70x108/16. Папір офсетний.
Офсетний друк. Умовн. друк. арк. 9.89
Обл.-вид. арк. 11.4
Замовлення № _____

КИЇВ 2015