

ЕКОЛОГІЯ ПЕДОСФЕРИ

УДК 504.53:665.6+581.6

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-7-14

*О. І. Романюк, Л. З. Шевчик, Т. В. Жак**Відділення фізико-хімії горючих копалин
Інституту фізико-органічної хімії і вуглехімії
ім. Л. М. Литвиненка НАН України*

ЗМІНА КІЛЬКОСТІ НАФТИ ТА ДИНАМІКА ФІТОТОКСИЧНОСТІ ҐРУНТУ ПРИ НАФТОВОМУ ЗАБРУДНЕННІ

Стаття присвячена вирішенню питання встановлення закономірностей зміни кількості нафти та динаміки фітотоксичності ґрунту при нафтовому забрудненні. У роботі викладено послідовність вивчення зміни кількості забруднювача (нафти) у ґрунті, що здійснювались у модельних, лабораторних і мікропольових дослідах. У дослідженнях було задіяно два типи ґрунтів: чорнозем і дерново-підзолистий. Експерименти проводили щонайменше у трьох біологічних та трьох аналітичних повторях. Статистичну обробку результатів проводили, використовуючи пакет програм Microsoft Office Excel.

Дослідження випаровування нафти з ґрунту при її початковій концентрації у ньому 10% і початковій вологості ґрунту 20% показало, що інтенсивне випаровування рідкої суміші (нафта+вода) відбувається протягом перших 12 діб і інтенсивність випаровування з чорнозему є вищою ніж для дерново-підзолистого ґрунту.

З використанням рослинних тест об'єктів *L. usitatissimum*, *H. annuus*, *F. vulgare* визначено фітотоксичність нафтозабруднених дерново-підзолистого та чорноземного ґрунтів, за різної вологості, в процесі природного вивітрювання нафти. Відчутне зменшення фітотоксичності, більш ніж в 2 рази в порівнянні з початковою, триває до 45 доби. Після 45 доби подальшого зниження фітотоксичності не спостерігається, а навіть її незначне зростання, очевидно, через утворення більш токсичних похідних нафти в процесі природного окислення.

Доведено, що в природних умовах у перші дні відбувається інтенсивне випаровування летких компонентів нафти, яке триває в середньому 45 діб. При цьому з ґрунту вивітрюється від 25% до 50% нафти в залежності від типу ґрунту, а токсичність зменшується приблизно у 2 рази. Нафтове забруднення розповсюджується по профілю ґрунту і через 6 місяців, при початковому забрудненні 10%, фіксується на глибині 30-40 см. Найменш забрудненим є шар ґрунту на глибині 10-20 см. Тому реабілітацію ґрунтів методами фіторемедіації доцільно проводити після 45 доби від забруднення, а рослини висаджувати на глибину 10-20 см.

Ключові слова: нафтозабруднені ґрунти, випаровування нафти, фітотоксичність, фіторемедіація.

Постановка проблеми. Аналіз досліджень і публікацій. Стратегія національної екологічної політики та сталого розвитку України передбачають пріоритетність вимог екобезпеки не тільки з додержання екологічних стандартів та нормативів щодо охорони навколишнього природного середовища, а й розроблення раціональних шляхів усунення небезпечних впливів, спричинених підприємствами паливно-енергетичного комплексу, наслідками надзвичайних ситуацій, воєнних дій.

Значною екологічною проблемою сьогодення є техногенне забруднення ґрунтів, яке негативно впливає на довкілля та здоров'я населення. Особливо складним і небезпечним є забруднення стійкими токсичними речовинами, серед яких можна виділити нафту та її похідні. Ці поллютанти спричиняють довготривале порушення структури, аерації, водного обміну у ґрунтах, що призводить до непридатності їх використання у промисловості та сільському господарстві.

Вирішення завдань очищення ґрунтів від забруднень нафтопродуктами є надзвичайно актуальним для України, оскільки техногенне навантаження негативно впливає не тільки на

забруднені території, які безпосередньо контактують з паливо-мастильними та іншими вуглеводневими продуктами, а й на прилеглі населені пункти, водойми, підземні води тощо.

Для розробки ефективних технологій відновлення довкілля від нафтового забруднення необхідне попереднє вивчення динаміки концентрації забруднювача, оскільки це дозволить розробити не лише ефективну технологію, але й науково обґрунтований, економічно вигідний план заходів.

Забруднення ґрунтів нафтою, зазвичай, відбувається у верхніх горизонтах. При потраплянні у ґрунт сирої нафти у його товщі відбувається вертикальне і латеральне (горизонтальне) розділення забруднювача. Нафта і нафтопродукти, як багатокомпонентні суміші, при внутрішньогрунтовій міграції піддаються диференціації: високомолекулярні компоненти сорбуються у верхньому, гумусовому горизонті, а низькомолекулярні надходять в нижні шари через більш високу їх розчинність у воді. Таким чином, концентрація смолистих речовин у верхніх горизонтах ґрунту в кілька разів більше, ніж у нижніх генетичних горизонтах. Встановлено [10], що в лабораторних умовах основними процесами, які визначають міграцію вуглеводнів, є сорбція і водопроникність ґрунту. Доведено [8], що швидкість фільтрації нафти в ґрунтах суттєво залежить від зволоженості: в сухих ґрунтах фільтрація відбувається набагато повільніше, ніж у зволених. Досліджено, що добра проникність дренажних піщаних і супіщаних ґрунтів зумовлює глибоке проникнення забруднювача в ґрунт і материнські породи. Починаючи з доз забруднення 50 л/м², сліди нафти виявляються на глибині 100 і більше см, за доз 10-20 л/м² глибини проникнення нафти в ґрунт становлять 10-30 см. Коли доза складає 1,5 л/м² і менше, забруднювач зазвичай перехоплюють торф'янистий горизонт і лісова підстилка [5]. Значна кількість наукових праць [1, 2, 4, 5, 7-10] присвячена проблемам формування просторової структури ореолів нафтохімічного забруднення ґрунтового покриття, вивченню процесів розповсюдження нафтопродуктів у ґрунтових екосистемах, міграції на різні глибини, потрапляння у підземні води з метою контролю екологічної ситуації.

З огляду на ефективне застосування біологічних методів ремедіації нафтозабруднених ґрунтів важливим є вивчення можливостей використання природного самоочищення ґрунтів, зміни кількості забруднювача та динаміки фітотоксичності поверхневого шару ґрунту по профілю на глибини характерні для зростання кореневої системи рослин. Однак, робіт присвячених вивченню цих питань практично немає.

Мета статті. Метою роботи є встановлення закономірностей зміни кількості нафти та динаміки фітотоксичності ґрунту при нафтовому забрудненні.

Матеріали і методика досліджень. Вивчення зміни кількості забруднювача (нафти) у ґрунті здійснювались у модельних (М), лабораторних (Л) і мікропольових (МП) дослідах (Д). Мікропольові дослідження проводились на території саду Відділення фізико-хімії горючих копалин ІнФОВ ім. Л. М. Литвиненка НАН України. У дослідженнях було задіяно два типи ґрунтів: чорнозем і дерново-підзолистий.

МЛД №1

Дослідження динаміки випаровування нафтопродуктів проводили для двох типів ґрунтів: дерново-підзолистого і чорнозему; різної ступені вологості: а) повітряно-сухий, б) з вмістом води 20%, які забруднювали нафтою у кількості 5, 10, 15% у перерахунку на сухий ґрунт. Нафтозабруднені ґрунти залишали на 90 діб в лабораторних умовах за середньої температури 18°C для природного вивітрювання нафтопродуктів. Періодично визначали фітотоксичність з допомогою рослинних тест-об'єктів: *Linum usitatissimum* L., *Helianthus annuus* L., *Fagopyrum vulgare* St. [6] та вміст нафти гравіметричним методом [3].

ММПД №2

Для дослідження вертикального проникнення нафтового забруднення у ґрунт був проведений модельний МП дослід. У порожнисту посудину циліндричної форми (самовиготовлену трубу) діаметром 17 см, висотою 50 см, зі встановленою лінійкою по всій довжині засипали дерново-підзолистий ґрунт так, що від 10 до 50 см труби містився незабруднений ґрунт, а верхній шар ґрунту 0-10 см був забруднений нафтою у кількості 10% (рис. 1).

Нижню частину труби вкопували на глибину до 10 см у малопроникний глинистий ґрунт і залишали у природних умовах. Через 6 та 12 місяців відбирали проби ґрунтів по висоті труби через кожні 10 см, що відповідає проникненню нафти у ґрунт на глибину: 0-10 см, 10-20 см, 20-30 см, 30-40 см.



Рис. 1. Модельний дослід вертикальної міграції нафти у ґрунті

Експерименти проводили щонайменше у трьох біологічних та трьох аналітичних повторях. Статистичну обробку результатів проводили, використовуючи пакет програм Microsoft Office Excel.

Результати дослідження та їх обговорення. Проведені дослідження динаміки випаровування нафти з ґрунту при температурі 18°C (МЛД№1) показали, що значний вплив на випаровування має тип ґрунту, його початкова вологість та рівень забруднення. Із дерново-підзолистого ґрунту нафта випаровується більш активно, ніж з нафтозабрудненого чорноземного (рис. 2). Це помітно вже з перших діб впливу абіотичних чинників на нафтозабруднені ґрунти. Так, при початковому 10%-ному забрудненні ґрунтів нафтою на 8 добу залишкова відносна кількість нафти у чорноземному ґрунті становить 89,2% (рис. 2), а у дерново-підзолистому лише 69,7% (рис. 3). Причому інтенсивність випаровування нафти з менш забруднених ґрунтів є вищою, ніж з більш забруднених (рис. 2, 3).

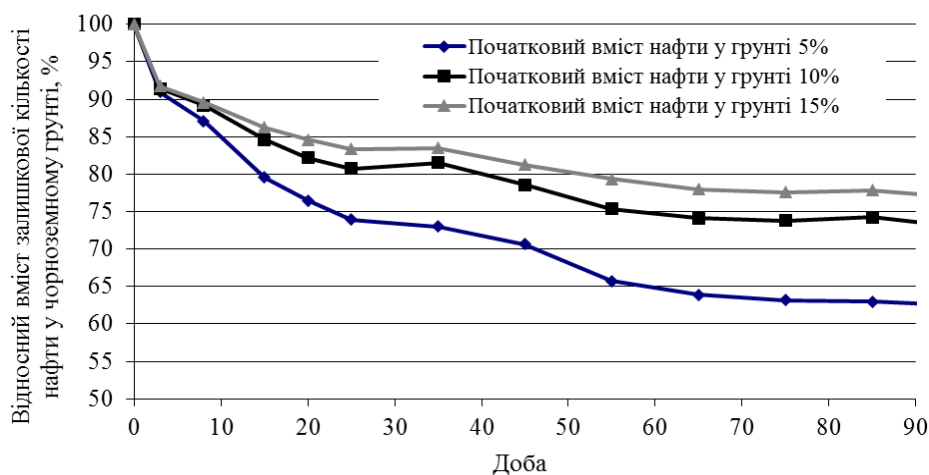


Рис. 2. Динаміка випаровування нафти з чорноземного ґрунту при різному рівні початкового забруднення 5, 10, 15%

Інтенсивне випаровування поллютанта відбувається протягом перших 45 діб. До цього часу з чорнозему вивітрюється близько 20-30%, а з дерново-підзолистого 40-45% нафти. На 65 добу процес випаровування можна вважати завершеним – з чорнозему вивітрюється до 23-36%, а з дерново-підзолистого до 41-47% нафти. Надалі будь-якої помітної зміни кількості поллютанта в ґрунті не спостерігається.

В природних умовах потрапляння нафти у ґрунт відбувається при певній природній вологості (~ 20%), тому важливо дослідити також, як проходить випаровування нафти з вологого ґрунту. Дослідження випаровування нафти з ґрунту при її початковій концентрації у ньому 10% і початковій вологості ґрунту 20% показало, що інтенсивне випаровування рідкої суміші (нафта+вода) відбувається протягом перших 12 діб і інтенсивність випаровування з чорнозему є вищою ніж для дерново-підзолистого ґрунту.

До 45 доби процес випаровування суміші (нафта+вода) завершується і залишкова кількість поллютанта у ґрунті залишається незмінною (рис. 4).

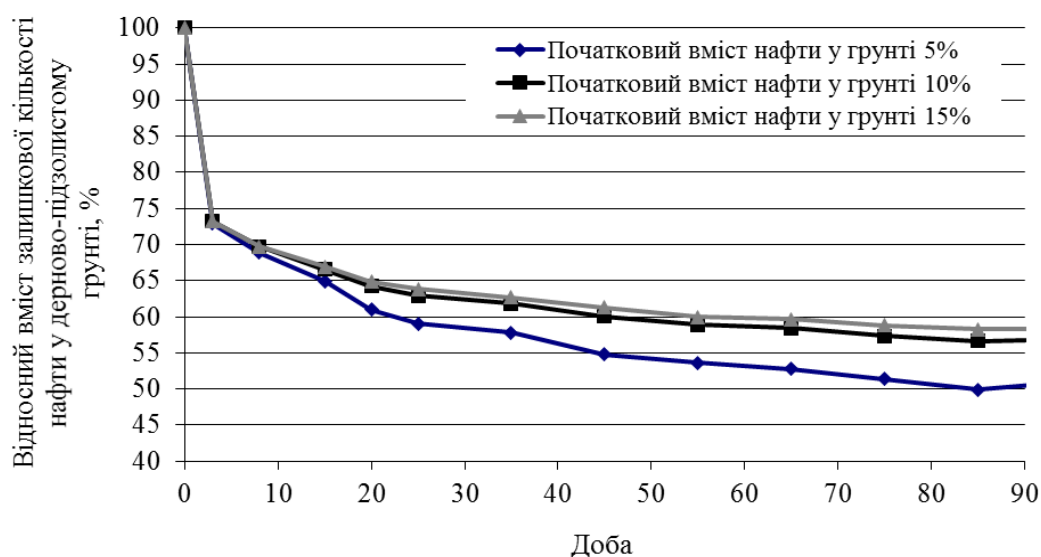


Рис. 3. Динаміка випаровування нафти з дерново-підзолистого ґрунту при різному рівні початкового забруднення 5, 10, 15%

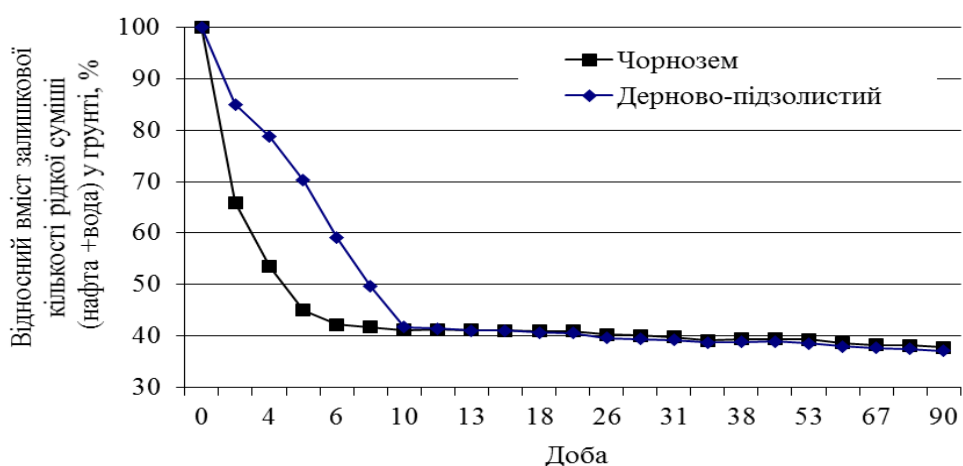


Рис. 4. Динаміка випаровування суміші (нафта+вода) з дерново-підзолистого і чорноземного ґрунтів при вологості 20% і початковому забрудненні нафтою 10%

Порівняння діаграм вмісту рідкої суміші (нафта+вода) у ґрунті на 1 та 20 добу після забруднення для двох типів ґрунтів, за різної початкової вологості (рис. 5) вказує на те, що повного випаровування води з нафтозабрудненого ґрунту не відбувається. Очевидно, нафта, обволікуючи зерна ґрунту, перешкоджає, як проникненню вологи у ґрунт, так і її випаровуванню. Це пояснює те, чому саме нафтозабруднені ґрунти є часто перезволоженими або пересушеними.

З використанням рослинних тест об'єктів *L. usitatissimum*, *H. annuus*, *F. vulgare* [6] визначено фітотоксичність нафтозабруднених дерново-підзолистого та чорноземного ґрунтів, за різної вологості, в процесі природного вивітрювання нафти. З графіків, наведених на рис. 6, 7 видно, що під дією абіотичних факторів з плином часу фітотоксичність ґрунтів зменшується, що можна пояснити фізичним випаровуванням летких сполук нафти. Характер зміни фітотоксичності в процесі природного вивітрювання нафти для двох типів ґрунтів є подібним і мало залежить від початкової вологості ґрунту. Відчутне зменшення фітотоксичності, більш ніж в 2 рази в порівнянні з початковою, триває до 45 доби. Після 45 доби подальшого зниження фітотоксичності не спостерігається, а навіть її незначне зростання, очевидно, через утворення більш токсичних похідних нафти в процесі природного окислення.

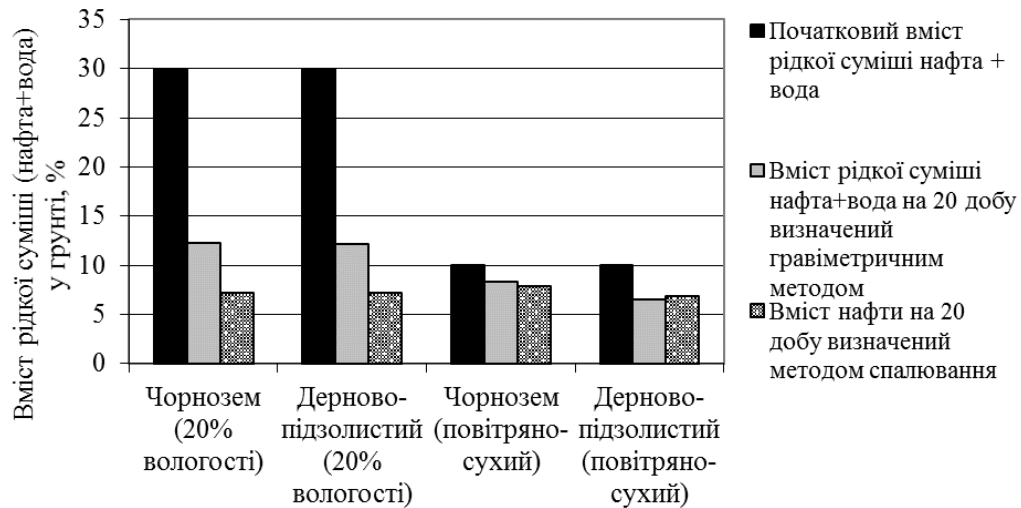


Рис. 5. Вміст рідкої суміші (нафта+вода) у ґрунті на 1 та 20 добу після забруднення, для чорноземного та дерново-підзолистого ґрунтів за їх різної початкової вологості

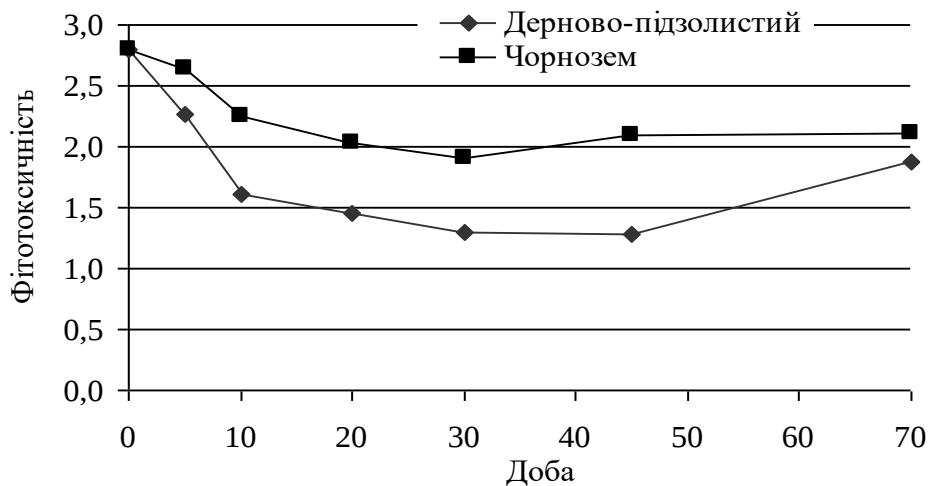


Рис. 6. Зміна фітотоксичності дерново-підзолистого та чорноземного ґрунтів, при вологості 20%, в процесі природного вивітрювання нафти

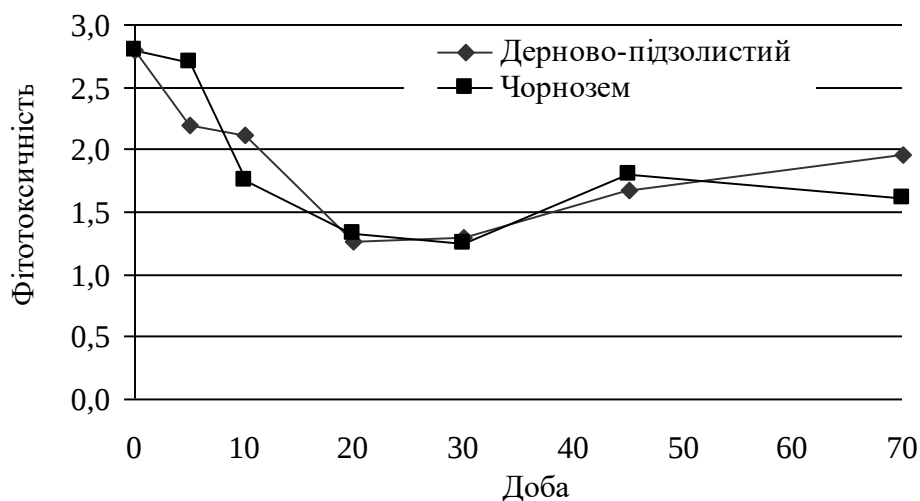


Рис. 7. Зміна фітотоксичності дерново-підзолистого та чорноземного ґрунтів (повітряно сухих) в процесі природного вивітрювання нафти

Проводились також дослідження зміни концентрації забруднювача та токсичності по профілю ґрунту (вертикальне поширення забруднювача) (МППД№2). Встановлено, що при 10%

нафтовому забрудненні, вже через 6 місяців нафтопродукти у кількості 2,1% фіксуються на глибині 40 см. Розподіл нафти по ґрунтовому профілю є не однаковим: вміст нафтопродуктів на глибині 30-40 см є у два рази більший, ніж на глибині 10-20 см. Через 1 рік вміст нафти зменшується у всіх горизонтах (рис. 8) і становить 1% на глибинах 20-30 см і 30-40 см та 0,4% на глибині 10-20 см. Кількість нафти зменшується також у верхньому нафтозабрудненому шарі ґрунту (0-10 см) – через 1 рік її вміст складає 4,8%. Все це вказує на те, що низькомолекулярні компоненти нафти інтенсивно мігрують в глибину ґрунту.

Визначені показники фітотоксичності (рис. 9) вказують на те, що через 6 місяців найменш токсичними є ґрунти на глибині 10-20 см, а найбільш токсичними – на глибині 0-10 см та 20-30 см. Через 1 рік найменш забрудненими є ґрунти горизонтів 0-10 см та 10-20 см. Отже, найменш забрудненим, як через 6 місяців, так і через 1 рік після забруднення є шар ґрунту на глибині 10-20 см.

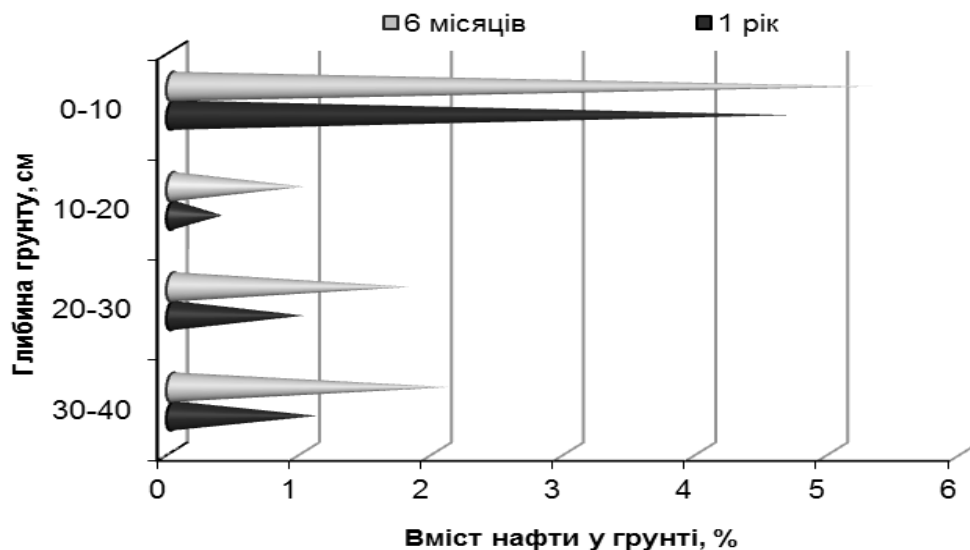


Рис. 8. Вертикальне проникнення нафтового забруднення у ґрунту (початкове забруднення 10%)

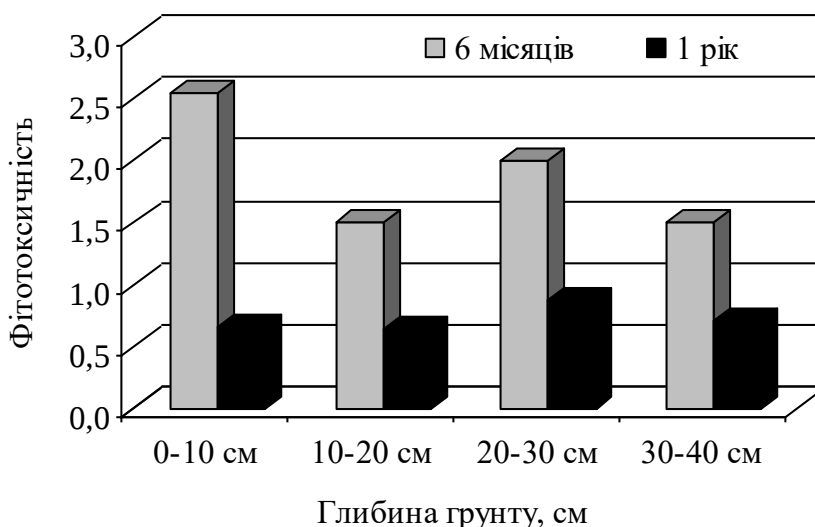


Рис. 9. Зміна фітотоксичності ґрунту при вертикальному проникненні нафти у ґрунт

Висновки. Таким чином, дослідження зміни вмісту нафти та фітотоксичності забруднених ґрунтів під дією абіотичних факторів вказує на те, що в природних умовах в перші дні відбувається інтенсивне випаровування летких компонентів нафти, яке триває в середньому 45 діб. При цьому з ґрунту вивітрюється від 25% до 50% нафти в залежності від типу ґрунту, а токсичність зменшується приблизно в 2 рази. Нафтове забруднення розповсюджується по профілю

грунту і через 6 місяців, при початковому забрудненні 10%, фіксується на глибині 30-40 см. Найменш забрудненим є шар ґрунту на глибині 10-20 см.

Отже, виходячи з отриманих даних про максимальне зменшення токсичності нафтозабруднених ґрунтів та концентрації забруднювача під дією абіотичних факторів, реабілітацію земель методами фіторе mediaції доцільно проводити не швидше, ніж після 45 доби від забруднення, а рослини висаджувати на глибину 10-20 см.

Література

- 1 Бабаджанова О. Ф., Гринчишин Н. М., Сукач Ю. Г. Міграція нафти і нафтопродуктів у поверхневі шари ґрунту при аварійних розливах // Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика: зб. наук. праць X міжнар. наук.-метод. конф. – К.: Національний авіаційний університет – 2011. – С. 22-26.
- 2 Гринчишин Н., Бабаджанова О., Лагуш Н. Вертикальна міграція дизельного палива в ґрунтах різного типу // Вісник Львівського національного аграрного університету. Серія : Агрономія. – 2014. – № 18. – С. 35-40.
- 3 Дмитриев М. Т., Казнина Н. И., Пинигина И. А. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде, Справ. изд., М.: Химия, 1989, с. 368.
- 4 Елин Е. С. Биогеохимическая трансформация нефтизагрязнителя и болотного биогеоценоза при их взаимодействии // Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения. – Тюмень: Изд-во ИПОС СО РАН – 2002. – № 3. – С. 153-166.
- 5 Овчинникова И. Н. Экологический риск и загрязнение почв. – М. – 2003. – 364 с.
- 6 Романюк О. І., Шевчик Л. З., Ощеповський І. В., Жак Т. В. Методика екологічного оцінювання нафтозабруднених ґрунтів // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія – 2016. – 24(2). – С. 264–269.
- 7 Солнцева Н. П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов, М.: Изд-во МГУ, 1998, с. 376.
- 8 Тюленева В. А., Соляник В. А., Васкина И. В. К вопросу исследования фильтрации нефти в почвах // Вісник КДПУ – 2006. – Вип. 2/2006 (37), ч. 2. – С. 110-112.
- 9 Khalilova H. Kh. The impact of oil contamination on soil ecosystem // J. Biological and Chemical Research. 2015. – 2 (3). – P.133-139.
- 10 Sikkema J., A. M. de Bont, Poolman B. Mechanisms of Membrane Toxicity of Hydrocarbons // Microbiological REVIEWS – 1995. – Vol. 59, N 2. – P. 201-222.

Надійшла до редакції 26 липня 2018 р.

O. I. Romaniuk, L. Z. Shevchyk, T. V. Zhak

*Department of Physical Chemistry of Fossil Fuels
L. M. Lytvynenko Institute of Physical-Organic
Chemistry and Coal Chemistry
of the National Academy of Sciences of Ukraine*

THE CHANGE OF OIL QUANTITY AND DYNAMICS OF SOIL PHYTOTOXICITY AT THE OIL POLLUTION

The authors of the article study the regularities of oil quantity change and dynamics of soil phytotoxicity at the oil pollution. The article describes the sequence of study of changes in the amount of pollutant (oil) in the soil. The study was carried out in modeling, laboratory and micro-field experiments. Two types of soils (black soil and turf podzolic soil) were used in the studies. The experiments were carried out in at least three biological and three analytical repetitions. Statistical processing of the results was carried out using Microsoft Office Excel software package.

The investigation of evaporation of oil from the soil (when the initial concentration of oil in the soil was 10% and the initial moisture of the soil was 20%) shows that the intense evaporation of the liquid composition (oil+water) occurs within the first 12 days and the intensity of evaporation from black soil is higher than from turf podzolic soil.

The phytotoxicity of oil contaminated turf podzolic and black soils, at different humidity, in the process of natural weathering of oil was determined using such plant test objects as *L. usitatissimum*, *H. annuus*, *F. vulgare*. The significant decrease of phytotoxicity, more than twofold compared with the initial one, lasts up to 45 days. After the 45th day further reduction of phytotoxicity is not observed. After the

45th day even the insignificant growth of phytotoxicity is observed. Obviously, this growth happens due to the formation of more toxic derivatives of oil in the process of natural oxidation.

It is proved that under natural conditions within the first days there is an intense evaporation of volatile components of oil, which lasts for 45 days in average. At the same time, from 25% to 50% of oil is weathered from the soil depending on its type and the toxicity decreases by 2 approximately. Oil pollution spreads through the profile of the soil and in 6 months, at an initial contamination of 10%, it is observed at a depth of 30-40 cm. The least contaminated is the layer of soil at a depth of 10-20 cm. Therefore, the rehabilitation of soils by phytotherapeutic methods should be carried out 45 days after the pollution, and herbs should be planted at a depth of 10-20 cm.

Key words: oil-contaminated soils, evaporation of oil, phytotoxicity, phytoremediation.

References

- 1 Babadzhanova O. F., Grinchishin N. M., Sukach Yu. G. Migraciya nafti i naftoproduktiv u poverhnevi shari rruntu pri avarijnih rozlivah // Bezpeka zhittya i diyal'nosti lyudini – osvita, nauka, praktika: zb. nauk. prac' H mizhnar. nauk.-metod. konf. – K.: Nacional'nij aviacijnij universitet – 2011. – S. 22-26.
- 2 Grinchishin N., Babadzhanova O., Lagush N. Vertikal'na migraciya dizel'nogo paliva v rruntah riznogo tipu // Visnik L'vivs'kogo nacional'nogo agrarnogo universitetu. Seriya : Agronomiya. – 2014. – № 18. – S. 35-40.
- 3 Dmitriev M. T., Kaznina N. I., Pinigina I. A. Sanitarno-himicheskij analiz zagryaznyayushchih veshchestv v okruzhayushchej srede, Sprav. izd., M.: Himiya, 1989, s. 368.
- 4 Elin E. S. Biogeoхимическая трансформация нефтяного загрязнения и болотного биогенеза при их взаимодействии // Vestnik ekologii, lesovedeniya i landshaftovedeniya. – Tyumen': Izd-vo IPOS SO RAN – 2002. – № 3. – S. 153-166.
- 5 Ovchinnikova I. N. Ekologicheskij risk i zagryaznenie pochv. – M. – 2003. – 364 s.
- 6 Romanyuk O. I., Shevchik L. Z., Oshchapovskij I. V., Zhak T. V. Metodika ekologichnogo ocinyuvannya naftozabrudnenih rruntiv // Visnik Dnipropetrovs'kogo universitetu. Biologiya, ekologiya – 2016. – 24(2). – S. 264–269.
- 7 Solnceva N. P. Dobycha nefti i geohimiya prirodnyh landshaftov, M.: Izd-vo MGU, 1998, s. 376.
- 8 Tyuleneva V. A., Solyanik V. A., Vas'kina I. V. K voprosu issledovaniya fil'tracii nefti v pochvah // Visnik KDPU – 2006. – Vip. 2/2006 (37), ch. 2. – S. 110-112.
- 9 Khalilova H. Kh. The impact of oil contamination on soil ecosystem // J. Biological and Chemical Research. 2015. – 2 (3). – P.133-139.
- 10 Sikkema J., A. M. de Bont, Poolman B. Mechanisms of Membrane Toxicity of Hydrocarbons // Microbiological REVIEWS – 1995. – Vol. 59, N 2. – P. 201-222.

*О. М. Дрозд^{1,2}, М. Ю. Журавель³,
О. Є. Найдьонова², І. П. Леженіна⁴,
Н. Ю. Полчанінова⁵*

*¹Харківський національний університет
міського господарства імені О. М. Бекетова,*

*²ІНЦ «Інститут ґрунтознавства та
агрохімії імені О.Н. Соколовського»,*

³ТОВ «СВНЦ Інтеллект-сервіс ЛТД»,

*⁴Харківський національний аграрний
університет ім. В. В. Докучаєва*

*⁵Харківський національний університет
ім. В. Н. Каразіна*

ВИЗНАЧЕННЯ ЛОКАЛЬНИХ ЗМІН ПІДТРИМУВАЛЬНОЇ ЕКОСИСТЕМНОЇ ПОСЛУГИ ҐРУНТІВ ТЕРИТОРІЙ НАФТОГАЗОВИДОБУТКУ

Тимчасове вилучення земель із сільськогосподарського обігу для будівництва або капітального ремонту свердловин і прокладки трубопроводів по суті, є втручанням в природний ґрунотворний процес, наслідком якого є зміни у виконанні екосистемних функцій ґрунту і, як наслідок, екосистемних послуг ґрунту.

Стаття присвячена аналізу впливу виробничої діяльності та рекультивації ґрунтів на виконання ними підтримувальної екосистемної послуги. У якості індикаторів техногенної зміни було обрано такі показники: агрофізичні, фізико-хімічні, хімічні показники ґрунту, видовий склад, трофічна структура та стан індикаторних груп безхребетних (дошових черв'яків, черв'яків енхитреїд, личинок коваликів), чисельність мікроорганізмів основних еколого-функціональних і таксономічних груп (бактерій, що засвоюють органічний і мінеральний азот, актиноміцетів, мікроскопічних грибів, оліготрофних бактерій), ферментативна активність та токсичність ґрунтів. На кожній дослідній та фоновій ділянці було взято 4 проби ґрунту для обліку мезофауни (50×50×30 см). Таким чином, на кожній дослідній площі було обстежено 1 м² земельної ділянки. Підсумкову оцінку стану ґрунту в різних точках проведено з використанням інтегрального показника біологічного стану ґрунту (ПБС).

На основі дослідження агроекологічного стану ґрунту на території двох рекультивованих майданчиків нафтогазовидобувних свердловин в межах поширення сірого лісового ґрунту визначено локальні зміни підтримувальної екосистемної послуги. Встановлено, що загальною несприятливою властивістю фонових і рекультивованих ґрунтів є високі показники щільності. Несприятливі агрофізичні властивості зумовлюють диференціацію параметрів досліджуваних показників підтримувальної екосистемної послуги ґрунту. Доведено доцільність використання комплексу найбільш інформативних біологічних показників для оцінювання якості рекультивації і стану рекультивованих ґрунтів.

Ключові слова: екосистемні послуги, ґрунти, рекультивація, біологічні показники, мезофауна, мікробний ценоз ґрунту, ферментативна активність ґрунту, фітотоксична активність ґрунту.

Постановка проблеми. Екологічно безпечне землекористування, в основі якого лежить, здатність ґрунтів зберігати свої екологічні функції за зовнішнього впливу антропогенних чинників, є невід'ємною складовою сталого розвитку. Розробка нафтогазових родовищ традиційно розглядається як один з найбільш небезпечних для навколишнього середовища видів виробничої діяльності [7-11, 29]. Значна частина нафтогазовидобувних промислів України розташована на сільськогосподарських землях, у зонах поширення високородючих ґрунтів. Наслідки нафтогазовидобувної діяльності, що проявляються в істотному техногенному навантаженні на ґрунтовий покрив, зумовлюють зміни стійкості агроландшафтів. Це може становити загрозу навколишньому природному та життєвому середовищу, а також ефективності господарської діяльності і стійкому розвитку територій в цілому. У сталих умовах землеробства усі процеси, які відбуваються в ґрунті, знаходяться в рівновазі. Фундаментальна функція ґрунту – створення в біосфері режиму, що забезпечує існування і відтворення живої речовини. Ґрунти – це базовий

компонент біосфери, її найважливіший ресурс, він є і фактором і умовою існування біосфери в цілому. Фундаментальна функція ґрунту реалізується через забезпечення участі ґрунту в регулюванні конкретних механізмів біосферних процесів, з якими пов'язане виконання ґрунтом його основної глобальної функції [4].

Центральним елементом комплексної системи взаємозв'язків між функціонуванням екосистем та добробутом суспільства є визначення екосистемних послуг. В даний час в світі активно розробляється коло питань, пов'язаних з екосистемними функціями та / або екосистемними послугами ґрунтів, включаючи різні види їх оцінки. Екосистемні послуги – вигоди, якими природа наділяє суспільство [30-34]. Виділяють постачальні, підтримувальні, регулюючі послуги та послуги культурного характеру [30].

Тимчасове вилучення земель із сільськогосподарського обігу для будівництва або капітального ремонту свердловин і прокладки трубопроводів по суті, є втручанням в природний ґрунтоутворний процес, наслідком якого є зміни у виконанні екосистемних функцій ґрунту і, як наслідок, екосистемних послуг ґрунту. Ці зміни можуть носити як позитивний, так і негативний характер [20], обумовлювати різний ступінь стійкості і адаптації екосистеми до нових умов функціонування та зумовлювати різну якість ґрунту на момент повернення його землевласникові.

З огляду на зростаючі екологічні ризики, пов'язані із деградацією земель, зростає визнання факту, що управління використанням та охороною земель повинне здійснюватися для підтримки багатофункціональності природних і керованих екосистемних функцій і послуг ґрунтів. Вивчення екосистемних послуг ґрунтів має на меті покращення інформативності до потенціалу на усіх етапах їх використання при здійсненні нафтогазовидобувної діяльності [20, 22]. Це дозволить планувати і впроваджувати екологічно і економічно виважені, адаптовані до змінюваних ґрунтово-кліматичних і соціальних умов принципи і технологічні рішення, спрямовані на стале управління ґрунтами.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Основними очікуваними негативними наслідками робіт з будівництва та експлуатації нафтогазових свердловин, які, як правило, з'являються після рекультивації та повернення земельних ділянок власникам, є такі: переущільнення ґрунту; зменшення вмісту гумусу у верхньому шарі ґрунту; зменшення вмісту мінерального азоту та рухомих сполук фосфору і калію; зміна кислотності ґрунту через розсіювання компонентів бурових розчинів; аномальне локальне накопичення важких металів (Pb, Ba, Zn, Mo та інших); локальне засолення ґрунту через витoki бурових розчинів. Переущільнення відбувається через надмірний тиск на ґрунт ходових систем транспортних засобів та іншої важкої техніки і значно посилюється у разі виконання земляних робіт за підвищеної вологості ґрунту. Надмірне ущільнення поширюється не лише у верхньому, кореневмісному шарі ґрунту, але й глибше. Зменшення вмісту гумусу і поживних речовин у верхньому шарі ґрунту виникає через часткове перемішування з нижнім шаром під час повернення маси знятих шарів ґрунту на ділянку і подальшої культивування поверхні. Зміна кислотного стану ґрунту може бути наслідком розсіювання компонентів бурових розчинів у процесі їх приготування та використання в технологічних процесах буріння. Це призводить до порушення фізичних, хімічних і мікробіологічних характеристик ґрунту і може знижувати доступність поживних елементів рослинам [6-11, 17, 23, 29].

Аналіз наявного наукового доробку українських та зарубіжних дослідників дозволяє виділити декілька актуальних напрямків: геохімія техногенезу територій нафтогазових родовищ; оцінка впливу відходів нафтогазовидобутку на ґрунти та визначення екологічних ризиків; раціональні технології утилізації відходів; методи технічної та біологічної рекультивації порушених ґрунтів; створення систем екологічного моніторингу ґрунтів та підземних вод територій нафтогазовидобутку [6-11, 17, 23, 29].

На нашу думку, ще одним важливим аспектом, що заслуговує на увагу, є визначення впливу рекультивації ґрунтів на виконання ними екосистемних функцій і послуг, зокрема підтримувальної екосистемної послуги. Відповідно до класифікації екосистемних послуг ФАО саме підтримувальні послуги (надання життєвих середовищ для рослин і тварин, забезпечення різноманітності видів і підтримки генетичного різноманіття) [30] це послуги, необхідні для надання всіх інших екосистемних послуг. Порушення ґрунту в результаті облаштування газонафтових свердловин негативно впливає на мікро- та мезофауну, і таким чином, ці складові біоти ґрунту можуть використовуватися для зоодіагностики [11].

Мікробіологічні показники є чутливими індикаторами змін властивостей ґрунтів, що зазнали техногенних навантажень, ущільнення внаслідок роботи важкої техніки, забруднення, зокрема нафтою, важкими металами (ВМ), компонентами бурових розчинів, супутніми пластовими водами тощо. Ґрунтові мікроорганізми першими реагують на забруднення і пов'язані з ним зміни хімічних, фізико-хімічних і фізичних властивостей ґрунтів та адекватно відображують їх ступень. Винятково висока інформативність мікробіологічних показників визначає необхідність їхнього застосування під час оцінювання стану ґрунтів в зоні впливу нафтогазовидобувної діяльності, контролю ефективності проведення технічного і біологічного етапів рекультивації ґрунтів після закінчення бурових робіт [10].

Мета досліджень – аналіз впливу виробничої діяльності та рекультивації ґрунтів на виконання ними підтримувальної екосистемної послуги. У якості індикаторів техногенної зміни нами було обрано такі показники: агрофізичні, фізико-хімічні, хімічні показники ґрунту, видовий склад, трофічна структура та стан індикаторних груп безхребетних (дощових черв'яків, черв'яків енхитреїд, личинок коваликів), чисельність мікроорганізмів основних еколого-функціональних і таксономічних груп (бактерій, що засвоюють органічний і мінеральний азот, актиноміцетів, мікроскопічних грибів, оліготрофних бактерій), ферментативна активність та токсичність ґрунтів.

Виклад основного матеріалу. Досліджувані ділянки розташовані на території двох земельних відводів в межах Острове́рхівського родовища (Харківська область). Ґрунтовий покрив представлено сірими лісовими ґрунтами різного ступеня змитості. Досліджено фоновий непорушений ґрунт та дві рекультивовані ділянки. Дослідження ґрунтових показників включало визначення щільності складення ґрунту (ДСТУ ISO 11272:2001), катіонно-аніонного складу водної витяжки (ДСТУ 7844, ДСТУ 7861, ДСТУ 7908, ДСТУ 7909, ДСТУ 7945, ДСТУ 8346), складу увібраних катіонів (ММВ 31-497058-007-2005), вмісту карбонатів кальцію (МВВ 31-497058-021-2005), гумусу (ДСТУ 4289), важких металів (рентген-флуоресцентним методом).

Для індикації змін підтримувальної екосистемної послуги (ґрунт як середовище існування видів) досліджували зміни чисельності представників мезофауни та мікробіологічних показників ґрунту.

Основними складовим біоти при оцінці рекультивації ґрунту були дощові черв'яки та черв'яки енхитреїди. Дощові черв'яки виявилися найбільш уразливою групою ґрунтових безхребетних, вони відновлюють свою чисельність та розповсюджуються найповільніше. Черви енхитреїди також зазнають негативного впливу при порушенні ґрунту, проте швидше заселяють рекультивовані ґрунти ніж дощові черв'яки, і динаміка зростання їх чисельності може використовуватись при оцінці стану ґрунтів. Поява личинок коваликів також свідчить про відновлювальні процеси у ґрунті.

На кожній дослідній та фоневій ділянці було взято 4 проби ґрунту для обліку мезофауни (50×50×30 см). Таким чином, на кожній дослідній площі було обстежено 1 м² земельної ділянки. Територіально зоологічні проби були пов'язані з пробями на аналіз ґрунту. Ґрунт з проби викопувався лопатою, розміщувався на поліетиленовій плівці та розбирався вручну. Мезофауну збирали пошарово – 0–10, 10–20, 20–30 см. Кожний шар окремо роздивлялися на плівці, знайдених безхребетних разом з етикеткою вміщували у 70% розчин етилового спирту, дані про наявність безхребетних записували у блокнот. Після збирання безхребетних ґрунт повертали у ямку. Визначення видового складу личинок комах проводили у лабораторних умовах за допомогою бінокулярного мікроскопа МБС-9 та визначників [3, 5, 14, 19, 21, 24].

Мікробіологічні дослідження проводили в секторі мікробіології ґрунтів ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського» у пробах ґрунту, відібраних у травні 2018 р. із шару 0–25 см у точках на території досліджуваних свердловин Острове́рхівського родовища і двох точках фонових ґрунтів. У зразках ґрунту визначали такі біологічні показники [1, 2, 15, 16, 18, 25, 26]:

- чисельність основних груп мікрофлори методом мікробіологічного посіву ґрунтової суспензії відповідного розведення на тверді агаризовані поживні середовища: органотрофних бактерій – на м'ясо-пептоновий агар (МПА), мікроорганізмів, що засвоюють азот мінеральних сполук, і актиноміцетів – на крохмаль-амонійний агар (КАА), оліготрофних мікроорганізмів – на голодний агар (ГА), грибів – на середовище Ріхтера, азотобактера – на середовище Ешбі з мікроелементами (повторність 4-кратна: кожен ґрунтовий зразок висівався на кожне живильне середовище на 4 паралельні чашки Петрі, для азотобактера – трикратна);

- розрахункові показники, зокрема мінералізації [16], оліготрофності [1] та мікробної трансформації органічної речовини ґрунту (МТОРГ) [17], які характеризують напруженість процесів мінералізації і трофічний режим ґрунту, – за співвідношенням окремих груп мікроорганізмів, сумарний біологічний показник (СБП) і показник біологічної деградації ґрунту (ПБД) – методом відносних величин за Дж. Ацці [2];

- біохімічну активність ґрунтів за активністю ферментів фотоколориметричним методом: інвертази – методом, викладеним Д. Г. Звягінцевим із співавторами [15], дегідрогенази за А. Ш. Галстяном [28] і поліфенолоксидази за Л. А. Карягіною та Н. А. Михайловською [12];

- наявність токсичності ґрунту визначали методом замочування насіння у водній витяжці з ґрунту із застосуванням як тест-культури насіння кукурудзи і редису;

- достовірність отриманих у ході досліджень даних оцінювали із застосуванням дисперсійного аналізу з використанням стандартного пакету програм «Statistica 6.0».

Стан мікробних угруповань оцінювали з урахуванням чисельності мікроорганізмів головних еколого-функціональних груп [18].

Підсумкову оцінку стану мікробних ценозів ґрунту проводили з використанням інтегрального показника біологічного стану ґрунту (ІПБС).

Дослідження ґрунтових властивостей показали, що як непорушені фонові ґрунти так і рекультивовані ґрунти є незасоленими. Загальний вміст солей 0,02–0,05%, вміст токсичних солей – 0,01–0,02%. Якісний склад солей хлоридно-гідрокарбонатний магнієвий у фонових ґрунтах та сульфатно-гідрокарбонатний магнієво-кальцієвий в рекультивованих. За співвідношенням катіонів кальцію до катіонів натрію у водній витяжці ґрунт недеградований (Ca/Na – 2,5–6,4). Водневий показник ґрунтового розчину в орному шарі 6,2–6,8 – нейтральний. Вміст карбонатів кальцію за профілем ґрунтів близько 1,0–2,5 (слабокарбонатні), що свідчить про низьку буферність ґрунтів до процесів осолонцювання. У складі увібраних катіонів переважає кальцій (70–75%), вміст увібраного магнію становить 24–31%, а увібраних натрію і калію 0,6–0,9% та 1,6–2,5% відповідно, ґрунти є не солонцюватими. Вміст гумусу у верхньому шарі фонових ґрунтів 1,8% (низький вміст згідно ДСТУ 4362), а рекультивованих – 2,4–2,6% (середній вміст згідно ДСТУ 4362). В орному шарі досліджуваних проб фонового ґрунту спостерігається перевищення середніх значень регіонального фону за Ti, Cu, Pb, проте встановлені параметри є в межах коливань регіонального фону. Перевищень нормативу ГДК не виявлено. У рекультивованих ґрунтах спостерігається вищий вміст хімічних елементів, порівняно з непорушеним ґрунтом. Відмічено незначне перевищення ГДК Zn (в 1,3) рази у шарі ґрунту 0–30 см. Серед ймовірних причин – механічна трансформація ґрунту в процесі будівництва майданчика та рекультивації ґрунту, що зумовило потрапляння ґрунтоутворюючої породи (збагаченої на дані хімічні елементи) до шарів ґрунту та/або потрапляння до ґрунту компонентів бурових розчинів в процесі експлуатації майданчика. Для інших досліджуваних елементів (ГДК для яких встановлено) перевищень нормативу не виявлено. Проте, розрахунок показника сумарного забруднення показав, що рівень забруднення є допустимим (Zc 6,0–11,3), отже відсутня небезпека ведення сільськогосподарської діяльності.

Показник щільності складення як у фонових так і у рекультивованих ґрунтах є вищим за оптимальні параметри (рис. 1). Слід зазначити, що оптимальні значення показника щільності складення для ґрунтів сільськогосподарських територій 1,1–1,3 г/см³ [13]. Показники щільності складення у досліджуваних ґрунтах істотно не відрізняються за профільним розподілом і досліджуваними варіантами та становлять у середньому 1,5–1,6 г/см³. Для фонових ґрунтів ймовірною причиною є недотримання агротехнічних вимог при вирощуванні сільськогосподарських культур, а для рекультивованих, ще й механічне ущільнення ґрунту на технічному етапі проведення рекультивації.

Дослідження видового різноманіття представників мезофауни фонові ділянки, за даними ґрунтових розкопок показало, що тут мешкали 7 видів безхребетних з класів комахи та малощетинкові черви. За трофічною структурою серед комах були спеціалізовані фітофаги – личинки бульбочкових довгоносиків роду *Sitona*. Личинки цього роду розвиваються на азотфіксуючих кореневих бульбочках бобових культур. Із багатоїдних фітофагів були відмічені коренева цикадка та ковалик посівний. Щільність фітофагів була незначною. Із групи фітосапрофагів мешкали личинки мертвоїда *Silpha obscura* та турун *Harpalus rufipes*. Група зоофагів на фоні була відсутня. В цілому щільність комах у ґрунті була низькою – 7 екз./м². Зазначимо, що на фоні були присутні дощові черви та черв'яки-схитреїди, саме наявність та щільність цих безхребетних у ґрунті є показником його стану. Щільність дощових черв'яків дорівнювала

24 екз./м², щільність енхитреїд була низькою – 2 екз./м². Неприятливі ґрунтові умови – щільний та сухий ґрунт призвели до літнього анабіозу дощових черв'яків. Вони були згорнутими у щільний клубок всередині ґрунту. У такий стан черв'яки впадають влітку якщо вміст води у ґрунті за об'ємом менше 30–35%. Низька щільність енхитреїд також пояснюється посушливим та щільним ґрунтом, стан якого майже унеможлилював пересування та активну життєдіяльність.

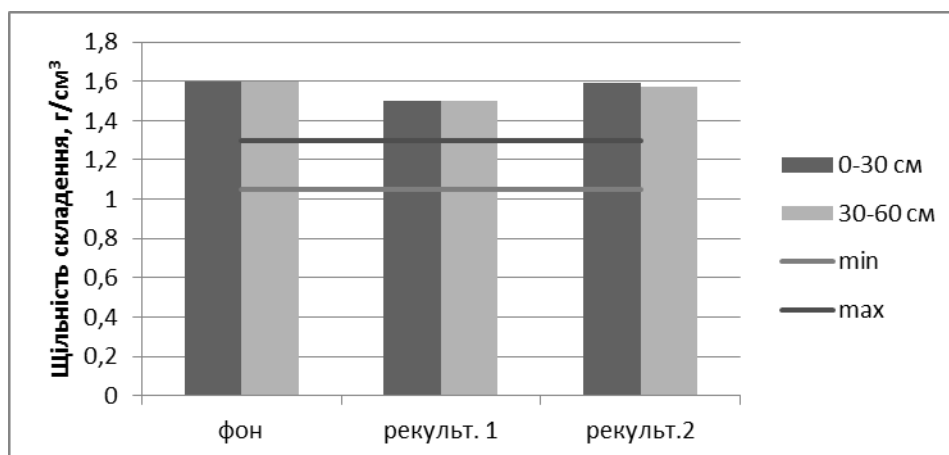


Рис. 1. Щільність складення досліджуваних ґрунтів

На першому досліджуваному рекультивованому майданчику у ґрунтах також мешкало 7 видів безхребетних. Серед спеціалізованих фітофагів – шкідників люцерни були виявлені бульбичкові довгоносики, люцернова совка та люцерновий вусач. Серед багатодічних фітофагів був відмічений ковалик посівний. Інших трофічних груп серед комах не було виявлено. Проте у ґрунті мешкали фіто-сапрофаги – багатоніжки-кисвяки та хижі багатоніжки-геофіли. Щільність дощових черв'яків була у три рази меншою в порівнянні з фоном, енхитреїди не були виявлені. Загальна щільність безхребетних становила 15 екз./м², тобто у два рази менше в порівнянні з фоном. Дані про видову різноманітність та щільність безхребетних свідчать, що на цій ділянці відбувається відновлення ґрунтів, проте щільність дощових черв'яків та, особливо, енхитреїд – важливих ґрунтоутворювачів, залишається низькою.

На другому досліджуваному рекультивованому майданчику у ґрунтах було зареєстровано всього 4 види ґрунтових безхребетних. З комах це були багатодічні фітофаги – ковалик посівний та коренева цикадка. Щільність кореневої цикадки перевищувала значення фонові ділянки – всього 6 екз./м². Серед хижаків були зареєстровані багатоніжки-геофіли. Щільність дощових черв'яків була низькою – 3 екз./м², що в 8 разів менше ніж на фоні. Загальна щільність безхребетних становила 14 екз./м², що більше ніж вдвічі менше в порівнянні з фоном. Оцінюючи стан ґрунтів цієї свердловини зазначимо, що процеси відновлення ґрунтів відбуваються повільно і ґрунти мало придатні для мешкання ґрунтової мезофауни.

Мікробіологічні дослідження показали, що чисельність мікроорганізмів усіх досліджуваних груп у ґрунті території першого рекультивованого майданчика була нижчою, ніж їх середня чисельність у фоновому ґрунті (табл.): бактерій, що засвоюють органічний азот, на 30%, загальна чисельність мікроорганізмів, що утилізують мінеральний азот, на 63%, зокрема бактерій – на 83%, актиноміцетів – на 14%, кількість грибів була нижчою на 49% (майже вдвічі).

Показник оліготрофності, розрахований для даного ґрунту, був вищим, ніж середнє значення для фонові ґрунту, що свідчить про гірший трофічний режим. Більш низькі значення показника мінералізації і коефіцієнту МТОРГ показують послаблення мінералізаційної функції мікробного ценозу і інтенсивності перебігу процесів трансформації органічної речовини. Оцінювання стану мікробних ценозів з урахуванням чисельності мікроорганізмів головних еколого-функціональних і таксономічних груп, яке проведено за допомогою СБП, показало мінімальні значення СБП для даної точки. Таким чином, за показниками чисельності мікроорганізмів головних груп і згідно значень ПБД визначено середній ступень біологічної деградації ґрунту території першого рекультивованого майданчика.

Важливим показником біологічної активності ґрунту є його ферментативна активність, яка тісно корелює з його родючістю. Ґрунтові ферменти є каталізаторами різних біохімічних реакцій, які протікають у ґрунті. Дегідрогеназа – окислювально-відновлювальний фермент, який пов'язаний з процесами «дихання» ґрунту. Дегідрогеназа каталізує реакції дегідрування

органічних речовин і виконує роль переносника водню. При цьому субстратами дегідрування можуть бути різні вуглеводи, органічні кислоти, амінокислоти, спирти, гумінові кислоти, тощо. Інвертаза (β -фруктофуранозидаза, сахараза) – фермент класу гідролаз, який розкладає сахарозу на глюкозу і фруктозу і має тісний кореляційний зв'язок зі вмістом органічної речовини в ґрунті. Поліфенолоксидаза – окислювально-відновлювальний фермент, який бере участь у перетворенні органічних сполук ароматичного ряду в компоненти гумусу, тобто безпосередньо в синтезі гумусових сполук. Поліфенолоксидаза каталізує окислення фенолів до хінонів у присутності кисню повітря. Ферментативна активність більш стабільний показник, ніж чисельність мікрофлори.

Таблиця

Чисельність мікроорганізмів головних еколого-трофічних, таксономічних і фізіологічних груп у досліджуваному ґрунті

Точки відбору зразків	Мікроорганізми, що засвоюють азот, млн КУО/г сухого ґрунту			Актиноміцети, млн КУО/г сухого ґрунту	Гриби, тис. КУО/г сухого ґрунту	Оліготрофи, млн КУО/г сухого ґрунту	Евтрофи, млн КУО/г сухого ґрунту	Показники				
	органічний	мінеральний						оліготрофності	мінералізації	МТОРГ	СБП, %	ПБД, %
		всього	бактерії									
Рекульт.діл.1	9,21	12,17	4,96	7,21	25,50	16,62	21,41	0,78	1,32	16,18	48	-36
Рекульт. діл 2	21,56	46,75	39,32	7,43	52,93	22,21	68,36	0,32	2,17	31,50	99	0
Фон (усереднені показники)	13,25	32,69	29,30	8,40	50,32	17,08	45,99	0,37	2,56	18,72	75	0
НІР _{0,05}	2,04	3,40	2,10	1,06	7,96	4,22	–	–	–	–	–	–

Рівень активності усіх трьох досліджуваних ферментів у ґрунті першої рекультивованої свердловини суттєво не відрізнявся від показників фонових ґрунтів, крім рівня дегідрогеназної активності, який був достовірно нижчим за середнє значення для фонових ґрунтів, але лише на 5%, що не є ознакою деградаційних змін. Проте рівень дегідрогеназної і поліфенолоксидазної активностей у ґрунті другої рекультивованої ділянки був достовірно вищим, ніж середні значення фонових ґрунтів, а інвертазна активність була дещо нижчою (на 18%). Узагальнення даних з ферментативної активності ґрунтів методом відносних величин показало, що зниження зведеного показника ферментативної активності у рекультивованих ґрунтах порівняно з середнім показником для фонових ґрунтів не спостерігалось.

Результати визначення фітотоксичної активності ґрунту методом замочування насіння тестових культур у водних витяжках із ґрунтів з використанням насіння редису і кукурудзи показали відсутність інгібуючої дії зразків ґрунту рекультивованих ділянок на схожість насіння тестових культур. Редис обрано як тестову культуру тому, що це рекомендована у більшості методик культура, кукурудза переважно використовується під час біологічної рекультивації і за літературними даними, вона є чутливою до дії багатьох забруднювачів, зокрема нафти. За узагальненими даними двох повторень виявлено, що ґрунти досліджуваних свердловин не чинили токсичної дії на схожість і розвиток проростків, але виявлено токсичну дію фонових ґрунтів, який інгібував схожість насіння редису відносно водного контролю на 35–40%, пригнічував ріст корінців проростків на 51–58%, знижував довжину ростків проростків на 19–37%, що може бути пов'язане з погіршеними агрофізичними властивостями даної ділянки. У середньому, за зведеним показником токсичності пригнічення рослин становило 44%.

Підсумкову оцінку стану ґрунту в різних точках проведено з використанням інтегрального показника біологічного стану ґрунту (ІПБС). Дослідження показало, що ґрунт першого досліджуваного рекультивованого майданчика є слабкодеградованим, зниження ІПБС складає 19% (рис. 2).

Слід зауважити, що у фонових ґрунтах спостерігалось зниження чисельності мікроорганізмів, ферментативної активності і фітотоксичної активності, ймовірною причиною чого є несприятливі агрофізичні властивості ґрунту.

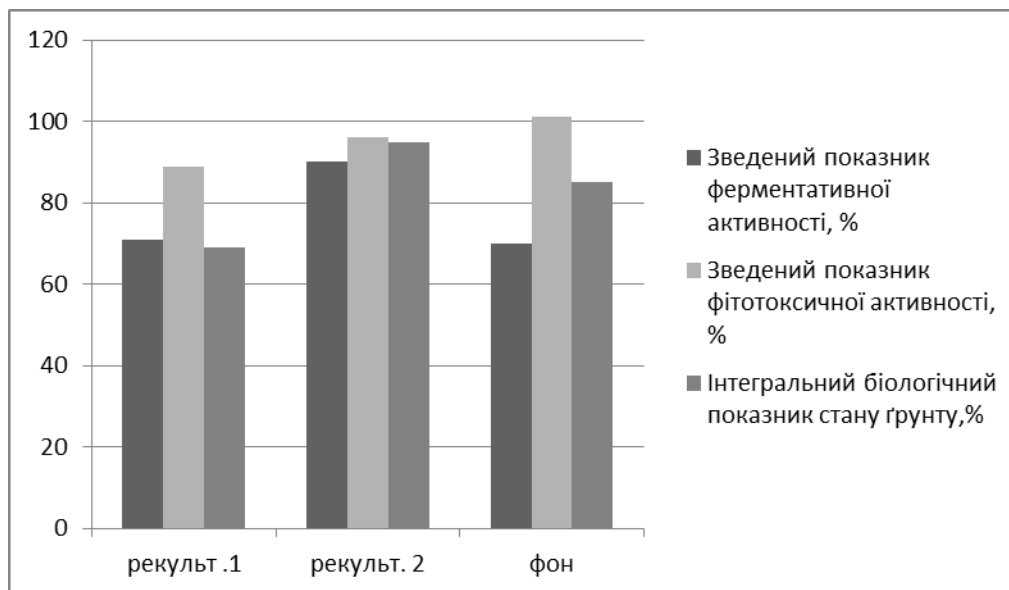


Рис. 2. Оцінка стану ґрунту за ІПБС

Висновки. В результаті проведених досліджень встановлено, що за досліджуваними агрофізичними, фізико-хімічними і хімічними властивостями фонові і рекультивовані ґрунти істотно не відрізнялися, а основним чинником, що лімітує їх родючість є підвищені параметри показника щільності складення. Проте, показники, що характеризують підтримувальну екосистемну послугу є більш інформативними при оцінюванні стану ґрунту, адже диференціація їх параметрів дозволяє виявити приховані біологічні наслідки фактору, що впливає на екосистему, та діагностувати зміни на ранніх стадіях їх розвитку. Підтримувальні екосистемні послуги ґрунту необхідні для надання всіх інших екосистемних послуг – продуктивних, регулюючих і т. ін. Комплекс мезо- та мікрофауни є ланкою трофічного ланцюга та кругообігу речовин у природі. Діяльність безхребетних створює умови для активної діяльності аеробних бактерій. Ґрунтові мікроорганізми, в свою чергу, забезпечують широкий спектр важливих екосистемних послуг, необхідних для забезпечення сталого функціонування всіх екосистем. Вони регулюють динаміку органічної речовини ґрунтів, емісію парникових газів, модифікують фізичну структуру та водний режим ґрунту. Ці послуги є не лише важливими для функціонування природних екосистем, але є важливим ресурсом для сталого управління сільськогосподарськими системами. Тому застосування біологічних показників є необхідним під час проведення агроекологічного моніторингу ґрунтів у місцях діяльності нафтогазовидобувних підприємств і компаній для об'єктивної характеристики стану ґрунту та прогнозу його відновлення, а отже, мають стати невід'ємними індикаторами стану ґрунту при складанні звітної інформації, щодо оцінки впливу на довкілля об'єктів нафтогазовидобувної діяльності.

Література

- 1 Аристовская Т.В. Методы изучения микрофлоры почв и её жизнедеятельности / Т.В. Аристовская, Ю.А. Худякова // Методы стационарного изучения почв. – М.: Наука, 1977. С.141–286.
- 2 Ацци Дж. Сельскохозяйственная экология / Дж. Ацци; пер. с англ. Н.А. Емельяновой, О.В. Лисовской, М.П. Шикеданц; под ред. В.Е. Писарева. – М.: Изд-во иностранной литературы, 1959. – . 242–243.
- 3 Буланова-Захваткина Е. М. Панцирные клещи – орибатидаы. М.: Высш. шк., 1967. 254 с.
- 4 Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экологические функции почвы. Москва, Издательство: МГУ, 1986. – 136 с.
- 5 Долин В. Г. Определитель личинок жуков-щелкунов фауны СССР. К.: Урожай, 1978. – 128 с.

- 6 Жуков А.В., Задорожная Г.А. Оценка экоморфогенеза педозема и чернозема обыкновенного на основе показателей твердости /Агрохімія і ґрунтознавство. 2015.- с.72-80
- 7 Журавель М. Ю., Дрозд О. М., Дядін Д. В., Ключко Т. О. Еколого-геохімічні особливості ґрунтів рекультивованих бурових майданчиків нафтогазових свердловин // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування, 2017. № 1 (15). С. 47–55.
- 8 Журавель М. Ю., Дрозд О. М., Дядін Д. В., Яременко В. В. Особливості агрофізичного стану та накопичення важких металів у агроєкосистемі рекультивованих бурових майданчиків // Вісник ХНАУ. 2014. С. 112–121.
- 9 Журавель М.Ю., Дрозд О.М., Дядін Д.В., Яременко В.В. Особливості агрофізичного стану та накопичення важких металів в агроєкосистемі рекультивованих бурових майданчиків // Вісник ХНАУ імені В.В. Докучаєва. Серія «Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство, екологія ґрунтів». 2014. № 2. С. 112-121.
- 10 Журавель М.Ю., Найдьонова О.Є., В.В. Яременко Застосування біологічних показників для визначення агроєкологічного стану рекультивованих ґрунтів /Агрохімія і ґрунтознавство. 2015.84. с. 80-88
- 11 Журавель Н. Е., Леженина И. П., Ключко П. В., Яременко В. В. Мониторинг почвенной мезофауны на рекультивированных землях Игнатьевского газонефтяного месторождения (Украина, Полтавская область) // Вісник Харківського університету. Вип. 18. Сер. Біологія, № 1079. 2013. С. 75– 83.
- 12 Карягина Л.А. Определение активности полифенолоксидазы и пероксидазы в почве / Л.А. Карягина, Н.А. Михайловская // Весці АН БССР, серія с/г навук. – Мінск, 1986. – № 2. – С. 40–41.
- 13 Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. Харьков : «Міськдрук», 2012. 535 с.
- 14 Методы почвенно-зоологических исследований / под. ред. М. С. Гилярова. М.: Наука, 1975. 280 с.
- 15 Методы почвенной микробиологии и биохимии /под ред. Д.Г. Звягинцева – М.: Изд-во Московского ун-та, 1980. – 224 с.
- 16 Мишустин Е.Н. Ассоциации почвенных микроорганизмов . М.: Наука, 1975. С. 24.
- 17 Муха В.Д. О показателях, отражающих интенсивность и направленность почвенных процессов / В.Д. Муха // Сб. науч. тр. ХСХИ, т. 273, Харьков, 1980. С. 13–16.
- 18 Найдёнова О.Е. Биологическая деградация чернозёмов при орошении: дисс. ... канд. биол. наук; спец. 03.00.18 – ґрунтознавство – Харьков, 2010. – 327 с.
- 19 Определитель обитающих в почве личинок насекомых / Под ред М. С. Гилярова. М.: Наука, 1964. 919 с.
- 20 Оцінка екосистемних послуг засоленних ґрунтів під впливом меліорації (методичні рекомендації); за ред. С. А. Балюка, О.М. Дрозд. Харків.: ФОП Бровін О. В. 2017. 128 с.
- 21 Павличенко, П. Г. Определитель цератозетоидных клещей (Oribatei, Ceratozetoidea) Украины. К. : Изд-во Ин-та зоологии им. И. И. Шмальгаузена, 1994. 143 с.
- 22 Павлов Д.С., Стриганова Б.Р., Букварева Е.Н., Дгебуадзе Ю.Ю. Сохранение биологического разнообразия как условие устойчивого развития. М.: ООО «Типография ЛЕВКО», 2009. 84 с.
- 23 Пространственная агроэкология и рекультивация земель: монография / [Демидов А.А., Кобец А.С., Грищан Ю.И., Жуков А.В.]. – Днепропетровск : Изд-во «Свидлер А.Л.», 2013. – 560 с.
- 24 Пространственная экология почвенных животных / А. Д. Покаржевский [и др.]. М. : Тов-во науч. изданий «КМК», 2007. 174 с.
- 25 Сэги Й. Методы почвенной микробиологии / под ред. Г.С. Муромцева; пер с венг. И.Ф. Куренного. – М.: Колос, 1983. – 296 с.
- 26 Теппер Е.З., Шильникова В.К., Переверзева Г.И. Практикум по микробиологии. М.: Колос, 1972. – 199 с.
- 27 Фасулати К. К. Полевое изучение наземных беспозвоночных. М.: Высш. шк., 1971. 424 с.
- 28 Хазиев Ф.Х. Ферментативная активность почв / Ф.Х. Хазиев. – М.: Наука, 1976. – С. 39–40.
- 29 Юрченко Д.Ю. Визначення локальних змін фізичних та водних властивостей ґрунтів Прикарпаття на територіях об'єктів нафтогазовидобутку / Екологічна безпека та раціональне природокористування. Науковий вісник ІФНТУНГ. 2011. № 4(30). С.82-86.

- 30 Food and agriculture organization of the united nations <http://www.fao.org/about/en/>
- 31 Glenk K., McVittie, Moran D. Soil and Soil Organic Carbon within an Ecosystem Service Approach Linking Biophysical and Economic Data. Scottish Agricultural College, 2011. 43 pp.
- 32 Lehmann A., David S., Stahr K. TUSEC – Handbuch zur Bewertung von natürlichen Böden und anthropogenen Stadtböden [TUSEC – a manual for the evaluation of natural soils and anthropogenic urban soils]. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 2008. 224 p.
- 33 MEA (Millennium Ecosystem Assessment). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Washington: Island Press, 2005. 155 p.
- 34 TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). Ecological and Economic Foundations / Edited by P.Kumar. London and Washington: Earthscan, 2010. 422 p.

Надійшла до редакції 03 грудня 2018 р.

**O. M. Drozd^{1,2}, M. Yu. Zhuravel³,
O. Ye. Naidionova², I. P. Lezhenina⁴,
N. Yu. Polchaninova⁵**

¹O. M. Beketov National University of
Urban Economy in Kharkiv,

²National Scientific Center “Institute for Soil Science and
Agrochemistry Research named after O.N. Sokolovsky”,

³“Intellect Service LTD”,

⁴V.V. Dokuchaev National Agricultural
University of Kharkiv,

⁵V.N. Karazin Kharkiv National University

THE DETERMINATION OF LOCAL CHANGES IN THE SUPPORTING ECOSYSTEM SERVICE OF SOIL ON THE TERRITORY OF OIL AND GAS PRODUCTION

The temporary withdrawal of agricultural land for the construction or overhaul of wells and pipelines laying is, in essence, an interference with the natural soil-forming process, the result of which is a change in the implementation of the ecosystem functions of the soil and, consequently, ecosystem services of the soil.

The article analyses the influence of industrial activity and soils reclamation on the implementation of the supporting ecosystem service of soil. Such indicators as agrophysical, physico-chemical, chemical indices of soil, species composition, trophic structure and the state of the indicator groups of the invertebrates (rainworms, enchytraeids, larvae of elaterids), the number of the microorganisms of the main ecofunctional and taxonomic groups (bacteria that absorb organic and mineral nitrogen, actinomycetes, microscopic fungi, oligotrophic bacteria), enzymatic activity and soil toxicity were selected as indicators of anthropogenic change. Four soil samples were taken at each experimental and background site for the reckoning of mesofauna (50×50×30 cm). Thus, 1 m² of land was surveyed on each experimental area. The final evaluation of the soil condition at different points was carried out using the integral index of the biological state of the soil (IIBS).

Following the research of the agro-ecological state of the soil on the territory of two rehabilitated sites of oil and gas production wells local changes in the supporting ecosystem service are defined within the spread of gray forest soil. It is established that the general unfavorable property of background and recultivated soils is high density indices. Unfavorable agrophysical properties determine the differentiation of the parameters of the analyzed indicators of the supporting ecosystem service of soil. The article proves the expediency of using the complex of the most informative biological indicators to assess the quality of reclamation and the state of reclaimed soils.

Key words: ecosystem services, soils, reclamation, biological indicators, mesofauna, microbial cenosis of soil, enzymatic activity of soil, phytotoxic activity of soil.

References

- 1 Aristovskaya T.V. Metody izucheniya mikroflory pochv i eyo zhiznedeyatel'nosti / T.V. Aristovskaya, Yu.A. Hudyakova // Metody stacionarnogo izucheniya pochv. – M.: Nauka, 1977. S.141–286.

- 2 Acci Dzh. Sel'skohozyajstvennaya ekologiya / Dzh. Acci; per. s angl. N.A. Emel'yanovoj, O.V. Lisovskoj, M.P. Shikedanc; pod red. V.E. Pisareva. – M.: Izd-vo inostrannoj literatury, 1959. – . 242–243.
- 3 Bulanova-Zahvatkina E. M. Pancirnye kleshchi – oribatidy. M.: Vyssh. shk., 1967. 254 s.
- 4 Dobrovol'skij G.V., Nikitin E.D. Ekologicheskie funkzii pochvy. Moskva, Izdatel'stvo: MGU, 1986. – 136 s.
- 5 Dolin V. G. Opredelitel' lichinok zhukov-shchelkunov fauny SSSR. K.: Urozhaj, 1978. – 128 s.
- 6 Zhukov A.V., Zadorozhnaya G.A. Ocenka ekomorfogeneza pedozema i chernozema obyknovennogo na osnove pokazatelej tverdosti /Agrohimiya i rruntoznavstvo. 2015.- s.72-80
- 7 Zhuravel' M. Yu., Drozd O. M., Dyadin D. V., Klochko T. O. Ekologo-geohimichni osoblivosti rruntiv rekul'tivovanih burovih majdanchikov naftogazovih sverdlovin // Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokoristuvannya, 2017. № 1 (15). S. 47–55.
- 8 Zhuravel' M. Yu., Drozd O. M., Dyadin D. V., Yaremenko V. V. Osoblivosti agrofizichnogo stanu ta nakopichennya vazhkih metaliv u agroekosistemi rekul'tivovanih burovih majdanchikov // Visnik HNAU. 2014. S. 112–121.
- 9 Zhuravel' M.Yu., Drozd O.M., Dyadin D.V., Yaremenko V.V. Osoblivosti agrofizichnogo stanu ta nakopichennya vazhkih metaliv v agroekosistemi rekul'tivovanih burovih majdanchikov // Visnik HNAU imeni V.V. Dokuchaeva. Seriya «Irruntoznavstvo, agrohimiya, zemlerobstvo, lisove gospodarstvo, ekologiya rruntiv». 2014. № 2. S. 112-121.
- 10 Zhuravel' M.Yu., Najd'onova O.E., V.V. Yaremenko Zastosuvannya biologichnih pokaznikov dlya viznachennya agroekologichnogo stanu rekul'tivovanih rruntiv /Agrohimiya i rruntoznavstvo. 2015.84. s. 80-88
- 11 Zhuravel' N. E., Lezhenina I. P., Klochko P. V., Yaremenko V. V. Monitoring pochvennoj mezofauny na rekul'tivovanih zemlyah Ignat'evskogo gazoneftyanogo mestorozhdeniya (Ukraina, Poltavskaya oblast') // Visnik Harkivs'kogo. universitetu. Vip. 18. Ser. Biologiya, № 1079. 2013. S. 75–83.
- 12 Karyagina L.A. Opredelenie aktivnosti polifenoloksidazy i peroksidazy v pochve / L.A. Karyagina, N.A. Mihajlovskaya // Vesci AN BSSR, seriya s/g navuk. – Minsk, 1986. – № 2. – S. 40–41.
- 13 Medvedev V.V. Monitoring pochv Ukrainy. Har'kov : «Mis'kdruk», 2012. 535 s.
- 14 Metody pochvenno-zoologicheskikh issledovanij / pod. red. M. S. Gilyarova. M.: Nauka, 1975. 280 s.
- 15 Metody pochvennoj mikrobiologii i biohimii /pod red. D.G. Zvyaginceva – M.: Izd-vo Moskovskogo un-ta, 1980. – 224 s.
- 16 Mishustin E.N. Asociacii pochvennyh mikroorganizmov . M.: Nauka, 1975. S. 24.
- 17 Muha V.D. O pokazatelyah, otrazhayushchih intensivnost' i napravlenost' pochvennyh processov / V.D. Muha // Sb. nauch. tr. HSHI, t. 273, Har'kov, 1980. S. 13–16.
- 18 Najdyonova O.E. Biologicheskaya degradaciya chernozyomov pri oroshenii: diss. ... kand. biol. nauk; spec. 03.00.18 – rruntoznavstvo – Har'kov, 2010. – 327 s.
- 19 Opredelitel' obitayushchih v pochve lichinok nasekomyh / Pod red M. S. Gilyarova. M.: Nauka, 1964. 919 s.
- 20 Ocinka ekosistemnih poslug zasolenih rruntiv pid vplivom melioracii (metodichni rekomendacii); za red. S. A. Balyuka, O.M. Drozd. Harkiv.: FOP Brovin O. V. 2017. 128 s.
- 21 Pavlichenko, P. G. Opredelitel' ceratozetoidnyh kleshchej (Oribatei, Ceratozetoidea) Ukrainy. K. : Izd vo In ta zoologii im. I. I. Shmal'gauzena, 1994. 143 s.
- 22 Pavlov D.S., Striganova B.R., Bukhareva E.N., Dgebuadze Yu.Yu. Sohranenie biologicheskogo raznoobraziya kak uslovie ustojchivogo razvitiya. M.: OOO «Tipografiya LEVKO», 2009. 84 s.
- 23 Prostranstvennaya agroekologiya i rekul'tivaciya zemel': monografiya / [Demidov A.A., Kobec A.S., Grican Yu.I., Zhukov A.V.]. – Dnepropetrovsk : Izd-vo «Svidler A.L.», 2013. – 560 s.
- 24 Prostranstvennaya ekologiya pochvennyh zhivotnyh / A. D. Pokarzhevskij [i dr.]. M. : Tov vo nauch. izdanij «KMK», 2007. 174 s.
- 25 Segi J. Metody pochvennoj mikrobiologii / pod red. G.S. Muromceva; per s veng. I.F. Kurenogo. – M.: Kolos, 1983. – 296 s.
- 26 Tepper E.Z., Shil'nikova V.K., Pereverzeva G.I. Praktikum po mikrobiologii. M.: Kolos, 1972. – 199 s.
- 27 Fasulati K. K. Polevoe izuchenie nazemnyh bespozvonochnyh. M.: Vyssh. shk., 1971. 424 s.

- 28 Haziev F.H. Fermentativnaya aktivnost' pochv / F.H. Haziev. – М.: Nauka, 1976. – S. 39–40.
- 29 Yurchenko D.Yu. Vyznachennya lokal'nih zmin fizichnih ta vodnih vlastivostej rruntiv Prikarpatya na teritoriyah ob'ektiv naftogazovidobutku / Ekologichna bezpeka ta racional'ne prirodokoristuvannya. Naukovij visnik IFNTUNG. 2011. № 4(30). S.82-86. Food and agriculture organization of the united nations <http://www.fao.org/about/en/>
- 30 Glenk K., McVittie, Moran D. Soil and Soil Organic Carbon within an Ecosystem Service Approach Linking Biophysical and Economic Data. Scottish Agricultural College, 2011. 43 pp.
- 31 Lehmann A., David S., Stahr K. TUSEC – Handbuch zur Bewertung von natürlichen Böden und anthropogenen Stadtböden [TUSEC – a manual for the evaluation of natural soils and anthropogenic urban soils]. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 2008. 224 p.
- 32 MEA (Millennium Ecosystem Assessment). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Washington: Island Press, 2005. 155 p.
- 33 TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). Ecological and Economic Foundations / Edited by P.Kumar. London and Washington: Earthscan, 2010. 422 p.

ЕКОЛОГІЯ ГІДРОСФЕРИ

УДК 502.3/.7:556.536:621.22

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-26-37

В. Г. Сінченко¹, А. М. Николаєв²

¹ДП "Науковий центр превентивної токсикології, харчової та хімічної безпеки імені академіка Л.І. Медведя МОЗ України "

²Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

ГІДРОЕНЕРГЕТИЧНІ РЕСУРСИ ГІРСЬКОЇ РІЧКИ: ПІДХОДИ ДО РОЗРАХУНКУ ВАЛОВОЇ ПОТЕНЦІЙНОЇ ПОТУЖНОСТІ ВОДЯНОГО ПОТОКУ НА ДІЛЯНЦІ РУСЛА ЗА НАЯВНОСТІ ПРИТОКИ

Рациональний вибір місця розташування МнГЕС або МкГЕС пов'язаний з наявністю інформації про розподіл валової потужності вздовж русла річки. В умовах гірської місцевості при визначенні цієї величини доцільно спиратись на загальні положення принципу поділу профілю русла на ділянки постійного ухилу. Дана робота є дослідженням формування гідроенергетичного потенціалу потоку на ділянці гірської річки. Її метою є встановлення зв'язку між ним та гідрологічними і морфометричними параметрами русла річки.

Вирішена задача знаходження моделі опису процесу нарощування валової потужності під час руху води вниз за течією на ділянці за наявності в її межах притоки річки. Встановлені аналітичні зв'язки між величиною валової потенційної потужності та загальноприйнятими параметрами водного потоку: витратою і профілем русла. За наявності притоки до них додається ще відстань місця розташування гирла притоки від початку ділянки та його ширина. Для опису ухилу ділянки використано лінійне наближення. Обґрунтовано функціональну залежність потужності від витрати потоку, різниці висот русла в межах ділянки, витрати притоки і висотної відмітки її гирла, положення гирла притоки по відношенню до початку ділянки. Встановлені співвідношення, які дають можливість визначення розподілу потужності вздовж ділянки.

Запропонована модель та методика обчислення валової потенційної потужності потоку води на ділянці русла річки для випадку, коли в її межах є наявною притока. В основу методики покладено опис зростання витрати водного потоку в руслі при протіканні води вниз за течією з використанням комбінації лінійної та зворотної тригонометричної функцій.

Розраховано розподіл валової потенційної потужності на ділянці річки Буковинських Карпат – Сірету. Використано співвідношення як точного аналітичного, так і наближеного рішення. Показано практичну тотожність в значеннях потужності потоку, які отримані на їх основі. Обґрунтовано висновок про адекватність отриманого розподілу фізичній моделі приросту потужності вниз за течією, як вище, так і нижче місця входження притоки в русло.

Цінність застосованого підходу до визначення потенційної валової потужності водного потоку на практиці полягає в його евристичній складовій.

Ключові слова: потенційна потужність водного потоку; гідроенергетичний потенціал; мала річка.

Означення проблеми, її актуальність. Відновлення актуальності модернізації раніше діючих і виведених з експлуатації малих гідроелектростанцій (ГЕС) пов'язано з очікуваннями зростання економічного потенціалу держави. В рамках Програми розвитку гідроенергетики України [6] малі ГЕС мають доповнювати раціональне забезпечення енергією окремих територій. Перспективи рекреаційного та туристичного напрямків розвитку територій, зокрема Карпатського регіону, відображені в ряді регіональних програм [5,7], передбачають забезпечення енергією приватних садиб та створених на їх основі підприємств у віддалених від загальних поселень місцях. Для таких випадків економічно доцільним є використання засобів альтернативної енергетики. Енергетичний ресурс малих річок, зокрема перетворений в енергію шляхом створення ГЕС малої потужності, відповідно міні (МнГЕС) та мікро (МкГЕС), дозволяє раціонально

використовувати наявні природно-гідрологічні можливості території з мінімальним втручанням у екологічний стан довкілля.

Рациональний вибір місця розташування МнГЕС або МкГЕС пов'язаний з наявністю інформації про розподіл валової потужності вздовж русла річки. В умовах гірської місцевості при визначенні цієї величини доцільно спиратись на загальні положення принципу поділу профілю русла на ділянки постійного ухилу [15]. Згідно з ним, число ділянок не має бути значним, їх кількість залежить від протяжності річки. Для малих річок в гірській місцевості, як правило, число ділянок вибирається від 6 до 12. При цьому важливою є інформація про параметри потоку води в межах кожної ділянки. Через рельєф місцевості поверхневий стік в ній локалізується з утворенням невеликих потічків та подальшого утворення приток річки. Із сказаного випливає задача знаходження валової потенційної потужності в межах ділянки за наявності руслової притоки, витрата води в якій є співмірною з витратою в основному руслі.

Аналіз попередніх досліджень. Підходи до методики визначення валової потенційної потужності N_p розглядались як з точок зору енергетики, так і гідрології. Узагальнені результати таких досліджень представлені, зокрема в [1, 4]. Для встановлення значення N_p в κBm на ділянці русла з постійним ухилом часто використовують залежність, яка визначена як $N_p = 9,81 \cdot Q \cdot \Delta h \cdot K_{ккв}$. У цьому співвідношенні Q – витрата води, Δh – різниця висот між верхнім та нижнім рівнями води на ділянці, на якій визначається N_p , а $K_{ккв}$ – коефіцієнт корисного використання енергії води на гідровузлі. При встановленні цієї залежності використано ряд припущень, зокрема, щодо постійності швидкості потоку води та незмінності поперечного перерізу русла [12]. Співвідношення застосовується при розрахунку потужності малих ГЕС за наявності гребельної компоновки [14]. Також його використано в деяких дослідженнях енергетичного потенціалу річок Карпатського регіону, зокрема, в [2].

При аналізі гідроенергетичних ресурсів використовується і співвідношення, в якому враховується зміна величини водності у річці при русі води вниз за течією. При позначенні витрати на початку досліджуваної ділянки через Q_1 , а в її кінці через Q_n формула для встановлення значення потужності N_p в κBm у цьому випадку має наступний вигляд:

$$N_p = 9,81 \cdot [(Q_1 + Q_n)/2] \cdot \Delta h \cdot K_{ккв} . \quad (1)$$

У рівнянні (1) величина $(Q_1 + Q_n)/2$ визначає середню витрату води, а Δh – перепад висот в межах ділянки. Рівняння (1) може застосовуватись для встановлення значення N_p за умови відсутності в межах ділянки приток. Внесок витрати притоки у загальну потужність при проведенні розрахунків можна оцінити шляхом поділу ділянки на частини до та після входження притоки в основне русло з наступним визначенням потужності для кожної із частин. Загальна потужність ділянки визначатиметься як сума потужностей. Витрата притоки при цьому розглядається як окрема складова. Рівняння (1), з припущенням $K_{ккв} = 1,0$, застосовувалось рядом авторів, зокрема при дослідженнях гідроенергетичних ресурсів річок Закарпаття [3, 10] та енергетичного потенціалу приток в басейні Середнього Дністра [13].

Невирішені частини проблеми. Адекватність результатів, які можна отримати із застосування зазначених вище співвідношень, залежить від величини стрибків водності в межах ділянки річки. За умов, коли наявні на ділянці притоки мало змінюють водність у основному руслі, розраховане за загальним перепадом висоти значення потужності буде відображати величину наявного енергетичного потенціалу. Коли ж частка водності притоки у загальній водності є значною, розрахована потужність не враховуватиме вплив на неї розподілу водності вздовж ділянки. Встановлення розподілу величини потужності вздовж ділянки шляхом її поділу потребує додаткових громіздких обчислень гідрографічних та гідрологічних параметрів водотоку для кожного із визначених на ділянці місць. Окрім того, встановлене значення потужності в цьому випадку одночасно не забезпечує коректність визначення сумарної потужності в межах перехідної області, де притока входить в основне русло. Причиною є відсутність у зазначених вище рівняннях параметрів перехідної області – її розміру та ширини гирла притоки. Все зазначене ускладнює проведення досліджень щодо визначення ступеню впливу на енергетичний потенціал гірської річки параметрів водного потоку. З цієї причини питання про встановлення аналітичної залежності розподілу величини валової потенційної потужності вздовж ділянки та перспективи можливості аналізу цієї величини при варіації взаємного розташування місця входження притоки в русло та початку ділянки до теперішнього часу є вивченими недостатньо і потребують окремого розгляду.

Мета. Дана робота є дослідженням формування гідроенергетичного потенціалу потоку на ділянці гірської річки. Її метою є встановлення зв'язку між ним та гідрологічними і морфометричними параметрами русла річки. Ставиться задача знаходження моделі опису процесу нарощування валової потужності під час руху води вниз за течією на ділянці за наявності в її межах притоки річки.

Завдання. Поставлена в роботі мета передбачає встановлення аналітичних зв'язків між величиною валової потенційної потужності та загальноприйнятими параметрами водного потоку: витратою і профілем русла. За наявності притоки до них додається ще відстань місця розташування гирла притоки від початку ділянки та його ширина.

Основний матеріал, результати та їх обговорення. Розглянемо ділянку русла річки довжиною L з постійним ухилом. Площу поперечного перерізу потоку води в руслі позначимо через $S(l)$, де l – поточна координата вздовж русла. Припустимо постійність середньої швидкості води в руслі на ділянці v_{cp} , що є можливим при варіації вздовж русла значення $S(l)$. Розділимо ділянку русла на певну кількість n рівних частин і присвоїмо кожній із них відповідний індекс i . Довжина кожної частини визначатиметься величиною $l_i = L/n$. При великій кількості n зміною площі перерізу потоку в межах кожної із частин ділянки S_i можна знехтувати і вважати площу S_i постійною. Тоді енергія потоку E_i , яку він витрачає на переміщення маси води в руслі ріки на довжину l_i за час Δt_i , може бути записана у вигляді: $E_i = S_i \cdot v_{cp} \cdot \rho \cdot l_i \cdot \sin \alpha \cdot (\Delta t_i)$. Тут позначено через ρ густину води, а α – кут нахилу профілю русла на ділянці. З урахуванням зв'язків витрати Q_i та перепаду висоти Δh_i з параметрами русла і потоку можна записати співвідношення $S_i = Q_i / v_{cp}$ та $l_i \cdot \sin \alpha = \Delta h_i$. Тоді енергія потоку E_i може бути визначена як $E_i = Q_i \cdot \rho \cdot \Delta h_i \cdot \Delta t_i$. Через безперервність потоку у річці об'єми води на сусідніх частинах ділянки дотичні між собою і складають увесь потік. Тому загальна величина втрати енергії потоку води на ділянці E_p визначається як сума втрат енергії на всіх частинах ділянки. Просумувавши їх значення, отримаємо для загальної енергії E_p наступне співвідношення: $E_p = \sum Q_i \cdot \rho \cdot \Delta h_i \cdot \Delta t_i$. Сумування проводиться за всіма індексами i від 1 до n . Це рівняння визначає величину енергії, яку витрачає потік води при переміщенні вздовж ділянки на відстань L .

Через постійність значень величин ρ та Δt_i останнє співвідношення для E_p ставить у залежність величину втрати енергії та суму величин добутків $Q_i \cdot \Delta h_i$. Через те, що значення витрати Q_i при русі потоку, як правило, збільшується, для встановлення значення E_p виникає необхідність визначення закону розподілу витрати Q_i вздовж русла. Одночасно витрату Q_i можна розглядати як функцію висоти окремої частини ділянки. Звернемо увагу, що через постійність ухилу русла всі значення Δh_i є тотожними між собою. Таким чином, в системі ортогональних

координат з осями Q_i і h_i , в межах ділянки сума добутків $\sum_{i=1}^n Q_i \cdot \Delta h_i$ визначатиме площу прямокутників з висотою Q_i та шириною Δh_i . Тому, переходячи до зменшення величини Δh_i та розгляду функціональної залежності $Q(h)$ від h та виходячи з геометричної інтерпретації визначення інтегралу, енергію, яка витрачається потоком при проходженні ним русла на ділянці, можна записати у вигляді інтегрального співвідношення $E_p = \rho \cdot \Delta t_i \cdot \int Q(h) dh$. Інтегрування проводиться по зміні висоти в межах ділянки.

Для переходу до потужності розділимо значення E_p на Δt_i та використаємо відомі взаємозв'язки фізичних величин і значення густини води: $1 \text{ кВт} = 102 \text{ кг м}^3/\text{с}$ та $\rho = 1000 \text{ кг/м}^3$. Врахуємо також, що початок ділянки у координатах профілю русла відповідає мінімальному значенню координати по висі абсцис. В координатах залежності $Q(h)$ від h початок ділянки відповідатиме максимальному значенню висоти, а її кінець – мінімальній висоті. З урахуванням цього валова потенційна потужність потоку води N_p в кВт при визначенні $Q(h)$ в $\text{м}^3/\text{с}$, h – в м, може бути представлена у вигляді рівняння:

$$N_p = 9,81 \cdot \int_{h_n}^{h_1} Q(h) dh . \quad (2)$$

Рівняння (2) є загальним. Воно визначає зв'язок характеристик профілю русла, витрати води в потоці з приростом валової потенційної потужності N_p при проходженні потоку води через ділянку. Рівняння дає можливість знаходження величини N_p шляхом математичного моделювання

процесів формування водності потоку. При цьому може реалізовуватись як аналітичний, так і числовий спосіб знаходження величини значення інтегралу.

Встановимо алгоритм розрахунку величини N_p , виходячи з загальноприйнятої інформації гідрологічного та гідрографічного характеру. Для вирішення поставленої в роботі задачі також необхідно враховувати інформацію про профіль русла і середньорічні витрати води в межах ділянки. Припустимо відомими величину витрати на початку – Q_1 та в кінці – Q_n ділянки, а також значення витрати притоки Q_{np} в місці входження в основне русло. Будемо вважати відомими відстані від витoku річки до початку та кінця ділянки, а також відстань до місця входження притоки. Тоді, позначивши через l_n координату кінця ділянки та через l_{np} – місця входження притоки, розподіл витрати на ділянці можна визначити як:

$$Q(l) = \begin{cases} \frac{Q_n - Q_1 - Q_{np}}{l_n - l_1} l - \frac{Q_n - Q_1 - Q_{np}}{l_n - l_1} l_1 + Q_1 & l_1 \leq l \leq l_{np} \\ \frac{Q_n - Q_1 - Q_{np}}{l_n - l_1} l - \frac{Q_n - Q_1 - Q_{np}}{l_n - l_1} l_1 + Q_1 + Q_{np} & l_{np} < l \leq l_n \end{cases} \quad \text{за умов} \quad (3)$$

Перехід від лінійної на кожній із частин ділянки залежності $Q(l)$ від l в (3) до залежності $Q(h)$ від h можна здійснити, якщо використати апроксимацію залежності висоти профілю русла на досліджуваній ділянці від відстані. Поставимо у відповідність довжинам l_1 , l_n , l_{np} відповідні їм висоти – h_1 , h_n та h_{np} . Для спрощення виду залежностей і запису припустимо суміщення початку вісі вибраних координат вздовж русла l_1 з початком досліджуваної ділянки. За цієї умови, коли $l_1 = 0$, залежність $h(l)$ визначається як:

$$h(l) = \{(h_n - h_1)/l_n\} \cdot l + h_1. \quad (4)$$

В межах лінійного наближення рівняння (4) визначає висоту профілю русла в будь-якій заданій точці розгляду в межах ділянки, місце положення якої визначається довжиною l . Використовуючи (4), визначимо величини l_1 , l_n і l_{np} через h_1 , h_n та h_{np} . Підставивши отримані рівняння в (3) для залежності $Q(h)$ можна записати наступні співвідношення:

$$Q(h) = \begin{cases} [(Q_n - Q_1 - Q_{np})/(h_n - h_1)] \cdot (h - h_1) + Q_1 & h_{np} \leq h \leq h_1 \\ [(Q_n - Q_1 - Q_{np})/(h_n - h_1)] \cdot (h - h_1) + Q_1 + Q_{np} & h_n \leq h < h_{np} \end{cases} \quad \text{за умов} \quad (5)$$

Наведені залежності $Q(l)$ і $Q(h)$ з рівнянь (3) та (5) описують збільшення витрати води в руслі по мірі збільшення відстані між точкою розгляду та початком ділянки. На різних частинах ділянки коефіцієнт нахилу прямої в кожній із залежностей є однаковим. Рівняння відповідають моделі, в якій приріст витрати води в основному руслі річки за рахунок додавання потоку води з притоки зосереджений в точці, місце якої визначено відстанню $l = l_{np}$, або відповідною висотою $h = h_{np}$. В цих точках спостерігається різке збільшення витрати води в руслі річки на величину Q_{np} . В дійсності, потік води притоки надходить в основне русло на короткому відрізку в межах гирла, а стаціонарний режим розповсюдження потоку води спостерігається на значно більших за розмір гирла відстанях. Тому представлена модель недостатньо адекватно описує процес приросту витрати в основному руслі.

Використання співвідношення (5) в алгоритмі встановлення значення потенційної потужності за рівнянням (2) приводить до необхідності роздільного визначення інтегралів на двох частинах ділянки. Перша частина відповідає відстані від початку ділянки до місця входження притоки в русло, друга – від місця входження притоки до кінця ділянки. Відстань l_{np} , та відповідна їй висота h_{np} , найпростіше визначаються за розташуванням геометричного центру гирла притоки. Загальний приріст потужності на ділянці знаходиться як сума значень знайдених таким чином величин. Однак, такий спосіб встановлення величини N_p , коректно відображає лише потужність за межами перехідної області ділянки. В ньому спотворюються результати детальної структури розподілу потужності N_p поблизу місця входження притоки в основне русло. Відповідно до рівняння (2) процес роздільного інтегрування частин функції $Q(h)$ спотворює розподіл стрибка величини потужності, який має спостерігатись в точці $h = h_{np}$. Подібні явища мають місце в інших галузях техніки, коли в моделі для опису процесу використовується функція «різкої межі». Прикладом може служити течія потоку рідини навколо перепони, наявність якої впливає на структуру потоку як до, так і після неї [11].

Відображення стрибка витрати можна здійснити шляхом трансформації співвідношення (3), використавши при цьому комбінацію лінійної і неперервної для всього інтервалу довжин

зворотної тригонометричної функції виду $\arctg(K \cdot l)$. В цьому випадку розподіл витрати потоку води вздовж русла доцільно представити у вигляді:

$$Q(l) = \frac{Q_n - Q_1 - Q_{np}}{l_n - l_1} \cdot (l - l_1) + Q_1 + \frac{Q_{np}}{2} + \frac{Q_{np}}{\pi} \cdot \arctg [K_{kp} \cdot (l - l_{np})]. \quad (6)$$

Співвідношення (6) є наближенням до (3). У ньому, коефіцієнт крутизни K_{kp} функції приросту витрати водного потоку в дотичній до точки $l = l_{np}$ області русла річки, задає крутизну кривої $Q(l)$. Мінімальне значення цього коефіцієнту можна встановити шляхом розв'язання відносно величини K_{kp} рівняння критерію нарощення енергетичного потенціалу потоку води в межах гирла притоки. Останній представляється як відносна нерівність, яка встановлює взаємозв'язок між максимальною потужністю витрати потоку – $Q_{np} \cdot \rho \cdot a \cdot \sin \alpha$ та потужністю, яка реалізується при вибраному коефіцієнті K_{kp} . З використанням введених вище позначень: ρ – густина води, $2a$ – ширина гирла, δ – задана допустима величина розбіжності зазначених потужностей, нерівність критерію можна записати як:

$$\frac{1}{a} \cdot \left\{ \int_{l_{np}-a}^{l_{np}+a} \left[\frac{1}{2} + \frac{1}{\pi} \cdot \arctg K_{kp} \cdot (l - l_{np}) \right] dl - 2a \cdot \left[\frac{1}{2} - \frac{1}{\pi} \cdot \arctg (K_{kp} \cdot a) \right] \right\} \geq 1 - \delta. \quad (7)$$

Для оцінювання за нерівністю (7) величини K_{kp} необхідна інформація про ширину гирла притоки. Для малої річки найбільш точний спосіб її отримання – пряме вимірювання. Доступним шляхом є і встановлення ширини гирла методами ГІС-технології позиціонування. Результати оцінки величини K_{kp} , наприклад для $\delta=0,01$ та гирла розміром $2a=10$ м, дають величину $K_{kp}=12,74$ м⁻¹. При $\delta=0,005$ значення K_{kp} збільшується до 25,47 м⁻¹. Зменшення розміру гирла до 5 м збільшує для зазначених δ значення K_{kp} відповідно до 25,47 і 50,94 м⁻¹.

Аналітичне дослідження розподілу потужності, зокрема і в місці входження притоки у основне русло, можна здійснити, якщо трансформувати рівняння (6), використавши наведену вище залежність висоти точки h від її лінійної координати l з рівняння (4). Тоді розподіл витрати потоку води як функції висоти може бути представлений наступним чином:

$$Q(h) = \frac{Q_n - Q_1 - Q_{np}}{h_n - h_1} \cdot (h - h_n) + Q_n - \frac{Q_{np}}{2} + \frac{Q_{np}}{\pi} \cdot \arctg [{}^h K_{kp} \cdot (h - h_{np})]. \quad (8)$$

В цьому рівнянні величина ${}^h K_{kp} = K_{kp} \cdot (l_n / (h_n - h_1))$ – коефіцієнт крутизни по змінній h . Він визначає наскільки круто функція $\arctg [{}^h K_{kp} \cdot (h - h_{np})]$ переходить від асимптотичного значення – $\pi/2$ до значення $+\pi/2$ в точці $h = h_{np}$. Використання такого представлення функції зміни розподілу витрати потоку з висотою русла забезпечує аналітичне обчислення інтегралу в рівнянні (2). Дійсно, при підстановці функції $Q(h)$ в (2) отримаємо суму з п'яти інтегралів, чотири з яких є інтегралами від елементарних функцій. Після їх обчислення можна записати:

$$N_p = 9,81 \cdot \left[\frac{Q_n + Q_1}{2} \cdot (h_1 - h_n) + \frac{Q_{np}}{\pi} \cdot \int_{h_n}^{h_1} \arctg [{}^h K_{kp} \cdot (h - h_{np})] dh \right]. \quad (9)$$

У співвідношенні (9) перший доданок з множником 9,81 тотожно дорівнює зазвичай використовуваному рівнянню (1). В той же час, структура співвідношення (9) показує, що за наявності притоки річки оцінювання величини потенційної потужності N_p з використанням лише даних про витрату на початку ділянки та в її кінці призводить до завищення результату оцінки. Точнішу оцінку можна отримати шляхом визначення значення другого доданку в рівнянні (9). Інтеграл у цьому доданку може бути обчислений за допомогою загальновідомих таблиць інтегралів. З урахуванням його аналітичного представлення, співвідношення для розрахунку величини валової потенційної потужності визначатиметься наступним рівнянням:

$$N_p = 9,81 \cdot \left\{ \frac{Q_n + Q_1}{2} \cdot (h_1 - h_n) + \frac{Q_{np}}{\pi} \cdot (h_1 - h_{np}) \cdot \arctg [{}^h K_{kp} \cdot (h_1 - h_{np})] - \frac{Q_{np}}{\pi} \cdot (h_n - h_{np}) \cdot \arctg [{}^h K_{kp} \cdot (h_n - h_{np})] + \frac{Q_{np}}{2\pi \cdot {}^h K_{kp}} \cdot \ln \frac{1 + [{}^h K_{kp} \cdot (h_n - h_{np})]^2}{1 + [{}^h K_{kp} \cdot (h_1 - h_{np})]^2} \right\}. \quad (10)$$

Співвідношення (10) є загальним рішенням. Через параметри висоти гирла притоки h_{np} та її витрату Q_{np} воно визначає залежність потужності в кінці ділянки від відстані між місцем розташування гирла притоки та початком ділянки. Для скорочення запису позначимо величину

$\frac{1+[{}^hK_{kp} \cdot (h_n - h_{np})]^2}{1+[{}^hK_{kp} \cdot (h_1 - h_{np})]^2}$ та її частини – $[{}^hK_{kp} \cdot (h_1 - h_{np})]$ і $[{}^hK_{kp} \cdot (h_n - h_{np})]$ відповідно через

$H_4({}^hK_{kp}, h_1, h_n, h_{np})$, ${}^{kp}H_1^{np}$ та ${}^{kp}H_n^{np}$. За умови $h_1 - h_{np} = -(h_n - h_{np})$, тобто коли притока входить в русло посередині ділянки, значення в рівнянні (10) четвертого доданку тотожно дорівнює нулю. Одночасно другий і третій доданки рівняння (10) компенсують один одного. За такого розташування гирла, незалежно від величини витрати Q_{np} , розрахунок величини потужності N_p з використанням співвідношення (10) визначить результат, який тотожно співпадатиме з обчисленим за наведеним вище рівнянням (1). Відмінності між розрахованими величинами спостерігатимуться, якщо місце розташування гирла притоки буде зміщене в бік початку, або кінця ділянки. У цьому випадку використання співвідношення (10) може давати значення потужності, як менше, так і більше за те, яке визначається за формулою (1). Відхилення між значеннями в цих двох випадках розрахунку визначатиметься як величиною витрати притоки, так і відстанню, яку водний потік з гирла проходитиме до кінця ділянки.

Визначимо розподіл валової потужності вздовж ділянки. Для цього висоту кінця ділянки h_n розглянемо як змінну величину, межі зміни якої становлять від h_1 до h_n . Позначимо цю змінну через $\hat{h}_n$. Нове місце розташування гідрогенератора вздовж русла зафіксуємо через довжину $\hat{l}_n$. Використаємо рівняння (4) і поставимо у відповідність $\hat{l}_n$ висоту $\hat{h}_n$. Встановимо для цієї висоти нове значення витрати $\hat{Q}_n(\hat{h}_n)$. Для цього використаємо рівняння вісі коридору зміни функцій $(Q_{np}/\pi) \cdot (h_1 - h_{np}) \cdot \arctg[{}^{kp}H_1^{np}]$ і $(Q_{np}/\pi) \cdot (h_n - h_{np}) \cdot \arctg[{}^{kp}H_n^{np}]$ у співвідношенні (10). Представлення аналітичного виду вісі коридору є наступним:

$$Q(h) = [(Q_n - Q_{np} - Q_1)/(h_n - h_1)] \cdot (h - h_n) + Q_n - Q_{np} / 2. \quad (11)$$

Співвідношення (11) доцільно використати для розрахунку значення добутку суми витрат та різниці висот $h_1 - h_n$ потоку в першому доданку рівняння (10). Діапазон висоти $\hat{h}_n$ при цьому може змінюватись від h_1 до h_n . Підставимо в (10) замість Q_n значення витрати, яке розраховане для точки на вісі коридору, висота якої $\hat{h}_n$, а Q_1 поміняємо на $Q_1 + (Q_{np}/2)$. Замінімо також в функціях $H_4({}^hK_{kp}, h_1, h_n, h_{np})$, і ${}^{kp}H_n^{np}$ величину h_n на $\hat{h}_n$. Тоді, ввівши позначення ${}^{kp}\hat{H}_n^{np} = {}^hK_{kp} \cdot (\hat{h}_n - h_{np})$,

$$\hat{H}_4({}^hK_{kp}, h_1, \hat{h}_n, h_{np}) = \frac{1+[{}^{kp}\hat{H}_n^{np}]^2}{1+[{}^{kp}H_1^{np}]^2} \text{ та } \tg(\beta) = \frac{Q_n - Q_1 - Q_{np}}{h_n - h_1},$$

де β – кут нахилу визначеної рівнянням (11) вісі до вісі абсциси h , отримаємо загальне рівняння для розрахунку потенційної потужності $N_p(\hat{h}_n)$ в точці $\hat{h}_n$. Його аналітичний запис є таким:

$$\begin{aligned}
 N_p(\hat{h}_n) = 9,81 \cdot \left\{ \frac{1}{2} \cdot [\tg(\beta) \cdot (\hat{h}_n - h_n) + Q_n + Q_1] \cdot (h_1 - \hat{h}_n) + \frac{Q_{np}}{\pi} \cdot (h_1 - h_{np}) \cdot \arctg[{}^{kp}H_1^{np}] - \right. \\
 \left. - \frac{Q_{np}}{\pi} \cdot (\hat{h}_n - h_{np}) \cdot \arctg[{}^{kp}\hat{H}_n^{np}] + \frac{Q_{np}}{2\pi \cdot {}^hK_{kp}} \cdot \ln(\hat{H}_4({}^hK_{kp}, h_1, \hat{h}_n, h_{np})) \right\}. \quad (12)
 \end{aligned}$$

Запропонований нами алгоритм та наведені розрахункові співвідношення отримані в процесі визначення потужності в рамках лінійного моделювання. Тому вони є наближеними до реалій. Однак, шляхом варіації висоти як параметра, їх використання робить можливим встановлення розподілу потужності вздовж ділянки. На відміну від рівняння (10), коли при встановленні такого розподілу необхідно попередньо визначати висоту і витрату для кожного із місць розміщення гідрогенератора, рівняння (12) є об'єднуючим. У ньому поєднані значення потужності потоку, його витрата, відмітки висот на вході і виході ділянки, витрата, ширина та відмітка висоти гирла притоки, а також поточна відмітка висоти місця розміщення гідрогенератора. До вказаних параметрів додається і значення коефіцієнту крутизни, яке встановлюється на основі рівняння (7) за даними про довжину і перепад висоти на ділянці.

Оцінимо вплив останнього доданку рівняння (12) в кінцеве значення величини потужності в точці, висота якої визначена як $\hat{h}_n$. Порівняємо його з впливом другого та третього доданків.

Розглянемо спочатку точку, яка відповідає умові $\hat{h}_n = h_{np}$. У цьому випадку $\ln(\hat{H}_4({}^hK_{kp}, h_1, \hat{h}_n, h_{np})) = -\ln(1 + [{}^{kp}\hat{H}_1^{np}]^2)$. Максимальне абсолютне значення цієї функції буде спостерігатись, якщо h_{np} є мінімальним. В той же час, через наявність множника $Q_{np}/(2\pi {}^hK_{kp})$, вплив розглянутого доданку на кінцевий результат в точці $\hat{h}_n = h_{np}$ є суттєво меншим аніж вплив другого доданку, величина якого наближається до $-(Q_{np}/2) \cdot (h_1 - h_{np})$.

Найбільші значення функції $\ln(\hat{H}_4({}^hK_{kp}, h_1, \hat{h}_n, h_{np}))$ спостерігатимуться за виконанням умови $h_{np} = h_1$, тобто коли притока входить у основне русло на початку ділянки. Кількісно цей випадок демонструє розрахунок значень функції $\ln(\hat{H}_4({}^hK_{kp}, h_1, \hat{h}_n, h_{np}))$ і величини четвертого доданку при варіації значень $\hat{h}_n$. В таблиці 1, з точністю до множників 9,81 і Q_{np} , наведені його результати. Вони отримані для типових в реальних умовах величин початкового перепаду висоти $(h_1 - \hat{h}_n)$ в 40 м та коефіцієнту ${}^hK_{kp} = -200 \text{ м}^{-1}$. Висота h_1 прийнята в 380 м. Початкова різниця висот $(\hat{h}_n - h_{np})$ вибрані як -0,1 та -0,5 м. При ухилі ділянки 0,02 друге значення відповідає половині різниці від 5-ти кратної ширини гирла розміром $2a = 10$ м. При тих же висотах, для порівняння, в табл. 1 наведена і величина $\pi^{-1} \cdot (\hat{h}_n - h_{np}) \cdot \arctg[{}^{kp}\hat{H}_1^{np}]$. Наведено у відсотках також відносне значення χ – відношення двох обчислених функцій.

Таблиця 1

Значення третього та четвертого доданків співвідношення (12) для різної висоти за умов наведених типових параметрів русла та розміщення гирла притоки на початку ділянки

$\hat{h}_n, \text{ м}$	$\hat{h}_n - h_{np}, \text{ м}$	$\ln(1 + [{}^{kp}\hat{H}_1^{np}]^2)$, безрозмірна одиниця	$(2\pi {}^hK_{kp})^{-1} \cdot$ $\ln(1 + [{}^{kp}\hat{H}_1^{np}]^2)$, м	$\pi^{-1} \cdot (\hat{h}_n - h_{np}) \cdot$ $\arctg[{}^{kp}\hat{H}_1^{np}]$, м	Відносне значення χ , %
379,9	-0,1	5,99396	$-4,76984 \cdot 10^{-3}$	-0,048410	9,853006
379,5	-0,5	9,21044	$-7,32944 \cdot 10^{-3}$	-0,248408	2,950558
379,0	-1	10,59666	$-8,4326 \cdot 10^{-3}$	-0,498408	1,691907
378,0	-2	11,98293	$-9,5357 \cdot 10^{-3}$	-0,998408	0,955090
376,0	-4	13,36922	$-1,06389 \cdot 10^{-2}$	-1,998408	0,532369
370,0	-10	15,20180	$-1,20972 \cdot 10^{-2}$	-4,998408	0,242021
365,0	-15	16,01273	$-1,27425 \cdot 10^{-2}$	-7,498408	0,169936
360,0	-20	16,58810	$-1,32004 \cdot 10^{-2}$	-9,998408	0,132025
350,0	-30	17,39903	$-1,38457 \cdot 10^{-2}$	-14,998408	0,092314
340,0	-40	17,97439	$-1,43036 \cdot 10^{-2}$	-19,998408	0,071523

Дані табл. 1 вказують на збільшення абсолютного значення четвертого доданку при зменшенні висоти $\hat{h}_n$, тобто при зміщенні гідрогенератора в кінець ділянки. Однак в цьому випадку збільшується величина третього доданку. Відношення ж зазначених доданків зменшується. Внесок четвертого доданку в загальну потужність є незначним в порівнянні з внеском другого чи третього, якщо не розглядати місця в руслі поблизу гирла притоки. Розрахунки свідчать, що поза зоною розміром ± 5 – ти кратної половини ширини гирла від місця входження притоки в русло внеском четвертого доданку рівняння (12) можна знехтувати. За зазначених вище параметрів русла, встановлення в межах ділянки величини валової потенційної потужності може бути проведено з точністю, яка є вищою за 3 відсотки.

Розглянемо задачу встановлення розподілу потужності в межах ділянки, виключивши з неї область поблизу місця входження притоки в основне русло. Таке обмеження на відстань $\hat{l}_n$ дозволяє спростити рівняння (12). Дійсно, виділимо таку область, зафіксувавши її через дві висоти – ${}^{dn}h_{np}$ і ${}^{up}h_{np}$, які розташовані нижче та вище висоти гирла. За рівнянням (4) зазначені висоти можна визначити як ${}^{dn}h_{np} = \{(h_n - h_1)/l_n\} \cdot (l_{np} + 5a) + h_1$ – зменшену, а ${}^{up}h_{np} = \{(h_n - h_1)/l_n\} \cdot (l_{np} - 5a) + h_1$ – збільшену висоту від висоти центру гирла. Зменшення та збільшення вибрано на величину 5-ти кратної зміни, яка відповідає перепаду висоти на половині розміру гирла. Тоді, розглядаючи інтервал $\hat{h}_n$ в межах $h_n \leq \hat{h}_n < {}^{dn}h_{np}$, величина $\arctg[{}^{kp}\hat{H}_1^{np}]$ дорівнюватиме $(-\pi/2)$, а $\arctg[{}^{kp}\hat{H}_1^{np}] -$

($\pi/2$). Підставляючи ці значення в рівняння (12) та опустивши четвертий доданок, отримаємо для наближеного значення потужності $\tilde{N}_p(\hat{h}_n)$:

$$\tilde{N}_p(\hat{h}_n) = 9,81 \cdot \{0,5 \cdot [\operatorname{tg}(\beta) \cdot (\hat{h}_n - h_n) + Q_n + Q_1 - Q_{np}] \cdot (h_1 - \hat{h}_n) + Q_{np} \cdot (h_{np} - \hat{h}_n)\} . \quad (13)$$

Розглянемо співвідношення для розрахунку потужності, коли зміна висоти точки розміщення гідрогенератора передбачається в межах $^{up}h_{np} < \hat{h}_n \leq h_1$. Тоді, за зазначених вище обмежень, значення функцій $\arctg [^{kp}H_1^{np}]$ і $\arctg [^{kp}\hat{H}_n^{np}]$ дорівнюватимуть $(-\pi/2)$. Як і у попередньому випадку, опускаючи через незначний внесок четвертий доданок, трансформуємо рівняння (12) у наступне співвідношення:

$$\tilde{N}_p(\hat{h}_n) = 9,81 \cdot \{0,5 \cdot [\operatorname{tg}(\beta) \cdot (\hat{h}_n - h_n) + Q_n + Q_1 - Q_{np}] \cdot (h_1 - \hat{h}_n)\} . \quad (14)$$

З останнього рівняння видно, що в частині ділянки від її початку до місця входження притоки в русло витрата для розрахунку потужності визначається як середнє значення між витратою Q_1 та витратою в точці $\hat{h}_n$. Остання залежить від витрати притоки Q_{np} лише через коефіцієнт нахилу $\operatorname{tg}(\beta)$ у виразі для знаходження витрати в точці, висота якої $\hat{h}_n$. Через тотожність коефіцієнту у рівняннях (13) і (14) витрата і валова потужність на цій частині ділянки залежать лише від різниці висот $(h_1 - \hat{h}_n)$. Таким чином, рівняння (14) за своєю структурою подібне до рівняння (1). В той же час, рівняння (13) через наявність множника $Q_{np} \cdot (h_{np} - \hat{h}_n)$, враховує додаткову потужність, яка утворюється завдяки проходженню потоку притоки частиною ділянки за місцем її входження в русло річки.

Одним з можливих варіантів апробації рівнянь (12), (13) і (14) є проведення розрахунків з використанням гідрографічних характеристик та гідрологічних параметрів реальної річки. Для спрощення процесу визначення витрати потоку в руслі доцільно розглядати ділянки річки, які розташовані в передгірських районах, де ухил русла є незначним. У цьому випадку з певним наближенням можна вважати, що величина витрати потоку буде залежати від площі басейну поверхневого стоку річки значно більше, аніж від його середньої висоти. Тому, видається коректним, для розрахунку витрати потоку вниз за течією, при незначній відстані від гідрологічного пункту спостереження, використовувати лінійну екстраполяцію по зміні площі басейну. Таким чином можна уникнути громіздкого та затратного способу визначення витрати потоку на ділянці через розрахунок середніх висот басейну та визначення модуля стоку для території розташування ділянки річки.

Наближеною до зазначених вимог може вважатись ділянка русла р. Сірет, виток якої розташовується на висоті 933 м в Буковинських Карпатах. В кінці української частині русла, в передгір'ї Карпат, в р. Сірет впадає притока – р. Малий Сірет (р. Мал. Сірет). Вниз та вверх за течією від місця входження р. Мал. Сірет в основне русло визначена ділянка, параметри якої є: розташування по руслу – 79–92 км від виток, ухил ділянки – 1,58‰. З урахуванням картографічної інформації (карта масштабу 1:75 000, видавництво «Картографія», 2010 р.) розрахована висота початку ділянки становила 332,134 м, в її кінця – 311,594 м. Витрата води на початку, в кінці та в місці входження притоки розраховувалась з використанням лінійної екстраполяції на основі даних про площу басейну річки [9]. При цьому використано інформацію про водність у пунктах спостереження Гідрометеослужби України на р. Сірет в с. Лопушна та м. Сторожинець [8]. Згідно проведених розрахунків середньорічна витрата на початку ділянки склала 6,37 м³/с, в місці входження притоки – 6,76 м³/с. В кінці ділянки, з урахуванням витрати р. Мал. Сірет, значення витрати збільшується до величини 11,26 м³/с.

Притока, р. Мал. Сірет, впадає в русло р. Сірет на 86 км від виток, за 5,7 км від кінця ділянки. Висота місця входження притоки – 320,60 м. Параметри витрати р. Мал. Сірет визначені, як і в попередньому випадку, за результатами вимірювання витрати у пункті спостереження Гідрометеослужби України в с. Верхні Петрівці. З урахуванням співвідношення площ басейну поверхневого стоку до пункту спостереження та до місця входження р. Мал. Сірет в русло р. Сірет витрата р. Мал. Сірет становила 4,19 м³/с. За даними гідрографічних описів попередніх років орієнтовна величина ширини гирла в місці входження коливається від 9 до 11 м. За уточненими даними станом на 04 лютого 2017 р, які отримані за допомогою технології глобальної

інформаційної системи Google Image, кінцеве значення ширини гирла р. Мал. Сірет визначено як $2a = 11,8$ м.

Наведені вище дані дозволяють здійснити розрахунок проміжних параметрів та розподілу потужності вздовж визначеної ділянки. В таблиці 2 наведені його результати.

Таблиця 2

Значення проміжних параметрів і потужностей $N_p(\hat{h}_n)$, $\tilde{N}_p(\hat{h}_n)$ та їх різниці $\Delta N_p(\hat{h}_n)$ при різних висотах $\hat{h}_n$ і відстанях $\hat{l}_n$ в межах ділянки русла р. Сірет за 7,3 км до та 5,7 км після входження притоки – р. Малий Сірет

$\hat{l}_n$, м	$\hat{h}_n$, м	$h_1 - \hat{h}_n$, м	$h_{np} - \hat{h}_n$, м	$(Q_{np}/(2\pi^h K_{kp})) \cdot \ln(\hat{H}_4(K_{kp}, h_1, \hat{h}_n, h_{np}))$, кВт	$N_p(\hat{h}_n)$, кВт	$\tilde{N}_p(\hat{h}_n)$, кВт	$\Delta N_p(\hat{h}_n) \cdot 1000$, кВт
0	332,134	0,000	-11,534	0,000	0,000	0,000	0
4000	325,814	6,320	-5,2140	$1,549153 \cdot 10^{-4}$	401,613	401,612	1
6500	321,864	10,270	-1,2640	$4,314122 \cdot 10^{-4}$	659,404	659,400	4
7100	320,916	11,218	-0,3160	$7,019050 \cdot 10^{-4}$	722,052	722,046	8
7200	320,758	11,376	-0,1580	$8,371513 \cdot 10^{-4}$	732,524	732,516	8
7250	320,679	11,455	-0,0790	$9,723975 \cdot 10^{-4}$	737,763	737,754	9
7275	320,639	11,494	-0,0395	$1,107643 \cdot 10^{-3}$	740,385	740,374	11
7290	320,616	11,518	-0,0158	$1,286422 \cdot 10^{-3}$	741,959	741,946	13
7295	320,608	11,526	-0,0079	$1,421643 \cdot 10^{-3}$	742,484	742,470	14
7298	320,603	11,531	-0,0032	$1,600254 \cdot 10^{-3}$	742,800	742,784	16
7300	320,600	11,534	0,0000	$2,200003 \cdot 10^{-3}$	743,018	742,994	24
7302	320,597	11,537	0,0032	$1,600254 \cdot 10^{-3}$	743,349	743,334	15
7305	320,592	11,542	0,0079	$1,421643 \cdot 10^{-3}$	743,857	743,843	14
7310	320,584	11,550	0,0158	$1,286422 \cdot 10^{-3}$	744,705	744,692	13
7325	320,560	11,573	0,0395	$1,107643 \cdot 10^{-3}$	747,250	747,239	11
7350	320,521	11,613	0,0790	$9,723975 \cdot 10^{-4}$	751,493	751,484	9
7400	320,442	11,692	0,1580	$8,371513 \cdot 10^{-4}$	759,984	759,975	9
7700	319,968	12,166	0,6320	$5,666586 \cdot 10^{-4}$	810,975	810,969	6
8200	319,178	12,956	1,4220	$4,084305 \cdot 10^{-4}$	896,130	896,126	4
9000	317,914	14,220	2,6860	$2,843368 \cdot 10^{-4}$	1032,813	1032,810	3
13000	311,594	20,540	9,0060	$4,827411 \cdot 10^{-5}$	1724,245	1724,244	1

Наведені в табл. 2 дані відповідають очікуваному результату. Згідно з ними, поза межами перехідної області розміром $\pm 5a$, значення потужності $\tilde{N}_p(\hat{h}_n)$, які розраховані за рівняннями (13) і (14), є практично тотожними значенням потужності $N_p(\hat{h}_n)$. Їх відносна різниця $\Delta N_p(\hat{h}_n)/N_p(\hat{h}_n) = (N_p(\hat{h}_n) - \tilde{N}_p(\hat{h}_n))/N_p(\hat{h}_n)$ через малий ухил русла на ділянці є меншою за 0,00148 відсотка. Величина ухилу, сумісно з шириною гирла притоки, через рівняння (7) визначає значення коефіцієнту K_{kp} . В межах перехідної області $\pm 5a$, з ростом $\hat{l}_n$ відношення $\Delta N_p(\hat{h}_n)/N_p(\hat{h}_n)$ починає поступово збільшуватися і досягає максимуму при $\hat{l}_n = l_{np}$. При подальшому зростанні відстані $\hat{l}_n$ відносна різниця потужностей поступово стає меншою, наближаючись до зазначеної величини 0,00148 відсотка на межі перехідної області.

Інформативно значимим параметром є приріст потужності по довжині русла, або питома потужність pN_p . Її величина в сукупності із значенням валової потужності визначає місця вздовж русла на ділянці малої річки, які є потенційно придатними для ефективної роботи гідроенергетичного МнГЕС або МкГЕС. Визначається питома потужність як $^pN_p = (N_p(\hat{h}_n) - N_p(\hat{h}_{n-1})) / (\hat{l}_n - \hat{l}_{n-1})$. Величина pN_p є функцією $\hat{l}_n$ через залежність, згідно рівняння (4), $\hat{h}_n$ від $\hat{l}_n$. З фізичних міркувань зрозуміло, що після входження потоку води притоки в основне русло питома потужність має збільшитись у порівнянні із значенням pN_p на частині ділянки до входження притоки. Дані табл. 2 відповідають такому твердженню. Так, якщо величину $\hat{l}_n - \hat{l}_{n-1}$ на частині ділянки визначити як довжину від початку ділянки до початку перехідної області, тобто у 7270,5 м, то на цій частині ділянки значення pN_p становитиме 101,77 кВт/км. В частині ділянки після входження притоки, від перехідної області до кінця ділянки, значення величини pN_p буде дорівнювати 172,16 кВт/км.

Безпосередньо в центрі перехідної області, коли $\hat{I}_n = I_{np}$, питома потужність pN_p становитиме 137,19 кВт/км. Це значення визначене як середнє з двох величин pN_p , які відповідають інтервалу $\hat{I}_n - \hat{I}_{n-1} = \pm 1$ м. Остання величина pN_p свідчить про те, що в межах дослідженої ділянки р. Сірет процес більш стрімкого зростання потужності в другій частині ділянки починається з гирла притоки. Причиною такого зростання є поступове збільшення в руслі р. Сірет величини витрати водного потоку з 6,76 до 10,95 м³/с при його переміщенні повз межі гирла р. Мал. Сірет.

Висновки. Викладені вище результати роботи дозволяють сформулювати наступні положення, які резюмують проведені дослідження:

1. Запропонована модель та методика обчислення валової потенційної потужності потоку води на ділянці русла річки для випадку, коли в її межах є наявна притока. В основу методики покладено опис зростання витрати водного потоку в руслі при протіканні води вниз за течією з використанням комбінації лінійної та зворотної тригонометричної функцій. З використанням даних гідрологічної та гідрографічної інформації отримано ряд розрахункових співвідношень. Вони поєднують значення валової потенційної потужності потоку в довільній точці ділянки з величиною витрат води на початку та в кінці ділянки, витратою води в гирлі притоки. Крім того, параметрами співвідношень виступають ширина гирла та координати місця входження притоки в основне русло, а також перепад висоти в руслі на визначеній ділянці та її довжина.

2. На основі отриманих співвідношень представлені результати розрахунку потужності потоку води на рівнинній ділянці русла гірської річки Буковинських Карпат – р. Сірет. Вони адекватно відображають суть фізичного процесу збільшення гідроенергетичного потенціалу потоку при переміщенні місця розташування гідроенергетичного потенціалу вниз за течією. При цьому забезпечується отримання значень розподілу величини потужності водного потоку на ділянці постійного ухилу в точках як до місця входження притоки в основне русло, так і після нього. В різних частинах ділянки, поза межами перехідної області, де притока входить в основне русло, отримані за приведеними в роботі рівняннями значення потужності є достатньо близькими за величиною значенням, які можуть бути встановлені традиційними методами. В межах перехідної області у величині потужності для такого випадку розрахунку спостерігатиметься розходження. Однією з його причин є неврахування при розрахунку потужності за традиційними рівняннями розподілу витрати води в межах гирла притоки.

3. Цінність застосованого підходу до визначення потенційної валової потужності водного потоку на практиці полягає, зокрема, в його евристичній складовій. Використана модель та встановлені співвідношення створюють передумови для детального дослідження впливу на кінцеве значення величини потужності ряду параметрів потоку і гідрографічних характеристик річки. Перспективою продовження представленого дослідження є визначення гідроенергетичного потенціалу при різних варіантах розташування притоки в межах ділянки та варіації гідрографічних і гідрологічних параметрів. Практичний інтерес також становить і дослідження впливу приток у верхній частині гірської річки на величину потужності, який, зазвичай, враховується інтегрально. Результати роботи спрямовані на оцінку можливостей використання гідроенергетичних пристроїв у малоосвоєній гірській місцевості.

Література

- 1 Арсеньев Г.С., Водное хозяйство и водохозяйственные расчеты / Г.С. Арсеньев, А.Г. Иваненко. – СПб.: Гидрометеиздат, 1993. – 272 с.
- 2 Архипова Л.М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія. – Івано-Франківськ: Видавництво ІФНТУНГ, 2011. – 366 с.
- 3 Кравченко Т. Визначення гідроенергетичного потенціалу малих річок (на прикладі річки Слобода) / Т. Кравченко // Науковий вісник Чернівецького ун –ту: Зб.наук. праць. Чернівці: Чернівецький нац. ун. – т , 2003, Вип. 167, Географія. – С. 102 – 106.
- 4 Михайлов Л.П. и др. Малая гидроэнергетика / Под ред. Л. П. Михайлова. М.: Энергоатомиздат, 1989. – 184 с.
- 5 Про комплексну регіональну цільову програму розвитку туризму в області на 2016-2020 роки. Затверджена рішенням XXXIX сесії VI скликання Івано-Франківської обласної ради за № 1820 – 39/2015. – [чинна від 27.10.2015].
- 6 Програма розвитку гідроенергетики держави Україна до 2026 року. [Електронний ресурс]: Схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України 13. 07. 2016 р. за № 552-р / Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/552-2016-%D1%80>

7 Програма розвитку туризму в Чернівецькій області на 2016–2020 роки, затверджена рішенням IV сесії VII скликання Чернівецької обласної ради за № 20 – 4/16. – [чинна від 15.03.2016].

8 Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия // Под ред. М.С. Каганера. – Л.: Гидрометеиздат, 1969, Т. 6, Вып. 1. – 884 с.

9 Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия // Под ред. М.С. Каганера. – Л.: Гидрометеиздат, 1978, Т. 7, Вып. 1. – 490 с.

10 Сиротюк М.І. Відновні енергетичні ресурси Закарпатської області: оцінка потенціалу та проблеми використання: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. географ. наук: спец.: 11.00.11 – «Конструктивна географія та раціональне використання природних ресурсів» / М.І. Сиротюк. – Львів, 1997. – 23 с.

11 Смыслов В.В. Гидравлика и аэродинамика : Учебник для вузов . – Пер. с укр., перер. и доп. – Киев: Вища школа. Головное издательство, 1979. – 336 с.

12 Субботин А.С. Основы гидротехники: Уч. – е пособие. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 320 с.

13 Цепенда М.В. Гідроенергетичний потенціал річок басейну Середнього Придністров'я / М.В. Цепенда, М.М. Цепенда // Науковий вісник Чернівецького ун –ту: Зб. наук. праць. Чернівці: Чернівецький нац. ун.-т, 2015. – Вип. 762 – 763, Географія, С. 72 – 78.

14 Чеботарев В.И. Гидрологические и водноэнергетические расчёты сельских ГЭС. – Л.: Гидрометеорологическое издательство, 1958. – 444 с.

15 Энергетические ресурсы СССР. Гидроэнергетические ресурсы / А.Б.Авакян, В.А.Баранов, Л.Б.Бернштейн и др. // Под ред. А.Н. Вознесенского. – М.: Наука, 1967. – 600 с.

Надійшла до редакції 14 листопада 2018 р.

V. H. Sinchenko¹, A. M. Nykolaiev²

¹ State enterprise “Academician Medved Scientific Center for Preventive Toxicology, Food and Drug Chemical Safety of the Ministry of Health of Ukraine”

²Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University

WATER- POWER RESOURCES OF A MOUNTAIN RIVER: APPROACHES TO THE CALCULATION OF GROSS POTENTIAL WATER FLOW CAPACITY AT THE SECTION OF A BED WITH AN INFLOW AVAILABLE

Rational choice of the location of the water-electro power stations is associated with the availability of information on the distribution of gross power along the river bed. In mountainous conditions, while determining this value, it is advisable to rely on the general principles of the division of the profile of the river bed into the sections of constant slope. This work is the study of the formation of the hydropower potential of the stream in the area of the mountain river. Its purpose is to establish a connection between the hydropower potential and the hydrological as well as morphometric parameters of the river bed.

The article solves the task of finding a model for describing the process of gross power increase during the downstream water flow at the section with the inflow available. The analytical relations between the gross potential power value and the generally accepted parameters of the water flow (flow volume and bed profile) are established. With an inflow available, the distance between the location of the inflow mouth and the beginning of the section as well as inflow width are also taken into consideration. A linear approximation is used to describe the slope of a section. The functional dependence of power on the flow volume, on the difference in the heights of the bed within the section, on inflow volume and on the height mark of its mouth, on the position of the inflow mouth relative to the beginning of the section is substantiated. The article establishes the correlations that give the possibility to determine of the power distribution along the section.

The authors suggest the model and the method of calculating the gross potential power of the water flow on the section of the river bed for a case when the inflow is available. The basis of the

methodology is the description of the flow volume growth in the bed downstream the river. This description is combined with linear and reverse trigonometric functions.

The distribution of gross potential capacity at the section of the Bukovyna Carpathians – the Siret River is calculated. The correlation of both exact analytical and approximate solutions is used. The paper shows the practical identity in the values of the power of the flow, obtained on their basis. The authors made a conclusion about the adequacy of the received distribution of the physical model of downstream power increase, both above and below the inflow entry point.

The practical value of the approach to determining the potential gross flow capacity of water lies in its heuristic component.

Key words: potential water flow; hydropower potential; small river.

References

- 1 Arsen'yev G.S., Vodnoye khozyaystvo i vodokhozyaystvennyye raschety / S. Arsen'ev, A. Ivanenko. - SPb.: Gidrometeoizdat, 1993. - 272 s.
- 2 Arkhypova L.M. Pryrodno-tekhnohenna bezpeka hidroekosystem: monohrafiya. – Ivano-Frankivs'k: Vydavnytstvo IFNTUNH, 2011. – 366 s.
- 3 Kravchenko T. Vyznachennya hidroenerhetychnoho potentsialu malykh richok (na prykladi richky Sloboda) / T. Kravchenko // Naukovyy visnyk Chernivets'koho un –tu: Zb.nauk. prats'. Chernivtsi: Chernivets'kyy nats. un. – t, 2003, Vyp. 167, Heohrafiya. – S. 102 – 106.
- 4 Mikhaylov L.P. i dr. Malaya gidroenergetiki / Pod red. L. P. Mikhaylova. M.: Energoatomizdat, 1989. - 184 s.
- 5 Pro kompleksnu rehional'nu tsil'ovu prohramu rozvytku turyzmu v oblasti na 2016-2020 roky. Zatverdzhena rishennyam XXXIX sesiyi VI sklykannya Ivano-Frankivs'koyi oblasnoyi rady za № 1820 – 39/2015. – [chynna vid 27.10.2015].
- 6 Prohrama rozvytku hidroenerhetyky derzhavy Ukrayina do 2026 roku. [Elektronnyy resurs]: Skhvaleno rozporядzhennyam Kabinetu Ministriv Ukrayiny 13. 07. 2016 r. za № 552-r / Rezhym dostupu: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/552-2016-%D1%80>.
- 7 Prohrama rozvytku turyzmu v Chernivets'kiy oblasti na 2016–2020 roky, zatverdzhena rishennyam IV sesiyi VII sklykannya Chernivets'koyi oblasnoyi rady za № 20 – 4/16. – [chynna vid 15.03.2016].
- 8 Resursy poverhnostnyh vod SSSR. Ukraina i Moldaviya // Pod red. M.S. Kaganera. – L.: Gidrometeoizdat, 1969, T. 6, Vyp. 1. – 884 s.
- 9 Resursy poverhnostnyh vod SSSR. Ukraina i Moldaviya // Pod red. M.S. Kaganera. – L.: Gidrometeoizdat, 1978, T. 7, Vyp. 1. – 490 s.
- 10 Sirotyuk M.I. Vidnovni energetichni resursi Zakarpats'koï oblasti: ocinka potencialu ta problemi vikoristannya: avtoref. dis. na zdobuttya nauk. stupenya kand. geograf. nauk: spec.: 11.00.11 – «Konstruktivna geografiya ta racional'ne vikoristannya prirodnih resursiv» / M.I. Sirotyuk. – L'viv, 1997. – 23 s.
- 11 Smyslov V.V. Gidravlika i aerodinamika : Uchebnik dlya vuzov . – Per. s ukr., perer. i dop. – Kiev: Vishcha shkola. Golovnoe izdatel'stvo, 1979. – 336 s.
- 12 Subbotin A.S. Osnovy gidrotekhniki: Uch. – e posobie. – L.: Gidrometeoizdat, 1983. – 320 s.
- 13 Cependa M.V. Gidroenergetichnij potencial richok basejnu Seredn'ogo Pridnistrov'ya / M.V. Cependa, M.M. Cependa // Naukovij visnik Chernivets'koho un-tu: Zb. nauk. prac'. Chernivtsi: Chernivets'kij nac. un.-t, 2015. – Vip. 762 – 763, Geografiya, S. 72 – 78.
- 14 Chebotarev V.I. Gidrologicheskie i vodnoenergeticheskie raschyoty sel'skih GES. – L.: Gidrometeorologicheskoe izdatel'stvo, 1958. – 444 s.
- 15 Energeticheskie resursy SSSR. Gidroenergeticheskie resursy / A.B.Avakyan, V.A.Baranov, L.B.Bernshtejn i dr. // Pod red. A.N. Voznesenskogo. – M.: Nauka, 1967. – 600 s.

ЕКОЛОГІЯ ФІТОСФЕРИ

UDC 504.122:582.685.4

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-38-43

N. Glibovytska, Kh. Karavanovych
Ivano-Frankivsk National Technical
University of Oil and Gas

ADAPTIVE AND DESTRUCTIVE PROCESSES OF DENDROLOGICAL OBJECTS UNDER OIL CONTAMINATION CONDITIONS

The authors investigate the adaptive and destructive reactions of tree plants in response to oil pollution of the environment. The article states the decrease of vitality of the investigated plants according to a suite of metrics on cellular, organ, organism and population levels of the biosystem organization. Vegetative organs size reduction, asymmetry and necrotic damage of leaf blades, reduction of water saturation and increase of ash-content of dry material of tree leaves are revealed. The authors highlight the deterioration of the buffer system of the leaves protoplast as the cells that are the most sensitive to changes in the internal and external environment of plants organs.

Premature defoliation and colour change of tree crowns are the signs of organism aging which is the consequence of contamination, free radical processes. Based on the set of vitality parameters the tree species are placed in the row in accordance with the decrease of their stability: walnut → common sea buckthorn → drooping birch → big-leaf linden → Norway maple → little-leaved linden → ordinary horse chestnut.

The Norway maple, big-leaf linden, little-leaved linden, ordinary horse chestnut should be used in the phytoindicative studies of technologically transformed ecosystems. In the oil-polluted environment the destructive processes in the organisms of these species dominate over the adaptive ones. It is proved by the presence of pests and tree plants diseases caused by them. The protective mechanisms of the above mentioned plants, depleted in long-term stresses are unable to counter parasites, therefore the species cannot perform an environment-cultivative function effectively.

Walnut, drooping birch, common sea buckthorn are well adapted to stressful conditions of growth and are recommended for the amenity planting at the oil-contaminated areas in order to reclaim them. These tree species have such adaptive features as relative stability of the buffer system of assimilation organs cells, low level of necrosis, protection against metals and other pollutants.

Key words: adaptation, destructive processes, oil field, plants, environmental factors, environment.

Formulation of the problem. Adaptive and destructive indices of plants that arise in response to adverse growth conditions are markers of the level of technogenic pressure on specific ecosystems. These are two sides of a single phenomenon – stress – a combination of non-specific reactions of the organism to environmental factors that violate its homeostasis. Adaptation is aimed at restoring a stable equilibrium state of the biological system. Adaptive-protective reactions of plants involve optimization of metabolism by saving resources and energy [1, 3, 5].

There is a positive – eustress, and negative – distress – of the organism. The differences between these two types of stress consist in its duration and intensity of action. In the case of eustress, the resistance of the organism to the negative factor increases, as well as the functional reserve of the organism. Distress also leads to the depletion of the adaptive forces of the organism, the emergence of diseases and even death [6, 8, 10].

Oil pollution today is a global environmental problem, therefore the analysis of the physiological possibilities of plant systems adapting to this type of contamination and their environmental significance in these conditions is extremely important. As the primary recipients of anthropogenic factors influence tree plants are especially important in terms of their prospects as phytoindicators and phyto-remediants.

Analysis of research and publications. Visible damage to the organs of plants is a consequence of a number of biochemical reactions in the cells, the disruption of metabolic processes, the benefits of catabolic transformations over anabolic. At the molecular level of the biosystems organization all positive and negative influences on the organism are realized. External visible damage is only a consequence of the internal transformation and its reflection [11, 15, 19].

Under the influence of oil pollution of the environment, plants are mostly characterized by inhibition of vitality in general, but to varying degrees [8, 16]. Also there are known herbaceous plants that are well adapted to oil pollution and can even increase their vitality in such growth conditions [9]. Sustained and sensitive species that can be used as remediants and indicators of the ecological state of technogenically transformed environment were discovered by native [4, 13] and foreign authors [12, 20].

There are three types of plant resistance:

- physiological, which includes the state of the buffer system of cells, oxidation-reduction processes and enzymatic activity, water content in cells;
- morpho-anatomical, which represents barriers for the penetration of toxic compounds into the leaves and reduces their degree of damage;
- biological, which characterizes the ability of plants to restore damaged by pollution organs, which is common for plants with high ecological plasticity and rapid growth [18].

The leaves have high bioindicative promise, as they exhibit the obvious plasticity to the complex of environmental factors [2, 7, 14].

Selection of previously unsolved parts of the general problem.

Long-term green plantations have a special bioindicative value as they are exposed to the complicated environmental factors and perform a barrier function between pollutants and heterotrophs, including humans. Accumulating toxicants in their tissues, plants acquire a number of adaptive-protective changes in the case of wide environmental adaptation, or destructive processes that lead to the death of a biological object [6, 14]. Currently, the problem of adaptation to stress by plant organisms is relevant, since it allows to distinguish species resistant, sensitive to pollution or other environmental factors, to determine the limits of the survival of phytocoenoses, their distribution and role in ecosystems. Each species is characterized by individual biological and environmental capabilities, therefore, the study of the characteristic features of individual tree species under oil pollution has a practical and theoretical value for improving the state of the environment and avoiding unnecessary death of plant organisms.

Setting objectives. The purpose of our work was to investigate the visible signs of adaptation or destruction and the internal biological processes of tree plants that grow in conditions of the oil and gas deposit.

Presenting main material. We have studied the dechromatic, growth and cumulative features of woody species growing in the zone of influence of one of the oldest oil deposits in the world – Boryslav. Boryslav city is known for the high level of oil pollution of the environmental abiotic component – the surface layer of the air, soils, water resources. The selection of plant material was carried out from the lower part of the crown at the end of the assimilation system development [17]. 6-8 representatives of each species were analyzed that grew within a radius of 500 m from the deposit. As a conditionally ecologically clean area, the Demyaniv Laz forest was chosen.

In the conditions of oil-contaminated territory, the growth of ash content in the dry weight of tree leaves was compared with the background area. *Aesculus hippocastanum* L. has the highest metal-accumulation ability, the content of ash in the leaves of which in the conditions of the deposit is three times higher relative to control. The species is most susceptible to environmental pollution, which is manifested by the appearance of necrosis on all investigated leaf blades. In addition, plants that are weakened by oil contamination become vulnerable to pests, in particular *Cameraria ochidella* Deschka and *Dimic, Guignardia aesculli*. *Aesculus hippocastanum* L. is characterized by the highest level of growth processes inhibition and violation of the buffer stability of the leaves tissues' protoplast.

Juglans regia L., on the contrary, is characterized by high resistance to oil pollution. We did not detect visible signs of damage to the assimilation organs, no pest damage was recorded. The buffer stability of the species is the highest compared to other tree species, indicating a significant resistance to contamination. The high absorption capacity of the mineral elements of *Juglans regia* L. proves its remediation properties. The ability of some herbaceous plants to detoxify aromatic hydrocarbons to harmless metabolic products makes it possible to ascertain the resistance and high adaptive potential of these plants to oil pollution.

Acer negundo L., under oil deposit conditions, is characterized by the leaves lesions with resinous spotty due to nitrogen deficiency in the soil. Black stains with a yellow border are available in more than half of the examined leaf blades. *Tilia cordata* Mill. and *Tilia platyphyllos* Scop. individuals suffer from parasites – lime mites, which are the cause of the emergence of germs. Lime aphids – one of the most common pests – affect 75% of the investigated leaves of both limes. Birch has a higher resistance to contaminants compared to other sensitive species, however, it is noted that there were leaves necrosis of the third degree and damage to the organs by a parasite complex – *Cacoecia xylosteana* L., *Cacoecia rosana* L., *Semidobia betulae* Winn., *Nectria cinnabarina* Fr.

Under the influence of the Boryslav petroleum deposit, there is a chronic damage to the assimilation apparatus of tree plants. This is a consequence of the constant penetration of the leaves and other organs of gaseous compounds or their solutions through the root system. We detected the appearance of necrosis, reducing the size of leaves, increasing the level of crown dehromation. It is inextricably linked with a decrease in water content and an increase in the number of ash elements. Accumulation of ash in plant tissues leads to inhibition of functional activity, the structure of photosynthetic organs as a result of blocking the activity of enzymes. As you know, heavy metals, which make up the main part of ash in a plant, are life-threatening, since displacing cations from active centers of enzymes, inactivating them. In turn, sulfur and nitrogen, which are part of the oil, interacting with air, subsequently deposit on the surface of plants, causing burns, the appearance of necrosis, weakening the protective properties of plants. In this case, the plants become very susceptible to pests and diseases [19].

We detected the appearance of premature aging of plants under the influence of petroleum products, indicating a violation of homeostasis of phytocoenoses and ecosystems in general. Oil components destructively act on living systems, poisoning the body with compounds that have mutagenic characteristics. Plants are a raw material for human food and nutritional needs, as well as a source of food for animals. Thus, the movement of toxic components of oil through the trophic chains of the food pyramid occurs and the vitality of organisms on its links is carried out.

According to the complex of vitality indicators, the stability of woody species in the conditions of the oil deposit decreases in the following row of plants: *Juglans regia* L. → *Hippophae hamnoides* L. → *Betula pendula* Roth. → *Tilia platyphyllos* Scop. → *Acer negundo* L. → *Tilia cordata* Mill. → *Aesculus hippocastanum* L.

Conclusions. A common feature for all investigated tree plants that grow under the influence of the Boryslav oil deposit is the predominance of destructive processes in the organism over adaptive ones. There is a tendency to increase catabolic processes over anabolic, as evidenced by a decrease in biomass, inhibition of growth and the development of phyto objects under the influence of environmental contamination by petroleum products. This is the result of internal molecular changes consisting in the inactivation of vital enzyme systems, blocking the biosynthesis of proteins, and inhibition of cell division. Changing the color of the leaf blades of trees, the appearance of necrosis in most species is a visual indication of unfavorable environmental conditions. The increase in ash content and the reduction of water resources in the assimilation organs of trees indicates the depletion of the tread properties of the biological system, which creates conditions for the spread of pests and diseases. Physiological changes in the cells of the investigated plants confirm all visible signs of depression of organisms under the influence of oil pollution. The weakening of buffer stability is directly related to the premature aging of phyto objects, which is manifested in the defoliation of the crown, the appearance of persistence and dying of assimilation organs. Types react differently to oil pollution, so we divided them into three groups. Sustainable include *Juglans regia* L., *Hippophae hamnoides* L., *Betula pendula* Roth. and sensitive ones – *Tilia cordata* Mill., *Aesculus hippocastanum* L. The middle position is occupied by *Tilia platyphyllos* Scop. And *Acer negundo* L.

References

1 Адаменко Я. О. , Глібовицька Н. І. , Караванович Х. Б. Вплив Битківського нафтового родовища на морфологічні показники берези повислої (*Betula pendula* Roth.) // Сучасні технології у промисловому виробництві : матеріали та програма V Всеукраїнської міжвуз. наук.-практ. конференції (Суми, 17-20 квітня 2018 року) / редкол.: О. Г. Гусак, І. В. Павленко. – Суми : Сумський державний університет, 2018. – с. 147-148.

2 Alves-Silva E., Santos J. C., Cornelissen T. G. How many leaves are enough? The influence of sample size on estimates of plant developmental instability and leaf asymmetry // Ecological Indicators. – 2018. – №89. – P. 912-924.

- 3 Gaffin S. R., Rosenzweig C., Kong A. Correspondence: adapting to climate change through urban green infrastructure // *Nature Climate Change*. – 2012. – V. 2 – P. 704-704.
- 4 Glibovytska N.I. Biomonitoring and methods of green plantings protection from environmental hazards // II International Scientific and Practical Conference “International trends in science and technology”. March 16, 2018, Warsaw, Poland. pp. 44-46.
- 5 Glibovytska N. I. Ecological stability and fitomeliorative suitability of wood species of urbanized ecosystems // *Bulletin of Kharkiv National University named after V.N. Karazin Series "Biology"*. – 2017. – № 28. – P. 12-21.
- 6 Glibovytska N. I. Woody plants vitality of urban areas and prospects of their greenery / N. I. Glibovytska, Ya. Adamenko // *Scientific Bulletin of North University Center of Baia Mare*. – 2017. – V. XXXI. – No. 1. – P. 21-34.
- 7 Gnativ P. S. Буферні властивості та морфо-анатомічні ознаки листків у техногенних умовах росту / P.S. Gnativ, M.G. Mazepa, D.V. Artemovskaya // *Scientific Bulletin of UkrDLTU: collection of scientific and technical works*. – Lviv: UkrDLTU. – 2000. – Vip. 10.2 – P. 97-90.
- 8 Gostin I. Air Pollution Stress and Plant Response. *Plant Responses to Air Pollution*. Springer, Singapore., 2016.– P. 99-117.
- 9 Ikeura H., Kawasaki Yu., Kaimi E., Nishiwaki J., Noborio K., Tamaki M. Screening of plants for phytoremediation of oil-contaminated soil // *International Journal of Phytoremediation*.– № 18.–P. 460-466.
- 10 Хвостов О. О. Вплив аерогенного забруднення на стан деревної рослинності міста Запоріжжя / О. О. Хвостов, Н.В. Капелюш // *Проблеми біоіндикації та екології*. – Запоріжжя: ЗНУ, 2011.– Вип. 16.– №. 1. – с. 103-108.
- 11 Kozlov M. V., Zvereva E. L. Confirmation bias in studies of fluctuating asymmetry // *Ecological Indicators*.– 2015. – № 57.– P. 293-297.
- 12 Lim M. W., Lau E. V., Poh P. E. A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil – Present works and future directions // *Marine Pollution Bulletin*.– 2016. – № 109.– P. 619-620.
- 13 Pavlović D., Pavlović M., Marković M., Karadžić B., Kostić O., Jarić S., Mitrović M., Gržetić I., Pavlović P. Possibilities of assessing trace metal pollution using *Betula pendula* Roth. leaf and bark – Experience in Serbia // *Journal of the Serbian Chemical Society*. – 2017. – Vip. 82.– № 6.–P. 272-276.
- 14 Pedroso A., Bussotti F., Papini A., Tani C., Domingos M. Pollution emissions from a petrochemical complex and other environmental stressors induce structural and ultrastructural damage in leaves of a biosensor tree species from the Atlantic Rain Forest // *Ecological Indicators*, 2016. – № 67. – P. 215-226.
- 15 Pfanzen H., Heber U. Buffer Capacities of Leaves, Leaf Cells, and Leaf Cell Organelles in Relation to Fluxes of Potentially Acidic Gases // *Plant Physiol.*–1986.– № 81.–P. 597-602.
- 16 Rai P. K. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring // *Ecotoxicology and Environmental Safety*.– 2016. – № 129.–P. 120-136.
- 17 Руденко С. С., Костишин С. С., Морозова Т. В. Загальна екологія. Практичний курс: для студентів вищих навчальних закладів. Частина 2. Природні наземні екосистеми. Чернівці.– 2008.– 320 с.
- 18 Turner A.P., Dickinson M.N., Leed N.W. Indices of metal tolerance in trees // *Water, Air and Soil Pollution*. – 1991.– V. 57-58. – P. 617-625.
- 19 Williams N.S., Schwartz M.W., Vesik P.A. et al. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on flora // *Journal of Ecology*. – 2009. – V. 97. – No. 1. – P. 4-9.
- 20 Yavari S., Malakahmad A., Sapari N. A Review on Phytoremediation of Crude Oil Spills // *Water Air Soil Pollut.*– 2015. – P. 226-279.

Надійшла до редакції 22 листопада 2018 р.

Н. І. Глібовицька, Х. Б. Караванович
Івано-Франківський національний технічний
університет нафти і газу

ОСОБЛИВОСТІ АДАПТИВНИХ І ДЕСТРУКТИВНИХ ПРОЦЕСІВ ДЕНДРООБ'ЄКТІВ В УМОВАХ ВПЛИВУ НАФТОВОГО РОДОВИЩА

Досліджено адаптивні та деструктивні реакції деревних рослин у відповідь на нафтове забруднення довкілля. Встановлено зниження життєвості досліджених рослин за комплексом показників клітинного, органного, організмowego та популяційного рівнів біосистемної організації. Виявлено зменшення розмірів вегетативних органів, появу асиметричності та некротичних ушкоджень листкових пластинок, зниження вмісту води та зростання зольності сухого матеріалу листків дерев. Встановлено погіршення стану буферної системи протопласту листків як найчутливішого до змін внутрішнього і зовнішнього середовища органів рослин.

Передчасна дефоліація та дехромація крони дерев є ознакою старіння організму, що є наслідком, спричинених забрудненням, вільнорадикальних процесів. За комплексом параметрів життєвості деревні види розміщені в наступному ряді відповідно до зниження їх стійкості: горіх волоський → обліпіха крушиноподібна → береза повисла → липа широколиста → клен гостролистий → липа серцелиста → гіркокаштан звичайний.

Клен гостролистий, липу серцелисту, липу широколисту та гіркокаштан звичайний доцільно використовувати в фітоіндикаційних дослідженнях техногенно-трансформованих екосистем. В умовах нафтового забруднення у цих видів переважають деструктивні процеси над адаптивними, про що свідчить наявність шкідників та спричинених ними захворювань деревних рослин. Захисні механізми у виснажених тривалим стресом вище зазначених рослин нездатні протидіяти паразитичним організмам, тому види не можуть ефективно виконувати середовищеві функції.

Горіх волоський, береза повисла, обліпіха крушиноподібна добре пристосовані до стресових умов зростання та рекомендовані до впровадження у озеленення нафтозабруднених територій з метою рекультивації останніх. Адаптивними особливостями цих деревних видів є відносна стабільність буферної системи клітин асиміляційних органів, низький рівень ураження некрозами, наявність протекторних особливостей від металів та інших забруднювачів.

Ключові слова: адаптація, деструктивні процеси, нафтове родовище, рослини, екологічні фактори, довкілля.

Література

- 1 Adamenko Ya. O. , Glibovic'ka N. I. , Karavanovich H. B. Vpliv Bitkiv's'kogo naftovogo rodovishcha na morfologichni pokazniki berezi povisloї (*Betula pendula Roth.*) // Suchasni tekhnologii u promislovomu virobnictvi : materiali ta programa V Vseukraїns'koї mizhvuz. nauk.-prakt. konferencії (Sumi, 17-20 kvitnya 2018 roku) / redkol.: O. G. Gusak, I. V. Pavlenko. – Sumi : Sums'kij derzhavnij universitet, 2018. – s. 147-148.
- 2 Alves-Silva E., Santos J. C., Cornelissen T. G. How many leaves are enough? The influence of sample size on estimates of plant developmental instability and leaf asymmetry // Ecological Indicators. – 2018. – №89. – P. 912-924.
- 3 Gaffin S. R., Rosenzweig C., Kong A. Correspondence: adapting to climate change through urban green infrastructure // Nature Climate Change. – 2012. – V. 2 – P. 704-704.
- 4 Glibovytska N.I. Biomonitoring and methods of green plantings protection from environmental hazards // II International Scientific and Practical Conference “International trends in science and technology”. March 16, 2018, Warsaw, Poland. pp. 44-46.
- 5 Glibovytska N. I. Ecological stability and fitomeliorative suitability of wood species of urbanized ecosystems // Bulletin of Kharkiv National University named after V.N. Karazin Series "Biology". – 2017. – № 28. – P. 12-21.
- 6 Glibovytska N. I. Woody plants vitality of urban areas and prospects of their greenery / N. I. Glibovytska, Ya. Adamenko // Scientific Bulletin of North University Center of Baia Mare. – 2017. – V. XXXI. – No. 1. – P. 21-34.

- 7 Gnativ P. S. Buferni vlastivosti ta morfo-anatomichni oznaki listkiv u tekhnogennih umovah rostu / P.S. Gnativ, M.G. Mazepa, D.V. Artemovskaya // Scientific Bulletin of UkrDLTU: collection of scientific and technical works.– Lviv: UkrDLTU. – 2000. – Vip. 10.2 – P. 97-90.
- 8 Gostin I. Air Pollution Stress and Plant Response. Plant Responses to Air Pollution. Springer, Singapore., 2016.– P. 99-117.
- 9 Ikeura H., Kawasaki Yu., Kaimi E., Nishiwaki J., Noborio K., Tamaki M. Screening of plants for phytoremediation of oil-contaminated soil // International Journal of Phytoremediation.– № 18.–P. 460-466.
- 10 Hvostov O. O. Vpliv aerogennogo zabrudnennya na stan derevnoї roslinnosti mista Zaporizhzhya / O. O. Hvostov, N.V. Kapelyush // Problemi bioindikacii ta ekologii. – Zaporizhzhya: ZNU, 2011.– Vip. 16.– №. 1. – s. 103-108.
- 11 Kozlov M. V., Zvereva E. L. Confirmation bias in studies of fluctuating asymmetry // Ecological Indicators.– 2015. – № 57.– P. 293-297.
- 12 Lim M. W., Lau E. V., Poh P. E. A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil – Present works and future directions // Marine Pollution Bulletin.– 2016. – № 109.– P. 619-620.
- 13 Pavlović D., Pavlović M., Marković M., Karadžić B., Kostić O., Jarić S., Mitrović M., Gržetić I., Pavlović P. Possibilities of assessing trace metal pollution using *Betula pendula* Roth. leaf and bark – Experience in Serbia // Journal of the Serbian Chemical Society. – 2017. – Vip. 82.– № 6.–P. 272-276.
- 14 Pedroso A., Bussotti F., Papini A., Tani C., Domingos M. Pollution emissions from a petrochemical complex and other environmental stressors induce structural and ultrastructural damage in leaves of a biosensor tree species from the Atlantic Rain Forest // Ecological Indicators, 2016. – № 67. – P. 215-226.
- 15 Pfanz H., Heber U. Buffer Capacities of Leaves, Leaf Cells, and Leaf Cell Organelles in Relation to Fluxes of Potentially Acidic Gases // Plant Physiol.–1986.– № 81.–P. 597-602.
- 16 Rai P. K. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring // Ecotoxicology and Environmental Safety.– 2016. – № 129.–P. 120-136.
- 17 Rudenko S. S., Kostishin S. S., Morozova T. V. Zagal'na ekologiya. Praktichnij kurs: dlya studentiv vishchih navchal'nih zakladiv. Chastina 2. Prirodni nazemni ekosistemi. Chernivci. – 2008. – 320 s.
- 18 Turner A.P., Dickinson M.N., Leed N.W. Indices of metal tolerance in trees // Water, Air and Soil Pollution. – 1991.– V. 57-58. – P. 617-625.
- 19 Williams N.S., Schwartz M.W., Vesik P.A. et al. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on flora // Journal of Ecology. – 2009. – V. 97. – No. 1. – P. 4-9.
- 20 Yavari S., Malakahmad A., Sapari N. A Review on Phytoremediation of Crude Oil Spills // Water Air Soil Pollut.– 2015. –P. 226-279.

УРБОЕКОЛОГІЯ

УДК 504.064.2 (477.86)

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-44-51

*Т. В. Кундельська, М. Т. Микицей**Івано-Франківський національний
технічний університет нафти і газу*

ОЦІНКА ВІЗУАЛЬНИХ ВПЛИВІВ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ В МЕЖАХ МІСТА ІВАНО-ФРАНКІВСЬКА

У статті розглянута проблематика візуального забруднення урбосистем, що має нерозривний зв'язок з питаннями шумового та електромагнітного навантаження, утилізації та складування відходів, забруднення водних ресурсів, і цілком залежить від екологічної ситуації в межах міст. Також у роботі проаналізовані вітчизняні та закордонні публікації за факторами візуальної оцінки, зокрема роботи щодо розрахунку коефіцієнта відеоекологічної сприйнятливості території, статистичний аналіз оцінки візуального забруднення за результатами опитування респондентів, що піддаються негативному візуальному впливу. Визначено, що в Україні відсутні нормативні документи, які регламентують процедуру проведення оцінки візуального забруднення. У статті наведено основні недоліки та невирішені частини загальної проблеми щодо оцінки візуального впливу.

Авторами публікації запропоновано узагальнену методику проведення візуальної оцінки урбанізованих територій, та представлені результати такої оцінки на прикладі урбосистеми міста Івано-Франківська. Виділено основні етапи проведення оцінки візуальних впливів, а саме – зонування території міста за наявністю та видами домінуючих візуальних об'єктів, визначення переліку необхідних критеріїв за якими необхідно провести оцінку якості візуального середовища, вибір оптимального рішення, щодо порядку проведення оцінки та визначення потрібної кількості точок на території урбосистеми, безпосереднє проведення оцінки за кожним з тридцяти критеріїв. Автори публікації обґрунтовують порядок проведення візуальної оцінки за запропонованою методикою, враховуючи елементи методу багатокритеріального аналізу. За результатами проведеної оцінки було побудовано карту візуальних впливів та здійснено комплексний просторовий аналіз візуальних полів міста Івано-Франківська. Вирішено проблему комплексного оцінювання екологічної ситуації урбанізованих систем та умов проживання населення, враховуючи оцінку якості візуального середовища.

Ключові слова: візуальні впливи, візуальна якість середовища, урбосистема, одноманітне візуальне середовище, експертна оцінка, просторовий аналіз, критерії впливу.

Постановка проблеми в загальному вигляді та її зв'язок із важливими науковими або практичними завданнями. На сучасному рівні наукових досягнень велика увага приділяється комфортним умовам проживання людини. Важливим кроком при організації середовища в якому знаходиться людина є забезпечення найвищого показника візуальної сприйнятливості. Це питання набуває особливого змісту для урбанізованих екосистем різних масштабів: від невеликих селищ до величезних мегаполісів.

Людина, яка живе в умовах сучасного міста, змушена, практично, безперервно здійснювати синтез різної інформації, яка надходить до неї у вигляді зображення, тобто ту, яка сприймається оком. В результаті цього виникають образи на яких ґрунтується наше розуміння світу, і відповідно формується реакція людини на ті чи інші об'єкти, що присутні в середовищі. Це можуть бути різноманітні елементи ландшафту: барвистість, натуральність, сезонна аспектність стосовно зелених насаджень, масштабність озеленення та видовий склад деревостанів, наявність об'єктів водного середовища, приємних для споглядання архітектурних елементів, споруд культурного чи культового призначення, гармонійність природних та антропогенних об'єктів, які, зазвичай, викликають позитивну (приємну) реакцію при їх спогляданні. Прикладом об'єктів, які неприємні для споглядання є наявність великих скупчень різномасштабних інженерних споруд,

ліній електрокомунікацій, необлаштованих смітників, знищених доріг, масштабна багатоповерхова забудова або ж сукупність цих об'єктів.

Виходячи з вищенаведеного, виникає проблема візуального забруднення навколишнього середовища. Вона вимагає різноманітних підходів та методів дослідження так, як реакція кожної людини на певні об'єкти, що потрапляють у її поле зору буде різною. Такі особливості сприйняття довкілля, обумовлюються ще й тим, що до певних умов людина звикає, так як перебувала в них фактично від свого народження. Інші особливості візуального середовища можуть бути обумовлені рівнем прояву екологічних проблем даної території.

Проблематика візуального забруднення має нерозривний зв'язок з такими питаннями урбанізованих екосистем, які потребують нагального вирішення, а саме: шумове навантаження, високі рівні антропогенних електромагнітних полів, забруднення водних об'єктів в межах міст, проблема складування та утилізації відходів, тобто, в загальному, вона залежить від екологічного стану території. Тому таке питання вимагає ретельного і довготривалого процесу вивчення, оскільки якість середовища за візуальною оцінкою повинна визначатись за великою кількістю критеріїв. Ускладнення виникають ще й тому, що територія міст характеризується великою різноманітністю візуальних полів, великою кількістю як промислових так і культурних об'єктів, а також значною замкненістю місць локалізації і умов споглядання.

Аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких започатковано розв'язання даної проблеми, на які спирається автор. Наукові дослідження із запропонованої проблематики викладені у окремих наукових публікаціях та періодичних виданнях, як українських так і іноземних авторів. Велика увага у них приділяється вивченню особливостей та напрямів впливу агресивних візуальних полів на людину, її фізичне та психічне здоров'я, менша – кількісній та якісній оцінці ступеня візуального забруднення міських екосистем. Така ситуація пов'язана з тим, що досі немає комплексної методики щодо здійснення такої оцінки, а ті які представлені у окремих наукових матеріалах не дозволяють здійснити її в масштабах великих міст із врахуванням всіх необхідних критеріїв та факторів впливу.

У дослідженнях О. Бондарчук, В. Петрука [1], для оцінки використано коефіцієнт відео-екологічної сприйнятливості території K_{TVER} , який враховує всього декілька критеріїв: озеленення території, особливості та тип забудови, зонування території міста за призначенням і розраховується, як середнє значення отримане за сумою відношень площ зайнятих відповідним елементом до площ розрахункових квадратів, тобто до одиниці площі території якій присвоюється результат оцінки. Такий метод був застосований також у дослідженнях міста Ужгорода, Рівного та Луцька [2-3].

З метою проведення візуальної оцінки території у дослідженні [4] застосовано метод статистичного аналізу попередньо-зібраної інформації. Для цього були зроблені фотознімки об'єктів, які негативно впливають на візуальну якість середовища: смітники, рекламні щити, лінії електропередач та ін., після чого проводилось опитування з респондентами різного віку та статі. Респондентами було визначено важливість того чи іншого критерію. За результатами візуального порівняння територій із різним ступенем забруднення, та статистичним аналізом було побудовано гістограми, що ілюструють вплив того чи іншого фактору забруднення на загальну ситуацію, та діаграми розподілу площ з високим та низьким рівнем візуального забруднення території.

Комплексний аналіз методів які використовувались тими чи іншими науковцями для проведення візуальної оцінки викладений у науковій статті [5]. Було визначено ряд науковців які працювали над даною тематикою, обґрунтовано основні принципи методів, які вони використовували у своїх дослідженнях. Визначено, що в Україні відсутні будь-які нормативні документи, настанови, які регламентують процедуру проведення оцінки візуального забруднення.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. У результаті аналізу запропонованих методів проведення оцінки візуального забруднення можна систематизувати їх недоліки та виділити невирішені раніше частини загальної проблеми.

Насамперед, це недостатня кількість критеріїв для візуальної оцінки. Неможливо дати правильну оцінку за всього декількома критеріями, які враховують тип забудови, озеленення території, наявність сміття.

Другим недоліком є неможливість інтеграції запропонованих методів у масштаби великих міст, так як мала кількість критеріїв буде необ'єктивно характеризувати рівень візуального забруднення урбосистеми.

Третім недоліком є та, що неможливо представити результати дослідження у вигляді карт агресивних візуальних полів, оскільки для їх побудови у різноманітних геоінформаційних системах потрібна точкова оцінка з обґрунтуванням вибору точок та обов'язковою прив'язкою до географічних координат.

Четвертим недоліком всіх запропонованих методик є неможливість використання результатів дослідження при розрахунках соціальних, екологічних ризиків, а також при комплексному оцінюванні екологічної ситуації урбанізованих систем та умов проживання населення.

Формулювання мети статті. Завданням дослідження є розробка комплексної методики оцінки візуального забруднення території урбосистеми, проведення такої оцінки на прикладі міста Івано-Франківська. Автори, мали на меті, побудувати карти якості візуального середовища урбосистеми за результатами проведеної оцінки та провести просторовий аналіз результатів дослідження.

Виклад основного матеріалу дослідження. Для аналізу якості візуального середовища на території м. Івано-Франківська попередньо було проведено зонування за наявністю та видами домінуючих візуальних об'єктів, але без поділу їх на природні чи антропогенні [5]. Було виділено 24 зони, що у подальшому спростило аналіз візуальних полів на території міста та дозволило встановити і виділити основні групи критеріїв за якими була проведена оцінка.

Наступним етапом було визначення переліку необхідних критеріїв за якими необхідно провести оцінку якості візуального середовища, розподіливши їх на окремі підгрупи. Загалом було визначено 30 найважливіших критеріїв, які були розподілені на три групи і могли б повноцінно репрезентувати візуальне навантаження міста, як у конкретній точці дослідження, так і в загальному по території.

Перша група критеріїв – «Оцінка природних об'єктів» містить такі ознаки як виділення домінанти (вражаючого) в досліджуваній ділянці (автори застосовували при оцінці виділення домінанти на певній точці навіть, якщо вона не була природного походження); барвистість (кількість і виразність кольорів); натуральність (природність) території. Значна увага приділялась озелененню території, яка оцінюється за змішаністю та різноманітністю складу деревостанів, чисельністю комплексів присадибних насаджень, чіткістю смуг дерев на узбережжях річок чи озер. Оцінювалась наявність та масштабність річок чи озер, їх просторові та орографічні характеристики.

Друга група критеріїв характеризувала різноманітність та/або доцільність антропогенних та техногенних об'єктів. У цій групі виділено 16 критеріїв, які характеризують урбанізованість території в цілому, та за окремими ознаками. Тут оцінювалась наявність таких антропогенних об'єктів: місць для збору ТПВ, рекламних банерів та іншої візуальної реклами, трафіків і дорожніх корків, водопровідних чи газопровідних комунікацій. В цій групі критерії також оцінювались хаотичність та безладність скупчення антропогенних об'єктів, аварійні та знищені споруди, загальна зміненість території. В зазначеній групі також було виділено критерії, які характеризували об'єкти культурно-історичної спадщини чи культові споруди (наявність, масштабність культурних об'єктів та споруд, що потрапляють в поле зору). Оскільки оцінка проводилась не лише на території міста, але й у приміській зоні, то був виділений такий критерій, як наявність агрокультурних полів, які характеризуємо, як гомогенне візуальне середовище, що має негативний візуальний вплив.

До третьої групи належали критерії, які характеризують фізіономічні характеристики території досліджень, а саме – виразність запахів і звуків, їх походження та інтенсивність.

Наступним етапом дослідження був вибір оптимального рішення, щодо порядку проведення оцінки та визначення потрібної кількості точок на території урбосистеми. Тут автори виходили з того, що на ділянках, які потрапляють в один тип зон, які були виділені на початковому етапі, а також на ділянках, які знаходяться за межами виділених зон і характеризуються одноманітністю об'єктів візуального впливу встановлювалась невелика кількість точок, у більшості випадків по центру і периферії ділянки, а також біля об'єктів, які характеризуємо, як домінанта. В центральній частині міста, де територія характеризується великою різноманітністю візуальних полів, промислових і культурних об'єктів, а також значною замкненістю місць локалізації та умов споглядання, щільність розташування точок значно більша і у багатьох випадках приурочена до конкретних об'єктів чи до актуальних в плані візуальної оцінки ділянок.

Точки, на яких проводилась візуальна оцінка, були винесені на супутниковий знімок території міста у програмі Google Earth® (рис. 1), що дозволило, в подальшому отримати перелік географічних координат за допомогою конвертації файлу *.kml з винесеними точками – у файл Excel®.

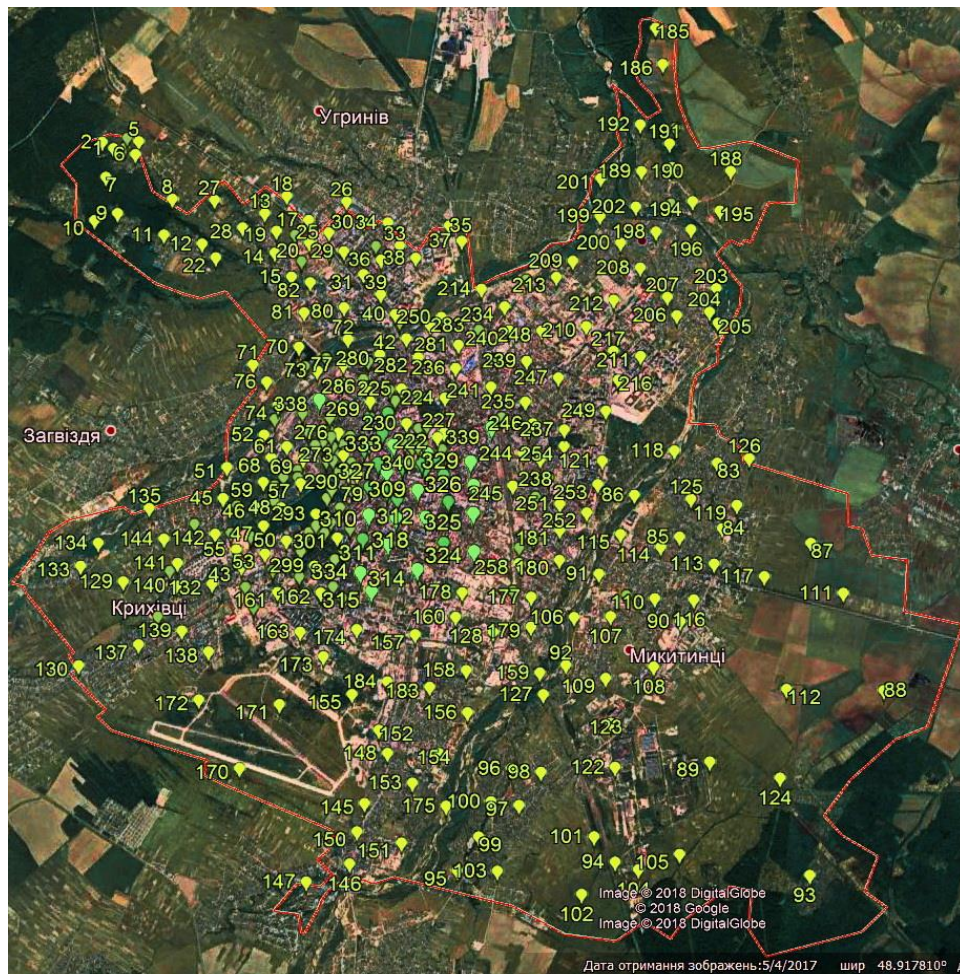


Рис. 1. Карта розташування точок для проведення оцінки візуальних впливів в межах урбосистеми міста Івано-Франківська

Вибір програми обґрунтовується наявністю різних систем координат, що дозволило обрати ту, яка використовується для побудови екологічних карт у програмі Surfer®. В результаті було запропоновано використати у дослідженні оцінку в 340-а точках. Вибір такої кількості точок був обумовлений загальною площею міста та приміської зони, а також тим, що об'єкти візуального впливу були нерівномірно розподілені по цій площі, тобто, лише таким чином, обрана кількість буде вірно відображати рівні візуального навантаження.

Наступним етапом дослідження було проведення оцінки за кожним з тридцяти критеріїв: у конкретній точці було присвоєно певну кількість балів, що варіюють в межах 0-1-2 бали. Такий діапазон був обраний для того, щоб уникнути великого розходження в оцінці та похибки об'єктивності [5]. Наприклад, якщо на ділянці, де здійснюється оцінка протікає річка, то її меандрованість на відрізку, що потрапляє в поле зору буде оцінена за наступними балами: 0 – якщо вона не виділяється, 1 – якщо вона слабка, і 2 – якщо вона велика; або наявність гомогенних візуальних полів оцінювалась наступним чином: 0 балів – переважна більшість одноманітного гомогенного візуального середовища, 1 бал – поєднання одноманітних і домінантних об'єктів, 2 бали – достатньо домінантних візуально приємних для споглядання об'єктів. Такий розподіл балів був адаптований для кожного з критеріїв за допомогою кількісних та якісних ознак, що дозволило у кожній окремо взятій точці проаналізувати вагомість кожного з них.

Бальна оцінка у конкретній точці здійснювалось за допомогою функції перегляду вулиць у програмі Google Earth®, що дозволило здійснити її в будь-якому ракурсі (оглядаючи територію на 360°). На ділянках, де дана функція не відображалась через відсутність необхідної відеозйомки, оцінка проводилась методом дешифрування космічного знімку на неускладнених територіях.

Також були проведені маршрутні виїзди на ускладнені ділянки дослідження. Оцінка проводилась з врахуванням зміни деяких об'єктів у часі від моменту відеозйомки, та найближчої перспективи розвитку даної ділянки у візуальному плані.

Щоб уникнути суб'єктивності оцінки, десяти незалежним експертам, що знайомі із проблемою візуального забруднення було запропоновано провести візуальну оцінку у типових точках урбосистеми – старовинна центральна частина міста із архітектурними пам'ятками, промислова частина міста, приміська зона, що представлена природним об'єктами та одноповерховою житловою забудовою. Перед цим для кожного із експертів було оцінено коефіцієнт знайомства експерта із проблемою, коефіцієнт аргументованості рішення експерта, коефіцієнт ступені компетентності експерта. Така методика оцінки відома, і є елементом експертної оцінки.

Визначення показника якості візуального середовища в кожній точці, як суми присвоєних балів проводилось із врахуванням похибки об'єктивності дослідника. Для цього фотографії 3-х найбільш типових та різних за візуальними характеристиками точок (як зазначено вище) були оцінені іншими незалежними експертами, при чому для кожної точки зроблено 4 фотознімки у різних ракурсах споглядання. За результатами оцінки в зазначених 3-х точках було пораховано середнє значення відносного відхилення суми балів всіх експертів від суми балів дослідника, тобто абсолютну похибку. Розраховану похибку об'єктивності було помножено на суму балів отриману при оцінці у кожній точці, за винятком 3 точок в яких здійснювали оцінку всі експерти. Результатом розрахунку був показник якості візуального середовища.

Для візуалізації результатів дослідження за допомогою програми Surfer® було побудовано карту оцінки візуальних впливів (рис. 2).

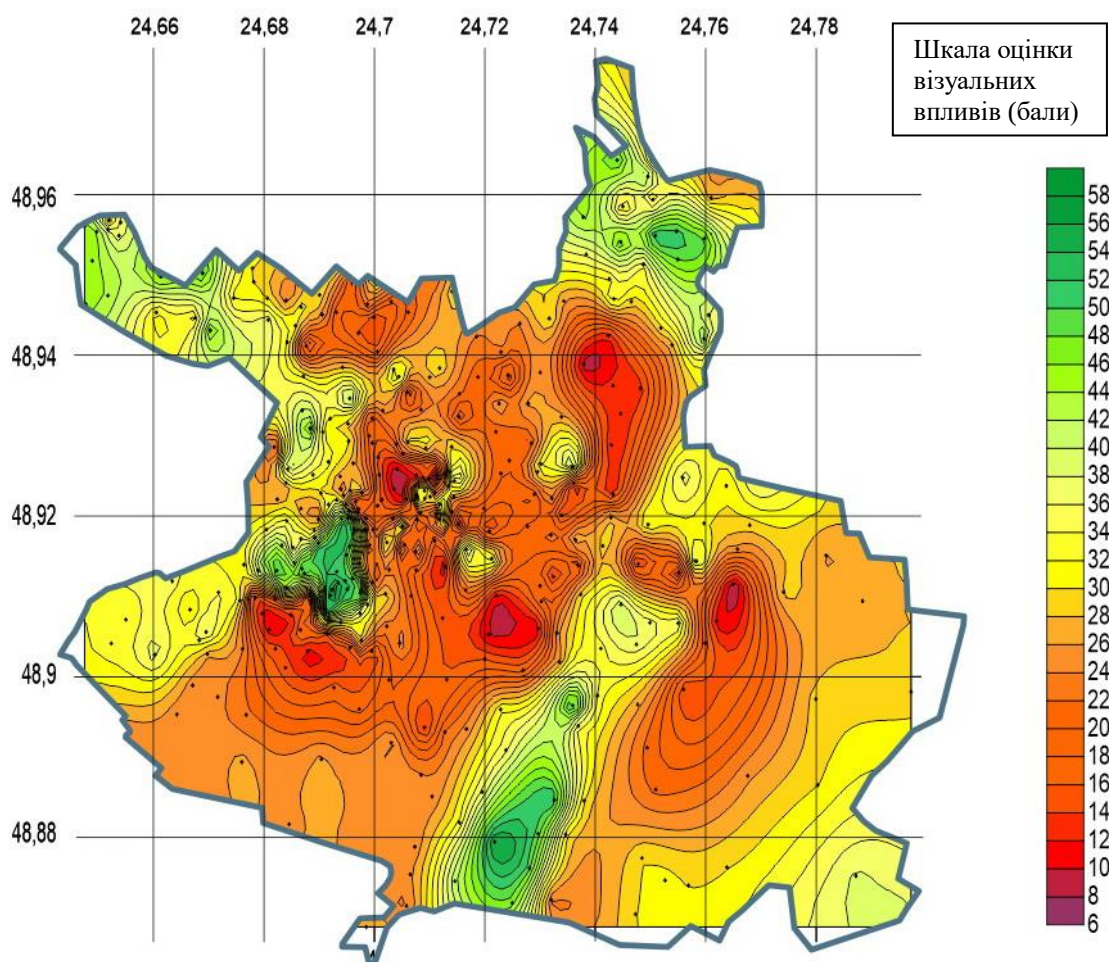


Рис. 2. Карта оцінки візуальних впливів в межах міста Івано-Франківська

В процесі аналізу результатів дослідження та екологічного картографування отримано закономірний розподіл візуального навантаження по території міста Івано-Франківська. Чітко простежується зростання візуального забруднення у промислових та техногенно-ускладнених зонах. Максимально низькі показники візуальної сприйнятливості зафіксовані у точках під

номером 113, 210, 218, 230, 333, 337, що не перевищують 10 одиниць. Це території, де розміщена велика кількість домінуючих великомасштабних інженерних споруд таких як лінії електропередач, трансформаторні підстанції, телевежі, автомагістралі тощо. В центральній частині міста це однакові рівномірно і нерівномірно розміщені багатоповерхівки, що зумовлює візуально одноманітні, агресивні для споглядання площини.

Найвищі показники спостерігаються у точках 175, 294, 295, 296, 303 і перевищують 55 балів. Це території з гармонійним поєднанням, як природних так і антропогенних об'єктів. Просторовий розподіл візуальних полів на карті показує, що сприятливі для населення зони знаходяться переважно в приміських територіях, де відсутня багатоповерхова забудова, мала щільність розміщення базових станцій та антен стільникового зв'язку, територія не перевантажена скупченням ліній електропостачання, місцями для збору ТПВ, інженерними та водопровідними комунікаціями. Значне підвищення якості візуального середовища на приміських територіях відбувається за рахунок великої кількості зелених насаджень, та великій оглядовості території.

В центральній частині міста також присутні ділянки, де спостерігається високий показник якості візуального середовища. Це територія парку ім. Тараса Шевченка, міського озера, валів та палацу Потоцьких, колишні дачні ділянки садово-городнього кооперативу, які тепер використовуються як одноповерхова житлова забудова із великою кількістю присадибних зелених насаджень. Сприятливим для проживання населення є райони Пасічна та Вовчинець. У районі Пасічна високий показник формується за рахунок відпочинкових зон в районі «Німецького озера», та вищою оглядовістю порівняно з іншими районами. У Вовчинцях, навпаки, за рахунок загального падіння абсолютних відміток рельєфу у напрямку до русла р. Бистриці Надвірнянської, а також за рахунок великої кількості візуально приємних для споглядання природних об'єктів. Така будова рельєфу перекриває негармонійні візуальні плани промислових районів, які розташовані у напрямку міста,

Деякі точки мають високий бал візуальної оцінки, що розміщені локально в центральній частині міста, там підвищення якості візуального середовища відбувається перш за все за рахунок великої кількості культурних та історичних об'єктів, з елементами ландшафтного дизайну.

Смуга з високим показником візуальної оцінки простягається по правій стороні від вулиці Є. Коновальця. Ця територія характеризується одноповерховою забудовою, великою кількістю присадибних зелених насаджень, а також наближенням до заплави річки Бистриці Надвірнянської. Аналогічна ситуація характерна для західної частини міста, де сприятливою в плані візуальної оцінки виступає вул. Набережна ім. В. Стефаніка а високі показники формуються за рахунок наявності зелених смуг та річки Бистриці Солотвинської.

Складною та цікавою, в плані аналізу, є ситуація в південно-західній частині міста, де вул. Набережна ім. В. Стефаніка розділяє територію міського озера з територією приміської зони с. Крихівці, та новою частиною мікрорайону «Калинова Слобода». На карті візуальних впливів у зазначеній ділянці помітно різке падіння показника візуальної якості середовища зі значення 53 бали у точці 48 до 11 балів у точці 43, тобто спостерігається різниця у 42 бали. Це зумовлено розміщенням на території нової частини зазначеного мікрорайону масштабної електричної підстанції 110/35/10 «Крихівці», яка є не тільки об'єктом значного візуального забруднення, але і джерелом високого електромагнітного випромінювання. Автори піддають сумніву безпеку розміщення житлових споруд, та дотримання санітарно-захисної охоронної зони ліній електропередач, розмір якої залежить від класу напруги ЛЕП.

Висновки. Отже, в результаті проведеного дослідження апробована запропонована методика оцінки візуальної якості навколишнього середовища урбосистеми на прикладі міста Івано-Франківська.

За результатами оцінки візуальних впливів опрацьовано 340 точок території міста та приміських зон. Встановлено та визначено ділянки міста, які піддаються значному негативному впливу візуального навантаження, та ділянки, що є сприятливими для проживання населення міста з точки зору візуальних впливів. Побудована карта оцінки візуальних впливів міста Івано-Франківська, корелює із картами шумового та електромагнітного навантаження урбосистеми.

Використовуючи запропоновану методику ми можемо оцінити ймовірне візуальне навантаження (візуальні впливи) території та приймати рішення, щодо покращення візуальної якості довкілля для мешканців міста шляхом організації і збільшення зелених зон міста, відновлення архітектурної та історико-культурної спадщини, зменшення автомобільного руху,

обмеження багатоповерхової забудови, облаштування зелених дахів та смарт-теплиць, дотримання нормативних вимог до облаштування ділянок для збору ТПВ або підземного їх збору та т.і.

Література

- 1 Olga Bondarchuk. Ecological safety of visual environment and video ecological perception (vcp) of Vinnitsa /Olga Bondarchuk, Vasyl Petruk// Environmental problems. – Lviv – 2016 – Vol.1- N 1 – P.35-38.
- 2 Глух О. С. Оцінка якості візуального середовища деяких пам'яток архітектури міста Ужгорода. / О. С.Глух// Науковий вісник Ужгородського університету (Серія: Хімія). – 2015 – №2(34) – с.95-97.
- 3 Фесюк В. О. Відеоекологічні особливості міст Північно-Західної України. / В. О. Фесюк, М.М. Мельничук// Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки, – 2009, №4, – с.220-226.
- 4 Milan Kumar Jana. Visual pollution can have a deepdegrading effect on urban and suburban community: a study in fewplaces of Bengal, India, with specialreference to unorganized billboards / Milan Kumar Jana, Tanaya De// European Scientific Journal June 2015 /Special/ edition ISSN\$ 1857-7881 (Print) e – ISSN 1857-7431 – P.1-14.
- 5 Кундельська Т. В. Огляд методик оцінки візуальних впливів в межах урбосистеми та пропозиції щодо проведення такої оцінки на території м. Івано-Франківська. / Т. В. Кундельська// «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування» – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ. – 2017 – № 2(16). – С.86-91.

Надійшла до редакції 25 грудня 2018 р.

T. V. Kundelska, M. T. Mykytsei
Ivano-Frankivsk National Technical
University of Oil and Gas

THE EVALUATION OF VISUAL INFLUENCES ON THE ENVIRONMENT OF IVANO-FRANKIVSK CITY

The article deals with the problems of urban systems visual contamination which is connected with the issues of noise and electromagnetic loading, waste utilization and storage, water resources pollution, and which depends entirely on the environmental situation within the cities. The paper analyzes Ukrainian and foreign publications on the factors of visual evaluation, particularly the calculation of the coefficient of videoecological susceptibility of the territory, the statistical analysis of visual pollution estimation based on the poll of the respondents who are exposed to negative visual impact. The authors reveal that in Ukraine there are no normative documents which regulate the procedure for the estimation of visual contamination. The article presents the main drawbacks and unresolved parts of the general problem of visual impact evaluation.

The authors of the publication suggest a generalized method for conducting a visual evaluation of urban areas. The results of the estimation are presented using the urban system Ivano-Frankivsk as the example. The main stages of the evaluation of visual influences are highlighted. These stages are the city zoning according to the presence and types of dominant visual objects, the clarification of the list of those criteria which are necessary to evaluate the quality of the visual environment, the choice of the optimal solution concerning the evaluation procedure and regarding the selection of the appropriate number of points on the urban system territory, and, finally, carrying out the evaluation itself in accordance with thirty criteria. The authors of the publication substantiate visual evaluation procedure based on the suggested method together with some elements of the method of multi-criteria analysis. Using the results of the evaluation, the authors construct the map of visual influences and carry out a complex spatial analysis of the visual fields of Ivano-Frankivsk. The article solves the problem of comprehensive evaluation of the ecological situation of urbanized systems and living conditions of the population, taking into account the evaluation of the visual environment quality.

Key words: visual influences, visual quality of the environment, urban system, monotonous visual environment, expert evaluation, spatial analysis, criteria of influence.

References

- 1 Olga Bondarchuk. Ecological safety of visual environment and video ecological perception (vcp) of Vinnitsa /Olga Bondarchuk, Vasyl Petruk// Environmental problems. – Lviv – 2016 – Vol.1- N 1 – P.35-38.
- 2 Gluh O. S. Ocinka yakosti vizual'nogo seredovishcha deyakih pam'yatok arhitekturi mista Uzhgoroda. / O. S.Gluh// Naukovij visnik Uzhgorods'kogo universitetu (Seriya: Himiya). – 2015 – №2(34) – s.95-97.
- 3 Fesyuk V. O. Videoekologichni osoblivosti mist Pivnichno-Zahidnoï Ukraïni. / V. O. Fesyuk, M.M. Mel'niychuk// Naukovij visnik Volins'kogo nacional'nogo universitetu imeni Lesi Ukraïнки, – 2009, №4, – s.220-226.
- 4 Milan Kumar Jana. Visual pollution can have a deepdegrading effect on urban and suburban community: a study in fewplaces of Bengal, India, with specialreference to unorganized billboards / Milan Kumar Jana, Tanaya De// European Scientific Journal June 2015 /Special/ edition ISSN\$ 1857-7881 (Print) e – ISSN 1857-7431 – P.1-14.
- 5 Kundel's'ka T. V. Oglyad metodik ocinki vizual'nih vpliviv v mezhah urbosistemi ta propozicii shchodo provedennya takoi ocinki na teritorii m. Ivano-Frankivs'ka. / T. V. Kundel's'ka// «Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokoristuvannya» – Ivano-Frankivs'k: IFNTUNG. – 2017 – № 2(16). – S.86-91.

ІНЖЕНЕРІЯ СЕРЕДОВИЩА ТА БЕЗПЕКА ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

УДК 332.14[338.45:620.9]

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-52-60

O. Mandryk, L. Arkhypova,

O. Pobigun, N. Latsyk

*Ivano-Frankivsk National
Technical University of Oil and Gas*

FACTORS OF SPATIAL CONSTRAINTS AND OPPORTUNITIES IN THE CARPATHIAN REGION OF UKRAINE FOR RENEWABLE ENERGY PROJECTS

The article substantiates the use of renewable energy sources in the sustainable tourism development of the region. Sustainable development of tourism in the Carpathian region is considered taking into account the energy and environmental impact of the traditional Ukrainian energy sources. The developed approach combines the economic profits of the tourism industry with the benefits of society since it takes into account the ecological situation and provides measures for its improvement.

It is determined that selecting areas that are suitable for renewable energy consuming projects should consist of three stages: selecting potentially suitable areas, considering exclusion criteria, and an in-depth assessing potential sites or territories. The factors determining spatial constraints and providing essential resources for the construction of wind and solar power plants and small hydropower plants are defined, with the parameters of sustainable tourism development of the Carpathian region in view. Factors that are common to different types of power plants are as follows: availability of wind, solar or hydrological resources, local topography and existing obstacles, accessible terrain, available infrastructure, network service access point, soil properties and composition, the proximity of inhabited areas, surface openness and steepness of slope, environmental constraints, land tenure analysis, proximity of protected nature and landscape areas.

Based on these studies, the GIS map of the Carpathian region is compiled showing the spatial distribution of the solar potential on a horizontal surface. Solar radiation varies with the height, steepness of the mountain slopes and other meso and micro factors, but over the examined territory the annual insolation is not less than 1000 kW/m². The work contains recommendations related to the use of solar energy as the innovation of the tourist infrastructure; they aim at the further developing of major tourist centres and isolated settlements in the Carpathian region.

Key words: sustainable development, sustainable tourism development, renewable energy sources, landscape, spatial constraints.

Formulation of the problem. Sustainable development meets the present day needs and guarantees the same opportunity to future generations. The following interrelated components should be considered with sustainable development: social, economic, environmental and political development. According to the definition developed by the World Tourism Organization (WTO) in 1996 and changes made in 2004, sustainable tourism is a tourist activity, which should keep the cultural component, environmental condition, biodiversity and life support system. And the development of sustainable tourism is seen as a process that, in addition to meeting the needs of tourists and places that receive them, maintains and develops opportunities for the future. According to this definition, sustainable tourism development, taking into account the situation in the country regarding energy and environmental impact of traditional energy sources, should serve the interests of tourists in the economy, society and take into account the ecological environment and use measures for its preservation.

Carpathian region has great potential, the wealth of natural resources is one of the main reasons tourists travel, and all the preconditions for sustainable tourism and recreation development. The use of renewable energy sources (RES), which have recently gained popularity because of the individual economic and political factors prevailing in the country fully meets the criteria of modern energy ecological tourism development in the region.

Analysis of previous research. The rationality of usage of renewable energy sources was based by S. H. Plachkova, I. V. Plachkov, E. T. Bazeiev, V. I. Bondarenko, T. O. Buriachok [1], N. M. Mkhytarian, S. A. Kudria, V. F. Reztsov, T. V. Surzhyk, L. V. Yatsenko [2], O. M. Adamenko, V. V. Vysochanskyi, V. V. Lotko, M. I. Mukhailiv [3, 4], researching methods of increasing the efficiency of the development of alternative and renewable energy sources were considered by S. M. Bevz, A. K. Shydlovskiy, Bondarenko [5] and other scholars and researchers. Among the issues raised by scientists is the question of implementation problems of renewable energy projects, the projects realization.

Selection of previously unsettled parts of the general problem. But for the future there is an issue of rational argumentation for selection the space for projects concerning renewable energy sources, such as taking into account factors that need to be considered when choosing such areas, given the parameters of sustainable development in tourism.

The objectives of setting. During development phase and implementation of projects of renewable power sources, the essential component is the site finding, which consists of three stages:

- selection of potentially suitable area;
- consideration of the exclusion criteria;
- detailed assessment of potential sites or areas.

Presentation of the main material. For all projects in which renewable power sources are used, they all have many potential overall impacts on the landscape, biodiversity and the local population, which should be considered during selecting a suitable site for the project. These general potential impacts may include:

- negative impacts of new energy-generated constructions and ancillary facilities such as transmission lines and access roads, on the quality of the landscape, environment and aesthetic appearance;
- loss of habitat, habitat fragmentation and simplifying of the ecosystem which were caused by the influence of site developments, and related thereto potential adverse impacts on the fauna and flora that exist in this natural environment;
- changes in land use and the formation of business struggle because of valued lands use (e.g., lands withdrawal from agricultural production);
- impacts on protected areas or sensitive areas and objects of cultural heritage or archeological monuments;
- impacts on local infrastructure facilities and personal property.

Finding the suitable site for wind power station is essential for the success and economic viability of the project. The main aim in site finding is to determine potential wind regions that are also characterized by other parameters which are necessary for wind energy projects implementation. The project developer may be interested in only those areas that are at his disposal or if he selects district or municipality has larger area.

At the first stage, the potential sites for wind power are determined by taking into account the wind resources at the height of the hub. This process covers quite a large area (e.g., district or territory which is served by public utility) to determine areas with necessary wind resources on the basis of information which is contained in sources such as maps of wind resources, satellite wind data, time series of design winds, wind data from airport, topography and other indicators.

It is necessary to take into account following restrictions which are related to the site finding. The main factors to be taken into account during site finding include:

- initial assessment of wind conditions by using available public data which are related to potential site or nearby located place, although the obtained results, cannot be quite correct and reliable, but they will get an idea how this terrain can be potentially favorable;
- overall assessment of the site, including topography and existing obstacles, such as buildings or woods and their potential effect on productivity and project value;
- location accessibility by taking into account access roads, their condition and distance from potential site, the size of components and quality specifications for necessary roads;
- availability of node for the planned wind power station and the network power of node in relation to the planned capacity and cost of additional electrical grid by taking into account network operation and adequate legislation;
- soil quality and work related to foundation plan and construction, as well as costs and their impact on the possibility of realization of wind power station;

- accounting of residential areas, infrastructure and potential effect of wind power station on the following factors: shade, noise, visibility, microwave data transferring, interference in radars, airports, etc.;

- openness of terrain, to prevent wind current diffusion uplands must be separated by a distance at least 2-3 km;

- uplands should be in terms of columnar, cone shape;

- slopes must be low-sloped with incline not above 20°.

At the second stage exclusion criteria are used to determine if this place is suitable for wind power stations exploitation.

Exclusion criteria which are used for site finding for wind power stations include:

- districts near communities;

- industrial and commercial sites;

- hamlets, farms or detached houses;

- infrastructural areas where construction is prohibited;

- transportation infrastructure;

- overhead transmission lines;

- airports;

- mining areas ;

- national parks, natural monuments, biosphere reserves, reserves, habitats which are protected by law;

- ponds.

At the third stage in conducting assessment of the site potentially suitable areas are tried out by taking into account technical and layout (ecology and land use) aspects:

- site topography, location of obstacles;

- access to transmission systems;

- maximum installed capacity;

- access to the site;

- land ownership;

- distance to populated localities;

- environmental constraints;

- layout of visually sensitive objects;

- the reliability of mobile telephony for data transferring;

- restrictive factors associated with communication signals such as microwave communication corridors, if applicable.

Construction of wind farms negatively affects the quality of the landscape and the aesthetic appearance of high quality landscapes on large areas of land. They are perceived as new, unnatural vertical structures that are not in harmony with most landscapes. Visibility of such facilities may be limited on the landscapes with wedged elements, but on the flat, steppe, and arable landscapes they will be especially noticeable. High quality landscapes and environment which surrounds areas, namely, environmental facilities, may be especially vulnerable to these effects.

All potentially suitable sites must be visited if possible in order to verify their existing conditions.

Depending on the available land and topography first wind-power station chart and balance settings can be designed.

Area's estimation results in ranking of sites-candidates.

The key characteristics of solar electricity technologies and their advantages and disadvantages, which are taken into account when assessing the project, are attributed to the location of the site (external shading and spatial constraints) [7].

Choosing the site for photovoltaic power-station is essential for the success and economic viability of the project. The main factors which are taken into account while choosing the site include:

- initial assessment of solar resources in the form of global horizontal irradiation using publicly available data about potential site or place next to the site;

- assessment of the site including the area, topography and existing obstacles, such as buildings or trees, and their potential impact on productivity associated with shading;

- availability of water for the construction and operation phases;

- analysis of land use that affects the cost of the land;

- the availability of areas on the basis of existing access roads, their condition and distance from a potential site. Proper condition of roads is required to avoid damage mainly inverters and photovoltaic modules during their transportation;

- existence of point attaching to the main for scheduled solar power-station and capacity of this main in relation to the planned capacity, and cost of necessary additional electricity with account of operator and relevant legislation;

- seismic risk, groundwater, soil resistivity are equal pH and bearing capacity. The last options are especially important for assessing the type of possible foundations of mounting system;

- consideration of environmental and social sensitivity, vizual and potential impacts of solar system;

- the possibility of rational use of territories which are situated under the station.

At the second and third stages while evaluating the site, potentially suitable areas are studied in detail considering technical and planning (ecology and land utilization) aspects and conduct ranking of sites. It is necessary to take into account the force that the placement of photovoltaic panels and ancillary facilities on a flat area can affect the landscape character, replacing the existing picturesque landscape on areas of panels which can be perceived as significant unnatural objects. Conservation areas and high quality landscapes and their environment may be especially vulnerable to these influences. However, solar energy facilities are likely to be low-lying, thus the impact on scenic views will be mostly noticeable if only observing from the hill or close to the facilities.

Projects of small hydroelectric power stations differ with their significant flexibility. There may be aligning for small hydropower plants (SHPP) which are characterized by great diversity. Areas of Highlands and fast waterways in the Carpathian region create the necessary conditions for the construction of hydroelectric power plants (HPP) with medium or high pressure. Lowlands with wide rivers provide conditions for the construction of low-pressure SHPP. Most SHPP are channel stations, thus they produce electricity depending on the availability of water in the river, which varies depending on the weather. Therefore, they cannot be used for the production of peak electricity, and can only work in basic mode, the overall energy system.

Depending on the topography of the site, medium-, high- and low-pressure SHPP can be applied for power generation..

Medium- and high-pressure HPP usually have in their schemes channel-forcing pipe or its variants. The channel track depends on the form of terrain. If the construction of the channel includes difficulties, or it can be completely avoided, only the pressure pipeline is used. In especially sensitive from an environmental point of view places the only solution may be to lay-down pressure pipeline in the ground to minimize its impact on the environment.

Low-pressure SHPP may be built according to two schemes: with the derivative channel and dike dam.

Planning and development of small hydropower stations must be brought out due to prevailing environmental conditions with simultaneous consideration of the possible impact on the environmental and social ambient which may be caused by its construction and operation. Therefore, on the first phase the basic requirements to the selection of the territory relating to the following data:

- topographical;
- hydrological;
- geological.

Determining of the confines and especially the existing pressure are the mandatory data for designing of MHEP. The data submitted in topographic map of a certain scale and a digital elevation model.

Possible costs for water intake combined with hydraulic pressure are the most important parameters for design MHEP. Typically, regional authorities of water resources measure water consumption on the most important rivers and streams, so these data can be obtained from them. As a rule, the assumption of water in alignment does not take place except cases when there's water gauge installed post. Therefore it is necessary to transfer data of already existing water stage gauge on characteristics of water consumption in MHEP alignment. For this purpose, measurement data are used, obtained at the nearest water stage gauge along the same river, or if it is possible, the data of water stage gauge, located near MHEP. Data on the cost of water should cover the time period equal to at least 15 years in a row, if it is possible, to get statistically justified conclusions.

For the proper design of the engineering structures foundation it is necessary to get as detailed geological data as possible:

- the first assessment of the dominant species can be made with the help of geological maps that may exist at the district level;
- estimates are indicative and should be complemented by further studies (eg geological mapping), during which quite detailed map of the project area is prepared;

At the second stage of choosing the territory the accuracy should be raised and considered in more detail. Before the evaluation stage, it is necessary to carry on geological studies with further laboratory analysis of the samples. These tests are conducted to determine the parameters of rocks and soil on which the project of MHEP will be based. It must be emphasized that without adequate information of the geological parameters of rock and soil, MHEP design contains a large number of unknown variables, which is a significant source of risk. Therefore, proper geological studies are a prerequisite for the proper MHEP design.

It is necessary to exclude the territory with:

- low or unregulated river flow;
- restricted or prohibited zones of economic activity;
- very steep slopes.

When evaluating areas for ranking it is necessary to consider a few key points:

- compliance with national legislation on environmental and social aspects;
- loss of habitats for local animals and plants;
- passes for fish and other aquatic organisms;
- rare species that are at risk of extinction.

Often the most attractive from an economic and technical point of view platforms for small hydropower plants are also less suitable in terms of ecology and tourism. For example, while the mountainous Carpathian region has the highest potential for small hydropower in Ukraine, it is also the richest in terms of clean, valuable and vulnerable areas. The presence of new dams, derivative pipes (if they are not underground), power lines and flooded areas may adversely affect the landscape character and high quality environment, which in turn may adversely affect on tourism and recreational potential of the area.

Conclusions and prospects of research. In the work proposed recommendations for pre-innovation segment of the tourism infrastructure to future development as the major tourist centers and isolated settlements as part of the Carpathian region on the example of solar energy. Grounded objects implementing solar energy as an innovative component of sustainable tourism in the Carpathian region. Solar radiation depends on altitude, slope orientation and other meso and microfactors, but throughout the Carpathian region will exceed 1,000 kWh per 1 m² of a year. That enables active in "green" tariff for electricity build as industrial, cost-effective solar power, as the source and use of solar energy for tourist complexes, private rural estates "green tourism", street lighting, etc. of local communities. Specific investments make \$ 1500-1800 / kW of installed capacity (fig.1).

The Ivano-Frankivsk region is convenient for solar energy usage (table 1). Annual solar radiation flux for the Ivano-Frankivsk region is 1200 kW per hour/m², which is very suitable for solar energy facilities as well as for the industrial scale which would relatively raise the infrastructural level of tourism in the region.

The analyzes of operation of such power plant units in Lviv, Ivano-Frankivsk and Zakarpattia regions showed that solar photovoltaic power plant units (capacity of 1 megawatt) may generate nearly 1 mil. kW of energy per year. It may take near 7 years to pay off the investment of 1mln euro for 1megawatt of SEP (Solar Electric Plant) peak power. The establishment of local energy source as the element of tourist infrastructure in certain Carpathian regions will enable reliable and effective electricity supply to local consumers.

Estimated monthly volume of electricity production by photovoltaic solar power panels installed at a maximum of 2,8 MW of electric power (table 2).

For the development of tourism infrastructure it is proposed to use solar panels, which are based on photovoltaic cells and renewable energy sources for street lighting in villages (fig. 2).

Technical parameters:

- Fully automatic operation control.
- Vertical ground level of illumination can reach 10-12 Lx.
- 10 hours lighting every day. 4-10 hours lightening in a bad weather.

- 7 m height . Operating temperature from -30°C to 45°C .
- It is appropriate to use LED lamps for the effective implementation of street lighting powered by photovoltaic solar cells.

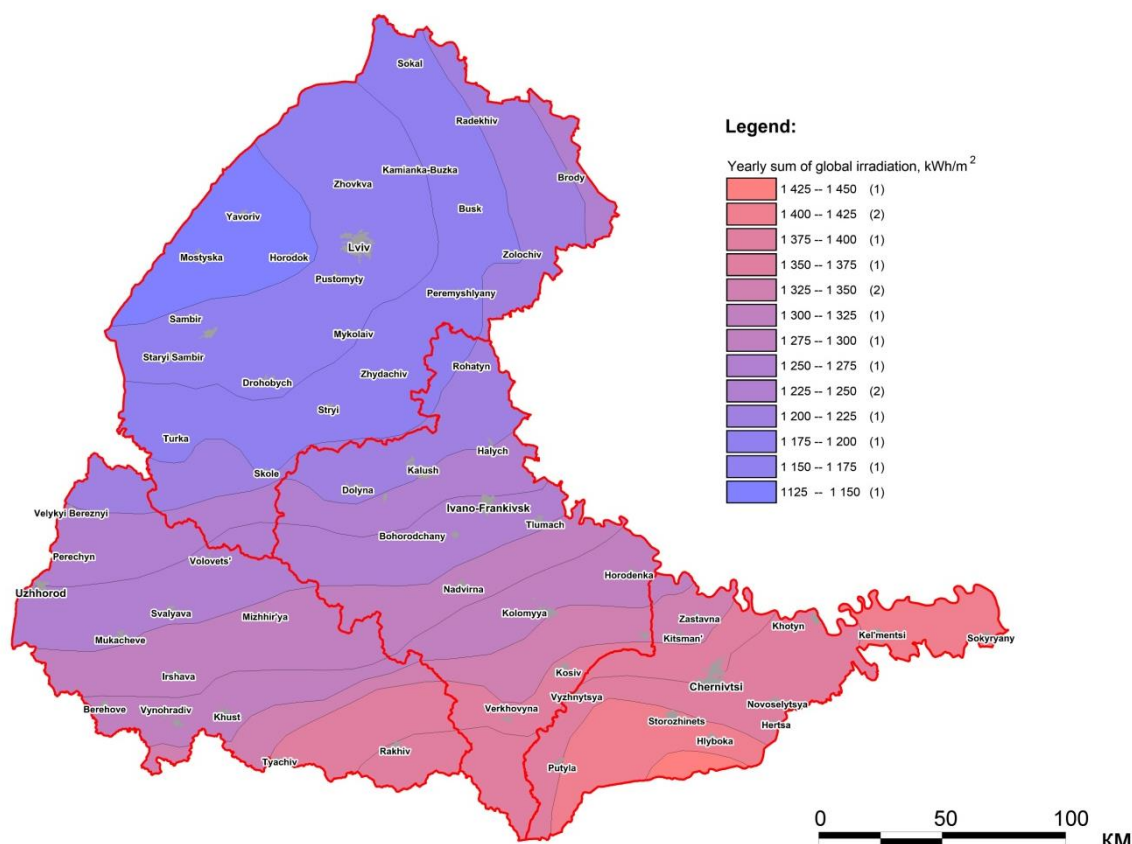


Fig. 1. Total annual potential of solar energy

Table 1

Monthly meteorological data (Ivano-Frankivsk)

Month	Global horizontal emission, $\text{Kw}\cdot\text{h/m}^2$	Temperature, $^{\circ}\text{C}$	General emission per area $\text{kW}\cdot\text{h/m}^2$	Effective global emission, $\text{kW}\cdot\text{h/m}^2$
January	21,9	-3,98	46,4	44,9
February	39,9	-2,77	59,8	57,8
March	77,9	0,96	109,9	106,6
April	124,9	7,92	145,6	141,1
May	162,9	14,65	167,0	161,0
June	177,8	16,75	159,9	154,3
July	172,8	18,87	169,2	163,5
August	135,9	17,85	153,8	148,7
September	89,9	12,32	123,1	119,1
October	59,9	7,66	87,6	84,8
November	28,9	2,35	55,5	53,7
December	14,9	-3,53	41,3	39,9
YEAR	1108,0	7,3	1319,1	1275,3

When operating facilities using solar energy produces electricity without using fossil (or nuclear) fuel, providing a corresponding decrease fuel consumption for conventional thermal or nuclear power plants. Energy savings through the use of renewable, environmentally-friendly sources of energy is a promising innovative segment in the development of tourism infrastructure, development of green tourism in the Carpathian region, which provided more investment in the future will result in increased tourist demand.

Table 2

Estimated monthly volume of electricity production by photovoltaic solar power panels installed at a maximum of 2,8 MW of electric power

Month	Efficient production on output of modules, MWt per hour	The volume of supply to the network, MWt per hour	The efficiency degree of generation, %	The degree of the system effectiveness
January	68,3	66,25	13,3	12,8
February	137,0	132,89	13,5	13,2
March	219,5	214,01	13,2	12,9
April	346,7	339,77	12,7	12,5
May	404,0	395,92	12,2	12,0
June	410,9	402,68	12,0	11,8
July	395,9	387,98	11,9	11,7
August	371,3	363,87	12,0	11,8
September	250,0	243,75	12,3	12,1
October	185,9	182,9	12,6	12,3
November	99,4	96,42	13,0	12,6
December	69,0	66,93	12,9	12,4
Year	2 957,9	2 893,37	12,4	12,2

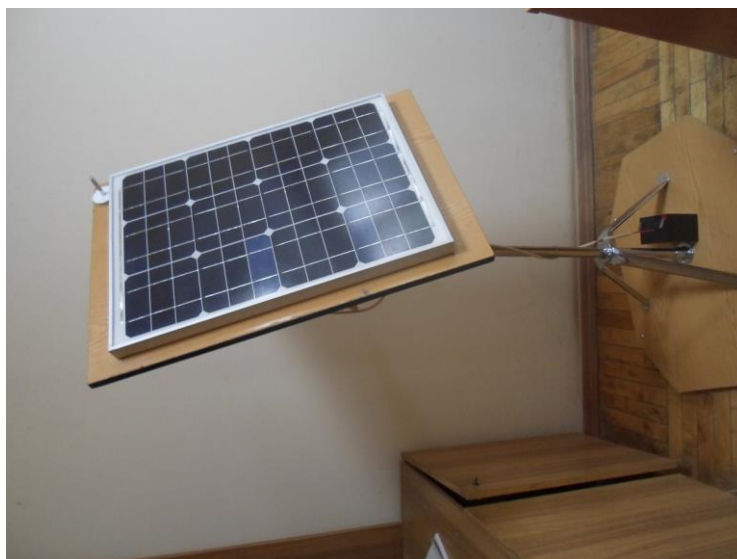


Fig. 2. Technical parameters of solar panels

On the basis of the carried research it is proposed to conduct a comprehensive assessment of environmental safety based on the current organizational structure of the environmental monitoring and information model by involving specially formulated environmental indicators and indices of quality.

The establishment of local energy source as the element of tourist infrastructure in certain Carpathian regions will enable reliable and effective electricity supply to local consumers.

Solar panels based on photovoltaic and renewable energy sources are proposed to be used to develop the tourism infrastructure for street lighting in villages.

References

1 O. M. Mandryk, L. M. Arkhypova, O. V. Pobigun, O. R. Maniuk. Renewable energy sources for sustainable tourism in the Carpathian region// IOP Publishing. IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 144 (2016) 012007. Volume 144. - August 2016. International databases Web of science (Scopus) <http://iopscience.iop.org/issue/1757-899X/144/1>.

2 Renewable Energy Resources. John Twidell, Tony Weir. Taylor & Francis Ltd. ROUTLEDGE: London, United Kingdom. – 2015. – 816 pages.

3 Renewable Energy: Power for a Sustainable Future/ Edited by Godfrey Boyle. Oxford, United Kingdom. – 2012, 584 pages.

4 Adam James. Fact Sheet: 6 Things You Should Know About The Value Of Renewable Energy [Електронний ресурс]. – 2015 — Режим доступу: <http://thinkprogress.org>.

5 Шидловський А. К. Енергоефективність та відновлювані джерела енергії. Київ, Українські енциклопедичні знання, 2007. 560 с.

6 Атлас енергетичного потенціалу відновлювальних та альтернативних джерел енергії в Україні: вітроенергетика, сонячна енергетика, малі річки, біомаса, геотермальна енергія, енергія, навколишнє середовище, енерговитрати в енергетичній потенціалі енергії нетрадиційного палива (Київ, Україна: Національна академія наук, Інститут електродинаміки, Державний комітет України з енергозбереження). – 2001.

7 2012 The Program of Alternative Energy Funding in Ukraine (USELF) Strategic Environmental Analysis, Environmental report.

Надійшла до редакції 06 грудня 2018 р.

**О. М. Мандрик, Л. М. Архипова,
О. В. Побігун, Н. В. Лацук**
*Івано-Франківський національний
технічний університет нафти і газу*

ЧИННИКИ ПРОСТОРОВИХ МОЖЛИВОСТЕЙ ТА ОБМЕЖЕНЬ ДЛЯ ПРОЕКТІВ ВІДНОВЛЮВАНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ У КАРПАТСЬКОМУ РЕГІОНІ УКРАЇНИ

В статті обґрунтовано використання відновлювальних джерел енергії в сталому туристичному розвитку регіону. Сталий розвиток туризму в Карпатському регіоні розглядається з урахуванням ситуації в країні щодо енергетичного та екологічного впливу традиційних джерел енергії, що має забезпечувати інтереси туристичної галузі в економіці, суспільстві та враховувати екологічну ситуацію й застосовувати заходи для її покращення.

Виділено три етапи вибору територій під реалізацію проектів відновлювальних джерел енергії: підбір потенційно придатної території; врахування критеріїв виключення; детальна оцінка потенційних майданчиків чи територій. Визначено фактори впливу на визначення просторових обмежень та можливостей для будівництва вітрових, сонячних електростанцій та малих гідроелектростанцій по параметрах сталого туристичного розвитку Карпатського регіону. Загальними для всіх є відповідні вітрові, сонячні та гідрологічні ресурси, топографічні умови та наявні перешкоди, доступність місцевості, наявність інфраструктури, наявність точки приєднання до мережі, якість і склад ґрунту, врахування житлових районів, відкритість місцевості, крутизна схилів, екологічні обмежуючі фактори, аналіз землекористування, наявність природоохоронних територій та ландшафтів.

На основі проведених досліджень представлена ГІС карта просторового розподілу сонячного потенціалу на горизонтальну поверхню для Карпатського регіону. Сонячне випромінювання залежить від висоти, орієнтації схилу та інших мезо- і мікрофакторів, але по всій території сумарна сонячна радіація перевищує 1000 кВт-год на 1 м² на рік. У роботі запропоновано рекомендації щодо інноваційного сегмента туристичної інфраструктури для подальшого розвитку як основних туристичних центрів та ізольованих населених пунктів у складі Карпатського регіону на прикладі сонячної енергії.

Ключові слова: сталий розвиток, сталий туристичний розвиток, відновлювальні джерела енергії, ландшафт, просторові обмеження

Література

1 О. М. Mandryk, L. M. Arkhypova, O. V. Pobigun, O. R. Maniuk. Renewable energy sources for sustainable tourism in the Carpathian region// IOP Publishing. IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 144 (2016) 012007. Volume 144. – August 2016. International databases Web of science (Scopus) <http://iopscience.iop.org/issue/1757-899X/144/1>.

2 Renewable Energy Resources. John Twidell, Tony Weir. Taylor & Francis Ltd. ROUTLEDGE: London, United Kingdom. – 2015. – 816 pages.

3 Renewable Energy: Power for a Sustainable Future/ Edited by Godfrey Boyle. Oxford, United Kingdom. – 2012, 584 pages.

4 Adam James. Fact Sheet: 6 Things You Should Know About The Value Of Renewable Energy [Elektronnij resurs]. – 2015 – Rezhim dostupu: <http://thinkprogress.org>.

5 Shidlovs'kij A. K. Energoefektivnist' ta vidnovlyuvani dzherela energii. Kiïv, Ukraïns'ki enciklopedichni znannya, 2007. 560 s.

6 Atlas energetichnogo potencialu vidnovlyuval'nih ta al'ternativnih dzherel energii v Ukraïni: vitroenergetika, sonyachna energetika, mali richki, biomasa, geotermal'na energiya, energiya, navkolishne seredovishche, energovitrati v energetichnij potenciali energii netradicijnogo paliva (Kiïv, Ukraïna: Nacional'na akademiya) nauk, Institut elektrodinamiki, Derzhavnij komitet Ukraïni z energozberezhennya). – 2001.

7 2012 The Program of Alternative Energy Funding in Ukraine (USELF) Strategic Environmental Analysis, Environmental report.

ВІЙСЬКОВА ЕКОЛОГІЯ

УДК 504.054

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-61-72

*С. М. Орел, О. В. Іващенко**Національна академія
сухопутних військ, м. Львів*

ПОЕТАПНА ОЦІНКА РИЗИКУ ВПЛИВУ НА ЛЮДИНУ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ ВНАСЛІДОК ВІЙСЬКОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ

Військова діяльність призводить до хімічного забруднення довкілля, яке впливає на здоров'я людини тривалий час, при цьому ряд речовин з малими і надмалими концентраціями не здійснює токсичного впливу на людину, але при певних умовах може викликати захворювання на рак. Відповідно до сучасних поглядів на канцерогенез, дія канцерогенів на здоров'я людини не має порогового рівня концентрації. Забруднення довкілля і необхідність прийняття відповідних рішень для його зменшення, викликає потребу у створенні механізму оцінки стану довкілля, за допомогою якого можна було б приймати оптимальні рішення, які б забезпечували його захист з мінімальними затратами.

В роботі на конкретному прикладі показано важливість та корисність застосування поетапної оцінки ризику для здоров'я населення у випадку забруднення довкілля військовою діяльністю. Наведені результати оцінки ризику життєдіяльності населення, що проживає поблизу території, на якій проводилась військова діяльність. Результати розрахунків ризику можливого ураження людей неканцерогенними та канцерогенними сполуками, що знаходяться на території, отримані поетапно з використанням детермінованої і імовірнісної оцінки з використанням одно- і двовимірного методу Монте-Карло. Показано, що використання двовимірного методу Монте-Карло для імовірнісного аналізу ризику дає додаткову інформацію для прийняття рішення про застосування заходів для його зниження, порівняно з використанням одновимірного методу або детермінованих значень.

У висновках проведеного дослідження обґрунтоване наступне: оцінка і подальший аналіз екологічного ризику забезпечує набагато більше корисної інформації для прийняття природоохоронного рішення порівняно з методологією порогових концентрацій. Оцінку ризику слід проводити поетапно, від простої (детермінованої) до більш складної (використання одновимірного, а пізніше і двовимірного методу Монте-Карло), тоді, коли виникають наступні потреби: необхідно встановити пріоритети серед територій, забруднювачів, маршрутів переносу забруднювачів, категорій населення та інших факторів ризику; ресурси для виконання природозахисних заходів обмежені; значні наслідки від прийняття неправильних рішень; отриманої або доступної інформації недостатньо для прийняття достовірного рішення.

Ключові слова: поетапна оцінка ризику, метод Монте-Карло, військова діяльність, забруднення довкілля.

Постановка проблеми. Військова діяльність призводить до хімічного забруднення довкілля, яке впливає на здоров'я людини тривалий час, при цьому ряд речовин з малими і надмалими концентраціями не здійснює токсичного впливу на людину, але при певних умовах може викликати захворювання на рак. Відповідно до сучасних поглядів на канцерогенез, дія канцерогенів на здоров'я людини не має порогового рівня концентрації. Забруднення довкілля і необхідність прийняття відповідних рішень для його зменшення, викликає потребу у створенні механізму оцінки стану довкілля, за допомогою якого можна було б приймати оптимальні рішення, які б забезпечували його захист з мінімальними затратами.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Аналіз екологічного ризику є одним з ефективних інструментів, який об'єднує екологічні дані з управлінськими рішеннями [1]. Аналіз ризику складається з трьох етапів: оцінки, управління і повідомлення про ризик, при чому етап оцінки ризику є найбільш важливим. В свою чергу етап оцінки ризику складається з наступних складових [2]:

1) ідентифікація небезпеки – включає облік всіх хімічних речовин, що забруднюють навколишнє середовище, визначення їх токсичності для людини або екосистеми;

2) оцінка експозиції – це оцінка того, якими шляхами і через які середовища, на якому кількісному рівні, в який час і при якій тривалості дії має місце реальна і очікувана експозиція, це також оцінка одержуваних доз і чисельності осіб, які піддаються такій експозиції і для якої вона представляється вірогідною;

3) оцінка залежності «доза – відповідь» – це пошук кількісних закономірностей, що пов'язують дозу речовини з поширеністю того або іншого несприятливого ефекту;

4) характеристика ризику – містить оцінку можливих і виявлених несприятливих ефектів в стані здоров'я людини або екосистеми.

Оцінка ризику супроводжується наявністю певних невизначеностей, що характеризують відсутність точних знань на кожному із складових етапу оцінки. Так джерелами невизначеностей є:

1) при ідентифікації небезпеки – невстановлені небезпеки, різні результати, якість і спосіб вимірювання при отриманні даних, екстраполяція отриманих результатів на цільову популяцію;

2) при оцінці експозиції – концептуальна модель забруднення (спосіб попадання, розповсюдження і трансформації забруднювачів у довкіллі, похибки при визначенні і вимірюванні концентрації забруднювачів при проведенні польових досліджень), модель експозиції (шляхи попадання забруднювачів у організм, визначення просторово-часових меж), визначення цільової популяції;

3) при оцінці залежності «доза – відповідь» – похибки при визначенні і вимірюванні концентрації забруднювачів при проведенні епідеміологічних досліджень, міжвидові і внутрішньовидові відмінності при проведенні токсикологічних досліджень, модель екстраполяції від великих до малих доз впливу забруднювачів на організм;

4) при характеристиці ризику проявляються невизначеності попередніх етапів.

В свою чергу невизначеність можна поділити на необізнаність, тобто відсутність достатніх знань про специфічні фактори, параметри та моделі, що використовуються при аналізі ризику, і мінливість, тобто непостійність параметрів внаслідок їх природної гетерогенності [3]. Якщо необізнаність можна зменшити шляхом збору додаткових даних, підвищенням точності вимірювання, удосконаленням моделей тощо, то зменшити мінливість цим шляхом неможливо.

В реальному житті оцінка ризику часто ґрунтується на використанні детермінованих, точкових даних. В залежності від важливості задачі використовуються наступні випадки:

- оцінка ризику, що ґрунтується на використанні середніх значень вихідних величин;
- оцінка ризику, що ґрунтується на найбільших значеннях вихідних величин, які варто очікувати в даному місці, як правило 90 або 95 процентиль.

Очевидно, що останній випадок використовується при консервативних оцінках, коли важливо не допустити недооцінки небезпеки. В цьому випадку при перевищенні значення допустимого ризику необхідно застосовувати заходи по його зниженню, і надлишковий консерватизм може призвести до значних невинуватених матеріальних витрат. В той же час використання лише осереднених значень вихідних величин при оцінці ризику може призвести до його недооцінки для певних, вразливих, категорій населення або складових екосистем.

Для того, щоб підвищити точність оцінки та оцінити невизначеності використовується імовірнісна оцінка ризику. Імовірнісна оцінка використовує замість точкових значень вихідних величин для розрахунку ризику їх імовірнісні розподіли, отримуючи в кінцевому випадку імовірнісний розподіл значень ризику. Звідси можна отримати значення імовірності перевищення тієї величини ризику, яка викликає інтерес, тобто кількісно встановити значення невизначеності, що неможливо при використанні детермінованих значень. Таким чином імовірнісна оцінка ризику надає унікальну і важливу додаткову інформацію, яка використовується для оптимального управління ризиком.

Для побудови імовірнісного розподілу ризику, тобто «просування» невизначеностей з початку в кінець моделі, використовуються різні методи однак, найбільш популярним методом є числовий метод Монте-Карло. Суть методу полягає в тому, що модель, яка визначає значення ризику як функцію параметрів навколишнього середовища, поданих у вигляді імовірнісних розподілів, шляхом багатократного комбінування значень цих розподілів, обраних за випадковим законом, становить розподіл імовірності наявності ризику впливу небезпечної речовини у даній просторово-часовій області. Порівнюючи значення ризику з допустимим для даної області значенням, можна визначити область недопустимого ризику.

Метод отримав назву одновимірного методу Монте-Карло, оскільки за його допомогою можна оцінити вплив лише однієї складової невизначеності – або мінливості, або необізнаності. Змішування цих складових у процесі імовірнісної оцінки ризику за допомогою одновимірного методу Монте-Карло є недопустимим.

Для одночасної оцінки і мінливості та необізнаності використовується двовимірний метод Монте-Карло, суть якого зрозуміла з рис. 1.



Рис. 1. Сутність двовимірного методу Монте-Карло

При реалізації цього методу спочатку обирається випадкове значення величини із розподілу, що визначається необізнаністю (зовнішній цикл). Це значення «заморожується» і підставляється у розподіли, що визначаються мінливістю (для всієї моделі), і реалізується внутрішній цикл, аналогічний для одновимірного методу Монте-Карло. Після цього обирається нове значення із зовнішнього циклу, підставляється у внутрішній цикл і процес повторюється необхідну кількість разів.

Корисність використання двовимірного методу Монте-Карло можна продемонструвати за допомогою рис. 2. На ньому відображені розподіли ризику для середнього значення величини, що характеризується необізнаністю (суцільна лінія) і верхньої та нижньої межами довірчого інтервалу цієї ж величини (пунктирні лінії) [3].

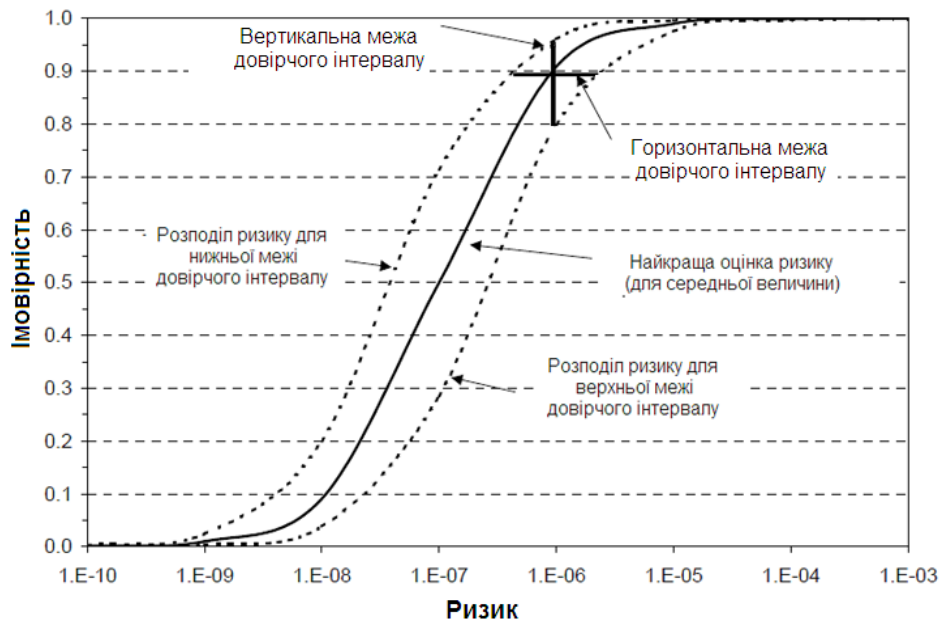


Рис. 2. Ілюстрація оцінки ризику при використанні двовимірного методу Монте-Карло

Форма розподілів ризику визначається розподілами величин, що характеризуються мінливістю.

Аналізуючи рис. 2, можна визначити кількісну міру переконаності щодо частини населення, для якої величина ризику перевищує допустиме значення (вертикальна межа довірчого

інтервалу). Скажімо у випадку використання оцінки ризику для його середнього значення можна стверджувати, що лише для 10% населення це значення перевищує допустиму величину в 10^{-6} (точка перетину лінії розподілу ризику для середньої величини з вертикальною межею довірчого інтервалу). Враховуючи ж необізнаність, можна стверджувати, що з певною імовірністю, встановленою для даного довірчого інтервалу (наприклад 95%), не більше ніж для 20% населення значення ризику буде перевищувати допустиме (точка перетину лінії розподілу ризику для верхньої межі довірчого інтервалу з вертикальною межею довірчого інтервалу).

Додатково можна визначити кількісну міру переконаності щодо оцінки ризику для частини населення, для якої значення ризику перевищує допустиме значення (горизонтальна межа довірчого інтервалу). У той час, коли, використовуючи оцінку ризику для середньої величини, можна стверджувати, що лише для 10% населення значення ризику перевищує допустиме значення 10^{-6} , то з урахуванням необізнаності можна додати, що з певною імовірністю, встановленою для даного довірчого інтервалу (наприклад 95%), для цієї частини населення величина ризику не буде вище $2 \cdot 10^{-6}$ (точка перетину лінії розподілу ризику для верхньої межі довірчого інтервалу з горизонтальною межею довірчого інтервалу).

Слід зауважити, що термін «довірчий інтервал» у нашому випадку трактується доволі вільно і не обов'язково відповідає тому значенню, яке можна отримати у випадку проведення статистичного аналізу досліdnих даних. Довжини вертикальної та горизонтальної меж довірчого інтервалу можуть визначатися будь-якими процентілями розподілу величини, що визначається необізнаністю.

За допомогою двовимірного методу Монте-Карло можна побудувати аналогічні розподіли для будь-яких значень меж довірчого інтервалу і побудувати трендову діаграму, на якій відобразити довірчі інтервали для будь-якого процентіля розподілу ризику.

Хоча імовірнісна оцінка ризику може надати корисну інформацію для управління ним, не для кожного випадку є доцільним використання складних розрахунків, рівно як і для імовірнісних моделей не завжди є доцільним використовувати методи аналізу невизначеності. Часто корисна інформація, достатня для прийняття рішення може бути отримана із детермінованих точкових значень. Рівень складності оцінки ризику повинен відповідати поставленій задачі. Поетапний підхід до оцінки ризику від детермінованих точкових оцінок до імовірнісних, різного рівня складності, рекомендується природоохоронними структурами різних країн, в тому числі і Американським агентством з охорони навколишнього середовища (USEPA) [3]. Головною рисою підходу є багатократна повторна оцінка ризику на кожному етапі з метою визначення достатності інформації для прийняття природоохоронного рішення.

Схема поетапного підходу до оцінки ризику наведена на рис. 3.

Етап 1. На першому етапі порівняння визначеного значення ризику з допустимим є відносно простим, оскільки визначене значення є числом, яке або перевищує або не перевищує значення допустимого ризику. При цьому мінливість розрахункової моделі можна оцінити шляхом використання середніх величин або їх верхніх 95% довірчих меж. Необізнаність оцінюється шляхом використання різних довірчих меж певних точкових значень.

Розрахунки значення ризику за рівняннями моделі з підстановкою різних значень вихідних величин, наприклад середніх значень, верхніх значень 95% довірчих або максимальних меж дають відповідно значення ризику середньої, розумно обґрунтованої максимальної експозиції і максимально можливої експозиції. В залежності від задач дослідження, оцінка ризику може мати два результати: 1) інформації достатньо для прийняття природоохоронного рішення; 2) інформації недостатньо.

Якщо інформації достатньо – менеджер ризику припиняє розрахунки і завершує оцінку ризику на першому етапі (див. рис. 3). Рішення відповідно може мати два виходи: 1) потреби у природоохоронних заходах немає; 2) є потреба у природоохоронних заходах. У першому випадку визначене значення ризику не виходить за допустиме, наприклад $RISK < 10^{-6}$. У другому випадку – значно перевищує допустиме, $RISK > 10^{-3}$.

Інформації для прийняття рішення недостатньо, коли значення ризику знаходиться в межах між допустимим і недопустимим, скажімо $RISK = 10^{-4} - 10^{-6}$ і невизначеність його висока. В цьому випадку менеджер ризику повинен визначитися з проведенням додаткових досліджень у вигляді збору додаткової інформації, консультацій із експертами та замовниками проекту та/або переходу на наступний етап (рівень) для зменшення невизначеності.

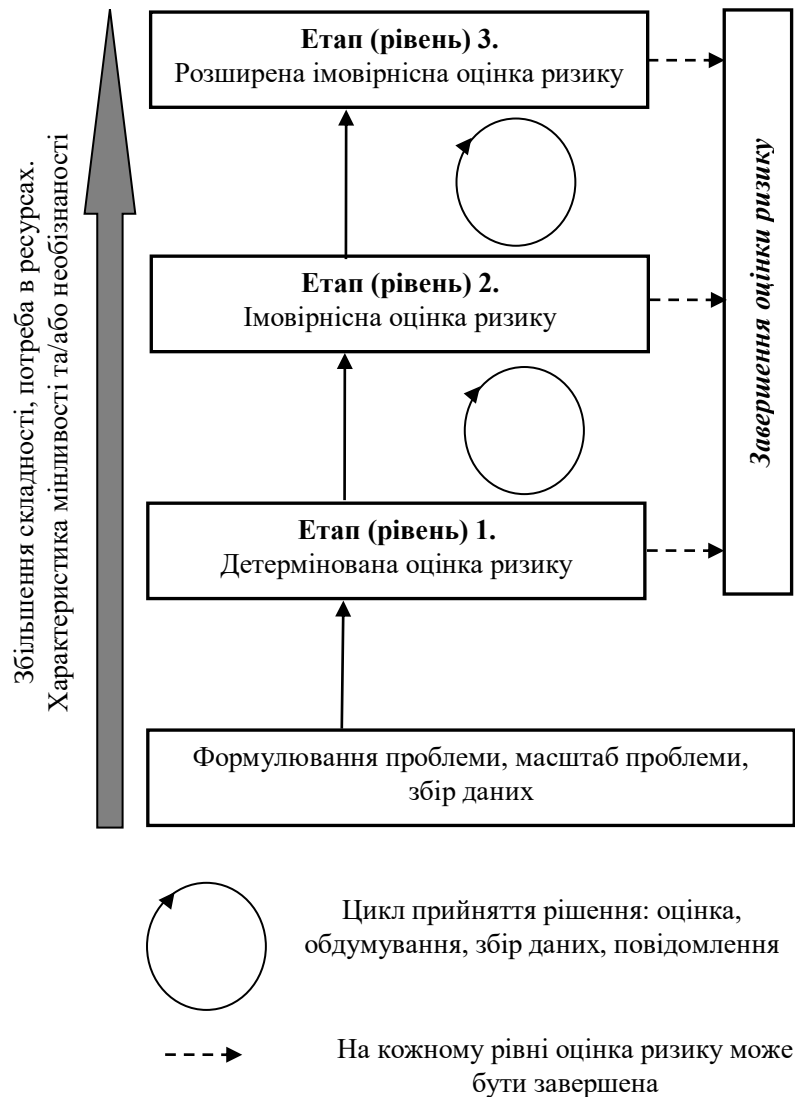


Рис. 3. Схема поетапного підходу до оцінки ризику

Етап 2. На другому етапі з метою зменшення невизначеності проводиться імітаційне випробування моделі. Звичайно другий етап характеризується оцінкою мінливості ризику за допомогою одновимірного методу Монте-Карло. При потребі за допомогою цього методу можна також оцінити необізнаність при визначенні фіксованих значень ризику, наприклад, при середній, розумно обґрунтованій максимальній і максимально можливій експозиціях, тобто, відповідно 50, 95 і 99 процентілях розподілу ризику. Таким чином за допомогою другого етапу оцінки ризику можна отримати відповіді на наступні питання: 1) чи знаходиться значення допустимого ризику у діапазоні прийнятних значень розподілу ризику?; 2) яка величина довірчого інтервалу при певній імовірності (50, 90, 95, 99)% для середнього значення ризику? При цьому слід запобігати сумісного використання імовірнісних розподілів мінливості і необізнаності для отримання розподілу ризику. Можливе використання декількох розподілів ризику, що відображають його мінливість при певних, фіксованих, значеннях якогось параметру, що відображають його необізнаність.

Аналогічно першому етапу, після проведення другого етапу з'являються два результати: 1) інформації достатньо для прийняття природоохоронного рішення; 2) інформації недостатньо.

Якщо інформації достатньо – менеджер ризику припиняє розрахунки і завершує оцінку ризику на другому етапі (див. рис. 3). Рішення відповідно може мати два виходи: 1) потреби у природоохоронних заходах немає; 2) є потреба у природоохоронних заходах. Потреби у природоохоронних заходах немає тоді, коли діапазон значень ризику, або окреме значення на розподілі ризику, значно нижче допустимого рівня. Відповідно, у зворотному випадку виникає потреба у природоохоронних заходах.

Можна вважати, що інформації для прийняття рішення недостатньо, якщо:

1) середнє значення ризику при розумно обґрунтованій максимальній експозиції (звичайно 95 процентиль) близько розташоване до максимально допустимого значення, встановленого природоохоронними органами, а довірчий інтервал значень ризику широкий і перекриває допустиме значення;

2) невизначеність у оцінці ризику залежить не тільки від мінливості одного або декількох параметрів, але і від необізнаності деяких з них;

3) результати детермінованої оцінки ризику на першому етапі значно відрізняються від імовірнісної оцінки ризику (при використанні вихідних величин, що використовуються при розумно обґрунтованій максимальній експозиції, точкове значення ризику повинне бути розташованим в області 90-99 процентіля його розподілу).

В цьому випадку варто перейти до третього етапу оцінки ризику. Знов же слід зауважити, що перехід до наступного етапу має сенс лише тоді, коли затрати на отримання додаткової інформації не перевищують затрат на проведення природоохоронних заходів. Тому рішення про перехід до вищого рівня повинно бути узгодженим з менеджерами ризику і замовниками проекту.

Етап 3. На третьому етапі шляхом використання двовимірного методу Монте-Карло будуються розподіли ризику у довірчих межах, тобто здійснюється відповідь на запитання: чи шукане значення ризику попадає у прийнятний діапазон (наприклад, діапазон, що відповідає розумно обґрунтованій максимальній експозиції) на розподілі ризику з прийнятним рівнем невизначеності?

Як правило, відповідь на таке питання задовольняє більшості вимог до дослідника, що проводить оцінку ризику.

Мета статті. На конкретному прикладі показати важливість та корисність застосування поетапної оцінки ризику для здоров'я населення у випадку забруднення довкілля військовою діяльністю.

Виклад основного матеріалу. Основою для проведення досліджень є матеріали роботи [4] в якій розглянутий стан довкілля після припинення експлуатації ракетної бази.

В Житомирській області в період з 1958 по 1989 роки розташовувались ракетні комплекси колишнього Радянського Союзу (ракети середньої дальності 8К63, в класифікації НАТО–SS-4 «Sandal»). Після припинення діяльності бази територія її не експлуатувалась, з вільним доступом населення, що проживає неподалік бази. З метою визначення ступеня забрудненості території проводився аналіз ґрунту і води підземних джерел, яку місцеве населення використовує в якості питної. Вміст хімічних сполук у досліджуваних об'єктах наведений у табл. 1.

Таблиця 1

Якісна характеристика ґрунтів і води з поверхневих та підземних джерел колишньої ракетної бази

Назва об'єкта, що обстежувався	Вміст елемента, мг/кг					
	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn	Fe
Ґрунт	56,7±14,1	4,75±1,18	26,45±6,6	280,3±69,3	12,8±3,2	21,34±5,3
Вода поверхневих джерел	0,0032±0,0008	0,25±0,06	0,034±0,008	0,026±0,007	0,13±0,03	4,75±1,20
Вода підземних джерел	0,0042±0,001	0,093±0,02	0,00	0,024±0,001	0,089±0,22	5,20±1,3

Очевидно, що максимальний вплив забруднювачів на людину буде мати місце при вживанні забрудненої води з підземних джерел і споживанні рослин, що ростуть на забруднених ґрунтах (невеличкі поверхневі водойми не використовуються ні для господарських, ні для рекреаційних цілей). Розглянемо ризик впливу на здоров'я людини канцерогенних і неканцерогенних сполук.

Етап 1. Детермінована оцінка ризику. Канцерогенний ризик визначається з рівняння:

$$CR = \sum_{i=1}^{N_R} ICR_i, \quad (1)$$

де CR – значення повного індивідуального канцерогенного ризику, викликаного дією N_R канцерогенів;

ICR – значення індивідуального канцерогенного ризику, викликаного дією i -го канцерогену;

N_R – загальна кількість канцерогенів.

$$ICR = ADD \cdot SF, \quad (2)$$

де ADD – середньодобова доза шкідливої хімічної речовини, що споживається реципієнтом;
 SF – фактор ризику для даної речовини, який характеризує ступінь наростання канцерогенного ризику із збільшенням дози на одну одиницю.

Неканцерогенний ризик визначається індексом небезпеки HI :

$$HI = \sum_{j=1}^N HQ_j, \quad (3)$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки j -тої речовини;

N – загальна кількість небезпечних речовин.

$$HQ = ADD/RfD, \quad (4)$$

де RfD – референтна доза, величина, що характеризує добову дію хімічної речовини протягом всього життя і, ймовірно, не приводить до виникнення неприйнятної ризику для здоров'я чутливих груп.

Середньодобова доза ADD визначається з рівняння (5):

$$ADD = \frac{(C_w \cdot CW_w \cdot EF_w \cdot ED_w) + (C_f \cdot CW_f \cdot EF_f \cdot ED_f)}{BW \cdot AT}, \quad (5)$$

де C – концентрація хімічної речовини;

CW – кількість питної води та продуктів харчування, що споживає людина у добу;

EF – частота дії, число днів за рік;

ED – тривалість дії, число років;

BW – середня маса тіла людини у період експозиції;

AT – період осереднення експозиції у добах.

Індекси « w » і « f » відносяться до питної води і продуктів харчування відповідно.

Очевидно, що при розрахунку ризику від вживання продуктів харчування, мова йде про додатковий ризик, викликаний вживанням тих продуктів, що виростили на колишній території ракетної бази.

Культурне землеробство на землях колишньої бази не практикується, але відбувається збір і вживання дикоростучих ягід та грибів. Концентрація хімічних речовин у продуктах харчування C_f визначалась з рівняння (6):

$$C_f = C_s \cdot UF_p, \quad (6)$$

де C_s – концентрація хімічної речовини у ґрунті;

UF_p – фактор біоаккумуляції хімічних речовин рослиною із ґрунту.

Значення UF_p запозичені із [5] наведені в таблиці 2.

Таблиця 2

Вихідні дані для детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки і канцерогенних ризиків

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe
CW , мг/л	0,0042	0,089	0,024	0,00	0,093	5,20
C_s , мг/кг	56,7	4,75	26,45	280,3	12,8	21,34
UF_p	0,4	0,123	0,123	0,045	0,032	0,123
RfD хрон., мг/кг	0,019	0,14	0,3	0,0035	0,02	0,3
SF , (мг/(кг·добу)) ⁻¹	---	---	---	0,047	0,91	---
	Діти			Дорослі		
CW_w , л/добу	1			2		
CW_f , мг/(кг·добу)	Ягоди – 35, гриби – 2			Ягоди – 35, гриби – 10		
EF , доба	350			350		
EF_f , доба	Ягоди – 90, гриби – 150			ягоди – 90, гриби – 150		
ED , років	6			30		
BW , кг	15			70		
AT , доба	2190 (6 років), канцерогени – 25550 (70 років)			10950 (30 років), канцерогени – 25550 (70 років)		

Розрахунки ризику проводились окремо для дорослих і дітей. Вихідні дані наведені у таблиці 2, у таблиці 3 – результати розрахунків.

Разом з тим, споживання води з підземних горизонтів має значну канцерогенну небезпеку. Значення ризику знаходиться в межах 10^{-4} – 10^{-5} і в принципі недопустимий для цивільного населення. Зрозуміло, що в такому випадку доцільним є проведення більш складної імовірнісної оцінки ризику, оскільки рішення, що ґрунтується на результатах детермінованої оцінки потребує додаткових витрат на зниження рівня ризику.

З наведених розрахунків видно, що з токсикологічної точки зору вода підземних джерел і рослини, що вирости на забрудненому ґрунті, практично не представляють небезпеки для людей, що її споживають (основну небезпеку складають сполуки заліза, але за даними [4] останні не є продуктом військової діяльності, а пояснюються наявністю залізо-марганцевих конкрецій у водоносних горизонтах).

Разом з тим, споживання води з підземних горизонтів має значну канцерогенну небезпеку. Значення ризику знаходиться в межах 10^{-3} – 10^{-4} і в принципі є неприпустимим для цивільного населення. Зрозуміло, що в такому випадку доцільним є проведення більш складної імовірнісної оцінки ризику, оскільки рішення, що ґрунтується на результатах детермінованої оцінки потребує додаткових витрат на зниження рівня ризику.

Таблиця 3

Результати детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки і канцерогенних ризиків від хімічного забруднення ґрунту і підземних джерел

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe	Σ
Споживання води із підземних джерел							
HQ (діти)	0,05	0,04	0,01	0,00	0,30	1,11	HI = 1,47
HQ (дорослі)	0,0061	0,0174	0,0022	0,00	0,127	0,475	HI = 0,63
ICR (діти)	---	---	---	0,00	4,64E-04	---	CR = 4,64E-04
ICR (дорослі)	---	---	---	0,00	9,94E-04	---	CR = 9,94E-04
Споживання рослин, що вирости на забрудненому ґрунті							
HQ (діти)	1,70E-05	4,58E-06	1,38E-06	1,04E-06	8,35E-07	2,11E-05	HI = 0,0013
HQ (дорослі)	1,2E-03	4,0E-05	6,22E-06	4,01E-04	5,6E-05	9,0E-05	HI = 0,0018
ICR (діти)	---	---	---	4,20E-09	6,51E-08	---	CR = 6,93E-08
ICR (дорослі)	---	---	---	2,83E-08	4,39E-07	---	CR = 4,67E-07

Етап 2. При імовірнісній оцінці ризику, замість точкових значень вихідних величин для його оцінки використовуються їх імовірнісні розподіли, які підставляються в моделі для оцінки ризику, і за допомогою методу Монте-Карло в кінцевому рахунку визначається імовірнісний розподіл значень ризику.

Імовірнісний підхід повинен охоплювати всі складові процесу оцінки, на практиці ж, як правило, використовується лише складова оцінки експозиції, щонайменше при оцінці впливу забруднювачів на здоров'я людини, тобто значення RfD і SF до отримання додаткових даних рекомендується використовувати як точкові значення [2].

Таким чином, для визначення імовірнісних значень ризику (рівняння (1) і (3)), необхідно визначити розподіл середньодобової дози ADD хімічної речовини, що потрапляють в організм людини із питною водою. Це можна зробити, підставляючи в рівняння (5) імовірнісні значення вихідних величин і визначаючи за методом Монте-Карло розподіл ADD . За винятком концентрації хімічної речовини C_w , решта величин є звичайними фізіологічними показниками організму людини і в їх якості можна використати сурогатні дані, визначені в іншому місті. Так, наприклад, згідно [6]:

$$ADD = (C_w \cdot IRW) / 1000, \quad (7)$$

де ADD – нормована на одиницю маси середньодобова доза хімічної речовини, мг/(кг·добу);

C_w – концентрація хімічної речовини у питній воді, мг/л;

IRW – нормована на одиницю маси кількість питної води, спожитої людиною за добу, мл/(кг·добу).

Встановлено [6], що IRW має форму логнормального розподілу з параметрами, що залежать від віку людини, що споживає воду. Роблячи припущення, що розкид даних по концентрації шкідливих речовин у воді має нормальний розподіл і визначається лише мінливістю в часі, за рівнянням (6) можна визначити розподіл ADD , і, відповідно, за рівнянням (1) визначити розподіл CR . Вихідні дані для логнормальних розподілів IRW наведені у таблиці 4, для

нормальних розподілів C_w наведені у таблиці 1 (для кожної речовини наведені величини середнього значення концентрації та його стандартного відхилення).

Оцінка ризику проводилась для дітей 1-6 років і дорослих 20-75 років. Моделювання здійснювалось за допомогою електронних таблиць Excel® та надбудови над ними Crystal Ball®. Графічно розподіли ризиків відображені на рис. 4. На рис. 4 також наведені значення ризиків при використанні детермінованих величин для дітей і дорослих. З рисунку видно, що використання детермінованих значень експозиції дає занадто консервативну оцінку ризику, особливо для дорослих людей. Більш імовірні значення знаходяться в області менших значень. Так можна стверджувати, що для 90% дітей, що споживають воду, значення ризику не перевищує $4,16E-4$, для 90% дорослих $3,21E-4$. Разом з тим значення канцерогенного ризику знаходиться в недопустимих межах. Має сенс провести уточнений розрахунок з використанням двовимірного методу Монте-Карло.

Таблиця 4

Значення параметрів для логнормальних розподілів кількості питної води, спожитої людиною за добу (IRW), мл/(кг·добу) [6]

Вікова група, роки	Середнє значення натурального логарифму IRW	стандартне відхилення натурального логарифму IRW	Нижня межа	Верхня межа
1-3	3,49	0,75	5,81	186,49
4-6	3,33	0,68	5,80	135,78
7-10	2,97	0,68	4,04	94,71
11-14	2,66	0,71	2,77	74,24
15-19	2,43	0,74	2,02	63,93
20-44	2,61	0,68	2,77	67,11
45-64	2,92	0,52	5,45	62,71
65-74	2,92	0,49	5,92	58,47
75+	2,88	0,50	5,61	56,84

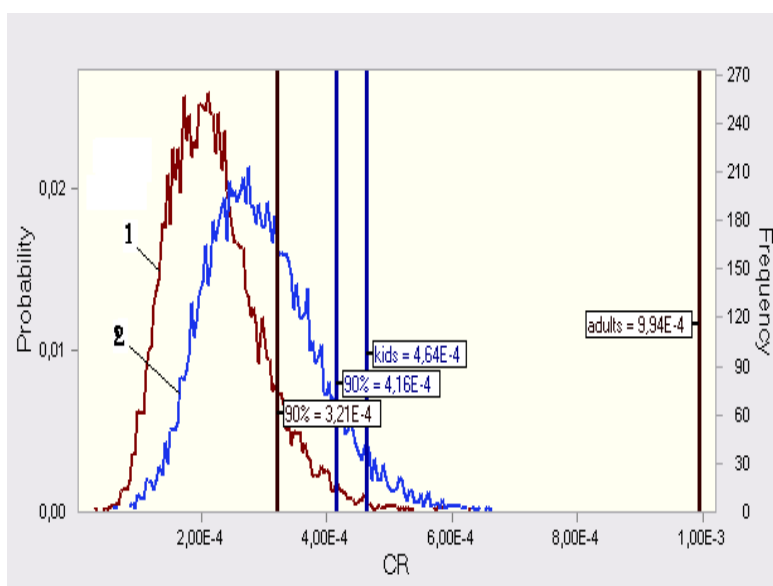


Рис. 4. Імовірнісні розподіли канцерогенного ризику при вживанні води підземних джерел:
1 – діти; 2 – дорослі

Етап 3. При проведенні імовірнісної оцінки ризику будемо вважати, що невизначеність концентрації хімічної речовини у воді ґрунтується на необізнаності (наприклад через недосконалість засобів вимірювання), а невизначеність решти величин – мінливістю, визначеною мінливістю організму людини. Моделювання здійснювалось за допомогою електронних таблиць Excel® та надбудови над ними Crystal Ball® двовимірним методом Монте-Карло при 10 000 ітераціях для невизначеності і 10 ітераціях для необізнаності.

Для імовірнісної оцінки ризику, що здійснюється за допомогою двовимірного методу Монте-Карло зручно користуватися трендовими діаграмами. На рис. 5 наведені тренди для оцінки значення канцерогенного ризику для всіх категорій населення. На трендових діаграмах

відображені зони рівної імовірності досягнення певних значень канцерогенного ризику (вісь ординат) для певного відсотка населення (вісь абсцис).

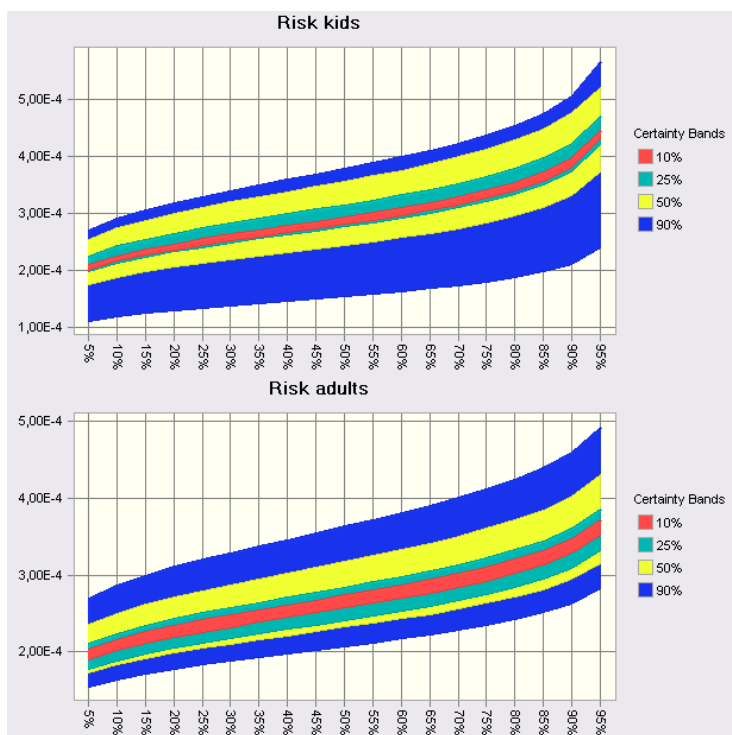


Рис. 5. Тренди значень канцерогенного ризику для дітей (верхній) і дорослих (нижній)

Канцерогенний ризик для 95% дітей з імовірністю в 90% знаходиться в межах $(2,4-5,7) \cdot 10^{-4}$, при чому з імовірністю 50% ці межі становлять $(3,7-5,2) \cdot 10^{-4}$, тобто розподіл знаходиться в межах $(2,8-4,9) \cdot 10^{-4}$ при 90% імовірності і $(3,1-4,3) \cdot 10^{-4}$ при 50%. В цьому випадку розподіл ймовірностей зсунуто в зону менших величин.

Значення канцерогенного ризику для всіх категорій населення знаходиться в межах $10^{-3}-10^{-4}$. Таке значення ризику є недопустимим для цивільного населення і потребує природоохоронних заходів.

Висновки.

1) Оцінка і подальший аналіз екологічного ризику забезпечує набагато більше корисної інформації для прийняття природоохоронного рішення порівняно з методологією порогових концентрацій.

2) Оцінку ризику слід проводити поетапно, від простої (детермінованої) до більш складної (використання одновимірного, а пізніше і двовимірного методу Монте-Карло), тоді, коли виникають наступні потреби:

- необхідно встановити пріоритети серед територій, забруднювачів, маршрутів переносу забруднювачів, категорій населення та інших факторів ризику;
- ресурси для виконання природозахисних заходів обмежені;
- значні наслідки від прийняття неправильних рішень;
- отриманої або доступної інформації недостатньо для прийняття достовірного рішення.

3) Що ж стосується питання вживання розглянутої забрудненої води, то однозначно дана вода не придатна для вживання.

Література

1 Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice Dennis J. Paustenbach (Ed.). – New York, NY: Wiley, 2002. – 1586 p.

2 EPA/540/1-89/002. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. [Електронний ресурс] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 1989. – Режим доступу до ресурсу: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf.

3 EPA 540-R-02-002. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment [Електронний ресурс] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 2001. – Режим доступу до ресурсу: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf.

4 Надточій П.П. Проблеми реабілітації ґрунтово-земельних ресурсів Житомирської області, забруднених унаслідок військової діяльності / П.П. Надточій, Ю.А. Білявський, Т.М. Мислива, Ю.Б. Шмагала // Загальна екологія та агроекологія. – 2009. – №2. – С.3-32.

5 EPA 530-D-99-001C. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. [Електронний ресурс] // US Environmental Protection Agency. Solid Waste and Emergency Response. – 1999. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.csu.edu/cerc/researchreports/documents/ScreeningLevelEcologicalRiskAssessmentProtocolHazardousWasteCombustionFacilitiesVolume3.pdf>.

6 Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessments. – Portland, Oreg.: DEQ, 1998. – 158 pp.

Надійшла до редакції 18 жовтня 2018 р.

S. M. Orel, O. V. Ivashchenko

National Ground Forces Academy, Lviv

A STEPPED HEALTH RISK ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL POLLUTION FOLLOWING MILITARY ACTIONS

Military activities resulting in chemical pollution of the environment could produce a long-term impact on human health, whereas under certain conditions even ultra-low concentrations of some substances might provoke cancer, without noticeable toxic effect. According to modern views on carcinogenesis, the effect of carcinogens on human health does not have a threshold level of concentration. With the current deplorable state of the environment and an urgent need to improve it in view, we argue that there is a critical need for the mechanism that could assess the real state of the environment and would be instrumental for optimal decision-making process aimed at reducing environmental costs.

The paper reports a case-study and exemplifies that a stepped health risk assessment is appropriate and helpful in case of environmental pollution following military actions. It also highlights the results of the risk assessment for life of the population living in the vicinity of hostilities. The results of the possible risk calculations concerning the damage non-carcinogenic and carcinogenic compounds could cause to the people living in the vicinity of hostilities were obtained in stages; the simple Monte Carlo error propagation methods and the two-dimensional Monte Carlo procedure were used to estimate the probability of different outcomes due to the intervention of random variables. It is shown that, in comparison with the simple Monte Carlo error propagation methods, the two-dimensional Monte Carlo procedure for estimating the probability of different outcomes provides additional information for the decision-making process, concerning either taking some specific measures or not.

The findings of the study are the following: the assessment and subsequent analysis of environmental risk provide much more relevant information for taking an environmental decision, as compared to the threshold concentration methodology. The risk assessment should be carried out in stages, starting from simple (deterministic) to more complex ones (first the simple Monte Carlo error propagation methods, and later, two-dimensional Monte Carlo method), whenever there arise any of the following needs: if it is necessary to establish priorities among the areas, polluters, pollutants, pollutant transfer routes, categories of population and other risk factors; if resources for environmental conservation are limited; if mistaken decisions could generate destructive results; if there is a lack of information necessary to take a competent decision.

Key words: a stepped risk assessment, Monte Carlo method, military actions, environmental pollution.

References

- 1 Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice Dennis J. Paustenbach (Ed.). – New York, NY: Wiley, 2002. – 1586 p.
- 2 EPA/540/1-89/002. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. [Elektronnij resurs] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 1989. – Rezhim dostupu do resursu: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf.
- 3 EPA 540-R-02-002. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment [Elektronnij resurs] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 2001. – Rezhim dostupu do resursu: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf.
- 4 Nadtochij P.P. Problemi reabilitacii gruntovo-zemel'nih resursiv Zhitomirs'koï oblasti, zabrudnenih unaslidok vijs'kovoï diyal'nosti / P.P. Nadtochij, Yu.A. Bilyavs'kij, T.M. Misliva, Yu.B. Shmagala // Zagal'na ekologiya ta agroekologiya. – 2009. – №2. – S.3-32.
- 5 EPA 530-D-99-001C. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. [Elektronnij resurs] // US Environmental Protection Agency. Solid Waste and Emergency Response. – 1999. – Rezhim dostupu do resursu: <https://www.csu.edu/cerc/researchreports/documents/ScreeningLevelEcologicalRiskAssessmentProtocolHazardousWasteCombustionFacilitiesVolume3.pdf>.
- 6 Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessments. – Portland, Oreg.: DEQ, 1998. – 158 pp.

ТЕХНОЕКОЛОГІЯ

УДК 504.3.054:662.613.53

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-73-82

*Г. В. Кошлак, А. М. Павленко**Івано-Франківський національний
технічний університет нафти і газу*ТЕХНІЧНІ РІШЕННЯ ДЛЯ ЗМЕНШЕННЯ ВИКИДІВ NO_x ВУГІЛЬНИМИ ТЕС

Переважно енергоблоки українських ТЕС були спроектовані для спалювання кам'яного вугілля вітчизняного видобутку, однак на сьогоднішній день через фізичну зношеність, вони функціонують у непроектних маневрено-пікових режимах, що призводить до збільшення питомих витрат умовного палива і зростання шкідливих викидів у довкілля.

Метою досліджень є розробка рекомендацій щодо вибору оптимальних технічних рішень для скорочення викидів оксидів NO_x при реалізації, на діючих котлах Бурштинської ТЕС, режимно-технологічних заходів.

В статті проаналізовані основні підходи до розробки і вибору технологічних методів скорочення викидів вугільними ТЕС та визначені перспективи їх роботи відповідно до сучасних екологічних вимог. Визначено закономірності трансформації зв'язаного нітрогену органічного палива при нагріванні. Запропоновано режимно-технологічний підхід попередньої термічної обробки пиловугільної суміші для зменшення кількості викидів NO_x у продуктах згоряння. Наведено результати термохімічних досліджень зразків вугілля, які використовуються на Бурштинській ТЕС. Визначено інтервали температур при яких відбувається максимальне виділення летких горючих компонентів до досягнення верхньої межі займання пиловугільної суміші.

Встановлено, що в умовах протікання реальних топкових процесів має місце чітка послідовність виходу летких компонентів і горіння коксового залишку: прогрів пилоподібної суміші палива; виділення й займання летких; їх горіння; прогрів коксового залишку до його займання; вигорання коксового залишку. При спалюванні пиловугільного потоку, що вводиться у топку без попереднього змішування з повітрям, прогрів паливних частинок і їх дегазація відбуваються при дефіциті кисню в зоні безпосередньо прилеглої до розрізу пальника, в умовах поступового збільшенні його концентрації по потоку.

Режимно-технологічні заходи гальмування утворення оксидів NO_x шляхом попередньої термічної обробки пиловугільної суміші дозволяють отримати максимальне виділення летких горючих компонентів до досягнення верхньої межі її займання. Як з'ясувалося термічну обробку необхідно проводити при температурах від 540–580°C. Саме при цих температурах відбувається максимальне виділення летких компонентів. Далі спалювання може відбуватися в практично безкисневому середовищі з паралельно конкуруючими реакціями утворення летких компонентів та молекулярного азоту. Зазначений спосіб дозволяє зменшити концентрацію оксидів азоту у димових газах майже у два рази.

Ключові слова: скорочення викидів NO_x , теплові електричні станції, технології спалювання палива, термічна обробка.

Постановка проблеми в загальному вигляді та її зв'язок із важливими науковими або практичними завданнями. В останні роки в Україні на теплових електростанціях виробляється приблизно 40% від загального об'єму електроенергії. Через зростання цін на імпортований природний газ спостерігається тенденція до скорочення об'ємів спалювання природного газу шляхом використання в якості основного енергоресурсу низькосортного вугілля газової групи власного видобутку та переобладнання роботи ТЕС з антрацитового на газове вугілля [1]. Так, до 2035 року планується збільшити частку вугілля в балансі теплової енергетики майже в 1,5 рази (до 70–75%). Очікується, що на ТЕС до 2030 року виробництво енергії зросте майже вдвічі – до 282 млрд кВт·год. Переважно енергоблоки українських ТЕС були спроектовані для спалювання кам'яного вугілля вітчизняного видобутку, однак на сьогоднішній день через фізичну зношеність,

вони функціонують у непроектних маневрено-пікових режимах, що призводить до збільшення питомих витрат умовного палива і зростання шкідливих викидів у довкілля.

В останні роки для українських ТЕС дуже гостро постала проблема скорочення викидів. Покращення екологічної ситуації в зонах впливу ТЕС та збереження довкілля можливе при умові дотримання і виконання національного плану скорочення викидів основних забруднювальних речовин в Україні від великих установок спалювання відповідно до рішення Енергетичного співтовариства D/2013/05/MC-EnC [2] від 24 жовтня 2013 року, директив 2001/80/ЄС [3] та 2010/75/ЄС [4] (табл.1).

Таблиця 1

Технологічні нормативи допустимих викидів [2, 3, 4] для установок номінальна теплова потужність яких перевищує 500 МВт

Установки	Гранично допустимі викиди відповідно до наказу Міністерства екології та природних ресурсів № 62 від 16.02.2018, мг/м ³			Гранично допустимі викиди відповідно директиви 2001/80/ЄС (LCPD), мг/м ³			Гранично допустимі викиди відповідно директиви 2010/75/ЄС, мг/м ³		
	Суспендовані тверді частинки, 2018 р.	NO _x , 2018 р.	SO ₂ , 2018 р.	Суспендовані тверді частинки, 2023 р.	NO _x , 2023 р.	SO ₂ , 2023 р.	Суспендовані тверді частинки, 2027 р.	NO _x , 2027 р.	SO ₂ , 2027 р.
Існуючі	50	200	5100	50	200	400	20	200	200
Нові	10	150	400	30	200	200	10	150	150

Зменшити викиди до нормативних показників планується шляхом модернізації теплосилових установок, обмеження годин роботи морально застарілих енергоблоків з подальшим їх виведенням з експлуатації, оснащення модернізованих потужностей з продовженим робочим ресурсом більш ніж 15-20 років високоефективним газоочисним обладнанням. Невиконання міжнародних зобов'язань може привести до економічної та екологічної кризи. Отже, проблеми скорочення викидів від вугільних ТЕС за своєю актуальністю мають першочергове значення, потребують державної підтримки та комплексного підходу щодо їх вирішення.

Зменшення викидів забруднюючих речовин ТЕС можна досягнути при застосуванні:

- екологічно чистого палива;
- режимно-технологічних заходів, які направлені на удосконалення технології спалювання палива;
- сучасних газоочисних установок.

До основних факторів техногенного впливу об'єктів теплоенергетики на рівень забруднення атмосфери належать: вид палива, на якому працює ТЕС, технології очищення викидів, кліматичні умови, характер рельєфу місцевості. Використання низькоякісних сортів вугілля призводить до збільшення викидів в атмосферу, накопичення великої кількості твердих відходів (золи та шлаку); масштабних забруднень навколишнього середовища.

Узагальнення досліджень територій впливу вугільних ТЕС показало, що основними забруднювачами атмосферного повітря, які перевищують ГДК є SO_x, NO_x та пил – золи-виносу з труб та золовідвалів (рис. 1).

Викиди NO_x (нітроген(II) та нітроген(IV) оксиди) та SO_x є одними з найбільш небезпечних, оскільки вони розсіюються в повітрі і при певних погодних умовах здатні перетворюватися на кислоти та згодом потрапляти на поверхню ґрунту, рослин, у поверхневі води. Високою біологічною активністю володіє NO₂, який становить загрозу для здоров'я людей. Викиди можуть викликати розвиток захворювань дихальної системи (астма й інші хронічні хвороби) та хвороби ока людини [5].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема зниження викидів NO_x вивчалася багатьма вченими ще з 60-х років минулого століття. Основними джерелами утворення NO_x в продуктах згоряння органічного палива є N₂, що входить до складу повітря і N₂ органічної частини палива. Існує декілька способів утворення оксидів азоту у димових газах:

- за механізмом Зельдовича утворюються «термічні» оксиди NO_x з повітря, що йде на горіння при температурах більше 1500°C;

- за механізмом Фенімора утворюються «швидкі» NO_x з повітря у вузькій зоні фронту полум'я при відносно невеликих температурах;
- утворення NO_x з органічної частини палива відбувається на початковій ділянці факелу в результаті горіння летких компонентів, що виділилися з органічного палива.

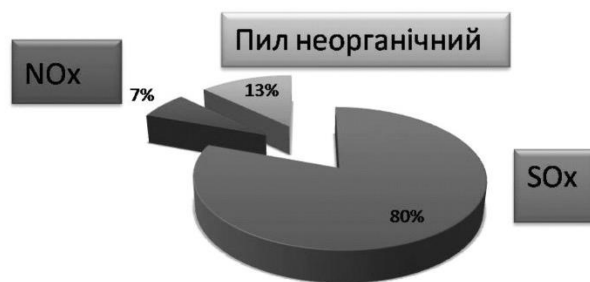


Рис. 1. Основні забруднюючі речовини атмосферного повітря, що перевищують норми ГДК

Одночасно з утворенням NO_x відбуваються процеси відновлення NO до молекулярного N_2 .

Різноманіття можливих рішень зниження викидів визначає необхідність зваженого підходу до використання одного з них або поєднань декількох відомих технологічних заходів, достатніх для виходу на рівень ГДК [6–13]. Практичне розв'язання даної проблеми ускладнюється відсутністю необхідних методик розрахунку, проектування, вибору технологічних схем для конкретних умов, необхідністю значних інвестицій в реконструкцію існуючого обладнання.

Сформовані уявлення про механізм утворення оксидів азоту у топкових пристроях визначають основні підходи до розробки та вибору технологічних методів скорочення викидів.

1) Диференційований вибір методів впливу на топковий процес.

Вихідним моментом в екологічній раціоналізації топкового процесу є виявлення тих окремих його параметрів, спрямований вплив на які є доцільним в конкретних умовах. Технологічні заходи, що забезпечують зниження виходу NO_x при спалюванні твердого палива, орієнтовані на обмеження утворення оксидів з органічного палива. Найбільш істотним параметром топкового процесу є надлишок повітря в початковій ділянці факела – зоні термічного руйнування азотовмісних з'єднань палива, що визначає ступінь переходу пов'язаного азоту палива в оксиди азоту в факелі.

2) Комбінація різних технологічних методів.

Значний ефект зниження викидів оксидів азоту досягається у тому випадку, якщо в котлі одночасно впроваджуються кілька технологічних методів, які впливають на різні механізми утворення NO_x . Це забезпечить незалежність впливу кожного заходу і складання ефектів зниження викидів зазначених забруднювачів.

3) Оптимізація технічного стану і режиму експлуатації котла.

Ефективність методів зменшення кількості NO_x залежить певною мірою від стану котельного агрегату, режиму його експлуатації:

- при зниженні загального надлишку повітря в топці збільшується ефект застосування ступеневої технології спалювання, рециркуляції димових газів;
- при підвищенні щільності топки і газового тракту найбільш ефективною стає рециркуляція димових газів [14].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Технологічний вплив на процес утворення оксидів нітрогену. Утворення NO_x у пиловугільному факелі відбувається в основному при вигоранні летючих компонентів [6–8], тому можна зробити висновок, що найменш сприятливі умови для окислення нітрогену, який виділяється в результаті термічного руйнування азотовмісних сполук палива, створюються у випадку, коли дегазація частинок вугільного пилу з виділенням летючих речовин і продуктів розпаду азотовмісних сполук буде завершена до досягнення нижньої межі займання паливно-повітряної суміші. У цьому випадку її займання відбувається при нестачі вільного кисню в умовах паралельного розвитку конкуруючих реакцій окислення горючих летких вугілля і азоту. Оскільки енергія активації окислення горючих складових істотно нижче, то утворення NO_x гальмується.

В основі всіх реалізованих на практиці технологічних способів зменшення оксидів азоту в пиловугільних котлах лежить попереднє термічне руйнування азотовмісних сполук палива з переходом виділеного при цьому азоту палива (органічна частина) в молекулярний азот. Цей

процес розвивається безпосередньо в котельній камері при уповільненому змішуванні аеросуміші з повітрям. Просторове розділення процесів термообробки і спалювання вугілля дозволяє уповільнити процес утворення оксидів азоту та зробити його керованим і ефективним. Ефект зменшення NO_x шляхом попереднього підігріву пилу досягається також за рахунок специфічних властивостей термообробленого вугілля – наявністю пористих частинок з розвинутою поверхнею, високою реакційною здатністю, що дозволяє організувати спалювання основної маси палива в короткому факелі з низьким локальним надлишком повітря (до завершення змішування його з основним потоком повітря). Попередній підігрів вугільного пилу безпосередньо перед введенням в топку розглядався раніше як ефективний спосіб інтенсифікації займання і горіння низькореакційного палива. Зараз він також привертає увагу фахівців як спосіб зменшення викидів NO_x шляхом запобігання окислення зв'язаного нітрогену органічного палива. Термічна підготовка вугілля до спалювання полягає у нагріванні вугілля в безкисневому середовищі до температури в діапазоні 620–700°C, відповідній організації процесу піролізу вугільних частинок з руйнуванням термічно нестійких з'єднань і переходу їх у газоподібні горючі та інертні сполуки. В порівнянні із беззалишковою газифікацією вугілля, тут мають місце процеси середньотемпературного коксування з отриманням напівкоксу і парогазоподібних продуктів. Термообробка палива змінює характер процесів у пиловугільному факелі: в топку надходять розділені кінцеві продукти термообробки – леткі горючі і коксовий залишок, який містить залишкову кількість летких сполук. Умови горіння термооброблених частинок визначаються їх підвищеною реакційною здатністю, набутою в процесі термообробки. Завдяки розвиненій пористій поверхні напівкоксу горіння протікає практично у кінетичному режимі на зовнішній і внутрішній поверхнях часток. В даних умовах виділяються дві основні стадії процесу – займання і вигорання пилоподібного напівкоксу. Відсутність підготовчих стадій розвитку пиловугільного факелу при спалюванні термообробленого палива підвищує стійкість і стабільність процесу горіння. Таким чином, принципова особливість технології енергетичного використання вугілля з попередньою термообробкою полягає в комплексному вирішенні технологічних і екологічних проблем.

В результаті термообробки нітроген (N_2), що входить до складу палива, перерозподіляється між коксовим залишком і летючими, в яких він міститься у вигляді вільного азоту (N_2) та аміаку (NH_3). Цей розподіл значно залежить від якості і природи вугілля. В дослідженому вугіллі зі значним вмістом летких компонентів у коксовому залишку може міститися 12–20% початкової кількості азоту.

Аналіз відомих досліджень [6–8, 16–26] дозволяє виділити основні закономірності трансформації зв'язаного азоту органічного палива при нагріванні:

1. Основна частина азоту при нагріванні вугілля виділяється у вільному стані (до 60% зв'язаного азоту вугілля), а також з утворенням аміаку (до 20% загальної кількості паливного азоту).

2. Найбільш інтенсивно вільний азот виділяється у двох температурних зонах: до 500°C та у інтервалі 700–800°C.

3. З прискоренням нагріву збільшується вихід вільного азоту у інтервалі температур до 500°C, одночасно зменшується вихід азоту при $t > 700^\circ\text{C}$.

Для вугілля, що використовується на Бурштинській ТЕС тепловий режим підготовки необхідно уточнити.

Мета статті. Метою досліджень є розробка рекомендацій щодо вибору оптимальних технічних рішень для скорочення викидів оксидів NO_x при реалізації, на діючих котлах Бурштинської ТЕС, режимно-технологічних заходів.

Виклад основного матеріалу. Одним із методів зменшення кількості утворення NO_x є удосконалення технології підготовки та спалювання пиловугільної суміші. Незначне окислення азоту може відбуватися при попередній термічній обробці вугілля. Як відомо [7, 17], при нагріванні вугілля до 200–500°C спостерігається виділення H_2O , CO_2 , CO , CH_4 . Ця стадія термічної деструкції є ендотермічним процесом, в якому тепло витрачається на випаровування води, виділення газів, активацію макромолекул органічних речовин і термічне розщеплення найменш міцних зв'язків. Вихід летких компонентів в області температур до 250°C незначний і не перевищує 5%. При температурах близьких до 400°C переважають реакції термічного розкладання і збільшується швидкість утворення легких речовин. Ця група реакцій відбувається з поглинанням тепла. При подальшому нагріванні вугілля утворюються рідкофазні продукти і спостерігається перехід вугілля в пластичний стан (гетерофазну систему), що складається з твердих частинок і

рідких складових, які утворюють у сукупності пластичну масу. В ній розподілені леткі продукти термодеструкції, які виділяються при подальшому нагріванні. В зоні температур 400–450°C зростає інтенсивність реакцій термосинтезу через значну реакційну здатність речовин органічної маси. Як правило, для багатьох марок вугілля максимум швидкості утворення летких продуктів відповідає стадії розвитку процесу, при якій виділилося 0,2–0,4 частин від загальної маси летких продуктів. При температурах вище ніж 550°C формуються переважно високомолекулярні поліциклічні системи. При температурах близьких до 300...500°C відбувається незворотний перехід з пластичного стану в твердофазний, і при 600°C утворюється твердий вуглецевий продукт – напівкокс.

Диференціально-термічні дослідження виконувалися на дериватографі Термоскан 2. Дослідження вугільного палива БуТЕС, проводили на дериватографі до кінцевої температури 1000°C. Маса зразка становила 0,4 г. Нагрів зразків проводився в атмосфері повітря при швидкості нагріву зразків 5,0°C/хв. Робочий діапазон температур від 25 до 1000°C.

В табл. 2 представлена характеристика зразків вугілля, обраних для термохімічних досліджень (дані підприємства БуТЕС), а на рис. 2 показані криві термічного аналізу відповідних зразків палива, що використовується.

Таблиця 2

Характеристика вугілля – первинного органічного палива БуТЕС

Родовище	Вологість, %	Зольність, %	Леткі компоненти, %	Теплота згоряння, МДж/кг
Львівсько-Волинське	8	28	47,2	18,82
Павлоградвугілля	8,6	25	45	17,2
Добропільське	10	22	63,4	21,15
Білозерське «Піонер»	12	22	58	22,45

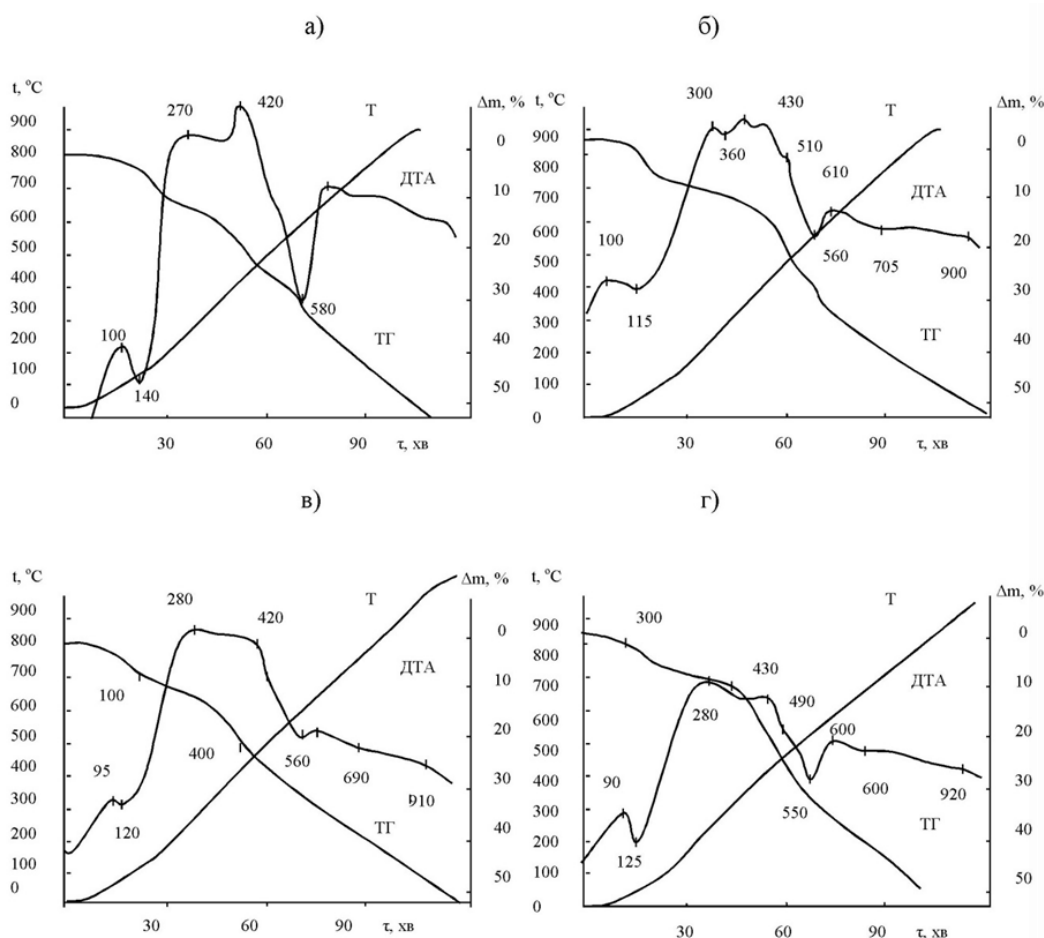


Рис. 2. Результати термічного аналізу вугілля (табл. 2): а) Львівсько-Волинське; б) Павлоградвугілля; в) Добропільське; г) Білозерське «Піонер»

В результаті термохімічних досліджень зразків вугілля шляхом диференційно – термічного аналізу встановлено два температурних максимуми близько 470 і 590°C, які відповідають виділенню легких продуктів. Термічна деструкція включає дві основні групи хімічних реакцій: термічний розклад речовин палива з утворенням продуктів з меншою молекулярною масою і термосинтез – процес, при якому протікають реакції між вихідними речовинами або продуктами їх розкладання.

При термічній обробці низькосортного вугілля утворювалася велика кількість низькомолекулярних легких продуктів у виді пари смол і газів, а також твердий вуглецевий залишок, в якому вміст карбону збільшувався відповідно до підвищення температури. Важкі рідкофазні продукти практично не утворювалися, тобто стадія переходу в пластичний стан була відсутня.

При нагріванні зразків вугілля до 120–160°C відбувалися процеси видалення вологи з ендотермічним ефектом (крива ДТА) та одночасною фіксацією втрати маси на кривих ТГ і ДТГ. На наступному етапі відбувався процес термічного розкладання органічної речовини, який протікав з екзотермічним ефектом з екстремумом при 280°C. На початковій стадії деструкції відбувалися також процеси дегідратації і декарбонізації з утворенням води і CO₂ (карбон IV оксиду). Процес найбільш інтенсивного термічного розкладання починався після 270°C і досягав максимальних значень в області 420–430°C. При цьому фіксувався другий екзотермічний ефект на ДТА. З підвищенням температури цей екзоэффект переходив в ендотермічний пік з максимумом при 550–580°C. В даній області температур відбувалися процеси термічного розкладання найбільш термостабільних органічних сполук. Основна кількість летючих сполук таких, як пари смоли, води і газів виділялася до 610°C. В інтервалі 610–920°C термічне розкладання проходило у твердій фазі з виділенням горючих газів: CO, H₂, CH₄. Основна маса смоли і газоподібних вуглеводнів виділялася в інтервалі 270–560°C. Склад газів змінювався в залежності від температури. Вміст гідрогену та CO (карбон(II) оксид) у складі піролізного газу з підвищенням температури зростав, вміст CO₂ сягав максимуму при 550°C, а потім частка його зменшувалася до температури 920°C через збільшення вмісту у парогазовій суміші інших компонентів. Максимальний вміст граничних і ненасичених вуглеводнів припадав на діапазон 420–550°C.

Висновки та перспективи. В результаті досліджень встановлено:

1. Ступінь дегазації вугільних частинок становив в середньому 60–70%, вміст летких на горючу масу у напівкоксівих частинках: 6–9% при значенні цього показника у вихідному вугіллі 22%.

2. Вміст надлишкового кисню у паливній суміші: 1,0–1,2% (коефіцієнт надлишку повітря $a=1,05-1,06$) за умови проведення термообробки вугільного пилу в безкисневому середовищі.

Послідовна реалізація технологічних заходів на котлах ТП-100 БуТЕС дозволить зменшити концентрацію NO_x у димових газах до рівня 780...840 мг/м³, близького до режиму спалювання природного газу – 550 ... 640 мг/м³ при $a=1,12-1,20$.

Таким чином:

– вихідне значення концентрації NO_x у димових газах до реконструкції котла $C_{NOx} = 2100 - 1800$ мг/м³;

– вміст NO_x в димових газах в режимі роботи котла зі спалюванням термічно обробленої пиловугільної суміші при температурі 550°C при $a=1,25-1,28$ складає 780–840 мг/м³.

Аналіз загальних закономірностей формування і розвитку пиловугільного факела дозволяє виявити деякі специфічні умови спалювання пиловугільного потоку (ПП). Встановлено, що в умовах протікання реальних топкових процесів має місце чітка послідовність виходу летких компонентів і горіння коксового залишку: прогрів пилоподібної суміші палива; виділення й займання летких; їх горіння; прогрів коксового залишку до його займання; вигорання коксового залишку. При спалюванні ПП, що вводиться у топку без попереднього змішування з повітрям, прогрів паливних частинок і їх дегація відбуваються при дефіциті кисню в зоні безпосередньо прилеглої до розрізу пальника, в умовах поступового збільшенні його концентрації по потоку.

В результаті попередньої термообробки палива виділяються леткі компоненти, які в основному концентруються навколо паливних частинок. Уповільнене підмішування повітря сприяє збереженню цих структур у потоці. Прогрів часток вугілля здійснюється переважно внаслідок променистого теплообміну. Вплив конвективного теплопідводу обмежується через формування навколо частки ізолюючого прошарку водяної пари і продуктів первинного розкладання, які виділяються на початковій стадії прогріву і перешкоджають конвективному

підводу тепла. Горіння летких компонентів сприяє прогріванню часточок і прискоренню їх термічного розкладання. На початковій стадії горіння процеси окислення коксового залишку гальмуються через витрату окислювача на легкі компоненти палива. Окисген дифундує через поверхню пористих частинок, сприяючи розвитку гетерогенного горіння. В результаті можна збільшити інтенсивність тепловиділення в момент займання летких та потужність початкового джерела займання у навколишньому сферичному просторі, здійснити інтенсивний прогрів коксового залишку з підвищенням локальних температур.

Режимно-технологічні заходи гальмування утворення оксидів NO_x шляхом попередньої термічної обробки пиловугільної суміші дозволяють отримати максимальне виділення летких горючих компонентів до досягнення верхньої межі її займання. Як з'ясувалося термічну обробку необхідно проводити при температурах від 540–580°C. Саме при цих температурах відбувається максимальне виділення летких компонентів. Далі спалювання може відбуватися в практично безкисневому середовищі з паралельно конкуруючими реакціями утворення летких компонентів та молекулярного азоту. Зазначений спосіб дозволяє зменшити концентрацію оксидів азоту у димових газах майже у два рази.

Література

- 1 Энергетичної стратегії України на період до 2035 року «Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність» : розпорядження Кабінету Міністрів України від 18 серп. 2017 р. № 605-р [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/605-2017-%D1%80>
- 2 [Електронний ресурс]. – Режим доступу : https://www.energy-community.org/.../Decision_2013_05_...
- 3 Directive 2001/80/EC of the European Parliament and of the Council of 23 Oct. 2001 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants // Official Journal of the European Union, L309/1, 27.11.2001.
- 4 [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://enref.org/docs/dyrektyva-2010-75-es-promyslovi-vykydy/>
- 5 Зелена книга. Зменшення шкідливих викидів у тепловій електроенергетиці України через виконання вимог Європейського енергетичного співтовариства. – Київ: Міжнародний центр перспективних досліджень, 2011. – 43 с.
- 6 Зельдович Я. Б. Окисление азота при горении / Я.Б. Зельдович, П. Я. Садовников, Д.А. Франк-Каменецкий. – Л.: Изд-во АН СССР, 1947. – 148 с.
- 7 Хзмалян Д.М. Теория горения и топочные устройства / Д.М. Хзмалян, Я.А. Кавган. – М.: Энергия, 1976. – 487с. 8. Івасик Я. Ф. Концентрації оксидів азоту в пиловугільному котлі ТП-92 при змінах режимів роботи / Я. Ф. Івасик // Екотехнологія і ресурсосбереження. – 2000. – № 4. – С. 52-54.
- 8 De Soete G.G. Overall reaction rates of NO and N_2 formation from fuel nitrogen, 15th Symp. (Int.) on Combustion, The Combustion Institute, 1975. – P. 1093 -1102.
- 9 Тумановский А. Г. Перспективы внедрения наилучших доступных технологий по охране атмосферы на предприятиях тепловой энергетики / А. Г. Тумановский, А.Н. Чугаева, О. Н. Брагина, А. М. Зыков, Г. А. Рябов, А. М. Володин // Электрические станции. – 2016. – № 7 – (1020). – С. 13-18.
- 10 Саламова Н. В. Методы одновременной очистки дымовых газов ТЭС от оксидов серы и азота / Н. В. Садамова // Электрические станции. – 1997. – № 12. – С. 56-60.
- 11 Котлер В. Р. Упрощенная схема рециркуляции дымовых газов как средство сокращения выбросов оксидов азота / В. Р. Котлер, Е. Д. Кругляк, С. Е. Беликов, Б. Н. Васильев // Энергетика. – 1995. – № 1. – С.16-17.
- 12 Жабалова Г. Г. Комплексное снижение вредных выбросов на ТЭЦ / Г. Г. Жабалова, О. Н. Онищенко, О. Н. Леликова // Вестник науки и образования. – 2017. – №12 (36). – С. 12-15.
- 13 Кобзарь С. Г. Снижение выбросов оксидов азота в газовых котлах методом рециркуляции дымовых газов / С. Г. Кобзарь, А. А. Халатов // Промышленная теплотехника. – 2009. – Т. 31, № 4. – С. 5-11.
- 14 Волковинський В.А. Спалювання низькосортного вугілля з попередньої термopідготовки в вихровому пальнику / В.А. Волковинський, І .Я. Толмачов // Теплоенергетика. – 1994 – №9. – С. 42-48.

- 15 Пат. 42038 UA, МПК F23D17/00. Спосіб факельного спалювання вугілля / Корчевой Ю.П., Дунаєвська Н.І., Кукота Ю.П., Бондзик Д.Л., Нехамін М.М. – №200814337; заявл.12.12.2008; опубл.12.06.2009, Бюл. №12.- 3с.
- 16 Топливо. Рациональное сжигание, управление и технологическое использование: справочное издание: в 3-х книгах: книга 1 / [сост. Лисенко В.Г., Щелоков Я.М., Ладыгичев М.Г.; ред. Лисенко В.Г.]. – М.: Теплотехник, 2004. – 608 с.
- 17 Беляев А. А. Сжигание высокозольного топлива и возможности его использования на ТЭС / А. А. Беляев // ХТТ. – 2005. – № 1. – С. 44–53.
- 18 Кузнецов Б. Н. Термокаталитические процессы при получении химических продуктов из природных органических полимеров ископаемых углей и биомассы / Б. Н. Кузнецов // ХТТ. – 1999. – № 2. – С. 3-14.
- 19 Мадоян А.А. Эффективное сжигание низкосортных углей в энергетических котлах / А.А. Мадоян, В.Н. Балтян, А.Н. Гречаный. – М.: Энергоатомиздат, 1991. –200с.
- 20 Майстренко О.Ю. Технології спалювання вугілля у факелі / О.Ю. Майстренко, Н.І. Дунаєвська, І.О. Майстренко // Теплова енергетика – нові виклики часу. – Львів: НВФ „Українські технології”. – 2009. – С. 303-316.
- 21 Мисак Й.С. Паливні пристрої для спалювання низькосортних палив / Й. С. Мисак, Я.М. Гнатишин, Я.Ф. Івасик. – Львів: «Львівська політехніка», 2002. – 135 с.
- 22 Побіровський Ю.М. Ефективність топкового режиму енергетичних котлів при висококонцентрованій пилоподачі низькорекційного вугілля: автореферат дис. на здобуття наук. ст. канд. техн. наук: спец. 05.14.14.– теплові і ядерні енергоустановки. – Київ: НТУ“КПІ”, 2003. – 25 с.
- 23 Smoot L. D. NO_x control through coal reburning [Текст] / L. D. Smoot S. C. Hill, H. Xu // Prog. Energ. Combust. Sci. – 1998. – Vol. 24, No 5. – P. 385–408.
- 24 Mal P. M. Alternative fuel reburning [Текст] / P. M. Maly, V. M. Zamansky, L. Ho, R. Payne // Fuel. – 1999. – Vol. 78, No. 3. – P. 327– 334.
- 25 Кобзар С. Г. Визначення ефективності зниження викидів оксидів азоту системою ступеневого спалювання вугілля котла ТПП-312 блоку № 6 ДТЕК Ладизинська ТЕС / С.Г. Кобзар, А.А. Халатов // Вісник НТУ «ХПІ». – 2014. – №13 (1056). – С. 85-91.

Надійшла до редакції 27 серпня 2018 р.

H. V. Koshlak, A. M. Pavlenko

*Ivano-Frankivsk National
Technical University of Oil and Gas*

TECHNICAL SOLUTIONS FOR DECREASING NO_x EMISSIONS AT COAL THERMAL ELECTRIC POWER STATIONS

Most power-generating units at the Ukrainian thermal electric power stations were designed to burn hard coal mined in Ukraine, but today due to physical depreciation of the stations, those units are in non-project manoeuvring peaking operation what leads to the increase in both the specific fuel equivalent consumption and in harmful environmental emissions.

The purpose of the research is to develop recommendations on the selection of optimal technical solutions aimed at reducing NO_x emissions of oxides at the operating boilers of Burshtyn thermal electric power stations (TEPS) under the conditions of regime-technological measures.

The article analyzes the main approaches to developing and selecting technological methods aimed at reducing emissions of coal thermal power stations and identifies prospects for their work in accordance with modern environmental requirements. The mechanisms of the transformations the organic fuel bound nitrogen undergoes when heated are determined. To reduce the amount of NO_x emissions in combustion products, it is offered to apply the regime-technological mode of the preliminary heating the pulverized coal mixture. The results of thermo chemical studies of coal samples used at Burshtyn TEPS are presented. The temperature ranges are determined at which the maximum emissions

of volatile combustible compounds takes place before the upper flammability limit of the pulverized coal mixture is reached.

It was determined that under the conditions of actual burning process, there is a clear sequence: a release of volatile components and burning of the coke residue; heating of the pulverized coal mixture; emission of volatile combustible compounds; their burning; heating of the coke residue up to initiation of its combustion; the coke residue burning-out. A pulverized coal stream is brought into the furnace without being preliminary mixed up with air. While burning the pulverized coal stream, fuel particles are heated and degassed in the zone immediately adjacent to the burner section where there is a shortage of oxygen, whereas the oxygen concentration in the flow is a gradually increasing.

The regime-technological measures that are aimed at inhibiting NO_x oxides formation by preliminary heat treatment of the pulverized coal mixture; they make it possible to obtain the maximum emissions of volatile combustible compounds before the upper flammability limit of the pulverized coal mixture is reached. It was found out that heat treatment should be carried out at temperature from 540-580° C. This is the temperatures range when the maximum emission of volatile combustible compounds takes place. After this combustion occur in an environment that is practically devoid of oxygen, where competing reactions of formation of volatile components and molecular nitrogen occur simultaneously. Thereafter, combustion can proceed in the practically oxygen-free environment with competing parallel reactions the forming volatile components and molecular nitrogen. This method allows to almost halving the concentration of nitrogen oxides in flue gases.

Keywords: NO_x emission reduction, thermal electric power stations, fuel combustion technology, thermal treatment.

References

- 1 Energetichnoï strategii Ukraïni na period do 2035 roku «Bezpeka, energoefektivnist', konkurentospromozhnist'»: rozporядzhennya Kabinetu Ministriv Ukraïni vid 18 serp. 2017 r. № 605-r [Elektronij resurs]. – Rezhim dostupu :<http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/605-2017-%D1%80>
- 2 [Elektronij resurs]. – Rezhim dostupu : https://www.energy-community.org/.../Decision_2013_05_...
- 3 Directive 2001/80/EC of the European Parliament and of the Council of 23 Oct. 2001 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants // Official Journal of the European Union, L309/1, 27.11.2001.
- 4 [Elektronij resurs]. – Rezhim dostupu: <http://enref.org/docs/dyrektyva-2010-75-es-promyslovi-vykydy/>
- 5 Zelena kniga. Zmenschennya shkidlivih vikidiv u teplovij elektroenergetici Ukraïni cherez vikonannya vimog Evropejs'kogo energetichnogo spivtovaristva. – Kiïv: Mizhnarodnij centr perspektivnih doslidzhen', 2011. – 43 s.
- 6 Zel'dovich Ya. B. Okislenie azota pri gorenii / Ya.B. Zel'dovich, P. Ya. Sadovnikov, D.A. Frank-Kameneckij. – L.: Izd-vo AN SSSR, 1947. – 148 s.
- 7 Hzmalyan D.M. Teoriya gorenija i topochnye ustrojstva / D.M. Hzmalyan, Ya.A. Kavgan. – M.: Energiya, 1976. – 487s. 8. Ivasik Ya. F. Koncentracii oksidiv azotu v pilovugil'nomu kotli TP-92 pri zminah rezhimiv roboti / Ya. F. Ivasik // Ekotekhnologiya i resursosberezhenie. – 2000. – № 4. – S. 52-54.
- 8 De Soete G.G. Overall reaction rates of NO and N₂ formation from fuel nitrogen, 15th Symp. (Int.) on Combustion, The Combustion Institute, 1975. – P. 1093 -1102.
- 9 Tumanovskij A. G. Perspektivy vnedreniya nailuchshih dostupnyh tekhnologij po ohrane atmosfery na predpriyatiyah teplovoj energetiki / A. G. Tumanovskij, A.N. Chugaeva, O. N. Bragina, A. M. Zykov, G. A. Ryabov, A. M. Volodin // Elektricheskie stancii. – 2016. – № 7 – (1020). – S. 13-18.
- 10 Salamova N. V. Metody odnovennoy ochistki dymovyh gazov TES ot oksidov sery i azota / N. V. Salamova // Elektricheskie stancii. – 1997. – № 12. – S. 56-60.
- 11 Kotler V. R. Uproshchennaya skhema recirkulyacii dymovyh gazov kak sredstvo sokrashcheniya vybrosov oksidov azota / V. R. Kotler, E. D. Kruglyak, S. E. Belikov, B. N. Vasil'ev // Energetika. – 1995. – № 1. – S.16-17.
- 12 Zhabalova G. G. Kompleksnoe snizhenie vrednyh vybrosov na TEC / G. G. Zhabalova, O. N. Onishchenko, O. N. Lelikova // Vestnik nauki i obrazovaniya. – 2017. – №12 (36). – S. 12-15.
- 13 Kobzar' S. G. Snizhenie vybrosov oksidov azota v gazovyh kotlah metodom recirkulyacii dymovyh gazov / S. G. Kobzar', A. A. Halatov // Promyshlennaya teplotekhnika. – 2009. – T. 31, № 4. – S. 5-11.
- 14 Volkovins'kij V.A. Spalyuvannya niz'kosortnogo vugillya z poperedn'oï termopidgotovki v vihrovomu pal'niku / V.A. Volkovins'kij, I.Ya. Tolmachov // Teploenergetika. – 1994 – №9. – S. 42-48.

- 15 Pat. 42038 UA, MPK F23D17/00. Sposib fabel'nogo spalyuvannya vugillya / Korchevoj Yu.P., Dunaevs'ka N.I., Kukota Yu.P., Bondzik D.L., Nekhamin M.M. – №200814337; zayavl.12.12.2008; opubl.12.06.2009, Byul. №12.- 3s.
- 16 Toplivo. Racional'noe szhiganie, upravlenie i tekhnologicheskoe ispol'zovanie: spravochnoe izdanie: v 3-h knigah: kniga 1 / [sost. Lisenko V.G., Shchelokov Ya.M., Ladygichev M.G.; red. Lisenko V.G.]. – M.: Teplotekhnika, 2004. – 608 s.
- 17 Belyaev A. A. Szhiganie vysokozol'nogo topliva i vozmozhnosti ego ispol'zovaniya na TES / A. A. Belyaev // HTT. – 2005. – № 1. – S. 44–53.
- 18 Kuznecov B. N. Termokataliticheskie processy pri poluchenii himicheskikh produktov iz prirodnyh organicheskikh polimerov iskopaemyh uglej i biomassy / B. N. Kuznecov // HTT. – 1999. – № 2. – S. 3-14.
- 19 Madoyan A.A. Efektivnoe szhiganie nizkosortnyh uglej v energeticheskikh kotlah / A.A. Madoyan, V.N. Baltyan, A.N. Grechanyj. – M.: Energoatomizdat, 1991. –200s.
- 20 Majstrenko O.Yu. Tekhnologii spalyuvannya vugillya u fakeli / O.Yu. Majstrenko, N.I. Dunaevs'ka, I.O. Majstrenko // Teplova energetika – novi vikliki chasu. – L'viv: NVF „Ukrains'ki tekhnologii”. – 2009. – S. 303-316.
- 21 Misak J.S. Palivni pristroi dlya spalyuvannya niz'kosortnih paliv / J. S. Misak, Ya.M. Gnatishin, Ya.F. Ivasik. – L'viv: «L'vivs'ka politekhnika», 2002. – 135 s.
- 22 Pobirovs'kij Yu.M. Efektivnist' topkovogo rezhimu energetichnih kotliv pri visokokoncentrovaniy pilopodachi niz'koreakciynogo vugillya: avtoreferat dis. na zdobuttya nauk. st. kand. tekhn. nauk: spec. 05.14.14.– teplovi i yaderni energoustanovki.– Kiïv: NTU“KPI”, 2003.–25 s.
- 23 Smoot L. D. NOx control through coal reburning [Tekst] / L. D. Smoot S. C. Hill, H. Xu // Prog. Energ. Combust. Sci. – 1998. – Vol. 24, No 5. – P. 385–408.
- 24 Mal P. M. Alternative fuel reburning [Tekst] / P. M. Maly, V. M. Zamansky, L. Ho, R. Payne // Fuel. – 1999. – Vol. 78, No. 3. – P. 327– 334.
- 25 Kobzar S. G. Vyznachennya efektyvnosti znizhennya vikidiv oksidiv azotu sistemoyu stupenevogo spalyuvannya vugillya kotla TPP-312 bloku № 6 DTEK Ladizhins'ka TES / S.G. Kobzar, A.A. Halatov // Visnik NTU «HPI». – 2014. – №13 (1056). – S. 85-91.

ОЦІНКА ВПЛИВІВ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

УДК 504.064

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-83-93

Я. О. Адаменко*Івано-Франківський національний
технічний університет нафти і газу*

МЕТОДИ ПРИЙНЯТТЯ РІШЕНЬ ПРИ ВИБОРІ АЛЬТЕРНАТИВ У ПРОЦЕДУРІ ОЦІНКИ ВПЛИВІВ НА ДОВКІЛЛЯ

У роботі розглянуто проблему прийняття рішень щодо вибору альтернатив у процедурі оцінки впливу на довкілля. Вирішення цієї проблеми пропонується за допомогою системного підходу до управлінських рішень, а саме використовувати: багатокритеріальну теорію корисності; підхід аналітичної ієрархії; ранжирування багатокритеріальних альтернатив; ухвалення рішень в умовах невизначеності. Запропоновані методи прийняття рішення призначені в основному для порівняння альтернатив і вибору кращої з них. Досить часто критерії, по яких оцінюються альтернативи, суперечливі, для них використовуються різні методи і шкали оцінок. Саме це і є головною проблемою при рішенні багатокритеріальних задач. Також у статті розглядається методологія генерації та генералізації альтернатив, для цього пропонується використовувати певний алгоритм.

Досвід робіт автора показує, що при виборі альтернативи експерти не завжди знаходять єдину альтернативу, яка б задовольняла всім умовам багатокритеріального аналізу. Тому необхідно повернутися на попередню стадію процесу оцінки впливу на довкілля – стадію зменшення негативних впливів. А це означає, що необхідне наукове обґрунтування нового комплексу природоохоронних заходів для всіх альтернатив та запровадження процедури вибору єдиної альтернативи спочатку. У випадку, коли компромісне рішення знайдено (експертами обрана єдина альтернатива, що відповідає умовам охорони навколишнього середовища), проводять комплексну оцінку запропонованої діяльності за обраною альтернативою.

Запропонована автором методологія прийняття рішення щодо вибору найкращої альтернативи з боку експертів оцінки впливу на довкілля базується на методиках, для яких є свої позитивні сторони й недоліки які досить критично автором подано у статті.

Ключові слова: альтернатива, прийняття рішення, експертна оцінка, оцінки впливу на довкілля, багатокритеріальна теорія корисності, багатокритеріальне ранжирування, метод аналітичної ієрархії, метод Делфі.

Постановка проблеми. Прийняття рішення щодо вибору альтернативи є критичним пунктом, в якому відбувається організація комплексу аферентних збуджень, здатного дати цілком певну дію. За будь-яких умов необхідно вибрати одну з запропонованих альтернатив і аргументовано виключити всі решта. Ухвалення рішення переводить один системний процес – аферентний синтез – в інший системний процес – програму дій. Цей процес є перехідним моментом, після якого всі комбінації набувають виконавчого характеру.

Ухвалення рішення є центральним процесом на всіх рівнях обробки інформації людиною, групами людей, системами “людина-машина”. Ця комплексна задача містить різні аспекти: фізіологічний, психологічний, кібернетичний і інші. При цьому в процесі ухвалення рішення виділяються два основні етапи: інформаційної підготовки рішення і власне процедури ухвалення рішення.

В грудні 2017 року в Україні увійшов в дію Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» (від 23.05.2017 № 2059-VIII) [1], в якому вимагається обов’язковий розгляд та порівняння альтернатив щодо планованої діяльності. Аналізуючи вже розроблені звіти з оцінки впливу на довкілля (ОВД), які офіційно оприлюднені у «Єдиному реєстрі ОВД» на сайті Міністерства екології та природних ресурсів України [2], автори звітів як правило пропонують дві-три технічних та/або територіальних альтернатив та не оцінюючи і не порівнюючи запропоновані

альтернативи відмовляються від їх подальшого розгляду, а оцінюють лише запропоновані проекти дії. Саме це спонукало нас запропонувати декілька підходів до вирішення цієї проблеми.

У даний час дуже широко використовуються математичні методи вибору альтернатив. Вони використовуються в основному для задач, при рішенні яких будуються моделі суб'єктивного характеру, тобто моделі бажань, переваг, політики особи, що ухвалює рішення.

Метою статті є теоретичне обґрунтування методів та методик щодо прийняття рішень при виборі альтернатив для процедури ОВД в Україні.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В останні роки дослідження в галузі прийняття управлінських рішень проводили такі науковці, як І. Б. Гевко [3], І. Є. Давидович [4], Ю. В. Поканевич [5], М. П. Здобувач [6], О. Ф. Грищенко [7], Н. Т. Мала [8], Н. А. Хрущ [9] та ін. Зазначені науковці надають досить ґрунтовний перелік класифікаційних ознак, але в той же час в їх роботах ми зустрічаємо колізії та суперечності, що зумовлені відсутністю системного підходу до аналізу класифікації управлінських рішень.

Викладення основного матеріалу досліджень. Базуючись на власному досвіді найбільш доцільно для ОВД застосовувати методи побудови таких моделей:

- 1) багатокритеріальна теорія корисності;
- 2) підхід аналітичної ієрархії;
- 3) ранжирування багатокритеріальних альтернатив;
- 4) ухвалення рішень в умовах невизначеності.

Запропоновані методи прийняття рішення призначені в основному для порівняння альтернатив і вибору кращої з них. Досить часто критерії, по яких оцінюються альтернативи, суперечливі, для них використовуються різні методи і шкали оцінок. Саме це і є головною проблемою при рішенні багатокритеріальних задач. Кращим варіантом рішення подібної задачі буде той, в якому досягається переважний компроміс між критеріями з погляду експертів, або осіб, що приймають рішення (ОПР). При великій кількості альтернатив і критеріїв ОПР достатньо важко зорієнтуватися і ухвалити якнайкраще рішення.

Багатокритеріальна теорія корисності (БКТК) використовується, як математичний засіб для прийняття рішення з набору множини критеріїв [10-12].

Основними етапами підходу БКТК є:

- 1) розробка переліку критеріїв;
- 2) побудова функції корисності по кожному з критеріїв;
- 3) побудова багатокритеріальної функції корисності;
- 4) оцінка наявних альтернатив і вибір якнайкращої з них.

У БКТК використовують аксіоми, яким повинна задовольняти функція корисності. Аксіоми поділяються на дві групи. Перша група – аксіоми загального характеру [11, 12]:

1. Аксіома зв'язаності – між корисністю будь-яких альтернатив може бути встановлено відношення: або одна з них перевершує іншу, або вони рівні.

2. Аксіома транзитивності – з переваги корисності альтернативи A над корисністю альтернативи B і переваги корисності B над корисністю C слідує переваги корисності альтернативи A над корисністю альтернативи C .

3. Аксіома співвідношення між корисністю альтернатив A, B, C , які мають вигляд:

$$U(A) > U(B) > U(C), \quad (1)$$

можна знайти такі числа α, β , які менше одиниці і більше нуля, так що:

$$\alpha U(A) + (1 - \alpha) U(C) = U(B), \quad (2)$$

$$U(A)(1 - \beta) + \beta U(B) > U(C). \quad (3)$$

Друга група аксіом, що є специфічною для БКТК відповідає умовами незалежності.

1. Аксіома незалежності по різниці – переваги між двома альтернативами, які відрізняються лише за оцінками по одному критерію $C1$, не залежать від однакових (фіксованих) оцінок по інших критеріях $C2, \dots, Cn$.

2. Аксіома незалежності по корисності – критерій $C1$ називається незалежним по корисності від критеріїв $C2, \dots, Cn$, якщо порядок переваг змінюється лише на рівні критерію $C1$ і не залежить від фіксованих значень по інших критеріях.

3. Аксіома незалежності по перевазі – два критерії $C1$ і $C2$ незалежні по перевазі від інших критеріїв $C3, \dots, Cn$, якщо переваги між альтернативами, що розрізняються лише оцінками по $C1$ і $C2$, не залежать від фіксованих значень по інших критеріях.

При виконанні цих аксіом виходить існування багатокритеріальної функції корисності в певному вигляді. Наприклад, якщо виконуються дві останні умови незалежності, то функція корисності є адитивною:

$$U(x) = \sum wU(x), \text{ при } \sum w = 1, \quad (4)$$

або мультиплікативною:

$$1 + kU(x) = \prod [1 + kwU(x)] \text{ при } \sum w = 1, \quad (5)$$

де $U(x)$ – функції корисності, що змінюються від 0 до 1;
 w – вагові коефіцієнти критеріїв, $0 < w < 1$; коефіцієнт $k > -1$.

Враховуючи аксіоми першої та другої груп та умови (4) і (5) стає можливим побудувати однокритеріальні функції корисності та визначити переважну альтернативу. Покажемо це для прикладу спорудження свердловин:

1. Встановлюються критерії відбору (табл. 1):

- вартість будівництва ($C1$);
- час будівництва свердловини ($C2$);
- кількість людей, що піддаються шумовому впливу ($C3$).

Знаючи діапазон зміни оцінок по кожному критерію, можна побудувати функцію, що визначає корисність для ОПР кожної оцінки з цього діапазону для альтернатив A і B .

Таблиця 1

Матриця оцінок за альтернативами спорудження свердловини

Критерії відбору	Альтернатива A – «Максимальний вплив»	Альтернатива B – «Мінімальний вплив»
Вартість будівництва ($C1$), млн грн.	20	10
Час будівництва свердловини ($C2$), діб	90	40
Кількість людей, що піддаються шумовому впливу ($C3$), тис. чол.	10	5

2. Будуються функції корисності для критеріїв $C1, \dots, Cn$ (рис. 1):

- для критерію $C1$ відомо дві точки функції корисності:

$$U(10 \text{ млн грн.}) = 1, U(20 \text{ млн грн.}) = 0;$$

– для знаходження проміжних значень використовуються типові «лотереї» (рис. 2). В «лотереї 1» ОПР просять визначити еквівалент визначеності. Припустимо, що ОПР зупинився на значенні 16 млн грн., як нова альтернатива B . Тоді приймаємо $U(16 \text{ млн грн.}) = 0,5$. В подальшому, визначаються інші значення функції корисності (наприклад, права лотерея на рис. 2 дозволяє визначити точку $U(13 \text{ млн грн.}) = 0,85$). Аналогічно будуються функції корисності для кожного з критеріїв.

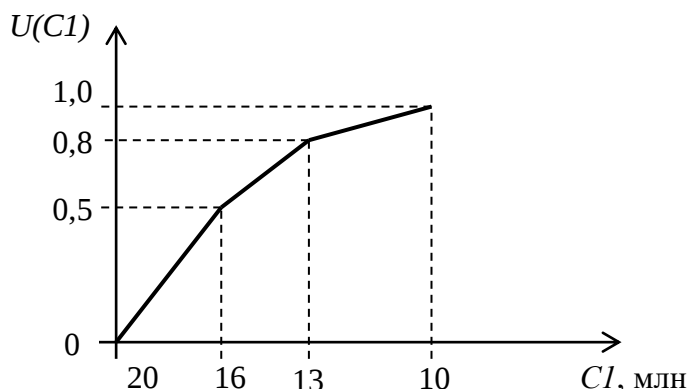


Рис. 1. Функції корисності для критеріїв $C1$

3. Визначаються вагові коефіцієнти – відносини між вагою критеріїв встановлюються пошуком точок індивергентності на площинах двох критеріїв (рис. 3). На шкалі $C1$ визначається така точка $C1^*$, щоб альтернативи A і B були однаково переважні для ОПР, тобто щоб виконувалася рівність:



5. Знаходимо чисельне значення ваги критерію $C1$. Для цього, ОПР пропонується порівняти дві стратегії (рис. 4) і визначити імовірність p , при якій обидві стратегії рівноцінні.



6. Визначаємо корисності альтернатив – у результаті ОНР залишилося визначити вид функції корисності. Для цього прикладу сума коефіцієнтів важливості критеріїв рівна 1,1. Вважаючи це значення близьким до одиниці, вибираємо адитивну форму представлення функції

корисності (4).

7. Знаючи оцінки альтернатив, можна підставити їх в цю формулу, обчислити корисність кожної альтернативи і вибрати якнайкращу з них (найвагомішу).

Вибір альтернативи за підходом аналітичної ієрархії. Метод БКТК можна застосовувати незалежно від того, задані альтернативи чи ні. Але при невеликому числі конкретно сформульованих альтернатив розумно спрямувати зусилля тільки на їх порівняння і вибір однієї. Саме така концепція лежить в основі методу підхід аналітичної ієрархії (ПАІ).

Вибір альтернатив проводять за наступною методикою (для ілюстрації використаємо приведенний вище приклад будівництва свердловини):

1. Структуризація задачі у вигляді ієрархії з декількома рівнями:

Мета $\Rightarrow$ критерії $\Rightarrow$ альтернативи.

Припустимо, що для будівництва свердловини були відібрано три майданчики: *A*, *B*, *C*. Тоді структура задачі виглядатиме таким чином:

- мета – видобування максимальної кількості вуглеводнів;
- критерії – вартість будівництва; час будівництва; кількість людей, що піддаються шумовому впливу;
- альтернативи – майданчик *A*; майданчик *B*; майданчик *C*.

2. Парне порівняння елементів кожного рівня (в числовому вигляді).

Для ОПР надається шкала визначень рівня важливості, в якій кожному визначенню ставиться у відповідність число (табл. 2). При порівнянні елементів, що належать одному рівню ієрархії, ОПР складає матрицю порівнянь (табл. 3). На нижньому рівні ієрархічної схеми порівнюються задані альтернативи по кожному критерію (табл. 4).

Таблиця 2

Шкала відносної важливості

Рівень важливості	Кількісне значення
Рівноважлива	1
Помірна перевага	3
Істотна або сильна перевага	5
Значна (велика) перевага	7
Дуже велика перевага	9

Таблиця 3

Матриця порівнянь для критеріїв

Критерії	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	Власний вектор	Вага
<i>C1</i>	1	5	3	2,47	0,65
<i>C2</i>	1/5	1	3	0,848	0,22
<i>C3</i>	1/3	1/3	1	0,48	0,13

Таблиця 4

Відносна важливість альтернатив по окремих критеріях

Альтернативи	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	Власний вектор	Вага
за критерієм <i>C1</i> – вартість будівництва					
<i>A</i>	1	7	3	2,76	0,69
<i>B</i>	1/7	1	3	0,755	0,19
<i>C</i>	1/3	1/3	1	0,48	0,12
за критерієм <i>C2</i> – час будівництва					
<i>A</i>	1	1/7	1/5	0,31	0,07
<i>B</i>	7	1	3	2,76	0,65
<i>C</i>	5	1/3	1	1,18	0,28
за критерієм <i>C3</i> – кількість людей, що піддаються шумовому впливу					
<i>A</i>	1	5	5	2,93	0,69
<i>B</i>	1/5	1	1/5	0,34	0,08
<i>C</i>	1/5	5	1	1	0,23

3. Обчислення коефіцієнтів важливості для елементів кожного рівня.

Таблиці 3 і 4 дозволяють розрахувати коефіцієнти важливості відповідних елементів ієрархічного рівня – розраховуються власні вектори матриці з подальшим їх нормуванням. Власний вектор обчислюється як:

$$\bar{t} = \sqrt[n]{P(a_i/b_j)}, \quad (6)$$

де t – власний вектор альтернативи; a_i – i -тий стовпчик матриці; b_j – j -тий рядок матриці; n – розмірність матриці.

Нормування:

$$w = \frac{t_i}{\sum t}, \quad (7)$$

де w – нормування ваги альтернативи; t_i – власний вектор i -тої альтернативи.

4. Підрахунок кількісного індикатора якості кожної альтернативи і визначення кращої з них.

Синтез одержаних коефіцієнтів важливості здійснюється за формулою:

$$S = \sum wV, \quad (8)$$

де S – показник якості j -ї альтернативи; w – вага i -ого критерію; V – важливість j -ї альтернативи по i -му критерію.

Для нашого прикладу – спорудження свердловин – розраховуючи переважну альтернативу одержуємо, що альтернатива A є кращою:

$$S(A) = 0,65 \times 0,69 + 0,22 \times 0,07 + 0,13 \times 0,69 = 0,5536;$$

$$S(B) = 0,65 \times 0,19 + 0,22 \times 0,65 + 0,13 \times 0,08 = 0,2769;$$

$$S(B) = 0,65 \times 0,12 + 0,22 \times 0,28 + 0,13 \times 0,23 = 0,1695.$$

Вибір альтернативи за багатокритеріальним ранжируванням. Метод ранжирування багатокритеріальних альтернатив (РБКА) базується на попарному порівнянні альтернатив без врахування теорії корисності. Оцінка кожної альтернативи є не абсолютною, а відносною (в порівнянні з іншою альтернативою).

Основні етапи методу РБКА полягають у наступному:

1. Підрахунок індексів погодження і непогодження – ці індекси визначають погодження або непогодження експерта або ОПР з гіпотезою, що альтернатива A перевершує альтернативу B . Більшість критеріїв (K) поділяються на три підмножини:

K – критерії, по яких A перевершує B ;

K – критерії, по яких A рівноцінно B ;

K – критерії, по яких B перевершує A .

Індекс погодження розраховується на основі ваги критеріїв за формулою:

$$c = \sum w \sum w, \quad (9)$$

де c – індекс погодження; w – вага i -ого критерію.

Індекс непогодження обчислюється за формулою:

$$d = \max \frac{(l_i^A - l_i^B)}{L}, \quad (10)$$

де l_i^A, l_i^B – оцінки альтернатив A і B по i -му критерію; L – довжина шкали i -го критерію.

2. Встановлення рівнів погодження і непогодження, з якими порівнюються підраховані індекси для кожної пари альтернатив – якщо індекс погодження вище заданого рівня, а індекс непогодження – нижче, то одна з альтернатив перевершує іншу.

3. Виключення домінуючих альтернатив і формування з залишених – першого ядра. Для цього задаються рівні погодження і непогодження ($c1$ і $d1$ відповідно). Якщо $c \geq c1$ і $d \leq d1$, то альтернатива A краще за альтернативу B , якщо нерівність не виконується, тоді приймається, що альтернативи не порівнюються.

4. Встановлення меншого рівня погодження і більшого рівня непогодження з виділенням ядра з меншою кількістю альтернатив.

5. У останнє ядро входять кращі альтернативи – при вдалій постановці завдання іноді вдається виділити ядро, що містить одну найкращу альтернативу.

Вибір альтернативи в умовах невизначеності. Метод вибору альтернативи в умовах невизначеності (УНВ) дуже складний математично, але не вимагає від ОПР практично ніяких

зусиль. В його основі знаходиться не функція корисності, а залучення для оцінки альтернатив групи експертів. Моделювання узгодження оцінок експертів базується на методі Делфі.

Метод Делфі (узгодження експертних думок) – базується на виробленні консенсусу експертних висновків при узгодженні індивідуальних думок експертів та в результаті формалізованого обміну оціненою інформацією, експерти інтерактивно коректують свої оцінки.

За методом Делфі передбачається, що оцінка x_i альтернативи i -того експерта, залежить як від її характеристики по аспектах, в яких він не є фахівцем:

$$x_i = X(x_1, x_2, x_i, x_{i+1}, x_n), \quad (11)$$

В первинній думці експерта, ці додаткові характеристики передбачалися “в межах стандарту”. Але при відкритому обговоренні альтернативи та обміну інформацією групою експертів, подальше твердження i -того експерта про заплановану діяльність в межах запропонованої альтернативи, дає йому можливість скоректувати свою думку. Це і є схема консенсусу за методом Делфі, яку можна розглянути у наступній найпростішій моделі:

Припустимо, що x, y, z – це, три ресурси, наявність яких в потрібній кількості забезпечують виконання запропонованого проекту. Якби експерт A точно знав, яку кількість ресурсів y і z можна мобілізувати для забезпечення проекту, то його знання визначили б потребу у цьому ресурсі латентною лінійною моделлю:

$$x = a_1 y + a_2 z, \quad (12)$$

У зв'язку з тим, що знання про ресурси y і z не входять в сферу компетенції цього експерта, то він з готовністю скоректує своє рішення при їх груповому уточненні.

Але при груповому обговоренні альтернативи, точно в такому ж положенні знаходяться експерти B і C , які є фахівцями по ресурсах y і z . Їх знання визначили б потребу у цьому ресурсі наступною латентною лінійною моделлю:

$$y = b_1 z + b_2 x, \quad (13)$$

$$z = c_1 x + c_2 y. \quad (14)$$

Якщо запропонований проект принципово можливо забезпечити будь-яким з ресурсів x, y або z , то знання експертів (вектори $a = (0, a_1, a_2)$, $b = (b_2, 0, b_1)$ і $c = (c_1, c_2, 0)$) взаємозв'язані жорсткою функціональною (консensusною) залежністю, яка дозволяє виключити за непотрібністю одного експерта, тобто обчислити його думки.

Позначимо через P матрицю з векторів a, b, c . Рішення $u = (x, y, z)$ про ресурси повинне задовольняти умові:

$$Pu = u. \quad (15)$$

Тобто існує власний вектор матриці P з одиничним власним значенням, і, отже, вектори $a = (-1, a_1, a_2)$, $b = (b_1, -1, b_2)$ і $c = (c_1, c_2, -1)$ – лінійно залежні.

Але й в цьому випадку рішення може бути неоднозначне, для цього потрібна ще умова нормування, наприклад, $x+y+z=const$. Дійсно, виділяючи z в другому рівнянні і порівнюючи результат з третім рівнянням, одержимо:

$$c_1 = \frac{1}{b_1}, \quad (16)$$

$$c_2 = \frac{b_2}{b_1}. \quad (17)$$

Власний вектор можна знайти з точністю до “масштабного” параметра t , тобто визначити в шкалі відносин:

$$x = (a_2 + a_1 b_1) \times t, \quad (18)$$

$$y = (b_1 + a_2 b_2) \times t, \quad (19)$$

$$z = (1 - a_1 b_2) \times t. \quad (20)$$

В подальшому, питання про збіжність процедури зводиться до дослідження $P^N u_0$, де N – число ітерацій, u_0 – початкові оцінки експертів. Але це за умови, що при кожній наступній ітерації експерт одержує відомості від всіх експертів. Навіть, якщо процедура сходиться швидко, можливі навмисні маніпуляції за допомогою затримки відомостей від частини експертів.

Таким чином, метод Делфі базується у визначенні експертами запропонованих питань, які пов'язані з рішенням проблеми, думка меншості експертів доводиться до більшості. Більшість

повинна або погодитися з цим рішенням, або його спростувати. Якщо більшість незгодна, то їхні аргументи передаються меншості і там аналізуються. Цей процес повторюється доти, поки експерти не прийдуть до спільної думки, або перейдуть до того, що виділиться група, яка не змінює свого рішення. Цей метод використовується для досягнення найвищої ефективності.

Узагальнюючи вище наведене та власний досвід автора цієї статті щодо процедур генерації та генералізації альтернатив – первинного формування та подальшої оцінки усіх реальних альтернатив пропонується використовувати наступний алгоритм для цього етапу ОВД (рис. 5):

1. Формування всіма учасниками процесу ОВД (суб'єкт господарської діяльності, громадськість, уповноваженні центральні та територіальні органи з питань охорони довкілля, проєктанти) всієї можливої множини альтернатив, для досягнення мети планованої діяльності.

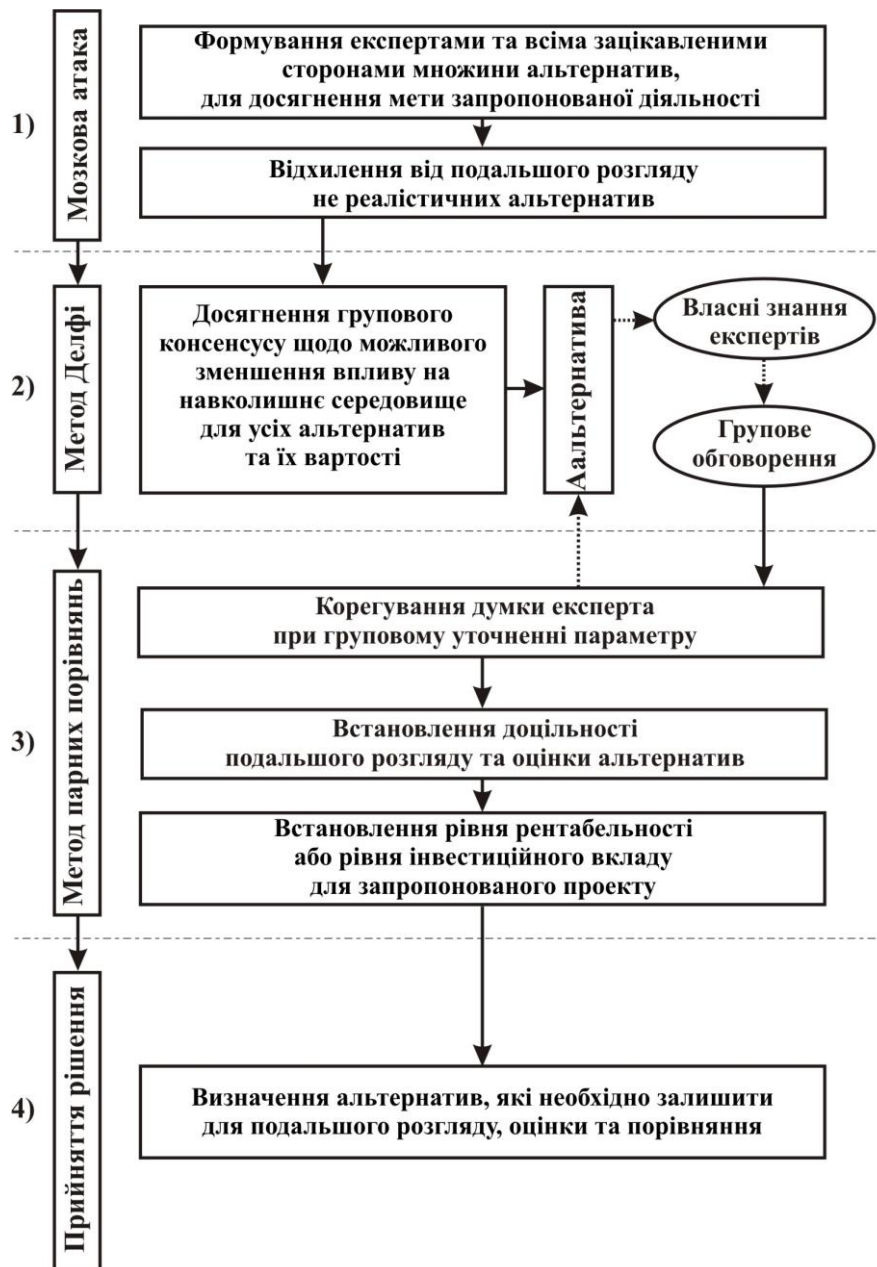


Рис. 5. Алгоритм генералізації альтернатив для ОВД

2. Відхилення від подальшого розгляду нереалістичних альтернатив.

3. Шляхом обговорення та досягнення групового консенсусу (метод Делфі) встановлення для усіх альтернатив їх можливої вартості (суми інвестицій) та бальної оцінки зменшення негативного впливу на навколишнє середовище.

4. Встановлення функції:

$$B_i = F(S_i), \quad (21)$$

де B_i – орієнтовна вартість реалізації i -тої альтернативи; S_i – орієнтовне зменшення негативних впливів при реалізації i -тої альтернативи.

5. Встановлення рівня рентабельності або рівня інвестиційного вкладу для запропонованого проекту (R).

6. Визначення альтернатив, які необхідно залишити для подальшого розгляду, оцінки та порівняння (виконується умова $B=R \rightarrow 0$).

Досвід виконаних автором проектів з оцінки екологічних впливів показує, що в більшості випадків, в процесі генералізації альтернатив як правило формують наступні їх типи:

1) Відмова від діяльності – розгляд цієї альтернативи припускає опис сучасного стану навколишнього середовища у випадку повної відмови від діяльності, що планується. Необхідність розгляду цієї альтернативи викликається такими факторами, як наявність «базової лінії», з якою можна порівняти інші запропоновані альтернативи, а також у звітних матеріалах з ОВД залишиться ретельний опис навколишнього середовища до початку впровадження діяльності.

2) Принципові підходи до досягнення мети запропонованої діяльності.

3) Географічне місце розташування проектного майданчика для здійснення діяльності, що планується.

4) Масштаб ймовірного впливу від запропонованої діяльності.

5) Тип виробничого процесу, техніко-технологічного устаткування.

6) Планування виробничого майданчика, розміщення об'єктів, дизайн.

7) Режим функціонування об'єкту запропонованої діяльності.

Висновки та перспективи. Таким чином, запропонована методологія прийняття рішення щодо вибору найкращої альтернативи з боку експертів ОВД базується на методиках, для яких є свої позитивні сторони й недоліки, а саме:

1. Метод багатокритеріальної теорії корисності ґрунтується на єдиній математичній теорії, яка дозволяє одержати конкретну функцію корисності залежно від переваг експерта, а одержані результати дозволяють оцінювати будь-які альтернативи, зокрема і ті, що знов виникають. Недолік цього методу полягає в тому, що побудова функції корисності вимагає багато часу і зусиль від експертів.

2. Метод вибору альтернативи за підходом аналітичної ієрархії простіший в реалізації, і він спрямований на порівняння конкретних альтернатив. Але він також має недоліки. Наприклад, введення нової, не домінуючої альтернативи може привести до зміни переваг між двома раніше заданими альтернативами.

3. За методом багатокритеріального ранжируванням стає можливим поетапно встановлювати переваги експертів, але труднощі виникають при призначенні у експертів важливості погодження і непогодження та подальшого виділення циклів ядер.

Автором запропоновано використовувати БКТК для об'єктів та видів діяльності, що спричиняють масштабні впливи, а для малих інвестиційних проектів, що мають локальний вплив – технологію Делфі, яка моделює узгодження експертних оцінок.

Досвід робіт автора показує, що при виборі альтернативи експерти не завжди знаходять єдину альтернативу, яка б задовольняла всім умовам багатокритеріального аналізу. Тому необхідно повернутися на попередню стадію процесу ОВД – стадію зменшення негативних впливів. А це означає, що необхідне наукове обґрунтування нового комплексу природоохоронних заходів для всіх альтернатив та запровадження процедури вибору єдиної альтернативи спочатку. У випадку, коли компромісне рішення знайдено (експертами обрана єдина альтернатива, що відповідає умовам охорони навколишнього середовища), проводять комплексну оцінку запропонованої діяльності за обраною альтернативою.

Література

1 Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» від 23.05.2017 № 2059-VIII – Відомості Верховної Ради (ВВР), 2017, № 29 – с.315.

2 Єдиний реєстр ОВД Міністерства екології та природних ресурсів України – [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://eia.menr.gov.ua/>

3 Гевко І. Б. Методи прийняття управлінських рішень : підруч. / І. Б. Гевко. – К. : Кондор, 2009. – 187 с

4 Давидович І.Є. Контролінг : навч. посіб. / І. Є. Давидович. – К. : Центр учбової літератури, 2008. – 552 с.

5 Поканевич Ю. В. Особливості поняття «управлінське рішення» в системі менеджменту торговельного підприємства / Ю. В. Поканевич // Наукові праці МАУП. – 2010. – №1(24). – С.14–19.

6 Здобувач М. П. Управлінські рішення щодо забезпечення позитивного впливу кооперування на рівень інноваційного розвитку підприємств / М. П. Здобувач // Науковий вісник НЛТУ : зб. наук.-техн. пр. – Львів : РВВ НЛТУ України. – 2010. – Вип.20.13. – 364 с. – С.209–214.

7 Грищенко О. Ф. Інноваційне рішення – ключовий фактор забезпечення сталого розвитку сучасного підприємства / О. Ф. Грищенко // Маркетинг і менеджмент інновацій. – 2011. – №1. – С.120–126.

8 Мала Н. Т. Управлінські рішення: класифікація та процес прийняття / Н. Т. Мала // Вісник Нац. ун-ту «Львівська політехніка». – 2007. – №605. – С.20–24.

9 Хрущ Н.А. Проблеми прийняття управлінських рішень в системі стратегічного управління підприємствами/ Н.А.Хрущ, О. С. Корпан, М. В. Желіховська // Вісник Хмельницького нац. ун-ту. – 2010. – №1. – С.41–45.

10 Батищев Д.И. Многокритериальный выбор с учетом индивидуальных предпочтений / РАН, Ин-т прикл. физики. – Н.Новгород: ИПФ, 1994. – 250 с.

11 Кузьмин В.Б. Построение групповых решений в пространствах четких и нечетких бинарных отношений. – М: Наука, 1982. – 315 с.

12 Макаров И.М. Теория выбора и принятия решений. – М.: Наука, 1987. – 421 с.

Надійшла до редакції 29 листопада 2018 р.

Ya. O. Adamenko

*Ivano-Frankivsk National
Technical University of Oil and Gas*

ALTERNATIVES ANALYSIS IN ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT: METHODS OF DECISION MAKING

The paper discusses decision-making methods for the comparative assessment of alternatives in environmental impact assessment. The suggested framework for a systematic approach to the comparative assessment of alternatives in decision-making management involves multi-criteria utility theory; analytical hierarchy approach; multi-criteria alternatives ranking; and choice under uncertainty. The proposed decision-making methods mainly concern comparing alternatives and selecting the best one. Considerably often, criteria for evaluating alternatives are contradictory or use different methods and rating scales, which is the main problem for solving multi-criteria problems. The article also considers the steps for generation and analysis of alternatives and suggests the alternatives analysis procedure.

The author's experience proves that experts sometimes fail to provide a preferred alternative that would meet all conditions of multi-criteria analysis; therefore, it is necessary to return to the previous stage of the environmental impact assessment process, i.e. reducing negative impacts. All this brings out the need to develop a new scientific basis, to generate a new set of alternative environmental protection proposals, and to carry out the procedure for selecting the preferred alternative from the outset. After the preferred alternative, in compliance with all environmental protection needs, is selected, and the agreement on the best alternative is reached, experts can undertake a comprehensive environmental impact assessing.

The author suggests methods for the comparative assessment of the preferred alternative in environmental impact assessment, each having its merits and demerits and critically examines them in the article. The suggested procedure provides experts' with decision-making methods of the comparative assessing alternatives in environmental impact assessment.

Key words: alternative, decision making, expert assessment, environmental impact assessment, multi-criteria utility theory, multi-criteria ranking, analytical hierarchy method, Delphi method.

References

1 Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» від 23.05.2017 № 2059-VIII – Vidomosti Verhovnoi Radi (VVR), 2017, № 29 – s.315.

- 2 Єдиний реєстр ОВД Міністерства екології та природних ресурсів України – [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://eia.menr.gov.ua/>
- 3 Gevko I. B. Metodi priinyattya upravlins'kih rishen' : pidruch . / I. B. Gevko. – K. : Kondor, 2009. – 187 s
- 4 Davidovich I.Є. Kontroling : navch. posib. / I. Є. Davidovich. – K. : Centr uchbovoi literaturi, 2008. – 552 s.
- 5 Pokanevich Yu. V. Osoblivosti ponyattya «upravlins'ke rishennya» v sistemi menedzhmentu torgovel'nogo pidpriemstva / Yu. V. Pokanevich // Naukovi praci MAUP. – 2010. – №1(24). – S.14–19.
- 6 Zdobuvach M. P. Upravlins'ki rishennya shchodo zabezpechennya pozitivnogo vplivu kooperuvannya na riven' innovacijnogo rozvitku pidpriemstv / M. P. Zdobuvach // Naukovij visnik NLTU : zb. nauk.-tekhn. pr. – L'viv : RVV NLTU Ukraïni. – 2010. – Vip.20.13. – 364 s. – S.209–214.
- 7 Grishchenko O. F. Innovacijne rishennya – klyuchovij faktor zabezpechennya stalogo rozvitku suchasnogo pidpriemstva / O. F. Grishchenko // Marketing i menedzhment innovacij. – 2011. – №1. – S.120–126.
- 8 Mala N. T. Upravlins'ki rishennya: klasifikaciya ta proces priinyattya / N. T. Mala // Visnik Nac. un-tu «L'vivs'ka politehnika». – 2007. – №605. – S.20–24.
- 9 Hrushch N.A. Problemi priinyattya upravlins'kih rishen' v sistemi strategichnogo upravlinnya pidpriemstvami/ N.A.Hrushch, O. S. Korpan, M. V. Zhelihovs'ka // Visnik Hmel'nic'kogo nac. un-tu. – 2010. – №1. – S.41–45.
- 10 Batishchev D.I. Mnogokriterial'nyj vybor s uchetom individual'nyh predpochtenij / RAN, In-t prikl. fiziki. – N.Novgorod: IPF, 1994. – 250 s.
- 11 Kuz'min V.B. Postroenie gruppovyh reshenij v prostranstvah chetkih i nechetkih binarnyh otnoshenij. – M: Nauka, 1982. – 315 s.
- 12 Makarov I.M. Teoriya vybora i prinyatiya reshenij. – M.: Nauka, 1987. – 421 s.

**В. В. Шаравара, О. О. Бондаренко,
О. Г. Тарасова, Р. Б. Гаврилюк,
Д. В. Гулевець, С. А. Савченко**

Національний екологічний центр України, м. Київ

ВПРОВАДЖЕННЯ ОЦІНКИ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ В УКРАЇНІ: АНАЛІЗ РИЗИКІВ І ПЕРСПЕКТИВ (ГРОМАДСЬКЕ БАЧЕННЯ)

Національним екологічним центром України проведено аналіз ефективності процесу впровадження Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» від 23.05.2017 № 2059-VII та підзаконних актів, прийнятих для його впровадження, виявлено та обговорено недоліки Закону та запропоновано бачення шляхів їх усунення. Показано, що низка статей Закону потребує уточнення, зокрема відповідність назви Закону визначеній сфері його дії, термінології, переліків діяльності, яка підлягає оцінці впливу, більш чіткого розподілу повноважень, положень щодо організаційного забезпечення проведення оцінки впливу на довкілля та громадського обговорення. Існує нагальна потреба в доопрацюванні та узгодженні нормативно-методологічної основи Закону з європейським законодавством в частині довкілля, зокрема стандартів якості довкілля та відповідних методологій їх визначення. Зміни українського законодавства, визначені у перехідних положеннях Закону до цього часу повністю не проведені, зокрема, зміни державних будівельних норм. Відсутність положень про експертні комісії з оцінки впливу на довкілля та підпорядкованість природоохоронних територіальних органів обласним адміністраціям створює реальну загрозу тиску з боку останніх з метою отримання замовного висновку. Зазначено, що відбір експертів для виконання фахової та якісної оцінки впливу на довкілля не закріплено відповідним порядком, механізм долучення громадськості до формування реєстру і відбору експертів відсутній, а фінансові питання не повністю врегульовані. Висвітлено основні напрями вдосконалення оцінки впливу на довкілля, організації процесу перегляду Закону, а також прискорення осучаснення державних будівельних норм, інших нормативних актів, а також виведення територіальних природоохоронних відділів з підпорядкування обласних державних адміністрацій, забезпечення прозорості процедури призначення членів експертних комісій, терміновий перегляд індикаторів стану довкілля, класифікацій, норм, лімітів, та інших вимог обмежувального характеру та приведення їх до європейських норм.

Ключові слова: планована діяльність, оцінка впливу на довкілля, громадське обговорення.

Постановка проблеми. Прийняття та введення в дію Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» (далі Закон ОВД) та відповідних підзаконних актів Кабінету Міністрів України, спрямованих на його впровадження (*«Порядку проведення громадських слухань у процесі оцінки впливу на довкілля», «Порядку передачі документації для надання висновку з оцінки впливу на довкілля та фінансування оцінки впливу на довкілля», «Критеріїв визначення планованої діяльності, яка не підлягає оцінці впливу на довкілля, та критеріїв визначення розширень і змін діяльності та об'єктів, які не підлягають оцінці впливу на довкілля», «Розміру плати за проведення громадського обговорення в процесі здійснення оцінки впливу на довкілля»*) є значним кроком України у переході до європейських вимог та стандартів у галузі охорони довкілля і забезпеченні прозорості процесу надання дозвільних документів для об'єктів господарської діяльності та врахування інтересів усіх зацікавлених сторін.

Цим законом було припинено дію Закону України «Про екологічну експертизу» та встановлена вимога внесення відповідних змін до існуючих законів та їх нормативно-правового забезпечення. Проведений аналіз показав, що протягом року з часу введення в дію Закону ОВД нормативно-правове та методологічне забезпечення його впровадження вимагає негайного системного опрацювання в частині визначення індикаторів, норм, класифікацій стану довкілля, в також визначень та спрощень низки процедур галузевого та загальнодержавного рівнів в частині встановлення обмежень та визначення зон безпеки для об'єктів господарської діяльності. Також показано, що низка статей закону потребує перегляду або перефразування для більш чіткого розуміння вимог та процедур.

Національний екологічний центр України представляє свій погляд на стан впровадження Закону ОВД, його недоліків та прогалин, а також пропонує пропозиції щодо їх усунення.

Аналіз літературних даних та постановка проблеми. Європейський підхід до оцінки впливу на довкілля, окреслений у Директиві ЄС 2011/92/EU [5] і змінами 2014 року, покладено в основу Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» від 23.05.2017 № 2059-VII [3]. Втратив чинність Закон України «Про екологічну експертизу» від 09.02.1995 року [2], основними недоліками якого були його загальний характер, недостатність нормативно-методологічного забезпечення, а також відсутність сучасної термінології. Перевагою цього закону була його комплексність, а саме:

- сфера дії цього закону поширювалась на проекти законодавчих та інших нормативно-правових актів, документацію по впровадженню нової техніки, технологій, матеріалів, речовин, продукції, генетично модифікованих організмів, реалізація яких може призвести до порушення екологічних нормативів, негативного впливу на стан навколишнього природного середовища;
- закон поширювався як на плановану, так і існуючу діяльність;
- закон передбачав проведення громадської екологічної експертизи.

Тобто, цей закон був рамковим, охоплював як вплив об'єктів господарської діяльності, так і стратегічну екологічну оцінку. В той же час процедура оцінки впливу на навколишнє природне середовище була прописана не чітко, та суттєво не відповідала сучасним умовам. Застосування цього закону мало ознаки формальності, тому його перегляд та осучаснення були необхідними.

Європейське природоохоронне законодавство в частині оцінки впливу на довкілля динамічно розвивається. Перша Директива 1985 року, тричі доповнювалась та була замінена Директивою 2011 року [5], до якої були внесені зміни у 2014 році [6].

В європейському законодавстві процедура оцінки впливу на довкілля містить: можливість для замовника вимагати від уповноважених органів інформації про те, яку інформацію має надавати замовник стосовно очікуваного довкільного впливу (scoping stage) [7]; зобов'язання замовника надавати інформацію про очікуваний довкільний вплив від планованої господарської діяльності, тобто Звіт про ОВД (EIA report – Annex IV) [9]; інформування уповноважених органів і громадськості (і країни-реципієнта впливу) та проведення консультацій з ними; надання уповноваженими органами влади дозвільного документу про початок планованої діяльності з урахуванням результатів проведених консультацій. Повідомлення про дозвільне рішення оприлюднюються, після чого громадськість може оскаржувати таке рішення у судах.

З метою ефективного впровадження вимог Директиви 2011/92/EU існує ціла низка методологічних рекомендацій та загально-європейських стандартів, таких як посібник щодо визначення необхідності проведення ОВД для діяльності з Додатку 2 Директиви [7, 20, 21], посібник з визначення обсягу та деталізації ОВД [8, 22, 23], посібник з підготовки Звіту ОВД [9, 10], матеріали для визначення кумулятивного впливу [25], транскордонного впливу [12, 26, 27], роз'яснень щодо окремих типів проектів [11, 14-19], оцінки впливу на клімат та біорізноманіття [13], ландшафти, інші матеріали. Директива щодо довкільних стандартів у водному секторі, Директива 2008/50/ЕС щодо якості повітря, інші нормативні документи Європейської комісії є розвинутою системою стандартів, спрямованої на досягнення кращої якості всіх компонентів довкілля та роз'яснення потенційних загроз довкіллю від господарської діяльності та забезпечення невиснажливого природокористування.

В Україні методологічні матеріали європейського рівня до цього часу відсутні, але нагальність уніфікації методологічних підходів та стандартів надзвичайно висока з огляду на відміну з 1 січня 2016 всіх норм та обмежень, успадкованих Україною від бувшого Радянського союзу. Робота в цьому напрямку проводиться дуже повільно та негативно впливає на інвестиційну діяльність, оскільки кожен інвестиційний проект вимагає проведення ОВД за міжнародними вимогами та стандартами та змушує українських підприємців до залучення міжнародних інвестицій виконувати подвійну роботу щодо підготовки Звітів ОВД як українського формату, так і міжнародного формату.

Мета та завдання дослідження. Визначення проблемних положень Закону ОВД та його нормативно-правового забезпечення, що потребують вдосконалення, перегляду або заміни для ефективного його впровадження є метою проведеного аналізу та передбачає окреслення як основних проблем, так і напрямів щодо їх усунення.

Матеріали та методи досліджень. В аналізі використані Закони України та відповідні нормативно-правові акти Кабінету Міністрів України, а саме Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» [3], ДБН А.2.2-1-2003 «Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд» [1], «Про

регулювання містобудівної діяльності» [4], «Про екологічну експертизу» (втратив чинність) [2] та пов'язані нормативно-правові акти, Директива 2011/92/ЄС про оцінку впливу окремих державних і приватних проектів на навколишнє середовище [5], Директива 2014/52/EU щодо змін та доповнень до Директиви 2011/92/EU [6] та відповідні регуляторні та методологічні матеріали ЄС.

Результати досліджень. Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» від 23.05.2017 [3] є позитивним кроком на шляху до впровадження європейських довгільних підходів. Тим не менш, залишається низка суттєвих прогалин, які не дозволяють вважати мету, поставлену введенням цього Закону, досягнутою.

На відміну від Директиви 2011/92/ЄС [5] в самій назві Закону ОВД [3] поняття оцінка впливу на довкілля має широке тлумачення, яке тотожне розумінню, закладеному в Законі «Про екологічну експертизу», а саме, оцінка впливу на довкілля проектів, програм, планів та нормативно-правових актів. В той же час дія Директиви 2011/92/ЄС [5] поширюється лише на проектну господарську діяльність державної та приватної власності, що власне і відображене у назві Директиви.

Звуження сфери дії Закону ОВД до окремих видів діяльності сприяло прийняттю окремого Закону України «Про стратегічну екологічну оцінку», доцільність якого має бути окремою темою для аналізу, але взагалі вивело із сфери впливу закону нормативно-правові акти. Це особливо важливо для галузевих законів, бо прийняття без належної оцінки впливу на довкілля таких законів, як, наприклад, законопроект «Про внутрішній водний транспорт» є потенційно небезпечним для довкілля.

Стаття 1 Закону ОВД «Визначення термінів» має низку значних недоліків.

Термін *«вплив на довкілля означає будь-які наслідки планованої діяльності для довкілля, зокрема, наслідки для безпечності життєдіяльності людей та їхнього здоров'я, флори, фауни, біорізноманіття, ґрунту, повітря, води, клімату, ландшафту, природних територій та об'єктів, історичних пам'яток та інших матеріальних об'єктів чи для сукупності цих факторів, а також наслідки для об'єктів культурної спадщини чи соціально-економічних умов, які є результатом зміни цих факторів»*.

Проте, з даного визначення незрозуміло чому йдеться лише про майбутній вплив планованої діяльності, що є віртуальним до здійснення такої планованої діяльності. В той же час в Україні існує багато об'єктів, що не проводили оцінки впливу на довкілля, але спричиняють значний вплив на його стан. Крім того, існує ймовірність повторного проведення оцінки впливу на довкілля після впровадження планованої діяльності у разі невідповідно проведеної оцінки, або проведення оцінки впливу вже існуючої діяльності на вимогу громадянського суспільства у разі виникнення негативних наслідків для довкілля. До того ж, вплив реалізованої діяльності може змінитись внаслідок зміни природних умов, що в свою чергу може потребувати проведення додаткової оцінки впливу. Тому визначення вплив на довкілля є більш обґрунтованим у такій редакції: *«вплив на довкілля – будь-які наслідки планованої або існуючої діяльності для довкілля, зокрема, наслідки для життєдіяльності та здоров'я людини, флори, фауни, біорізноманіття, ґрунту, повітря, води, клімату, ландшафту, природних територій та об'єктів, об'єктів культурної та історичної спадщини та інших матеріальних об'єктів чи для сукупності цих факторів, а також соціально-економічних умов, які є результатом зміни цих факторів»*.

Вкрай невдалим також є визначення терміну *«громадськість – одна чи більше фізичних або юридичних осіб, їх об'єднання, організації або групи»*, оскільки юридичними особами також є органи державної влади і органи місцевого самоврядування. В той же час державні службовці є такими ж громадянами України, як і пересічні громадяни, а місцеві органи влади сіл, особливо самоврядування, можуть мати право представляти громадську думку.

Визначення *«планована діяльність»* є нелогічним з дивним висновком, з якого випливає далі за текстом, що планована діяльність не включає реконструкцію, технічне, капітальний ремонт, розширення, перепрофілювання об'єктів, інші втручання в природне середовище, які не справляють значного впливу на довкілля відповідно до критеріїв, затверджених Кабінетом Міністрів України; це означає, що вказаний перелік, який чомусь не містить будівництво та ліквідацію з незначним впливом, не є планованою діяльністю. Крім того, практично відсутнє будь-яке посилення на сільськогосподарську діяльність, вирубку лісів тощо. Не зрозуміло, чому ця діяльність стосується лише природного середовища, ігноруючи вплив на довкілля як цілісного поняття. Не зрозуміло, чому діяльність в переліку не є планованою, вона якраз і є найбільш планованою та передбачуваною.

Тому визначення планованої діяльності має бути викладено в наступній редакції: *«планована діяльність – будь-яка планована господарська діяльність, наслідком якої є порушення стану, функціонування та екосистемних послуг»*. Термін екосистемні послуги відсутній в українському довірливому законодавстві, але широко застосовується в європейському законодавстві.

Використання в Законі терміну *«зацеплена держава»* здійснюється у переносному, а не прямому значенні, що є неприпустимим для закону. Тому з метою позначення держави, інтереси якої зазнали певного негативного впливу, видається за доцільне вживати термін *«держава походження впливу»* та *«держава-реципієнт впливу»*.

До визначень також мають бути додані визначення країн походження та країни-реципієнта впливу, в редакції: *«Країна походження впливу на довкілля – країна здійснення господарської діяльності, результатом існує вірогідність впливу на довкілля іншої країни (країн)»*. *«Країна-реципієнт впливу на довкілля – країна, на довкілля якої поширюється вплив від господарської діяльності іншої країни (країн)»*.

В п. 3 ч. 1 статті 2 *«аналіз уповноваженим органом відповідно до статті 9 цього Закону інформації, наданої у звіті з оцінки впливу на довкілля, будь-якої додаткової інформації, яку надає суб'єкт господарювання, а також інформації, отриманої від громадськості під час громадського обговорення, під час здійснення процедури оцінки транскордонного впливу, іншої інформації»* не логічним є вислів *«під час здійснення процедури оцінки транскордонного впливу»*. Більш доцільною є наступна редакція: *«... а також інформації, отриманої в процесі громадського обговорення, в процесі оцінки транскордонного впливу, іншої інформації...»*

Ч. 2 статті 2 сфокусована на стані довкілля в місці проведення планованої діяльності та повністю ігнорує регіональні та глобальні виклики, немає посилань на стратегічну оцінку та оцінки кумулятивного впливу розвитку відповідної галузі. Прикладом такого безвідповідального будівництва є створення значної кількості малих птахоферм на незначних відстанях одна від одної з метою уникнення проведення оцінки впливу на довкілля або планування значної кількості малих гідроелектростанцій в Карпатському регіоні.

Ч. 3 статті 2 визначає органи влади суб'єктами господарювання, що гостро ставить питання: *хто має готувати звіт про оцінку впливу таких суб'єктів господарювання, хто буде його оцінювати, хто буде організовувати громадські слухання, хто буде враховувати їх результати, і, головне, хто має приймати рішення? Відповідей на ці питання немає ні в законі, ні в підзаконних актах, бо такими суб'єктами господарювання можуть бути і уповноважені органи влади.*

Ч. 1 статті 3 вимагає обов'язкового проведення оцінки впливу для видів діяльності, зазначених в **чч. 2 та 3 цієї статті**. Проте низка положень, у переліку **ч. 2 статті 3**, є досить суперечливими та вимагає доопрацювання, наприклад: *«2) теплові електростанції (ТЕС, ТЕЦ) та інші потужності для виробництва електроенергії, пари і гарячої води тепловою потужністю 50 мегават і більше з використанням органічного палива, ...»* має неоднозначне тлумачення, оскільки виконавчі органи влади вважають, що 50 МВт і більше відноситься до інших потужностей. Проте в наведеній редакції з тексту чітко зрозуміло, що потужність 50 МВт також відноситься і до теплових електростанцій. Вочевидь, атомні електростанції логічно перенести до наступного пункту, що стосується ядерного палива, або зробити їх окремим підпунктом. Атомні електростанції це не реактори, це підприємства з атомними реакторами.

В редакції, наведеній нижче, таких протиріч не виникало б: *«2) теплові електростанції (ТЕС, ТЕЦ) та інші потужності тепловою потужністю 50 мегават і більше для виробництва електроенергії, пари і гарячої води, зокрема з використанням органічного палива»;*

«2а) атомні електростанції та ядерні установки, включаючи будівництво, виведення (зняття) з експлуатації таких електростанцій або установок (крім дослідницьких установок потужністю не більше 1 кіловат постійного теплового навантаження, призначених для виробництва і конверсії ядерного палива та сировини для одержання вторинного ядерного палива, матеріалів, що діляться та відторюються)»;

«3) установки для виробництва або збагачення ядерного палива, установки для переробки відпрацьованого ядерного палива та високоактивних відходів, установки для захоронення радіоактивних відходів, зберігання (понад 10 років) чи переробки відпрацьованого ядерного палива або радіоактивних відходів поза межами місця їх утворення».

Для низки діяльностей не встановлюються обмеження, хоча вони мають бути з огляду на обов'язковість ОВД для цього переліку. Практично кожний підпункт вимагає ретельного перегляду та редагування, для більш чіткого формулювання обмежень.

Діяльності переліку **чч. 2 та 3 статті 3** неузгоджені між собою, а саме **п. 19 ч. 2 статті 3** (потужності для інтенсивного вирощування птиці – 60 тисяч місць і більше) та **абзац 4 п. 2 ч. 3 статті 3** (потужності для вирощування птиці – 40 тисяч місць і більше) в одному законі вимагають обов'язкового проведення оцінки впливу на довкілля, відповідно до **ч. 1 статті 3**. Нагадаємо, **ч. 1 статті 3** вимагає обов'язкового проведення оцінки впливу для обох переліків. Проте, транскордонний вплив птахофабрики в центрі країни може бути значно нижчим, від впливу птахофабрики значно меншої потужності, розташованої поблизу кордону.

За відсутності чітких критеріїв для поділу господарської діяльності на два переліки, такий розподіл не є обґрунтованим.

До жодного переліку не включено сонячну генерацію електроенергії, в той же час перелік містить вітрові електростанції, хоча вплив на довкілля існує для обох видів генерації електроенергії і є співставним.

Багато видів планованої діяльності щодо проведення певних робіт виглядають дуже цікаво. Наприклад, оцінка впливу на довкілля розчищення і днопоглиблення русла річок має сенс, і то не завжди, для днопоглиблення. Коли сільська рада захоче розчистити та впорядкувати малу річку, навряд чи захоче та й не матиме сенсу проводити ОВД, хоча буде змушена відповідно до цього закону.

Практично відсутні будь-які вимоги до інноваційних технологій та нових матеріалів і така діяльність взагалі не згадана.

Тому терміновим є консультативний процес з метою уточнення переліків діяльності, що підлягають оцінці впливу на довкілля, та визначення чітких критеріїв їх поділу.

В ч. 6 статті 3 увага сфокусована на природному середовищі, що виводить порушені екосистеми або агроландшафти із сфери дії цього закону, а також знову виключає діяльність, що не стосується об'єктів будівництва, наприклад, землекористування.

В цілому, рішення щодо обов'язковості здійснення ОВД для планованої діяльності у відповідності до **чч. 2 і 3 статті 3** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» приймається власне суб'єктами цієї діяльності. У випадку, якщо суб'єкти вважають, що діяльність не підпадає під критерії обов'язковості ОВД, не визначено хто має повноваження та зобов'язаний відслідковувати відповідність прийнятих рішень зазначеним критеріям.

Ч. 1 статті 4 з невідомих причин містить лише інформування громадськості, виключаючи консультування та залучення до підготовки рішень.

Ч. 2 статті 4 не дає чіткого розуміння, чи повідомлення про плановану діяльність є повідомленням про наміри, чи воно подається одночасно з оголошенням про проведення громадського обговорення до уповноважених органів, чи це різні події. Практично це означає, що на час подання повідомлення про плановану діяльність має бути закінчений звіт з ОВД, проте на час повідомлення про плановану діяльність має бути виконана передпроектна оцінка впливу на довкілля або скринінг, методологія та вимоги до якого відсутні в Україні.

Викликає стурбованість можливість санкціонованого приховування інформації, а саме, включення **ч. 8 статті 4** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» «У виняткових випадках, якщо документація щодо планованої діяльності чи звіт з оцінки впливу на довкілля містять конфіденційну інформацію суб'єкта господарювання, така інформація за обґрунтованою заявою суб'єкта господарювання відокремлюється, а решта інформації надається для ознайомлення громадськості...». Не зрозуміло за якими критеріями, така конфіденційність має визначатись і хто це буде вирішувати доцільність такої конфіденційності.

Відповідно до **ч. 3 статті 5** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» уповноважений територіальний орган протягом трьох робочих днів з дня отримання повідомлення про плановану діяльність, яка підлягає оцінці впливу на довкілля, надсилає таке повідомлення до уповноваженого центрального органу та одночасно повідомляє про це суб'єкта господарювання, якщо планована діяльність:

1) визначена у частині другій статті 3 цього Закону або може мати значний транскордонний вплив;

2) може мати вплив на довкілля двох і більше областей (Автономної Республіки Крим) або замовником якої є обласна, Київська або Севастопольська міські державні адміністрації;

- 3) *стосується зони відчуження або зони безумовного (обов'язкового) відселення території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, та/або рішення щодо затвердження (схвалення) якої приймається Кабінетом Міністрів України;*
 4) *фінансуватиметься із залученням іноземних кредитів під державні гарантії.*

Яку роль при цьому зможуть відігравати у процедурі ОВД уповноважені територіальні органи, яким чином вони зможуть впливати на прийняття рішень, які стосуються планованої діяльності на території їх юрисдикції, якщо уповноважений центральний орган (Мінприроди) і уповноважені територіальні органи (зокрема, департаменти екології та природних ресурсів ОДА) мають різне підпорядкування?

Відповідно до **ч. 9 статті 6** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» уповноважений центральний орган має здійснювати нормативно-методичне забезпечення та стандартизацію підготовки звіту з оцінки впливу на довкілля.

Необхідно підготувати чітке роз'яснення щодо структури та наповнення елементів звіту з оцінки впливу на довкілля та відповідні методологічні матеріали у відповідності до європейських підходів. Ця діяльність має поводитись невідкладно.

Відповідно до **ч. 5 статті 9** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» у висновку з оцінки впливу на довкілля уповноважений територіальний орган, а у випадках, визначених частинами третьою і четвертою статті 5 Закону, – уповноважений центральний орган, якщо з оцінки впливу на довкілля випливає необхідність здійснення післяпроектного моніторингу – визначає порядок, строки та вимоги до його здійснення.

Отже, висновком може передбачатися необхідність післяпроектного моніторингу. Але Закон не передбачає випадки, коли саме такий моніторинг повинен застосовуватись, а також не містить критеріїв, якими би керувалися відповідні органи при внесенні до Висновку зобов'язань проводити моніторинг. Не зазначено, хто відповідає (проводить) за цей вид моніторингу, включно з публікацією у реєстрі ОВД його результатів з наданням оцінки стосовно дотримання попередньо затверджених (задекларованих) умов і критеріїв.

Насторожує процес підготовки висновку з ОВД експертними комісіями на рівні уповноваженого територіального органу, оскільки вони підпорядковані ОДА, а на місцях де-факто практикується суто вертикальна модель управління і те, яка політика проводиться керівництвом, виконується без заперечень.

Відповідно до **статті 10** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» Уповноважений центральний орган веде реєстр експертів, з числа яких можуть призначатися члени експертної комісії з оцінки впливу на довкілля, а також затверджує положення про експертну комісію з оцінки впливу на довкілля, кваліфікаційні вимоги до експертів та порядок ведення реєстру експертів з оцінки впливу на довкілля.

На сьогодні відсутні такі документи і такий реєстр, що перешкоджатиме виконанню фахової, якісної, професійної оцінки звіту з ОВД.

Доцільно нормативно закріпити роль і порядок залучення експертів при виконанні оцінки звіту з ОВД, зокрема у разі присутності транскордонного впливу на довкілля.

Варто передбачити механізм долучення громадськості до формування реєстру і відбору експертів.

Таким чином, дуже хитким місцем є питання «експертних комісій» з оцінки впливу на довкілля. Положення про експертну комісію з оцінки впливу на довкілля, кваліфікаційні вимоги до експертів та порядок ведення реєстру експертів з оцінки впливу на довкілля затверджуються уповноваженим центральним органом. Тобто Комісії є суто відомчими, без прозорих правил і впливу спільноти на відбір членів комісії. Жодним чином не визначена відповідальність експертів за достовірність і якість наданих експертних послуг (за прикладом відповідальності експерта у кримінальному судочинстві). Також не прописані модель і правила ухвалення рішень експертними комісіями. Таким чином є майже невідворотний ризик перетворення цих комісій на слухняні машини для «потрібних» голосувань та корупційних обороток.

Відповідно до **ч. 2 статті 13** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» *якщо під час провадження господарської діяльності, щодо якої здійснювалася оцінка впливу на довкілля, виявлено значний негативний вплив цієї діяльності на життя і здоров'я населення чи довкілля та якщо такий вплив не був оцінений під час здійснення оцінки впливу на довкілля та/або істотно змінює результати оцінки впливу цієї діяльності на довкілля, рішення про провадження такої планованої діяльності за рішенням суду підлягає скасуванню, а діяльність – припиненню.*

Важливо підготувати роз'яснення змісту «значний негативний вплив цієї діяльності на життя і здоров'я населення чи довкілля» з урахуванням контексту «якщо такий вплив не був оцінений під час здійснення оцінки впливу на довкілля та/або істотно змінює результати оцінки впливу цієї діяльності на довкілля».

Це може бути інструментом громадськості відстоювати своє право впливу на прийняття рішень в сфері планованої діяльності і захисту довкілля в судових інстанціях.

Іншими словами, якщо впродовж роботи об'єкта буде виявлено «значний негативний вплив» на життя і здоров'я населення чи довкілля (якщо такий вплив не був оцінений або істотно змінює результати оцінки), суд скасовує Рішення про провадження діяльності та припиняє роботу об'єкта. При цьому Закон не деталізує (та не наводить жодних критеріїв того), який саме вплив буде вважатися «значним», ким він повинен бути виявлений та у яких документах може бути зафіксований. З іншого боку, за інсайдерською інформацією, територіальні органи інструктуються на уникання негативних висновків з ОВД. Натомість будуть задані умови, що суб'єкт господарювання повинен забезпечити.

Відповідно до **ч. 7 статті 14** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» у разі здійснення оцінки транскордонного впливу на довкілля за процедурою держави походження умови щодо обсягу досліджень та рівня деталізації інформації, що підлягає включенню до звіту з оцінки впливу на довкілля, надаються уповноваженим центральним органом. У такому разі звіт з оцінки впливу на довкілля має включати оцінку транскордонного впливу (розділ щодо оцінки транскордонного впливу), а звіт про громадське обговорення – розділ щодо громадського обговорення громадськістю інших держав.

Хто, як, яким чином забезпечує громадське обговорення громадськістю інших держав? Якщо це державні органи як організатори громадських обговорень – які у них є для цього можливості? Якщо це організатор проведення громадських слухань, обраний за результатами тендеру – чи буде він готовим до цього? можливо він має підтвердити такі можливості ще до процедури проведення тендеру?

Як вбачається із формулювання **ч. 2 статті 16** Закону України «Про оцінку впливу на довкілля», підстави для зупинення експлуатації не є вичерпними, що теоретично створює ризик довільного застосування даної санкції.

Закон не деталізує, у якому разі порушення вважаються систематичними. Також Закон не дає орієнтирів, якими би керувався суд при визначенні об'єкту, що має бути зупинений (у яких випадках це має бути все підприємство, коли можна зупинити тільки один цех, чи співвідноситься це питання з такими поняттями, як об'єкт прав чи об'єкт будівництва?).

У Законі немає вичерпного переліку підстав для відмови у видачі рішення з оцінки впливу на довкілля, критеріїв та порядку визначення екологічних умов у такому рішенні, що може призвести до збільшення корупційних чинників під час прийняття рішень про провадження господарської діяльності.

У Законі відсутня чітка регламентація процедури оцінки впливу на довкілля, яка складається з окремих елементів оцінки, що фіксують лише зовнішню її форму, але не дають уявлення про її особливості; не містить Закон також інформації про критерії (показники) оцінки впливів на довкілля, про її замовників та виконавців, їхні права та обов'язки, участь виконавців оцінки у заходах з обговорення запланованої діяльності тощо.

Передбачений у Законі механізм розгляду, узагальнення та врахування пропозицій громадськості у процесі оцінки впливу на довкілля є недовершеним, а також не містить чітких та зрозумілих механізмів забезпечення реалізації окремих його положень. Наприклад, у частині 4 статті 17 Закону запроваджується адміністративна відповідальність посадових осіб та громадян – суб'єктів підприємницької діяльності за правопорушення у сфері оцінки впливу на довкілля, проте не визначається орган (посадова особа), уповноважений на розгляд справ про такі адміністративні правопорушення. Аналогічне зауваження стосується пунктів 8, 13, 31 частини 4 статті 17 Закону, в яких видача рішення на провадження окремих видів господарської діяльності пов'язується з необхідністю отримання позитивної довкільно-експертної оцінки, однак не визначений механізм здійснення такої оцінки.

Окрему увагу слід звернути на порядок фінансування оцінки впливу на довкілля. У **п. 15** Порядку передачі документації для надання висновку з оцінки впливу на довкілля та фінансування оцінки впливу на довкілля Постанови Кабміну від 13 грудня 2017 р. за № 1026 «Про затвердження Порядку передачі документації для надання висновку з оцінки впливу на довкілля та фінансування

оцінки впливу на довкілля» та «Порядку ведення Єдиного реєстру з оцінки впливу на довкілля» зазначено, що розмір плати за проведення громадського обговорення в процесі здійснення оцінки впливу на довкілля затверджується уповноваженим центральним органом за погодженням з Мінекономрозвитку. Розмір плати визначається згідно з категорією видів планованої діяльності та об'єктів, які можуть мати значний вплив на довкілля та підлягають оцінці впливу на довкілля з огляду на масштаби очікуваного впливу, кількість обов'язкових громадських слухань, кількість держав-реципієнтів, та диференціюється з урахуванням очікуваних масштабів впливу. Але власне розмір в Постанові не визначено, посилення на інші нормативно-правові акти з цього питання – відсутні.

Паралельно викликає занепокоєння недостатня узгодженість в роботі Мінприроди і Мінрегіонбуду на законодавчому рівні в сфері впровадження ОВД. Будівельні норми ДБН А.2.2-1-2003 [1] передбачають виконання оцінки впливів на навколишнє середовище і підготовку відповідного розділу у складі проектної документації. Тобто, якщо передбачається нове будівництво, розширення, реконструкція та технічне переоснащення об'єктів промислового та цивільного призначення, потрібно готувати і розділ ОВНС. Обсяг виконання ОВНС залежить від того чи належить діяльність до переліку видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку, що затверджено Постановою Кабміну від 28 серпня 2013 р. за № 808 (яка, до речі, є чинною), – тоді в повному обсязі (п. 1.7 ДБН А.2.2-1-2003), якщо не входить до переліку – в скороченому обсязі (п. 1.7 ДБН А.2.2-1-2003).

Натомість, Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» містить два переліки, коли потрібно пройти процедуру ОВД, і відповідно підготувати Звіт з ОВД. Тому, якщо планована діяльність не в переліку 1 або 2, то немає потреби оцінювати вплив. Але ризики планованої діяльності можуть бути непомітними за межами цих переліків, а наслідки – достатньо небезпечними.

Подібну неузгодженість між цими нормативно-правовими актами потрібно усунути, Мінприроди і Мінрегіонбуду потрібно взаємоузгодити ці нововведення, і проводити злагоджену політику в галузі ОВД. На даному етапі гармонізованим із Законом України «Про оцінку впливу на довкілля» є лише Закон України «Про регулювання містобудівної діяльності», в якому вже відсутня згадка про ОВНС і чітко вказується, що до проектної документації додаються результати оцінки впливу на довкілля (ОВД), чим, на наш погляд, і має керуватись орган державного архітектурно-будівельного контролю при розгляді клопотання щодо надання дозволу на виконання будівельних робіт.

В цілому, вважаємо за доцільне внести чіткі зміни в містобудівне законодавство, якими передбачити заборону перегляду висновку з ОВД. Крім того, якщо висновок обґрунтовує недопустимість провадження планованої діяльності, варто закріпити норму, згідно з якою така проектна документація не має прийматись на експертизу проектів будівництва.

Осучаснення ДБН А.2.2-1-2003 є терміново необхідним для якісної підготовки Звіту з ОВД. Вбачається суттєвий ризик щодо можливості підготовки неякісних Звітів з ОВД, бо не має жодних критеріїв до їх якості, а лише перелік розділів і їх поверхнєве наповнення. Тобто сам Звіт стає формальністю, адже всі недоліки, прогалини, необхідні довкільні умови і обмеження в кращому випадку можна буде компенсувати висновком з ОВД, який готують вже експерти. Таким чином, допускається непрофесійність та недобросовісність розробників Звіту з ОВД.

В той же час, варто зазначити, що Єдиний реєстр ОВД, передбачений Законом, вже тривалий час функціонує (<http://eia.menr.gov.ua/search>) – перший запис датований 27.12.2017, а також постійно поповнюється новими записами і документами. На виконання Закону були прийняті підзаконні нормативно-правові акти:

Постанова Кабміну України від 13 грудня 2017 р. за №1026 «Про затвердження Порядку передачі документації для надання висновку з оцінки впливу на довкілля та фінансування оцінки впливу на довкілля та Порядку ведення Єдиного реєстру з оцінки впливу на довкілля»;

Постанова Кабміну України від 13 грудня 2017 р. за №989 «Про затвердження Порядку проведення громадських слухань у процесі оцінки впливу на довкілля»;

Постанова Кабміну України від 13 грудня 2017 р. за №1010 «Про затвердження критеріїв визначення планованої діяльності, яка не підлягає оцінці впливу на довкілля, та критеріїв визначення розширень і змін діяльності та об'єктів, які не підлягають оцінці впливу на довкілля»;

Наказ Мінприроди України від 30 травня 2018 р. за № 182 «Про затвердження Розміру плати за проведення громадського обговорення в процесі здійснення оцінки впливу на довкілля»;

У зв'язку з набуттям чинності Законом і початком роботи реєстру виникли нові завдання довірливого спрямування, зокрема:

- моніторинг нових заявок, створення відповідної карти, попередня оцінка величини можливого негативного впливу для встановлення пріоритетів моніторингу, загальна аналітика і т.п.;
- надання сервісів організаціям-заявникам в підготовці матеріалів, документів, дотриманні процедури і т.п.;
- запуск і ведення реєстру і незалежного рейтингу експертів;
- відновлення повноцінної діяльності Державної системи моніторингу довкілля в контексті проведення післяпроектного моніторингу в межах діяльності з ОВД, з подальшого прив'язкою даних післяпроектного моніторингу до реєстру ОВД.

Висновки. Впровадження оцінки впливу на довкілля на європейських засадах є значним кроком України на шляху до європейської інтеграції. Проте існує низка питань, що потребують доопрацювання або взагалі не висвітлюються, тому необхідно розпочати процес підготовки змін до Закону ОВД та невідкладного напрацювання нормативно-методологічних документів, а саме:

- термінологія Закону ОВД потребує уточнення;
- переліки I та II планованої діяльності, що підлягають оцінці впливу, потребують доопрацювання та уточнення;
- осучаснення ДБН А.2.2-1-2003 є терміново необхідним;
- осучаснення чинного переліку видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку, що затверджено Постановою Кабміну від 28 серпня 2013 р. за № 808;
- створення вичерпного переліку підстав для відмови у видачі рішення з оцінки впливу на довкілля, критеріїв та порядку визначення довірливих умов у такому рішенні, бо його відсутність може призвести до збільшення корупційних чинників під час прийняття рішень про провадження господарської діяльності;
- чітке окреслення ролі територіальних громад в процедурі проведення оцінки впливу та виведення територіальних природоохоронних відділів з підпорядкування обласних державних адміністрацій;
- введення прозорості процедури щодо призначення членів експертних комісій, визначення їх прав, обов'язків та відповідальності;
- терміновий перегляд та осучаснення індикаторів стану довкілля, методологій їх розрахунків, класифікацій, норм, лімітів, та інших вимог обмежувального характеру та приведення їх до європейських норм.

В світлі окресленого, НЕЦУ виступає з ініціативою оптимізації процесу запровадження оцінки впливу на довкілля в Україні з метою забезпечення її повноцінного функціонування.

Наступним кроком Національного екологічного центру України є підготовка Стратегічного бачення (White Paper) впровадження оцінки впливу на довкілля, в якому будуть проаналізовані як вирішені питання, так і нові ризики, що виникли у зв'язку із введенням нового закону (SWOT-аналіз). Результатом такого аналізу має бути систематизований план дій для дієвого впровадження оцінки впливу на довкілля на європейських засадах.

Література

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.: Держкомістобудування України, 2004. - 25 с.

2 Про екологічну експертизу [Електронний ресурс]: Закон України від 09.02.1995 року № 45/95-ВР / Верховна Рада України. – Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/45/95-%D0%B2%D1%80>.

3 Про оцінку впливу на довкілля [Електронний ресурс]: Закон України від 23.05.2017 року №2059-VIII / Верховна Рада України. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2059-19>.

4 Про регулювання містобудівної діяльності [Електронний ресурс]: Закон України від 17.02.2011 року № 3038-VI / Верховна Рада України. – Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3038-17>.

5 Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32011L0092>.

6 Directive 2014/52/EU of the European Parliament and of the Council of 16 April 2014 amending Directive 2011/92/EU on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32014L0052>.

7 Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on Screening [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA_guidance_Screening_final.pdf.

8 Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on Scoping [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA_guidance_Scoping_final.pdf.

9 Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on the preparation of the Environmental Impact Assessment Report [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA_guidance_EIA_report_final.pdf.

10 Commission guidance document on streamlining environmental assessments conducted under Article 2(3) of the EIA Directive [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:C:2016:273:TOC>.

11 Streamlining environmental assessment procedures for energy infrastructure Projects of Common Interest (PCIs) [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/PCI_guidance.pdf.

12 Guidance on the Application of the Environmental Impact Assessment Procedure for Large-scale Transboundary Projects [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/Transboundary%20EIA%20Guide.pdf>.

13 Guidance on Integrating Climate Change and Biodiversity into Environmental Impact Assessment [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA%20Guidance.pdf>.

14 Interpretation of definitions of project categories of annex I and II of the EIA Directive [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/cover_2015_en.pdf.

15 Interpretation of definitions of certain project categories of annex I and II of the EIA Directive [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/pdf/interpretation_eia.pdf.

16 Interpretation suggested by the Commission as regards the application of the EIA Directive to ancillary/associated works [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/Note%20-%20Interpretation%20of%20Directive%2085-337-EEC.pdf>.

17 Application of the EIA Directive to projects related to the exploration and exploitation of unconventional hydrocarbon [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/Annexe%202.pdf.pdf>.

18 Application of EIA Directive to the rehabilitation of landfills [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/eia_landfills.pdf.

19 Clarification of the application of Article 2(3) of the EIA Directive [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/eia_art2_3.pdf.

20 EIA – Guidance on Screening – 2001 [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/g-screening-full-text.pdf>.

21 Screening checklist [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/screening_checklist.pdf.

22 EIA – Guidance on Scoping – 2001 [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/g-scoping-full-text.pdf>.

23 Scoping checklist [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/scoping_checklist.pdf.

24 EIA Review Check List – 2001 [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/g-review-full-text.pdf>.

25 Guidelines on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact interactions [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-studies-and-reports/pdf/guidel.pdf>.

26 Communication from the Commission – Trans-European networks : Towards an integrated approach [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=ELEX:52007DC0135>.

27 Commission staff working document – Accompanying document to the Communication from the Commission Trans-European Networks : Toward and integrated approach [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52007SC0374>.

Надійшла до редакції 25 грудня 2018 р.

**V. V. Sharavara, O. A. Bondarenko,
O. H. Tarasova, R. B. Gavriluk,
D. V. Hulevets, S. A. Savchenko**

National Ecological Center of Ukraine, Kyiv

IMPLEMENTATION OF ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT IN UKRAINE: RISKS ANALYSIS AND PERSPECTIVES (PUBLIC VISION)

The National Ecological Center of Ukraine examined the effectiveness of the implementation of the Law of Ukraine “On Environmental Impact Assessment” (dated May 23, 2017 No. 2059-VII) and the by-laws adopted for its implementation. Based on the study, some shortcomings of the Law were named and discussed as well as ways for their elimination were established. It was shown that a number of articles of the Law should be clarified, and the title of the Law needs compliance with its scope, terminology, and the lists of activities subject to impact assessment. There is also a need to clarify the division of powers and to adopt regulations on organizational support for conducting an environmental impact assessment and public discussion. There is an urgent need to further refine and harmonize the regulatory and methodological framework of the Law with European environmental legislation, in particular, environmental quality standards and relevant methodologies for their definition. Since no provisions have so far been adopted on expert commissions for environmental impact assessment, and the territorial environmental protection authorities are still subject to regional administrations, there is a real threat that the latter can exert pressure to get a customized conclusion. It was noted that there is no relevant procedure for selecting experts of professional and qualitative environmental impact assessment; there is also no mechanism for adding the public to the formation of the register and selection of experts, and financial issues are not fully resolved either. It was highlighted: the main directions for improving environmental impact assessment and organizing the Law revision. Several other urgencies were indicated: to accelerate the modernization of state building norms and other regulations; to withdraw territorial environmental protection departments from the subordination of regional state administrations; to provide a transparent procedure for the appointment of members to the expert commissions, to urgently review environmental indicators, classifications, norms, limits and other restrictive requirements and harmonize them to European standards.

Key words: planned activities, environmental impact assessment, public discussion.

References

- 1 DBN A.2.2-1-2003 «Sklad i zmist materialiv ocinki vpliviv na navkolishne seredovishche (OVNS) pri proektuvanni i budivnictvi pidpriemstv, budinkiv i sporud» K. : Derzhkommistobuduvannya Ukraïni, 2004. 25 s.
- 2 Pro ekologichnu ekspertizu [Elektronnij resurs] : Zakon Ukraïni vid 09.02.1995 roku № 45/95-VR / Verhovna Rada Ukraïni. – Rezhim dostupu: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/45/95-%D0%B2%D1%80>.
- 3 Pro ocinku vplivu na dovkillia [Elektronnij resurs] : Zakon Ukraïni vid 23.05.2017 roku №2059-VIII / Verhovna Rada Ukraïni. – Rezhim dostupu: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2059-19>.
- 4 Pro reguluvannya mistobudivnoï diyal'nosti [Elektronnij resurs] : Zakon Ukraïni vid 17.02.2011 roku № 3038-VI / Verhovna Rada Ukraïni. – Rezhim dostupu: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3038-17>.

5 Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32011L0092>.

6 Directive 2014/52/EU of the European Parliament and of the Council of 16 April 2014 amending Directive 2011/92/EU on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32014L0052>.

7 Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on Screening [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA_guidance_Screening_final.pdf.

8 Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on Scoping [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA_guidance_Scoping_final.pdf.

9 Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on the preparation of the Environmental Impact Assessment Report [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA_guidance_EIA_report_final.pdf.

10 Commission guidance document on streamlining environmental assessments conducted under Article 2(3) of the EIA Directive [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:C:2016:273:TOC>.

11 Streamlining environmental assessment procedures for energy infrastructure Projects of Common Interest (PCIs) [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/PCI_guidance.pdf.

12 Guidance on the Application of the Environmental Impact Assessment Procedure for Large-scale Transboundary Projects [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/Transboundry%20EIA%20Guide.pdf>.

13 Guidance on Integrating Climate Change and Biodiversity into Environmental Impact Assessment [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA%20Guidance.pdf>.

14 Interpretation of definitions of project categories of annex I and II of the EIA Directive [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/cover_2015_en.pdf.

15 Interpretation of definitions of certain project categories of annex I and II of the EIA Directive [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/pdf/interpretation_eia.pdf.

16 Interpretation suggested by the Commission as regards the application of the EIA Directive to ancillary/associated works [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/Note%20-%20Interpretation%20of%20Directive%2085-337-EEC.pdf>.

17 Application of the EIA Directive to projects related to the exploration and exploitation of unconventional hydrocarbon [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/Annexe%202.pdf>.

18 Application of EIA Directive to the rehabilitation of landfills [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/eia_landfills.pdf.

19 Clarification of the application of Article 2(3) of the EIA Directive [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/eia_art2_3.pdf.

20 EIA – Guidance on Screening – 2001 [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/g-screening-full-text.pdf>.

21 Screening checklist [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/screening_checklist.pdf.

22 EIA – Guidance on Scoping – 2001 [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/g-scoping-full-text.pdf>.

23 Scoping checklist [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/scoping_checklist.pdf.

24 EIA Review Check List – 2001 [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-guidelines/g-review-full-text.pdf>.

25 Guidelines on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact interactions [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-studies-and-reports/pdf/guidel.pdf>.

26 Communication from the Commission – Trans-European networks : Towards an integrated approach [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=ELEX:52007DC0135>.

27 Commission staff working document – Accompanying document to the Communication from the Commission Trans-European Networks : Toward and integrated approach [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52007SC0374>.

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ, МОДЕЛЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ

УДК (504,064.3: 528,8): 553.99] (47)

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-107-117

Г. Я. Красовський¹, В. О. Шумейко²,

Т. О. Клочко¹, Н. І. Семенцова¹

¹Національний аерокосмічний
університет імені М. Є. Жуковського «ХАІ»,

²Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України, м. Київ

ІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ МОНІТОРИНГУ ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ ВИДОБУТКУ БУРШТИНУ В УКРАЇНІ

Серед екологічних наслідків нелегального видобутку бурштину фахівці виділяють деградацію зональних ґрунтів та підстильних материнських порід, знищення родючого гумусово-елювіального горизонту ґрунтів підзолистого типу, кореневих систем дерев, заболочення території, зміну рівня ґрунтових вод, знищення лісових ресурсів, зміну міграційних процесів фауни регіону. Найбільш гостро еколого-економічні проблеми обумовлені самовільним видобутком бурштину в Рівненській, Волинській та Житомирській областях, де незаконний видобуток бурштину здійснюється кар'єрним і гідромеханічним способом.

Основними завданнями викладеними у статті є: аналіз місць та умов добування бурштину, визначення впливу на компоненти довкілля, розпізнавання об'єктів використання природних ресурсів методами дистанційного зондування Землі.

Стаття присвячена розробці сучасної інформаційної технології ідентифікації місць та наслідків видобутку бурштину в західних районах Полісся, що ґрунтується на методах космічного моніторингу довкілля та інструментарію геоінформаційних систем. Розглянуті технології видобутку та характер проявів його екологічних впливів. Екологічна оцінка впливу на довкілля видобутку бурштину неможлива без визначення можливих ризиків діяльності, ідентифікації місць розташування та масштабів порушень компонентів довкілля. Через місцеві особливості організації видобутку бурштину топогеодезичні параметри проявів цих наслідків достатньо складно фіксувати, що ускладнює планування заходів з попередження і ліквідації. Методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) з космосу і геоінформаційних систем (ГІС) дозволяють з високою точністю, достовірністю і оперативністю визначати ці параметри, що забезпечать можливість реалізації ефективного моніторингу деградації складових довкілля.

Ключові слова: бурштин, видобуток, екологічні наслідки, рекультивація, космічні знімки.

Постановка проблеми. Бурштин – це корисна копалина, виробне напівдорогоцінне каміння, що утворилося внаслідок кристалізації (фосилізації) впродовж декількох мільйонів років смоли древніх хвойних дерев без доступу кисню. Основним напрямом використання бурштину є ювелірна галузь. З нього виготовляються різноманітні ювелірні й декоративні вироби, а низькоякісні різновиди та рештки від обробки застосовуються в інших галузях промисловості (хімічна, парфумерна, фармацевтична, лакофарбова). Утворення розсіпів бурштину залежить від трьох чинників: 1) тривалого існування хвойних лісів на підвищеному суходолі з розгалуженою річковою системою; 2) сприятливих кліматичних умов; 3) морського басейну, в осадах якого акумулювався бурштин [3]. Такі природні умови обумовили наявність на території України бурштинових родовищ, які розробляються легальним та нелегальним способом. Офіційно українські підприємства щорічно видобувають усього близько 4 тон, що становить приблизно 5% від реального обсягу видобування бурштину в Україні. Внаслідок цього державному бюджету щорічно спричиняється збиток на сотні мільйонів гривень [1]. Масштаби проблеми настільки гнітючі, що майже неможливим є розрахунок нанесеної шкоди довкіллю та державі – лише за

офіційними даними близько 600 га землі порушено внаслідок незаконної діяльності з видобутку бурштину.

Для того, щоб відокремлювати й ділити бурштиноносні ділянки, геологам потрібно найближчим часом довивчити й переоцінити бурштиноносність Житомирської, Волинської та Рівненської областей і ранжувати об'єкти за їх перспективністю з урахуванням масштабів старательського видобутку. На підставі цих робіт фахівцям екологам необхідно ідентифікувати нові та наявні ділянки, що зазнають негативного впливу, оцінити їх стан та підготувати рекомендації щодо захисту довкілля.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Україна є європейським лідером за запасами бурштину. Технології видобутку бурштину детально висвітлені в роботі [1]. Сутності добування бурштину та методам сприяння покращенню екологічних наслідків присвячено багато публікацій наукового і соціально-економічного спрямування. Однак, як вказується у [2, 3], через відсутність контролю з боку держави геолого-розвідувальні роботи покладів бурштину не ведуться, а територію, де є ймовірні запаси цього мінералу, хаотично переривають нелегальні копачі. Значна частина тих, хто займається видобутком бурштину, погоджується: легалізація потрібна, аби впорядкувати видобуток бурштину та відновити після нього природу Полісся, стабілізувати соціальну напруженість [4, 5]. Серед екологічних наслідків нелегального видобутку бурштину фахівці виділяють деградацію зональних ґрунтів та підстильних материнських порід, знищення родючого гумусово-елювіального горизонту ґрунтів підзолистого типу, кореневих систем дерев, заболочення території, зміну рівня ґрунтових вод та наголошують на складності рекультивації порушених земель [6]. В більшості наукових праць, присвячених цій тематиці, не висвітлюються системні питання сталого розвитку відповідних територій, отримання стратегічних еколого-економічних оцінок, як зроблено у роботах [7, 8].

Постановка завдання. Екологічна оцінка впливу видобутку бурштину на довкілля неможлива без визначення можливих ризиків діяльності, ідентифікації місць розташування та масштабів порушень компонентів довкілля. З огляду на складність завдань доцільно застосувати матеріали дистанційного зондування Землі, що і є предметом досліджень даної статті. Основними завданнями роботи є: аналіз місць та умов добування бурштину, визначення впливу на компоненти довкілля, розпізнавання об'єктів використання природних ресурсів методами дистанційного зондування Землі.

Виклад основного матеріалу. Найперспективнішим регіоном України щодо бурштиноносності є південний і північно-західний схил Українського щита (УЩ) – зона зчленування кристалічних утворень УЩ й осадово-вулканогенних порід Прип'ятського прогину та Волино-Подільської плити. Адміністративно сюди входять північна й північно-західна частини Житомирської та Рівненської областей, а також північно-східна частина Волинської області [9]. Державним балансом запасів корисних копалин України враховуються запаси 10 родовищ бурштину. Рівненська область: Клесівське, Вільне, Володимирець-Східний, родовище «Золоте», західна частина ділянки Каноничі та родовище «Томашгород». Волинська область: Маневицька – 1, Маневицька – 2, Камінь-Каширська – 2 [10]. Найбільшим родовищем бурштину в Україні є Клесівське, виявлене у 1980 р. на території Рівненської області. Родовище пов'язане з північно-західним схилом Українського кристалічного щита і знаходиться на Клесівській слабохвилястій рівнині, що розташована на межі Рівненської і Житомирської областей. У геологічній будові цієї рівнини беруть участь осадові породи палеогенового і антропогенового віку загальною потужністю до 20 м, що залягають на розмитій поверхні кристалічного фундаменту. Промислові поклади містяться у палеогенових піщано-глинистих глауконітових відкладах. Шари з промисловою концентрацією бурштину залягають на глибині 3–10 м, а їхня потужність становить 0,5–5 м [11]. Бурштинові родовища України, що приурочені до Прип'ятського, Дніпровського й Дністровського басейнів, мають складну геологічну будову, змінну концентрацію бурштину в продуктивній товщі, істотні коливання якісних характеристик мінералу [12].

Для поняття масштабу та специфіки впливу на довкілля розглянемо технології добування бурштину [1].

1) Механічний спосіб – розробка масиву ґрунту у відкритому кар'єрі або під землею, з використання екскаваторів та самоскидів, які перевозять продуктивну породу до промивального цеху (установки). Проте такий спосіб видобування був визнаний економічно не вигідним із-за низької рентабельності: великі експлуатаційні та економічні затрати, винос породи на поверхню і негативний екологічний вплив на навколишнє середовище.

2) Гідравлічний спосіб – розмивання продуктивного шару ґрунту струменями високого тиску та виносу бурштину на поверхню родовища гідравлічними потоками.

З 2008 року на території Житомирської та Рівненської областей підприємством «Бурштин України» використовувалася розробка родовищ бурштину шнеково-гідравлічним методом. Способи підйому бурштину на поверхню – свердловинні. Діаметр буріння за спеціальною сіткою – 80 см. Найбільша глибина викриття родовища – 15 м. На породу справляють дію гідравлічним тиском і виносять її на поверхню в вигляді водяної пульпи. Потім пульпа потрапляє в спеціальну установку, де її розділяють і додатково промивають. Промивна вода, в свою чергу, повертається до відстійника, де повторно очищується і знову використовується. В Україні ведеться державний видобуток бурштину, але поряд із ним – незаконний видобуток, який знижує рентабельність державного, що призводить до того, що частка видобутого державою бурштину зменшується (внаслідок чого в 2009 році видобуток бурштину підприємством «Бурштин України» зупинився).

Незаконний видобуток бурштину здійснюється кар'єрним і гідромеханічним способом.

1. Кар'єрний спосіб видобутку бурштину (рис. 1). Відрізняється від офіційного добування зменшеним розміром кар'єрів, оскільки добування ведеться переважно вручну, але на відміну від легального добування не передбачає жодного дотримання норм охорони праці, заходів з охорони водного басейну та інших екологічних заходів.



Рис. 1. Кар'єрний спосіб видобутку бурштину

2. Гідромеханічний спосіб видобутку полягає в розмиванні водою під великим тиском ґрунту до 6–10 метрів у глибину. Мотопомпами (рис. 2) воду з найближчої водойми під високим тиском закачують у ґрунт і створюють так звані «свердловини» глибиною не більше десяти метрів, оскільки бурштин легший за воду, він спливає на поверхню та виловлюється сітками. Коли вимив доходить до глини, яка залягає під покладами бурштину, розробку залишають.



Рис. 2. Гідромеханічний спосіб видобутку бурштину

Вплив незаконного видобутку бурштину на навколишнє середовище:

- засмічення земельної ділянки відходами, внаслідок постійного перебування великої кількості людей величезні площі витоптані, засмічені побутовим сміттям (рис. 2);
- забруднення атмосферного повітря внаслідок спалювання паливно-мастильних матеріалів, викиди в атмосферу сполук CO_2 , CO , SO_2^- , NO_2^- (рис.3а).
- порушення гідрологічного режиму при використанні води для мотопомп старателі проривають канали, змінюють русло річок, що призводить до їх осушення і зникнення (рис.3б).



а)



б)

Рис. 3. а) Забруднення атмосферного повітря у місцях незаконного видобутку бурштину; б) Канал у місцях незаконного видобутку бурштину

- знищення трав'яного та чагарникового ярусів лісу, механічне пошкодження кореневої системи дерев; за нестачі ґрунту та через пошкодження коренева система не здатна втримувати стовбур у вертикальному положенні і дерева нахилиються або взагалі падають під власною вагою; величезна кількість шурфових ям різко зменшує площу для розвитку насіння, а отже, і молодого лісу. На величезних площах ліс повністю знищений. Десятки гектарів спалені та перекопані (рис. 4а).

Луки – основна площа луків замивається неродючим ґрунтом, інша ж знаходиться у вигляді воронок свердловин гідророзмиву. Знищення трав'яного покриву і родючого шару ґрунту, втрата гумусу, макро- та мікроелементів (рис.4б).



а)



б)

Рис. 4. а) Знищений ліс у місцях незаконного видобутку бурштину; б) Вплив незаконного видобутку бурштину на луки

Землі сільськогосподарського призначення – змивання гумусового родючого шару ґрунту, порушення структури ґрунтового покриву – поява воронки глибиною 3-8 м (рис. 5).

Незаконний видобуток на посівних площах і пасовищах завдає прямої шкоди й непоправних втрат сільському господарству (рис. 6).

Крім безпосередньої шкоди, яка завдається екосистемам лісів, боліт і суходолів, мотопомповий видобуток бурштину повністю знищує приповерхневі (до 4–10 і більше метрів) продуктивні бурштиноносні горизонти.

Території, де відбувається несанкціонований видобуток, закріплено за офіційними природокористувачами (лісгосподарські підприємства), надрокористувачами (підприємства з видобутку та переробки корисних копалин), землекористувачами (сільськогосподарські підприємства), які згідно з природоохоронним і земельним законодавством відповідають за використання цих земель за призначенням, або ж знаходяться на землях запасу сільських та селищних рад, до компетенції яких, відповідно до п. 4 статті 10 Кодексу України про надра, входить здійснення на їх території контролю за використанням та охороною надр.



Рис. 5. Вплив незаконного видобутку бурштину на землі сільськогосподарського призначення

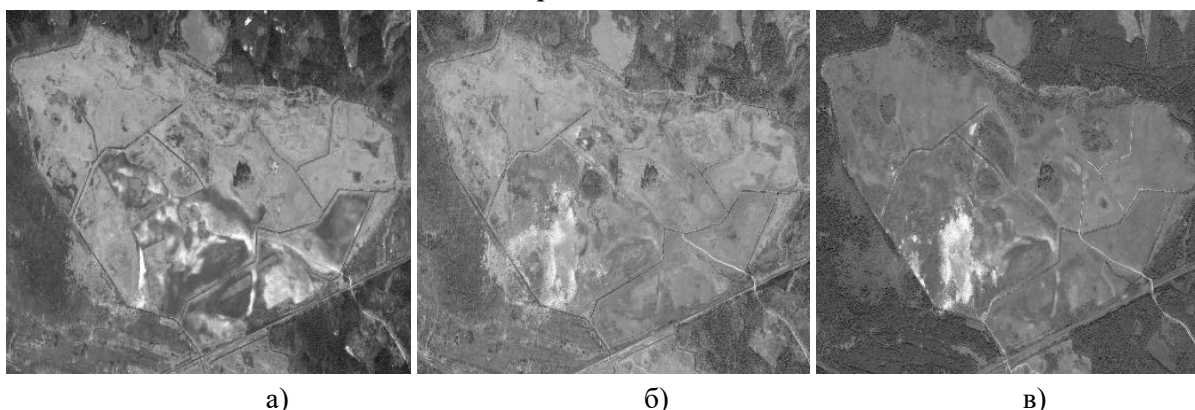


Рис. 6. Динаміка спотворення земель сільськогосподарського призначення внаслідок незаконного видобутку бурштину – космічні знімки від 19.03.2012 р. (а), 08.08.2013 р. (б), 28.03.2014 р. (в).

Інформаційна підтримка рішень з питань дотримання вимог нормативно-правового регулювання видобутку бурштину повинна базуватись на достовірних, точних і своєчасних первинних геодезичних даних про локалізацію пунктів нелегального кар'єрного і гідромеханічного способів видобутку, характер і масштаби їх наслідків в навколишньому природному середовищі. Сучасну концепцію отримання цих даних доцільно базувати на ДЗЗ/ГІС технологіях. Можливості застосування космічних даних при моніторингу територій на регіональному та локальному рівні узагальнено у роботах [13, 14].

Розпізнавання об'єктів використання природних ресурсів методами дистанційного зондування Землі (ДЗЗ).

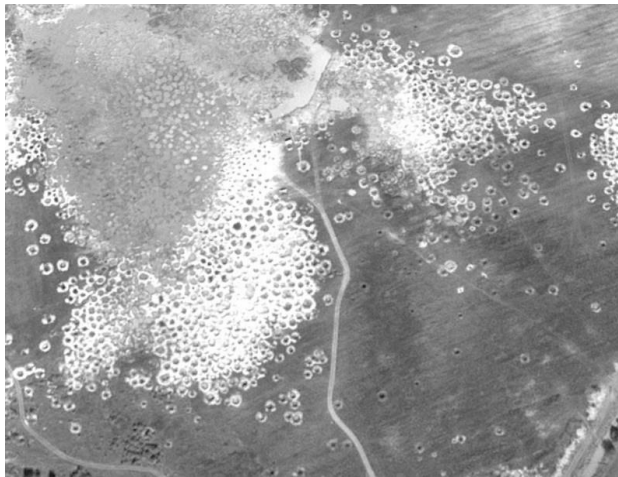
Методи ДЗЗ базуються на аналізі космічних знімків поверхні Землі отриманих у різних діапазонах електромагнітних хвиль. Методика космічного моніторингу територій видобутку бурштину полягає у реалізації наступних етапів:

- вибір даних ДЗЗ (розрізнення – детальність карт, спектральні характеристики – вибір найбільшої відмінності);
- класифікація зображень поверхні Землі;

- різночасове порівняння космічних знімків;
- побудова тематичних карт негативних наслідків видобутку бурштину.

Основні дешифрувальні ознаки місць незаконного видобутку бурштину на космічних знімках – текстурні та яскравісні.

Текстурні дешифрувальні ознаки: воронкова структура поверхні (рис. 7а); зрідження дерев в лісових масивах (рис. 7б). Для ілюстрацій використано космічні знімки ресурсу DigitalGlobe, Google.



а)



б).

Рис. 7. а) Вигляд на космічному знімку воронкової структури підстильної поверхні у місцях незаконного видобутку бурштину; б) Вигляд на космічному знімку зрідження дерев в лісових масивах у місцях незаконного видобутку бурштину

Яскравісні дешифрувальні ознаки: збільшення коефіцієнту спектральної яскравості за рахунок підвищення вологості при виході підземних вод на поверхню Землі та видалення ґрунтово-рослинного покриву (рис. 8, 9).



Рис. 8. Території розробки бурштину на космічному знімку, комбінація каналів ІЧ-діапазону

Інформаційні ресурси системи космічного моніторингу видобутку бурштину.

Практична реалізація концепції космічного моніторингу видобутку бурштину потребує наявності таких інформаційних ресурсів:

- фонду космічних знімків оптичного та інфрачервоного (ІЧ) діапазонів.
- векторних та растрових електронних топографічних карт масштабного ряду до 1:100 000.
- картографічного програмного забезпечення типу ArcGIS ESRI.

Послідовно розглянемо вимоги до них.

Фонд космічних знімків формується, виходячи з вимог до параметрів їх оперативності та інформативності. Аналіз сучасного міжнародного ринку послуг у сфері забезпечення користувачів космічними знімками, а також їх інформативності стосовно можливості ідентифікації

просторового розподілу антропогенного впливу в межах визначених територій, дає підстави дійти висновку, що цей фонд доцільно формувати зі знімків, отриманих в умовах безхмарного неба.

Пошук і замовлення необхідних космічних знімків можна здійснювати засобами Інтернет. За останні роки в мережі Інтернет створено технології накопичення, систематизації матеріалів космічних зйомок Землі та забезпечення користувачів, зацікавлених в їх практичному застосуванні. Існують каталоги, з яких можна безоплатно отримати інформацію про наявність знімків певного типу даної території, оцінити їх якість за зменшеним переглядовим зображенням (quicklook). Недоліком таких джерел отримання інформації є відсутність необхідної періодичності зйомки.



Рис. 9. Збільшення коефіцієнту спектральної яскравості за рахунок видалення ґрунтово-рослинного покриття території розробки родовища бурштину “Клесівське” на космічному знімку у видимому діапазоні

Дорогі комерційні знімки характеризуються насамперед високою роздільністю (Ikonos та ін.). За відносно низької ціни за 1 км² (від 20–30 дол. США) мінімальна сума замовлення становить кілька тисяч доларів США. Каталог знімків із супутника Ikonos і деяких інших знаходиться за адресою: <http://www.spaceimaging.com>.

Цікаві й інші безоплатні дані, що необхідні для вивчення ситуації: цифрова модель рельєфу GTOPO30: <http://edcwww.cr.usgs.gov/landdaac/gtopo30/gtopo30.html>; кадастрова карта України, сайт Мінекології. Для відображення ситуації застосовують електронні топографічні карти України, у векторній і растровій формах.

Методичні засади дешифрування на космічних знімках стану компонентів довкілля. При дешифруванні за космічними знімками техногенного спотворення земель найдоцільнішим є використання ознак, пов'язаних з варіаціями альbedo. Серед багатьох чинників, які впливають на них, домінує наявність та стан ґрунтово-рослинного покриття (ГРП). Картографування ареалів, в яких змінений фоновий рівень, зручно виконувати з залученням засобів програмного комплексу ERDAS IMAGINE від Leica Geosystems GIS & Mapping. Оцінка класифікації включає такі методи: класифікація верхнього шару, визначення порога, перекодування класів, оцінка точності.

При класифікації верхнього шару вирівнюються первинні дані зображення з індивідуальними класами тематичного растрового шару, що був створений на етапі виконання неконтрольованої класифікації. Процес допомагає ідентифікувати класи в тематичному растровому шарі. Використання цього процесу можливо для оцінки класів тематичного шару, що був зроблений на етапі контрольованої класифікації. Приклад застосування цього методу ілюструє рис. 10.

При дешифруванні стану ґрунтово-рослинного покриття наведені засоби ERDAS IMAGINE зазвичай застосовують для визначення контурів об'єктів, що маскують його, – лісів та урбанізованих територій. Оконтурювання ареалів з аномальними значеннями альbedo покриття може ґрунтуватися на двох підходах. Перший із них забезпечує реалізацію таких етапів:

- формування додаткової структурної дешифрувальної ознаки;
- побудова двовимірної гістограми у просторі яскравість – структурна ознака;
- побудова розпізнавального правила.

Ознаки детально описані в монографії [15]. Зауважимо, що текстурні ознаки досить громіздкі. Тому зручніше використовувати градієнт. За наявності багатозонального знімка оптичної і ІЧ-зони спектра, можна обійтися без додаткової структурної ознаки, а побудувати двовимірну гістограму у просторі X_1 – X_2 , де X_1 , X_2 – яскравість відповідно в оптичному та ІЧ-діапазоні.

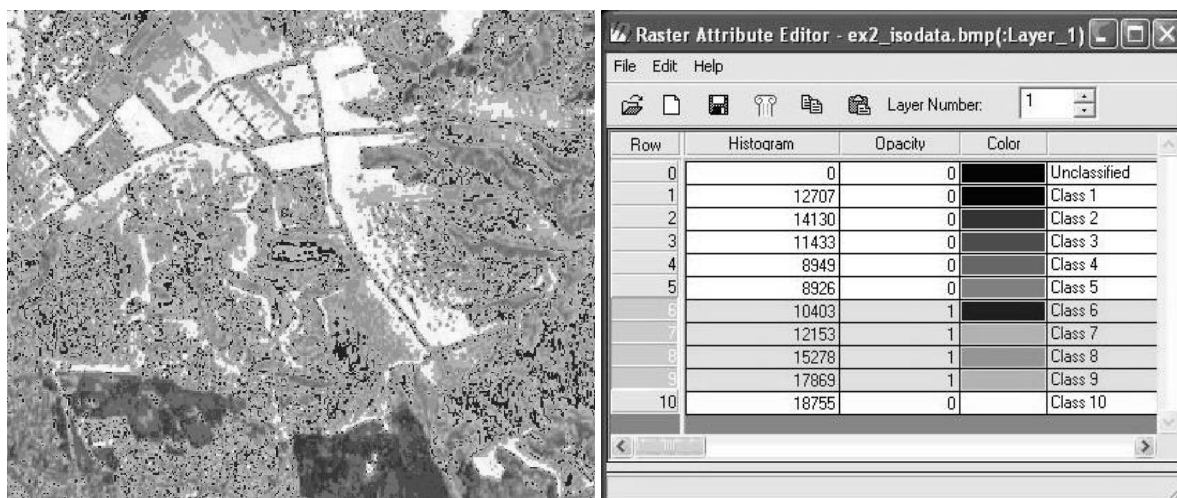


Рис. 10. Класифікація виділених ділянок верхнього шару ґрунту

Другий підхід полягає в реалізації алгоритмів розпізнавання, які дають змогу віднести кожен елемент зображення на космічних знімках S_p землі без ГРП до одного з апріорно введених класів аналізом: відхилення зонального альбеда елемента зображення від фонового; текстури зображення; форм обмежувальних контурів. Такі алгоритми реалізовані в спеціалізованій програмі обробки космічних зображень IMPROC [16].

Наведена концепція аналізу космічних даних дозволяє оперативно і з високою ймовірністю виявляти ділянки нелегального видобутку бурштину, як для застосування запобіжних дій, так і для оцінки економічних та екологічних збитків, завданих природному середовищу.

Висновки. Найбільш гостро еколого-економічні проблеми обумовлені самовільним видобутком бурштину притаманні Рівненській, Волинській та Житомирській областям. Самовільне видобування бурштину завдає шкоди довкіллю, спричинює порушення структури рельєфу, екологічного стану ґрунтів та гідрологічного режиму, знищує лісові ресурси, обумовлює зміни міграційних процесів фауни регіону.

Для вирішення проблем, пов'язаних з нелегальним видобутком, потрібно встановити контроль за бурштиновим промислом, за рахунок штрафних санкцій проводити рекультивацію порушених земель, та здійснювати раціональну політику в галузі видобутку бурштину. Завчасна ідентифікація об'єктів, притаманних їм ймовірних негативних впливів, забезпечує інформаційну підтримку розробки і впровадження:

- заходів з прогнозування можливих екологічних і соціально-економічних наслідків кожної з ймовірних для досліджуваного об'єкта ситуацій;
- заходів щодо запобігання виникненню кожної з ситуацій та/або мінімізації і ліквідації їх негативних наслідків.

Ефективну технологію інформаційного забезпечення управління екологічними наслідками видобутку бурштину доцільно базувати на методах ДЗЗ та інструментарію ГІС. Перспективи досліджень – розробка системи моніторингу кризових територій за допомогою дистанційних даних, визначення обсягів рекультивації ґрунтів, відновлення екосистем.

Література

- 1 Корнієнко В. Я. Сучасні технології видобутку бурштину з родовищ / В. Я. Корнієнко // Вісник НУВГП. Технічні науки : зб. наук. праць. – Рівне : НУВГП, 2014. – Вип. 1(65). – С. 462-470.
- 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 – Рівне, 2015. – С. 4–5.

3 Потіха А. Проблема видобутку бурштину: сучасний стан та перспективи вирішення [Електронний ресурс]. – Режим доступу до ресурсу: http://www.nbuviap.gov.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=2065:problema-vidobutku-burshtinu&catid=8&Itemid=350

4 Коломієць С. Обсяг незаконного видобутку бурштину сягає 300 тонн на рік. Міністерство екології та природних ресурсів. [Електронний ресурс]. – Режим доступу до ресурсу: <https://menr.gov.ua/news/29977.html>

5 Баранова В. О. Актуальні проблеми законотворчості у сфері легалізації видобутку бурштину / В. О. Баранова // Проблеми легалізації видобутку бурштину місцевими жителями : Збірник матеріалів Всеукраїнської науково-практичної конференції, м. Київ, 11 вересня 2015 р. / Ред. кол. В. В. Галунько, І. В. Гиренко, О. Ю. Дрозд, С. О. Короед та ін. – К.: «МП Леся», 2015. С. – 136.

6 Бурштинова лихоманка загрожує Україні екологічною катастрофою [Електронний ресурс]. – Режим доступу до ресурсу: <http://www.dw.com/uk/a-19077234>. – 2016. – 26.02;

7 Рудько Г. І., Адаменко О.М., Міщенко Л.В. Стратегічна екологічна оцінка та прогноз стану довкілля Західного регіону України: у 2 т. / За ред.Г.І. Рудька, О.М.Адаменка. – Київ-Чернівці : Букрек, 2017, – Т 1. – 472 с.

8 Рудько Г. І., Адаменко О.М., Міщенко Л.В. Стратегічна екологічна оцінка та прогноз стану довкілля Західного регіону України: у 2 т. / За ред.Г.І. Рудька, О.М.Адаменка. – Київ-Чернівці : Букрек, 2017, – Т 2. – 584 с.

9 Беліченко, О. П. Родовища та прояви каменесамоцвітної сировини Північно-західної України як об'єкти геотуризму / О. П. Беліченко, Ю. І. Ладжун // Матеріали міжнар. наук.-практ. конф. «Геологічні пам'ятки – яскраві свідчення еволюції Землі» (м . Кам'янець-Подільський, 16–20 травня 2011 р). – К. : Логос, 2011. – С. 16–18.

10 Надання спецдозволів // ДНВП “Геоінформ України [Електронний ресурс]. – Режим доступу до ресурсу: <http://geoinf.kiev.ua/nadannya-spetsdozvoliv/>

11 Рудько Г. І. Родовища бурштину України та перспективи їх освоєння/ Збірник «Мінеральні ресурси України, 2017» // ДНВП “Геоінформ України”, 2017. – С. 265 – 267.

12 Ковалевич Л. А., Оляницька О. М. Геолого-промислові типи родовищ бурштину та їх розподіл за складністю геологічної будови//Вісник ЖДТУ . – № 3 (38). – 2006. – С. 167–171

13 Філіпович В. Є. Супутниковий моніторинг територій незаконного видобутку бурштину / В. Є. Філіпович // Український журнал дистанційного зондування Землі. – 2015. – № 6. – С. 4-7. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ukjdz_2015_6_3.

14 Гнатушенко В. В. Супутниковий моніторинг наслідків незаконного видобутку бурштину в Україні бурштину / В. В. Гнатушенко, Д. К. Мозговий, В. В. Васильєв, О. О. Кавац // Науковий вісник НГУ. – 2017. – № 2. – С. 99-105.

15 Довгий С.О., Красовський Г.Я., Радчук В.В. та ін. Геомоделі в завданнях еколого-економічних оцінок земель. / За ред С.О.Довгого. – К.: ТОВ «Видавництво Юстон», 2018, – 256 с.

16 Довгий С.О. Сучасні інформаційні технології екологічного моніторингу Чорного моря / С.О. Довгий, Г.Я. Красовський, В.В. Радчук та ін. Під ред.С.О. Довгого. – К.: Інформаційні технології, 2010. – 260 с.

Надійшла до редакції 15 червня 2018 р.

**Н. Ya. Krasovskyi¹, V. O.Shumeiko²,
T. O. Klochko¹, N. I. Sementsova¹**

¹National Aerospace University named
after M. E. Zhukovskiy “KhAI”,

² Institute of Telecommunications and Global
Information Space of the NAS of Ukraine, Kyiv

INFORMATION TECHNOLOGIES FOR MONITORING THE ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF AMBER PRODUCTION IN UKRAINE

Among the environmental consequences of the illegal production of amber, the experts single out the degradation of zonal soils and underlying bed rocks, destruction of fertile humus and eluvial horizons

of podzolic soils, root systems of trees, swamp formation, change in groundwater levels, destruction of forest resources, and change in the migration processes of the region's fauna. The most serious ecological and economic problems are caused by the unauthorized production of amber in Rivne, Volyn and Zhytomyr oblasts, where the illegal production of amber is carried out by open-pit and hydromechanical methods.

The main tasks set forth in the article are: to analyze the places and conditions of amber production, to define its influence on the environment components, to identify the objects of natural resources use by means of Earth remote sensing methods.

The article deals with the development of modern information technology for identifying the places and consequences of amber production in the western regions of Polissia based on the methods of satellite environmental monitoring and tools of geoinformation systems. The production technologies and the manifestation of their ecological impacts are described. The environmental impact assessment of amber production is not possible without defining the potential operational risks, identifying the locations and extent of environmental damage. Due to local peculiarities of amber production management, it is rather difficult to fix the topographic and geodetic parameters of the manifestations of these effects, which complicates the planning of prevention and elimination measures. The methods of Earth remote sensing (ERS) from space and geoinformation systems (GIS) can define these parameters with high accuracy, reliability and efficiency, which will enable the efficient monitoring of the environmental components degradation.

Key words: amber, production, environmental consequences, reclamation, space images.

References

- 1 Kornienko V. Ya. Suchasni tekhnologii vidobutku burshtinu z rodovishch / V. Ya. Kornienko // Visnik NUVGP. Tekhnichni nauki : zb. nauk. prac'. – Rivne : NUVGP, 2014. – Vip. 1(65). – S. 462-470.
- 2 Timochko, T. V. Ekologichni naslidki vidobuvannya burshtinu ta shlyahi ihn'ogo podolannya / T. V. Timochko // Informacijni materiali do zasidannya kruglogo stolu «Rekul'tivaciya teritorij, porushenih vnaslidok vidobuvannya burshtinu» 4 veresnya 2015 roku m. Rivne. Vseukraïns'ka ekologichna liga, m. Rivne – Rivne, 2015. – S. 4-5.
- 3 Potiha A. Problema vidobutku burshtinu: suchasnij stan ta perspektivi virishennya [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu do resursu: http://www.nbuviap.gov.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=2065:problema-vidobutku-burshtinu&catid=8&Itemid=350
- 4 Kolomic' S. Obsyag nezakonnogo vidobutku burshtina syagae 300 tonn na rik. Ministerstvo ekologii ta prirodnih resursiv. [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu do resursu: <https://menr.gov.ua/news/29977.html>
- 5 Baranova V. O. Aktual'ni problemi zakonotvorchosti u sferi legalizacii vidobutku burshtinu / V. O. Baranova // Problemi legalizacii vidobutku burshtinu miscevim zhitelyami : Zbirnik materialiv Vseukraïns'koï naukovo-praktichnoï konferencii, m. Kiïv, 11 veresnya 2015 r. / Red. kol. V. V. Galun'ko, I. V. Girenko, O. Yu. Drozd, S. O. Koroed ta in. – K.: «MP Lesya», 2015. S. – 136.
- 6 Burshtinova lihomanka zagrozhue Ukraïni ekologichnoyu katastrofoyu [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu do resursu: <http://www.dw.com/uk/a-19077234>. – 2016. – 26.02;
- 7 Rud'ko G. I., Adamenko O.M., Mishchenko L.V. Strategichna ekologichna ocinka ta prognoz stanu dovikillya Zahidnogo regionu Ukraïni: u 2 t. / Za red.G.I. Rud'ka, O.M.Adamenka. – Kiïv-Chernivci : Bukrek, 2017, – T 1. – 472 s.
- 8 Rud'ko G. I., Adamenko O.M., Mishchenko L.V. Strategichna ekologichna ocinka ta prognoz stanu dovikillya Zahidnogo regionu Ukraïni: u 2 t. / Za red.G.I. Rud'ka, O.M.Adamenka. – Kiïv-Chernivci : Bukrek, 2017, – T 2. – 584 s.
- 9 Belichenko, O. P. Rodovishcha ta proyavi kamenesamocvitnoï sirovini Pivnichno-zahidnoï Ukraïni yak ob'ekti geoturizmu / O. P. Belichenko, Yu. I. Ladhun // Materiali mizhnar. nauk.-prakt. konf. «Geologichni pam'yatki – yaskravi svidchennya evolyucii Zemli» (m . Kam'yanec'-Podil's'kij, 16–20 travnya 2011 r). – K. : Logos, 2011. – S. 16–18.
- 10 Nadannya spetsdozvoliv // DNVP “Geoinform Ukraïni [Elektronnij resurs]. – Rezhim dostupu do resursu: <http://geoinf.kiev.ua/nadannya-spetsdozvoliv/>
- 11 Rud'ko G. I. Rodovishcha burshtinu Ukraïni ta perspektivi ih osvoennya/ Zbirnik «Mineral'ni resursi Ukraïni, 2017» // DNVP “Geoinform Ukraïni”, 2017. – S. 265 – 267.
- 12 Kovalevich L. A., Olyanic'ka O. M. Geologo-promislovi tipi rodovishch burshtinu ta ih rozpodil za skladnistyu geologichnoï budovi//Visnik ZhDTU . – № 3 (38). – 2006. – S. 167–171

13 Filipovich V. Є. Suputnikovij monitoring teritorij nezakonnogo vidobutku burshtinu / V. Є. Filipovich // Ukraïns'kij zhurnal distancijnogo zonduvannya Zemli. – 2015. – № 6. – S. 4-7. – Rezhim dostupu: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ukjdzz_2015_6_3.

14 Gnatushenko V. V. Suputnikovij monitoring naslidkiv nezakonnogo vidobutku burshtinu v Ukraïni burshtinu / V. V. Gnatushenko, D. K. Mozgovij, V. V. Vasil'ev, O. O. Kavac // Naukovij visnik NGU. – 2017. – № 2. – S. 99-105.

15 Dovgij S.O., Krasovs'kij G.Ya., Radchuk V.V. ta in. Geomodeli v zavdannjah ekologo-ekonomichnih ocinok zemel'. / Za red S.O.Dovgogo. – K.: TOV «Vidavnictvo Yuston», 2018, – 256 s.

16 Dovgij S.O. Suchasni informacijni tekhnologii ekologichnogo monitoringu Chornogo morya / S.O. Dovgij, G.Ya. Krasovs'kij, V.V. Radchuk ta in. Pid red.S.O. Dovgogo. – K.: Informacijni tekhnologii, 2010. – 260 s.

*В. М. Триснюк, В. О. Охарєв,
Т. В. Триснюк, К. В. Сметанін,
Ю. М. Голован*

*Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України, м. Київ*

СТВОРЕННЯ СИСТЕМИ МОБІЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ

Стаття присвячена створенню системи мобільного екологічного моніторингу та особливості побудови алгоритму з використанням аерокосмічних технологій. Запропоновано методику побудови зон екологічного ризику на основі методів ранжирування екологічних показників при багатокритеріальному оцінюванні екологічної безпеки екосистеми, що базується на використанні багатоспектральних характеристик космічного знімка. Запропонована методика визначення зон екологічного ризику на основі методів ранжирування екологічних показників з використанням одного з інструментів кластерного аналізу – методом аналізу ієрархій.

Запропонований підхід доцільно використовувати при визначенні зон екологічного ризику, виборі напрямів екологічної реабілітації зруйнованих районів, побудови перспективних екологічно чистих і безпечних районів. Запропонована методика синтезу зони екологічного ризику на основі багатокритеріального вибору розглянута на прикладі визначення найбільш небезпечної зони після екологічного моніторингу.

У статті пропонується науково-методичний апарат, що дозволяє визначати зони екологічного ризику безпосередньо за сукупністю екологічних показників згортання критеріїв в комплексний (скалярний) показник. Перспективами розвитку запропонованого підходу є його удосконалення з метою можливого врахування не стаціонарності і стохастичності розглянутих екосистем. Запропоновано оцінювати ризик загроз екологічної та природно-техногенної безпеки регіонів. В роботі отримано статистичні оцінки інтенсивності надзвичайних ситуацій і визначено ймовірності загрозливої екологічної ситуації та функції безпеки для розглядової зони екологічного ризику.

Розглянутий у статті підхід дозволить підвищити ефективність управлінських рішень по забезпеченню екологічної безпеки, знайти найкращий компроміс між суперечливими показниками якості функціонування системи, вибрати і обґрунтувати пріоритетні напрямки розвитку складних екосистем.

У статті наведені необхідні науково-практичні рекомендації щодо застосування мобільної системи аерокосмічного екологічного моніторингу.

Ключові слова: екологічний моніторинг, моніторинг рослинного покриву, космічні знімки, екологічна безпека, інформаційні технології, екологічний ризик, підсистема.

Постановка проблеми. Традиційний спосіб отримання інформації про стан навколишнього природного середовища і техногенних об'єктів, який здійснюється наземними службами, не завжди забезпечує необхідну оперативність оновлення даних. Застосування космічних знімків високої роздільної здатності та сучасних програмних засобів обробки, використання мобільних екологічних комплексів дозволяють отримати інформацію про навколишнє середовище, створити базу даних цифрових тематичних карт і статистичних даних різного рівня. Це дозволить підвищити рівень екологічної безпеки навколишнього середовища і техногенних об'єктів.

Беручи до уваги постійну зміну навколишнього середовища під дією антропогенного впливу, промислових об'єктів, а також параметрів атмосфери Землі, виникає необхідність достовірного виконання завдань екологічного прогнозування та екологічної безпеки на основі застосування екологічного моніторингу [1]. Тому, розширення можливостей екологічного моніторингу можна здійснити з використанням рухомих екологічних комплексів, дистанційно пілотованих літальних апаратів і космічних систем спостереження при використанні дистанційних методів контролю параметрів навколишнього середовища, а також за рахунок удосконалення науково-методичного апарату оцінки стану зон екологічного ризику.

Аналіз останніх досліджень і публікацій показав, що на сьогоднішній день напрацьовано різні методи, механізми, принципи і методики визначення стану навколишнього природного середовища при проведенні екологічного моніторингу з використанням аерокосмічних технологій. Це підтверджується проведеними дослідженнями та працями в галузі застосування аерокосмічних

технологій для завдань екології та природокористування таких вчених, як Адаменко О. М., Адаменко Я. О., Горбулін В. П., Красовський Г. Я., Лялько В. І., Машков О. А., Мокін В. Б., Пашков Д. П., Рудько Г. І., Трофимчук О. М. та ін. [1-5].

Мета статті. Запропонувати інформаційні технології для діагностики і оцінки стану довкілля та техногенних об'єктів. Застосування аерокосмічних технологій дистанційного зондування відкривають нові можливості створення систем екологічного моніторингу та оцінки їх стану.

Викладення основного матеріалу. Визначається що одним з перспективних методів проведення екологічного моніторингу є дистанційний, що базується на основі комплексного використання космічних, повітряних та рухомих наземних комплексів систем спостереження. У якості повітряних комплексів розглядаються безпілотні літальні апарати (БПЛА), дистанційно пілотовані літальні апарати (ДПЛА) (рис.1).



Рис. 1. Схема управління комплексами моніторингу

Завдяки комплексному застосуванню різних датчиків первинної інформації (емпіричної і теоретичної частин ПС-технологій) можна оперативно оцінити поточні та прогнозні зміни навколишнього середовища в глобальних (планетарних) масштабах [2].

Для організації управління режимом моніторингу використовуються наступні вимірювальні системи: супутники, повітряні, морські (річкові) лабораторії, наземні рухомі пункти спостережень.

За своєю структурою система моніторингу навколишнього середовища і екологічно небезпечних техногенних об'єктів повинна виконувати наступні функції: збір інформації про об'єкт моніторингу; обробка, зведення, угруповання і зберігання інформації; моделювання (імітація, організація взаємозв'язків, навчання) фізико-хімічних процесів різних видів геоекосистем; оцінка поточного стану геоекосистем; прогноз стану геоекосистем; зворотний зв'язок, оцінка дефіциту інформації, її оптимізація.

Синтез системи мобільного екологічного моніторингу з використанням аерокосмічних технологій передбачає створення таких її підсистем:

1. Підсистема збору та експрес-аналіз даних. Підсистема забезпечує систематичний збір, узагальнення, зберігання, використання та поширення інформації про параметри навколишнього середовища в формі, максимально адаптованій до практичного використання споживачами.

2. Підсистема первинної обробки і накопичення даних. Підсистема аналізує інформацію про навколишнє середовище і оцінює фактичний стан природних систем в конкретних просторово-часових межах.

3. Підсистема комп'ютерного картографування. Підсистема реалізує алгоритми формування комп'ютерних карт з нанесенням на них характеристик екологічної ситуації в регіоні.

4. Підсистема оцінки стану атмосфери. Підсистема реалізує моделі поширення атмосферних забруднень, викликаних викидами продуктів випаровування і спалювання палива в різних сферах людської діяльності.

5. Підсистема оцінки стану ґрунтово-рослинних покривів. Ця підсистема здійснює облік в моделях системи «ґрунт-рослинність», впливу атмосферних газів і змін освітленості на біогеохімічні цикли.

6. Підсистема оцінки стану водного середовища території. Підсистема оцінки стану водного середовища реалізує комплексну імітаційну модель водного режиму регіону з урахуванням сезонних змін поверхневого і річкового стоку, впливу снігового покриву, режиму опадів.

7. Підсистема оцінки рівня екологічної безпеки і ризику для здоров'я населення території. Підсистема вирішує завдання розробки коротко- і довгострокових прогнозів, забезпечення даних для ланок управління станом навколишнього середовища, оповіщення про катастрофи, стихійні лиха і екологічно небезпечні явища.

8. Підсистема ідентифікації причин порушення екологічного та санітарного стану. Підсистема, здійснюючи контроль стану навколишнього середовища і джерел антропогенного впливу на нього, забезпечує безперервне спостереження за станом і якістю природно-територіальних комплексів і екосистем, з урахуванням відповідних реакцій біосфери, клімату, а також змін стану здоров'я населення.

9. Підсистема інтелектуальної підтримки прийняття рішень. Підсистема реалізує алгоритми програмно-математичного забезпечення інтелектуальної підтримки користувача (оператора) при комплексному аналізі об'єктивної інформації, що формується системою моніторингу.

Запропонована методика визначення зон екологічного ризику на основі методів ранжирування екологічних показників з використанням одного з інструментів кластерного аналізу – методом аналізу ієрархій.

Методика передбачає наступні процедури.

1. Процедура ранжирування показників якості функціонування.

Будуємо багаторівневу ієрархію проблеми. Перший рівень визначає головну мету її розробки ефективної методології визначення зон екологічного ризику I_1 .

Другий рівень – сукупність критеріїв I_{2i} , $i=1, k$ за якими будемо порівнювати різні підходи при виборі зон екологічного ризику в екосистемі. В якості таких підходів на другому рівні запропоновано використовувати: I_{21} – повнота врахування чинників, що впливають на визначення зони ризику; I_{22} – адекватність моніторингу прогнозованої реальності (достовірність визначення зони ризику); I_{23} – тривалість, або здатність враховувати наслідки функціонування зони ризику в подальшому; I_{24} – реалізація, або можливість визначення зони екологічного ризику з прийнятними витратами (часу, матеріальних засобів і ін.).

2. Здійснюємо попарне порівняння елементів ієрархії на другому рівні $I_{2i} \sim I_{2j}$, $i \neq j$, $i, j=1, 4$.

3. Визначаються пріоритети $\tilde{P}_2(I_{2k})$ критеріїв I_{2i} , $i=1, k$ як нормовану суму рядків елементів матриці парних порівнянь.

Далі формуємо модифіковану матрицю ${}_M\tilde{P}_3$ пріоритетів $\tilde{P}_3$ з урахуванням пріоритетів критеріїв $\tilde{P}_2$.

Узагальнююча вага V підходів I_{3i} , $i=1, \bar{l}$ по відношенню до головної мети I_1 визначається шляхом множення матриці ${}_M\tilde{P}_3$ на одиничний вектор $1_{(l)}, 1_{(l)} \in R^l$

Визначаємо пріоритетний напрямок побудови складної системи по максимальному впливу на головну мету I_1 :

$$V_i : \max [V_1 V_2 \dots V_l]. \quad (1)$$

Запропонований підхід доцільно використовувати при визначенні зон екологічного ризику, виборі напрямів екологічної реабілітації зруйнованих районів, побудови перспективних екологічно чистих і безпечних районів.

Запропонована методика синтезу зони екологічного ризику на основі багатокритеріального вибору розглянута на прикладі визначення найбільш небезпечної зони після екологічного моніторингу.

Відкладаємо по вісях I_1, I_2, I_3, I_4 всередині кола одиничного радіуса значення небезпечних чинників показників, які відповідають кожному з чотирьох варіантів (рис. 2). Далі з'єднуємо точки

відповідних варіантів і отримуємо чотири чотирикутники. Обчислюємо площі кожного чотирикутника: $S_1=0,910$; $S_2=1,200$; $S_3=0,645$; $S_4=1,275$.

В даному підході більш прийнятним є варіант 4 ($S_4=1,275$).

Запропонований науково-методичний апарат дозволяє визначати зони екологічного ризику безпосередньо за сукупністю екологічних показників згортання критеріїв в комплексний (скалярний) показник. Перспективами розвитку запропонованого підходу є його удосконалення з метою можливого врахування не стаціонарності і стохастичності розглянутих екосистем.

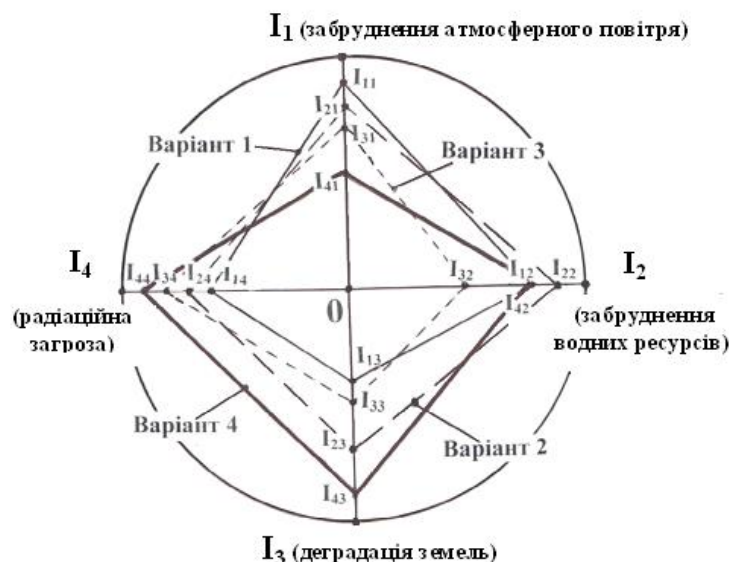


Рис. 2. Визначення зони екологічного ризику

Запропоновано оцінювати ризик загроз екологічної та природно-техногенної безпеки регіонів. В роботі отримано статистичні оцінки інтенсивності надзвичайних ситуацій λ_i і визначено ймовірності загрозливої екологічної ситуації ρ_{ij} та функції безпеки $S_\Sigma(t)$ для розглядової зони екологічного ризику – Донецька область (рис. 3):

$$S_\Sigma(t) = \exp\left(-\sum_{i=1}^n \int_0^t \lambda_i(\tau) \rho_{ij}(\tau) d\tau\right),$$

$$H_\Sigma(t) = 1 - \exp\left(-\sum_{i=1}^n \int_0^t \lambda_i(\tau) \rho_{ij}(\tau) d\tau\right), \quad (2)$$

$$\rho_{ij} = \frac{n_{ij}}{n_i},$$

де n_{ij} – число загрозливих екологічних ситуацій i -го виду з порушенням j -ї компоненти екосистеми, n_i – загальне число подій i -го типу.

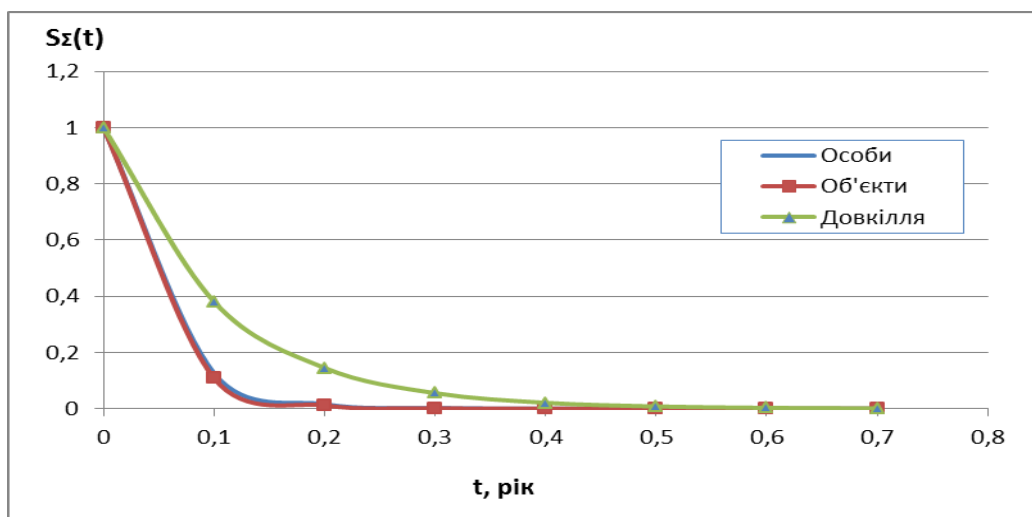


Рис. 3. Функції безпеки об'єктів екосистеми

Запропонований підхід дозволить підвищити ефективність управлінських рішень по забезпеченню екологічної безпеки, знайти найкращий компроміс між суперечливими показниками якості функціонування системи, вибрати і обґрунтувати пріоритетні напрямки розвитку складних екосистем.

Для реалізації необхідні науково-практичні рекомендації щодо застосування мобільної системи аерокосмічного екологічного моніторингу.

Створення векторних шарів здійснювалося в середовищі геоінформаційної системи (ГІС) ArcGIS, ArcInfo 9.3. Вихідним матеріалом для створення векторного шару лісових масивів були космічні знімки з супутника «Січ-2» (рис. 4).

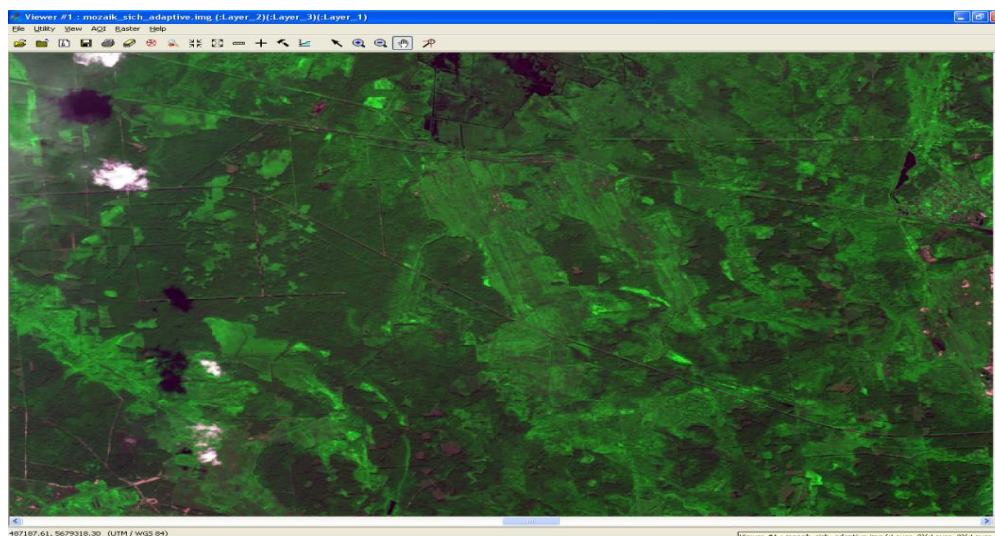


Рис. 4. Зображення після проведеного поліпшення (посилення контурів)

Попередньо виділені класи включали в себе загальні площі масивів лісу, чагарників, лісів на болотах. Наступним кроком у створенні тематичних шарів є коригування отриманих векторів засобами ArcInfo [3]. На (рис. 5) представлений фрагмент векторного шару масивів лісу на території Рівненської області.

Система управління дозволяє досягти необхідної ефективності організації менеджменту, і відповідно групового застосування дистанційно пілотованих літальних апаратів [4] (рис. 5).

Таким чином, в процесі виконання роботи було забезпечено впровадження сучасних інформаційних технологій (використання матеріалів дистанційного зондування Землі з супутників і застосування геоінформаційних технологій) в процес створення цифрових тематичних карт лісових масивів і лісгоспів Рівненської області масштабу 1:50 000.

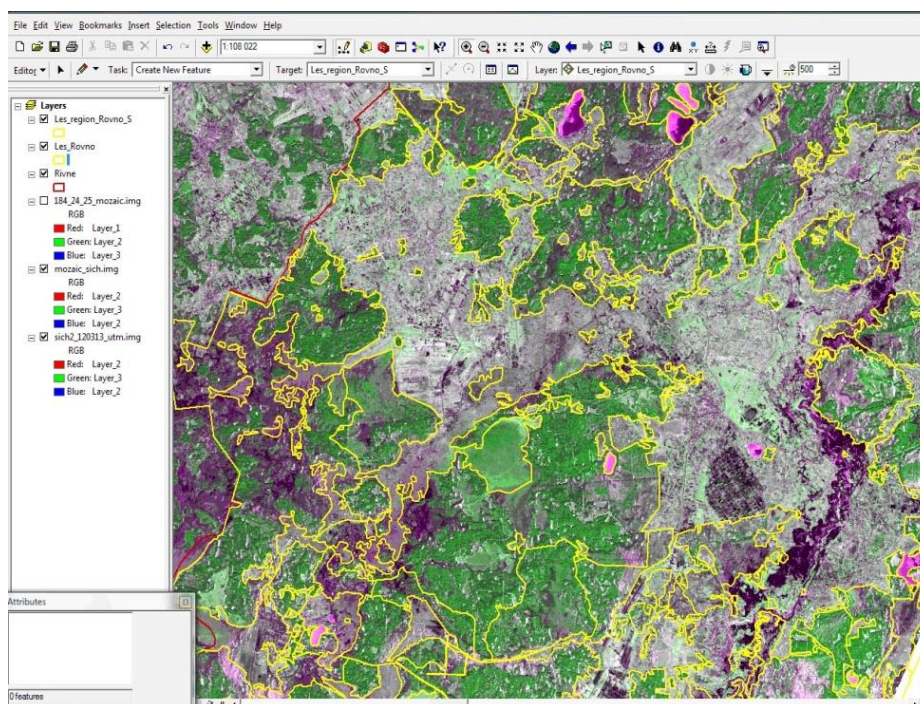


Рис. 5. Фрагмент векторного шару масивів лісу на території Рівненської області

Виконано тематичне дешифрування матеріалів ДЗЗ з метою отримання достовірних оцінок екологічного стану навколишнього середовища, своєчасного виявлення на ранній стадії аварійних, катастрофічно техногенних ситуацій. Джерелами екологічної інформації виступали: космічні апарати, пілотовані літальні апарати, ДПЛА, БПЛА, наземні пересувні комплекси екологічного моніторингу, стаціонарні станції екологічного контролю та спостереження.

Опрацьовано дані екологічного моніторингу для геоінформаційного моделювання рослинного покриву урбанізованих ландшафтів.

Аналіз і моніторинг рослинного покриву проводився за даними радіометра AVHRR і може застосовуватися для оцінки стану рослинності, виявлення типу рослинного покриву, підрахунку займаних площ і моніторингу стану рослинності. Вегетаційний індекс (різниця коефіцієнта відображення в ближньому інфрачервоному та червоному каналі) був застосований при геоінформаційному моделюванні стану вегетації на території Рівненської області. При цьому використовувався космознімок, отриманий з супутника Landsat-5 від 18 вересня 2008 року.

У роботі виконано дешифрування багатозональних знімків КА Landsat 5 і КА Landsat 7, які дозволяють оцінювати на території Рівненської області зміни забудованих територій, трав'янистої і деревної рослинності з точністю не гірше 10%. Виявлення ерозійних ґрунтів може бути наслідком або водної ерозії, або вітрової дефляції. Основним фактором водної ерозії є поверхневий стік. Режим стоку залежить від опадів, умов рельєфу, інфільтраційних властивостей ґрунтів, їх структури, характеру рослинності, використання земель та багатьох інших показників.

Аерокосмічні знімки не тільки дозволяють надати уявлення про розвиток і інтенсивність процесів водної ерозії і вітрів, дефляції ґрунтів, а й відображають агротехнічні заходи, спрямовані на боротьбу з ними – проведення механічної обробки схилів з урахуванням рельєфу, терасування схилів. Маючи доступ до космознімків різних за часом, можливо відслідковувати динаміку змін місцевості.

Аналіз результатів проведених досліджень показує, що багатозональні знімки КА серії Landsat можуть ефективно використовуватися для створення тимчасових рядів тематичних карт рослинного покриву і забудованих територій з метою оцінки їх динаміки.

В ході дослідження були використані дані мультиспектральної зйомки з супутника Landsat 7 (сканер ETM+) і дані DEM (Digital Elevation Model, ЦМП), отримані через архів SRTM. Сучасні програмні засоби для обробки космознімків є потужними і містять велику кількість різних функцій. До таких програмних засобів належать ERDAS Imagine, ENVI, PCI Geomatica.

Висновки. В результаті проведених теоретичних та прикладних досліджень розв'язано важливе науково-практичне завдання створення системи мобільного екологічного моніторингу при комплексуванні космічних, повітряних та рухомих наземних комплексів. Розв'язання

поставленого наукового завдання дозволяє підвищити достовірність та інформаційні можливості систем екологічного моніторингу для визначення зон екологічного ризику на основі використання мобільних комплексів оцінки екологічного стану регіону з застосуванням геоінформаційних та аерокосмічних технологій.

Запропоновано методику побудови зон екологічного ризику на основі методів ранжирування екологічних показників при багатокритеріальному оцінюванні екологічної безпеки екосистеми, яка на відміну від існуючих, базується на використанні багатоспектральних характеристик космічного знімка, що дає можливість однозначно ідентифікувати характер впливу на природне навколишнє середовище в системі екологічного спостереження

Система мобільного екологічного моніторингу навколишнього природного середовища й техногенно небезпечних об'єктів забезпечує створення методики побудови зон екологічного ризику з визначенням стану навколишнього середовища.

Література

- 1 V. Trysnyuk, T. Trysnyuk, V. Okhariev, V. Shumeiko, A. Nikitin Cartographic Models of Dniester River Basin Probable Flooding Centrul Universitar Nord Din Bala Mare – UTPRESS ISSN 1582-0548 – №1, – 2018 – С.61-67.
- 2 Греков Л. Д., Красовський Г. Я., Трофимчук О. М. Космічний моніторинг забруднення земель техногенним пилом. – Київ, Наукова думка. – 2007. – 219 с.
- 3 Адаменко О. М. Екологічна безпека територій. Монографія / О. М. Адаменко, Я. О. Адаменко, Л. М. Архипова та ін. – Івано-Франківськ : Супрун, 2014. – 456 с
- 4 Триснюк В. М. Система управління екологічною безпекою природних і антропогенно-модифікованих геосистем. Системи обробки інформації. – 2016. – №12. – С.185-188.
- 5 Красовський Г. Я. Інвентаризація водойм регіону з застосуванням космічних знімків і геоінформаційних систем / Г. Я. Красовський, О. С. Волошкіна, І. Г. Пономаренко, В. А. Слободян // Екологія і ресурси. – 2005, вип. 11. – С. 19-41.

Надійшла до редакції 07 грудня 2018 р.

**V. M. Trysniuk, V. O. Okhariev,
T. V. Trysniuk, K. V. Smetanin,
Yu. M. Holovan**

*Institute of Telecommunications and Global
Information Space of the NAS of Ukraine, Kyiv*

DEVELOPMENT OF THE MOBILE ENVIRONMENTAL MONITORING SYSTEM

The article deals with the development of the mobile environmental monitoring system and the peculiarities of algorithm design using aerospace technologies. The authors have proposed the methodology for designing the ecological risk zones based on the ranking methods of ecological indexes with the multi-criteria environmental safety assessment of the ecosystem, based on the use of multispectral characteristics of the space image. The methodology for defining the ecological risk zones has been proposed, which is based on the ranking methods of ecological indexes using one of cluster analysis tools – the hierarchy analysis method.

The proposed approach can be efficiently used to define the ecological risk zones, choose the ways of the ecological rehabilitation of damaged areas and construct the prospective ecologically clean and safe regions. The proposed methodology for synthesizing the ecological risk zone based on the multi-criteria selection has been studied on the example of defining the most dangerous zone after the environmental monitoring.

The article proposes the research and methodological basis, which helps to define the ecological risk zones directly based on the set of ecological indexes and turning the criteria into the complex (scalar) index. The prospective to develop the proposed approach is to improve it so that it could take into account the instability and stochasticity of the ecosystems under consideration. The authors have proposed to assess the risk of threats to the ecological, natural and technogenic safety of the regions. The intensity of

emergencies has been statistically estimated in the article. The probabilities of the threatening environmental situation and safety functions of the considered ecological risk zone have been defined.

The approach, considered in this article, will help to improve the efficiency of managerial decisions on ensuring the environmental safety, to find the best compromise between the contradictory quality indexes of system operation, to select and substantiate the priority directions for the development of complex ecosystems.

The article provides the necessary research and practical recommendations for applying the mobile system of aerospace environmental monitoring.

Key words: environmental monitoring, plant cover monitoring, space images, ecological safety, information technologies, ecological risk, subsystem.

References

- 1 V. Trysnyuk, T. Trysnyuk, V. Okhariev, V. Shumeiko, A. Nikitin Cartographic Models of Dniester River Basin Probable Flooding Centrul Universitar Nord Din Bala Mare – UTPRESS ISSN 1582-0548 – №1, – 2018 – C.61-67.
- 2 Grekov L. D., Krasovs'kij G. Ya., Trofimchuk O. M. Kosmichnij monitoring zabrudnennya zemel' tekhnogennim pilom. – Kiiv, Naukova dumka. – 2007. – 219 s.
- 3 Adamenko O. M. Ekologichna bezpeka teritorij. Monografiya / O. M. Adamenko, Ya. O. Adamenko, L. M. Arhipova ta in. – Ivano-Frankivs'k : Suprun, 2014. – 456 s
- 4 Trisnyuk V. M. Sistema upravlinnya ekologichnoyu bezpekoyu prirodnih i antropogennomodifikovanih geosistem. Sistemi obrobki informacii. – 2016. – №12. – S.185-188.
- 5 Krasovs'kij G. Ya. Inventarizaciya vodojm regionu z zastosuvannjam kosmichnih znimkiv i geoinformacijnih sistem / G. Ya. Krasovs'kij, O. S. Voloshkina, I. G. Ponomarenko, V. A. Slobodyan // Ekologiya i resursi. – 2005, vip. 11. – S. 19-41.

*Д. В. Дядін**Харківський національний університет
міського господарства імені О. М. Бекетова*

ПРИНЦИПИ РОЗМІЩЕННЯ ПУНКТІВ ЛОКАЛЬНОГО МОНІТОРИНГУ ПІДЗЕМНИХ І ПОВЕРХНЕВИХ ВОД НА ДІЛЯНКАХ НАФТОГАЗОВИДОБУВАННЯ

У статті розглянуті принципи просторового розміщення пунктів локального моніторингу стану гідросфери на території діяльності нафтогазовидобувних підприємств. Встановлені загальні концептуальні підходи до формування спостережної мережі з урахуванням специфіки нафтогазовидобувних об'єктів як джерел забруднення підземних і поверхневих вод. Розроблені критерії вибору та розміщення на місцевості пунктів спостереження за категоріями – водозабірні свердловини, колодязі, каптажі джерел, спостережні свердловини та поверхневі водні об'єкти.

Показано, що ключовою основою для встановлення пунктів моніторингу вод є цифрова модель рельєфу, за якою визначається не тільки структура поверхневого стоку, але й напрямки руху неглибоких безнапірних підземних вод. Наведено алгоритм створення цифрової моделі рельєфу та визначення контурів водозбірних площ за обраними створами з використанням геоінформаційних технологій.

Автором статті розглянуті принципи розміщення спостережних свердловин ґрунтуються на напрямках і фільтраційних параметрах першого від поверхні водоносного горизонту, але їхнім головним завданням має бути якомога швидке перехоплення забруднених вод на ділянках експлуатації нафтогазовидобувних об'єктів. Кількість спостережних свердловин залежить, таким чином, від кількості таких об'єктів (або ділянок їхнього зосередження) на родовищі. У разі відсутності гідрогеологічних даних щодо площинної будови рівневої поверхні ґрунтових вод, для визначення напрямків руху води доцільно використовувати модель поверхневого стоку, принаймні в ландшафтних умовах Східного нафтогазоносного басейну на Лівобережній Україні. Для визначення місць розташування пунктів спостережень за якістю поверхневих вод найефективнішим інструментом є побудування цифрової моделі рельєфу та моделювання контурів локальних водозбірних площ за обраними створами методами сучасних геоінформаційних технологій.

У роботі наведені підходи до розміщення пунктів локальної спостережної мережі підземних і поверхневих вод можуть бути застосовані також для проведення процедури оцінки впливу на довкілля як нафтогазових родовищ в цілому, так і окремих нафтогазопромислових об'єктів.

Ключові слова: моніторинг, режимна мережа, підземні та поверхневі води, нафтогазовидобування, цифрова модель рельєфу.

Постановка проблеми. Видобування нафти і газу визнається одним із найбільш екологічно небезпечних видів антропогенної діяльності, який створює високі ризики негативного впливу на всі компоненти довкілля, включаючи прямий та опосередкований вплив на здоров'я людини. Одне з перших місць серед цих ефектів посідають впливи на стан питної води та водних екосистем, що часто викликає серйозну стурбованість як у світової спільноти, так і в українському суспільстві. Саме тому, екологічна політика сучасних і відповідальних нафтогазовидобувних підприємств має бути спрямована на недопущення будь-яких негативних впливів на стан гідросфери шляхом застосування максимально ізольованих систем поводження з продукцією, постійного ретельного контролю технологічних процесів і проведення моніторингу якості водних об'єктів на території своєї діяльності. І якщо перші два пункти є по суті інженерно-технологічними завданнями, то останній передбачає науково-обґрунтовані підходи із залученням спеціальних наукових знань зі сфери гідрології, гідрогеології, екології та охорони довкілля.

За визначенням моніторингу довкілля є системою спостережень, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розроблення науково-обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки [1]. Чинне природоохоронне законодавство України зобов'язує нафтогазовидобувні підприємства проводити екологічний моніторинг на території своєї діяльності на всіх етапах її провадження [2]. При цьому,

найбільшої уваги серед інших компонентів довкілля заслуговує водне середовище в силу свої природної динамічності й уразливості від негативного впливу від нафтогазовидобувних процесів [3].

Основою для організації моніторингу природних вод, як цілеспрямованої науково-обґрунтованої системи спостережень, є локальні режимні мережі, які на ділянках техногенного впливу дозволяють визначити просторово-часову картину забруднення підземних і поверхневих вод [4]. Зобов'язання підприємств, що створюють ризики забруднення підземних вод, споруджувати спостережні мережі закріплені у Водному Кодексі України [5].

Складним, але ключовим завданням під час організації моніторингу підземних і поверхневих вод на окремому нафтогазовому родовищі є обґрунтування складу режимної мережі, включаючи вибір пунктів спостережень, визначення їхньої кількості та місць оптимального розміщення. Від цього залежить як ефективність впровадженої системи спостережень, так і її економічна вартість, що є важливим аспектом для будь-якого підприємства. Організація і проведення моніторингу потребують застосування науково-обґрунтованих підходів до визначення складу спостережних мереж, які б забезпечили виконання завдань моніторингу з оптимальними витратами на його провадження.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Підходи до вибору і розміщення пунктів спостережень за станом підземних вод вивчалися як зарубіжними, так і вітчизняними фахівцями. Перші, достатньо змістовні настанови, що діяли на території України, виникали наприкінці радянських часів у складі рекомендацій із проведення досліджень для оцінки забруднення підземних вод [6, 7]. У них були сформульовані важливі базові принципи створення режимних мереж – охоплення зони активного водообміну (як мінімум ґрунтові води і перший від поверхні міжпластовий водоносний горизонт), поєднання існуючих водозабірних об'єктів із спеціальними спостережними свердловинами, регулювання складу і регламенту обслуговування режимних мереж відповідно до змін гідрохімічної ситуації у часі та у просторі.

Згідно настанов щодо моніторингу підземних вод, складених Європейською комісією для виконання Водної Директиви, розробка мережі спостережень має враховувати тривимірність підземних водних об'єктів, а також їхню просторову і часову мінливість, особливо під час вибору місць розміщення пунктів моніторингу. Просторова і часова щільність спостережної мережі має ґрунтуватися на концептуальному розумінні природних особливостей будови водоносних горизонтів та ризиків забруднення. Спостереження мають бути сфокусовані на тих ділянках, де значне антропогенне навантаження поєднується із вразливістю підземних вод [8].

Слід зазначити, що переважна більшість наявних літературних джерел та настанов детально обґрунтовує принципи регулярного за площею розміщення пунктів спостережної мережі. Розташування пунктів за відносно рівномірною мережею є доцільним для моніторингу державного і регіонального рівня, метою якого є отримання узагальнених даних щодо гідрохімічної ситуації на значних площах. Окремі деталі підходів до розташування пунктів гідрохімічного моніторингу на регіональному рівні розроблені у роботах фахівців із Західного нафтогазоносного басейну – наприклад, у межах нафтогазопромислів Богородчанського району [9], Надвірнянського району [10]. У разі організації спостережень на окремому нафтогазовому родовищі, моніторинг носить локальний характер, і потребує інших підходів, які висвітлені в цілому недостатньо.

Метою досліджень є визначити й обґрунтувати ключові принципи розміщення пунктів локального моніторингу підземних і поверхневих вод на ділянках провадження нафтогазовидобувної діяльності. Для досягнення мети поставлені такі завдання:

- окреслити концептуальні схеми підходів до вибору місць розташування пунктів моніторингу підземних і поверхневих вод у межах нафтогазового родовища;
- встановити критерії розміщення пунктів моніторингу окремо для різних типів водопунктів – водозабірних свердловин, колодязів, каптажів джерел, спостережних свердловин, створів поверхневих водних об'єктів, виходячи зі специфіки кожного типу;
- запропонувати алгоритм визначення структури поверхневого і підземного стоку як основи для встановлення пунктів спостережної мережі засобами геоінформаційних технологій.

Виклад основного матеріалу. Об'єкти нафтогазовидобувної інфраструктури, як техногенний компонент навколишнього середовища, перебувають у постійній взаємодії з об'єктами підземної та поверхневої гідросфери. Вплив на водні об'єкти відбувається шляхом формування техногенних потоків забруднювальних речовин із поверхневим і підземним стоком,

напрямки яких визначаються рельєфом території, ландшафтними позиціями джерел забруднення, морфологією річкової мережі та будовою верхньої частини геологічного розрізу. Створення спостережної мережі за станом гідросфери має спиратися на концептуальне розуміння геологічної будови території нафтогазового родовища, геоморфологічних і гідрологічних умов, просторового розподілу об'єктів-джерел потенційного забруднення вод та водних об'єктів, вразливих до негативного впливу.

Важливим аспектом, який ускладнює схему взаємодії нафтогазовидобувних об'єктів з водними об'єктами є наявність на території родовища інших джерел забруднення, не пов'язаних із нафтогазовидобуванням. Найбільш розповсюдженим прикладом такого стороннього впливу, повсюдно характерним для сільської місцевості України, є забруднення підземних вод господарсько-побутовими стоками із неізольованих вигрібних ям, місць утримання свійських тварин і тваринницьких комплексів. Наявність таких джерел забруднення створює значне погіршення якості колодязних та джерельних вод, переважно за рахунок високого вмісту нітратів і, в меншому ступені, сульфатів і хлоридів [11]. Частими є випадки, коли місцеві мешканці помилково пов'язують погіршення якості води, спричинене господарсько-побутовим забрудненням, із нафтогазовидобувною діяльністю в силу своєї недостатньої обізнаності та поінформованості.

Крім того, залежно від літологічних і структурних факторів, якість підземних вод зони вільного водообміну може не відповідати вимогам для питної води і з природних причин. Прикладами можуть слугувати прояви засолення верхніх прісних горизонтів у місцях проявів солянокупольної тектоніки на Глинсько-Розбишівському родовищі [4], підвищені концентрації літію в складі підземних вод морських піщаних відкладів канівсько-бучацького горизонту на Качанівському родовищі [12], високий вміст сульфатів у підземних водах у загіпсованих четвертинних суглинках на родовищах півдня Полтавської області [13].

Локальна мережа пунктів моніторингу складається із набору точок на місцевості, в яких здійснюються вимірювання кількісних та якісних показників підземних і поверхневих вод, відбираються проби води на лабораторний аналіз та оцінюється стан водних об'єктів згідно попередньо розробленої програми моніторингу.

Основними завданнями локальної мережі пунктів моніторингу за станом гідросфери на території нафтогазовидобувних промислів є такі:

1. Систематичне спостереження і своєчасне виявлення факту забруднення об'єктів гідросфери;
2. Контроль технічного стану об'єктів нафтогазовидобувної інфраструктури і виявлення порушень у режимі їхньої експлуатації (розгерметизація, витоки, тощо);
3. Оцінка масштабів забруднення, визначення просторово-часових характеристик і прогноз розповсюдження ореолу забруднених вод;
4. Сигналізування про небезпеку для систем питного водопостачання і необхідність прийняття невідкладних заходів із недопущення споживання забрудненої води;
5. Стеження за процесами самоочищення забруднених підземних вод після ліквідації джерела забруднення;
6. Надання інформації щодо фонового стану підземних і поверхневих вод на ділянках, де відсутня промислова діяльність на період спостережень.

Першочерговим завданням спостережної мережі, на нашу думку, є оперативне виявлення факту забруднення підземних і поверхневих вод на ділянках розташування об'єктів нафтогазовидобувної інфраструктури. У зв'язку з цим, пріоритетними об'єктами для контролю мають виступати екологічно найнебезпечніші споруди, які становлять найвищі ризики забруднення водного середовища. До таких об'єктів можна віднести (в порядку зменшення ризиків і масштабів забруднення): 1) відкриті ємності для накопичення і зберігання пластових флюїдів; 2) водоводи та насосні станції для перекачування пластової води; 3) скидні та нагнітальні свердловини для повернення супутніх пластових вод у надра; 4) майданчики свердловин на стадії буріння; 5) майданчики свердловини в режимі операцій гідророзриву пласта та освоєння привибійної частини; 6) горизонтальні факельні установки (амбари); 7) установки з переробки і підготовки нафти і газу; 8) експлуатаційні нафтові свердловини; 9) експлуатаційні газові свердловини. Окрему позицію у цьому переліку посідають ділянки аварійних свердловин, де внаслідок крупних аварій минулих років, утворилися техногенні водойми [14].

Вибір об'єктів (пунктів) спостережної мережі та місця їхнього розміщення визначається особливостями геоморфологічної, гідрологічної та гідрогеологічної будови району, ландшафтною позицією технологічних об'єктів, які створюють загрозу забруднення природних вод, розташуванням особливо вразливих до забруднення водних об'єктів. До останніх слід відносити:

- підземні води у межах зон санітарної охорони водозаборів централізованого водопостачання;
- підземні води у межах зон живлення індивідуальних джерел децентралізованого водопостачання (колодязів) та каптажів джерел;
- підземні води, які на ділянках свого розвантаження формують наземні водні екосистеми;
- поверхневі водні екосистеми, що забезпечують збереження біорізноманіття (водно-болотні угіддя, гідрологічні природно-заповідні об'єкти);
- поверхневі водні об'єкти господарського значення (рекреаційного, рибогосподарського);
- ділянки трансграничного переносу поверхневих та підземних вод.

Розглянемо нижче основні принципи вибору пунктів спостереження окремо за підземними і поверхневими водами.

Основу локальних мереж спостереження за підземними водами повинні скласти водозабірні споруди, які вже існують у населених пунктах на території родовища і використовуються для організації господарсько-питного водопостачання. До них належать водозабірні артезіанські свердловини, колодязі, приватні неглибокі свердловини та каптажі джерел. Такі споруди завжди так чи інакше наявні у кожному населеному пункті у межах будь-якого з родовищ. Однак, наш досвід моніторингу показує, що територіальне розташування цих об'єктів на родовищі не завжди виявляється придатним для контролю впливу від певних нафтогазовидобувних споруд, тому обов'язковим елементом мережі є також спеціальні спостережні свердловини. Останні доцільно споруджувати не тільки на перший від поверхні водоносний горизонт (для контролю розливів на поверхні землі, витоків із трубопроводів та ємностей-накопичувачів), але також на другий і третій міжпластові водоносні горизонти, якщо вони мають гідравлічний зв'язок із поверхнею землі. До того ж, саме ці більш глибокі горизонти, як правило, виступають в якості джерел централізованого питного водопостачання у населених пунктах.

Водозабірні свердловини. Існуючі водозабірні свердловини централізованого водопостачання у населених пунктах обов'язково мають включатися до мережі пунктів моніторингу, оскільки це є майже єдиним економічно доступним способом досліджувати стан відносно глибоких питних водоносних горизонтів. У сільській місцевості Лівобережної України (Харківська, Полтавська, Сумська, Чернігівська області) розповсюдженими є артезіанські водозабірні свердловини, споруджені на полтавський водоносний горизонт (на глибині 20–40 м), харківський горизонт (глибина 40–60 м) або канівсько-бучацький (близько 100 м) водоносний горизонт. За допомогою таких свердловин у переважній більшості сільських населених пунктів організоване централізоване водопостачання населення. Крім цього, такі свердловини часто споруджувалися на тваринницьких комплексах у радянські часи, і досі могли залишитися в експлуатації.

Іншими типами водозабірних свердловин, що представляють інтерес для включення до моніторингу, є свердловини на об'єктах нафтогазовидобувної інфраструктури. Їх споруджують для водопостачання бурових майданчиків, установок з переробки нафти і газу, адміністративних будівель та інших промислових об'єктів.

Виходячи з того, що зазвичай загальна кількість глибоких водозабірних свердловин на території одного родовища невелика – всього декілька штук, доцільним є включення до мережі моніторингу всіх наявних свердловин без винятку.

Колодязі та приватні свердловини. Традиційно колодязі у селах є основними водозабірними спорудами для питного та побутового водопостачання із першого від поверхні водоносного горизонту на глибині від 5 до 30 м. Тим більше, що у теперішній час спорудження колодязя або неглибокої свердловини на власному подвір'ї є технічно та фінансово доступним заходом для пересічних громадян. Враховуючи, те що колодязі або приватні неглибокі свердловини є у кожному дворі, для моніторингу слід вибирати такі, що відповідають певним критеріям:

- 1) розташування нижче нафтогазовидобувних об'єктів за потоком ґрунтових вод;

2) регулярне та інтенсивне використання – для того, щоб постійне оновлення води забезпечило репрезентативність проб підземних вод. Найбільше цьому критерію відповідають колодязі загального користування, розташовані на вулиці, або такі, що обладнані електронасосами;

3) перебування в належному технічному стані і відповідність санітарним вимогам, встановленим в ДержСанПіН 2.2.4.171-10 – має бути кришка, достатня висота надземної частини, бетонне вимощення на гирлі та своєчасне очищення днища від осаду [15];

4) репрезентативність фонових складу підземних вод, відсутність забруднення господарсько-побутового або сільськогосподарського походження;

5) доступність для відвідування, відбирання проби і вимірювання статичних рівнів.

Достатню кількість колодязів для регулярних спостережень обчислити складно. Одного алгоритму розрахунку для всіх територій запропонувати неможливо, оскільки умови просторового розподілу нафтогазовидобувних об'єктів, населених пунктів і колодязів у них значно варіюють за територіями. Практика показує, що всім вище встановленим критеріям, зазвичай, відповідає невелика кількість колодязів в окремо взятому населеному пункті, тому в більшості випадків проблема вибору не виникає.

Каптажі джерел. Джерела, тобто природні місця зосередженого виходу підземних вод на поверхню землі, є дуже важливим та інформативним інструментом моніторингу. Вони надають можливість отримання репрезентативної проби підземних вод із певного водоносного горизонту без витрачання додаткових зусиль. Єдиним обмеженням їхнього залучення до мережі пунктів моніторингу є їхня наявність, адже для виникнення джерела повинні існувати певне поєднання гідрогеологічних та геоморфологічних умов – достатня ступінь ерозійного врізання до рівня підземних вод та високі фільтраційні властивості водоносної товщі. Часто доцільним є пошук необладнаних джерел у верхів'ях та під схилами балок, де формується витікання підземних вод у вигляді ключів та мочарів.

Джерела, на яких споруджені каптажі, як правило, стають важливим об'єктом децентралізованого водопостачання на локальному та, іноді, регіональному рівні, оскільки в переважній більшості випадків характеризуються високою питною якістю в порівнянні з колодязними водами. Історично склалося, що серед місцевих водокористувачів часто формується впевненість у добрих або цілющих властивостях води з джерел. Тому, люди можуть надавати перевагу джерельним водам, навіть віддаленим на значну відстань. Це додатково підвищує значимість джерел як об'єктів водопостачання та необхідність їхнього контролю в межах моніторингу на площі робіт.

Можливість виміряти витрату джерела є дуже цінною характеристикою, оскільки це дозволяє гідрогеологічними розрахунками встановити контури та розміри області його живлення, а звідси уточнити напрямки можливого розповсюдження забруднення підземних вод на цій території [16].

Спостережні свердловини. Спостережні гідрогеологічні свердловини є фактично єдиним керованим інструментом контролю стану підземних вод, оскільки, на відміну від колодязів, водозабірних свердловин і джерел, ми можемо обрати місця їхнього розміщення з урахуванням гідрогеологічної ситуації та розташування нафтогазовидобувних споруд. В усіх випадках пріоритетним для контролю є перший від поверхні водоносний горизонт (грунтові води), оскільки основні джерела забруднення розташовані на поверхні землі (ємності для зберігання пластових флюїдів, факельні амбари) або на невеликій глибині (водоводи СПВ). Другий від поверхні міжпластовий горизонт також має включатися до спостережень у разі його незахищеності через наявність гідрогеологічних вікон [7].

Безумовно, ключовим фактором вибору місць розташування спостережних свердловин є напрямки потоку ґрунтових вод, тобто потенційного розповсюдження забруднених вод. Для достовірного встановлення цих напрямків в ідеальному варіанті нам необхідно знати будову рівневої поверхні («дзеркала») ґрунтових вод по всій площі розповсюдження водоносної товщі. Це досягається шляхом якомога більш рівномірного і частого розподілу точок спостереження за площею. У реальних умовах неможливо застосувати схему рівномірного розміщення спостережних свердловин за сіткою з певним кроком, оскільки ділянок, придатних для спорудження і подальшого обслуговування свердловин небагато, та розташовані вони нерівномірно. До них належать майданчики нафтогазопромислових об'єктів, лісосмуги, будь-які неорані земельні ділянки (лучні схили та днища балок, узлісся, пустирі).

Враховуючи вищевикладене, у таких умовах має бути застосований цільовий підхід у залежності від конкретних гідрогеологічних і геоморфологічних умов та інфраструктури родовища. Основні спостережні свердловини слід розмістити, перш за все, у безпосередній близькості (10–20 м) від промислових споруд, які створюють ризики витоків і забруднення підземних вод. Вони першими перехоплять забруднені ґрунтові води і швидко сигналізують нам про факт забруднення. Далі, доцільним є спорудження додаткових свердловин на ділянках ландшафтів акумулятивного типу – у нижніх частинах вододільних схилів, в улоговинах стоку, у тальвегах крупних балок, у притерасних пониженнях, по локальних басейнах стоку [4]. Ці свердловини перехоплюють підземний стік, який акумулюється на певній частині водозбору і дренується від'ємними елементами локального рельєфу. У площинному відношенні свердловини мають бути розміщені між потенційними джерелами забруднення (нафтогазовидобувними об'єктами) та вразливими водними об'єктами (ділянки водозаборів, поверхневі водойми), які живляться підземним стоком із цієї території.

Як свідчить досвід регіональних гідрогеологічних досліджень на Лівобережній Україні [17], підземний стік неглибоких водоносних горизонтів четвертинного, неогенового і палеогенового віку майже повсюдно контролюється морфологією річкових долин. Зони живлення цих горизонтів приурочені до піднесених вододільних місцевостей міжріччя, а ділянки розвантаження – до підніжжя схилів балок, терас і річкових берегів. Напрямки руху підземних вод в цілому співпадають із напрямками понижень у сучасному рельєфі, тому їх можна орієнтовно визначати за структурою поверхневого стоку території. У разі ж наявності карти гідроізогіпс водоносного горизонту, які могла бути раніше побудована для даної території за результатами середньо- або великомасштабної гідрогеологічної зйомки або інженерно-геологічних вишукувань, визначення параметрів підземного стоку будуть точніші.

Отже, основними принципами розміщення спостережних свердловин є такі:

- 1) максимально можлива наближеність до промислових об'єктів, які є потенційними джерелами забруднення підземних вод;
- 2) розташування нижче потенційних джерел забруднення за напрямками потоку підземних вод, розміщення фонових свердловин вище за потоком;
- 3) доступність місця спостережної свердловини для її спорудження та подальшої експлуатації (наявність під'їзних шляхів).

Останній пункт є дуже важливим, а іноді й визначальним фактором, оскільки можливість дістатися свердловини у будь-яку пору року є запорукою ефективного виконання нею завдань моніторингу та перебування в належному технічному стані. Критичним моментом є також необхідність розміщення свердловини у зоні нагляду та охорони від несанкціонованого вандалного доступу.

Необхідно також більш детально зупинитися на питанні глибини спорудження спостережних свердловин, адже вона може визначатися, у тому числі, їх просторовим розташуванням. Першочерговому контролю спостережними свердловинами має підлягати перший від поверхні водоносний горизонт (ґрунтові води), глибина якого може варіювати від перших метрів до 30–40 м залежно від будови верхньої частини розрізу.

Важливо зазначити, що специфікою забруднень від нафтогазовидобувних об'єктів є різна густина рідин-забрудників, яка істотно відрізняється від густини прісної підземної води. Легкі рідкі вуглеводні густиною 0,6–0,8 г/см³ утворюють лінзи на поверхні водоносної товщі, у той час як солоні супутні пластові води із високою густиною (1,0–1,2 г/см³) опускаються до підшови водоносного горизонту. Така гравітаційна диференціація зумовлює необхідність організації контролю на різних глибинах в одній водоносній товщі. Це досягається шляхом спорудження купа спостережних свердловин на одній ділянці, або застосування більш продуктивної, сучасної технології – багатоканальних гнучких труб, які дозволяють відбирати проби одночасно з 7 інтервалів із однієї свердловини [18].

Якщо на території моніторингу існують ділянки гідравлічного зв'язку першого водоносного горизонту (ґрунтових вод) з більш глибокими горизонтами, виникає необхідність організовувати спостереження і за ними, тим більше, що на ці горизонти зазвичай споруджені свердловини централізованого водопостачання у прилеглих населених пунктах. Це завдання виконується шляхом встановлення додаткових спостережних свердловин, принаймні на другий від поверхні водоносний горизонт, або шляхом включення до спостережень вже готових наявних

свердловин, які використовувалися (або використовуються) як водозабірні, наприклад, для потреб буріння.

Нарешті, слід звернутися до такого параметру фільтраційного руху підземних вод, як швидкості фільтрації. В умовах непорушеного субгоризонтального залягання осадових порових водоносних горизонтів (піски, суглинки) гідравлічні градієнти потоку безнапірних або слабо напірних підземних вод становлять 0,001–0,01 часток одиниць. Навіть, за високих значень активної пористості (0,2–0,3) і коефіцієнтів фільтрації (5–10 м/добу) водоносних порід швидкості фільтрації підземних вод становлять лише кілька міліметрів або сантиметрів за добу. Це означає, що в спостережних свердловинах або колодязях, розташованих на відстані, наприклад, 500 м від джерела забруднення, масив забруднених вод може з'явитися лише за декілька років. За умов такої повільної швидкості фільтрації стає очевидною необхідність максимального наближення спостережних свердловин до нафтогазопромислових об'єктів-джерел забруднення підземних вод.

Поверхневі води. Вибір пунктів моніторингу поверхневих вод має здійснюватися на основі моделювання рельєфу та структури поверхневого стоку. Це означає виділення у межах нафтогазового родовища мікробасейнів поверхневого стоку, розділених вододільними лініями, та визначення основних параметрів стоку – напрямків та інтенсивності. Іншими словами, територію родовища необхідно представити як набір суміжних локальних водозбірних площ, межі та розміри яких визначаються формами мезо- і мікрорельєфу. Очевидно, що пункти моніторингу поверхневих вод мають розташовуватися на шляху можливих техногенних потоків від об'єктів нафтогазовидобувної інфраструктури. При цьому, практика свідчить, що не менш важливим критерієм є доступність точок для під'їзду на місцевості. Точка спостереження, теоретично вдало розміщена на виході з ділянки зосередження джерел забруднення, може виявитися недоступною для відвідування під час польових досліджень з причин відсутності доріг або, наприклад, затоплення території навесні паводковими водами.

Ми пропонуємо вирішувати поставлене завдання з проектування спостережних пунктів поверхневих вод за такими етапами:

- 1) визначити потенційні місця розташування пунктів моніторингу поверхневих вод на топографічній основі за принципом: а) розміщення нижче основних ділянок зосередження нафтогазовидобувних об'єктів за потоком, та б) уздовж тальвегів основних водотоків родовища;
- 2) провести польові обстеження обраних точок для того, щоби встановити доступність для подальшого відвідування і відбирання проб (під'їзні шляхи, доступ до берега тощо);
- 3) виконати коректування місць розташування точок, якщо виявляться недоступні;
- 4) винести відкориговані точки на карту і побудувати контури водозбірних площ для кожної із визначених точок засобами геоінформаційних технологій на основі цифрової моделі рельєфу;
- 5) проаналізувати отримані водозбірні площі кожної точки на предмет, які об'єкти нафтогазової інфраструктури припадають на кожний контур, а також визначити наявність джерел стороннього забруднення вод;
- 6) в подальшому уточнювати місця розташування пунктів моніторингу після проведення перших відборів проб, коригувати їх у разі змін в інфраструктурі родовища з відповідним перебудуванням контурів водозбірних площ для кожної точки.

Завдання із моделювання контурів водозбірних площ ефективно й швидко вирішуються інструментами геоінформаційних систем (ГІС) на основі цифрової моделі рельєфу (ЦМР) території. Сучасний рівень розвитку геоінформаційних технологій дозволяє нам користуватися готовими ЦМР, побудованими за даними супутникової зйомки, які є у відкритому доступі. Найбільш відомими доступними ЦМР, які охоплюють всю поверхню суші Землі, є набори даних SRTM, створений шляхом радарної топографічної зйомки поверхні Землі [19] та ASTER GDEM, розроблений за даними супутникового радіометру теплового випромінювання та відбивання [20]. Роздільна здатність моделі SRTM становить 30 м, ASTER GDEM – 15 м, що є цілком достатнім для побудування водозбірних площ регіонального рівня, наприклад, басейну таких річок як Оріль, Ворскла, Псел площею 10–20 тис. км² або їх частин у середніх та дрібних масштабах. Але під час проектування мережі пунктів моніторингу на одному нафтогазовому родовищі розглядаються площі водозборів на рівні мікробасейнів стоку (10–100 км²) у крупних масштабах (1:2 000–1:10 000). У таких масштабах глобальні ЦМР створюють значні похибки за рахунок того, що сигнал радарної зйомки відбивався не тільки від поверхні землі, але й від поверхні крон дерев, дахів будівель. Для створення коректної моделі локальних водозбірних площ доцільно

використовувати векторну топографічну основу масштабу 1:50 000 і крупніше (ізолінії рельєфу, точки висот на місцевості та лінії перегину поверхні – тальвеги і хребти), до якої застосовувати геоінформаційні інструменти гідрологічного моделювання.

Для цього можна використати інструменти з гідрологічного моделювання набору *Spatial Analyst* у програмі *ArcGIS*. Процедура визначення контурів водозбірних площ включає низку послідовних операцій, кожна з яких базується на результатах попередньої (рис. 1).

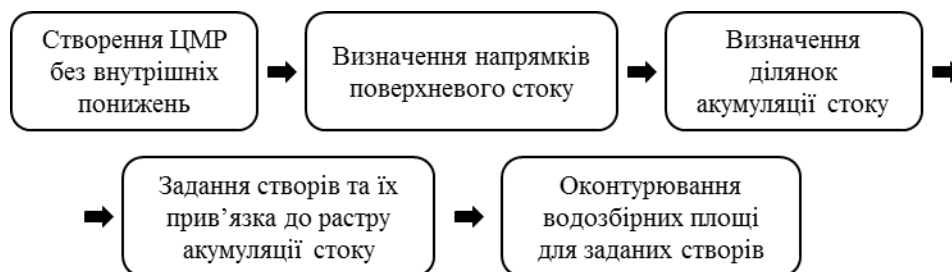


Рис. 1. Алгоритм визначення контурів водозбірних площ території

Перший етап – створення ЦМР – передбачає 1) векторизацію сканованих топографічних карт (за умов відсутності готової векторної топографічної основи), 2) створення триангуляційної моделі поверхні землі на основі векторних шарів рельєфу та 3) створення растру висот із роздільною здатністю, достатньою для подальших моделювань стоку (зазвичай 5–10 м). На виході отримаємо растрове зображення, кожна елементарна комірка якого зберігає значення висоти над рівнем моря, тобто власне ЦМР.

Для коректного моделювання поверхні стоку важливо використовувати сітку висот, в якій відсутні внутрішні замкнуті безстічні пониження. Іншими словами, у використовуваній моделі висот не має бути комірок, повністю оточених комірками із більшими значеннями висоти, тобто таких точок, з яких не витікає вода. Для цього ми використаємо інструмент *Fill* в наборі інструментів *Hydrology* модулю *Spatial Analyst* програми *ArcGIS*. Цей інструмент заповнює помилкові пониження у вхідному растрі ЦМР розміром від 1 комірки та забезпечує безперервність поверхні стікання, що моделюється. Для отримання растру напрямків потоку використаємо інструмент *Flow Direction*, принцип побудови якого – присвоєння кожній комірці коду, який відповідає 8 можливим напрямкам руху води із комірки. Напрямок розраховується відповідно до різниці висот комірки по відношенню до сусідніх, і результатом є растр, в якому кожна комірка отримує кодоване значення напрямку потоку (рис. 2).

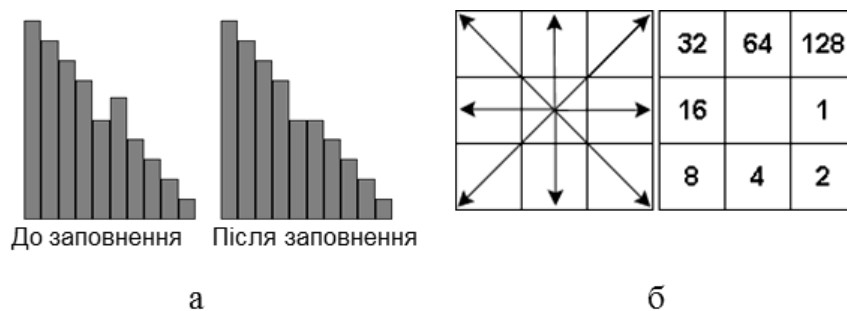


Рис. 2. Принципи заповнення понижень у растрі висот (а) і кодування комірок растру висот для визначення напрямків поверхневого стоку (б)

Для створення растру акумуляції стоку використаємо інструмент *Flow Accumulation* в наборі інструментів *Hydrology* модулю *Spatial Analyst*. У результаті кожна комірка растру отримає значення кількості комірок, розташованих вище неї за течією. Комірки з високими значеннями приурочені здебільшого до тальвегів, ніж до схилів або хребтів.

Наступним етапом ми вибираємо створи на водотоках, для яких хочемо побудувати водозбірні площі. Кожен створ є точкою виходу стоку з певної площі водозбору, якою проходить весь стік, що утворюється на даній площі. В якості розрахункових створів ми використаємо клас запроєктованих точок відбору проб поверхневих вод. Водозбірні площі утворюються не від точок

безпосередньо, а від комірок растру, тому необхідно прив'язати їх до комірок растру. Тому, нам необхідно встановити точки на комірках растру акумуляції стоку, у місцях з високим значенням акумуляції, розташованих нижче певних мікробасейнів стоку для коректного оконтурювання останніх. Для цього використовуємо інструмент *Snap to Pour Points*. В якості вихідних даних вказуємо растр напрямків стоку та клас із пунктами моніторингу (створами). У результаті ми отримуємо точки у вигляді растру із розмірами комірки, що відповідають вихідним параметрам растру висот.

Для оконтурювання водозбірних площ використовуємо інструмент *Watershed* із того ж набору *Hydrology* модулю *Spatial Analyst*. В якості вихідних даних вказується растр напрямків стоку та растр точок створів, створений на попередньому кроці. Отриманий растр водозбірних площ ми конвертуємо у векторні полігони, для чого використовується інструмент *Raster to Polygon* із набору *Conversion Tools – From Raster*. Після завершення конвертації доцільно провести перевірку на топологію меж полігонів, а саме – на витримування правил «відсутність проміжків між полігонами» та «полігони не мають перекриватися один одним».

Отримані таким чином водозбірні площі кожного з пунктів моніторингу поверхневих вод надають уяву щодо того, які з наявних на родовищі нафтогазовидобувних об'єктів контролюються яким створом.

Окремої уваги заслуговує необхідність встановлення фонових пунктів спостереження, які надають інформацію щодо якості поверхневих вод, що не зазнали впливу видобувної діяльності на родовищі. Вони мають бути розміщені на всіх постійних водотоках, що втікають на територію родовища і виступатимуть базою порівняння під час подальших спостережень у межах родовища.

Висновки та перспективи. Створення спостережних мереж локального моніторингу підземних і поверхневих вод на території нафтогазового родовища є важливим завданням, ефективне виконання якого гарантує екологічну безпеку діяльності нафтогазовидобувного підприємства. Спостережні мережі мають закладатися на основі існуючих на території водозабірних споруд (свердловин водопостачання, колодязів, каптажів джерел) із обов'язковим спорудженням спеціальних спостережних свердловин для контролю якості підземних вод безпосередньо на ділянках експлуатації нафтогазопромислових об'єктів.

Принципи розміщення пунктів моніторингу гідросфери у межах родовища базуються, перш за все, на геоморфологічній та гідрогеологічній будові території, але мають враховувати взаємне розташування нафтогазовидобувних споруд та вразливих водних об'єктів – водозабірних ділянок і поверхневих водних екосистем. Всі наявні свердловини централізованого водопостачання та джерела підземних вод мають бути залучені до спостережної мережі, у той час як колодязі мають відповідати встановленим критеріям – розташовуватися за потоком розповсюдження можливого забруднення та перебувати в належному технічному санітарному стані.

Принципи розміщення спостережних свердловин ґрунтуються на напрямках і фільтраційних параметрах першого від поверхні водоносного горизонту, але їхнім головним завданням має бути якомога швидке перехоплення забруднених вод на ділянках експлуатації нафтогазовидобувних об'єктів. Кількість спостережних свердловин залежить, таким чином, від кількості таких об'єктів (або ділянок їхнього зосередження) на родовищі. У разі відсутності гідрогеологічних даних щодо площинної будови рівневої поверхні ґрунтових вод, для визначення напрямків руху води доцільно використовувати модель поверхневого стоку, принаймні в ландшафтних умовах Східного нафтогазоносного басейну на Лівобережній Україні. Для визначення місць розташування пунктів спостережень за якістю поверхневих вод найефективнішим інструментом є побудування цифрової моделі рельєфу та моделювання контурів локальних водозбірних площ за обраними створами методами сучасних геоінформаційних технологій.

Наведені у роботі підходи до розміщення пунктів локальної спостережної мережі підземних і поверхневих вод можуть бути застосовані також для проведення процедури оцінки впливу на довкілля як нафтогазових родовищ в цілому, так і окремих нафтогазопромислових об'єктів.

Подяки. Робота виконана за матеріалами багаторічних доробок ТОВ «СВНЦ Інтелект-сервіс ЛТД» (м. Харків). Автор висловлює щирі подяки науковому керівникові робіт Журавлю Миколі Юхимовичу та заступникові директора Ключко Петру Васильовичу за плідні консультації, цінні поради та наставництво.

Література

- 1 Положення про державну систему моніторингу довкілля від 30.03.1998 р. № 391. Дата оновлення: 25.10.2017. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/391-98-%D0%BF> (дата звернення 22.11.2018)
- 2 Правила розробки нафтових і газових родовищ: затв. наказом Мін-ва екології та природних ресурсів України від 15.03.2017 р. № 118. URL: <http://zakon0.rada.gov.ua/laws/show/z0692-17#n13> (дата звернення: 21.11.2018)
- 3 Екологічна безпека нафтогазового комплексу у Західному регіоні України: колект. монографія / за ред. Я. О. Адаменка. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2017. 384 с.
- 4 Васильев А. Н., Журавель Н. Е., Ключко П. В. Организация гидрохимического мониторинга в условиях нефтегазового северо-востока Украины. Харьков: Экограф, 2001. 112 с.
- 5 Водний Кодекс України від 06.06.1995 р. № 213/95-ВР. Дата оновлення: 18.12.2017. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80> (дата звернення: 21.08.2018)
- 6 Рекомендации по проведению гидрохимического опробования и физико-химических исследований для оценки загрязнения подземных вод / ПНИИИС. Москва: Стройиздат, 1986. 32 с.
- 7 Гольдберг В. М. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды: монография. Ленинград: Гидрометеиздат, 1987. 248 с.
- 8 Guidelines Document No 15. Guidance on Groundwater Monitoring under the Water Framework Directive. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2007. 54 pp.
- 9 Основні принципи організації системи екологічного моніторингу довкілля у межах території нафтогазових промислів Богородчанського району / Адаменко Я. О. та ін. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2010. №1 (1). С. 5–11.
- 10 Скрипник В. С. Система екологічного моніторингу та заходи стабілізації стану довкілля Надвірнянського нафтогазопромислового району. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2010. №1 (1). С. 16–26.
- 11 Виставна Ю. Ю., Вергелес Ю. І., Яковлев В. В., Дядін Д. В., Чистикова А. В., Жидких І. О. Дослідження нітратного забруднення гідросфери у трансграничному районі басейну Сіверського Донця. Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2014. Вып. 6/10 (72). С. 20–27.
- 12 Журавель Н. Е., Ключко П. В., Дядин Д. В. Современное экологическое состояние подземных и поверхностных вод в районе Качановского нефтепромыслового узла. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. 2007. № 4. С. 66–73.
- 13 Дядин Д. В., Ключко П. В., Голик Ю. С., Яременко В. В. Организация мониторинга подземных вод на территории деятельности СП «Полтавская газонефтяная компания» (Полтавская область, Украина). Современные научные исследования: инновации и опыт: материалы XVII-XVIII междунар. науч.-практ. конф. (г. Екатеринбург, Россия, 04–05.12.2015). Екатеринбург, 2015. С. 11–17.
- 14 Дядін Д. В., Журавель М. Ю., Ключко П. В. Оцінка стану довкілля на ділянках аварійних свердловин. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2018. № 1 (17). С. 4–13.
- 15 Державні санітарні правила і норми України 2.2.4.171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»: затв. наказом М-ва здоров'я України від 12.05.2010 р. № 400. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10> (дата звернення: 20.11.2018).
- 16 Дмитренко Т. В. Повышение экологической безопасности использования родниковых вод на примере Харьковского региона: дисс. ... канд. техн. наук: 21.06.01 / УкрНИИЭП. Харьков, 2005. 157 с.

17 Яковлев В. В. Перспективні джерела природних вод для питного водопостачання України, їх охорона і раціональне використання: дис. ... д-ра геол. наук: 21.06.01 / Харк. нац. ун-т ім. В. Н. Каразіна, 2017. 351 с.

18 Long Screen Data vs CMT Multilevel Data. Solinst Canada Ltd. URL: <https://www.youtube.com/watch?v=2UYg2R080j0> (дата звернення: 10.11.2018).

19 Shuttle Radar Topography Mission: Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, NASA. URL: <https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/> (дата звернення: 18.11.2018).

20 ASTER Global Digital Elevation Map: Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, NASA. URL: <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp> (дата звернення: 18.11.2018).

Надійшла до редакції 03 грудня 2018 р.

D. V. Diadin

*O. M. Beketov National University
of Urban Economy in Kharkiv*

PRINCIPLES OF INSTALLING LOCAL MONITORING POINTS OF THE GROUND AND SURFACE WATER AT OIL AND GAS PRODUCTION SITES

The article considers the principles for the spatial layout of local monitoring points of the hydrosphere state on the territory of oil and gas production enterprises. The general conceptual approaches to the development of monitoring network have been defined with account of the specifics of oil and gas production facilities that are viewed as pollution sources of the underground and surface water. The selection and location criteria for the monitoring points have been developed, which have been classified into such categories as water supply wells, water pits, tapping springs, monitoring wells and surface water objects.

The author has proved that the key basis for installing the water monitoring points is the digital terrain model, which serves the basis for defining not only the structure of surface water runoff, but also the water flow course of shallow unconfined groundwater. The algorithm for developing the digital terrain model and for modeling the borders of water catchment areas on the selected sections by means of geoinformation technologies has been provided.

The author of the article has analyzed the principles of installing the monitoring wells, based on the directions and filtration parameters of the phreatic aquifer. However, their main task should be the quick interception of contaminated water at the operation sites of oil and gas production facilities. Therefore, the number of monitoring wells depends on the number of such objects (or areas of their concentration) on the oil and gas field. In the absence of hydrogeological data on the plane structure of the groundwater surface levels, it is appropriate to use the model of water runoff to define the water flow course, at least in the landscape conditions of the Eastern oil and gas basin in Left-Bank Ukraine. To define the layout of the surface water quality monitoring points, the most effective tools are to develop the digital terrain model and to model the borders of water catchment areas on the selected sections by means of modern geoinformation technologies.

The article includes the approaches to the installation of local network monitoring points of the underground and surface water, which can be also applied to the estimation procedure of the environmental impact of both oil and gas deposits in general and separate oil and gas facilities.

Key words: monitoring, operation network, underground and surface water, oil and gas production, digital terrain model.

References

1 Polozhennya pro derzhavnu sistemu monitoringu dovkillya vid 30.03.1998 r. № 391. Data onovlennya: 25.10.2017. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/391-98-%D0%BF> (data zvernennya 22.11.2018)

2 Pravila rozrobki naftovih i gazovih rodovishch: zatv. nakazom Min-va ekologії ta prirodnih resursiv Ukraїni vid 15.03.2017 r. № 118. URL: <http://zakon0.rada.gov.ua/laws/show/z0692-17#n13> (data zvernennya: 21.11.2018)

3 Ekologichna bezpeka naftogazovogo kompleksu u Zahidnomu regioni Ukraїni: kolekt. monografiya / za red. Ya. O. Adamenka. Ivano-Frankivs'k: IFNTUNG, 2017. 384 s.

- 4 Vasil'ev A. N., Zhuravel' N. E., Klochko P. V. Organizaciya gidrohimicheskogo monitoringa v usloviyah neftegazonosnogo severo-vostoka Ukrainy. Har'kov: Ekograf, 2001. 112 s.
- 5 Vodnij Kodeks Ukraïni vid 06.06.1995 r. № 213/95-VR. Data onovlennya: 18.12.2017. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80> (data zvernennya: 21.08.2018)
- 6 Rekomendacii po provedeniyu gidrohimicheskogo oprobovaniya i fiziko-himicheskikh issledovaniy dlya ocenki zagryazneniya podzemnykh vod / PNIIS. Moskva: Strojizdat, 1986. 32 s.
- 7 Gol'dberg V. M. Vzaimosvyaz' zagryazneniya podzemnykh vod i prirodnoj sredy: monografiya. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1987. 248 s.
- 8 Guidelines Document No 15. Guidance on Groundwater Monitoring under the Water Framework Directive. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2007. 54 pp.
- 9 Osnovni principi organizacii sistemi ekologichnogo monitoringu dovkillya u mezhah teritorii naftogazovih promisliv Bogorodchans'kogo rajonu / Adamenko Ya. O. ta in. Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokoristuvannya. 2010. №1 (1). S. 5–11.
- 10 Skripnik V. S. Sistema ekologichnogo monitoringu ta zahodi stabilizacii stanu dovkillya Nadvirnyans'kogo naftogazopromislivogo rajonu. Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokoristuvannya. 2010. №1 (1). S. 16–26.
- 11 Vistavna Yu. Yu., Vergeles Yu. I., Yakovlev V. V., Dyadin D. V., Chistikova A. V., Zhidkih I. O. Doslidzhennya nitratnogo zabrudnennya gidrosferi u transgranichnomu rajoni basejnu Sivers'kogo Doncy. Vostochno-Evropejskij zhurnal peredovykh tekhnologij. 2014. Vyp. 6/10 (72). S. 20–27.
- 12 Zhuravel' N. E., Klochko P. V., Dyadin D. V. Sovremennoe ekologicheskoe sostoyanie podzemnykh i poverhnostnykh vod v rajone Kachanovskogo neftepromyslovogo uzla. Ekologiya dovkillya ta bezpeka zhittediyal'nosti. 2007. № 4. S. 66–73.
- 13 Dyadin D. V., Klochko P. V., Golik Yu. S., Yaremenko V. V. Organizaciya monitoringa podzemnykh vod na territorii deyatel'nosti SP «Poltavskaya gazoneftyanaya kompaniya» (Poltavskaya oblast', Ukraina). Sovremennye nauchnye issledovaniya: innovacii i opyt: materialy XVII-XVIII mezhdunar. nauch.-prakt. konf. (g. Ekaterinburg, Rossiya, 04–05.12.2015). Ekaterinburg, 2015. S. 11–17.
- 14 Dyadin D. V., Zhuravel' M. Yu., Klochko P. V. Ocinka stanu dovkillya na dilyankah avarijnih sverdlovin. Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokoristuvannya. 2018. № 1 (17). S. 4–13.
- 15 Derzhavni sanitarni pravila i normi Ukraïni 2.2.4.171-10 «Gigienichni vimogi do vodi pitnoi, priznachenoi dlya spozhivannya lyudinoyu»: zatv. nakazom M-va zdorov'ya Ukraïni vid 12.05.2010 r. № 400. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10> (data zvernennya: 20.11.2018).
- 16 Dmitrenko T. V. Povyshenie ekologicheskoy bezopasnosti ispol'zovaniya rodnikovykh vod na primere Har'kovskogo regiona: diss. ... kand. tekhn. nauk: 21.06.01 / UkrNIIEP. Har'kov, 2005. 157 s.
- 17 Yakovlev V. V. Perspektivni dzherela prirodnih vod dlya pitnogo vodopostachannya Ukraïni, ih ohorona i racional'ne vikoristannya: dis. ... d-ra geol. nauk: 21.06.01 / Hark. nac. un-t im. V. N. Karazina, 2017. 351 s.
- 18 Long Screen Data vs CMT Multilevel Data. Solinst Canada Ltd. URL: <https://www.youtube.com/watch?v=2UYg2R080j0> (data zvernennya: 10.11.2018).
- 19 Shuttle Radar Topography Mission: Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, NASA. URL: <https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/> (data zvernennya: 18.11.2018).
- 20 ASTER Global Digital Elevation Map: Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, NASA. URL: <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp> (data zvernennya: 18.11.2018).

ПОВІДОМЛЕННЯ

*Олег Адаменко¹, Алла Пасс²,
Іван Ковбанюк¹, Роман Дутчак²,
Денис Зорін¹, Микола Ногач¹*

*¹Івано-Франківський національний технічний
університет нафти і газу,*

²ТзОВ «Телерадіокомпанія “Студія 1+1”»

ВЕРХОВИНСЬКИЙ МЕТЕОРИТ

1 грудня 2018 року приблизно о 23 годині над присілком села Замагора Верховинського району Івано-Франківської області (рис. 1) після блискавичного, яскравого спалаху, гучного, потужного удару по даху господарської споруди (відкритий навіс для автомобіля) місцевого газди пана Богдана Генсецького (рис. 2) в покрівлі були зруйновані (вибиті) декілька дерев'яних покрівельних гонт. В даховому покритті утворився квадратний отвір (рис. 3), а невідомий розпечений до червоного предмет, який влетів в будівлю, зіткнувшись з дерев'яною підлогою, миттєво її підпалив.

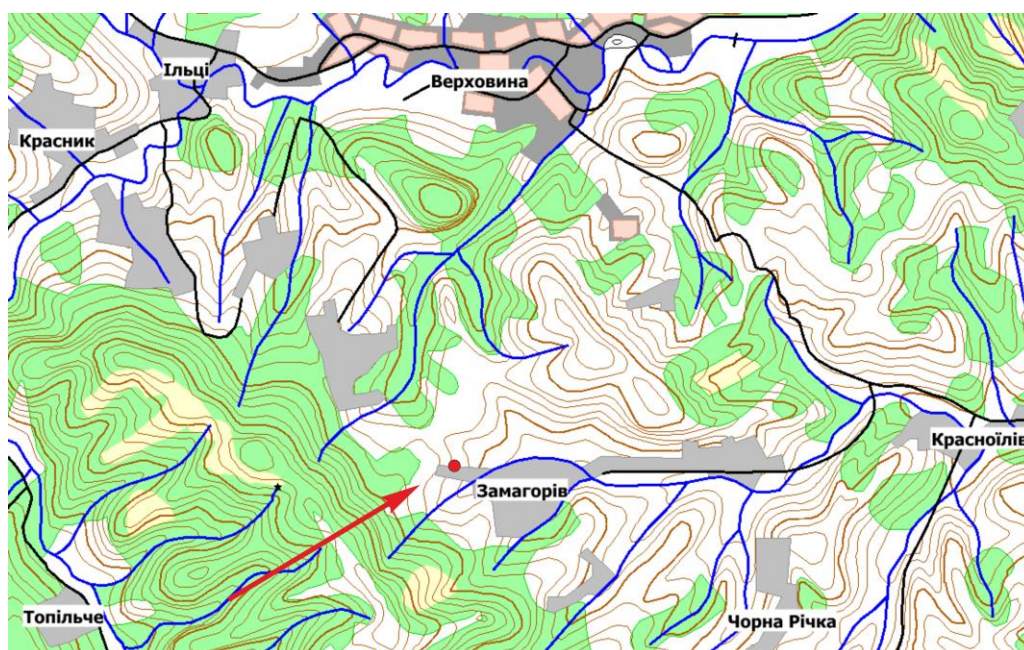


Рис. 1. Географічне положення точки падіння Верховинського метеорита

Координати точки падіння 48.103881° сх. д. та 24.810817° пн. ш.

Переляканий господар садиби, пан Богдан Генсецький, який порався неподалік, загасив полум'я снігом, а потім лопатою викинув на подвір'я у снігову кучугуру розпечену каменюку, призвідника займання підлоги. Температура каменя (як видавалося на перший погляд) була такою високою, що він ще близько 3-4-х годин охолоджувався та “шкварчав” у снігу.

Так драматично у нашому краї з'явився прибулець із Космосу – Верховинський метеорит овальної форми, візуально оплавлений, з параметрами, як згодом з'ясували вчені ІФНТУНГ, $167 \times 138 \times 69$ мм (довжина $\times$ ширина $\times$ товщина), вагою 2396 грам, об'ємом 649 см^3 , густиною $3,692 \text{ г/см}^3$, немагнітний, радіація 11 мікрорентген за годину, тобто фон нашого регіону.



Рис. 2. Господар будівлі Богдан Генсецький з метеоритом

Очевидець цього явища, господар садиби пан Богдан Генсецький, оговтавшись від стресу, обґрунтовано припустив, що цей об'єкт може мати космічне походження, передав прибульця у місцевий приватний Музей гуцульської магії Миколи Данилюка. Згодом, журналіст телевізійного каналу 1+1 Алла Пасс разом з оператором Романом Дутчаком 21 грудня 2018 року обстежила місце падіння (рис. 4), зустрілась з безпосереднім очевидцем та записала (задокументувала) його свідчення на телевізійну відеокамеру та подали в ефір телевізійного каналу 1+1 29 грудня у відеосюжеті “У високогірне селище в Карпатах прилетів метеорит”, який викликав широкий резонанс і в суспільстві і в державних органах, які фіксують та вивчають такі небуденні природні явища.



Рис. 3. Отвір у даху, пробитий метеоритом

Голова Комітету по метеоритах Національної академії наук України член-кореспондентка НАНУ В. П. Семененко, після детального аналізу сюжету на каналі 1+1, повідомила авторів статті, що у відеосюжеті ймовірно показано метеорит, але у неї є сумніви, що подія падіння відбулася насправді. Вона може бути сфальсифікована, а такий метеорит можна купити приблизно за 1 тис. дол. США у ФРН, де є ринок метеоритів, які збирають у Сахарі. Голову зазначеного Комітету

насторожило те, що отвір на даху, через який в приміщення влетів метеорит, має правильну прямокутну форму, що прибулець дуже довго охолоджувався і що немає інших свідків події, крім пана Богдана. Правда заступник голови Верховинської РДА С. Я. Уршеджук повідомила О. М. Адаменку, що у с. Замагора є і інші свідки падіння цього метеорита. Отже, потрібно Державній службі з надзвичайних ситуацій, місцевій владі, громадським екологічним організаціям провести детальне дослідження самої події – падіння метеорита, а сам об'єкт передати в Комітет по метеоритах НАНУ, тому що згідно Закону України про надра, метеорити є державною власністю.



Рис. 4. Метеорит пробив підлогу і заглибився в землю

Але спочатку, 26 грудня об'єкт потрапив до рук науковців ІФНТУНГ. Професор кафедри екології О. М. Адаменко (рис. 5) підтвердив, що ймовірно, це може бути метеорит типу хондрит, тобто кам'яний. Якщо це дійсно метеорит, то виходячи з його густини, це може бути основна порода габро-базальтового або ультраосновна дуніт-перидотитового ряду. А відповідає вона нижнім шарам кори або верхнім шарам мантії якоїсь планети. Є гіпотеза, що ця планета – Фаетон, що була розбита і роздроблена на шматки при зіткненні з іншим космічним тілом. Якщо ж це несправжній метеорит і його падіння – фальсифікація, то принесений в ІФНТУНГ зразок може бути добре обкатаним валуном із слободських конгломератів, або конкрецією яшми із Чивчинських гір. Для достовірного визначення його складу та структури необхідно взяти зразок (зріз) матеріалу площею до 1 см квадратного, товщиною кілька міліметрів для виготовлення шліфа, аншлифа та подальшого хімічного аналізу.

Професор Адаменко О. М. розповів, що падіння на Землю метеоритів не рідкісне явище. За оцінками вчених, щодоби на Землю падає до 5-6 тонн космічної речовини – метеоритів, уламків астероїдів, ядер комет, космічного пилу тощо. Звідки вони потрапляють до нас? У Сонячній системі між орбітами Марса та Юпітера (228-778 млн км від Сонця) є пояс метеоритів. За орбітою Плутона, на відстані більше 5 мільярдів кілометрів від Сонця, є пояс Койпера із тисяч астероїдів (десять з них мають до 1500 кілометрів у діаметрі). Ще далі, на відстані 18-19 мільярдів кілометрів (5×10^3 астрономічних одиниць) розташована Хмара Оорта з величезними глибами криги і каміння – ядра комет загальною масою у 10 тисяч маси нашого Сонця.

Які сліди залишають ці прибульці на Землі? Про це детально описано у монографіях Олега Адаменка “Мій дім – Земля” (2005 р.) та Георгія Рудька і Олега Адаменка “Землелогія” (2009 р.), “Тиск на біосферу: реанімація чи шлях на Марс” (2014 р.) та у їх підручнику зі співавторами “Геологія з основами геоморфології” (2010 р.). Так ось, сліди від ударів метеоритів та астероїдів – це кратери або імпакт-структури. Їх давно спостерігають на Місяці, Меркурії, Марсі і Венері. На Землі описано 230 таких кратерів, а 7 є і в Україні (Кропивницька, Дніпровська, Черкаська області). Найкраще вивчений кратер “Метеор” у Арізоні (США). Він має діаметр біля 1 км, глибину більше 100 м, утворився, як встановив американський геолог Юджін Шумейкер, біля 30

тисяч років тому від астероїда діаметром 25 м , який наніс удар із швидкістю 40 тисяч км/год. Добре зберігся завдяки сухому клімату та відсутності ерозійних процесів.



Рис. 5. Богдан Генсецький передає метеорит Аллі Пасс



Рис. 6. Алла Пасс передає метеорит професору Олегу Адаменко

На півночі Якутії є Попігайський кратер діаметром до 100 км. Кратери України мають діаметри від 2,7 до 15 км, а вік від 88 до 395 млн років. Їх можна спостерігати тільки з Космосу, тому що на поверхні Землі вони зруйновані ерозією води, вітру, дощу, снігу і покриті новітніми відкладами.

Чи є загроза Землі від зіткнення з астероїдами? Звичайно є. У геологічній історії Землі тільки за останні 500 млн років (Земля нараховує 4560 млн років) такі бомбардування відбувалися не менше 5 разів. Останнє – 65 млн років тому, коли вимерли динозаври, були знищені 75% іншої біоти рослин і тварин. Це результат зіткнення з астероїдом Чиксулуб в районі півострова Юкатан Мексиканської затоки. Діаметр кратера досягав 180 км.

Вчені підраховали, що ймовірність зіткнення астероїда з Землею складає один на 10 млн років. Але коли відбудеться така подія складно прогнозувати: через мільйон років чи завтра. Нині діє служба стеження за астероїдами, яка контролює уже більше сотні їх.



Рис. 7. Загальний вигляд метеорита

Наприклад, один такий об'єкт наблизиться до Землі 13 квітня 2029 р., але пройде від неї на відстані у кілька тисяч км. Розробляються методи відхилення орбіт таких небезпечних космічних тіл від Землі або їх знищення. Крім природних об'єктів навколо Землі обертається 6000 тонн космічного сміття – і щороку його кількість зростає. Це – уламки супутників, космічних кораблів, ракет-носіїв, космічних станцій. Вони згорають в атмосфері Землі, а рештки падають на її поверхню.

Яке значення має вивчення метеоритів, астероїдів, комет? Це необхідно для визначення походження Всесвіту, що утворився 13,6 млрд. років тому в результаті Великого вибуху. Необхідні знання про нашу галактику Чумацький шлях – диск із 200 млрд. зірок діаметром у 90 світлових років (а таких галактик у Всесвіті – кілька мільярдів). Потрібні дані про нашу Сонячну систему, і врешті про Землю та її найвище творіння – Людину розумну *Homo sapiens L.*

А відносно Верховинського метеорита можна ще раз підкреслити, що, якщо ця подія не була сфальсифікована, то його остаточний діагноз буде поставлений після розрізу (розпиловки) та мікроскопічного і хіміко-аналітичного дослідження під керівництвом вчених Комітету по метеоритах НАНУ.