

## ЗМІСТ

<b>Лисиченко Г.В., Ковач В.Е.</b> Мировой опыт реабилитации бывших урановых производств	4
<b>Забулонов Ю.Л., Медведев Ю.О.</b> Використання біосинтетичного алгоритму для моделювання оптимального шляху порушника на гіпотетичному об'єкті	13
<b>Попов В.М., Чуб І.А., Морц Е.В.</b> Повышение техногенной безопасности региона на основе построения адаптивной системы безопасности	20
<b>Попов О.О.</b> Прогнозування аварійного ризику	28
<b>Фаррахов О.В.</b> Принципи побудови системи моніторингу для попередження несанкціонованого розповсюдження радіоактивних речовин	34
<b>Верховцев В.Г., Юськів Ю.В., Швайко В.Г.</b> Сумарні амплітуди пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної поверхні Українського щита та його схилів	38
<b>Станкевич С.А., Буніна А.Я., Ченурний В.С.</b> Оцінка можливості інтеграції геолого-геофізичних та дистанційних геопросторових даних для картування рудоперспективності територій	53
<b>Ярошенко К.К., Бондаренко Г.М.</b> Особливості кінетики сорбції стронцію-90 модифікованими цеолітами сокирницького родовища	60
<b>Розко А.М.</b> Сорбція <sup>137</sup> Cs та <sup>90</sup> Sr композиційними матеріалами, що створені на основі глинистих матеріалів та целюлозних волокон	67
<b>Диденко П.И.</b> Экологические аспекты воздействия радона на население	72
<b>Дудар Т.В., Станкевич С.А., Тимошенко Я.О., Бугера М.А.</b> Дистанційне картування змін ландшафтів під впливом антропогенного навантаження в районі видобування урану	82
<b>Краснов Є.Б., Студзинська А.О., Верховцев В.Г., Тищенко О.Ю., Кулібаба В.М.</b> Основні результати інструментальних радіоекологічних досліджень території Біланівського залізорудного і Кременчуцького уранового родовищ	89
<b>Тищенко О. Ю.</b> Актуальні проблеми розробки Біланівського залізорудного родовища	100
<b>Коніцура Т.Я.</b> Оцінювання та прогнозні зміни техногенного навантаження на стан довкілля Київської міської агломерації на період до 2020 року	109
<b>Ольховик Ю.А.</b> Степень кондиционирования радиоактивных отходов АЭС для захоронения в поверхностных хранилищах	115
<b>Тарасова Т.В.</b> Проблеми використання відходів як сировинних ресурсів для будівельних матеріалів	119
<b>Маленков Р.О.</b> Екологічна складова у кадастрі територій та об'єктів природно-заповідного фонду та технології веб-картографування	127
<b>Жолуденко О.О.</b> Вивчення багаторічної динаміки змін показників рідкого та твердого стоку р. Південний Буг в зоні впливу Ташлицької ГАЕС і Олександрівського водосховища	132
<b>Жуков М.Н., Клипа А.В., Вишневскій І.В.</b> Екологічна оцінка водних об'єктів Полтавської області на основі методики ймовірно-статистичного моделювання розподілів вмісту мікроелементів у природних водах	139
<b>Серебровский А.Н.</b> Технология оценивания потенциально-опасных объектов	144

УДК 553.045:504

**ЛИСИЧЕНКО Г.В., КОВАЧ В.Е.**

*ГУ «Институт геохимии окружающей среды НАН Украины», г. Киев*

## **МИРОВОЙ ОПЫТ РЕАБИЛИТАЦИИ БЫВШИХ УРАНОВЫХ ПРОИЗВОДСТВ**

*Описан мировой опыт по реабилитации земель бывших урановых предприятий. Представлен алгоритм взаимодействия между регулятором и оператором с учётом международных требований по реализации ремедиационных проектов и роль участников природоохранного процесса в решении задач реабилитации на таких территориях.*

### **Введение**

Открытие французским физиком А. Беккерелем в конце XIX века явление радиоактивности, проявляющегося в самопроизвольном распаде атомных ядер урана, предопределило энергетическую ценность этого уникального элемента. Дальнейшие исследования показали, что природный уран-238 при небольшом его обогащении ураном-235 может создавать условия для непрерывного деления атомных ядер, что придает процессу цепной характер. Это открытие стало началом как мирного, так и военного использования внутриатомной энергии, способствовало активному геологическому изучению ресурсов сырьевой базы урана и развитию атомной промышленности. Было показано, что несколько килограммов урана способны выработать столько же электрической и тепловой энергии, сколько тонны угля и нефти или тысячи кубометров газа [1].

Впервые уран был выявлен в Чехии, позднее в Африке и северо-западной части Канады. Именно в этих странах до 1940 года была сосредоточена его основная добыча. В настоящее время открыто более 200 урановых месторождений, которые сосредоточены в 40 странах мира [2].

Согласно данным Всемирной ядерной ассоциации (World Nuclear Association, WNA), основные запасы урана (96,5%) сосредоточены в 15 странах мира, из них – в Австралии (разведанные запасы 466 тыс. т, около 20 % мировых запасов), Казахстане (18 %), Канаде (12 %), Узбекистане (7,5 %), Бразилии (7 %), Нигерии (7 %), ЮАР (6,5 %), США (5 %), Намибии (3 %), Украине (3 %), Индии (2 %) [3].

Несмотря на значительные запасы урана в Украине, его добыча до последнего времени составляла 500-800 т в год. из этого количества изготавливается урановый концентрат и производится топливо в России. Добыча урана обеспечивала потребности отечественной ядерной промышленности на 30%. Однако, к 2020 году планируется обеспечить потребности в урановом концентрате в полном объеме.

Добыча урановых руд в СССР началась в Таджикистане в 1926 году, когда было открыто Табошарское месторождение. Позднее карту добычи дополнили: Узбекистан, Киргизия, Казахстан, Украина, Россия и Болгария [2]. Значительное количество месторождений урана в этих регионах на сегодняшний день отработаны, однако остались экологические проблемы, связанные с наследием урановой горнодобывающей промышленности. Это обусловлено тем, что территории, на которых располагались основные урановые производства (шахты, рудники, промышленные площадки горно-химических комбинатов и гидрометаллургических заводов, хвостохранилища и т.д.), в связи с несовершенными технологическими процессами и отсутствием норм экологической безопасности, подверглись техногенному загрязнению. Для таких территорий весьма актуальными задачами является приведение их в экологически безопасное состояние. Однако практическое решение этих задач сдерживается вследствие недостатка опыта

планирования и реализации проектов восстановления окружающей среды, отсутствия финансовых ресурсов для осуществления долговременных реабилитационных программ.

В то же время на уранодобывающих и перерабатывающих производствах стран ЕС в последние годы активно развиваются программы международного технического сотрудничества МАГАТЭ (проекты RER/0986 и RER/3010), ПРООН, ЕврАзЭС и другие, направленные на оказание помощи в осуществлении реабилитационных проектов. Одновременно осуществляются или планируются мероприятия в рамках программ Всемирного Банка (Майлуу-Суу, Кыргызстан), МНТЦ (Каджи-Сай, Кыргызстан), ОБСЕ (Табшар, Таджикистан), ТАСИС (Лермонтов, РФ). Анализ показывает, что эффективность их выполнения во многом зависит от наличия соответствующих национальных стратегий экологической безопасности, нормативных требований и регуляторных механизмов, а также опыта в управлении подобными проектами в соответствии с международными стандартами.

### **Задачи по реабилитации бывших урановых производств в Украине**

В Украине добыча и переработка урановой руды была начата в конце 1940-х годов. Эти работы осуществлялись в условиях секретности без соблюдения требований экологической безопасности. Переработку урановой руды осуществляли Государственное предприятие «Восточный горно-обогатительный комбинат» (ГП «ВостГОК») и Производственное объединение «Приднепровский химический завод» (ПО «ПХЗ»). Сейчас полный цикл работ по добыче и переработке урановых руд осуществляет только одно предприятие – ГП «ВостГОК». В состав ГП «ВостГОК» входят две действующие шахты – Смолинская и Ингульская, которые по своему энергетическому эквиваленту равноценны 60 угольным шахтам (практически одна треть всего Донбасса) [4].

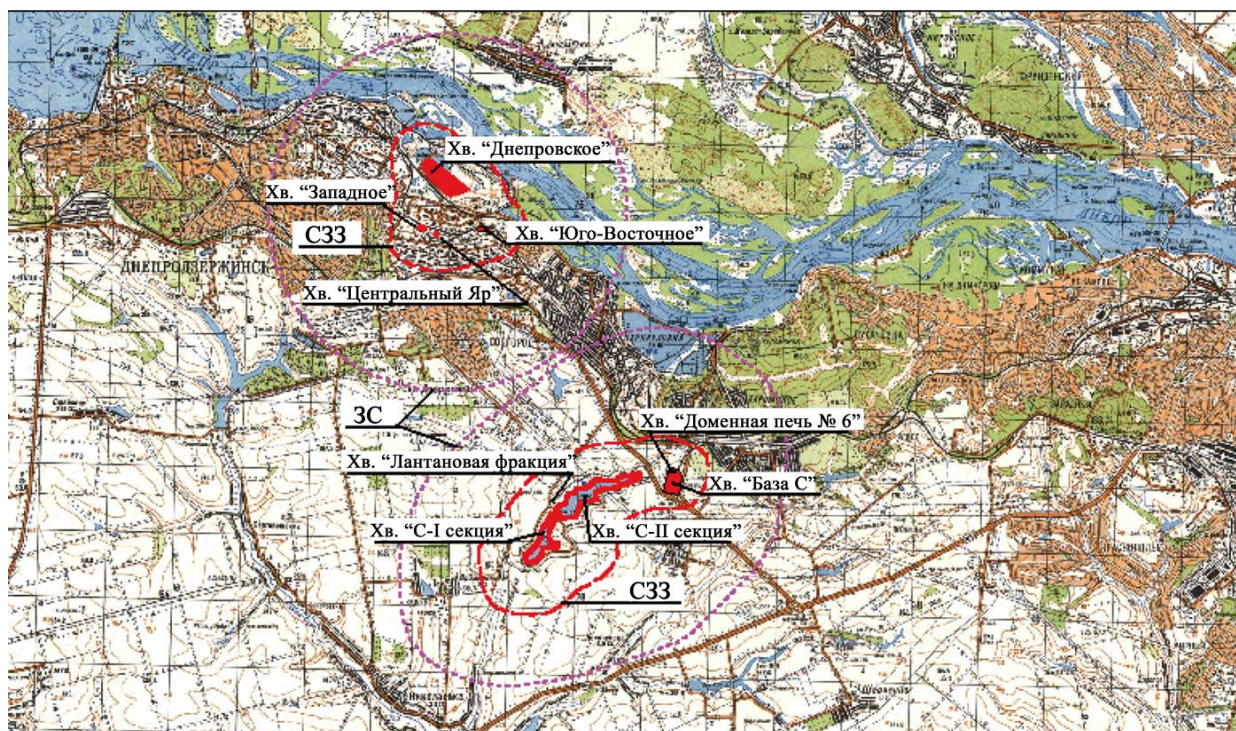
Переработка урановых руд и получение уранового концентрата ( $U_3O_8$ ) осуществляется на Гидрометаллургическом заводе (ГЗМ) в г. Желтые Воды. В процессе переработки урановых руд на ГЗМ образуются отходы (хвосты) с повышенным содержанием радионуклидов природного происхождения. Отходы уранового производства с помощью пульпопровода подаются в специально оборудованное хвостохранилище – «Балка «Щербаковская», которое находится в 5 км от г. Желтые Воды. По состоянию на конец 2013 года, в хвостохранилище «Балка «Щербаковская» накоплено около 40 млн. т отходов уранового производства. Указанное хвостохранилище представляет значительную экологическую опасность для населения города, являясь очагом загрязнения водоносных горизонтов, используемых для водоснабжения. Первоочередными экологическими задачами для этого объекта являются: более углубленное изучение радиационного риска его влияния на окружающую среду (как источника загрязнения подземных вод); усовершенствование системы его комплексного экологического мониторинга; разработка природоохранных мероприятий, включая укрепление и наращивание тела его защитных дамб [5].

Одним из первых в СССР предприятий по переработке уранового сырья было Производственное объединение «Приднепровский химический завод» (далее ВО «ПХЗ») в городе Днепропетровске Днепропетровской области, который был введен в эксплуатацию в 1947 году. С развалом СССР в 1991 году ПО «ПХЗ» прекратил основную деятельность по производству урана, после чего остались хвостохранилища отходов уранового производства:

- на территории завода – «Западное», «Центральный Яр» и «Юго-Восточное»;
- за пределами территории – «Днепровское», «Сухачевское» с секциями 1 и 2; хранилище «База С».

Впоследствии завод распался на ряд специализированных предприятий разного профиля: ГП «Смолы», ГНПП «Цирконий», ГП «ПГМЗ», ГП «ПХЗ», ГП «Полихим» и другие, которые не занимались вопросами обращения с отходами уранового производства. При ликвидации завода ряд опасных сооружений, загрязненных радиацией, были разрушены, разграблены и частично демонтированы, а все хвостохранилища не были

приведены в экологически безопасное состояние в соответствии с действующими нормативно-законодательными требованиями по репрофилированию бывших урановых производств [6]. Это привело к созданию очагов радиоактивного загрязнения в пределах значительной территории Днепродзержинской промышленно-городской агломерации, о чём свидетельствуют данные, представленные на рис. 1 и в табл. 1,2.



**Рис. 1.** Размещение объектов бывшего ПО "ПХЗ" и мест удаления отходов уранового производства в г. Днепродзержинск [5]

**Таблица 1.** Характеристика основных хвостохранилищ бывшего ВО «ПХЗ» и уровни радиационного риска от них [7]

Название объекта	Период эксплуатации	Площадь, га	Масса отходов, Мт	Объем отходов, 10 <sup>6</sup> м <sup>3</sup>	Общая активность, ТБк
«Западное»	1949–1954	6,0	0,77	0,35	180
«Центральный Яр»	1951–1954	2,4	0,22	0,10	104
«Юго-восточное»	1956–1980	3,6	0,33	0,15	67
«Днепровское» (Д)	1954–1968	73,0	12,0	5,9	1400
Хв. «Лантановая фракция»	1965–1988	0,06	0,0066	0,0033	130
Доменная печь № 6	1978–1982	0,2	0,04	0,02	330
База «С» (бывший склад урановой руды)	1960–1991	25,0	0,3	0,15	440
«Сухачевское»					
секция 1	1968–1983	90,0	19,0	8,6	710
секция 2	1983–1992	70,0	9,6	4,4	270



В хвостохранилищах накоплено до 42 млн. т отходов от переработки урановых руд общей активностью  $3,2 \times 10^{15}$  Бк (средняя удельная активность – 76 кБк/кг). В хранилищах отходов уранового производства «ДП-6» и «База С» накоплено до 0,2 млн т отходов уранового производства общей активностью  $4,4 \times 10^{14}$  Бк (средняя удельная активность – 2,3 МБк/кг). Общая площадь хвостохранилищ – 2,77 млн м<sup>2</sup>. Мощность экспозиционной дозы варьирует в пределах от 10 до 35000 мкР/час [5].

Приведенные в табл. 2 данные следует рассмотреть с позиции предварительной оценки, что потребует дальнейшего уточнения для определения путей реабилитации загрязненных территорий.

Безответственность государственных органов надзора и экономический кризис в первое десятилетие независимости Украины привели к тому, что наиболее загрязненные объекты (здания бывших урановых производств, пульпопроводы, складские и другие помещения), а также хвостохранилища отходов гидрометаллургической переработки урана, которые формировались в период с 1948 по 1980 года, фактически на много лет остались без надзора и соответствующего контроля. Только в 2000 г. за счет средств резервного фонда Кабинета Министров Украины были предприняты первые противоаварийные мероприятия по ремонту и укреплению ограждающих сооружений инженерной защиты на хвостохранилищах «Западное» и «Днепровское», тем самым существенно снижена вероятность возникновения оползней и размывов ограждающих дамб.

**Таблица 2.** Характеристика источников выбросов от основных объектов бывшего ВО «ПХЗ» (по данным УкрНИИЭП)

Название объекта	Площадь пыления тыс. м <sup>2</sup>	Средняя удельная активность радионуклида в пыли, Бк/кг						Плотность потока <sup>226</sup> Rn на поверхности, Бк/(м <sup>2</sup> ·с)
		<sup>226</sup> Rn	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>230</sup> Th	<sup>210</sup> Po	<sup>210</sup> Pb	
«Западное»	-	40,2	-	-	-	-	-	0,003–3,075
«Центральный Яр»	-	24,0	-	-	-	-	-	0,24–2,57
«Юго-восточное»	36	58	2594	733	3560	1190	866	0,673
«Днепровское» (Д)	730	730	-	-	-	-	-	0,001–2,58
Хв. «Лантановая фракция»	0,06							
Доменная печь № 6	-	6,0	-	-	-	-	-	0,017–0,05
База «С» (бывший склад для урановой руды)	128,5	330	358–57022	201–3590	760–221652	493–129952	44977–493256	1,25–21,2
«Сухачевское» секция 1	346	906,8	2500	6200	5980	11120	11140	0,03–1,475
секция 2	185	698,8	-	-	-	-	-	0,005–0,046

Однако следует констатировать, что состояние защитного покрытия большинства хвостохранилищ и инженерных сооружений инфраструктуры бывшего уранового

производства ПО «ПХЗ» в значительной степени продолжает оставаться неудовлетворительным и ухудшается с каждым годом под воздействием природных факторов и из-за отсутствия восстановительных профилактических мероприятий.

Для осуществления рекультивационно-восстановительных работ на загрязненных территориях и обращения с радиоактивными отходами бывшего уранового производства ПО «ПХЗ» приказом Минтопэнерго Украины № 562 от 13 декабря 2000 г. было создано Государственное предприятие «Барьер» (ГП «Барьер»). Этому предприятию на баланс в установленном порядке передаются все потенциально опасные объекты ПО «ПХЗ».

С целью устранения существующего комплекса радиоэкологических проблем, связанных с техногенным загрязнением территории бывшего ПО «ПХЗ», была разработана и утверждена постановлением КМ Украины № 1846 от 26. Ноября 2003 г. специальная Государственная программа приведения опасных объектов ПО «Приднепровский химический завод» в экологически безопасное состояние, обеспечение защиты населения от вредного воздействия ионизирующего излучения. Однако недостаточное финансирование сделало невозможным практическую реализацию этой Программы – не выполнены уже разработанные проекты, не соблюдаются требования действующего законодательства, что влечет нарастание экологических рисков для проживания и здоровья населения города и прилегающих территорий.

### **Практика стран Европейского Союза**

В международной практике под реабилитацией окружающей среды в районах размещения бывших урановых производств подразумевается не только очистка промплощадок бывших производств, создание грунтовых покрытий отвалов обедненных руд или хвостохранилищ, разборка загрязненных зданий, дезактивация оборудования или просто ограждение таких территорий. Реабилитация (восстановление), так же, как и ремедиация (снижение рисков и доз облучения) – длительный процесс социально оправданного возвращения загрязненных территорий в полезное использование и общественно приемлемое эстетическое состояние.

В странах ЕС все реабилитационные проекты предполагали хотя бы частичное восстановление ландшафтов на месте бывших урановых производств до общественно приемлемого уровня комфортности проживания населения на прилегающих территориях. Например, при реабилитации объектов предприятия «Висмут» в Германии стояла задача не только привести в безопасное состояние места складирования отходов уранового производства, закрытие старых шахт и очистка территорий, но и практически полного восстановления всех техногенно нарушенных ландшафтов [8]. Сегодня эта программа, начатая в 1990 году, практически завершена. В нее было вложено, по разным оценкам, €3–5 млрд, причем значительная доля средств потрачена на социальные выплаты и восстановление эстетики окружающей среды, гармонично вписывающейся в ландшафт прилегающих территорий (рис. 2).

Подобных примеров много. Во всех случаях планирование стратегий восстановления начиналось с политического решения и диалога с обществом, определялись конечный результат и критерии достижения конечных целей реабилитации, которые законодательно закреплялись на уровне местных и государственных органов власти. Затем принимались решения, позволяющие обеспечить устойчивое финансирование программ, устанавливалась ответственность регуляторов и операторов за их реализацию. Далее начинался процесс поиска путей для достижения цели.

На подготовительном этапе проводились детальные оценки безопасности объектов, разрабатывались критерии и требования к процедурам и исполнителям работ. Оптимальные варианты инженерных решений выбирались, исходя из приоритетов по результатам анализа данных мониторинга и оценок безопасности, включая элементы технико-экономических

обоснований (ТЕО) для каждого варианта выбранной стратегии и оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС). Проекты проходили многоступенчатое согласование и утверждение – только после этого начиналась реализация инженерных мероприятий. Параллельно функционировали службы мониторинга окружающей среды, технического и регулирующего надзора, разрабатывались процедуры и механизмы институционального контроля [9].



**Рис. 2.** Современный вид территорий, где раньше были расположены отвалы обедненных руд и хвостохранилища предприятия «Висмут» (фотографии Ch.Kunze, Wisutek, Germany)

Все это позволило избежать стратегических и технических ошибок при проектировании и строительстве защитных сооружений. Такое планирование требовало много времени и затрат, однако позволило экономить миллионы евро на этапе строительства и при осуществлении институционального контроля в течение длительного гарантийного периода функциональности защитных мероприятий на сотни и даже тысячи лет, исходя из специфики длительного существования активности  $^{226}\text{Ra}$  и других радионуклидов, составляющих основу «остатков» урановых производств.

Другие, не столь масштабные, проекты реабилитации бывших урановых производств в странах ЕС также имели высокую стоимость (с учетом социальных мероприятий возвращения земель в эффективное использование) и оцениваются суммами от нескольких десятков до сотен миллионов долларов США. Еще один яркий пример ликвидации последствий от добычи урана и реабилитации загрязненных территорий, компенсируемых государством, – Чехия (примерно \$3 млрд.) [10]. Существенные отличия в стоимости программ определяются лишь планируемым конечным состоянием и уровнем социальной приемлемости ожидаемого результата реабилитации. Поэтому большое внимание уделялось подготовительному этапу и планированию работ.

### **Участники природоохранного процесса и их роль в решении задач реабилитации территории**

Мировой опыт свидетельствует, что успешное выполнение крупных реабилитационных проектов возможно только тогда, когда все участники процесса ясно понимают свою роль, а их функции и последовательность реализации программы определены и четко выполняются.

Государство должно законодательно обеспечить источники устойчивого финансирования, эффективные механизмы управления и целевого использования ресурсов, определить сферы ответственности регулирующих органов и действенные механизмы привлечения общественности к работам по определению конечного состояния и оценке эффективности проектов.

### **Критерии реабилитации**

Выполнить задачи, поставленные в программе реабилитации, можно только при условии, что на начальном этапе будут четко установлены дозовые и экологические критерии конечного состояния территорий и объектов после завершения мероприятий. Однако в большинстве стран СНГ, где начались или планируются реабилитационные проекты, эта задача пока не решена.

В Украине, России и странах Центральной Азии до сих пор основным документом по планированию и осуществлению рекультивации бывших урановых производств остаются «Санитарные правила по ликвидации, консервации и перепрофилированию бывших урановых производств» (СП-ЛКП-91) или их модификации, которые содержат многие рекомендации, критерии и требования, не соответствующие современным международным стандартам. Кроме того, после выпуска в 2007 году очередных рекомендаций Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ–103), а также ряда документов МАГАТЭ по осуществлению реабилитационных мероприятий, стало очевидным, что критерии не могут быть универсальными.

Целевое конечное состояние объекта после реабилитации должно устанавливаться в соответствии с экономическими возможностями и социальными ожиданиями общества. И чем ниже будут критерии дозовых ограничений, тем дороже будут стоить работы по их достижению.

В настоящее время в рамках проектов МАГАТЭ, сотрудничества с Норвегией, Швецией и США в Украине, Российской Федерации, странах Центральной Азии предпринимаются меры по гармонизации и усовершенствованию регуляторных требований и критериев, направленных на поддержку подготовительного этапа планирования и осуществления реабилитационных программ [11]. Тем не менее, пока этот процесс продвигается очень медленно. Те же проблемы сдерживают эффективное выполнение вышеупомянутой Государственной программы по приведению в безопасное состояние объектов уранового производства бывшего ПО «ПХЗ» («Приднепровский химический завод») в Украине, первая фаза которого рассчитана на 2010–2014 годы.

Однако, пока еще существуют неопределенности в определении критериев безопасности, которые должны быть достигнуты (радиологические и экологические) для территории ВО «ПХЗ». Соответственно, конечное состояние программы реабилитации будет зависеть от дальнейшего использования промплощадки бывшего ПО «ПХЗ» и прилегающих к ней территорий города Днепродзержинска. Рассматриваются несколько сценариев: сохранение существующей деятельности на промплощадке с частичным использованием ее территории для длительного складирования отходов уранового производства с реабилитацией лишь прилегающих территорий города; консервация отходов на месте с частичным освобождением данной территории от регулирующего контроля, что позволит создать условия для сохранения и развития на промплощадке производств, которые не связаны с «урановой» инфраструктурой; полная очистка площадки и прилегающих территорий (ландшафтный парк) и вывоз отходов в специально подготовленные хвостохранилища.

Дозовые ограничения для различных категорий персонала предприятий, которые должны быть обеспечены на этой площадке, должны устанавливаться регулятором в зависимости от предполагаемой стратегии использования данной промплощадки. Помимо этого, критерии безопасности для прилегающих территорий должны быть установлены с учетом возможных вариантов их дальнейшего социально значимого использования. Категоризация отходов должна быть адаптирована для материалов бывших урановых производств с учетом рекомендаций МАГАТЭ (IAEA RS-G-1.7) [12].

Необходимо также установить контрольные уровни загрязнения окружающей среды на границах санитарно-защитной зоны или для самих реабилитируемых объектов (например, на



поверхности покрытий хвостохранилища). Разрабатываются контрольные уровни для мощности экспозиционной дозы  $\gamma$ -излучения, объемной концентрации  $^{222}\text{Rn}$  в бывших производственных помещениях, эксхалации радона с поверхности хвостохранилищ, содержания  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  в почве и аэрозолях, поверхностных и подземных водах, продуктах питания.

Дополнительно должны быть усовершенствованы: порядок лицензирования видов деятельности, связанной с реабилитационными мероприятиями; требования к содержанию и структуре технических паспортов бывших урановых объектов; порядок и процедуры планирования мероприятий; процедуры оценки безопасности; требования к структуре и содержанию ТЭО, ОВОС, а также структуре проектных обоснований; порядок проведения мероприятий по техническому надзору на объектах; требования и рекомендации к проведению программ мониторинга окружающей среды и инспекций, обеспечению качества работ, управлению данными и отчетности. Подобные недостатки регуляторного обеспечения являются типичными и для других стран СНГ, поэтому разумно гармонизировать и ускорить их разработку.

### **Выводы**

В настоящее время в Украине разрабатывается рамочный документ «Требования и условия безопасности при выведении из эксплуатации урановых объектов в результате их ликвидации, консервации или перепрофилирования», структура и содержание которого соответствуют международным стандартам. Поэтому целесообразно гармонизировать общие принципы и помочь разработать подобные документы для других стран, которые столкнулись с необходимостью решения подобных проблем, так как проблемные вопросы, которые существуют на таких промплощадках, имеют комплексный характер и касаются многих аспектов, а именно: экологических, технологических, медицинских, социальных. Поэтому их трудно решать на местном или региональном уровнях, государство должно взять на себя полную ответственность за безопасность таких объектов.

Крайне актуальным также является международное сотрудничество. Оно должно развиваться на уровне как экспертов, так и менеджеров и регулирующих органов, охватывать широкий круг вопросов и обмен опытом по планированию проектов, используя лучшие образцы мировой практики. Для этого разумно использовать инструменты программ регионального технического сотрудничества МАГАТЭ, а также информационной сети программы ENVIRONET. В центре внимания должны стоять вопросы повышения квалификации специалистов по управлению и планированию реабилитационных проектов, а также современных методов обеспечения безопасности и технической реализации программ долговременной реабилитации бывших урановых производств.

1. Резерфорд Э. Строение атома и искусственное превращение элементов // Избранные научные труды / отв. ред. Г.Н.Флеров; сост. и ред. перевода Ю. М. Ципенюк. – М. : Наука, 1972. — 257 с.

2. Арапов Ю. А. Урановые месторождения Чехословакии / Ю. А. Арапов, В. Е. Бойцов – М. : Недра, 1984. – 445 с.

3. World Nuclear Association. Uranium production figures. Available at: <http://www.world-nuclear.org/info/Facts-and-Figures/Nuclear-generation-by-country/>

4. Кулиш Е. А. , Михайлов В. А. Геохимия, минералогия, генезис и классификации месторождений урана. – К. : 2006. – 213 с.

5. Урановые руды Украины / [ Лисиченко Г. В., Мельник Ю. П., Лисенко О. Ю., Дудар Т. В., Никитина Н. В.]; под ред. Г. В. Лисиченка. – К. : Наук. думка, 2010. – 214 с.

6. Ковалко М. П., Денисюк С. П. Енергетична безпека – складова національної безпеки України. – К. : УЕЗ, 1997. – 197 с.

7. Закон України «Про видобування і переробку уранових руд» // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1998, № 11–12, ст.39 ) (Вводиться в дію Постановою ВР № 40/95–ВР від 08.02.95, ВВР. – 1995. – № 12. – 82 ст.

8. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2007 році. – К. : ДК ЯР України, 2008. – 112 с.

9. Ulrich Brosa, Siegfried Grossmann and Andreas Müller Nuclear scission // Physics Reports. – 1990. – Т. 197. – № 4. – С. 167–262.

10. Укратом. Ситуация с хвостохранилищами в Украине [Електронний ресурс]. – Режим доступу:<http://ru.uatom.org/posts/28>

11. TradeTech. Uranium Primer – Uranium Extraction Methods. – Available from:<http://www.uranium.info/resources/uploaded/TradeTech-UraniumPrimerExtractionMethods.pdf>,

12. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2013 році [Електронний ресурс]. – Режим доступу:<http://www.snrc.gov.ua>,

13. IAEA-(IAEA RS-G-1.7). International cooperation on rehabilitation, IAEA, VIENNA, 2013. – Available from: [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te\\_1174\\_prn.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1174_prn.pdf).

**Лисиченко Г.В., Ковач В.О.**

**СВІТОВИЙ ДОСВІД РЕАБІЛІТАЦІЇ ЗЕМЕЛЬ КОЛИШНІХ УРАНОВИХ ВИРОБНИЦТВ**

*Описано світовий досвід реабілітації земель колишніх уранових виробництв. Представлено алгоритм взаємодії між регулятором та оператором, враховуючи міжнародні вимоги щодо реалізації проектів, та роль учасників природоохоронного процесу у вирішенні завдань реабілітації таких територій.*

**Lysychenko G., Kovach V.**

**WORLD EXPERIENCE OF LAND REHABILITATION FROM THE URANIUM MINING INDUSTRY OPERATION**

*World experience of rehabilitation of former uranium productions described. It is given the algorithm of the interaction between the regulator and the operator, taking into account international requirements for the implementation of projects and the role of participants in the environmental process in solving problems of rehabilitation of such areas.*

УДК 539.1.08

**ЗАБУЛОНОВ Ю.Л., МЕДВЕДЄВ Ю.О.**

*ДУ “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”, м.Київ*

## **ВИКОРИСТАННЯ БІОСИНТЕТИЧНОГО АЛГОРИТМУ ДЛЯ МОДЕЛЮВАННЯ ОПТИМАЛЬНОГО ШЛЯХУ ПОРУШНИКА НА ГІПОТЕТИЧНОМУ ОБ’ЄКТІ**

*Описано застосування розробленого біосинтетичного алгоритму для моделювання переміщення порушника по досліджуваному об’єкту. Наведено відповідні математичні вирази. Як середовище для моделювання використовувалися клітинні автомати.*

**Вступ.** На сьогоднішній день існує багато підходів до оцінки ефективності систем фізичного захисту об’єктів (СФЗ) [11, 12]. Процедура оцінювання в більшості з них зводиться до побудови можливих маршрутів порушника, розрахунку критичної точки виявлення на кожному маршруті, після перетину якої підрозділ охорони не встигає перехопити порушника на шляху до його цілі, та обчислення ймовірності виявлення чи нейтралізації порушника на кожному з цих маршрутів. Оскільки на будь-якому об’єкті є велика кількість траекторій, за якими міг би переміщуватися порушник, розрахунок експертами всіх можливих траекторій, причинно-наслідкових зв’язків між можливими подіями та ін., є надто складним завданням, повноту виконання якого важко перевірити, отже оцінка ефективності, що базується на такому підході, не є повною. В результаті досліджень було зроблено висновок, що клітинні автомати є ефективним інструментом для вирішення цієї задачі. В статті описується підхід до моделювання на клітинному автоматі переміщення порушника по гіпотетичному об’єкту за допомогою біосинтетичного алгоритму, розробленого на основі мурашиних алгоритмів.

**Мурашині алгоритми.** Природні обчислення – нова галузь науки, що інтенсивно розвивається. Основним предметом її досліджень є природні механізми прийняття рішень, які забезпечують адаптацію флори та фауни до навколишнього середовища [14]. Мурашині алгоритми базуються на моделюванні функціонування мурашиної колонії, де кожен агент (мураха) діє за дуже простим набором правил, тоді як вся система в сукупності демонструє раціональну поведінку. Особливістю поведінки всієї системи є використання при взаємодії її елементів виключно локальної інформації та повна відсутність централізованого управління, що є ознакою клітинного автомату [13]. Засобом передачі інформації між агентами є феромон – слід, що агент залишає на своєму шляху. Чим вища концентрація феромону на певному шляху, тим більше агентів буде ним пересуватись. Типовим застосуванням мурашиних алгоритмів є вирішення задачі комівояжера – розрахунку найкоротшого шляху, що проходить через всі міста, які необхідно відвідати лише один раз.

**Ймовірнісне правило.** Правило, за яким розраховується ймовірність переходу агента в наступне місто на  $t$ -й ітерації має такий вигляд:

$$P_{ij,k}(t) = \frac{[\tau_{ij}(t)]^\alpha \cdot [\eta_{ij}]^\beta}{\sum_{l \in J_{i,k}} [\tau_{il}(t)]^\alpha \cdot [\eta_{il}]^\beta};$$
$$P_{ij,k}(t) = 0, \text{ якщо } j \notin J_{i,k},$$

де  $\eta_{ij}$  – “видимість”,  $\eta_{ij} = 1/R_{ij}$ , де  $R_{ij}$  – відстань між містами  $i$  та  $j$ ;

$\tau_{ij}$  – кількість феромону на ребрі  $ij$ ;

$J_{i,k}$  – список міст, які необхідно відвідати;

$\alpha, \beta$  – два параметра, що задають вагу сліду феромона та видимості при виборі маршруту.

В ході аналізу даного алгоритму було виявлено, що наведений вираз при певній модифікації може бути успішно застосований для моделювання переміщення порушника по об'єкту.

**Визначення вхідних параметрів.** Згідно з [4] завданням порушника є досягнення своєї цілі з найменшою ймовірністю бути зупиненим СФЗ. Параметрами, що впливають на ймовірність успішного виконання СФЗ свого призначення є  $P_{min}, T_{min}, T_g$ , де  $P_{min}$  – сумарна ймовірність виявлення порушника на його шляху до цілі,  $T_{min}$  – мінімальний час затримки порушника на його шляху, і  $T_g$  – час реагування охорони. Точка на шляху порушника, в якій час затримки  $T_{min}$  все ще незначно перевищує час реагування охорони  $T_g$ , називається критичною точкою виявлення (КТВ). Згідно з цим ефективність системи визначається як сумарна ймовірність виявлення порушника до перетину ним КТВ (принцип своєчасного виявлення). Зміст цих параметрів схематично показаний на рис. 1.



**Рис. 1.** Схематичне зображення принципу своєчасного виявлення

З урахуванням вищезазначеного в [4] припускається, що оптимальною для порушника поведінкою буде намагання зменшити ймовірність виявлення до КТВ та часу затримки після перетину КТВ. Виявлення порушника після перетину КТВ не має сенсу через те, що охорона не встигне його перехопити. Отже, маючи  $P_{min}, T_{min}, T_g$  як вхідні параметри, потрібно сформулювати модель протистояння СФЗ та порушника, на підставі котрої можна робити висновок про достатню чи недостатню ефективність виконання СФЗ своїх функцій.

**Середовище для моделювання.** Як зазначалось вище, розрахунок експертом всіх можливих траєкторій переміщення порушника по об'єкту є надто складним завданням, проте використання для цієї мети можливостей обчислювальної техніки може мати значні результати. В ході досліджень авторами як середовище для моделювання конфліктної ситуації СФЗ – порушник були обрані клітинні автомати. Клітинні автомати – дискретні динамічні системи, поведінка котрих цілком визначається в термінах локальних взаємозв'язків [13]. Відповідно до цього територія досліджуваного об'єкта розподіляється на клітинки [6, 7], кожна з яких характеризується такими параметрами:

1.  $P_i$  – ймовірність виявлення в даній клітинці.
2.  $T_i$  – час затримки в даній клітинці.
3. Наявність в клітинці:
  - порушника,
  - охорони,
  - цілі,



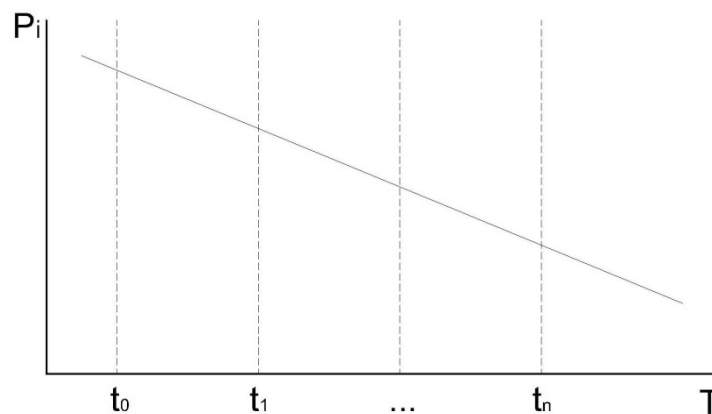
- засобів затримки,
- засобів виявлення.
- 4.  $D_i$  – оптимальна найкоротша відстань від даної клітинки до цільової.
- 5.  $D_{sec}$  – відстань від клітинки до місцезнаходження підрозділу охорони.
- 6.  $V_i$  – параметр, який свідчить про відвідання клітинки порушником.

Всі події, що моделюються, відбуваються за дискретні моменти часу, тривалість кожного з яких приймається рівною мінімальному часу подолання охороною однієї клітинки. Цей час був обраний з наступних міркувань – оскільки відома наближена максимальна швидкість, з якою підрозділ охорони може переміщуватись по об'єкту  $S_g$ , і не відома швидкість переміщення порушника  $S_i$ , то ми орієнтуємось на відомий параметр, припускаючи, що коли швидкість переміщення охорони є максимальною, то вона, як мінімум, не є меншою за швидкість переміщення порушника. Тобто  $S_g \geq S_i$ .

Розглянемо деякі з вищенаведених параметрів кожної клітинки більш докладно.

$P_i$  визначається, виходячи з технічних характеристик обладнання та експертних оцінок. Параметр включає в себе ймовірність виявлення та сумарний час, необхідний для передачі сигналу тривоги та прийняття рішення щодо його дійсності. Згідно з [1] ймовірність виявлення зменшується лінійно із збільшенням часу від моменту виявлення порушника  $t_0$  до моменту прийняття рішення про дійсність сигналу  $t_n$  (рис. 2).

$T_i$  визначає час, необхідний для подолання порушником даної клітинки. Якщо в клітинці відсутні засоби затримки (огорожі, інженерні споруди та ін.), то час затримки дорівнює 1. В іншому випадку час затримки відповідає часу, який необхідний для подолання засобу затримки в даній клітинці, конвертованого в дискретні одиниці часу клітинного автомату (залежить від  $S_g$ ).



**Рис. 2.** Залежність ймовірності виявлення від сумарного часу для прийняття рішення щодо дійсності сигналу

$D_i$  розраховується наступним чином:

1. За допомогою оптимізованого алгоритму «пошук у ширину», реалізованого на мові програмування C++, визначається найкоротша відстань від клітинки до цілі  $D_l$  з повним урахуванням засобів затримки. Даний алгоритм полягає в наступному:

- створюється об'єкт класу «черга», який працює за принципом FIFO (перший прийшов, перший вийшов);
- обирається стартова клітинка і її координати заносяться в чергу;
- поки черга не пуста, або поки не досягнута цільова клітинка, виконуються наступні дії:

- a) з черги вилучається крайній елемент з координатами центральної клітинки для даної ітерації;

- b) обпитуються вісім сусідніх клітинок. Якщо клітинка не була опитана раніше і в ній відсутні засоби затримки (окрім дверей, шлюзів та інших передбачених засобів проходу в приміщення, час зламу яких враховується в подальших розрахунках), то клітинка заноситься в чергу для наступних ітерацій;
- c) для кожної з опитаних клітинок центральна клітинка позначається як «батьківська»;

– після завершення циклу відстежується шлях з цільової клітинки до стартової, що є найкоротшим.

2. За допомогою цього ж алгоритму розраховується найкоротша відстань від клітинки до цілі  $D_2$ , але без обходу засобів затримки (враховується час затримки кожного бар'єра).

3. Розраховується найкоротша відстань  $D_g$  від місцезнаходження підрозділу охорони до цілі.

4. Остаточна оптимальна відстань  $D_i$  для кожної  $i$ -ї клітинки визначається за наступним правилом:

$$D_i = \begin{cases} D_1, & \text{якщо } D_2 > D_g; \\ D_2, & \text{якщо } D_2 < D_g \end{cases};$$

Останні рівності означають, що порушник приймає рішення щодо відкритого (силового) проникнення у приміщення тільки в тому разі, якщо охорона не встигає прибути до цілі раніше. Припускається, що зламування дверей або інших засобів проникнення до приміщення можливе без виявлення, тому ці засоби розглядаються окремо при розрахунку  $D_1$ . Також не враховуються клітинки на периметрі об'єкта через те, що охорона майже гарантовано перехоплює порушника, в разі його виявлення на периметрі, а нас цікавить моделювання найбільш небезпечного сценарію подій. Аналогічним вищезазначеному методом розраховується  $D_{sec}$  для кожної клітинки.

**Модель порушника.** При обиранні моделі порушника використовувався принцип поглинання, тобто якщо СФЗ в рамках моделі успішно протистоїть найнебезпечнішій моделі порушника, то вона гарантовано успішно протистоїть менш небезпечним.

Прийнята модель гіпотетичного порушника передбачає, що порушник знає розміщення будівель, входів/виходів приміщень, та відстані від кожної клітинки до своєї цілі (включаючи відстані від охорони до цілі  $D_g$ , та від свого місцезнаходження до охорони  $D_{sec}$ ), та екіпірований належним чином для подолання перешкод на своєму шляху. Проте він задалегідь не знає про розміщення технічних засобів виявлення та шляхів їх обходу (в протилежному випадку СФЗ не мала б сенсу), отже рішення про наступний крок приймає з урахуванням свого місцезнаходження в даний момент часу. Метою порушника є диверсія на об'єкті, що передбачає необхідність нейтралізації порушника до його прибуття до цілі. Окремим параметром задається кількість кроків, які здійснює порушник до КТВ, намагаючись уникнути виявлення, але не в напрямку цілі. На основі моделювань це значення було прийняте в діапазоні 20-40 кроків, в залежності від території досліджуваного об'єкту.

**Описання моделі.** Околицями кожної клітинки є 7 сусідніх з нею клітинок (не враховується клітинка, з якої було здійснено вхід до поточної). Правило, згідно з яким оновлюється клітинний автомат в кожний дискретний момент часу, повинне визначатись параметрами, що цікавлять порушника на кожному кроці. Виходячи з визначень [4], що наведені вище, цими параметрами є відстань від кожної з сусідніх клітинок до цілі  $D_j$ , відстань від охорони до цілі  $D_g$  та ймовірність виявлення в кожній з цих клітинок  $P_j$ . Також до моделі вводиться параметр  $D_{sec}$ , який мінімізує ймовірність зустрічі порушника з підрозділом охорони об'єкту. Представляючи кожна з клітинок околиці як місце, в яке

повинен здійснитись перехід, та замінюючи кількість феромону на ребрі графа ймовірністю невиявлення порушника у цій клітинці  $1-P_j$ , а у виразі “видимості” замінюючи  $R_{ij}$  на  $D_j$ , та домножуючи на  $D_{sec}$ ; отримаємо вираз для правила клітинного автомату, згідно з яким на кожному кроці порушник приймає найоптимальніше рішення:

$$P_{ij}(t) = \frac{[1-P_j]^\alpha \cdot [1/D_j] \cdot D^{\beta_{sec j}}}{\sum_{l=1}^7 [1-P_l]^\alpha \cdot [1/D_l] \cdot D^{\beta_{sec l}}};$$

$$\alpha=0, \text{ якщо } D_{ij}(t) < D_g.$$

Якщо оптимальна відстань з поточної клітинки є меншою за  $D_g$ , то  $\alpha$  приймається рівним 1, що означає бажання порушника дістатись до цілі за найкоротший час без врахування виявлення.

Параметр  $\beta$  впливає на ймовірність зустрічі порушника з підрозділом охорони та визначається експертним шляхом.

Оскільки обрання кожної наступної клітинки залежить від попередніх виборів, тобто всі кроки на певному шляху є залежними подіями, то ймовірність обрання порушником всіх клітинок на певній  $j$ -й траєкторії розраховується за виразом ймовірності добутку взаємозалежних подій:

$$P(path_j) = \frac{[1-P_1]^\alpha \cdot [1/D_1] \cdot D^{\beta_1}}{\sum_{l=1}^7 [1-P_l]^\alpha \cdot [1/D_l] \cdot D^{\beta_l}} \prod_{j=2}^{j=finish} \frac{[1-P_j]^\alpha \cdot [1/D_j] \cdot D^{\beta_j}}{\sum_{lj=1}^7 [1-P_{lj}]^\alpha \cdot [1/D_{lj}] \cdot D^{\beta_{lj}}} \cdot \frac{[1-P_{j-1}]^\alpha \cdot [1/D_{j-1}] \cdot D^{\beta_{j-1}}}{\sum_{lj=1}^7 [1-P_{lj-1}]^\alpha \cdot [1/D_{lj-1}] \cdot D^{\beta_{lj-1}}};$$

**Програмне забезпечення.** Для реалізації даного алгоритму було розроблене програмне забезпечення на мові програмування C++ з використанням об’єктно-орієнтованого підходу, інтерфейс програми показаний на рис. 3.

На завантажений графічний файл із зображенням на ньому планом об’єкту наноситься клітинне поле з урахуванням масштабу. На план наносяться засоби виявлення, входи до приміщень та фізичні бар’єри з відповідними ймовірностями виявлення та часами затримки. Задається місцезнаходження очікуваної цілі порушника та підрозділу охорони, після чого розраховуються оптимальні відстані  $D_i$ . Потім моделюється переміщення порушника по досліджуваному об’єкту з кожної клітинки на периметрі. Оскільки множина всіх можливих стартових наземних точок порушника складається з множини точок лінії периметру об’єкта, а маршрут, розрахований з кожної точки периметра є оптимальним, то метод надає можливість відстежити і оцінити всі оптимальні маршрути порушника в рамках прийнятої моделі. Ймовірність своєчасного виявлення порушника на кожному з  $j$ -му маршруті  $P_{detect.j}$  обчислюється за виразом:

$$P_{detect.j} = 1 - \prod_{i=start}^{i=KTO} 1 - P_{detect.i};$$

Ймовірність виявлення порушника на всіх можливих маршрутах на об’єкті, при заданій структурі СФЗ, визначається за виразом:

$$P_{full} = \prod_{j=1}^{j=end} P_{detect.j};$$

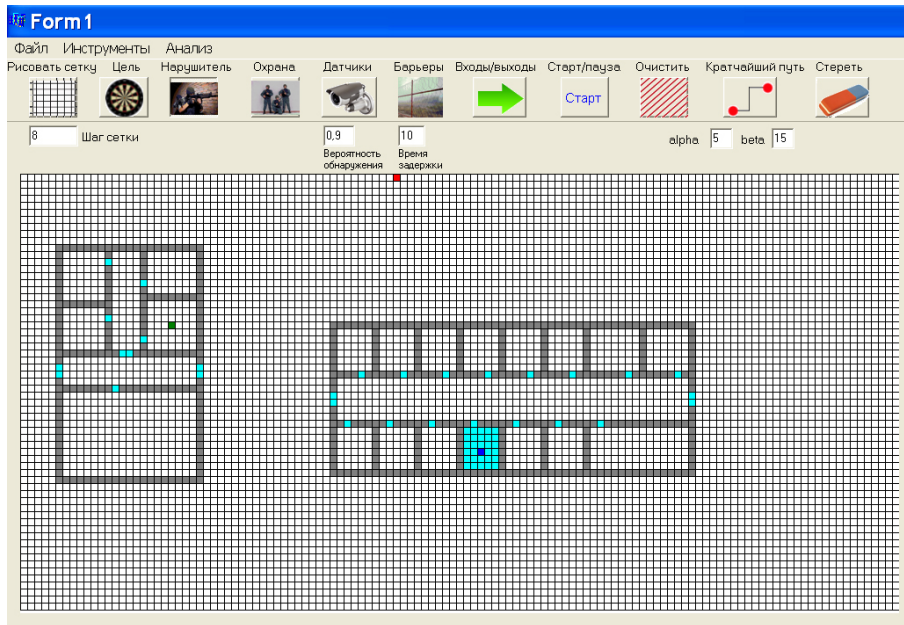


Рис. 3. Інтерфейс програми

На рис. 4 показаний результат моделювання для однієї з клітинок периметру.

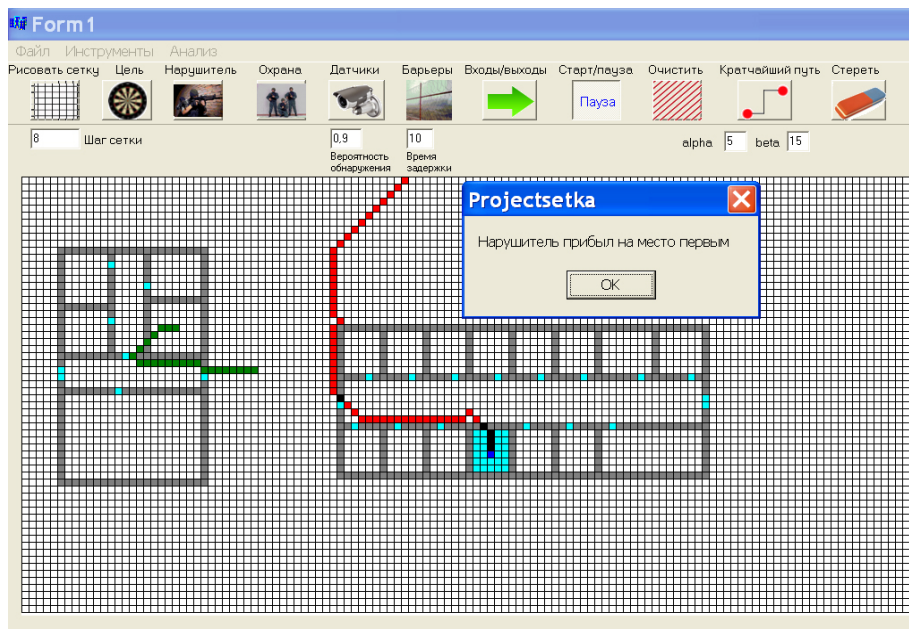


Рис. 4. Приклад моделювання переміщення порушника по об'єкту

**Висновки.** На основі мурашиних алгоритмів створено біосинтетичний алгоритм, на якому заснована математична модель переміщення порушника по досліджуваному об'єкту. Реалізація даної моделі на клітинному автоматі є основою для розробленого авторами методу оцінки ефективності систем фізичного захисту екологічно небезпечних об'єктів. Створено алгоритм розрахунку оптимального шляху підрозділу охорони на основі алгоритму «пошук в ширину» та алгоритм пошуку найоптимальнішого для порушника шляху з кожної точки об'єкта. Розроблено програмне забезпечення, що реалізує метод оцінки ефективності. Також можливе розширення описаної моделі переміщення порушника по об'єкту до трьохвимірної.



1. Бондарев П.В., Измайлов А.В., Толстой А.И. Физическая защита ядерных объектов. Учебное пособие для вузов.– Москва: МИФИ.– 2008.– 584 с.
2. Буртняк В.М., Забулонов Ю.Л., Лисиченко Г.В., Медведев Ю.О. Сучасні підходи до оцінювання терористичних ризиків // Збірник наукових праць Інституту проблем моделювання в енергетиці ім. Г.Є. Пухова НАН України.– 2012.– Вип. 65.– С. 94–101.
3. Вентцель Е. С., Овчаров Л. А. Теория вероятностей и её инженерные приложения// 2-е изд. М.: Высшая школа, 2000.— 480 с.
4. Гарсиа М. Проектирование и оценка систем физической защиты/Пер. с англ. В.И. Воропаева, Е.Е. Зудина и др. –М.: Мир, АСТ.– 2002. – 386 с.
5. Звездинский С.С., Голубков Г.В., Иванов В.А., Сизов С.М., Оценка функциональной эффективности охранной сигнализации малых объектов // Спецтехника и связь. – 2008.– № 3.– с.13–20.
6. Леус А.В. Математическая модель оценки эффективности систем физической защиты // Т.Сomm Телекоммуникации и транспорт.– 2010. – №6. – С.46–49. (ВАК).
7. Леус А.В. Оценка эффективности систем безопасности. Модель движения нарушителя по охраняемому объекту / LAP LAMBERT Academic Publishing. 2011 – 117 p.
8. Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Хміль Г.А. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління. – К.: Наук. думка. – 2008. – 543 с.
9. Ліпкан В.А., Нікіфорчук Д.Й., Руденко М.М. Боротьба з тероризмом. – Знання України. – 2002. – 254 с.
10. Пампура В.И. Оптимальное управление безопасностью экологически опасных объектов. Монография.– Киев: Наук. думка.– 2012.– 599 с.
11. Панин О.А. Как измерить эффективность? Логико-вероятностное моделирование в задачах оценки систем физической защиты // БДИ.– 2008.– №2(77).– с. 20–24.
12. Панин О.А. Проблемы оценки эффективности функционирования систем физической защиты объектов // БДИ.– 2007.– № 3(72).– с. 23 – 27.
13. Тоффоли Т., Марголюс Н. Машины клеточных автоматов: Пер. с англ. – М.: Мир, 1991.– 280 с.
14. Штовба С.Д. Муравьиные алгоритмы // ExponentaPro. Математика в приложениях. – 2003, №4. – с.70–75.

**Забулонов Ю.Л., Медведев Ю.О.**

**ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БИОСИНТЕТИЧЕСКОГО АЛГОРИТМА ДЛЯ МОДЕЛИРОВАНИЯ ОПТИМАЛЬНОГО ПУТИ НАРУШИТЕЛЯ НА ГИПОТЕТИЧЕСКОМ ОБЪЕКТЕ**

*Описано применение разработанного биосинтетического алгоритма для моделирования перемещения нарушителя по исследуемому объекту. Приведены соответствующие математические выражения. В качестве среды для моделирования использовались клеточные автоматы.*

**Zabulonov Y., Medvedev Y.**

**USING OF BIOSYNTHETIC ALGORITHM FOR MODELING OF THE OPTIMAL WAY OF INTRUDER THROUGH HYPOTHETICAL OBJECT**

*Application of the developed biosynthetic algorithm is described for the modeling of moving of intruder, through the object under study. The proper mathematical expressions are given. Cellular automata were used as a modeling environment.*

УДК 515.2

**ПОПОВ В.М.<sup>1</sup>, ЧУБ И.А.<sup>1</sup>, МОРЩ Е.В.<sup>2</sup>.**

<sup>1</sup> *Национальный университет гражданской защиты Украины, г. Харьков*

<sup>2</sup> *Главное управление государственной службы Украины по чрезвычайным ситуациям в городе Киеве, г. Киев*

## **ПОВЫШЕНИЕ ТЕХНОГЕННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ РЕГИОНА НА ОСНОВЕ ПОСТРОЕНИЯ АДАПТИВНОЙ СИСТЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ**

*Предлагается модель системы техногенной безопасности региона, обеспечивающая адаптацию к динамике структуры и параметров потенциально-опасных объектов (ПОО), внешней среды, а также к особенностям территории.*

### **Постановка проблемы**

Уровень созданных современной цивилизацией производительных сил достиг такого масштаба, что негативное антропогенное воздействие на природную среду привело к возникновению сложных экологических и социальных проблем. Особое значение данное направление приобретает для Украины в парадигме устойчивого развития, которое предполагает решение в едином комплексе проблем социально-экономического, научно-технического развития и проблем охраны окружающей среды от негативных техногенных воздействий.

Принятые международным сообществом принципы устойчивого развития и закрепленные в программе деятельности по устойчивому развитию «Повестка дня на XXI век» (конференция ООН по окружающей среде и развитию, Рио-де-Жанейро, 1992 г.), Йоханнесбургской декларации (Всемирная встреча на высшем уровне по устойчивому развитию, Йоханнесбург, 2002 г.) и других международных документах, охватывающие полный спектр проблем перехода к устойчивому развитию на местном, национальном и мировом уровнях, определяют в качестве основной цели, стоящей перед современным государством, обеспечение наиболее благополучного и безопасного будущего на основе повышения уровня жизни населения, рационального использования природных ресурсов и эффективной охраны окружающей среды, населения и территорий от негативного техногенного воздействия.

Экономическая, социально-политическая и экологическая ситуация, которая складывается на различных территориях страны (в областях, городах, районах, на локальных территориях), определяется не только спецификой местных природно-географических условий, уровнем развития производительных сил, особенностями производственной и транспортной инфраструктуры, но и характером и масштабами негативного воздействия на природную сферу чрезвычайных ситуаций (ЧС) на потенциально-опасных объектах (ПОО) промышленности, транспорта, сельского хозяйства, жилищно-коммунального хозяйства и т.д.

Множество защитных мероприятий в целях обеспечения безопасности региона (в том числе техногенной) по способам и средствам их реализации можно разделить на пассивные и активные.

Под пассивными методами понимается совокупность мер по предотвращению и минимизации негативного воздействия последствий возможных чрезвычайных ситуаций (ЧС) на природную среду и население региона. Требования пассивной защиты от ЧС закладываются на этапе проектирования, введения в действие или реконструкции потенциально опасных объектов (ПОО) путем выбора оптимальных (рациональных) технических и технологических параметров, инфраструктуры объекта, его расположения на

рассматриваемой территории.

Активные меры обеспечения техногенной безопасности региона состоят в создании эффективной системы техногенной безопасности (СТБ), которая будет учитывать все его особенности в динамике развития и при функционировании которой будет обеспечена высокая результативность защиты от негативного воздействия ЧС техногенного характера при условии сохранения и роста темпов развития региона.

В условиях нестабильной экономики Украины решение проблемы обеспечения приемлемого уровня техногенной безопасности региона связано с повышением эффективности СТБ ПОО и региона в целом. Сложившаяся ситуация требует изменения подходов к вопросам управления техногенной безопасностью, использования системного подхода при принятии решений в данной области.

### **Анализ последних исследований и публикаций**

Несмотря на значительную практическую потребность, в настоящее время отсутствует единый теоретико-методологический подход к построению методов, обеспечивающих адаптивное управление системой техногенной безопасности региона с учетом особенностей территории, динамики множества ПОО и внешней среды. Существующие работы посвящены, как правило, исследованию частных аспектов рассматриваемой проблемы.

В работе [1] рассматриваются вопросы построения автоматизированной системы управления техногенной (экологической) безопасностью промышленно-транспортного комплекса региона. Как отмечается в работе, в настоящее время построение систем техногенной безопасности объектов и систем их управления базируется на использовании стационарных моделей, что становится причиной низкого уровня объективности и существенной задержки принятия и реализации управленческих решений по обеспечению требуемого уровня техногенной безопасности. Эта проблема может быть решена путем создания систем техногенной безопасности, обеспечивающих адаптивность процесса управления к динамике структуры и параметров объекта, внешней среды и к особенностям территории, на которой функционируют объекты.

Снижение социально-экономических и экологических последствий от ЧС техногенного характера может быть достигнуто путем непрерывного мониторинга ПОО. Известен ряд публикаций [2, 3], в которых рассматриваются различные вопросы анализа и моделирования специализированных систем мониторинга, ориентированных на поддержку принятия решений по снижению техногенного риска для окружающей среды и населения. В большей части это связано с разработкой и использованием технических средств автоматизированного контроля, передачи и обработки данных при организации мониторинга на различных территориях и визуализации его результатов. Развитие этого направления идет по пути совершенствования применяемой техники, наращивания числа станций контроля и автоматических датчиков, увеличения контролируемых параметров природной среды. Анализ литературных источников показывает, что в структурах существующих систем мониторинга отсутствуют информационные потоки, обеспечивающие адаптацию к текущим изменениям параметров внешней среды и ПОО, которое в современных условиях характеризуются высокой динамикой.

В работах [4, 5] исследуются проблемы внедрения в СТБ региона геоинформационных технологий для визуализации и пространственного анализа данных, разрабатываются подходы к построению систем поддержки принятия решений для локализации и ликвидации ЧС с использованием ГИС.

Результаты исследований проблемы автоматизации управления техногенной безопасностью промышленных объектов в условиях ЧС приведены в работе [6]. В ней рассматриваются вопросы построения информационной модели системы управления безопасностью промышленного предприятия, проводится анализ критериев оценки

ефективности управления. Однако предлагаемая модель является статической и не учитывает изменения фактического состояния ПОО и окружающей среды на рассматриваемой территории.

Приведенный анализ литературных источников показывает, что на сегодняшний день не существует общей концепции разработки систем техногенной безопасности, которые позволяли бы в полной мере обеспечить информационную и аналитическую поддержку принятия решений по предупреждению, ликвидации и снижению негативных последствий ЧС техногенного характера с учетом изменения параметров ПОО и внешней среды.

**Цель статьи** – разработка и обоснование модели СТБ региона, адаптивной к изменениям параметров ПОО региона и внешней среды, а также к особенностям территории.

### **Постановка задачи и ее решение**

Для успешного построения СТБ региона необходимо решение следующего комплекса взаимосвязанных задач:

1. Определение целей и основных задач функционирования СТБ на данной территории.
2. Проведение анализа сформировавшегося уровня техногенной безопасности региона.
3. Сравнительное изучение факторов, определяющих негативное техногенное воздействие различных ПОО на компоненты природной среды и население региона.
5. Выработка стратегии снижения негативного техногенного воздействия ПОО на компоненты природной среды и население региона с учетом его специфики и особенностей динамики параметров множества ПОО и внешней среды.
6. Обоснование методов и способов получения оптимальных в условиях сформировавшегося уровня техногенной безопасности региона управленческих (регулирующих) решений для обеспечения его повышения.
7. Определение и обоснование критериев оценки эффективности реализации регулирующих мероприятий по обеспечению повышения уровня техногенной безопасности региона.
8. Проведение оценки имеющихся ресурсов для практической реализации конкретных регулирующих мероприятий по минимизации и устранению негативного техногенного воздействия ПОО на компоненты природной среды и население региона.
9. Обоснование методов проведения динамического контроля и корректировки регулирующих мероприятий по минимизации и устранению негативного техногенного воздействия ПОО на компоненты природной среды и население региона.

*Главной целью создания СТБ на заданном иерархическом уровне административно-территориального деления и на локальной территории (зоне влияния функционирующих ПОО) есть предотвращение возникновения ЧС на ПОО, их локализация и ликвидация, а также снижение уровня негативного воздействия на население и территорию с учетом динамики параметров ПОО и внешней среды, а также особенностей территории.*

В результате функционирования СТБ региона должны вырабатываться управляющие решения и реализовываться управленческие воздействия по предотвращению и снижению негативного влияния ЧС на регион, которые являются научно обоснованными и рациональными (в том числе экономически).

Для эффективного решения полного спектра поставленных задач, обеспечения автоматизированного управления техногенной безопасностью региона на всех этапах (от сбора информации до реализации управляющих воздействий) моделируемая СТБ региона должна быть наделена следующими основными функциями:

- Ф1. Автоматизированный сбор, структурирование и визуализация необходимой информации и получение оценки текущего уровня техногенной безопасности региона.
- Ф2. Автоматизированное хранение и обработка информации, необходимой для



підтримки прийняття управленческих рішень.

*Ф3. Автоматизированное формирование набора альтернативных сценариев предотвращения, локализации и ликвидации ЧС, а также снижения ее негативного воздействия на рассматриваемую территорию.*

*Ф4. Определение и реализация рациональных управляющих воздействий, направленных на повышение уровня ТБ региона и эффективности функционирования СТБ региона.*

*Ф5. Обмен данными подсистем СТБ региона между собой и с внешней средой.*

Реализация всех функций должна быть основана на использовании современного приборного обеспечения, телекоммуникационных и информационных технологий, перспективных методов моделирования.

Установление главной цели и основных функций СТБ региона является основой для формирования ее обобщенной модели, включающей определение внутренней структуры системы и ее основных подсистем, механизмов их взаимодействия друг с другом и с внешней средой.

Для эффективного выполнения множества указанных функций СТБ региона должна включать в свой состав следующие основные подсистемы:

- **подсистема мониторинга (ПМ)**, в которой реализуется функция Ф1.

В ПМ выполняется сбор и визуализация информации о параметрах, характеризующих состояние техногенной безопасности ПОО региона и компонентов природной среды, на которые оказывают негативное влияние ПОО, сбор информации о характеристиках внешнего воздействия на подсистемы СТБ региона, а также предварительная оценка уровня техногенной безопасности, сформировавшегося в текущий момент времени на рассматриваемой территории. Кроме того, здесь осуществляется предварительная обработка данных и передача их по каналам информационной связи в другие подсистемы СТБ региона. ПМ имеет в своем составе ГИС.

На ПМ в составе СТБ региона возлагаются следующие основные оперативно-тактические задачи:

- информационная поддержка работ, выполняемых в целях подготовки и реализации мер по обеспечению безопасного функционирования ПОО;
- сбор, обработка, хранение и передача информации о местоположении, параметрах состояния ПОО, маршрутах передвижения транспорта к ним и других необходимых данных;
- прогнозирование угроз для ПОО и динамики изменения их состояния под влиянием природных, техногенных и других факторов.

Анализ информации, полученной в рамках проведения мониторинга, позволяет не только оценить уровень техногенной опасности, сложившийся под воздействием ПОО на рассматриваемой территории, но и установить причинно-следственные связи между изменениями качества компонентов природной среды и параметров ПОО.

При моделировании и организации функционирования ПМ в составе СТБ региона целесообразно провести ранжирование ПОО (как источников негативного воздействия на компоненты природной среды и население) по уровню их техногенной опасности и предусмотреть создание специализированных ПМ для проведения мониторинга непосредственно в зоне влияния тех ПОО, которые являются наиболее значимыми с точки зрения наносимого ущерба.

- **подсистема хранения данных (ПХД)**, реализующая функцию Ф2.

В ПХД происходит хранение и обработка всей информации, необходимой для поддержки принятия управленческих решений по повышению уровня техногенной безопасности отдельных ПОО и региона в целом.

В своем составе ПХД имеет несколько специализированных баз данных и два банка данных.

Обработка хранящейся информации предполагает формирование базы правил, позволяющих манипулировать данными. Для актуализации и обновления данных и базы правил используется специализированное программное обеспечение, применяющееся как для обработки данных, так и для подготовки отчетной документации.

- **информационно-аналитическая подсистема** (ИАП), в которой происходит реализация функции Ф3.

В ИАП осуществляется накопление, обработка и хранение данных о текущем уровне техногенной безопасности отдельных ПОО и региона в целом, формируется набор моделей, необходимых для решения множества задач поддержки принятия решений по управлению техногенной безопасностью региона.

Следует отметить, что для обеспечения эффективного функционирования СТБ региона необходимо динамичное формирование моделей, адекватных фактическому состоянию ПОО и окружающей среды на рассматриваемой территории. Эти модели будут использоваться для проведения предварительной оценки текущего состояния техногенной безопасности региона, а также для оценки состояния ПМ, ее соответствия современным требованиям к приборному обеспечению и качеству данных. Поэтому ИАП выполняет также функции управления, оценки качества и настройки функционирования других подсистем.

- **управляющая подсистема** (УП), реализующая в составе СТБ региона функцию Ф4.

Целью функционирования УП является решение комплекса задач по выработке и реализации управляющих воздействий с целью повышения уровня техногенной безопасности отдельных ПОО и региона в целом.

В подсистеме осуществляется принятие управленческих решений на основе представленных на рассмотрение альтернативных сценариев управления и результатов предварительной оценки сложившегося в текущий момент времени состояния техногенной безопасности на рассматриваемой территории, а также реализация конкретных управляющих воздействий непосредственно на ПОО, действующих на рассматриваемой территории и определяющих уровень ее техногенной опасности.

Для выполнения указанных функций УП должна иметь, во-первых, достоверную информацию о текущем состоянии техногенной безопасности региона, а во-вторых, достаточно полное множество альтернативных сценариев управления, сформированных на основании прогноза развития ситуации (сложившейся под воздействием ПОО на природную сферу рассматриваемой территории) и интегральную оценку результатов этого прогноза. Эти задачи решаются на уровне подсистемы мониторинга и информационно-аналитической подсистемы.

Необходимой основой для функционирования УП служит успешная реализация функций Ф1 – Ф3.

Система техногенной безопасности региона как сложная организационно-техническая система  $S$  характеризуется многоуровневой иерархической структурой и с точки зрения теоретико-множественного подхода может быть представлена в виде:

$$S = \langle M, Y, E, F, R, P \rangle$$

где  $M = \{m_i\}$ ,  $i = \overline{1, N_M}$ , – это иерархически упорядоченное множество разнородных элементов системы  $S$ , реализующие указанные выше функции;  $Y = \{y_i\}$ ,  $i = \overline{1, N_Y}$ , – множество воздействий внешней среды на элементы  $M$ ;  $E = \{e_i\}$ ,  $i = \overline{1, N_E}$ , – множество состояний элементов  $M$ ;  $F = \{f_i\}$ ,  $i = \overline{1, N_F}$ , – множество отображений, осуществляемых на  $M$ ,  $Y$  и  $E$ ,  $F: (M, Y, E) \rightarrow E$ ;  $R = \{r_i\}$ ,  $i = \overline{1, N_R}$  – множество отношений над элементами  $M$ ,  $Y$  и  $E$ ,

связывающих их в единую структуру;  $P = \{p_i\}$ ,  $i = \overline{1, N_p}$ , – множество частных свойств системы  $S$ , каждое из которых определяет частное (локальное) функциональное качество системы (например, способность системы к обнаружению ЧС определенного типа и т.д.), а вместе они характеризуют систему в целом.

Состав множеств  $M$ ,  $Y$  и  $E$  для каждого конкретного случая определяется социально-экономическими, природно-климатическими и техногенными условиями рассматриваемой территории, которая находится в зоне влияния ПОО, а также от характеристик комплекса технических средств СТБ региона.

Успешное выполнение СТБ региона возложенных на нее функций осуществляется использованием специализированных подсистем, которым соответствуют подмножества в составе множества  $M$ :

- подсистеме управления соответствует подмножество  $m_{пу}$ ;
- подсистеме мониторинга соответствует подмножество  $m_{пм}$ ;
- информационно-аналитической подсистеме соответствует подмножество  $m_{иап}$ ;
- подсистеме хранения данных соответствует подмножество  $m_{пхд}$ .

Таким образом,

$$M = \{m_{пу}, m_{пм}, m_{иап}, m_{пхд}\}.$$

Тогда множество состояний  $E$  компонентов СТБ региона может быть представлено в виде совокупности подмножеств, соответствующих ее подсистемам:

$$E = \{e_{пу}, e_{пм}, e_{иап}, e_{пхд}\},$$

где подмножество  $e_{пу} = U$  описывает состояние подсистемы управления по множеству  $U$  реализуемых ею управляющим воздействиям на ПОО региона;  $e_{пм} = \{Z, Z^*\}$  описывает состояние подсистемы мониторинга ( $Z$  – результат сбора информации о показателях  $X$  качества компонентов природной среды, характеристиках  $Q$  множества ПОО региона и параметрах  $Y_1$  внешних воздействий на СТБ региона;  $Z^*$  – результат предварительной оценки состояния ТБ региона);  $e_{иап} = \{V, W\}$ , описывает состояние информационно-аналитической подсистемы по совокупности управляющих сигналов, обеспечивающих адаптивное управление ТБ региона ( $V$  – информационные потоки, поступающие от ИАП в ПУ для выработки управленческих решений, которые являются результатами формирования альтернативных сценариев управления;  $W$  – множество управляющих сигналов в ПМ для настройки компонентов ПМ с учетом текущих изменений параметров ПОО и характеристик внешней среды).

Множество внешних воздействий может быть представлено в виде  $Y = \{Y_1, Y_2\}$ , где  $Y_1$  – множество, элементы которого определяют внешние воздействия на подсистемы СТБ региона:  $Y_1 = \{u_{пм}, u_{пу}\}$ , где  $u_{пм}$  – множество внешних воздействий на подсистему мониторинга, определяющих отклонения зарегистрированных показателей от заданных значений;  $u_{пу}$  – множество внешних воздействий на подсистему управления, которое позволяет при выработке управляющих решений использовать внешнюю информацию, например, об изменениях нормативной и законодательной базы, изменении инфраструктуры территории, деятельности различных предприятий, внедрении новых технологий, а также о процессах инфляции и ценовой политики, уровне жизни населения, развитии производства и т.д.;  $Y_2$  – множество внешних воздействий на рассматриваемый регион:  $Y_2 = \{u_{кпс}, u_{поо}\}$ , где  $u_{кпс}$  – множество внешних воздействий на компоненты природной среды, влияющие на образование зон, в которых показатели качества компонентов природной среды не соответствуют санитарно-гигиеническим нормам (природно-климатические параметры, особенности инфраструктуры территории, фон и т.п.);  $u_{поо}$  – множество внешних воздействий на ПОО, влияющих на их параметры и определяющие возможность возникновения ЧС (уровень развития производства и технологий, особенности инфраструктуры рассматриваемой территории, социально-экономические приоритеты и др.).

Таким образом, потоки данных, поступающие из внешней среды в СТБ региона, можно объединить в две группы: во-первых, это информация о состоянии внешней среды, которая в дальнейшем используются для формирования набора альтернативных сценариев управления и определения множества мероприятий (управляющих воздействий) по предотвращению, локализации, ликвидации ЧС и снижению негативного влияния на рассматриваемую территорию, во-вторых, это внешние дестабилизирующие воздействия на компоненты СТБ региона, оказывающие влияние на их функционирование;

При функционировании СТБ региона управляющие воздействия  $U$  формируются в результате отображения:

$$F_U: (R, Y, U, E) \rightarrow U.$$

Если текущее состояние каждой из подсистем СТБ региона считается заданным, то при математическом описании они представляются как функциональные (входы однозначно определяют выходы), а осуществляемые ими отображения являются декартовыми произведениями соответствующих входов.

При этом в управляющей системе осуществляется следующее отображение:

$$f_{ПУ}: Z^* \times V \times u_{ПУ} \rightarrow U.$$

Данное отображение выполняется при реализации конкретного управляющего воздействия, обеспечивающего предотвращение, локализацию, ликвидацию или снижение негативного воздействия чрезвычайной ситуации, произошедшей на ПОО.

Указанные в модели СТБ региона множества наполняются конкретным содержанием в зависимости от задач, решаемых при управлении техногенной безопасностью региона, а также от особенностей контролируемой территории, производственной инфраструктуры, инженерных сетей, применяемого комплекса технических средств.

### **Выводы**

В статье предлагается модель системы техногенной безопасности региона, приводится функциональная схема и описание основных блоков. Дается также ее теоретико-множественное представление как сложной организационно-технической системы, которая удовлетворяет требованию оперативной реакции на текущие изменения в объекте управления (ПОО) и во внешней среде.

Отличием предлагаемой модели от существующих является наличие контуров обратной связи (внутренних контуров управления), обеспечивающих адаптацию СТБ региона к динамике структуры и параметров ПОО, внешней среды, а также к особенностям территории.

1. Иващук О.А. Теоретические основы построения автоматизированной системы управления экологической безопасностью промышленно-транспортного комплекса. /О.А. Иващук, И.С. Константинов. – М. : Машиностроение. – 2009. – 205 с.
2. Бакланов А.И. Системы наблюдения и мониторинга / А.И. Бакланов. – М: Бинوم, 2009. – 240 с.
3. Макаров М.И. Принципы построения автоматизированных систем оперативного контроля состояния потенциально опасных объектов/ М.И. Макаров, А.Н. Королев, С. В. Павлов, И.В. Резник // Безопасность жизнедеятельности. – 2004. – №12. – С. 44–46.
4. Заяц Е.В. Применение геоинформационных технологий при управлении безопасностью территорий / Е.В. Заяц С.А. Митакович // Безопасность жизнедеятельности. – 2007. – №8. – С. 29–35.

5. Воронкин С.Г. Интеграция геоинформационных систем с подсистемами принятия решений в интеллектуальных информационных системах/ С.Г. Воронкин, А.Л. Куляница, Г.П. Чекинов // Информационные технологии. – 2005. – № 11. – С. 2–11.
6. Петухов В.В. Информационная модель системы оперативного управления природно-хозяйственными объектами в чрезвычайных ситуациях / В.В. Петухов // Информационно-измерительные и управляющие системы. – 2008. – № 4. – С. 6-11.

**Попов В.М. , Чуб І.А., Морщ Е.В.**

**ПІДВИЩЕННЯ ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ НА ОСНОВІ ПОБУДОВИ АДАПТИВНОЇ СИСТЕМИ БЕЗПЕКИ**

*Пропонується модель системи техногенної безпеки регіону, яка забезпечує адаптацію до динаміки структури і параметрів потенційно-небезпечних об'єктів (ПНО), зовнішнього середовища, а також до особливостей території.*

**Popov V.M., ChubI.A., Morshch Ye.V.**

**INCREASING OF THE REGION SAFETY BASED ON THE ADAPTIVE SECURITY SYSTEMS CREATION**

*The model of technological security of the region is being represented, which provides adaptation to the dynamics of the structure and parameters of potentially hazardous objects (PHO of the environment as well as to the characteristics of the area.*

УДК 614.8:519.2:504.05

**ПОПОВ О.О.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ*

## **ПРОГНОЗУВАННЯ АВАРІЙНОГО РИЗИКУ**

*В статті розглядаються методи оцінки аварійного ризику від техногенних об'єктів для навколишнього середовища і здоров'я населення. Розглянуто питання визначення величини збитку від аварії на потенційно небезпечному об'єкті. Наведено загальну схему прогнозування оцінок аварійного ризику.*

### **Вступ**

Кожен техногенний об'єкт має певний рівень небезпеки для людини та навколишнього природного середовища. Питання полягає в рівні небезпеки. У випадку, якщо суспільство з тих чи інших причин незгодне миритися з небезпекою, яка породжується техногенним об'єктом, виникає необхідність вибору дій, спрямованих на зниження рівня небезпеки. Прийнятний рівень небезпеки може бути досягнутий різними шляхами. Так, рівень небезпеки може бути знижений шляхом цілеспрямованої зміни технології, шляхом використання більш небезпечних для людини та природного середовища матеріалів, шляхом віддалення виробничих об'єктів від населених пунктів тощо. Ці способи істотно різні, в тому числі – за економічною ефективністю. У зв'язку з цим, загальна проблема забезпечення екологічної безпеки передбачає аналіз істотного рівня небезпеки, що породжується техногенним об'єктом; при необхідності – аналіз варіантів зниження рівня небезпеки та вибір варіантів, які відповідають існуючим у суспільства можливостям [1, 2].

### **Постановка задачі**

Необхідною умовою коректного аналізу небезпеки та умовою коректного (в ідеальному випадку – оптимального) вибору способів її зниження, є кількісне вираження рівня потенційної небезпеки. Загальноприйнятою кількісною оцінкою рівня потенційної небезпеки є оцінки ризику. Різноманіттю прояву небезпеки відповідає різноманіття оцінок ризику, що знайшло відображення в їх класифікації. В залежності від режиму функціонування об'єкта, який породжує небезпеку, виділяють оцінки ризику, пов'язані зі штатним режимом функціонування техногенного об'єкта та оцінки ризику, пов'язані з аварією на об'єкті. Останні називаються оцінками аварійного ризику. Виділення оцінок аварійного ризику в окрему категорію, в загальному випадку, носить умовний характер і відображає кількісну сторону. Зазвичай рівень аварійної небезпеки значно вище рівня небезпеки, пов'язаного з об'єктом, який функціонує в штатному режимі. У зв'язку з цим, оцінки аварійного ризику, як правило, характеризують верхню границю рівня потенційної небезпеки, що породжується техногенним об'єктом [3, 4].

### **Вирішення задачі**

Оцінки ризику класифікують за ознакою, хто чи що сприймає небезпеку, тобто є реципієнтом ризику. Виділяють оцінки ризику відносно стану здоров'я людини та оцінки ризику відносно стану навколишнього природного середовища. Оцінки ризику також можуть бути диференційовані по відношенню до типу аварії, по відношенню до джерел небезпеки і т.д.

Аналіз рівня небезпеки пов'язаний на співставленні оцінок ризику з його допустимими значеннями. В якості допустимих величин ризику зазвичай вибирають значення,

співрозмірні з фоновими величинами. В деяких державах прийнятий так званий стандарт безпеки, який законодавчо встановлює допустимий рівень оцінок ризику [8].

Аналіз розподілу оцінок ризику по території дозволяє виділити зони, які відповідають різним рівням небезпеки. Районування території за рівнем потенційної небезпеки дозволяє приймати стратегічні рішення по забезпеченню безпеки життєдіяльності. Зокрема, – дозволяє на основі об'єктивних показників вирішити питання про межі зон захисних заходів навколо об'єктів підвищеної небезпеки. Динаміка розповсюдження небезпеки по території, динаміка зміни оцінок ризику визначає послідовність дій в умовах надзвичайних ситуацій [5].

Вибір способів зниження рівня небезпеки базується на вирішенні задачі мінімізації деякої цільової функції. Наприклад, доведення рівня небезпеки до певної величини за мінімальний час чи при мінімальних матеріальних витратах. Останній випадок відповідає принципу економічної ефективності заходів, які спрямовані на зменшення ризику. Фактично, при виборі способу зниження рівня небезпеки вирішується обернена задача: за заданим рівнем небезпеки визначають заходи, які необхідні для досягнення заданого рівня небезпеки.

### **Основні методи прогнозування**

Визначальне співвідношення для прогнозування оцінок ризику може бути представлено у вигляді [1, 4]:

$$\text{Оцінка ризику} = \sum_z (\text{Частота } z\text{-го процесу}) \times (\text{Збиток при } z\text{-ому процесі}) \quad (1)$$

Оцінка аварійного ризику, за визначенням, включає дві компоненти. Перша компонента характеризує частоту (ймовірність) виникнення та розвитку аварійного сценарію. Друга компонента оцінки аварійного ризику характеризує величину збитку, обумовленого аварією. Кількісна характеристика рівня небезпеки, яка виражена в оцінці ризику, визначається відносно конкретного реципієнта ризику та конкретної міри збитку. Для аналізу зручно виділяти умовні оцінки аварійного ризику, які відображають наслідки конкретної аварії на об'єкті. Наприклад, умовна оцінка аварійного ризику при гіпотетичній пожежі на об'єкті.

Зазвичай під величиною збитку розуміється чи ймовірність нанесення збитку (наприклад, ймовірність захворювання раком легень, ймовірність загибелі представників певного виду флори і т.д.), чи математичне сподівання величини збитку (математичне сподівання відносної кількості захворілих, математичне сподівання відносної кількості загиблих представників певного виду флори і т.д.). У відповідності з визначенням величини збитку дається трактування оцінки ризику.

Введемо позначення:  $P_z$  – ймовірність  $z$ -го аварійного процесу,  $U_k^z$  – збиток, що прогнозується від аварії. Вираз для оцінки аварійного ризику  $R$ , який характеризує рівень небезпеки в деякій точці  $(r, \varphi)$ , має вигляд:

$$R(r, \varphi) = \sum_z P_z \cdot W^z(r, \varphi), \quad (2)$$

де оцінка умовного аварійного ризику, яка пов'язана з  $z$ -ою аварією,

$$W^z(r, \varphi) = \sum_k v_k \cdot U_k^z(r, \varphi). \quad (3)$$

Оцінка умовного аварійного ризику характеризує прогнозовані наслідки аварії конкретного типу. В загальному випадку прогнозовані наслідки аварії, і, відповідно, величини збитку  $U_k^z$ , залежать від кліматичних умов (температури, швидкості вітру, його напрямку та ін.). Тому у вираз (3) входить ймовірність  $v_k$  прояву  $k$ -го набору кліматичних характеристик навколишнього середовища.

Оцінка умовного аварійного ризику  $W^z$  є характеристикою рівня небезпеки, яка породжується техногенним об'єктом, при умові, що аварійна ситуація розвивалась за



визначеним сценарієм. В залежності від виду аварійного впливу та способу його передачі будуються конкретні вирази для оцінки умовного аварійного ризику.

Конкретизуємо вид аварійного впливу та елемент абіотичного середовища, через яке вплив передається реципієнту ризику – людині. В окремому випадку токсичного впливу на людину через атмосферне повітря при реалізації конкретного сценарію аварійної ситуації вираз (3) має вигляд:

$$W^z(r, \varphi) = \int_0^{2\pi} d\alpha \int_0^{t_a} dt \int_0^{V_{max}} dV \int_{T_{min}}^{T_{max}} \mu(\alpha) \lambda(V) \cdot \left( \sum_i P(V \in \delta V | d_i) \right) \overline{\eta(t)} \chi(T) U(r, \varphi, d_i, t, \alpha, V, T) dT, \quad (4)$$

де  $\mu(\alpha)$  – щільність розподілу ймовірностей напрямку вітру, які визначаються кутом  $\alpha$ ;  $\lambda(V)$  – щільність розподілу ймовірностей значень швидкості вітру  $V$ ;  $P(V \in \delta V | d_i)$  – ймовірність того, що при швидкості вітру  $V \in \delta V$  стан стійкості атмосфери відноситься до класу стійкості  $d_i$ ;  $\overline{\eta(t)}$  – щільність розподілу ймовірностей невинного випадання опадів у вигляді дощу;  $t_a$  – часовий інтервал токсичного впливу при передачі впливу через атмосферне повітря;  $\chi(T)$  – щільність розподілу ймовірностей значень температури атмосферного повітря;  $U(r, \varphi, d_i, t, \alpha, V, T)$  – функція, яка характеризує збиток при реалізації конкретного аварійного сценарію. Введена полярна система координат  $(r, \varphi)$  з початком в центрі джерела небезпеки.

Функція збитку  $U$  виражає ймовірність нанесення збитку реципієнту ризику в точці  $(r, \varphi)$ . Зокрема, для аварій із вивільненням високотоксичних речовин в якості функції збитку для стану здоров'я людини може бути прийнята ймовірність летального результату. Вид функції збитку зазвичай встановлюється в спеціальних експериментах. При токсичному впливі  $U$  залежить від токсодози  $D$  за час токсичного впливу  $t_0$ :

$$D(r, \varphi, d_i, t_0, \alpha, V, T) = \int_0^{t_0} c^n(r, \varphi, d_i, t, \alpha, V, T) dt, \quad n = const. \quad (5)$$

В наш час велика увага приділяється величинам збитку, який визначається через ймовірність захворювань. Наприклад, при впливі на людину газоподібних канцерогенних речовин – ймовірність захворювання раком легень.

Оцінка умовного ризику характеризує наслідки конкретної аварії а, як випливає з (4), не може перевищувати одиниці. По змісту оцінка локального ризику відповідає прогнозованій ймовірності ураження реципієнта ризику в конкретній точці  $(r, \varphi)$  без засобів захисту. Тобто оцінка локального ризику – іманентна характеристика точки місцевості по відношенню до рівня небезпеки, яка пов'язана з техногенним об'єктом.

Після оцінок локального аварійного ризику, пов'язаного з техногенним об'єктом, може бути представлено на карті місцевості. При цьому виділяють зони, які відповідають різним рівням  $R^*$ . Зони виділяються умовою  $R(r, \varphi) > R^*$ . Площа зон визначається у відповідності з картою району розміщення об'єкта. Якщо вводиться до розгляду декілька рівнів ризику, то забезпечується диференціація прогнозуєної області ураження за рівнем потенційної небезпеки. Розмір області характеризується ефективним радіусом  $R_{ef}$ . Оцінка умовного аварійного групового ризику в точці  $(r, \varphi) \in \Omega$

$$W_g^z(r, \varphi) = M \psi(r, \varphi) W^z(r, \varphi), \quad (6)$$

де  $\psi$  – щільність розподілу людей по зоні ураження  $\Omega$ , яка відповідає умові нормування  $\int \psi(r, \varphi) d\Omega = 1$ ;  $M$  – загальна чисельність людей в області  $\Omega$ .

Оцінка групового (популяційного) ризику характеризує рівень потенційної небезпеки в точці  $(r, \varphi)$ , з врахуванням розподілу реципієнтів ризику по області ураження  $\Omega$ . Оцінка відповідає ймовірності ураження реципієнта ризику в результаті  $z$ -ої аварії в точці  $(r, \varphi)$ .

Рівень аварійної небезпеки, який пов'язаний з конкретною аварією та віднесений до деякої території, характеризується інтегральною оцінкою умовного аварійного ризику  $W_L^z(\Omega)$  та інтегральною оцінкою умовного аварійного групового ризику  $W_G^z(\Omega)$ :

$$W_L^z(\Omega) = \int_{\Omega} W^z(r, \varphi) d\Omega, \quad (7)$$

$$W_G^z(\Omega) = \int_{\Omega} W_g^z(r, \varphi) d\Omega \quad (8)$$

В окремому випадку область інтегрування  $(r, \varphi) \in \Omega$  може включати всю область ураження.

Оцінка  $W_L^z(\Omega)$  характеризує прогнозовані наслідки конкретної аварії на території  $\Omega$ . Її значення не залежить від розподілу населення по зоні ураження  $\Omega$ , а визначається іманентними характеристиками об'єкта та аварії. І в цьому змісті оцінка зазвичай використовується для співставлення наслідків аварій різних типів, різних техногенних об'єктів відносно їх рівнів небезпеки.

Оцінка  $W_G^z(\Omega)$  відповідає прогнозованому числу уражених реципієнтів ризику при конкретній аварії на території, що виділена за певною ознакою. Наприклад, цією оцінкою можна характеризувати рівень потенційної небезпеки від конкретної аварії в межах населеного пункту. Дану величину можна інтерпретувати як прогнозовану кількість жертв в населеному пункті при конкретній аварії на об'єкті.

Перетворення оцінок умовного ризику  $W$  в оцінки ризику  $R$ , у відповідності з (2), здійснюється сумуванням оцінок умовного ризику з відповідними ваговими множниками. Сумування розповсюджується на оцінки умовного ризику за всіма можливими аваріями чи за аваріями визначеного типу. В практичних розрахунках враховуються тільки найбільш зачущі за наслідками аварії.

Важливою характеристикою рівня небезпеки, яка породжується об'єктом, є максимальне число летальних результатів. Характеристика може відноситись до певної аварії  $N_{let}^z$  та в цілому до об'єкту  $N_{let}$ :

$$N_{let}^z = \max_{\Omega} \int M\psi(r, \varphi) U(r, \varphi, d_i, t, \alpha, V, T) d\Omega, \quad (9)$$

$$N_{let} = \max\{N_{let}^z\}. \quad (10)$$

Кліматичні параметри у виразі (9) відповідають максимальному ефекту ураження. В окремому випадку, для хімічної аварії, якщо під областю  $\Omega$  розуміється територія населеного пункту, то напрямком вектора швидкості вітру відповідає напрямку від об'єкта до населеного пункту. Решта кліматичних параметрів знаходяться з розв'язання задачі пошуку максимальної кількості уражених реципієнтів ризику в області  $\Omega$ .

### **Загальна схема прогнозування рівня небезпеки**

Як впливає з визначення оцінок ризику, рівень небезпеки визначається частотним фактором аварійного процесу та величиною збитку, нанесеного реципієнту ризику при аварії. Частотний фактор можна визначити через добуток ймовірностей власне аварійного процесу та реалізації умов, в яких розвивається аварійний процес, якщо умови впливають на наслідки. Наприклад, наслідки хімічної аварії зазвичай залежать від кліматичних характеристик (напрямку вектора швидкості вітру, температури і т.д.). Тому в частотний фактор одним із співмножників входить ймовірність того, що напрямком вітру відповідає напрямку від місця аварії до точки знаходження реципієнта ризику.

У випадку аварії на об'єкті можливі різні види впливу на реципієнтів ризику. Кожен вплив породжує певну величину збитку. В загальному випадку, аварія призводить до комбінованого впливу на реципієнтів ризику. Збиток від комбінованого впливу не дорівнює сумі збитків від складових впливу. Тому виділяють області, в яких домінує той чи інший вплив, та збиток розраховують від домінуючого впливу.

Зв'язок між рівнем впливу та величиною збитку зазвичай визначають із експериментальних даних. Наприклад, для багатьох токсичних речовин відома експериментально встановлена залежність між величиною токсичної дози, яка отримується реципієнтом ризику, та рівнем ураження (ймовірністю загибелі). У випадку баричного впливу використовують зв'язок між ймовірністю ураження та величиною надлишкового тиску на фронті ударної хвилі і т.д. В свою чергу, рівень впливу на реципієнта ризику в деякій точці простору розраховують на основі математичних моделей переносу маси, енергії та імпульсу від місця аварії до точки знаходження реципієнта ризику. Початкові значення цих факторів, які впливають на реципієнтів ризику, випливають з результатів моделювання аварійного процесу. Загальна схема прогнозування оцінок аварійного ризику включає:

1. Математичне моделювання аварійного процесу, в результаті якого розраховують характеристики джерел небезпеки (значення маси, енергії, імпульсу, несанкціоноване вивільнення яких є суттю аварійного процесу) [1].

2. Математичне моделювання розповсюдження аварійного впливу (моделювання переносу маси, енергії, імпульсу від місця аварії до точки знаходження реципієнта ризику). Наприклад, у випадку хімічної аварії – математичне моделювання розповсюдження токсичних речовин в атмосфері. В результаті приходять до польових характеристик (поле токсичних доз), які відповідають величині впливу в кожній точці зони ураження [6].

3. Прогнозування просторово-часових розподілів аварійних впливів на реципієнтів ризику та подальший розрахунок полів збитків. Наприклад, у випадку токсичного впливу це може бути прогнозування поля токсичних доз, які впливають на реципієнтів ризику, та подальший розрахунок полів збитків [7].

4. Розрахунок частотного фактору, який включає: прогнозування ймовірності виникнення аварійних ситуацій; розрахунок частот прояву кліматичних характеристик (таких як напрямок та швидкість вітру, температура, наявність опадів і т.д.); частоту прояву кліматичних характеристик розраховують на основі статистичної обробки матеріалів спостережень за кліматом.

5. Прогнозування полів оцінок аварійного ризику у відповідності з полем збитку та з врахуванням відповідних значень частотного фактору.

Виконання розрахунків за представленою схемою висуває вельми високі вимоги до всіх компонентів системи прогнозування рівня небезпеки: до математичних моделей, до алгоритмів, до програм. Достовірність прогнозування, що вимагається для унікальних та потенційно небезпечних виробництв, висуває високі вимоги до достовірності вихідних даних, до продуктивності обчислювальної системи. Вирішення задачі управління ризиком вимагає на порядок більше ресурсів, ніж вирішення задачі прогнозування ризику. Крім того, необхідно врахувати, що вимоги до достовірності прогнозування мають тенденцію до зростання. У зв'язку з цим, розв'язання задач прогнозування та управління ризиком можливе з використанням проблемно-орієнтованого сервера, який підтримує процес паралельних обчислень.

Прогнозування рівня небезпеки спирається на математичне моделювання переносу субстанції (енергії, маси, імпульсу) в аварійних і поставарійних процесах.. Рівняння математичної моделі переводяться в дискретну алгебраїчну форму. Дискретні алгебраїчні рівняння описують розрахункову модель, яка, якщо її перевести в послідовність машинних команд, дає програму моделювання для комп'ютера. Після цього програма та комп'ютер

дозволяють досліджувати еволюцію модельної системи у розрахункових експериментах [6, 7].

1. Аварии и катастрофы. Предупреждение и ликвидация последствий. Учебное пособие в 6 книгах. Книга 6 / [под ред. В.А. Котляревского]. – М. : Изд-во АСВ, 2003. – 406 с.
2. Алымов В.Т. Техногенный риск: Анализ и оценка : [учебное пособие для вузов] // В.Т. Алымов, Н.П. Тарасова. – М. : ИКЦ «Академкнига», 2004. – 118 с.
3. Каменева І.П. Методи визначення екологічного ризику за атмосферним фактором / І.П. Каменева, О.О. Попов, А.В. Яцишин, В.О. Артемчук // Моделювання та інформаційні технології. – К. – 2009. – Вип. 53. – С. 23–32.
4. Лисиченко Г.В. Природний, техногенний та екологічний ризику: аналіз, оцінка, управління / Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, Г.А. Хміль. – К. Наук. думка, 2008. – 542 с.
5. Попов О.О. Визначення зони впливу потенційно небезпечного енергетичного об'єкту / О.О. Попов // Матеріали XXVIII Щорічної науково-технічної конференції „Моделювання”, 15-16 січня 2009 р. : тези допов. – К. : ПІМЕ ім. Г.Є Пухова НАН України, 2009. – С. 48–50.
6. Попов О.О. Математичне моделювання розповсюдження техногенного забруднення від підприємств паливної енергетики / О.О. Попов // Збірник наукових праць ПІМЕ ім. Г.Є. Пухова НАН України. – К. – 2009. – Вип. 51. – С. 73–84.
7. Яцишин А.В. Комп'ютерні засоби прогнозування техногенних навантажень на атмосферу / А.В. Яцишин, О.О. Попов, В.О. Артемчук // Східно-Європейський журнал передових технологій. – К. – 2009. – Вип. 5/2 (41). – С. 33–36.
8. Яцишин А.В. Методы и технологии анализа рисков для здоровья на основе данных мониторинга / А.В. Яцишин, І.П. Каменева, В.О. Артемчук, О.О. Попов // Материалы IV Международной научно-технической конференции «МОДЕЛИРОВАНИЕ-2012», Киев, 16-18 мая 2012 г. – С. 469–473.

#### **Попов А.А.**

##### **ПРОГНОЗИРОВАНИЕ АВАРИЙНОГО РИСКА**

*Рассматриваются методы оценки аварийного риска для окружающей среды и здоровья населения от техногенных объектов. Рассмотрены вопросы определения величины ущерба от аварии на потенциально опасном объекте. Приведена общая схема прогнозирования оценок аварийного риска.*

#### **Popov A.**

##### **PREDICTION THE EMERGENCY RISK**

*This paper reviews methods for assessing the emergency risk for the environment and public health from the technogenic objects. The questions of determining the amount of damages from the accident at the potentially dangerous object are considered. An overview of predicting the emergency risk assessments is presented.*

УДК 007.51:316.48:681.51

**ФАРРАХОВ О.В.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ*

## **ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ДЛЯ ПОПЕРЕДЖЕННЯ НЕСАНКЦІОНОВАНОГО РОЗПОВСЮДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН**

*Наведено основні тенденції, що визначають причини незаконного обігу і поширення радіоактивних речовин, зазначені завдання, які покладаються на локальну систему контролю за нерозповсюдженням ядерно-радіаційних матеріалів та виділені основні складові системи охоронного моніторингу контролюваного об'єкту.*

В світі продовжується поширення технологій, що використовують ядерно-радіаційні (ЯР) матеріали. Ці матеріали використовуються не тільки у ядерній енергетиці, вони застосовуються в промисловості, медицині, дослідницьких і навчальних програмах. Пов'язані з таким використанням радіаційні ризики необхідно обмежувати і забезпечувати захист від них за допомогою використання необхідних норм радіаційної безпеки. Відповідно до міжнародних угод щодо переміщення всіх радіоактивних матеріалів в межах держав та за їх територією, повинні застосовуватися строгі регулюючі, адміністративні (пов'язані з безпекою) і інженерно-технічні заходи контролю, мета яких полягає в забезпеченні надійності і безпеки таких переміщень.

Основні тенденції, що визначають причини незаконного обігу і поширення ядерно-радіаційних матеріалів є:

*соціально – політичні:*

- закінчення періоду «холодної війни», розпад СРСР і об'єднання країн Варшавського Договору, що привело до руйнування стабільних глобальних і регіональних структур міжнародної безпеки;

- глобалізація світової економіки і формування нового конфліктного і терористичного середовища, що привело до поодиноких інцидентів розкрадання ядерно-радіаційних матеріалів;

*економічні:*

- світовий ринок ядерних матеріалів і технологій, що надає мільярдні прибутки, став ареною жорстокої конкуренції експортерів. У боротьбі за ринки збуту держави-постачальники (перш за все, США, Росія, Канада, Франція, КНР, ФРН, Італія, Бельгія, Норвегія та ін.) інколи формально відносяться до дотримання гарантій МАГАТЕ.

*організаційні і інформаційні:*

- поява великої кількості ядерного матеріалу в результаті процесу скорочення ядерних озброєнь;

- розширення кількості держав, які стали володіти ядерною зброєю, і держав, що мають потенційні можливості для її створення;

- істотне зростання обміном науково-технічного досвіду, можливість вільного доступу за допомогою «інтернет-технологій» і інших джерел до спеціальних знань в області ядерної і радіаційної фізики;

- велика кількість безконтрольних джерел іонізуючого випромінювання, що утворилися після розпаду СРСР: відпрацьовані джерела народного господарства, медицини, залишені військові склади тощо;

- відсутність в країнах, що розвиваються, інфраструктури, що забезпечує суворий контроль за поширенням ядерних матеріалів;

*злочинні:*

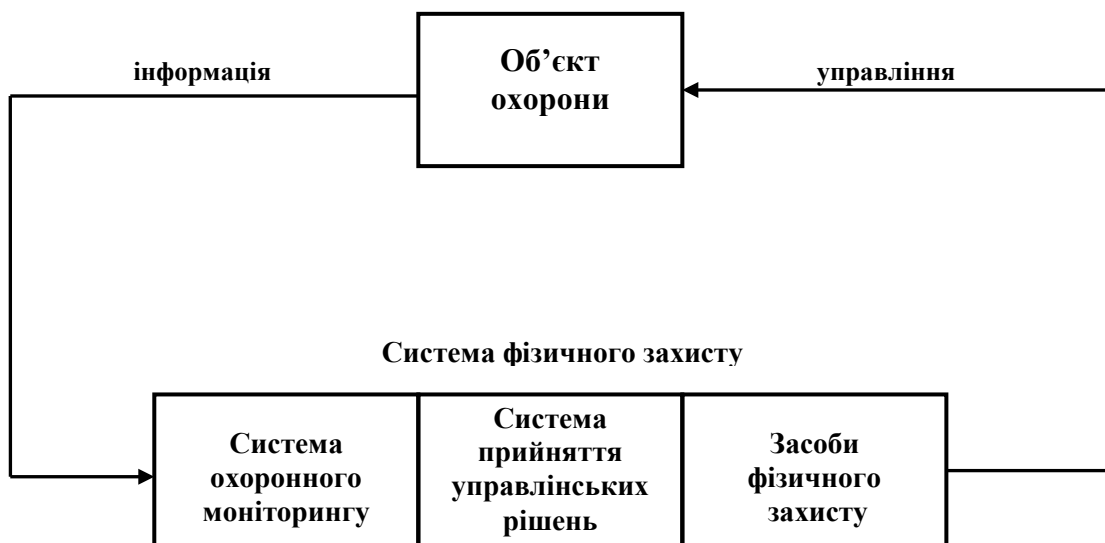
- створення, організація і структуризації міжнародної інтернаціональної «ядерної мафії» з розвиненим «чорним ринком» ядерних, радіаційних матеріалів і технологій;
- прозорість значної частини державного кордону з країнами колишнього СРСР, що сприяє залученню України, як транспортного коридору, в сферу інтересів міжнародної ядерної мафії [1-3].

Всі ці тенденції, на сьогоднішній день зберігають свою актуальність, а деякі істотно активуються, що дає підставу для прогнозу поглиблення негативних тенденцій у сфері незаконного обігу ядерно-радіаційних матеріалів, що підвищує загрозу надходження їх до рук терористичних організацій і використання в терористичних акціях.

Система забезпечення безпеки від здійснення актів радіологічного тероризму повинна бути направлена перш за все на запобігання розкраданню ядерних і радіаційних матеріалів і їх незаконному обігу, а також будь-яких інших аварійних дій і на мінімізацію їх наслідків. Відповідно до цього система радіаційного моніторингу на етапах поводження з радіоактивними речовинами повинна бути сукупністю різних організаційно-технічних заходів стеження і контролю, що діють на всіх етапах зберігання і транспортування ЯР-матеріалів [4-7].

Фізичний захист радіоактивних матеріалів дуже важливий для держав, що володіють ядерними технологіями. Єдиним міжнародним стандартом фізичного захисту є «Конвенція про фізичний захист ядерних матеріалів» від 1980 року і відповідні загальні рекомендації МАГАТЕ.

Побудова системи фізичного захисту радіоактивних матеріалів в місцях їх зберігання для будь-якого об'єкту повинна починатися з визначення кола і ролі організації (або організацій), що відповідають за її безпеку. Далі необхідно провести аналіз життєво важливих елементів об'єкту, що захищається, і можливих методів і шляхів його ураження. Власне система охорони такого об'єкту повинна забезпечуватися системою інженерних бар'єрів, технічних засобів і персоналом. Все це разом і складає інтегровану систему безпеки об'єкта зберігання ЯР-матеріалів [8].



**Рис. 1.** Структура фізичного захисту об'єкту

Ефективний контроль за небезпечними техногенними об'єктами в рамках системи забезпечення безпеки будь-якого рівня в даний час не можливий без застосування систем

автоматичного контролю і стеження, які є складовою частиною системи охоронного моніторингу.

Залежно від рівня масштабів спостережень і стеження, а також від кола завдань, що вирішуються, розмірів контрольованої зони застосування, системи автоматичного контролю і стеження можна класифікувати як локальні, регіональні і національні.

На локальні системи, які є основою безпеки, покладаються наступні завдання:

- безперервний контроль за власними параметрами об'єкту за допомогою технічних засобів, встановлених безпосередньо на об'єкті;
- безперервне спостереження за контрольованою зоною за допомогою технічних засобів, встановлених в постах зовнішнього спостереження, які розташовуються в межах контрольованої зони;
- безперервне спостереження за контрольованою зоною за допомогою технічних засобів, встановлених в постах зовнішнього спостереження, які розташовуються за межами контрольованої зони на незначному віддаленні;
- порівняння виміряних контрольованих показників зі встановленими пороговими значеннями і ініціація сигналізації у разі їх перевищення;
- видача по лініях зв'язку узагальненої інформації на центральний пульта інтегрованої системи безпеки;
- обробка даних про стан середовища, що оточує об'єкт охорони;
- контроль стану апаратури;
- видача рекомендацій в аварійних ситуаціях;
- управління всіма підсистемами охорони об'єкту.

Структуру будь-якої інформаційної системи складає сукупність окремих її частин, званих підсистемами. Тому для формування структури локальної системи автоматичного контролю і стеження повинні бути вибрані наступні підсистеми:

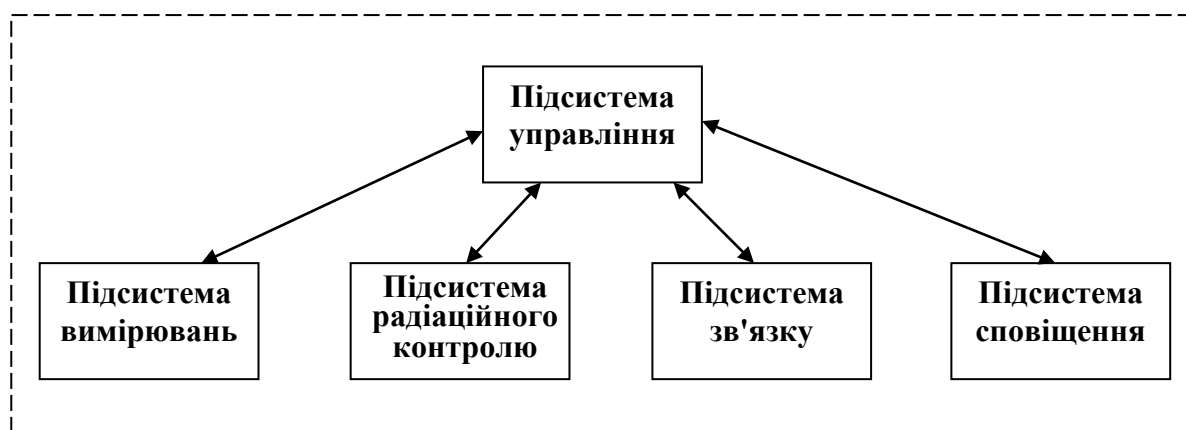
*Підсистема управління* – мікропроцесорний блок, що відповідає за обробку, аналіз виміральної інформації і вироблення керуючих рішень для всіх штатних підсистем;

*Підсистема вимірювань* – це ряд датчиків що вимірюють параметри, необхідні для безпеки контрольованого об'єкту і зони його знаходження;

*Підсистема радіаційного контролю* – детектори, що контролюють радіаційну обстановку на об'єкті, що захищається;

*Підсистема зв'язку* – блок для зв'язку виміральної апаратури з підсистемою управління;

*Підсистема сповіщення* – засоби передачі інформації для організації реагування.



**Рис. 2.** Структурна схема локальної системи автоматичного контролю і стеження



Найважливіше місце в загальній системі заходів з попередження радіаційного тероризму займають ядерні вимірювально-інформаційні технології (які є складовою підсистемою радіаційного контролю). Ядерні вимірювально-інформаційні технології засновані на застосуванні апаратних засобів аналізу іонізуючих випромінювань, що дозволяють виявляти аномалії радіаційного фону, виявляти і ідентифікувати джерела радіоактивного випромінювання за допомогою детектуючих систем випромінювання різного типу (нейтронне, гамма-, бета-, альфа-випромінювання), які в процесі радіоактивного розпаду утворюють радіоактивні матеріали. Використовуючи вищенаведену технологію, можна організувати ефективну систему моніторингу для попередження несанкціонованого розповсюдження радіоактивних речовин на контрольованих об'єктах.

1. Белоус В. Ядерный терроризм в современном мире. // Ядерная безопасность. – 2000. – № 34–35.
2. Супертерроризм: Новый вызов нового века. - Под ред. Федорова А.В. М.:Права человека, 2002.
3. Колдобский А. Ядерный и радиационный терроризм. // Бюллетень по атомной энергии.– 22 апреля 2002 г.
4. Международное агентство по атомной энергии. Кодекс поведения по обеспечению безопасности и сохранности радиоактивных источников, IAEA/CODEOC/2001, МАГАТЭ, Вена (2001).
5. Резолюция 59/290, Генеральная Ассамблея ООН «Международная конвенция о борьбе с актами ядерного терроризма», 13 апреля 2005 г.
6. Резолюция 1373 (2001), принята СБ ООН на 4385-м заседании, S/RES/1373 (2001) 28.09. – 2001 г.
7. Закон України «Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання» // ВВР, 2001. – №1. – С. 1.
8. Международное агентство по атомной энергии, Methods to Identify and Locate Spent Radiation Sources, IAEA-TECDOC-804, Vienna (1995).

**Фаррахов А.В.**

**ПРИНЦИПЫ ПОСТРОЕНИЯ СИСТЕМЫ МОНИТОРИНГА ДЛЯ ПРЕДУПРЕЖДЕНИЯ НЕСАНКЦИОНИРОВАННОГО РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ**

*Охарактеризованы основные тенденции, которые определяют причины незаконного оборота и распространения радиоактивных веществ, определены задачи, которые возлагаются на локальную систему контроля над нераспространением ядерно-радиоактивных материалов и выделены основные составляющие системы охранного мониторинга объекта.*

**Farrakhov O.V.**

**PRINCIPLES OF CREATION OF MONITORING SYSTEM TO PREVENT UNAUTHORIZED SPREAD OF RADIOACTIVE SUBSTANCES**

*The article presents the main trends that determine the causes of illicit trafficking and the spread of radioactive substances, defines tasks are assigned to the local control system for nuclear non-proliferation of radioactive materials and the basic components of the system security monitoring object.*

УДК 551.243.8+551.248.2] (477)

**ВЕРХОВЦЕВ В.Г., ЮСЬКІВ Ю.В., ШВАЙКО В.Г., ШЕВЧУК В.І.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ*

## **СУМАРНІ АМПЛІТУДИ ПІЗНЬОПЛОЦЕН-ЧЕТВЕРТИННИХ ВЕРТИКАЛЬНИХ РУХІВ ЗЕМНОЇ ПОВЕРХНІ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА ТА ЙОГО СХИЛІВ**

*На основі складеної за морфометричними даними карти сумарних амплітуд новітніх (пізньопліоцен-четвертинних) вертикальних тектонічних рухів, продубльованої в південній частині Північного Приазов'я за методикою поетапного вивчення неотектоніки та методом аналізу потужностей, встановлено, що в той час вертикальні тектонічні рухи в межах Українського щита (УЩ) були диференційованими за площею, різноспрямованими і мали досить значну інтенсивність (сумарні амплітуди змінювалися від -80 до +200 м). У площовому відношенні загальні закономірності поширення сумарних амплітуд чітко пов'язуються з контурами відомих у регіоні основних структурних одиниць, а деталі підкреслюють розломно-блокову будову території. Застосовані методи дослідження рекомендовані для широкого використання при картуванні і всебічному вивченні геоструктур УЩ та інших регіонів, що мають аналогічну будову.*

Картування сумарних амплітуд новітніх рухів земної кори отримало широкий розвиток з 60-х років ХХ ст. За цей час для території України побудована серія неотектонічних карт, авторами яких є В.Г. Бондарчук, П.К. Заморій, І.Л. Соколовський, М.Г. Волков, Г.М. Білінкіс, О.М. Марініч, І.Д. Гофштейн, М.І. Николаєв, Л.П. Полканова, С.К. Горелов, Л.М. Розанов, В.П. Палієнко, С.С. Бистревська, Б.О. Николаєнко, В.Г. Верховцев, О.К. Карабанов, С.І. Проходський і ін. [1, 4-8, 10-13, 15-26, 28-33].

Однак більшість цих карт охоплює неотектонічний етап в цілому, без підрозділу його на складові часові проміжки (принаймні, на регіональному рівні такі побудови виконували дуже рідко).

Наше завдання полягало в картуванні і детальному вивченні заключної стадії (підетапу) неотектонічного етапу – пізньопліоцен-четвертинної, з виділенням в її рамках ще більш дрібних складових (головним чином в межах крупно- і середньомасштабних еталонних ділянок).

Встановлення сумарних амплітуд рухів земної кори є однією з найважливіших частин (поряд з виявленням лінеаментів і кільцевих геоструктур) будь-яких неотектонічних досліджень, котрій часто не приділяється належна увага.

На жаль, наявні методи, методичні прийоми та технічна оснащеність робіт в більшості випадків дозволяють достовірно визначати при регіональних дослідженнях кількісні характеристики тільки вертикальних неотектонічних рухів земної поверхні, обмежуючись оцінкою горизонтальних переміщень головним чином на якісному рівні.

Більшість раніш побудованих для території України неотектонічних карт базується на аналізі сучасного висотного положення і потужності морських акумулятивних відкладів, палеобатиметричних даних з поправками на денудацію і надлишкову акумуляцію [1, 19, 22, 23, 25, 26, 32].

Інший принцип покладений в основу використаного нами морфометричного методу В.П. Філософова [34] (з нашими доробками і доповненнями [11, 14, 18, 20, 21, 28, 29, 31]). Це дозволило, на наш погляд, уникнути ряду допущень, без яких неможливо було обійтись при складанні раніш побудованих карт і які могли привести до часткового викривлення значень сумарних амплітуд (анітрохи не применшуючи достоїнств інших методів і результатів

виконаних за ними досліджень, автори вважають, що вони суттєво доповнюють один одного і повинні використовуватися комплексно).

Морфометричний метод пошуку геоструктур полягає в графічному розкладанні висот рельєфу на базисні, залишкові, вершинні й ерозійні поверхні відповідно до порядків долин і вододільних ліній, а також у виконанні наступних математичних дій з цими поверхнями за правилами гірської геометрії [34].

Нами була побудована карта різниці між вершинною і базисною поверхнями 4-го порядку.

Якщо карти базисних, вершинних поверхонь відносяться до статичних (по цих картах можна вивчати статичні зв'язки, що існують між морфометричними поверхнями рельєфу і тектонічними структурами, без урахування їхнього розвитку), то карти різницевої поверхонь належать до динамічних (з їх допомогою рельєф можна вивчати в процесі розвитку, а також установлювати зв'язки рельєфу з рухами земної кори і іншими процесами розвитку рельєфу).

Для одержання амплітуди коливання висот рельєфу необхідно віднімати графічним способом з вершинної поверхні найбільш високого порядку базисну поверхню відповідного порядку. Різниця між ними, включаючи величину некомпенсованих рухів земної кори, буде приблизно відповідати величині новітніх рухів [34].

Варто тільки пам'ятати, що різниця між базисними і вершинними поверхнями є сумарним алгебраїчним результатом позитивних і негативних вертикальних рухів земної кори, а також схилової і руслової акумуляції, схилової і руслової ерозії.

При інтерпретації побудованої карти враховані дані про вік долин й вододільних просторів, потужності неогенових і четвертинних відкладів.

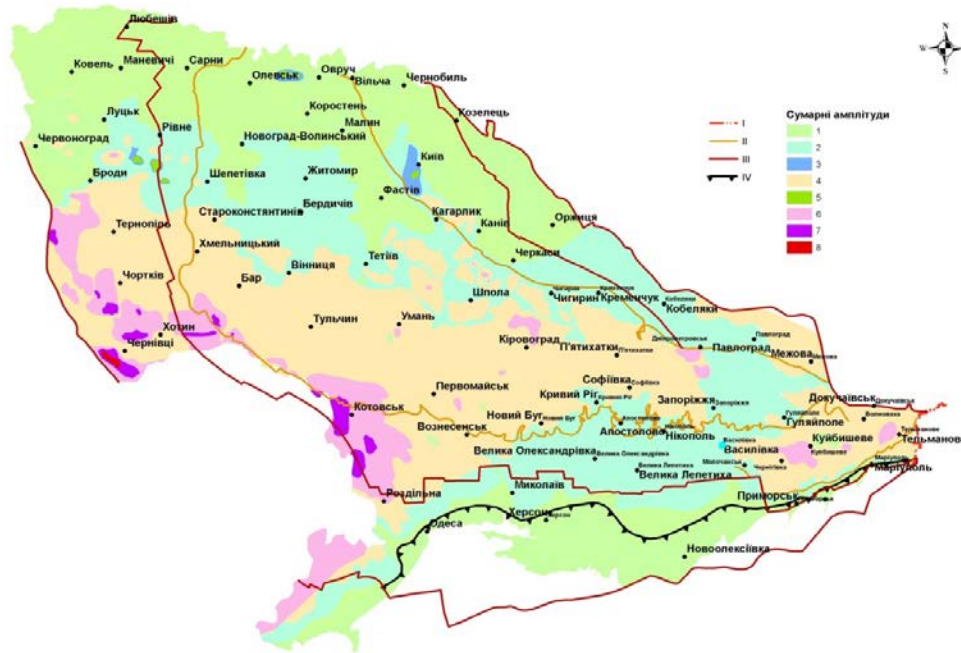
В результаті була складена карта сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної кори (рис. 1), яка є невід'ємною складовою частиною карти новітньої тектоніки УЩ та його схилів (рис. 2).

Проведене нами розкладання неотектонічного етапу на більш короткі часові інтервали має важливе значення, бо дозволяє визначити час реалізації основного об'єму вертикальних переміщень і прослідити взаємозв'язок між неотектонічними, новітніми і сучасними рухами.

Першим зробленим нами в цьому напрямку кроком є виділення в межах даної і суміжних територій з неотектонічного етапу сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних рухів земної кори, аналізу яких і присвячена ця робота.

Слід відмітити, що наведена на рис. 1 карта відображає тільки найбільш загальні закономірності розповсюдження сумарних амплітуд, оскільки побудована на основі топопланшетів масштабу 1:500 000, на яких горизонталі проведені всього лише через 25 м (іноді навіть через 50 м). Ізоліній (ізобаз) даного перетину недостатньо для виявлення локальних аномалій. Для більш детального вивчення тектонічних рухів необхідно використовувати, як мінімум, топооснову масштабу 1:200 000 з перетином ізоліній через 10 м (що нами й зроблено при проведенні крупно- і середньомасштабних досліджень в межах еталонних ділянок).

Аналіз складеної карти сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної поверхні показує, що останні в межах досліджуваної території мають різко диференційований по площі характер прояву і досить значну інтенсивність: значення сумарних амплітуд змінюються від нуля в районі кіс північного узбережжя Азовського моря до +200 м в районах, що тяжіють до Передкарпаття. При цьому найбільш загальні закономірності у площового розповсюдження сумарних амплітуд пов'язуються з контурами відомих порівняно великих структурних одиниць, а деталі підкреслюють розломно-мілкоблокову будову земної кори і в значній мірі контролюють розміщення кільцевих структур (КС).



**Рис. 1.** Карта сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної кори масштабу 1:500 000 (зменшено)

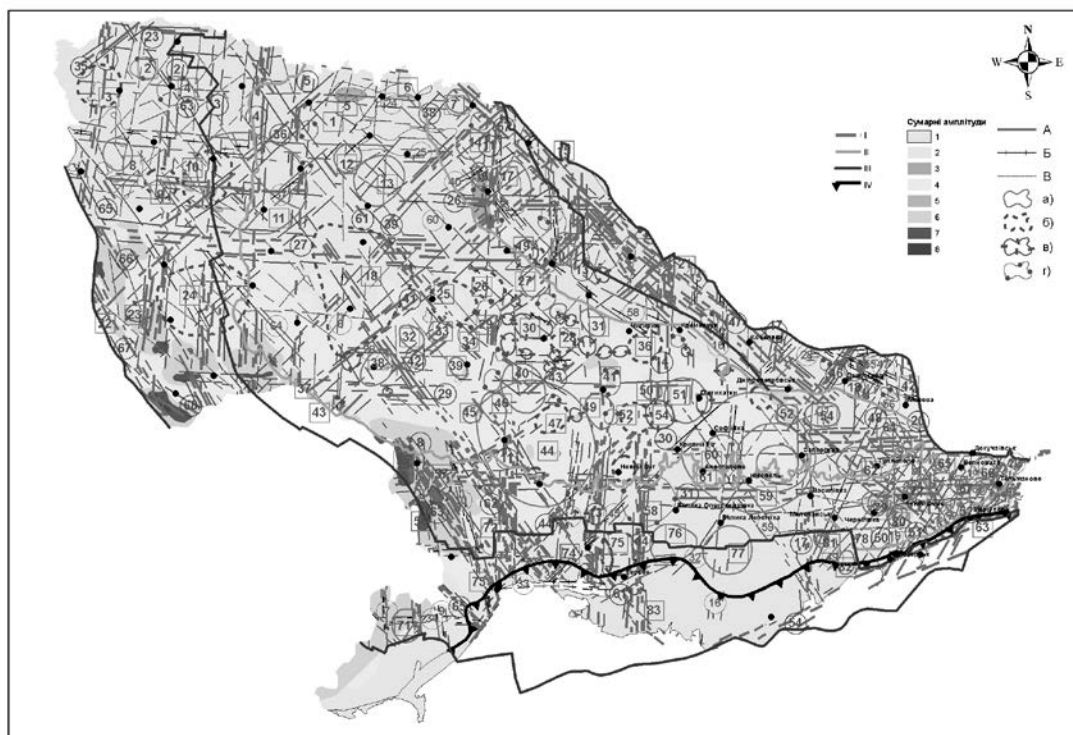
I – державний кордон України; II – нульова ізогіса поверхні кристалічного фундаменту; III – тектонічні межі за [31]; IV – межа, південніше якої при більш детальних дослідженнях можливе знаходження невеликих за розміром локальних контурів з від'ємними значеннями сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної кори (за морфометричними даними), мм: 1 – 0-25; 2 – 25-50; 3 – 50-75; 4 – 50-100; 5 – 75-100; 6 – 100-150; 7 – 150-200; 8 – >200

Викладене вище підтверджує таке:

1. Досить часто фіксується зв'язок підвищених значень ізобаз і замкнених контурів (аномалій) з лінеаментними зонами. Відмічена закономірність встановлена вздовж лінеаментів практично усіх напрямків. Численні приклади наведені нами при характеристиці окремих регіонів і еталонних ділянок в ряді надрукованих статей [2, 4-6, 10-13, 15, 16, 18, 20, 21, 24, 27-31, 33], а також це підтверджується при аналізі рис. 2 та табл. 1. (табл. 1 вже наводилася в попередній серії статей на дану тематику, вважаємо доцільним зробити повтор друку для кращого сприйняття матеріалу).

2. Впевнено також простежується зв'язок між сумарними амплітудами і КС. При цьому у більшості випадків контурові КС відповідає контур підвищених значень сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної поверхні. Зокрема, це слушно по відношенню до 58 із 61 відображених у сумарних амплітудах КС (22 кільцевих утворень з 83 виявлених не знайшли свого відбиття в амплітудному показнику). Дві КС співпали з областями розповсюдження відносно знижених (але все ж позитивних) значень сумарних амплітуд, одна – з складно побудованим знакоперемінним полем (див. рис. 2, табл. 2).

У випадку співпадання контура КС з областю розповсюдження аномально підвищених (дуже рідко відносно знижених) значень ізобаз чітко розрізняються два варіанти: 1) контурові КС відповідає замкнена аномалія підвищених (відносно знижених) значень ізобаз (рідше – частина цієї аномалії) або ж останні мають характерний малюнок згущених між собою ізолій (при високих значеннях), які підкреслюють форму кільцевого утворення (такий вид взаємозв'язку встановлений для 39 КС, серед яких: 20 – успадкованих, 14 – не успадкованих, три – проміжних і дві – «без коренів»); 2) контур КС підкреслюється характерною розрідженою (як правило, одна ізолія з відносно низькими значеннями) конфігурацією ізобаз у вигляді так званих «структурних носів» (цей вид взаємовідношень встановлений для 18 КС: 14 – успадковані та по дві – не успадковані і проміжні).



**Рис. 2.** Карта новітньої тектоніки Українського щита та його схилів масштабу 1:500 000 (зменшено)  
 I – держаний кордон України; II – нульова ізогіпса поверхні кристалічного фундаменту; III – тектонічні межі за [31]; IV – межа, південніше якої при більш детальних дослідженнях можливе знаходження невеликих за розміром локальних контурів з від’ємними значеннями сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної кори; сумарні амплітуди пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної кори (за морфометричними даними), мм: 1 – 0-25; 2 – 25-50; 3 – 50-75; 4 – 50-100; 5 – 75-100; 6 – 100-150; 7 – 150-200; 8 – >200; лінеаментні зони: А – трансрегіональні і регіональні 1-го порядку; Б – регіональні 2-го порядку; В – одиночні лінеаменти; кільцеві структури: а) – успадкованого; б) – не успадкованого; в) – проміжного; г) – безкореневого морфогенетичного типу

**Таблиця 1.** Основні відомості про активні на новітньому етапі розвитку лінеаментні зони Українського щита та його схилів

№ на карті	Назва, ранг зони	Азимут	Д/Ш, км	К/Д <sub>г</sub> -Д <sub>з</sub> , км	К <sub>ср</sub> /К <sub>вд</sub>	Співпадання зони з відомим розломом	Морфотип	Пошукова перспективність
<i>Лінеаментні зони домінуючої ортогональної системи <math>\theta \pm 90^\theta (\pm 5^\theta)</math></i>								
1	Ковельсько-Іванофранківська, 1	0-2	435 <sup>2</sup> /10-20	35/5-35	27/12	+ Рогатинський	С	Cu, Pb, Zn, BB, Rm, ПІВ, S
2	Любашівсько-Чернівецька, 1	0-1	435 <sup>2</sup> /10-25	43/8-60	30/15	+	С	Cu, Pb, Zn, Rm, mu, Mo, P, TR, gr, ПІВ
3	Сарнинсько-Хмельницька, 1	0-1	400 <sup>1</sup> /10-15	39/7-50	25/16	+ Рівненський	С	Cu, Zn, Pb, P
4	Сарнинсько-Окницька, 1	0-2	440 <sup>2</sup> /12-25	56/7-60	35/23	++ Корецько-Шепетівський	С	Fe, Ti, Ni, Cu, Zn, Pb, P, mu, gr, U
5	Олевсько-Могильовська, 1	359-0	405 <sup>1</sup> /10-20	37/9-75	25/14	++	С	Rm, Mo, P, mu, gr, TR, gr, ПІВ, U
6	Вінницько-Ялпугська, 2	359-1	490/3-9	21/7-20	14/7	+	С	Rm, TR, Ni, BB
7	Китайська, 2	0-1	120 <sup>1</sup> /4-5	14/6-25	12/4	+ границя P <sub>3</sub> -N <sub>1</sub>	С	BB
8	Гайворонсько-Сасикська, 1	0-1	380 <sup>1</sup> /7-10	35/3-30	24/12	++ Саратовський (Арцизький)	С	Fe, BB
9	Котовсько-Тузлівська, 2	356-358	200/5-12	23/2-40	16/10	++ Придністровський	С	Fe, BB
10	Ананьівсько-Одеська, 2	351-356	200 <sup>1</sup> /8-12	35/7-25	14/23	++ Тальнівський	С-ПІ	Fe, Rm, U
11	Брагинсько-Одеська, 1	355-0	490 <sup>2</sup> /15-20	112/5-45	70/45	++ Першотравнево-Трактмирівський	С	Ni, W, U
12	Чернігівсько-Гнілосланецька, 2	359-2	450 <sup>2</sup> /7-10	42/5-30	28/15	-	С	Au, Ag, U
13	Нежинсько-Миколаївська, 1	359-1	450 <sup>2</sup> /16-25	92/5-60	40/55	++ Кіровоградський, Миколаївський	С-ПІ	BB, gr, U (44-54, 167)
14	Шосткінсько-Скадовська, 1	359-1	410 <sup>2</sup> /12-25	88/5-45	58/32	++ Херсонський, Західно-Інгулецький	С	Mo, BB, U
15	Миргородсько-Кременчуцька, 2	0-1	170 <sup>1</sup> /5-9	18/3-35	12/7	+ Криворізько-Кременчуцький	С	BB, U (61, 62, 65)
16	Решитилівсько-Чаплинська, 2	0-3	390 <sup>1</sup> /11-15	42/7-30	18/12	+	С	BB, U

№ на карті	Назва, ранг зони	Азимут	Д/Ш, км	К/Д <sub>г</sub> -Д <sub>д</sub> , км	К <sub>г</sub> /К <sub>вд</sub>	Співпадання зони з відомим розломом	Морфотип	Пошукова перспективність
17	Карловсько–Малоутлюкська, 1	358–3	370 <sup>x1</sup> /13–25	56/6–45	26/18	+Мелітопольський	С	ВВ, U
18	Лозовсько–Обиточна, 1	355–0	250/16–20	55/4–28	34/23	+	С	ВВ, U
19	Гуляйпольсько–Приморська, 2	359–0	160/6–9	20/5–25	14/8	++ Центрально–Приазовський	С	Fe, Rm, ПІВ, ВВ, U
20	Барвенковсько–Бердянська, 1	358–0	240 <sup>x1</sup> /14–18	40/5–30	27/14	+	С	ПВ
21	Волновахсько–Білосарайська, 2	4–6	75/5-7	8/7–20	5/3	+	С	ПВ
22	Кутейніковсько–Новоазовська, 2	3–5	100/3–4	16/5–10	11/5	++ ГрузькомСланчикський	С	Ni, Cu, ПВ
23	Поліська, 1	90–92	430 <sup>x2</sup> /30–40	30/8–65	12/18	++ Південно–Ратновський	С–П	V, Ti, Fe, Rm, Ni, Sn, Cu, F, ku, Pb, Au, Ag, Mo
24	Ковельсько–Вільчанська, 2	89–90	405 <sup>x1</sup> /8–15	21/7–45	8/14	+Поліський	П	Ti, P, Rm, Fe, Ag, Au, Pb, Zn, Mo
25	Локачинсько–Коростенська, 2	89–90	410 <sup>x1</sup> /12–20	35/8–45	12/25	+ Володимир–Волинський	П	TR, Rm, W, Mo, ВВ
26	Червоноградсько–Пирятинська, 1	90–91	215/8–13	14/7–35	5/10	+	П	Fe, Ti, P, U
27	Львівсько–Миргородська, 1	90–91	680 <sup>x2</sup> /20–35	72/6–70	30/45	++ Андрушівський	П	Cu, Pb, Zn, P, Mo, gr, Pb, Sn, Fe, ВВ, ПІВ, U
28	Тульчинсько–Слав'янська, 2	89–90	200/4–6	35/5–30	12/25	+	П	TR, Ni, ПІВ, ВВ, U
29	Хотинсько–Дніпропетровська, 1	89–90	720 <sup>x1</sup> /7–14	48/10–50	18/32	+ Суботсько–Мошоринський	П	Fe, Ti, gr, Rm, Au, Cu, Pb, Sn, go, Ti, Fe, Ni, ВВ, U
30	Криворізько–Амвросієвська, 1	90–91	480 <sup>x1</sup> /25–27	94/8-20	42/56	++ Девладівський, Бобринецький	П–3	Mo, TR, F, Rm, Fe, Mn, U
31	Котовсько–Тельманівська, 1	88–90	725 <sup>x2</sup> /8–30	122/5-40	70/55	+ Конкський	П–С	Fe, Mo, Ni, gr, gr, cor, TR, F, Rm, Mn, U
32	Роздільненсько–Херсонська, 2	89–91	325 <sup>x1</sup> /6–12	42/5-30	17/30	+ Північно–Таврійський	П	ПВ, ВВ
33	Одесько–Цюрупинська, 2	89–90	150/6-8	12/7-16	3/12	+ границя K <sub>2</sub>	П	ПВ, ВВ
34	Березинсько–Іллічівська, 2	89–90	120 <sup>x1</sup> /7-10	16/4-20	8/14	+	П	ПВ, ВВ
<b>Лінеamentні зони домінуючої діагональної системи 40-50<sup>0</sup> ± 310-320<sup>0</sup></b>								
35	Вижевська, 1	48–53	110 <sup>x2</sup> /8–12	5/20–70	3/2	++ Вижевський	3–С	Fe, Ti, Cu
36	Івано–Франківсько–Лельчицька, 1	40–50	540 <sup>x2</sup> /15–25	38/9–100	23/16	++ Пержансько–Кременецький	3–С	Rm, Sn, W, TR, F, Ti, P
37	Шепетівсько–Коростенська, 2	40–50	190/9–15	8/10–70	6/4	+	3–С	Rm, mu, Ti, P, Ni, Mo, W, Cu, Ag
38	Залещико–Вільчанська, 1	45–50	260 <sup>x1</sup> /5–10	15/6–55	10/7	++ Тетерівський	3–С	Ti, F, Mo, Cu, gr, U
39	Окницько–Чернобильська, 1	40–50	400 <sup>x1</sup> /10–16	36/7–50	22/16	+ Троянівський	С–3	TR, Rm, Ni, Au, Fe, Ti, ВВ, U
40	Макарівсько–Козелецька, 2	49–52	140 <sup>x1</sup> /7–10	24/5–30	14/12	+	3	ПВ, ВВ
41	Могильовсько–Ніжинська, 1	48–52	390 <sup>x1</sup> /5–15	56/9–50	35/24	++ Немирівський	3–С	Fe, TR, W, U
42	Крижопільсько–Варшавська, 1	45–50	420 <sup>x2</sup> /18–25	55/6–40	27/29	+ Володарський	3	Rm, Ni
43	Фрунзовсько–Миргородська, 1	45–52	400 <sup>x2</sup> /10–20	52/8–30	26/28	++	3	Mo, ВВ, ПІВ, U
44	Вілковсько–Полтавська, 1	42–46	600 <sup>x1</sup> /8–25	72/8–50	31/42	++ Алібейський, Чорноморський	3–П	Au, Ag, ВВ, U
46	Цюрупинсько–Орельська, 1	40–45	300 <sup>x1</sup> /10–12	34/5–30	17/19	+ Дерезуватський	3	ВВ, ПІВ, U
47	Новотавричінсько–Близнаківська, 2	40–45	120 <sup>x1</sup> /7–10	17/10–35	9/9	+	3	ВВ, ПІВ
49	Гирсовсько–Великоновоселківська, 2	40–45	190/6–9	21/4–30	12/11	+	3	Fe, Rm
53	Східно–Маріупольсько–Катеринівська, 2	40–50	120 <sup>x1</sup> /4–5	15/4–15	9/6	+	3–С	Rm
58	Вільчансько–Вишгородська, 2	310–315	80 <sup>x1</sup> /10–11	4/10–60	3/2	+	3–С	Ti, P, Rm, Sn, W
60	Олевсько–Фастівська, 1	310–315	150/16–25	9/6–25	6/4	++ Центральний	3–С	Ti, P, Rm, W, Mo, Au, U
61	Сарнинсько–Тетіївська, 1	315–325	425 <sup>x2</sup> /12–18	49/6–47	30/21	++ Сарнинсько–Варварівський, Ємільчинський	3–С	Fe, Ti, Ni, Rm, W, Cu, Au, U
62	Шепетівсько–Очаківська, 1	315–325	570 <sup>x2</sup> /5–15	57/7–50	36/24	++ Хмільницький, Бузький, Гвоздівський	3–С	Fe, Ni, W, TR, Rm, U
63	Маневичсько–Одеська, 1	310–325	570 <sup>x2</sup> /5–15	57/7–50	35/23	++ Хмільницький, Бузький, Придністровський	3–С	Fe, Ni, W, TR, Rm, U

№ на карті	Назва, ранг зони	Азимут	Д/Ш, км	К/Д <sub>г</sub> -Д <sub>д</sub> , км	К <sub>г</sub> /К <sub>вд</sub>	Співпадання зони з відомим розломом	Морфотип	Пошукова перспективність
64	Луцько-Копайпольська, 2	315-320	260/3-10	18/6-75	11/7	++ Подільський	3-С	TR, Fe, Cu, Pb, Zn
65	Червоноградсько-Окницька, 2	315-325	375 <sup>x1</sup> /8-20	22/6-70	14/8	++ Сокальський	3-С	TR, Zn, Pb, P, BB
<b>Лінеаментні зони пригніченої діагональної системи 30-35<sup>0</sup> ± 300-305<sup>0</sup></b>								
48	Молочансько-Барвенковська, 1	30-35	270 <sup>x1</sup> /6-8	27/10-35	12/18	+	3-Н	BB, ПВ
50	Донецько-Гурзуфська, Т	30-35	1000 <sup>x2</sup> /15-20	80/6-100	46/36	++ Донецько-Гурзуфський, Обиточненський, Волновасько-Чорнухинський, Катерининський	С-3	Ta, Nb, TR, Be, W, Cu, Pb, Hg
51	Приморсько-Ларинська, 1	30-35	230 <sup>x1</sup> /8-12	22/5-40	12/11	+	3	Rm, TR, Sn, Au, gp
52	Маріупольсько-Кутейніківська, 1	30-35	350 <sup>x1</sup> /7-8	40/5-60	24/18	++ Кальміуський	С-3	La, Mo, Cu, Zn, V, Co, Hg
55	Кустоловсько-Макіївська, 2	300-305	280 <sup>x2</sup> /15-18	52/5-45	30/22	++	3-С	BB, U
57	Чорнобильсько-Маріупольська, Т	300-305	850 <sup>x2</sup> /11-30	350/5-50	205/170	++ Сорочинський, Куйбишевський, Дніпрозверджинський	С-3	Rm, TR, F, gp, Al, Cu, Sn, Fe, BB, U
68	Калусько-Вашковська, 1	295-305	250 <sup>x2</sup> /20-35	26/9-55	10/17	+	Н-С	Ag, Pb, Zn, cs, BB, Au
<b>Лінеаментні зони пригніченої діагональної системи 60-70<sup>0</sup> ± 330-340<sup>0</sup></b>								
45	Ягорлицько-Херсонська, 2	60-62	150/7-8	8/12-30	6/4	-	3-С	ПВ
54	Сивашсько-Каркінітська, Т	65-70	300 <sup>x2</sup> /15-20	38/10-70	23/16	+ Бердянсько-Маріупольський	С-3	TR, Ti, Zr, Mo, BB
56	Першотравенсько-Білосарайська, 2	330-335	180/7-10	22/6-25	12/11	+ Малоянісольський	3	Fe, Rm, gp
59	Жовтоводсько-Кирилівська, 2	326-330	150 <sup>x2</sup> /10-14	28/4-35	16/14	+	3	Fe, Cu, Au, U
66	Червоноградсько-Хотинська, 1	330-335	350 <sup>x2</sup> /10-18	27/7-60	12/17	++ Белз-Балучинський	Н-С	TR, Rm, BB
67	Львівсько-Чернівецька, 1	330-335	300 <sup>x2</sup> /15-25	44/8-40	20/25	++ Хлевчани-Перемишлянський, Чернівецький	Н-С	Cu, S, cs, BB, Au

Ранг лінеаментних зон: Т – трансрегіональна, 1 – регіональна 1-го порядку, 2 – те ж 2-го порядку; С – скид; П – підкид; З – здвиг; Н – надвиг; ++ – лінеаментна зона повністю співпадає з відомим розломом; + – те ж, але частково (фрагментарно); – лінеаментна зона не відображається в показниках, що аналізуються; BB – вуглеводні (нафта, газ), ПВ – підземні води тріщинного типу; <sup>x1</sup> – лінеаментна зона виходить за межі досліджуваного району в одному напрямку; <sup>x2</sup> – те ж, але в обох напрямках

Детальніше характер цього взаємозв'язку можна дослідити при співставленні та аналізі наведених в роботі рисунків і таблиць, по окремим регіонам та еталонним ділянкам – в публікаціях [2–5, 7, 8, 10–12, 17, 18, 20, 21, 24, 28–31, 33].

Важливою характеристикою регіонів є загальна просторова картина розподілу сумарних амплітуд новітніх вертикальних рухів земної поверхні (в даному випадку пізньопліоцен–четвертинних), особливо в межах таких складно побудованих територій, які досліджувалися.

Мінімальні сумарні амплітуди зафіксовані в зоні зчленування Східно-Європейської платформи і Скифської плити, де проходить нульова ізобазна. На південь від показаної нами на карті лінії (див. рис. 1) можливе знаходження при більш детальних дослідженнях невеликих за розмірами локальних контурів з від'ємними значеннями сумарних амплітуд пізньопліоцен–четвертинних вертикальних рухів земної поверхні, що нами доведено в роботі [33] (на косах північного узбережжя Азовського моря вони сягають –80 м). Але ці ділянки настільки малі за площею, що ми навіть не показали їх на карті. Не набагато більші їх значення (до +25 м) на півночі Волино-Поділля і УЩ (до лінії населених пунктів Луцьк – Новоград-Волинський – Радомишль – Фастів) та прилеглий північно-західній частині ДДЗ (до населених пунктів Хорол – Пирятин – Ромни – Конотоп).



**Таблиця 2.** Основні відомості про активні на новітньому етапі розвитку кільцеві геоструктури Українського щита та його схилів

№ на карті	Назва, розміри (діаметр), км геоструктури	Відбиття на картах							Рельєф фундаменту	Розра-хункова глибина проникнення (закладення), км	Взаємовідношення з лінеаментами	Структурно-геологічна інтерпретація	Пошукова перспективність
		Базисна 2-го порядку	Вершина 2-го порядку	Базисна 4-го порядку	Вершина 4-го порядку	Сумарні амплітуди	Морфо-графічні						
<i>Успадковані КС</i>													
1	Коростенська, 300x250	+	++	++	++	+↑25-75А-Р	++	+↑Коростенський плутон	125-150	О-3, 11, 27, 39, 63+В-4, 5, 23-26, 36-39, 57-61	СБП+СОТ	Ti, Rm, P, W, Mo, Au, Sn, TR, gp	
7	Прип'ятсько-Корогодська, 28x25	++	++	++	++	+↑10-40 А	++	+↑	12,5-14	О-38, 39, 57, 58, л	ПБ+СОЧ	Mo, Cu, Fe, Ti, ПБ	
8	Сокальська, 112x100	++	++	++	++	++↑25-50 А	+	+↑Волино-Поліський, Львівський прогини	50-56	О-2, 24, 27, 66+В-1, 25, 26, 65, л	ПБ+СОТ	ВВ, ПБ	
11	Шепетівська, 130x110	+	++	++	++	++↑50-100А	+	+↑	55-65	О-3, 5, 25, 27, 38, 61, 64+В-3-5, 25, 26, 36, 37, 63, л	ПБ+СОТ	Rm, Fe, Ni, Zn, TR, Mo, Cu, Pb, mu	
12	Володарськ-Волинська, 60x60	++	+	+	++	+↑ 25 Р	++	+↑	30	О-37, 38, 60, 61, л	ПБ+СОТ	W, Cu, Ag, Ni	
13	Житомирська, 60x50	++	++	++	++	+↑ 25 Р	+	+↑	25-30	О-25, 39, 61, л+В-26, 39, 60, л	ПБ+СОТ	Rm, Ti, W, Mo, Ag	
14	Димерська, 34x32	++	++	++	++	+↑ 25 Р	+	-	16-17	О-11, 39, 58	ПБ	ВВ, Fe	
16	Вишгородська, 22x18	++	++	+	+	+↑ 50 А	++	+↑	9-11	В-11, 40, 58	СОТ+СОЧ	ВВ, Fe	
17	Бориспольська, 54x43	+	++	++	++	+↑ 25 А	+	+↓	21,5-27	О-11, 26, 40, 41, 57, 58	СОТ+СОЧ	ВВ, Fe	
20	Східно-Каневська, 33x25	++	++	+	++	+↑ 25 А	++	+↑	12,5-16,5	О-12, 13, 27, 58+3-42	ПБ+СОЧ	ВВ, Cu	
27	Східно Богуславська, 33x32	++	++	+	++	+↑ 50 А	++	+↑	16-16,5	О-12, 27, 60+3-42	ПБ+СОЧ	Rm, W, Sn, Mo, Cu, Ti, P	
28	Приольніанська, 20x18	++	++	+	++	+↑50-100 А	++	-	9-10	О-60, л	СОТ+СОЧ	Rm, W, Sn	
31	Тясминська, 33x22	++	++	+	++	+↑ 50 А	+	+↑	11-16,5	О-13, 43, 58	СОТ+СОЧ	Ti, P	
32	Ільїнецька, 30x20	+	+	+	+	-	+	+↓Ільїнецька западина	10-15	О-28, 41, 42, 63, л	СОТ	TR, Rm	

**Збірник наукових праць «ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ» № 6**

33	Монастирищенська, 22x20	+	+	+	+	+↑ 50 P	-	-	10-11	O-42, 61, л+3-42	СОТ	TR, Rm
38	Тулчинська, 42x32	+	+	+	+	-	++	+↑	16-21	O-28, 29, 41, 42, 62, 63	ПІБ+СОТ	TR, Rm
39	Західно-Уманська, 25x18	++	++	+	++	+↑ 100 A	+	+↑Уманський антиклінорій	9-12,5	O-8, 11, 28, 29, 61	ПІБ+СОТ	Fe
40	Новоархангельська, 57x45	+	++	+	++	-	++	+↑	22,5-28,5	O-11, 43, 61+B-29, 43, 61	ПІБ+СОТ	Fe, Ni, Ti, Rm, P, gp
42	Малєєвська, 34x30	++	++	+	++	-	+	+++Самарсько-Волчанський виступ	15-17	O-20, 47, 55, л+B-20, 55	ПІБ+СОЧ	Fe, Rm, BB
43	Єдинцовська, 80x76	+	+	+	+	+↑ 50 P	+	+↑Дрокийський масив	38-40	O-4, 5, 65	СОТ	W, Sn, Rm
44	Першотравнева, 144x126	+	++	+	++	+↑50-100A-P	++	+↑	63-72	O-13, 29, 44, 62+B-11, 12, 31, 43, 61	СБП	Mo, Au, Ag, TR, Ni
45	Західно-Голованівська, 20x18	++	++	++	++	-	++	+↑	9-10	3-61	СОТ+СОЧ	Fe, Ni, gp
46	Голованівська, 37x28	++	++	+	++	-	+	+↑	14-18,5	O-11, 29, 61	ПІБ+СОТ	Fe, Ni, gp, Cu, Au
48	Припершотравнева 3-я, 40x30	+	++	+	+	-	+	+↑	15-20	B-13, 29+3-13	ПІБ	Mo
50	Південно-Олександрійська, 22x20	++	++	+	++	+↑ 50 P	++	+↑	10-11	B-14, 29	СОТ+СОЧ	Fe, gp
51	Жовтоводська, 50x48	++	++	+	++	-	+	+↑	24-25	B-15, 29, 59	ПІБ+СОТ	Fe, Ni, gp, Mo, Cu, W
53	Західно-Синельніківська, 25x21	++	++	+	++	+++↑ 100A	++	+↑	0,5-12,5	B-17, 46, 57+3-57	СОТ+СОЧ	Cu, Mo, Au
54	Синельніківська, 36x30	++	++	+	++	-	+	+↑	15-18	O-17, 30, 46+3-57	ПІБ+СОТ	Rm
59	Нікопольська, 150x140	++	+	+	++	+++↑50-100A-P	++	+↑	70-75	O-17, 29, 31, 45, 57+B-16, 30, 59, л	СБП	Fe, Ni, Mo, W, Cu, Au, Ag
60	Чортомликська, 40x36	+	++	+	++	+↑ 50 P	++	+↑	18-20	B-16, 30, 59	ПІБ+СОТ	Fe, Mo
62	Гуляйпольська, 42x35	++	++	+	++	+↑ 50 A	++	+↑	17,5-21	B-48, 57+3-57	ПІБ+СОТ	Fe
63	Приазовська, 190x180	+	+	+	++	+↑50-100A-P	++	+↓	90-95	O-19, 54, 57+B-20, 23, 30, 31, 49-52, л	СБП+СОТ	TR, Be, Nb, Cs, La, Ta, Sn, Cu, Pb, Al, Ni, Co, Ti, Fe, Hg
64	Шевченківська, 36x32	+	++	+	++	+↑ 50 A	+	+↑	16-18	O-48, 49, 56, 57+B-19, 30, л	ПІБ+СОТ	Rm
65	Конксько-Ялинська,	+	++	++	++	-	++	+↓Конксько-Ялинська западина	20-22,5	O-30, 31, 51, 56+B-20, 49,	ОІБ+СОТ	Fe, Rm

**Збірник наукових праць «ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ» № 6**

	45x40									50, л		
66	Тельмановська, 60x45	++	++	+	++	+↑ 100 А	+	+ ↑	22,5-30	О-30, 31, л+В-22, 52, 53, л	ПІБ+СОТ	Cu, Pb, Ni, Al, Mo, TR, Sr, Ti, Ag
67	Жовтнева, 22x20	++	++	++	++	-	++	+ ↑	10-11	В-21, 31, л	СОТ+СОЧ	Ta, Nb, Hg, Mo, Al, Cu, Ti, Zr
68	Східно-Куйбишевська, 20x16	++	++	+	++	++ ↓50 А	+	++↓Конксько-Ялинська западина	8-10	В-31, 50, л	ОІБ+СОТ	Fe, Rm
69	Південно-Кальміуська, 34x30	++	++	+	+	++↑75-100 А	++	+ ↑	15-17	О-31, 53, л+В-31, 52	ПІБ+СОТ	Cu, Mo, TR, Be, Hg, Ag
70	Південно-Кальчикська, 38x30	++	++	+	++	+↑ 25-50 Р	++	+ ↑	15-19	О-20, 31, 52, 57+В-21, 56, л	ПІБ+СОТ	Fe, Ta, Nb, TR, Ce, La
71	Арцизька, 36x32	++	++	++	++	+↑50-100 Р	++	+ ↑	16-18	О-7, 8, 34, 66, л	ПІБ	BB
73	Одеська, 82x72	+	+	+	++	+↑ 25-50 Р	+	+ ↑	36-41	О-9, 32, 62, 65+В-10, 11, 33, 44	СОТ+СОЧ	BB, Fe
76	Бериславська, 50x42	+	++	+	++	+↑ 25 Р	++	++↑Чкаловський масив	21-25	О-14, 31, 32, 46	ПІБ+СОЧ	BB
77	Горностаєвська, 52x50	++	++	+	++	+↑ 25 Р	++	++↑Рубанівсько-Фрунзенський ви-ступ, Констянти-нівський масив	25-26	О-31, 46, 59+В-16, 32	ПІБ+СОЧ	BB, Mo
78	Мелітопольська, 130x120	+	+	++	++	+↑25-100А-Р	++	++ ↑	60-65	О-17, 20, 31, 48, 51, 54, 57+В-19, 49, 50, л	СБП+СОТ	TR, Be, Nb, Cs, Ta, W, Sn, Cu, Pb, Mo, Ti, Fe, Ag, Au
79	Чернігівська, 28x27	++	++	+	++	+↑ 100 А	+	+ ↑	13,5-14	В-31, 49, 57, л	СОТ+СОЧ	Ta, Nb
80	Єлісіївська, 23x21	++	++	+	++	+↑ 100 А	++	+ ↑	10,5-11,5	В-19, 50, 57	СОТ+СОЧ	Ta, Nb, Pb, Cs, Be, TR, Cu
81	Новобогданівська, 20x18	++	++	+	++	+↓ 25 Р	+	+ ↓	9-10	О-17, 48, л	СОТ+СОЧ	Rm
82	Ботієвська, 30x18	++	++	+	++	+↑ 25 Р	++	+ ↑	9-15	О-49, 50, 54, л	СОТ+СОЧ	Fe, BB
<b>Неуспадковані КС</b>												
3	Ковельська, 48x46	++	++	+	++	+↑ 25 А	+	++↑Ковельський виступ	23-24	В-1, 24	ПІБ+СОТ	BB, Cu
5	Овручська, 58x46	++	++	++	++	++↑25-75 А-Р	++	+ ↓	23-29	О-36, 60, л+В-24, л	ПІБ	Fe,Au, pp, Sn
6	Вільчанська, 32x30	+	++	++	++	++↑25-	++	+ ↑	15-16	О-23, 24, 38, 58, л	ПІБ	Ti, P, Au

**Збірник наукових праць «ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ» № 6**

						75A-P						
9	Дубновська, 36x32	++	++	++	++	++↑50-100A	++	+ ↑	16-18	B-2, 26, 64, л	ПІБ	Rm, Sn, W, TR
10	Рівненська, 64x50	++	++	++	++	++↑25-75 A-P	+	+ ↑	25-32	O-2, 25, 36, л+B-3, 26, 63, л	СОТ+СОЧ	Rm, Sn, Ni, Zn, Fe, mu
18	Бердичівська, 140x90	+	++	+	++	↑ 50 A-P	+	+ ↑	45-70	O-5, 27, 41, 61, 63, л+B-6, 39, 62, л	СБП+СОТ	TR, Rm, Au, Cu, Mo, Ni, gr, gp
22	Іванофранківська, 50x40	+	+	+	++	++↑100-150 A	+	+ ↓	20-25	O-1, 36, 67, 68, л	ПІБ+СОТ	BB, ПІВ
24	Хмельницька, 100x80	+	+	+	+	-	+	++ ↑	40-50	O-2, 4, 27, 64, 66, л+B-3, 65 л	ПІБ+СОТ	Zn, Pb, P, Fe, TR, W, Sn
25	Тетіївська, 50x46	+	++	+	++	↑ 50 A	++	+ ↑	23-25	O-11, 41, 42, 60, 61	ПІБ+СОТ	Fe, Ni
26	Таращанська, 42x32	+	++	+	++	↑ 50 A	++	+ ↑	16-21	O-11, 41, 42, 60	ПІБ+СОТ	Rm
35	Східно-Шполська, 25x22	++	++	+	++	↑ 50 A	++	+↑Корсунь-Новомиргородський плутон	11-12,5	O-43, 60, л	ПІБ+СОТ	Ti, P, gp
36	Чигиринська, 38x32	++	++	+	++	↑ 50 A	++	+↓Ротмистровська западина	16-19	O-14, 58	ПІБ+СОТ	W
47	Новочервона, 40x28	++	++	+	+	-	+	+ ↑	14-20	O-12, 29, 43	ПІБ	Mo, TR
49	Долинська, 36x32	+	+	+	+	-	++	+ ↑	16-18	O-13, 14, 29, 44	СОТ	Mo
55	Чорна, 48x36	++	++	+	++	++↑ 150 A	++	+ ↑	18-24	O-8, 31, 63	ПІБ	Rm
56	Фрунзовківська, 55x40	++	++	+	++	++↑ 150 A	+	++ ↑	20-22,5	O-9, 31, 32, 65+B-8, 43	ПІБ	Fe
57	Качуровська, 37x26	+	++	+	++	++↑ 150 A	+	++ ↑	13-18,5	O-9, 10, 31+B-31, 43	ПІБ	Fe
61	Мар'їнська, 29x28	++	++	+	+	-	+	+↑Токовський масив	14-14,5	O-16, 30, 31, 59, л	СОТ	Fe, Mo, Ni
74	Миколаївська, 85x80	+	++	+	+	↑ 25 P	+	+ ↓	40-42,5	O-33, 44, 61, 62+B-12, 13, 33, л	СОТ+СОЧ	gp, BB
75	Чорнобаївська, 48x46	+	+	+	+	++↑ 25 P	+	++↑Херсонський виступ	23-24	O-13, 14, 45, л+3-32	ПІБ	BB, ПІВ
<b>Проміжні КС</b>												
2	Тур'їнська, 26x24	++	++	-	++	-	+	++↑Ковельський виступ	12-13	O-23, 63, л	ПІБ+СОТ	BB, Cu
4	Маневичська, 42x32	++	++	-	++	-	+	++ ↑	16-21	B-2, 24, 63, л	ПІБ+СОТ	-
15	Носовська, 55x45	++	++	-	+	↑ 25 P	+	++↑Старохуторський виступ	22,5-	O-40, 41, 57, л+B-41, 57	ПІБ+СОТ	BB, Fe

**Збірник наукових праць «ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ» № 6**

									27,5			
21	Радивонівська, 32х30	++	++	-	++	-	++	+++↑Миргородсь-кий виступ	15-16	О-14, 15, 57	ПІБ+СОТ	Fe, ВВ
29	Західно-Лисянкінська, 33х26	++	++	-	+	+↑50-100А	+	+↑	13-16,5	В-11, 42	СОТ+СОЧ	Rm
34	Маньковська, 28х20	++	++	-	+	-	++	-	10-14	В-42, 61	СОТ+СОЧ	Fe
37	Могильов-Подільська, 40х26	+	+	-	+	+++↑100-150 А	++	+↓	13-20	В-5, 29, 41, л	ПІБ+СОТ	W, Sn, Rm
41	Кіровоградська, 30х22	++	++	-	++	+↑ 100 А	++	+↑	11-15	В-13, 29	ПІБ+СОЧ	Cu, Au
58	Білокриницька, 58х54	++	+	-	+	-	+	+↑	27-28	В-14, 31, л	СОТ+СОЧ	ВВ
72	Приодеська 2-я, 38х36	++	++	-	++	+↑ 50 Р	+	+↓	18-19	О-10, 11, 32, 62, 63	ОІБ	Fe, ВВ
<b>Безкореневі КС</b>												
19	Східно-Кагарлицька, 30х25	++	++	-	-	+↑ 50 А	+	+↑	12,5-15	В-27, 58, л+3-27	СОТ+СОЧ	Mo
23	Монастирська, 34х22	+	+	-	-	+↑ 100 А	+	+↑	11-17	О-2, 36, 66, л	ПІБ+СОТ	-
30	Ватуїнська, 42х34	++	++	-	-	-	++	+↑Корсунь-Новомиргородський плутон	17-21	О-42, 60, л	ПІБ+СОТ	Ti, gp, Au
52	Петровська, 32х30	+	+	-	-	-	++	+↑	15-16	О-14, 29, 44	СОТ	Mo
83	Скадовська, 47х42	+	++	-	-	-	+	+↑	21-23,5	В-14, 61	СОТ+СОЧ	ВВ

*Примітка:* ++ – повне, + – фрагментарне відображення КС у проаналізованих показниках, – – КС не відбивається у відповідних показниках; ↑ – співпадіння контуру КС з областю підвищених значень ізобаз, ↓ – те ж відносно знижених, ↓ – складне сполучення в межах КС відносно підвищених та знижених значень ізобаз; А – співпадіння КС з замкненою аномалією сумарних амплітуд або з згущенням ізобаз найбільш високих значень, які підкреслюють своїм розміщенням контур КС, Р – КС виражається в рисовці розріджених ізобаз (як правило, одна ізолінія); цифри біля стрілок (20-40 тощо) – значення ізобаз (в м), в просторовому розміщенні яких відбивається КС; 0 – КС оконтурена лінеаментами, В – КС знаходиться у вузлі перетину лінеаментів; З – КС розташована в області безпосереднього впливу лінеаментної зони, л – одиночний лінеамент; СБП – склепінчасто-брилове підняття, СОТ – структура осередкового типу, ГМК – граніто-мігматитовий (граніто-гнейсовий) купол, ГМ – гранітоїдний масив, ПІБ – відносно припіднятий ізометричний блок (підняття), ОІБ – відносно опущений ізометричний блок (западина), СОЧ – структура осадового чохла; ВВ – вуглеводні (нафта, газ), ПВ – підземні води тріщинного типу.

Максимальні з зафіксованих значення сумарних амплітуд у межах УЩ та його схилів становлять +200 м (райони, що тяжіють до Передкарпаття).

Більша частина щита охоплена значеннями ізобаз від +25 до +100 м (рис. 1).

Врахування даних про сумарні амплітуди новітніх вертикальних рухів земної поверхні (в даному випадку пізньопліоцен-четвертинних) дуже важливе при пошукових роботах на різні види корисних копалин (зокрема див. таблиці 1, 2 та роботи [2, 3, 9-11, 15, 17, 18, 20, 21, 28, 29, 31]), а також при оцінці техногенно-екологічної небезпеки як цілих регіонів, так і окремих об'єктів, оскільки вони є складовою частиною своєрідної тріади неотектонічних параметрів (лінеamenti, КС, сумарні амплітуди новітніх рухів), на аналізі яких здійснюються висновки відповідної спрямованості. Деякі результати досліджень, інженерно-геологічних, техногенно-екологічних за основним змістом (оцінка безпеки великих промислових споруд на основі неотектонічних критеріїв; пошук зон інтенсивного взаємозв'язку поверхневих і підземних вод як можливих шляхів міграції радіонуклідів і інших забруднювачів; використання даних про новітню тектоніку при встановленні сейсмічної активності територій тощо) викладені нами в ряді вже опублікованих наукових праць [4, 9-13, 16, 20, 21, 24, 27-30, 33 та ін.]. Більш детально ці питання планується розглянути у одній із наступних статей даного циклу робіт.

1. Билинкис Г.М. Неотектоника Молдавии и смежных районов Украины/ Билинкис Г.М. – Кишинев: Штиинца, 1971. – 138 с.
2. Верховцев В.Г. Опыт проведения крупномасштабных аэрокосмотектонических исследований (на примере Мариупольско-Стародубовского эталонного участка) / Верховцев В.Г. // Тектоника и стратиграфия. – 1989. – Вып. 30. – С. 6–12.
3. Верховцев В.Г. Кольцевые структуры Приазовского блока Украинского щита по данным дешифрирования космических снимков / Верховцев В.Г., Веремьев П.С., Шаталов Н.Н. // Исслед. Земли из космоса.–1989.–№6. – С. 15–22.
4. Верховцев В.Г. Методика и результаты выявления суммарных амплитуд четвертичных движений земной коры в пределах 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС / Верховцев В.Г., Потапчук И.С., Краснобрыжев В.Г.и др. // Тектоника и стратиграфия. – 1993. – Вып. 33. – С. 33–37.
5. Верховцев В.Г. Динамика развития активных на новейшем этапе платформенных геоструктур Украины /Верховцев В.Г.// Геол. журн. – 2004. – №2. – С. 66–72.
6. Верховцев В.Г. Активные на новейшем этапе развития линейные геоструктуры Украины (результаты исследований масштабов 1:500 000 – 1:1 000 000) / Верховцев В.Г. // Геол. журн. – 2004. – №3. – С. 59–66.
7. Верховцев В.Г. Активные на новейшем этапе развития кольцевые макро-, мезо- и министруктуры Украины (результаты исследований масштабов 1:500 000–1:1 000 000) / Верховцев В.Г. // Геол. журн.–2004.–№4. – С. 78–85.
8. Верховцев В.Г. Суммарные амплитуды позднеплиоцен-четвертичных вертикальных движений земной коры платформенной части территории Украины / Верховцев В.Г.// Геол. журн. – 2005. – №3. – С. 36–41.
9. Верховцев В.Г. Прикладные (поисковые и инженерно-геологические) аспекты изучения платформенных геоструктур Украины / Верховцев В.Г.// Екологія довкілля та безпека життєдіяльності.–2005.–№3. – С. 80–92.
10. Верховцев В. Г. Новітні вертикальні рухи земної кори території України, їх взаємовідношення з лінійними та кільцевими геоструктурами / Верховцев В. Г.// Енергетика Землі, її геолого-екологічні прояви, науково-практичне використання: Зб.

- наук. праць. – К. : Видавничо-поліграфіч. центр «Київський ун-т», 2006. – С. 129–137.
11. Верховцев В. Г. Новітні платформні геоструктури України та динаміка їх розвитку: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра геол. наук: спец. 04.00.01 «Загальна та регіональна геологія» / Верховцев В. Г. – К. : Друк-ня «Ц-СІ», 2008. – 36 с.
  12. Верховцев В. Г. Новейшая тектоника района размещения Южно-Украинского энергокомплекса / Верховцев В. Г., Титаренко О. В. // Геолог України – 2008. – №3. – С. 58–66.
  13. Верховцев В. Г. Оцінка безпеки за неотектонічними критеріями району розташування хвостосховищ радіоактивних відходів Дніпродзержинського промислового вузла / Верховцев В. Г., Лисиченко Г. В., Юськів Ю. В. // Зб. наук. праць ІГНС НАН та МНС України. – Вип. 17. – 2009. – С. 98–108.
  14. Верховцев В. Г. Основні принципи складання карти новітньої тектоніки Українського щита та його схилів масштабу 1:500 000 за морфографічними, морфометричними і аерокосмічними даними: термінологія, методи та методичні прийоми, класифікаційні та інші аспекти дослідження / Верховцев В. Г., Юськів Ю. В. // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. – 2011. – Вип. 3. – С. 63–76.
  15. Верховцев В. Г. Активні на новітньому етапі розвитку лінійні геоструктури Українського щита та його схилів / Верховцев В. Г., Юськів Ю. В., Швайко В. Г. // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. – 2011. – Вип. 4. – С. 49–59.
  16. Верховцев В. Г. Новітня тектоніка району розташування Дніпровської ГЕС та основні результати робіт з визначення сучасної активності виявлених лінійних структур за тектонофізичними і інструментальними сейсмологічними дослідженнями / Верховцев В. Г., Вольфман Ю. М., Лисиченко Г. В., Скляр А. М., Юськів Ю. В., Швайко В. Г. // Геоінформатика – 2012. – №4 – С. 85–91.
  17. Верховцев В. Г. Активні на новітньому етапі розвитку кільцеві геоструктури Українського щита та його схилів / Верховцев В. Г., Юськів Ю. В., Швайко В. Г. // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. – 2012. – Вип. 5. – С. 103–118.
  18. Геотектоника Вольно-Подолії / Чебаненко И. И., Вишняков И. В., Власов Б. И. и др. / Под ред. И. И. Чебаненко. – К. : Наук. думка. – 1990. – 244 с.
  19. Гофштейн И. Д. Неотектоника Западной Вольно-Подолії. – К. : Наук. думка, 1979. – 154 с.
  20. Динаміка геоструктур України та загальні закономірності розміщення корисних копалин / О. І. Слензак, В. Я. Радзівіл, В. Г. Верховцев та ін. – Звіт про НДР / Ін-т геол. наук НАНУ; №ДР 0198U003815. – К., 1999. – 218 с.
  21. Зони тектонічної активізації геоструктур України в зв'язку з передбаченням екологонебезпечних процесів і прогнозуванням деяких видів корисних копалин / В. Я. Радзівіл, В. Г. Верховцев, І. С. Потапчук та ін. – Звіт про НДР / Ін-т геол. наук НАНУ; №ДР 0204U006917. – К., 2004. – 346 с.
  22. Карта новейшей тектоники юга СССР. Масштаб 1:1 000 000 / Под. ред. Л. П. Полкановой. – М. : Недра, 1971. – 16 л.
  23. Карта неотектоники юга-запада СССР. Масштаб 1:1000 000 / Под. ред. А. М. Маринича. – Киев: Мингео УССР, 1987. – 4 л.
  24. Комплексний геоекологічний моніторинг зони впливу Ташлицької ГАЕС та Олександрівського водосховища (1998–2008 р.) / Алексієнко В. Р., Афанасьєв С. О.,



- Варламов Є. М. та ін. / За ред. Г. В. Лисиченка, В.В. Серебрякова. – К. : «Салютіс», 2010. – 263 с.
25. Космическая карта СССР м-ба 1:2 500 000 / под. ред. Е. А. Козловського – М. : Мингео СССР, 1984.
26. Палиенко В. П. Новейшая геодинамика и ее отражение в рельефе Украины. – К.: Наук. думка, 1992. – 116 с.
27. Потапчук И. С. Новые данные о разрывных нарушениях четвертичного возраста на северном побережье Азовского моря / Потапчук И. С., Мацуй В. М., Верховцев В. Г. // Геол. журн. – 1985. – Т. 45, №3. – С. 128–131.
28. Розломна тектоніка України і локалізація корисних копалин (Український щит та Азово-Чорноморський регіон) / І. І. Чебаненко, О. І. Слензак, В. Я. Радзівіл та ін. – Звіт про НДР: Ін-т геол. наук НАНУ; № ДР 01.9.1002.4949.– К., 1995. – 202 с.
29. Розломні геоструктури Українського щита та його схилів, їх просторово-часові співвідношення і новітня активізація / В.Г. Верховцев, І.С. Потапчук, М.М. Шаталов та ін. – Звіт про НДР / Ін-т геол. наук НАНУ; №ДР 0105U001004. – К., 2009. – 250 с.
30. Семенюк М. П. Розломно-тріщинні структури Чорнобильської зони відчуження як потенційні ділянки аномальної вертикальної й латеральної міграції радіонуклідів / Семенюк М. П., Верховцев В. Г., Ніколаєнко В. І, Ніколаєнко Б. О., Полянський В. Д., Сорокотяга О. І. // Зб. наук. пр. ІГНС НАН України. – К. : – 2012. – Вип. 20. – С. 77–86.
31. Тектоника Северного Причерноморья / Чебаненко И. И., Довгаль Ю. М., Знаменская Т. А. и др.; под ред. И. И. Чебаненко. – К.: Наук. думка, 1988. – 164 с.
32. Тектоническая карта нефтегазоносных областей юго-запада СССР (с использованием материалов космической съемки). – 1:500 000 / Гл. ред. Н. А. Крылов. – К.: ГКП ЦТЭ, 1987.
33. Чебаненко І. І. Про співвідношення сучасних і неотектонічних вертикальних рухів Північного Приазов'я / Чебаненко І. І., Верховцев В. Г., Потапчук І. С.// Геол. журн. – 1996. – №3–4. – С. 35–38.
34. Философов В. П. Основы морфометрического метода поисков тектонических структур. – Саратов: Изд-во Саратовск. ун-та, 1975. – 232 с.

**Верховцев В.Г., Юськів Ю.В., Швайко В.Г., Шевчук В.И.**

**СУММАРНЫЕ АМПЛИТУДЫ ПОЗДНЕПЛИОЦЕН-ЧЕТВЕРТИЧНЫХ ВЕРТИКАЛЬНЫХ ДВИЖЕНИЙ ЗЕМНОЙ ПОВЕРХНОСТИ УКРАИНСКОГО ЩИТА И ЕГО СКЛОНОВ**

*На основании составленной по морфометрическим данным карты суммарных амплитуд новейших (позднеплиоцен-четвертичных) вертикальных тектонических движений, продублированной в южной части Северного Приазовья по методике поэтапного изучения неотектоники и методом анализа мощностей, установлено, что в то время вертикальные тектонические движения в пределах Украинского щита (УЩ) были дифференцированными по площади, разнонаправленными и имели достаточно значительную интенсивность (суммарные амплитуды изменялись от -80 до +200 м). В площадном отношении общие закономерности распространения суммарных амплитуд четко увязываются с контурами известных в регионе основных структурных единиц, а детали подчеркивают установленное геолого-геофизическими методами разломно-блоковое строение территории. Примененные методы исследования рекомендованы для более*

*широкого использования при картировании и всестороннем изучении геоструктур УЩ и других регионов, имеющих аналогичное строение.*

**Verkhovtsev V.G., Iuskiv Iu. V., Shvaiko V.G., Shevchyk V.I.**

**TOTAL AMPLITUDES OF THE LATE PLIOCENE-QUATERNARY VERTICAL MOVEMENT SURFACE OF UKRAINIAN SHIELD AND SLOPES**

*Based on the constructed morphometric data map of summary amplitudes of the vertical tectonic movements in Late Pliocene-Quaternary, doubled in the southern part of the Northern Sub-Azov by the method of the gradual neotectonics study and method of thicknesses analyses, it is established that in Late Pliocene-Quaternary the vertical tectonic movements within the platforms of Ukrainian shield were differentiated by area, had different directions and significant intensity (summary amplitudes range from -80 to +200 m). In square correlation the general trends of total amplitudes distribution are clearly related to the contours of the known main structural units in the region, and details corroborate the fault-block structure of the area established by the geological-geophysical methods. Applied research methods are recommended for wider use in mapping and comprehensive study restructures of Ukrainian shield and other regions with the similar structure.*

УДК 553.4'3/9:528.88:519.237

**СТАНКЕВИЧ С.А.<sup>1</sup>, БУНІНА А.Я.<sup>2</sup>, ЧЕПУРНИЙ В.С.<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України, м. Київ

<sup>2</sup>Київський національний університет імені Тараса Шевченка

<sup>3</sup>Казенне підприємство "Кіровгеологія", м. Київ

## **ОЦІНКА МОЖЛИВОСТІ ІНТЕГРАЦІЇ ГЕОЛОГО-ГЕОФІЗИЧНИХ ТА ДИСТАНЦІЙНИХ ГЕОПРОСТОРОВИХ ДАНИХ ДЛЯ КАРТУВАННЯ РУДОПЕРСПЕКТИВНОСТІ ТЕРИТОРІЙ**

*Описано модель автоматизованої інтеграції та комплексної інтерпретації дистанційних та геолого-геофізичних даних для оцінювання рудоперспективності територій. Можливість інтеграції продемонстровано на прикладі Новотроїцької площі Південно-Донбаської прирозломної вулкано-тектонічної западини. Отримано просторовий розподіл прогнозного кількісного вмісту поліметалів в межах території дослідження.*

### **Вступ**

Практичний досвід використання геоінформаційних технологій для вирішення завдань оцінки енергетичного та сировинного потенціалу окремих регіонів України показує, що існує стійкий попит на сервіси накопичення, обробки та аналізу геопросторових даних про геологічне середовище, перспективність та оцінку можливих запасів корисних копалин на тих чи інших територіях з метою удосконалення системи управління гірничодобувної галузі. Для побудови фізико-геологічних моделей території дослідження, як правило, залучаються різноманітні гетерогенні геологічні, геофізичні та інші геопросторові дані [1].

Потребують комплексного геоінформаційного аналізу наявні в Україні площі, перспективні на родовища розсипних і корінних поліметалічних руд. Зокрема, для перевірки можливості оцінювання перспективності на поліметалічні поклади у Південно-Донбаській прирозломній вулкано-тектонічній западині з використанням наявних геолого-геофізичних та дистанційних даних, була досліджена Новотроїцька площа шляхом багатовимірного геопросторового моделювання та візуалізації параметрів схожості геологічного середовища дослідженої ділянки земної поверхні з відомим Миколаївським родовищем урану, та отримано прогнозу класифікаційну карту перспективності поліметалічних рудопроявів зони зчленування Донецького басейну з Приазовським кристалічним масивом за дистанційними даними та геолого-геофізичними матеріалами.

### **Постановка задачі**

Для оцінювання перспективності території дослідження на поліметалічні корисні копалини потрібна розробка моделі автоматизованої інтеграції та комплексної інтерпретації різноманітних дистанційних та геолого-геофізичних даних. Для цього мають бути вирішені такі завдання:

1. Перевірка можливості оцінювання перспективних ділянок на поліметалічні поклади Південно-Донбаської прирозломної вулкано-тектонічної западини на основі комплексної схожості геологічного середовища з відомими родовищами Новотроїцької площі.

2. Складання прогнозованої карти перспективності поліметалічних рудопроявів зони зчленування Донецького басейну з Приазовським кристалічним масивом за дистанційними даними та геолого-геофізичними матеріалами.

3. Надання обґрунтованих рекомендацій з проведення детальних геологорозвідувальних робіт на перспективних ділянках Новотроїцької площі для проведення пошукових бурових робіт на поліметалічні корисні копалини.

### Дані

Як вхідні геолого-геофізичні дані використовувалися: карта локальних гравітаційних аномалій Буге, обчислених з щільністю проміжкового шару  $2,67 \text{ г/см}^3$  і реальною (рис.1), карта локальних аномалій магнітного поля (рис.2) та геолого-структурна карта Миколаївської ділянки масштабу 1:20 000 (рис.3).

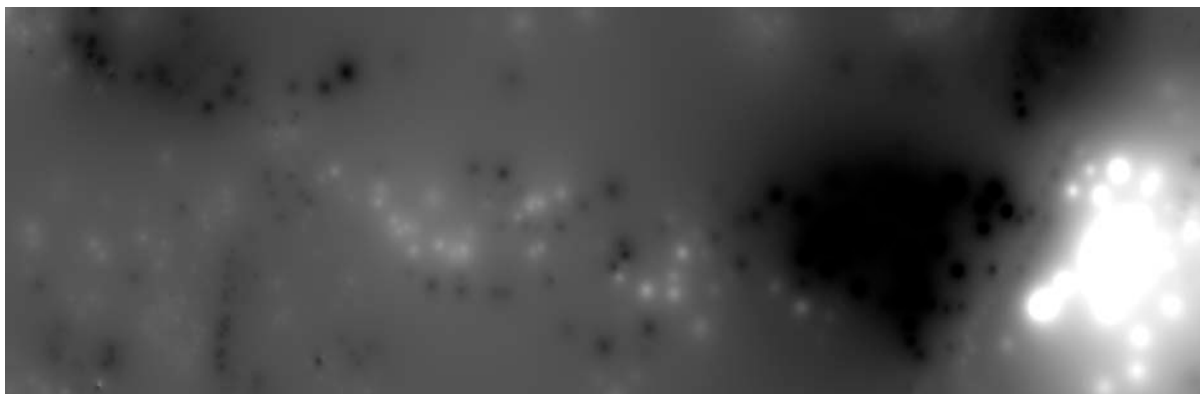


Рис.1. Карта локальних гравітаційних аномалій Буге (мГал)

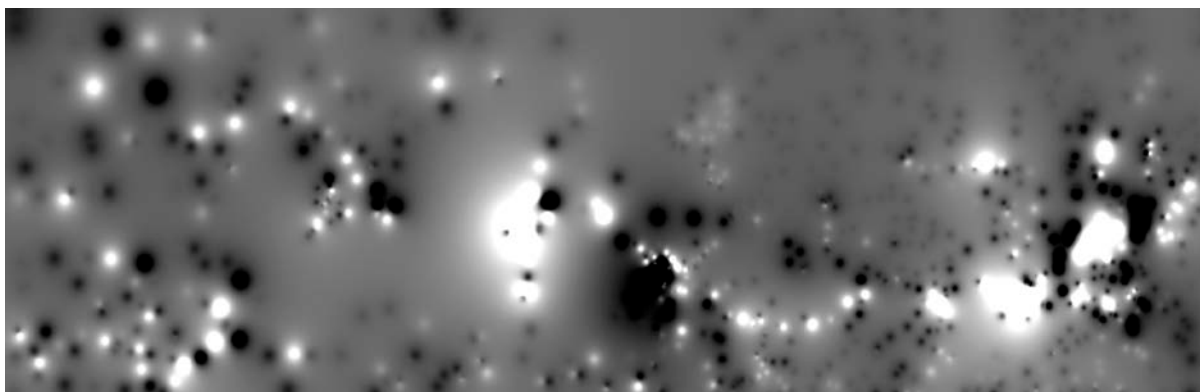


Рис.2. Карта локальних аномалій магнітного поля (нТл)

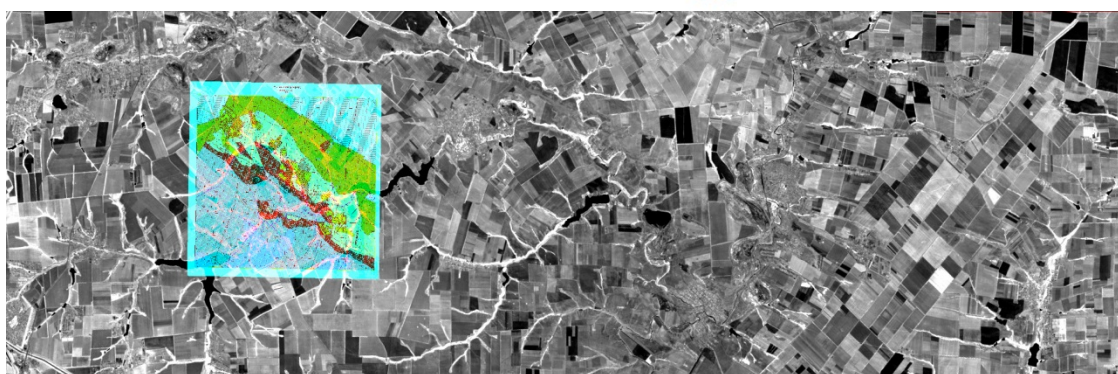


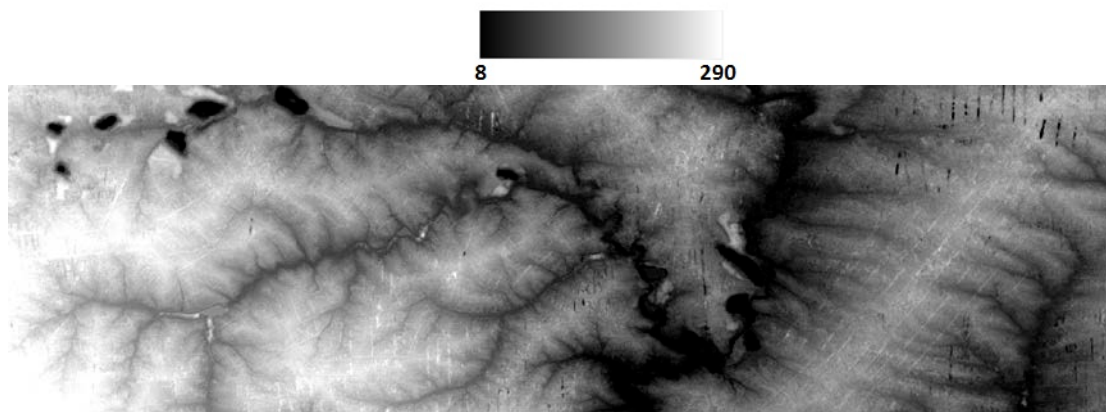
Рис.3. Геолого-структурна карта Миколаївської ділянки (В.Д. Мякшило, 2009)

Сучасні дистанційні дані представлено, як правило, каліброваними багатоспектральними аерокосмічними зображеннями (рис.4).

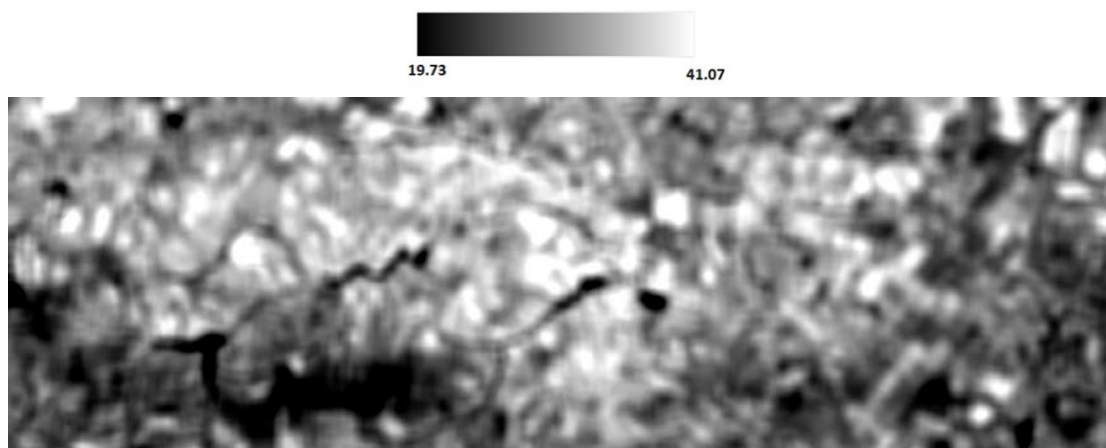


**Рис.4.** Супутниковий знімок Landsat/TM території дослідження

Вони містять значний обсяг інформації та потребують великих обчислювальних витрат на свою обробку. Поряд з тим, спектральні сигнали, обумовлені відбивальною здатністю земних покриттів, слабко пов'язані з глибинними геологічними утвореннями, у тому числі рудними тілами. Тому при інтеграції даних доцільно застосовувати не самі багатоспектральні зображення, а інформаційні продукти на їх основі, тобто результати просторового геофізичного моделювання, подані у вигляді растрових карт. Певні інформаційні продукти більш змістовно відповідають задачі пошуку цільових об'єктів. До таких інформаційних продуктів відносяться: рельєф місцевості (рис. 5), температура земної поверхні (рис. 6) тощо [2].



**Рис.5.** Цифровий рельєф території дослідження (м)



**Рис. 6.** Середня температура поверхні (°С) території дослідження

Як допоміжні, залучалися дані геологічної карти СРСР масштабу 1:200 000 (L-37-II,III, 1958), геологічної карти докембрію та палеозою масштабу 1:200 000 (L-37-II, 1958), карти корисних копалин СРСР масштабу 1:200 000 (L-37-II,III, 1958) та топографічна карти масштабу 1:200 000 (L-37-II,III, 1984).

### **Територія дослідження**

Новотроїцька площа охоплює смугу протяжністю біля 60 км та шириною до 20 км, яка простягається вздовж зони зчленування Донбасу із Приазовським масивом, від с. Ольгінка на заході до с. Кумачево на сході.

В тектонічному відношенні територія дослідження має складну блокову структуру, обумовлену проявом розривної тектоніки, різної за віком і глибиною походження та має трьох'ярусну будову, складовими якої є докембрійський, герцинський та альпійський стратиграфічні етапи.

Аналіз гравітаційних та геомагнітних карт показує, що територія Новотроїцької площі має диференційний склад геофізичних полів. Переважна частина розломів чітко фіксується в геофізичних полях, лінійними негативними магнітними та гравітаційними аномаліями, різкими градієнтами та зонами підвищеної провідності.

У регіональному плані амплітуда гравітаційного поля з півночі на південь змінюється з 20 до 30 мГал, із заходу на схід з 20 до 70 мГал. Градієнти поля простягаються у різних напрямках. Територія площі характеризується складним характером магнітного поля, з від'ємним фоном та амплітудою порядку 100-400 нТл.

Серед головних розломів виділені наступні системи за напрямками: північно-західні, субмеридіальні – розломи глибокого закладання, такі як Новотроїцький підкид, Олександрійський скид та Войковський надвиг, з північно-східних розломів глибинного походження слід виділити Велико-Анадольський, Петровський та Комишуваський скиди та субширотних – Васильківський підкид глибинного походження та розломи глибинного закладання – Південно-Волновахський, Північно-Волновахський, Миколаївський скиди та багато інших. Розломи, за рядом ознак та проявів різновікового магматизму, зазнали декілька етапів активізації.

З найбільш крупних блокових структур виділяються такі позитивні структури – Північний виступ Приазовського масиву, Стельський та Камишевахський горсти та Єланчикський виступ на північному сході площі, а від'ємною структурою є Південно-Донецький грабен [3].

### **Підхід**

Для забезпечення змістовності інтегральної інтерпретації геолого-геофізичних даних потрібна параметризація геологічного середовища – побудова модельного уявлення. Побудова модельного уявлення геологічного середовища передбачає попереднє формулювання переліку параметрів, які підлягають визначенню, та геологічне обґрунтування можливих діапазонів їх значень. Кожному конкретному набору значень параметрів відповідає геологічна модель, якою визначається набір і конфігурація різноманітних геофізичних полів [4].

Для інтеграції різнорідних геопросторових даних, виявлення в них аномалій, прихованих закономірностей та відновлення параметрів моделей використовуються відомі методи інтелектуального аналізу даних – класифікація, кластеризація, аналіз послідовностей і прогнозування [5]. До таких методів відносяться: розпізнавання образів з навчанням, дерева рішень, кластерний аналіз, аналіз часових серій, теорія динамічних систем [6].

Підхід до оцінювання перспективності території полягає в комплексному описанні геологічного середовища як багатокомпонентної динамічної природної системи набором інформативних ознак, що непрямо підтверджують наявність покладів. Цей підхід передбачає



визначення комплексної схожості елементарних ділянок території, що досліджується, з портретами еталонних об'єктів шляхом обчислення оцінок близькості в багатовимірному ознаковому просторі [7].

### Модель

Задачею є виявлення геологічних об'єктів – площинних структурних утворень з певними геолого-геофізичними та дистанційними характеристиками за результатами інтеграції всіх наявних геопросторових даних [8].

Для формування карти схожості ділянок територій з еталонами застосовується статистична класифікація гіперкубу даних з навчанням за відстанню Махалонобіса  $d_i(x)$ :

$$d_i(x) = \sqrt{\Delta y_i^T V_i^{-1} \Delta y_i} , \quad (1)$$

де  $\Delta y_i$  – вектор відхилення поточного гіперпіксела від вектора середніх  $i$ -го класу,  $V_i$  – коваріаційна матриця  $i$ -го класу. Для всіх класів створюються імовірнісні карти розподілу  $f_i(x)$ :

$$f_i(x) \simeq \exp\left(-\frac{d_i^2(x)}{2}\right) . \quad (2)$$

Злиття імовірнісних карт позитивних та негативних прикладів здійснюється за допомогою байєсівського висновку [9]:

$$p_i(x) = \frac{a_i f_i(x)}{\sum_j a_j f_j(x)} , \quad (3)$$

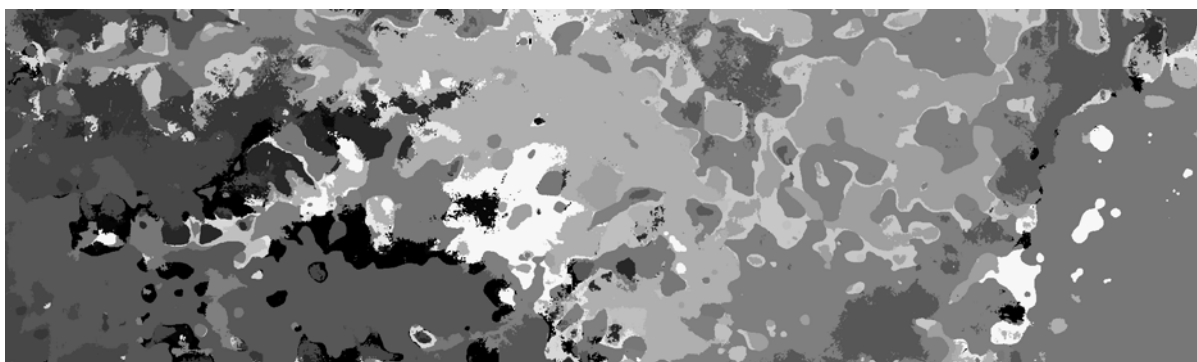
де  $a_i$  – апіорні імовірності класів. Результатом байєсівського злиття є комплексна карта перспективності території дослідження, на якій відображено просторовий розподіл апостеріорної імовірності схожості поточної ділянки з еталонними зразками.

### Результати

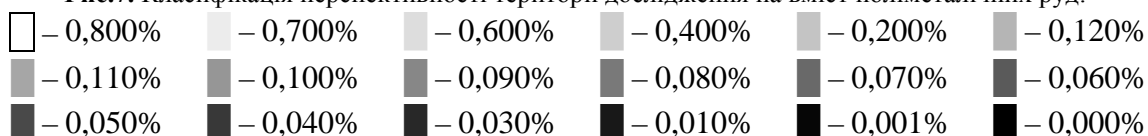
Для оцінювання перспективності території на поліметалічні корисні копалини по Новотроїцькій площі проведено аналіз і комплексну інтерпретацію геолого-геофізичних та дистанційних даних. Результати геопросторового моделювання отримано у вигляді растрових карт. Миколаївська ділянка території дослідження була взята за основу для класифікації еталонних об'єктів.

Миколаївська ділянка обмежена субмеридіальними: Максимівським, Бакламишівським, Гарняцьким розломами глибинного залягання, Богданівською зоною розломів, які перетинаються з субширотно розташованими Миколаївським, Хайначохрахським та Антон-Тарамським розломами. Рудні тіла розміщуються, головним чином, поблизу границі незгідності палеозою із докембрієм та зосереджені в базальних шарах «білого» девону. Миколаївське родовище поліметалічних руд в плані витягується в субширотному напрямку, вздовж зони контакту порід докембрію та палеозою на протязі майже 10 км і включає 5 покладів поліметалічних та уранових руд [10].

Для оцінювання перспективності на поліметалічні поклади у Південно-Донбаській прирозломній вулкано-тектонічній западині визначено еталонні ділянки розміром приблизно 30×30 м, на яких відомо величини відсоткового вмісту поліметалів. В якості пошукових ознак задіяні значення нормалізованих характеристик гіперпікселів кубу даних. За результатами обробки отримано растрові карти просторового розподілу апостеріорної імовірності схожості поточної ділянки Новотроїцької площі з еталонними. Вихідна класифікація території дослідження складається з 18 класів прогнозного кількісного вмісту поліметалів (рис.7).



**Рис.7.** Класифікація перспективності території дослідження на вміст поліметалічних руд:



### **Інтерпретація**

Одержана на основі комплексної схожості геологічного середовища з відомими поліметалічними родовищами Новотроїцької площі класифікація дозволяє виявити площинні утворення, що можуть відповідати геологічним об'єктам, перспективним на поліметалічні рудопрояви зони зчленування Донецького басейну з Приазовським кристалічним масивом, та непрямо підтверджують наявність покладів.

Як найбільш перспективні може бути виділено 20 ділянок з розмірами від 0,1×0,1 км до 7×7 км, що розташовані в балках річок Мокра Волноваха, Суха Волноваха, Комишуваха, Грузький Єланчик та Кальміус, в районі сіл Стила та Кумачово, біля гори Гуляєва і курганів Могила-Довгая та Могила-Чорна.

На ділянках балок Велика Барсукова та Мокра Мандрикіна вміст поліметалів оцінено в 0,110-0,040%, але в балці Мокра Мандрикіна, де докембрійські породи та породи миколаївської світи девону січуться дайками трахіандезитів, дацитів, трахіліпаритів потужністю від 15 до 25 м, в контакті дайок з вапняками девону виявлені епідот-хлоритові скарни із сульфідною мінералізацією (пірит, халькопірит, піротин, халькозин, борніт), магнетитом, гематитом, вміст міді на 3 м складає у середньому 0,91% (максимальне – 1,34%), кобальту – 0,3% [3].

Отже, одержані результати свідчать про принципову можливість інтеграції геолого-геофізичних та дистанційних геопросторових даних для картування перспективності територій на поліметалічні рудопрояви. Просторові розподіли виявлених перспективних ділянок добре корелюються з відомими уявленнями щодо геологічної будови та геофізичних особливостей території досліджень. Запропонована модель інтеграції може бути використана для попереднього картування великих територій при плануванні детальних геофізичних досліджень та геологорозвідувальних робіт з пошуку поліметалічних родовищ.

Подальші дослідження слід спрямувати на кількісно-просторову верифікацію результатів оцінювання перспективності за даними польових геологічних досліджень та розвідувального буріння.

1. Вижива С.А. Проблеми інформаційного забезпечення інтерпретаційних технологій геофізичної томографії / С.А. Вижива, Г.Т. Продайвода, І.В. Віршило, О.О. Козіонова // Геодинаміка.– 2011.– № 2(11).– С.44–45.
2. Спутниковые методы поиска полезных ископаемых / Под ред. В.И. Лялько и М.А. Попова.– Киев: Карбон, 2012.– 436 с.



3. Ярошук М.А. Ураноносность Приазовского блока и Южно-Донбасской приразломной впадины / М.А. Ярошук, В.Д. Мякшило, А.В. Вайло // Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища.– Київ: ІГНС, 2010.– Вип.18.– С.50–56.
4. Петровский А.П. Информационное обеспечение и модельные представления интегральной интерпретации геолого-геофизических данных при изучении нефтегазоносных структур / А.П. Петровский // Геофизический журнал.– 2004.– № 3.– Т.26.– С.77–86.
5. Щавелев Л.В. Способы аналитической обработки данных для поддержки принятия решений / Л.В. Щавелев // СУБД.– 1998.– № 4–5.– С.25–34.
6. Андриенко А.Я. Прогнозирование состояния динамических систем на основе анализа их спектральных характеристик / А.Я. Андриенко, Е.И. Тропова // Управление большими системами.– Вып.32.– М.: ИПУ РАН, 2011.– С.31–39.
7. Боднар О.М. Системний підхід до оцінки нафтогазоперспективності територій для наземної геофізичної розвідки / О.М. Боднар, З.В. Козлов, В.Г. Якимчук, О.Д. Федоровський // Доповіді Національної академії наук України.– 2006.– № 8.– С. 127-132.
8. Станкевич С.А. Методика інтеграції дистанційних та геолого-геофізичних даних при пошуку нафти та газу / С.А. Станкевич, О.В. Титаренко // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского.– 2009.– Т.22(61).– № 1.– С.105–113.
9. Stankevich S.A. Hybrid model for data fusion in remote sensing research of the Earth / S.A. Stankevich, A.A. Kozlova, A.V. Vasko, M.I. Gerda // Abstracts of 11<sup>th</sup> Ukrainian Conference on Space Research.– Yevpatoria: Space Research Institute, 2011.– P.74.
10. Калашник А.А. Геолого-структурные особенности проявления эндогенного уранового оруденения в Западном Приазовье и Орехово-Павлоградской минерогенической зоне Украинского щита / А.А. Калашник // Збірник наукових праць УкрДГРІ.– 2011.– № 2.– С.56–72.

**СТАНКЕВИЧ С.А., БУНИНА А.Я., ЧЕПУРНОЙ В.С.**

**ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТИ ИНТЕГРАЦИИ ГЕОЛОГО-ГЕОФИЗИЧЕСКИХ И ДИСТАНЦИОННЫХ ГЕОПРОСТРАНСТВЕННЫХ ДАННЫХ ДЛЯ КАРТИРОВАНИЯ РУДОПЕРСПЕКТИВНОСТИ ТЕРРИТОРИЙ**

*Описана модель автоматизированной интеграции и комплексной интерпретации дистанционных и геолого-геофизических данных для оценивания рудоперспективности территорий. Возможность интеграции продемонстрирована на примере Новотроицкой площади Южно-Донбасской приразломной вулканично-тектонической впадины. Получено пространственное распределение прогнозного количественного содержания полиметаллов в пределах территории исследования.*

**STANKEVICH S., BUNINA A., CHEPURNOY V.**

**OPERABILITY EVALUATION OF THE GEOLOGICAL/GEOPHYSICAL AND REMOTE SENSING DATA INTEGRATION FOR LAND ORE PROSPECTIVITY MAPPING**

*The model for automated integration and complex interpretation of remote and geophysical data to evaluate land ore prospectivity is offered. The integration possibility is demonstrated over the Novotroitsky area of South Donbass volcanogenic fault depression. Spatial distribution of the polymetals prognostic content within study area is obtained.*

УДК 621.039.73

**ЯРОШЕНКО К.К., БОНДАРЕНКО Г.М.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ*

## **ОСОБЛИВОСТІ КІНЕТИКИ СОРБЦІЇ СТРОНЦІЮ-90 МОДИФІКОВАНИМИ ЦЕОЛІТАМИ СОКИРНИЦЬКОГО РОДОВИЩА**

*Наведено результати дослідження кінетики сорбції  $^{90}\text{Sr}$  на природному та модифікованому різними способами цеоліті Сокирницького родовища (Закарпатська область, Україна). Серед досліджених зразків природного та модифікованих цеолітів найефективнішими в умовах експерименту сорбентами щодо стронцію є цеоліти, модифіковані  $\text{NaOH}$  та гідроксидом заліза. У всіх досліджених зразках цеоліту водорозчинна форма сорбції стронцію становить незначну частку і не перевищує кількох відсотків. Зі збільшенням тривалості сорбції зменшується частка обмінної форми фіксації стронцію та збільшується частка кислоторозчинної форми, що свідчить про більш міцну фіксацію стронцію.*

### **Вступ**

Забезпечення безпеки зберігання, транспортування і захоронення рідких радіоактивних відходів (РРВ) передбачає їх обов'язкове переведення в затверділу форму, що спроможна впродовж тривалого часу міцно утримувати найбільш небезпечні радіонукліди [1]. Існуюча на сьогодні на українських атомних електростанціях схема переробки забруднених радіонуклідами розчинів шляхом глибокого упарювання і наступною кристалізацією у вигляді розчинних солей радіонуклідів має ряд суттєвих недоліків, а кінцеві продукти переробки (кубовий залишок, відпрацьовані сорбенти і шлами, сольовий плав) не відповідають критеріям їх приймання для довгострокового зберігання і захоронення. Однією з перспективних схем переробки РРВ вважають схему, в якій використовують методи селективної сорбції. Для селективного вилучення радіонуклідів із розчинів використовують як природні, так і синтетичні сорбенти. Природні сорбенти значно дешевші, ніж синтетичні та мають досить високу сорбційну здатність. Особливу увагу серед природних матеріалів викликають алюмосилікати: глини (зокрема бентоніти) та цеоліти. Для підвищення швидкості та ступеню сорбції використовують різні методи модифікації природних сорбентів [2].

Таким чином, **метою** даної роботи було дослідження кінетики сорбції  $^{90}\text{Sr}$  модифікованими цеолітами Сокирницького родовища та визначення форм його фіксації.

Висока іонна сила є характерною для РРВ АЕС, тому сорбцію  $\text{Sr}$  проводили з децимолярного розчину  $\text{NaCl}$ , щоб створити умови, наближені до реальних. У зв'язку з тим, що РРВ містять окрім  $^{90}\text{Sr}$  ще і стабільний стронцій, його також вносили у розчин на рівні концентрації, характерної для природних вод ( $0,1 \text{ мг/дм}^3 \text{ Sr}$ ).

Для вивчення фізико-хімічних форм фіксації стронцію на цеоліті користувались методикою, описаною у роботі Кононенко Л.В. та Колябіної І.Л. [3]. Вперше подібна методика описана в роботі «Методы определения микроэлементов в природных объектах» [4]. Відповідно до цієї методики вміст фізико-хімічних форм визначали методом послідовного вилучення дистильованою водою (водорозчинна форма фіксації), ацетатно-амонійним буферним розчином з  $\text{pH} = 5$  (іонообмінна форма) та одномолярним розчином соляної кислоти (кислоторозчинна форма).

### Характеристики цеоліту Сокирницького родовища

Цеоліти – мінерали з групи каркасних водних алюмосилікатів лужних і лужноземельних елементів з тетраедричним структурним каркасом, що включає сорбційні центри, зайняті катіонами і молекулами води. За визначенням Smith J.V. [5] та Брек Д. [6] цеоліти – алюмосилікатні структури, які містять іонообмінні катіони і зворотно сорбують та десорбують воду.

Емпірична формула цеоліту може бути записана як  $M_{2n} \cdot Al_2O_2 \cdot xSiO_2 \cdot yH_2O$  [6] або  $M_{x/n} \cdot (AlO_2)_x \cdot (SiO_2)_y \cdot zH_2O$  [5], де  $M$  – катіони з валентністю  $n$  (зазвичай це  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Ba^{2+}$  та ін.),  $z$  - число молекул води, а відношення  $y/x$  може змінюватися від 1 до 5 для різних видів цеолітів.

Сокирницьке родовище цеолітів є клиноптилолітового типу. За даними паспорту родовища вміст клиноптилоліту складає понад 60%; домішки - монтморилоніт, кварц, польовий шпат, опал, вулканічне скло. Питома поверхня – 50-65 м<sup>2</sup>/г, ємність катіонного обміну – 150 мг-екв/г. Доля вільного внутрішньокристалічного об'єму для клиноптилоліту складає 34% від загального об'єму. Для клиноптилоліту характерна висока спорідненість до крупних катіонів  $Cs^+$ ,  $Rb^{2+}$ ,  $Ba^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ , доведена їх спроможність поглинати  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$ . Цеоліт Сокирницького родовища – мікропористий каркасний алюмосилікат. Хімічний склад цеоліту наведено у табл.1.

**Таблиця 1** Хімічний склад досліджуваного цеоліту

Компонент	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub>	CaO	MgO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O+ Na <sub>2</sub> O	F	As	Pb	Cu
Вміст, %	71,5	13,1	0,9	0,5	3,44	0,68	0,014	3,03	0,025	0,0015	0,002	0,02

Деякі фізико-хімічні характеристики цеоліту: пористість 44%; щільність 2,37 кг/м<sup>3</sup>; питома поверхня 50 – 65 м<sup>2</sup>/г; катіонообмінна ємність 1,5 мг–екв/г; стійкість до дії лугів рН 7–13; сумарна питома активність природних радіонуклідів 144,5 Бк/кг.

### Методика модифікації цеоліту

З результатів попередніх досліджень [7] відомо, що кінетика сорбції <sup>90</sup>Sr на природньому цеоліті є повільною в умовах підвищеної іонної сили, тому для підвищення швидкості та сорбційної ємності проведено модифікацію цеоліту декількома способами:

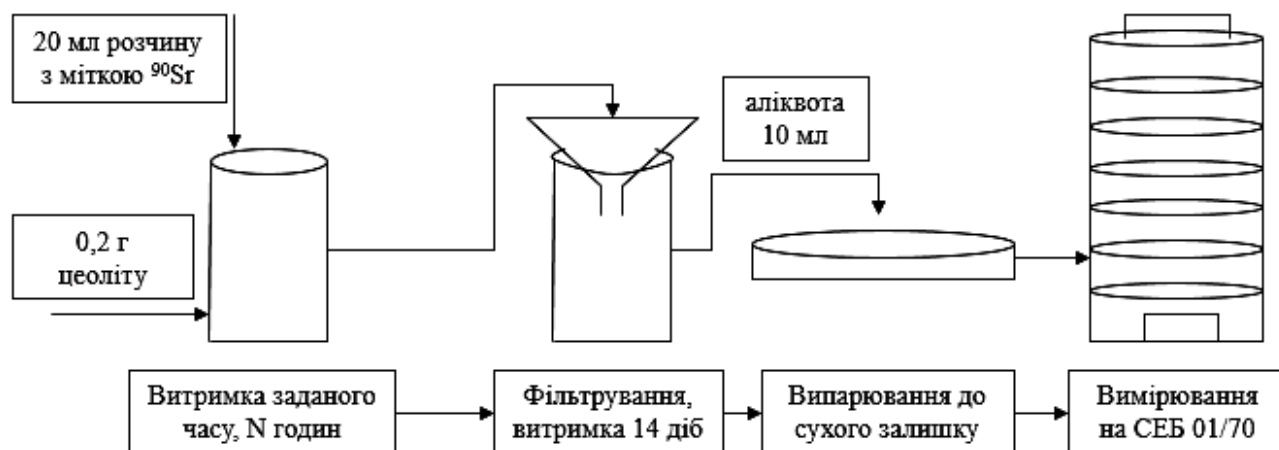
1. Кислотна модифікація: реагент – 20% соляна кислота, час обробки - 2 години в режимі кипіння зі зворотнім холодильником, співвідношення фаз Т:Р = 1:2.
2. Лужна модифікація: концентрація NaOH – 5,5 %, час активації 2,75 години в режимі кипіння зі зворотнім холодильником при співвідношенні фаз Т:Р = 1:2.
3. Термічна активація: оптимальна температура дегідратації цеоліту - 385°C, час активації - 2,5 години.
4. Модифікація гідроксидом заліза: реагенти – 1М Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>, 5М КОН, температура - 70°C, час модифікації - 60 годин, співвідношення цеоліт : Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub> : КОН = 1 : 5 : 9.

### Методика проведення експерименту

1. Подрібнений цеоліт був просіяний крізь серію сит. Для дослідів відбиралася фракція від 0,25 до 0,5 мм. Цеоліт промивався дистильованою водою для того, щоб позбутися пилової фракції.
2. Цеоліт модифіковано чотирма різними методами (див. попередній розділ).
3. Підготовлено 10 наважок по 0,2 г цеоліту. Кожну наважку заливали 20 мл 0,1N розчину NaCl, що також містив 0,1 мг/дм<sup>3</sup> стабільного стронцію та мітку <sup>90</sup>Sr

- активністю 3870 Бк/дм<sup>3</sup>. Проби залишали на різні інтервали часу від 1 до 552 годин (23 доби) з періодичним перемішуванням при температурі 20±1°C.
4. Вимірювання залишкової активності <sup>90</sup>Sr проводилось β-спектрометричним методом за дочірнім радіонуклідом –<sup>90</sup>Y. Для цього по закінченні відповідного інтервалу часу розчини відфільтровували та витримували протягом 14 днів для встановлення ізотопної рівноваги <sup>90</sup>Sr –<sup>90</sup>Y;
  5. З проби відбирали аликвоту 10 мл, випарювали в скляній чашці Петрі та вимірювали активність <sup>90</sup>Sr за допомогою бета-спектрометра СЕБ-01;
  6. Відфільтрований цеоліт промивали 5 мл дистильованої води і заливали 20 мл дистильованої води, для визначення частки водорозчинного стронцію, та витримували в контакті впродовж однієї доби при періодичному перемішуванні. Далі суміш відфільтровували, а цеоліт заливали 20 мл ацетатно-амонійного буферного розчину (рН=5) та витримували в контакті впродовж однієї доби, для визначення обмінно-поглиненого стронцію. Суміш відфільтровували, а цеоліт заливали 20 мл децимолярного розчину соляної кислоти, для визначення кислотно-розчинного стронцію. В кожному фільтраті, аналогічно до п.4, визначали ступінь десорбції стронцію, вимірюючи активність <sup>90</sup>Sr в пробі.

Схема проведення експерименту з дослідження сорбції <sup>90</sup>Sr на природному та модифікованих цеолітах наведена на рис.1.



**Рис. 1.** Схема проведення експерименту

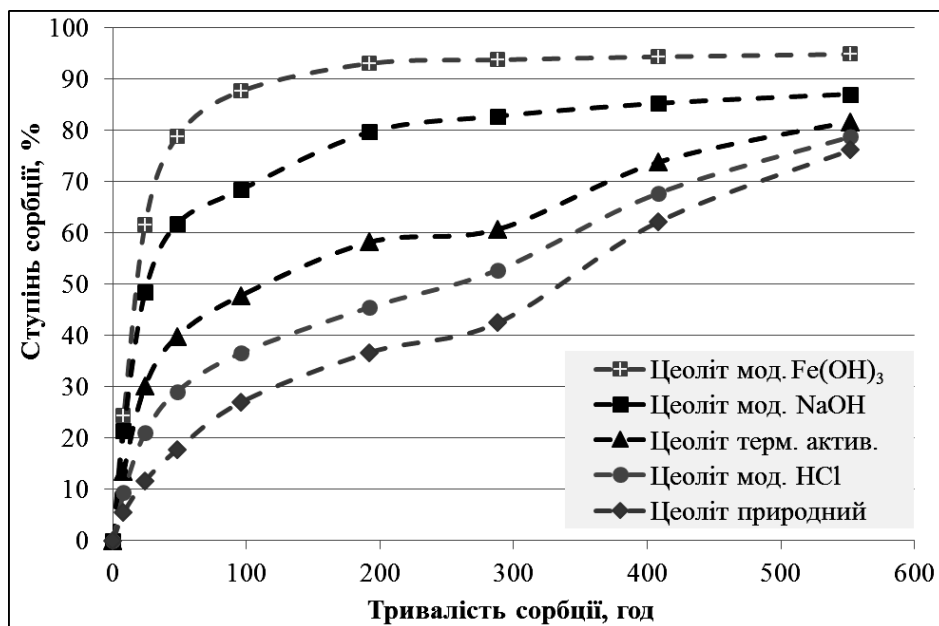
### **Результати дослідження та їх обговорення**

Максимальний ступінь сорбції стронцію на лужно модифікованому цеоліті досягається за 300 годин і складає близько 82%, а на цеоліті, модифікованому гідроксидом заліза – за 200 годин і складає близько 92%, в той час як на інших зразках модифікованих сорбентів максимальна сорбція досягається за 552 години та не перевищує 80%. Отримані результати (рис.2) показали, що за експериментальних умов найбільш ефективними сорбентами щодо Sr є цеоліти, модифіковані NaOH та Fe(OH)<sub>3</sub>.

Також можна зробити висновок, що для всіх використаних в роботі зразків цеолітів кінетика сорбції Sr є дуже повільною в статичних умовах, що можна пояснити підвищеною іонною силою (0,1 моль), наявністю в розчині, окрім мітки <sup>90</sup>Sr, стабільного стронцію (0,1 мг/дм<sup>3</sup>) та досить високою крупністю фракції сорбентів (0,25–0,5 мм).

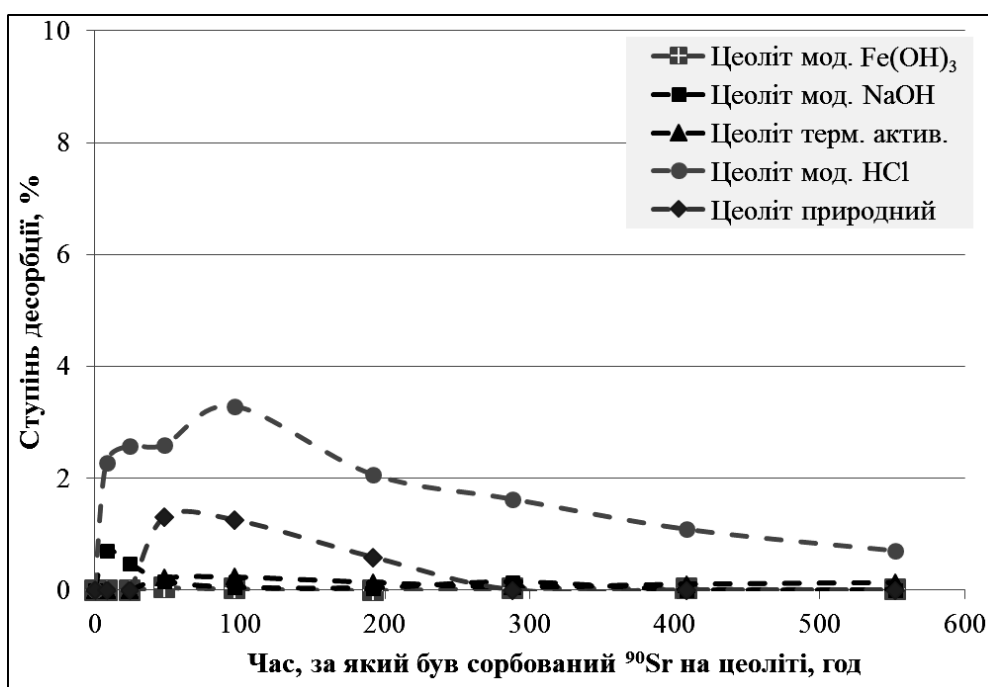
З результатів дослідження кінетики сорбції <sup>90</sup>Sr на природному та модифікованих цеолітах видно, що при сорбції стронцію на природному, термічно активованому та модифікованому соляною кислотою цеоліті сорбційну криву умовно можна розділити на два

етапи, перший – триває приблизно 288 годин (12 діб), другий – від 12 доби до закінчення експерименту. На другому етапі переважає необмінна форма поглинання, частка якої складає від 52% на 12 добу сорбції до 75% на 50 добу. Тенденція збільшення частки необмінної форми поглинання і зменшення обмінної зберігалась практично під час всього експерименту до моменту досягнення рівноваги.



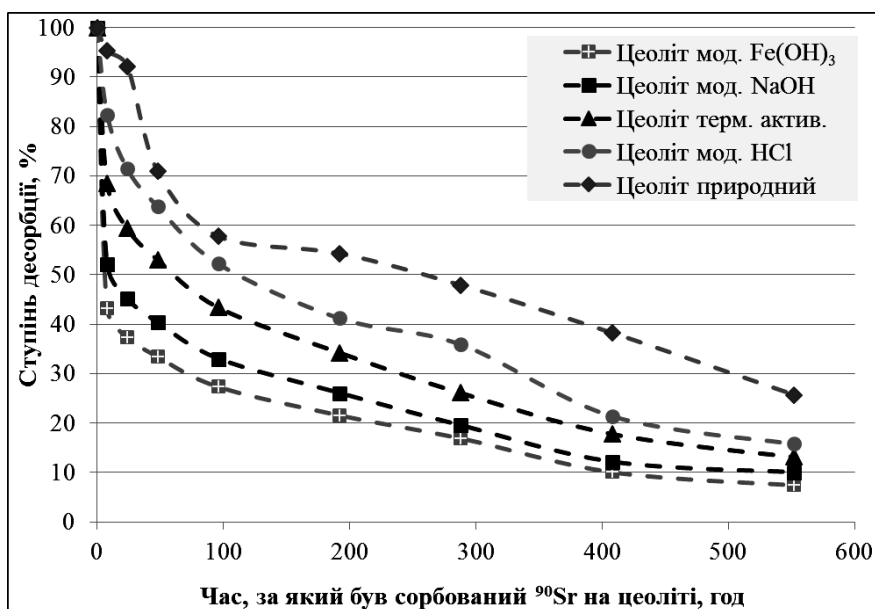
**Рис. 2.** Кінетика поглинання <sup>90</sup>Sr природним та модифікованими цеолітами Сокирницького родовища

Із результатів, отриманих при вилуженні стронцію, сорбованого на цеоліті, видно, що стронцій практично не вилужується дистильованою водою (рис.3), тобто водорозчинна форма фіксації стронцію на цеоліті становить незначну частку і не перевищує 2,6%.

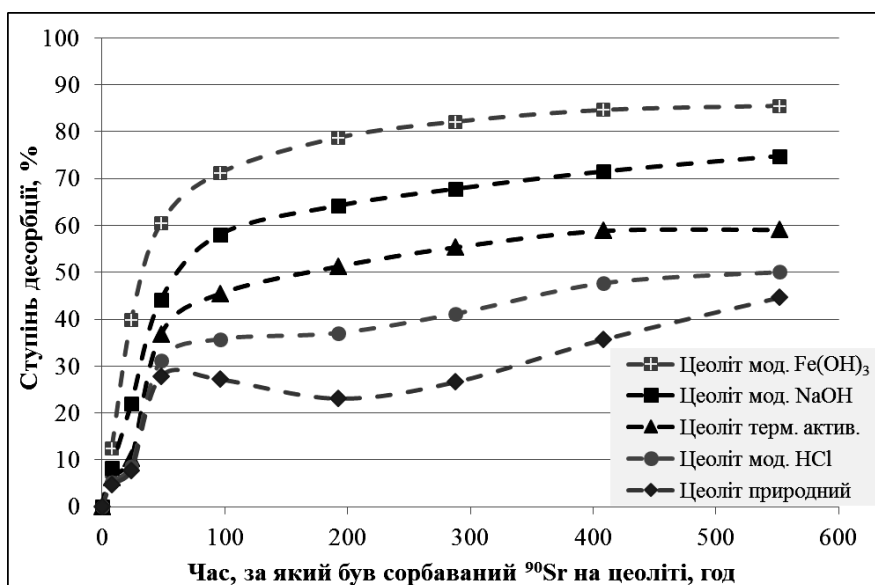


**Рис. 3.** Залежність ступеню вилуження <sup>90</sup>Sr дистильованою водою (водорозчинна форма фіксації) від часу, за який він був сорбований на цеоліті

Результати, отримані при вилуженні стронцію ацетатно-амонійним буферним розчином з рН=5 (рис.4), показали, що найнижчий ступінь десорбції, а отже частка обмінно поглинутого стронцію, характерний для цеолітів, модифікованих NaOH та Fe(OH)<sub>3</sub>, більш високий ступінь десорбції - у цеоліті, модифікованому соляною кислотою та термічно активованому, найвищий ступінь десорбції – у природного цеоліту.



**Рис. 4.** Залежність ступеню вилуження <sup>90</sup>Sr ацетатно-амонійним буферним розчином з рН=5 (іонообмінна форма фіксації) від часу, за який він був сорбований на цеоліті



**Рис. 5.** Залежність ступеню вилуження <sup>90</sup>Sr соляною кислотою (кислоторозчинна форма фіксації) від часу, за який він був сорбований на цеоліті

Встановлено, що при збільшенні тривалості сорбції ступінь вилуження стронцію ацетатом амонію (рис.4) постійно знижується, а соляною кислотою (рис.5) навпаки – збільшується. Також встановлено, що ступінь вилуження ацетатом амонію (іонообмінна

форма) переважає над ступенем вилуження соляною кислотою (кислоторозчинна форма) на першому етапі сорбції до 100 годин. На другому етапі (після 100 годин сорбції) переважає кислоторозчинна форма фіксації стронцію, що свідчить про більш міцну фіксацію стронцію із збільшенням часу контакту сорбент–розчин.

Оскільки зі збільшенням часу контакту сорбент – розчин частка обмінної форми фіксації поглинутого стронцію постійно зменшується, а частка кислоторозчинної форми збільшується, це свідчить про трансформацію обмінної форми в необмінну, тобто відбувається перехід стронцію у форму, потенційно не здатну до водної міграції та іонного обміну. Цей процес стабілізується на рівні 75% фіксованої форми  $^{90}\text{Sr}$  від загального поглинання.

### **Висновки:**

1. Встановлено, що найефективнішими в даних умовах сорбентами щодо Sr є цеоліти модифіковані NaOH та гідроксидом заліза.
2. У всіх аналізованих зразках цеоліту водорозчинна форма сорбції становить незначну частку і не перевищує кількох відсотків
3. Зі збільшенням часу контакту сорбент–розчин зменшується частка обмінної форми фіксації стронцію та збільшується частка кислоторозчинної форми, що свідчить про більш міцну фіксацію Sr з часом контакту сорбент – розчин.

1. Разработка национальной стратегии и концепции по обращению с радиоактивными отходами в Украине, включая стратегию обращения с радиоактивными отходами НАЭК «Энергоатом»: проект ТАСИС U4.03/04 // под общей редакцией В.М. Шестопалова. – К.: Вид-во «Промінь», 2008.– Т.1.– 500 с. Т. 2.– 320 с.
2. Никифоров А.С., Куличенко В.В., Жихарев М.И. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов.– М.: Энергоатомиздат, 1985.– 184 с.
3. Кононенко Л.В., Колябина И.Л., Маничев В.И., Коромысличенко Т.И. Кинетика сорбции цезия-137 и стронция-90 глинами // Мінералогічний журнал. – 2010.– 32. – №3.– С.89–95.
4. Методы определения микроэлементов в природных объектах.– М.: МГУ, 1968.– 400с.
5. Smith J.V. Definition of a zeolite // Zeolites. – 1984. – Vol. 4, Issue 4. – P. 309–310.
6. Брек Д. Цеолитовые молекулярные сита. – М.: Мир, 1976.– 781 с.
7. Ярошенко К.К., Лутай С.А. Особливості кінетики поглинання стронцію-90 цеолітом Сокирницького родовища // Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України, 15 грудня 2011 р., м. Запоріжжя: Зб. ст. VII Всеукраїнської наук.–практ. конф. ЗДІА.– С.151–154.

### **Ярошенко К.К., Бондаренко Г.Н.**

#### **ОСОБЕННОСТИ КИНЕТИКИ СОРБЦИИ СТРОНЦИЯ-90 МОДИФИЦИРОВАННЫМИ ЦЕОЛИТАМИ СОКИРНИЦКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ**

*Приведены результаты исследования кинетики сорбции  $^{90}\text{Sr}$  на природном и модифицированном различными способами цеолите Сокирницького месторождения (Закарпатская область, Украина). Среди исследованных образцов природного и модифицированных цеолитов наиболее эффективными в условиях эксперимента сорбентами относительно стронция являются цеолиты, модифицированные NaOH и гидроксидом железа. Во всех исследованных образцах цеолита водорастворимая форма сорбции стронция составляет незначительную часть и не превышает нескольких процентов. С увеличением продолжительности сорбции уменьшается доля обменной формы фиксации стронция и увеличивается доля кислоторастворимой формы, что свидетельствует о более крепкой фиксации стронция.*

**Yaroshenko K.K., Bondarenko G.M.**

**FEATURES OF STRONTIUM-90 SORPTION KINETICS ON MODIFIED ZEOLITES OF SOKIRNITSKE DEPOSIT**

*There are presents the results of investigation of  $^{90}\text{Sr}$  sorption kinetics on nature and various methods modified zeolite of Sokirnitske deposit (Transcarpathian region, Ukraine). Among investigated samples of nature and modified zeolites, the most effective concerning strontium in experimental conditions was a zeolite modified by NaOH and Ferric Hydroxide. In all investigated zeolite samples water-soluble form of strontium sorption compose miner part and not to exceed few percent. With increasing length of sorption lot of exchange form of strontium fixation was reducing, and increasing lot of acid-soluble form of fixation, that witness about more firm strontium fixation.*



УДК 66.081: 661.879:621.763

**РОЗКО А.М.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м.Київ*

## **СОРБЦІЯ $^{137}\text{Cs}$ ТА $^{90}\text{Sr}$ КОМПОЗИЦІЙНИМИ МАТЕРІАЛАМИ, ЩО СТВОРЕНІ НА ОСНОВІ ГЛИНИСТИХ МІНЕРАЛІВ ТА ЦЕЛЮЛОЗНИХ ВОЛОКОН.**

*Розглянуто здатність глинистих мінералів у поєднанні з целюлозними та мінеральними волокнами до сорбції радіонуклідів, що може бути використано для створення бар'єрних матеріалів, які можуть виготовлятися у формі листа чи рулона певної товщини в залежності від призначення. Показано, що міцність фіксації полівалентних іонів (радіонуклідів) такими композиційним матеріалів вища, ніж у вихідних матеріалів.*

### **Вступ**

В технологіях захисту навколишнього середовища від негативного впливу техногенних забруднювачів збільшився попит на спеціальні матеріали, які б мали властивості природних дисперсних сорбентів – глин, але різнилися від них високими фізико – механічними властивостями. При будівництві гідротехнічних споруд, автомобільних шляхів, штучних іригаційних споруд стали використовувати матеріали виготовлені в Швеції, такі матеріали виробляються під загальною назвою «Бентомат». Поєднання глин і полімерів полягає у створенні таких матеріалів, у яких шар глинистої сировини товщею у декілька сантиметрів розташовується між шарами полімерного матеріалу, які з'єднуються між собою шляхом прошивання. Так створюються матеріали типу “Бентомат” (бентофікс). Бентофікс може мати різну структуру, наприклад [1]:

- 5 кг бентоніту між двома геотекстилями площею  $1 \text{ м}^2$  (без формування);
- 5 кг бентоніту між двома геотекстилями площею  $1 \text{ м}^2$ , фіксованого водорозчинним клеєм;
- 4,5 кг бентоніту між  $200 \text{ г/м}^2$  нетканого і  $100 \text{ г/м}^2$  тканого, голкопробивного з опором відшаруванню (міцністю на відрив)  $65\text{Н}/10 \text{ см}$ ;
- 4,5 кг бентоніту, з'єднані швом між двома нетканими полотнами ( $200\text{г/м}^2$ );
- 4,5 кг бентоніту між двома нетканими полотнами  $300 \text{ г/м}^2$ , голкопробивними і т.д.

У 1990 році була опублікована робота [2], яка показала, що принципово можливо створити наноструктуру з полімеру та глинистого мінералу, у міжшаровий простір якого попередньо були введені молекули органічних речовин (органосилікатна глина). Автори створили новий матеріал на основі поліаміду та органосилікатного монтморилоніту [2].

В Росії на основі природних глинистих мінералів та синтетичних органічних сполук Інститутом механіки МДУ [3] створено водонабухаючий полімерно-мінеральний композит (товарний знак «Cavelast») зі щільністю  $2,25 \text{ г/см}^3$ , який має наступні властивості:

- стале та оборотне набухання під час багатократного замочування у воді та висихання, заморожування та відтаювання;
- нерозчинність та неруйнівність у воді [4]. Цей матеріал при включенні у полімер 4% глини виявив поліпшені механічні властивості та збільшений термічний опір по відношенню до чистої основи (полімеру).

«Бентомат» та «Cavelast» використовуються для гідроізоляції при будівництві доріг, каналів, крутих схилів.

Суттєвим недоліком цих матеріалів є висока вартість, що значно обмежує їх використання в Україні. В Україні аналога такого матеріалу в даний час немає, хоча потреба в цих матеріалах очевидна.

### Експериментальна частина

Враховуючи позитивні і негативні властивості таких композиційних матеріалів, нами на основі природних дисперсних мінералів, які мають сорбційні властивості, та целюлозних волокон на натуральній основі «Армогель», які мали довжину від 20 до 2500 мкм, діаметр волокон приблизно 25 мкм, вагу від 25 до 250 г/г, стійкість до температури до 200°C, нерозчинні у воді та інертні по відношенню до кислот та лугів, було виготовлено ряд лабораторних зразків композитів.

Для цього використовувались такі глини та глинисті мінерали Черкаського родовища: монтморилоніт активований з додаванням 2 % карбонату Na, бентонітова глина, палигорскіт та цеоліт Сокирницького родовища (Закарпатська обл., Україна). Деякі фізико – хімічні властивості глин наведено в таблиці 1.

**Таблиця 1.** Фізико – хімічні властивості глинистих мінералів.

Зразок	Питома поверхня, м <sup>2</sup> /г	Розмір частинок, мкм	Вміст основних мінералів, %	Обмінна ємність, мг/екв. · 100 г	Форма кристалітів
Монтморилоніт Черкаський	115±20	0,05	97	87	пластини
Бентоніт Черкаський	85±15	0,05	85	65	пластини
Палигорскіт	150±20	0,05-0,015	90	47	голки
Цеоліт Сокирницький	250	2-70	80	25	уламки

В композитах використовувались такі волокнисті компоненти: промислові базальтові волокна та целюлозні волокна. Для виготовлення композитів подрібнені волокнисті матеріали змішувались з мінеральною компонентою в співвідношеннях 70 : 30 або 50 : 50 відповідно. Суміш після ретельного перемішування диспергувалася з розрахованою кількістю води та коландувались на паперовій машині. Отриманий матеріал висушувався до повітряно - сухого стану і мав вигляд тонких однорідних листків білого кольору товщиною 0,1-0,2мм, мінеральна компонента рівномірно розподілялась між волокнами. Для вивчення сорбційних властивостей композиційний матеріал розрізався на дрібні шматочки, розмір яких складав 2 x 5 мм. Наважка оброблялась розчином радіоцезію (з сумарною активністю 760 Бк) в співвідношенні Т : Р як 1:100. Сорбцію оцінювали по відношенню активностей розчинів, які були внесені, і розчину після сорбції. Сорбцію <sup>90</sup> Sr досліджували таким же чином як і сорбцію <sup>137</sup> Cs.

Результати досліджень наведені в табл. 2, 3. Десорбцію (зворотню сорбцію) оцінювали за кількістю радіонукліду, що залишився на твердій фазі у % від кількості радіонукліду, що знаходився у зразку напочатку (після сорбції).

Після десорбції на композитах залишається основна кількість радіонуклідів цезію та стронцію на відміну від чистих мінералів (табл. 2, 3).

З отриманих результатів видно, що при малих концентраціях <sup>137</sup> Cs (760 Бк/мл) в системі, кількість поглинутого радіонукліду визначалася в основному сорбційною здатністю бентоніту, наприклад, волокна целюлози поглинають 71% по <sup>137</sup> Cs та 43% по <sup>90</sup> Sr від кількості радіонукліду, що введено в систему, а бентоніт в тих самих умовах поглинає до 97% <sup>137</sup> Cs та <sup>90</sup> Sr.

### Обговорення результатів

Об'єднання целюлозних волокон з бентонітом, не дивлячись на зменшення концентрації його в композиті, має практично ту ж величину сорбційної ємності, що й чистий бентоніт.

**Таблиця 2.** Сорбція  $^{137}\text{Cs}$  з розчину композитами на основі целюлозних та мінеральних волокон з сорбентами (внесли 760 Бк)

Зразок	Розмір фракцій глин та глин. мінералу, мм	Сорбція, %	Десорбція, %
Целюлозні волокна	н.в.	71	67
Целюлозні волокна + Na-монтморилоніт у вигляді гелю	н.в	98	79
Целюлозні волокна + бентоніт Черкаського родовища	< 0,1	92	90
Целюлозні волокна + палигорскіт Черкаського родовища	< 0,25	н.в	н.в
Цеоліт	< 0,1	н.в	н.в
Бентоніт у Na-формі з базальтовими волокнами	< 0,1	95	92
Бентоніт	< 0,1	97	55

**Таблиця 3.** Сорбція  $^{90}\text{Sr}$  з розчину композитами на основі целюлозних та мінеральних волокон з сорбентами

Зразок	Розмір фракцій глин та глин. мінералу, мм	Сорбція, %	Десорбція, %
Целюлозні волокна	н.в.	43,8	43,5
Целюлозні волокна + Na-монтморилоніт у вигляді гелю	н.в	98	79
Целюлозні волокна + бентоніт Черкаського родовища	< 0,1	61,8	61,4
Бентоніт у Na-формі з базальтовими волокнами	< 0,1	74,5	45,8
Бентоніт	< 0,1	52,0	12,0

*Примітка: у табл. 2, 3 частка десорбованого радіонукліду наведена у відсотках від частки сорбованого.*

На нашу думку, це можливо в двох випадках:

– коли кількості сорбенту в системі недостатньо для насичення сорбційних центрів бентоніту. В цьому випадку зменшення вмісту мінерального компонента в композиті практично не впливає на його сорбційні властивості. На користь цього припущення може свідчити те, що при збільшенні кількості бентоніту від 50 до 80 % в композиті показники сорбції практично однакові;

– коли диспергація бентоніту в целюлозних волокнах призводить до часткової руйнації мікроагрегатів бентонітових частинок та внаслідок цього з'являється додаткова кількість активних центрів, що здатні утримувати іони радіонуклідів. При цьому можливий частковий перенос сорбованих іонів радіоцезію з дифузійного йонного в протийонний шар.

Загальновідомо, що сорбція катіонів поверхнею глинистої частинки в водному середовищі при низькій концентрації радіонукліду переважно відбувається за рахунок

електронних сил в реакціях еквівалентного лігандного обміну. Дифузія частини сорбованих радіонуклідів з дифузно-йонної атмосфери в шар протийонів підвищує взаємодію поверхні з частинкою та відповідно зменшує ймовірність десорбції поглинутого радіонукліда водним розчином.

Такий механізм взаємодії безпосередньо підтверджується результатами досліджень (табл. 2,3) по десорбції радіонуклідів водою з композитів, отриманих на основі бентоніту та целюлозних волокон.

Зменшення десорбції з композитів в порівнянні з матеріалами, з яких вони були виготовлені, дає підставу вважати, що в процесі виготовлення композиту рештка глинистих частинок диспергується, при цьому кількість центрів, що приймають участь у фіксації радіонуклідів, суттєво змінюється.

Окрім целюлозних волокон для виготовлення композитів можна використовувати мінеральні волокна, наприклад, базальтові, але сорбційні властивості таких композитів гірші ніж бентоніт-целюлозних.

Замість бентоніту можна використовувати цеоліт та палигорскіт. Додавання палигорскіту та цеоліту зменшує сорбційні властивості композиту на відміну від композитів з бентонітом.

За економічними показниками цей матеріал вигідно відрізняється від відомих аналогів. Проте, внаслідок хімічної деструкції термін цілісності такого покриття буде меншим, ніж при застосуванні мінеральних волокон, наприклад, базальтових. Позитивною властивістю бар'єрних матеріалів у такій формі є те, що після закінчення їх використання вони можуть бути легко зняті (згорнуті) і транспортовані у місця зберігання (захоронення).

Додавання мінеральної фракції в целюлозні волокна дещо погіршує сорбційні властивості композиту порівняно з чистим мінералом. Проте, водночас підвищується міцність фіксації радіонуклідів; десорбція їх з сорбенту ускладнена.

### **Висновки**

Сполучення природних сорбентів з волокнистим матеріалом дозволяє одержати матеріал, який: легко транспортувати; утворює рівномірне за товщиною покриття; може поглинати вологу і токсичні речовини.

Фізико-механічні властивості таких композитів кращі ніж у природних матеріалів, з яких вони виготовляються.

Лабораторні досліді, які проводилися з залученням виготовлених нами зразків, показали принципову можливість створення багат шарового покриття з грубодисперсними частинками палигорскіту, з вмістом частинок глини у шарі від 50 до 80%.

Міцність фіксації полівалентних іонів (радіонуклідів) таким композиційним матеріалом вища, ніж у вихідних матеріалів.

Кількість поглинутого радіонукліду визначалася, в основному, сорбційною здатністю бентоніту, наприклад, волокна целюлози поглинають 71 % по  $^{137}\text{Cs}$  та 43 % по  $^{90}\text{Sr}$  від кількості радіонукліду, яка введена в систему, а бентоніт в тих самих умовах поглинає до 97%  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ .

1. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [www.bentofix.com/naue/ad.slope.html](http://www.bentofix.com/naue/ad.slope.html).
2. Okada A., Kawasumi M, Usuki A., Kojima Y., Kurauchi T. and Kamigaito O. / Nylon 6 – clay hybrid // Mater. Res. Soc. Proc. – 1990. – V.171. – P.45-50.
3. Григорян С.С., Гулакян К.А., Шахназаров А.А. / Полимерминеральный композит // Инженер. – 1991. – №10, – С.19.
4. Григорян С.С., Гулакян К.А., Шахназаров А.А. / Авторское свидетельство СССР № 1707052А1 «Способ получения полимерминерального композита», 23.01.92. – Бюл. №3.

**РОЗКО А.М.**

**СОРБЦИЯ  $^{137}\text{Cs}$  ТА  $^{90}\text{Sr}$  КОМПОЗИЦИОННЫМИ МАТЕРИАЛАМИ, СОЗДАНЫМИ НА ОСНОВЕ ГЛИНИСТЫХ МИНЕРАЛОВ И ЦЕЛЛЮЛОЗНЫХ ВОЛОКОН.**

*В статье рассмотрена способность композиционных материалов, созданных на основе глинистых минералов, органических и минеральных волокон сорбировать радионуклиды. Это может быть использовано при создании барьерных материалов изготовленных в виде листа или рулона определенной плотности, в зависимости от применения. Показано, что сила фиксации поливалентных ионов (радионуклидов) такими композитами выше, чем у исходных материалов.*

**ROZKO A.**

**SORPTION OF  $^{137}\text{Cs}$  AND  $^{90}\text{Sr}$  BY COMPOSITE MATERIALS BASTD ON CLAY MINERALS AND CELLULOSE FIBERS.**

*The article discusses the ability of clay minerals mixed with cellulose and mineral fibers to adsorb cesium and strontium radionuclides, which can be used to produce barrier materials. The strength of immobilization of polyvalent ions (radi-onuclides) by such composite materials is shown to be higher than that of the source materials.*

УДК 546.296:546.212

**ДИДЕНКО П.И.**

*ГУ «Институт геохимии окружающей среды НАН Украины», г. Киев*

## **ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДОНА НА НАСЕЛЕНИЕ**

*Рассмотрены различные аспекты радоновой проблемы. Основную часть дозы облучения населения Украины создают природные источники излучения; из них 70 % составляет радон. Наблюдаются повышенные дозы облучения населения в Днепропетровской, Кировоградской, Житомирской, Черкасской, Запорожской, Херсонской, Тернопольской, Николаевской, Луганской и Одесской областях.*

### **Введение**

Среди приоритетных экологических проблем в развитых странах мира радоновой проблеме отводится важное место. Радон обуславливает эффективную дозу облучения 1 мЗв в год, т.е. половину дозы облучения населения от всех природных источников [1]. По данным Научного комитета по действию атомной радиации при Организации Объединенных наций (НКДАР ООН) не менее 10 % регистрируемых ежегодно в мире заболеваний раком легких вызваны радоновой радиацией. Этот же радиоактивный газ существенно повышает риск нераковых заболеваний верхних дыхательных путей и сердечно-сосудистых заболеваний. Именно поэтому радоновая проблема занимает важное место в радиоэкологических программах США, стран Западной Европы и России. Международным агентством по исследованию рака радон отнесен к канцерогенам I класса [2]. В США радон в жилищах считают основной причиной возникновения рака легких у некурящих. В зависимости от дозы, создаваемой радоном, облучение населения Западной Европы (среднее значение эффективной дозы) за 70 лет жизни составляет 0,2–1,5 Зв, причем облучение жителей наиболее радоноопасных территорий превышает “нормальный” уровень облучения более чем на 1 Зв. При этом облучение небольших групп людей может превышать среднее значение эффективной дозы в десятки раз [3].

### **Радоновая радиация**

К зонам повышенного риска относятся регионы, где на поверхность выходят гранит, гнейс, фосфорит, содержание урана и тория в которых до 100 г/т и более. Эманация радона существенно выше там, где порода дезинтегрирована (разломы, зоны выветривания). Из всех экологических факторов наиболее заметное влияние на онкозаболевания оказывают факторы, связанные с пространственным размещением населения в пределах развития зон тектонических нарушений. Повышенное выделение радона из почвы наблюдается также в сейсмически опасных зонах.

Наибольшую долю в облучение населения вносит радон в воздухе помещений. Концентрация радона в помещениях зданий зависит от содержания естественных радионуклидов в почве и породах, строительных материалах, их эманационной способности и ряда других факторов.

Концентрации и потоки радона неравномерны и зависят как от геолого-геофизических характеристик природной среды (содержания урана и тория в грунте, пород и грунтовых вод, климатических условий), так и от конструкции зданий, строительных материалов и вентиляции. Учет этих факторов позволяет существенно снизить облучение людей в жилых и производственных помещениях.

Внутри зданий радон проникает главным образом из почвы (через щели в фундаменте), из строительных материалов, газо- и нефтепродуктов. Из строительных

материалов наименьшей удельной активностью обладает древесина (ниже 1 Бк/кг). Активность бетона в зависимости от исходных компонентов (песка и цемента), как правило, в 30–50 раз больше, чем у древесины. Велика активность гранитов, туфа, пемзы (200–400 Бк/кг). В Швеции, США, Канаде и Японии для производства бетона использовали глиноземы, кальций-силикатный шлак и фосфогипс с радиоактивностью до 2000 Бк/кг. Высокую удельную активность имеет алюмосиликатный кирпич, доменный шлак и зольная пыль [4]. При оценке радиационного качества строительных материалов используется разделение их на классы с учетом эффективной удельной активности радионуклидов.

Концентрация радона в помещениях и, соответственно, доза, обусловленная радоном, изменяется в широких пределах для различных регионов. По оценкам Международной комиссии по защите от радиоактивного излучения (МКРЗ) индивидуальная суммарная доза облучения людей изменяется от 0,5 до 100 от модального значения дозы; при этом она может превышать не только предел дозы для части населения от искусственных источников ионизирующего излучения (1 мЗв/год), но и может превышать предел дозы для людей, работающих в отраслях, добывающих, перерабатывающих и использующих природные радионуклиды (20 мЗв/год).

Предприятия горнодобывающих отраслей существенно влияют на радиационную обстановку в районе их размещения из-за выбросов и сбросов, содержащих значительное количество естественных радионуклидов. Более высокие дозы нагрузки населения характерны для территорий с повышенной природной радиоактивностью и районов размещения предприятий, горнодобывающих и перерабатывающих минеральное сырье, а также отраслей промышленности, тепловой энергетики и металлургии. Содержание радона в воздухе жилых и общественных зданий этих районов в десятки и сотни раз выше действующих гигиенических нормативов. Источники радиационной опасности для населения представлены в табл. 1.

**Таблица 1.** Источники радиационной опасности для населения

Радиационно-опасные объекты	Неурановые рудники	Урановые рудники
Отвалы и хвостохранилища	Уран и торий, использование в строительстве, радиоактивное загрязнение воды	Пыль, радиоактивное загрязнение воды
Радоноопасные тектонические зоны	Радон в грунтового воздухе с концентрацией более 40 Бк/л	
Переработка руды	Уран и торий с концентрацией более 80 и 250 г/т соответственно	Пыль, радиоактивное загрязнение воды
Вентиляция горных выработок	–	Пыль
Откатка горной массы, погрузочные работы	Уран и торий в пыли	Пыль
Шахтные воды	Уран в сбросных водах с концентрацией более $2 \cdot 10^5$ г/л	
Сбросы обогатительного процесса	Уран в сбросных водах с концентрацией более $2 \cdot 10^5$ г/л	

Тяжелые последствия Чернобыльской катастрофы испытывают Украина, Россия и Белоруссия. Сложность ситуации в том, что не существует надежных методов очистки

окружающей среды от радиоактивного загрязнения и эта территория выведена из хозяйственного использования.

В США активность радона в жилых зданиях достигает 100 тыс. Бк/м<sup>3</sup>. Среднее значение активности радона в зданиях составляет 55 Бк/м<sup>3</sup>. В воздухе 5 % зданий содержится более 150 Бк/м<sup>3</sup> радона, а в 0,1 % зданий его активность превышает 800 Бк/м<sup>3</sup>. В 3 % из 130 обследованных школьных зданий уровень радона был выше 700 Бк/м<sup>3</sup>. Концентрации радона до нескольких тысяч Бк/м<sup>3</sup>, соответствующие эффективным дозам до 100 мЗв/год и более, обнаружены в Финляндии и Швеции [5]. В Великобритании выявлено 20 тыс. зданий, где эффективная доза за счет радона выше 20 мЗв/год. В Германии средний уровень активности радона в воздухе жилых зданий равен 40 Бк/м<sup>3</sup>, в 1 % обследованных зданий – выше 250 Бк/м<sup>3</sup>, в 0,1 % – выше 600 Бк/м<sup>3</sup>. В зданиях Швеции средняя активность радона – 50 Бк/м<sup>3</sup>, в 10 % зданий она превышает 100 Бк/м<sup>3</sup>, а в 1 % – 400 Бк/м<sup>3</sup>. Дозы облучения от радона населения России (90 %) не превышают 2 мЗв. 7,4 % населения страны живут в условиях повышенного – 2–5 мЗв; 2,5 % – высокого облучения от радона – свыше 5 мЗв. Один миллион жителей облучается от радона дозой более 10 мЗв. Около 200 тысяч жителей подвергаются облучению с уровнем, превышающим 20 мЗв.

### **Действие радона на организм человека**

Радон – химически инертен, но ионизированные продукты его распада (полоний, висмут и свинец) сорбируются пылью и влагой, образуя альфа-радиоактивные аэрозольные частицы. Наиболее опасны аэрозоли субмикронных размеров, которые могут проникать в верхние дыхательные пути и оседать в них, создавая локальные источники альфа-облучения клеток. В определенной степени такие аэрозоли эквивалентны “горячим частицам” радиоактивной топливной пыли чернобыльских осадков.

Альфа-излучение ДПР радона, осевших в бронхах, воздействует на эпителиальные клетки. Средняя годовая эквивалентная доза на бронхиальный эпителий за счет радона 15 мЗв [3]. Вклад других компонентов излучения незначителен. Радиационное повреждение молекул ДНК (генетического аппарата клетки) может вызвать нарушение функций генов, осуществляющих контроль размножения и дифференцировки – опухолевую трансформацию с последующим ростом опухоли.

Максимальные дозы от ДПР радона приходятся на эпителий сегментарных бронхов, что соответствует преимущественной локализации развивающихся опухолей. Среди разновидностей рака легкого, вызываемых радоновым облучением, чаще других диагностируются аденокарцинома, чешуевидная карцинома и саркома лимфатических узлов. Уязвимы клетки базального эпителия бронхов. Имеются данные о том, что радоновое облучение увеличивает риск рака желудка, мочевого пузыря, прямой кишки, кожи, а также данные о негативном влиянии этого облучения на костный мозг, сердечно-сосудистую систему, печень, щитовидную железу и гонады. Не исключается возможность отдаленных генетических последствий радонового облучения. Однако, эффекты радона, по крайней мере, на порядок менее вероятны, чем рак легкого [6]. Наиболее обычны мелкоклеточные и сквамозные карциномы. Имеются данные о синергизме канцерогенного действия радона и вдыхаемых химических канцерогенов (курения).

Существует точка зрения, что малые дозы радиации, в том числе радона, стимулируют защитные реакции клетки и организма и могут быть полезны – гормезисный эффект. В медицинской литературе обсуждаются целебные свойства радоновых ванн. Они применяются для лечения артритов, артрозов, гипертонии, возрастных нарушений функций мозга и ряда других заболеваний. Длительность курса лечения, как правило, невелика, и поэтому отрицательные эффекты радонового облучения (на легкие, сердечно-сосудистую систему) не успевают сказаться. Поскольку радоновая радиация создает в той или иной степени “сверхнормативные” концентрации свободных радикалов в клетках и тканях, то в



малых дозах радон действует как мягкий стрессовый фактор, повышающий надежность систем репарации ДНК и антиокислительной защиты клеток.

МКРЗ и НКДАР ООН пришли к заключению, что оптимистическая позиция о положительном влиянии малых доз радоновой радиации недостаточно обоснована. Поддерживающие ее наблюдения недостаточно воспроизводимы, а положительные клинические эффекты могут быть объяснены сопутствующими (например, бальнеологическими) факторами и не исключают канцерогенных последствий. Поэтому действующие нормативные документы основаны на беспороговой гипотезе. Облучение других органов и тканей, кроме легких, незначительно [6].

Ущерб от экспозиции радоном определяется риском рака легких. Наиболее тяжким следствием облучения радоном является увеличение заболеваемости раком легких. Доза 1 мЗв увеличивает риск онкологического заболевания со смертельным исходом на  $5 \cdot 10^5$ . Доза 2,2 мЗв/год увеличивает риск на  $1,1 \cdot 10^4$  чел/год или в  $8 \cdot 10^3$  за 70 лет жизни.

В настоящее время принято считать, что на радон приходится 80 % дозы облучения, получаемой населением планеты за год от всех природных источников радиации (около 50 млн чел./бэр в год). Радон несет ответственность за 10 % регистрируемых ежегодно в мире заболеваний раком легкого. При средней активности радона в американских зданиях 55 Бк/м<sup>3</sup> и суммарной экспозиции 0,2 МРУ радоновое облучение вызывает 20 тыс. дополнительных случаев смерти от рака легких ежегодно, превышая допустимый нормативами рост смертности в 300 раз. Существенно повышается по той же причине риск нераковых заболеваний дыхательных путей, например, эмфиземы легких и сердечно-сосудистых заболеваний.

Один из самых высоких уровней заболеваемости раком легких в мире наблюдается в Финляндии. В стране с населением около 5 млн человек радон ежегодно вызывает 200–600 случаев смерти от рака легких. 7 % случаев фатального рака легких в западной части Германии обусловлено радоновой радиацией (1600 мужчин и 400 женщин ежегодно) [7].

Реакция организма человека не зависит от того, происходит ли облучение от естественных или техногенных источников, так как действие ионизирующего излучения не может зависеть от происхождения источника. Поэтому контроль радона в воздухе помещений может иметь не только самостоятельное значение, но и входить в число реабилитационных мероприятий для территорий и контингентов, подвергающихся техногенному воздействию.

Согласно данным МОЗ Украины [8] в 80-х годах показатель заболеваемости населения злокачественными образованиями возрос в 3 раза по сравнению с 50-ми годами. В 2003 г. смертность на 100 тыс. населения от заболеваний органов дыхания составила – 63,3, а от новообразований – 194,2 случая. Это высокие величины по сравнению с Нидерландами (24,2 случаев на 100 тыс. населения). Количество новообразований у населения различных областей Украины различается (табл. 2, 3). В 1990–2006 гг. в г. Киеве, г. Севастополе и Днепропетровской области высокую распространенность приобрели все виды новообразований; злокачественные новообразования наблюдались в г. Севастополе, Полтавской, Одесской и Кировоградской областях [9].

Отмечается повышенная заболеваемость в ряде областей Украины, где наблюдаются повышенные величины среднегодовой эффективной дозы облучения населения: Днепропетровская, Кировоградская, Житомирская, Черкасская, Запорожская, Херсонская, Тернопольская, Николаевская, Луганская и Одесская [11, 12]. В Кировоградской области есть районы с высокими концентрациями радона в помещениях зданий – 20000–50000 Бк/м<sup>3</sup>. В г. Желтые Воды Днепропетровской области объемная активность радона в атмосферном воздухе составляет  $217 \div 364$  Бк/м<sup>3</sup>. В г. Желтые Воды и г. Вольногорск концентрация радона в помещениях зданий достигает 6000–10000 Бк/м<sup>3</sup>. Отдельные районы г. Желтые Воды, в которых размещены в основном дома частного сектора, в восточной, наиболее

радоноопасной части города, характеризуются повышенным уровнем заболевания населения [13]. В атмосферу г. Днепродзержинск Днепропетровской области из хвостохранилища отходов уранового производства ПО«Приднепровский химический завод» ежегодно попадает  $2,13 \cdot 10^{13}$  Бк радона и 23,9 тонн радиоактивной пыли со средней удельной активностью 3,7 кБк/кг. В ряде регионов Украины обнаружены здания, где в квартирах, расположенных выше первого этажа, зафиксированы концентрации радона 200–300 Бк/м<sup>3</sup> (например, в пгт Манькивка Черкасской области и г. Кривой Рог Днепропетровской области). Большие эффективные дозы получают некоторые жители на территориях, пострадавших от Чернобыльской аварии: Житомирская обл. – 5 мЗв/год и Киевская обл. – 4,6 мЗв/год. Для критических групп населения максимальные значения эффективных доз характерны для Житомирской (5,6 мЗв/год), Черкасской (5,5), Тернопольской (7,4), Николаевской (6,3) и Ивано-Франковской (6,2) областей. Повышенные значения дозы облучения наблюдаются в городах: Херсон (7,6 мЗв/год), Тернополь (7,4), Черкасы (7), Винница (5,4), Одесса (5,1), Донецк (4,3), Желтые Воды (4,8), Вольногорск (4,6) и Днепродзержинск (3,8 мЗв/год). Величина эффективной дозы внутреннего облучения населения, которое работает в условиях усиленного влияния естественных источников, – рабочих уранодобывающей и перерабатывающей промышленности – от радона при ингаляции его с воздухом жилищных и производственных помещений и при попадании с питьевой водой составляет 5–40 мЗв/год. Для этих специалистов основной вклад (до 70 %) в дозу от радона в воздухе помещений зданий, радиоактивности строительных материалов и питьевой воды осуществляет радон. Рабочие уранодобывающей и перерабатывающей промышленности получают двойную радиационную нагрузку от радона (на рабочих местах и дома).

**Таблица 2.** Количество новообразований, зарегистрированных на 100 тыс. населения Украины\*(до 2001 г.) [8]

Области	Количество зарегистрированных случаев	Области	Количество зарегистрированных случаев
Автономная Республика Крым	7466	Одесская	8366
Винницкая	6018	Полтавская	6064
Волынская	2586	Ровненская	2966
Днепропетровская	11600	Сумская	4493
Донецкая	16088	Тернопольская	3266
Житомирская	4163	Харьковская	8098
Закарпатская	2784	Херсонская	4104
Запорожская	6798	Хмельницкая	4966
Ивано-Франковская	3671	Черкасская	4367
Киевская	6287	Черновицкая	2441
Кировоградская	4010	Черниговская	4073
Луганская	8232	г. Киев	8774
Львовская	7190	г. Севастополь	1654
Николаевская	4479		
Украина	155 004		

\*Медстат, база данных «Здоров'я для всіх», 2002 р.

**Таблиця 3.** Структура основных причин смертности населения по данным Госкомстата Украины в 2007–2008 гг. [10]

Причины смерти	Количество человек		На 100 тыс. чел.	
	2008	2007	2008	2007
Новообразования	89042	90030	192,5	193,6

### **Нерешенные проблемы**

На большей части территории Украины контроль содержания радона не осуществляется, карт радоноопасности практически нет, необходимый объем полного обследования жилищ далек до завершения. Наибольший объем исследований и радонозащитных мероприятий выполнен в областных центрах. В регионах проводились в основном выборочные исследования.

Вполне закономерен вопрос о причинах недопустимых задержек в выполнении обследований в населенных пунктах с явными превышениями уровней радиационных показателей. Как ни парадоксально, но они заключаются в непонимании проблем радоновой опасности и торможении работ со стороны административных подразделений, ответственных за состояние окружающей (производственной) среды.

Существующая проработка радонозащиты страдает отсутствием достоверных методов прогноза радоноопасности территорий и помещений зданий. Имеющиеся фактические материалы по Украинскому щиту отличаются от прогнозной радоноопасности территории Украины. Следует уточнить принципы прогнозного мелкомасштабного районирования территории Украины с учетом поисково-гигиенических критериев.

Вслед за радиационным воздействием естественных радионуклидов стоят диагностические медицинские процедуры и неопределенность оценки радиационного риска в наземных условиях. Следует учитывать влияние других факторов риска – уровень урбанизации, образ жизни и быт, а также особенности в характере питания населения страны. По данным МКРЗ (Публикация 65) курение увеличивает радиационный риск последствий воздействия радона на человека.

Важное значение приобретает организация радиационно-гигиенического мониторинга в карьерах и на стройках, при вводе в эксплуатацию зданий и сооружений различного назначения. Как показывает практика, несмотря на законодательные и нормативные акты по обеспечению защиты работников от природных радионуклидов, положение остается неблагоприятным. Главные причины этого – некомпетентность руководителей, отсутствие специалистов, методических и нормативных материалов, необходимой измерительной техники и средств. Без специальных радиационно-гигиенических исследований и мер защиты невозможно обеспечить радиационную безопасность производства и применения строительных материалов, создания комфортных условий в помещениях.

В регионах страны назрела жизненно важная необходимость в создании специальных программ (научно-технических и социальных), на основе которых будут осуществлены системы: входного, пооперационного и выходного радиационного контроля; эффективных мер по снижению уровня ионизирующего излучения на технологических этапах и переделах; надежной защиты людей от радоновой опасности путем проветривания, обогащения минералов и материалов, применения коллективных (защитные экраны, покрытия) и индивидуальных средств защиты.

Для получения радиационно-чистых и радиационно-стойких материалов следует улучшить существующие технологии по добыче и переработке минералов и широко применять принципиально новые технологии. Управление радиационным качеством строительной продукции (на основе объективной информации об измеренных параметрах

естественных радионуклидов с помощью спектрометрии, радонометрии и дозиметрии) обеспечит научно обоснованную закладку отдельных компонентов в строительные конструкции.

К большому сожалению, в отечественной литературе и СМИ, несмотря на общепризнанность доминирующей роли радона в формировании коллективной дозы населения, мало внимания уделяется выявлению закономерностей поведения радона и его ДПР, изучению их дозиметрических параметров, новым современным методам (методикам) измерений и аппаратуре, оценкам радиационных рисков и собственно защите от естественных радионуклидов.

Проблема радиационного контроля радона сложна и недостаточно понимается населением. Отсутствие знаний о радоноопасности у населения рождает, с одной стороны, необоснованную радиофобию по поводу несуществующих опасностей, а с другой – игнорирование реально существующих угроз здоровью. Ошибки при установлении причинно-следственных связей между выявленным заболеванием и действием естественных радионуклидов (нахождение связи там, где ее реально нет, а также неидентификация природного радиационного фактора как причины заболевания) наносят большой ущерб личности конкретного больного и обществу в целом.

Радиотоксикология природных нуклидов должна быть хорошо известна врачам, поскольку в круг токсических процессов, формирующихся при остром и хроническом контактах с радиоактивными веществами, могут быть вовлечены практически все органы и системы, а развивающиеся эффекты отличаются удивительным разнообразием. Происходит недооценка влияния радона на организм (помимо дыхательного тракта) в целом и кроветворную систему непосредственно. Требуется углубленный анализ заболеваемости и смертности населения от радоновой радиации. Слабо изучаются отдаленные последствия радиационного воздействия естественных радионуклидов.

До сих пор еще не проведено сравнительной оценки силы сенсibiliзирующего действия различных строительных материалов. Назрела необходимость систематизировать, классифицировать природные материалы по способности их вызывать аллергию, канцерогенез и нарушение иммунитета организма.

В реальных условиях производства приходится иметь дело не с отдельными строительными материалами и естественными радионуклидами, а с различными их комбинациями с водой. Наряду с радоном в воде часто обнаруживается более полный набор естественных радионуклидов, включая уран и радий. В публикациях [14] приводится оценка среднегодовой дозы от потребления воды, которая составляет 3,5 мЗв, что соизмеримо с влиянием продуктов распада радона в воздухе помещений. Этот важный вывод обязывает более комплексно и дифференцированно подходить к обследованию территорий и системной оценке радиационных рисков.

Возможны суммирующие и независимые эффекты биологического действия показателей радиационного и химического загрязнений, зон тектонических нарушений особенно на жителей ураноносных районов. Эти вопросы являются предметом дальнейших исследований, важных для гигиенического регламентирования производственной среды. Таким образом, возникает необходимость в проведении радиационно-экологического и гигиенического мониторинга (контроль + меры безопасности + прогноз) среды обитания и системном поиске эффективных и экономически приемлемых способов радонозащиты.

Учет дозовых нагрузок от естественных радионуклидов необходим при радиационном контроле окружающей среды, при экологической экспертизе радиоактивности строительных материалов и земельных участков, при планировании и проведении дезактивационных работ, а также для информационного наполнения системы государственного и ведомственного учета радоноопасных территорий и населенных пунктов, для создания медико-генетического мониторинга населения Украины. Такой всесторонний учет позволит определить в условиях

отсутствия должного финансирования приоритеты реабилитационных мероприятий, направленных на снижение дозовых нагрузок на население. Снижение их будет более эффективным и менее дорогостоящим при наличии справочно-методического руководства по выбору оптимальных методов (методик) оперативного контроля, анализа, оценки и прогнозирования радоноопасности территорий и населенных пунктов, а также при проведении работ по снижению радона в жилых и общественных зданиях.

### **Перспективы исследований**

Существуют международные программы по радоновой проблеме. До недавнего времени в этих программах доминировали прикладные задачи. Основное внимание уделялось техническим аспектам мониторинга радона и его ДПР в жилых и производственных зданиях, методам снижения уровня радоновой радиации, дозиметрии радонового излучения, сбору и статистическому анализу эпидемиологических данных о онкологических заболеваниях [12, 15, 16]. В США и странах Европейского союза заметно возрос интерес к фундаментальным аспектам радоновой проблемы – от изучения факторов, определяющих пути миграции радона в почве, до расшифровки молекулярно-биологических и физико-химических механизмов канцерогенных и мутагенных эффектов этого радиоактивного газа. В последние годы международные программы по радоновой проблеме имеют отношение к геофизике и геохимии (проблемы источников и переноса радона в почве), к миграции радона в зданиях, к физико-химическим процессам в атмосфере с участием радона и продуктов его распада, к биомедицинским проблемам [12, 16, 17]: экспериментальные исследования на лабораторных животных и культурах клеток, расчеты риска заболевания раком легкого в зависимости от условий экспозиции к радону, изучение физико-химических механизмов радонового канцерогенеза, в том числе механизмов действия альфа-излучения радона на структуру ДНК и хроматина, трансформации фибробластов в клеточных культурах и роли онкогенов в этих процессах.

### **Выводы**

Радоновая проблема настоятельно требует своего решения. Для ограничения облучения населения Украины необходимо: организовать обязательное радиационно-гигиеническое обследование земельных участков под различные виды деятельности; провести детальное обследование детских учреждений, жилых и общественных зданий в населенных пунктах и, в первую очередь, расположенных в пределах выделенных зон радоноопасности; исследовать радиационные показатели основных источников питьевого водоснабжения; разработать и провести радонозащитные мероприятия.

Решение радоновой проблемы диктует необходимость согласованных совместных действий специалистов по радиационной безопасности и выработки взаимоприемлемых подходов к обеспечению радонозащиты населения Украины. В условиях экологического кризиса, технико-экономических трудностей и повышения экологических требований на первом этапе создания систем радиационного контроля и принятия эффективных мер по защите людей наиболее целесообразным и оптимальным представляется идти по пути сотрудничества и кооперирования, применения накопленного положительного зарубежного и отечественного опыта, использования научно-технической базы и опыта региональных специализированных и сертифицированных лабораторий радиационного контроля и экологии институтов, АЭС, предприятий атомной промышленности.

Эффективный результат может быть получен за счет применения системно-комплексного подхода к планированию и реализации долгосрочных программ по ядерной радиационной безопасности. Основными компонентами плана действий являются: контроль за содержанием естественных радионуклидов в среде обитания; медико-биологический мониторинг состояния здоровья лиц, профессионально контактирующих с естественными

радионуклидами; совершенствование средств и методов радиационно-гигиенического мониторинга, профилактики и лечения последствий воздействия радоновой радиации; просвещение и распространение знаний по радоноопасности среди населения и медицинских работников.

С целью установления приоритетов реабилитационных мероприятий в Украине необходимо ввести радиационно-гигиенический паспорт региона как показатель радиационного благополучия. Первым шагом на пути решения этой проблемы является создание системы оперативного контроля, анализа, оценки и прогнозирования радиационной обстановки в регионах Украины.

Одним из важных условий успешного решения радоновой проблемы в долгосрочной перспективе является создание соответствующих мер по защите населения от естественных радионуклидов в соответствии с результатами радиационно-гигиенического мониторинга и прогнозной радоноопасности территорий. В связи с этим возрастает роль распространения корректной информации о состоянии дел в данной области через средства массовой информации.

1. НКДАР, 1982. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты // Доклад НКДАР за 1982 г. ООН. – Нью-Йорк. – 1982. – Т. 1. – 881 с.
2. Публикация 50 МКРЗ. Риск заболевания раком легких от воздействия дочерних продуктов распада радона в помещениях. – М.: Энергоатомиздат, 1992. – 105 с.
3. НКДАР, 1988. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации // Доклад НКДАР за 1988 г. – М.: Мир, 1992.
4. Кольтовер В.К. Радиологическая проблема радона // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1994. – Т. 34, № 2. – С. 257–264.
5. МКРЗ, 1994. Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах // Публикация 65 МКРЗ. – М.: Энергоатомиздат, 1995. – 78 с.
6. Health Risks of Radon and Other Internally Deposited Alpha Emitters // BEIR IV. – Washington: Acad. Press, 1988.
7. Protection against Radon222 at Home and at Work // Annals of the ICRP, № 65. – Oxford: Pergamon, 1994.
8. Україна в цифрах у 2003 р. // Держкомстат України: Короткий довідник. К.: Консультант. – 2004. – 270 с.
9. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2006 році. – Київ. – 2006. – 549 с.
10. Здоровье и здравоохранение в Украине. Часть 1. Статистические характеристики [Электронный доступ]. – Режим доступа: <http://www.moz.gov.ua/ua/main/?docID=7813>; <http://www.moz.gov.ua/ua/main/docs/?docID=9910>
11. Pavlenko T.A., Los I.P., Aksenov N.V. Indoor 222Rn levels and irradiation doses in the territory of the Ukraine // Radiation measurement. – 1996. – Vol. 26. – N 4. – P. 585–592.
12. Комов И.Л., Фролов О.С., Диденко П.И. и др. Основные проблемы радоновой безопасности. – Киев: Логос, 2005. – 351 с.
13. Макаренко М., Диденко П., Купенко І. Оцінка радононебезпеки територій міста Жовті Води Дніпропетровської області і Києва // Геолог України. – 2010. – № 4. – С. 98–103.
14. Гудзенко В. Еволюція радіоактивності підземних вод в умовах міста // Геолог України. – 2010. – Т. 32, № 4. – С. 91–97.
15. Жуковский М.В., Кружалов А.В., Гурвич В.В., Ярмошенко И.В. Радоновая безопасность зданий. – Екатеринбург: УрО РАН, 2000. – 180 с.
16. Komov I., Frolov O., Didenko P. et al. Methods and facilities for the assessment of the radon-hazard potential. – Kyiv: Logos, 2004. – 416 p.

17. Radon: Radon Research Program, FY 1992. – Washington: US Dept. Energy – Oak Ridge Inst., 1993.

**Діденко П.І.**

**ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВПЛИВУ РАДОНУ НА НАСЕЛЕННЯ**

*Розглянуто різні аспекти радонової проблеми. Основну частину дози опромінення населення України становлять природні джерела випромінювання; з них 70% становить радон. Спостерігаються підвищені дози опромінення населення в Дніпропетровській, Кіровоградській, Житомирській, Черкаській, Запорізькій, Херсонській, Тернопільській, Миколаївській, Луганській та Одеській областях.*

**Didenko P.**

**ENVIRONMENTAL ASPECTS OF RADON EXPOSURE ON POPULATION**

*In the article were analyzed different aspects of the radon problem. The bulk of the radiation dose of the of Ukraine make natural sources of radiation; of which radon is 70%. Observed increased population exposure in Dnipropetrovsk, Kirovohrad, Zhitomir, Cherkassy, Zaporozhiiia, Kherson, Ternopil, Mykolaiv, Lugansk and Odessa regions.*

УДК 528.9:553.495

ДУДАР Т.В.<sup>1</sup>, СТАНКЕВИЧ С.А.<sup>2</sup>, ТИМОШЕНКО Я.О.<sup>1</sup>, БУГЕРА М.А.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Національний авіаційний університет, м Київ

<sup>2</sup>Державна установа «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук Національної академії наук України», м Київ

<sup>3</sup>Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», м Київ

## **ДИСТАНЦІЙНЕ КАРТУВАННЯ ЗМІН ЛАНДШАФТІВ ПІД ВПЛИВОМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ В РАЙОНІ ВИДОБУВАННЯ УРАНУ**

*Розглянуто динаміку змінення ландшафтів в районі видобування урану підземним способом за період 1992-2010 роки. Побудовано карту деградації земель досліджуваної території Кіровоградського уранового району Кіровоградської області із використанням багатоспектральних супутникових знімків, а також цифрового рельєфу місцевості, характеристик ґрунтів та кліматичних параметрів.*

### **Актуальність дослідження**

Динаміка змінення ландшафтних комплексів внаслідок інтенсивної антропогенної діяльності є питанням складним, актуальним та потребує спеціального вивчення. За допомогою даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) можна дослідити динаміку змін, що відбулися з різними типами ландшафтів протягом тривалого часу. За останні роки інтерес до цієї проблеми виріс через інтенсивний розвиток нових технологій обробки геопросторової інформації. Ці технології допомагають вирішити низку практичних питань, що до цього часу було неможливо через високу собівартість, довготривалість збирання даних, великий обсяг інформації та недостатній рівень розвитку засобів її обробки. У 1972 році за американською програмою *Landsat* було запущено перший супутник ДЗЗ середньої просторової розрізненості. Ця подія мала революційний позитивний вплив на розвиток дистанційних досліджень, оскільки багатоспектральні зображення, що надають супутники системи *Landsat*, дуже інформативні. Зараз архівні дані *Landsat* до того ж безкоштовними. Останнє значно полегшує отримання необхідної інформації, адже більшість існуючих супутникових продуктів середньої та високої розрізненості комерційні. Сучасні супутникові знімки, як правило, отримуються в декількох різних спектральних діапазонах, що дає можливість виявляти характерні особливості земної поверхні. Ці знімки широко використовуються в дослідженні динаміки змінення ландшафтів, вивченні їхньої структури та фізико-географічному районуванні [1]

Сучасні геоінформаційні технології дозволяють ефективно вилучати, агрегувати, обробляти, візуалізувати та розповсюджувати геопросторову інформацію, моделювати і картувати складні геодинамічні явища [2]. Одним з основних джерел даних при цьому виступають засоби ДЗЗ, в тому числі багатоспектральні супутникові знімальні системи. Також обов'язково залучаються інші види інформації – наземна завіркова, картографічна, кліматична тощо. Поєднання шарів різноманітних геоданих спроможне надавати принципово нові знання про рослинний і ґрунтовий покрив досліджуваної території, її екологічний стан та багато інших [3]. Обробка часових серій геоінформаційних продуктів дозволяє об'єктивно та достовірно виявляти, аналізувати і картувати динаміку змін ландшафтів в локальному, регіональному та навіть глобальному масштабах. Великою перевагою геоінформаційних технологій, що базуються на даних ДЗЗ, є отримання інформації без втручання в об'єкт дослідження.



Геоінформаційні технології використовуються для вирішення великої кількості екологічних проблем, зокрема, дослідження забруднення компонентів ландшафтів, що просторово і якісно формують земну поверхню, та динаміки їхнього змінення в районах інтенсивного антропогенного навантаження. Ці технології призначені для збору, зберігання, перетворення і подання інформації про стан та динаміку компонентів навколишнього середовища [4]. Дистанційні методи дослідження, включаючи ті, що використані в даній роботі, дозволяють виявляти та картувати зміни навколишнього природного середовища під впливом антропогенної діяльності.

### **Огляд проблеми, аналіз попередніх публікацій та досліджень**

Видобуток корисних копалин є одним із видів антропогенної діяльності, в районах розвитку якої ландшафти зазнають значних впливів, а іноді – докорінних змін. Уранові родовища в Україні традиційно розробляються підземним способом у значних обсягах і тому справедливо вважаються об'єктами екологічної та радіаційної небезпеки для довкілля та здоров'я населення. Подальший розвиток уранового виробництва в нашій країні відбуватиметься шляхом продовження експлуатації діючих і освоєння нових уранових родовищ, застосування кучного та блокового вилуговування для переробки бідних і забалансових руд, підземного вилуговування для освоєння пісковикових родовищ тощо [5].

Сучасний рівень розвитку гірничодобувних технологій дозволяє рентабельний та обґрунтований з точки зору екологічної безпеки видобуток уранових руд на трьох шахтах, розташованих у Кіровоградській області – Інгульській, Смолінській та Новокостянтинівській. Всі вказані шахти ведуть та найближчим часом будуть вести видобуток урану підземним способом у масивах кристалічних порід Інгульського мегаблоку Українського щита. Прогнозні ресурси Кіровоградського уранового району оцінюються біля 200 тис. т урану [6,7]. Діяльність шахт прямо і опосередковано чинитиме вплив на місцеві ландшафти. В табл. 1 представлено сфери можливого впливу при розробці родовищ підземним способом [8].

Зміна *інженерно-геологічних* умов територій, що входять у зону техногенного впливу гірничих виробок, пов'язана з порушенням земної поверхні як основи для інженерних споруд і комунікацій внаслідок деформацій на ділянках інтенсивного просідання земної поверхні, втрати сільськогосподарських площ завдяки вийманню гірської маси з шахт та переміщення її на нові місця.

Водопритоки сприяють розвитку й активізації процесів *просідання земної поверхні*, нехарактерних для природно-історичних умов уранових покладів, затопленню шахт, утворенню понижень і провалів, викликають *процеси підтоплення і затоплення* [9].

Такий вид антропогенного навантаження на навколишнє середовище вимагає постійного моніторингу та отримання оперативної інформації про територію, де розміщений гірничо-видобувний комплекс. На сучасному етапі розвитку технологій таку інформацію можуть надавати геоінформаційні технології з використання даних ДЗЗ.

Аналіз впливу на навколишнє середовище територій, де проходить розробка уранових родовищ за допомогою геопросторового моделювання і оцінювання, є відносно новим та актуальним напрямком дослідження, оскільки це дозволяє отримувати інформацію без необхідності широкомасштабних спостережень *insitu*.

### **Методи дослідження**

В основу вивчення змінення ландшафтів досліджуваного району покладено дворівневу модель обробки багатоспектральних супутникових знімків [10]. Для визначення зміни рослинного покриву та динаміки ґрунтово-ерозійних процесів як двох основних індикаторів, що характеризують чинники деградації земель, було використано багатоспектральні зображення супутника Landsat-5/TM (<http://landsatlook.usgs.gov/>) за період з 1992 по 2010

роки. Як допоміжні, також залучалися такі геопросторові дані: цифровий рельєф місцевості SRTM (<http://srtm.csi.cgiar.org/>) 1991 року та ASTER GDEM (<http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp/>) 2010 року, карта ґрунтів та усереднені кліматичні характеристики досліджуваної території (<http://www.climate-charts.com/Countries/Ukraine.html>).

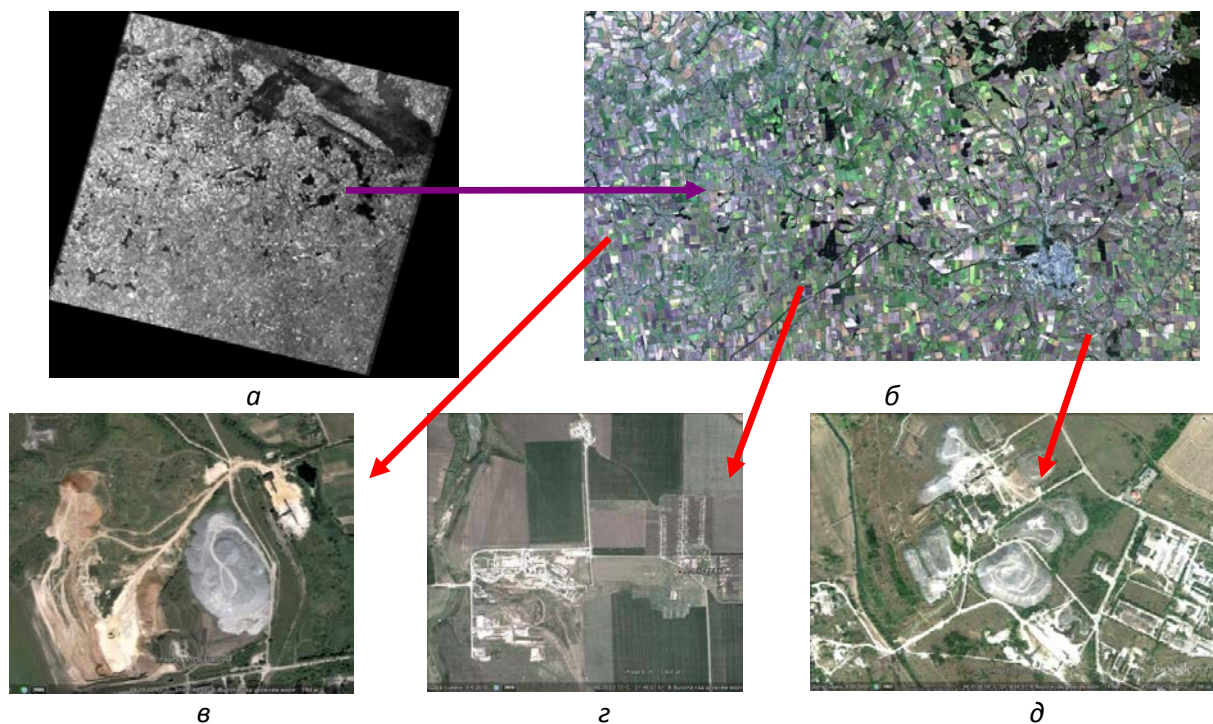
**Таблиця 1.** Сфери можливого впливу при розробці родовищ підземним способом

Вид впливу на геологічне середовище	Результати впливу				
	Інженерно-геологічні	Гідрогеоло-гічні	Динамічні та геоморфологічні	Геохімічні	Геофізичні
Ущільнення або розущільнення порід	Зміна стійкості і проникності ґрунтів, активності інженерно-геологічних процесів	Зміна динаміки ґрунтових вод і умов живлення	Зміна активності процесів рельєфоутворення, формування антропогенного рельєфу	Зміна умов міграції елементів в літосфері	Зміна фізичних полів і швидкості пружних коливань
Переміщення порід	Утворення штучного рельєфу	Зміна умов фільтрації, заболочування і підтоплення	Формування антропогенного рельєфу	Зміна умов міграції елементів	Зміна фізичних полів і швидкості пружних коливань
Закачування або відкачування води	Зміна фізико-механічних властивостей порід	Порушення гідрологічного режиму	Зміна активності процесів рельєфоутворення	Зміна хімічного складу порід і підземних вод	Зміна фізичних полів і швидкості пружних коливань
Механічне, хімічне та радіоактивне забруднення	Зміна корозійних властивостей ґрунтів	Зміна хімічного складу підземних вод	–	Зміна фізичних полів і швидкості пружних коливань	–

Безпосередньо за багатоспектральними супутниковими знімками Landsat-5/TM розраховувалися необхідні тематичні карти території дослідження – нормалізований різницевий вегетаційний індекс *NDVI*, модифікований ґрунто-скорегований вегетаційний індекс *MSAVI*, відсоток покриття території рослинністю *VC* [11]. Цифровий рельєф території перераховувався на просторовий розподіл нахилу місцевості  $\text{tg } \alpha$ , який є важливим чинником ґрунтової ерозії. З врахуванням довідкових даних про гранулометричний склад  $d_s$  та гідрологічні показники  $C_s$  і  $R_s$  ґрунтів чорноземів, що переважають у районі, та кліматичних параметрів – середньомісячної інтенсивності опадів  $P$  та середньої швидкості вітрів  $w$  – одержано часові ряди тематичних карт водної, вітрової та сумарної ерозії території дослідження [12].

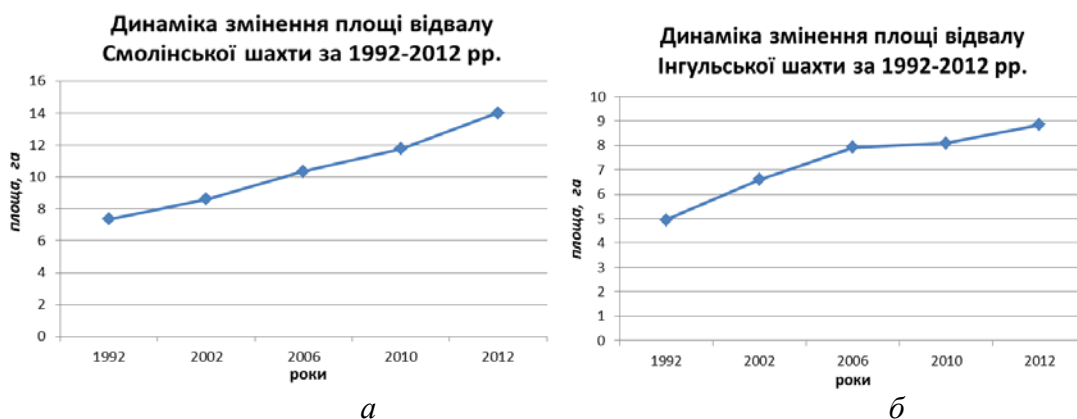
Закартовані за значеннями *MSAVI* зміни рослинного покриву аналізувалися окремо для кожної шахти.

Згідно обраної моделі, обробка приведених до єдиного масштабу, трансформованих і накладених багатоспектральних супутникових зображень та допоміжних геопросторових даних здійснюється в два етапи. На першому етапі обробки будуються серії тематичних просторових класифікацій принципово різних індикаторів зміни ландшафтів – змін рослинного покриву і змін ерозії ґрунтів. На другому етапі часткові класифікації першого рівня інтегруються до результуючої тематичної карти одним з методів злиття даних. У цьому дослідженні для злиття було застосовано байесовський статистичний висновок [13]. Вхідні супутникові зображення, що застосовувалися для подальшої обробки показані на рис.1.



**Рис.1.** Супутникові зображення підготовчого етапу роботи: *a* – вхідний багатоспектральний знімок Landsat-5/TM від 23.08.2010; *б* – кольоровосинтезоване зображення *a* території дослідження (Кіровоградська область); Супутникові зображення високої розрізненості уранодобувних шахт території дослідження *в* – Смолінська шахта; *г* – Новокосянтинівська шахта; *д* – Інгульська шахта

Станом на 2011 рік обсяг накопичених твердих відходів гірського виробництва Смолінської шахти становив 1,4 млн тонн, а Інгульської – 7,6 млн тонн. Графіки динаміки змінення площі відвалів цих двох діючих уранових шахт, розраховані за космічними знімками різних років, показані на рис.2, демонструють збільшення площі відвалів з кожним роком.



**Рис.2.** Динаміка змін площі відвалів уранових шахт території дослідження: *a* – Смолінської, *б* – Інгульської

### Результати досліджень

За результатами обробки багатоспектральних космічних зображень одержано тематичну карту зміни ризику деградації земель досліджуваних територій, яка представлена на рис.3а. Ця тематична карта була отримана шляхом злиття даних проміжних часткових карт змін інтенсивності розвитку ґрунтової ерозії та змін рослинного покриву. Кількісні значення часткових показників деградації були поділені на сім класів змін та позначені умовними кольорами, як показано в легенді рис.3.

Виконано порівняльний аналіз різночасових багатоспектральних супутникових знімків з інтервалом у 18 років та зафіксовано ландшафтні зміни, що відбулися. На результуючій карті чітко фіксуються перетворені ділянки. Карта відображає техногенно порушені ландшафтні комплекси, тобто ті ландшафти, які зазнали значних змін від антропогенного впливу. В ході проведення дослідження основна увага приділялася території уранових шахт. Шахти розробляються підземним способом, тому до змін ландшафту призводять наземні роботи, включаючи вплив транспортних засобів, що забезпечують транспортування порід, розміщення відвалів, побудова промислового майданчика шахти. На результуючій карті можна бачити також райони сільськогосподарських ландшафтів, які утворилися як результат нераціонального використання родючих чорноземів Кіровоградської області. Площі, які на карті позначені світло жовтим, помаранчевим та червоним кольорами, зайняті територіями, де в результаті антропогенного навантаження утворилися промисловий, лінійно-дорожній та сільськогосподарський типи антропогенного ландшафту.

Одержана карта є результатом комплексного врахування основних просторово розподілених чинників деградації земель за допомогою сучасних геоінформаційних технологій і, на наш погляд, коректно узгоджується із загальним екологічним уявленням про динаміку змінення ландшафтів досліджуваного району.

### **Висновки**

Розробка уранових родовищ створює велике антропогенне навантаження і докорінно змінює ландшафти. Загальна площа, зайнята розробками та відвалами у місцях видобування урану в Україні, в 1992-2010 роках майже не змінилась, але просторове розташування териконів та стан ландшафтів зазнали суттєвих змін.

За результатами геоінформаційного аналізу багатоспектральних супутникових зображень та допоміжних геоданих одержано тематичну карту деградації земель в межах урановидобувної площі в Кіровоградській області. Аналіз цієї карти показує, що ризик деградації земель у зонах розробки уранових родовищ існує, також очевидний ризик деградації сільськогосподарських угідь.

Дослідження підтвердили той факт, що ландшафт піддається істотним змінам внаслідок видобування корисної копалини підземним способом та сільськогосподарської діяльності. Територія піддається процесам ерозії, зменшується рослинний покрив, ґрунти втрачають свою родючість. Дистанційне виявлення зазначених процесів на ранньому етапі дасть змогу говорити про часткове або навіть повне покращення ситуації, але тільки за умови вдосконалення в екологічному плані технологій видобутку урану, інших корисних копалин та екологічно спрямованої організації промисловості, сільського господарства та землекористування в цілому.

1. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування / За ред. В.І. Лялько та М.О. Попова.– К.: Наук. думка, 2006. – 360 с.
2. Popov M.A., Stankevich S.A., Kozlova A.A., Luk'yanchuk I., Mezzane D., ElBah M.O. Satellite monitoring for desertification forecasting and prevention // Stimulus for Human and Societal Dynamics in the Prevention of Catastrophes / Ed. by A. Avagyan, D.L.
3. Barry, W.G. Coldewey, D.W.G. Reimer. – Amsterdam: IOS Press, 2011. – P.219-223.
4. Попов М.А., Станкевич С.А., Марков С.Ю., Зайцев А.В., Топольницький М.В., Титаренко О.В. Принципы геоинформационного обеспечения задач дистанционного поиска полезных ископаемых // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского, 2012. – Т.25(64). – № 1. – С.177–190.





*a*



*б*



*в*



*г*

**Рис.3.** Деградація земель досліджуваних територій за період 1992 – 2010 рр:

*a* – загальна тематична карта території дослідження, *б* – карта деградації земель біля Смолинської шахти з топоосновою, *в* – карта деградації земель біля Інгульської шахти з топоосновою, *г* – карта деградації земель біля Новокосянтинівської шахти з топоосновою. Позначення класів динаміки деградаційних процесів ландшафту:

<i>Колір</i>	<i>Клас змін</i>
	Значне покращення
	Середнє покращення
	Слабке покращення
	Без змін
	Низька деградація
	Середня деградація
	Сильна деградація

5. Щукін Г.Г., Некос В.Ю. Дистанційні методи дослідження в екології: Навчальний посібник. – Х.: ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2007. – 372 с.
6. Шевченко Я.О., Білявський С.Г. Біологія та екологія. Сучасний стан і перспективи використання ГІС-технологій в агросфері // Наук. записки НаУКМА, 2001.– Т.19.– С.93–97.
7. Дудар Т.В., Тимошенко Я.О., Савицька М.А. Аналіз розвитку уранодобувної галузі та пов'язаних з нею проблем екологічної безпеки // Мат. 2-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування». Львів, 19-22 вересня, 2012. – С.25.
8. Уранові руди України. Геологія, використання, поводження з відходами виробництва / Г. В. Лисиченко [та ін.] ; за ред. чл.-кор. НАН України Г. В. Лисиченка ; НАН України, Ін-т геохімії навколиш. середовища. – К. : Наук. думка, 2010. – 221 с.
9. Дудар Т.В., Маслова Ю.В., Савицька М.А., Бугера С.П. Аналіз розвитку уранодобувної галузі та пов'язаних з нею проблем екологічної безпеки // Наукоємні технології. – К.: НАУ, 2011. –С. 87–92.
10. Stankevich S.A., Vasko A.V., Gubkina V.V. Two-level model for land degradation mapping on multispectral satellite imagery // Proceedings of the Eighth International Conference on Digital Technologies (DT'2011). – Žilina: University of Žilina, 2011. – P.289–293.
11. Кашкин В.Б., Сухинин А.И. Дистанционное зондирование Земли из космоса. Цифровая обработка изображений. – М.: Логос, 2001. – 264 с.
12. Попов М.А., Станкевич С.А., Козлова А.А. Дистанционная оценка риска деградации земель с использованием космических снимков и геопространственного моделирования // Доповіді НАН України, 2012.– № 6.–С.100–104.
13. Stankevich S.A., Kozlova A.K., Vasko A.V., Gerda M.I. Hybrid model for data fusion in remote sensing research of the Earth // Abstracts of 11th Ukrainian Conference on Space Research. – Yevpatoria: Space Research Institute, 2011. – P.74.
14. Изменения земных систем в Восточной Европе / Отв. ред. В. И. Лялько. – К.: Наук. думка, 2010. – 582 с.

**Дудар Т.В., Станкевич С.А., Тимошенко Я.О., Бугера М.А.**

**ДИСТАНЦИОННОЕ КАРТОГРАФИРОВАНИЕ ИЗМЕНЕНИЙ ЛАНДШАФТОВ ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ В РАЙОНЕ ДОБЫЧИ УРАНА**

*Рассмотрена динамика изменения ландшафтов в районе добычи урана подземным способом за период 1992-2010 гг. Построена карта деградации земель исследуемой территории Кировоградского уранового района Кировоградской области с использованием многоспектральных спутниковых снимков, а также цифрового рельефа местности, характеристик почв и климатических параметров.*

**Dudar T.V., Stankevych S.A., Tymoshenko Ya.O., Buhera M.A.**

**REMOTE MAPPING OF LANDSCAPE CHANGES UNDER ANTHROPOGENIC IMPACT IN THE URANIUM MINING REGION**

*The dynamics of landscape changes in the uranium mining region for the period from 1992 to 2010 is considered. Land degradation map of investigated area of Kirovograd uranium region in Kirovograd oblast has been built using multispectral satellite images, digital terrain relief, soil characteristics and climatic parameters.*

УДК 550.4:574.3

**КРАСНОВ Є.Б., СТУДЗІНСЬКА А.О., ВЕРХОВЦЕВ В.Г., ТИЩЕНКО О.Ю., КУЛБАБА В.М.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ*

## **ОСНОВНІ РЕЗУЛЬТАТИ ІНСТРУМЕНТАЛЬНИХ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТЕРИТОРІЇ БІЛАНІВСЬКОГО ЗАЛІЗОРУДНОГО І КРЕМЕНЧУЦЬКОГО УРАНОВОГО РОДОВИЩ**

*Наведено результати польових комплексних інструментальних радіоекологічних досліджень території Біланівського залізорудного та Кременчуцького уранового родовищ. За результатами проведених досліджень визначено радіаційний стан досліджуваної території (потужність гамма-випромінювання, активність радону в ґрунтах зони аерації, потужність ефективної дози радіоактивного випромінювання), виділено зони підвищеного радіоекологічного ризику. Встановлено, що визначені показники не є критичними, проте виміряні рівні повинні розглядатися як підстава для подальших регулярних досліджень (радіоекологічного моніторингу).*

### **Вступ**

Біланівське родовище залістих кварцитів розташоване за 4–5 км на захід від залізничної станції Галещина і за 25 км від м. Комсомольськ (Полтавська область), а Кременчуцьке родовище урану – в 1,5 км на захід.

**Мета роботи:** дослідження та оцінювання радіаційно–екологічного стану середовища Біланівського залізорудного і Кременчуцького уранового родовищ.

**Об'єкт досліджень:** радіаційно–екологічні показники середовища Біланівського залізорудного і Кременчуцького уранового родовищ (потужність радіоактивного вимірювання середовища – гамма-фон, потужність ефективної дози (ПЕД), активність еманції радону).

### **Основні завдання:**

- вивчення можливого впливу Кременчуцького уранового родовища на розробку Біланівського залізорудного родовища;
- проведення натурних польових радіоекологічних досліджень;
- визначення радіаційного стану родовища (гамма-фон, активність радону в ґрунтах зони аерації, потужність ефективної дози);
- визначення зон підвищеного радіоекологічного ризику та картографування результатів досліджень.

**Особливості геологічної будови.** У геоструктурному відношенні район відноситься до північно-східного схилу УЩ, до зони його переходу в ДДЗ.

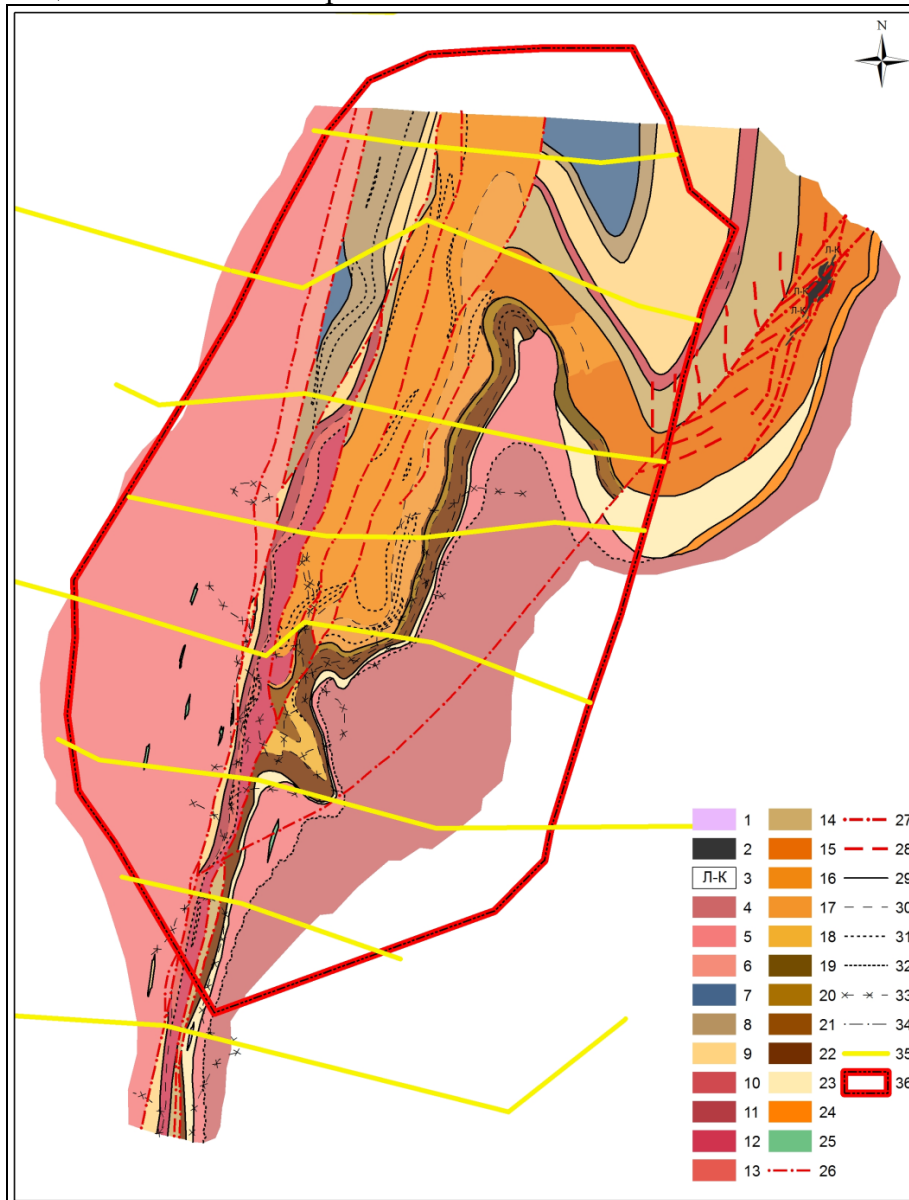
В геологічній будові Біланівського залізорудного (рис. 1) та Кременчуцького уранового (рис. 2) родовищ приймають участь кристалічні утворення докембрійського віку та товща осадових відкладів, потужність якої в межах родовища коливається від 82 до 105 м.

**Основні результати радіоекологічних досліджень.** Вивчення території виконувалось у дві стадії: 1) – польові роботи; 2) – камеральні роботи. Дана робота присвячена розгляду результатів лише польових інструментальних досліджень. Польові роботи виконувались у вересні 2013 року. Загальна кількість точок спостереження – 46 (рис. 3).

Для натурних комплексних радіоекологічних досліджень використано наведену на рис. 4 мобільну апаратуру польових експрес-досліджень радіоактивності середовища.

Експедиційні дослідження включали апаратурні вимірювання радіаційно-екологічних

показників середовища, попередню обробку результатів та координатну супутникову прив'язку на місцевості точок спостережень.

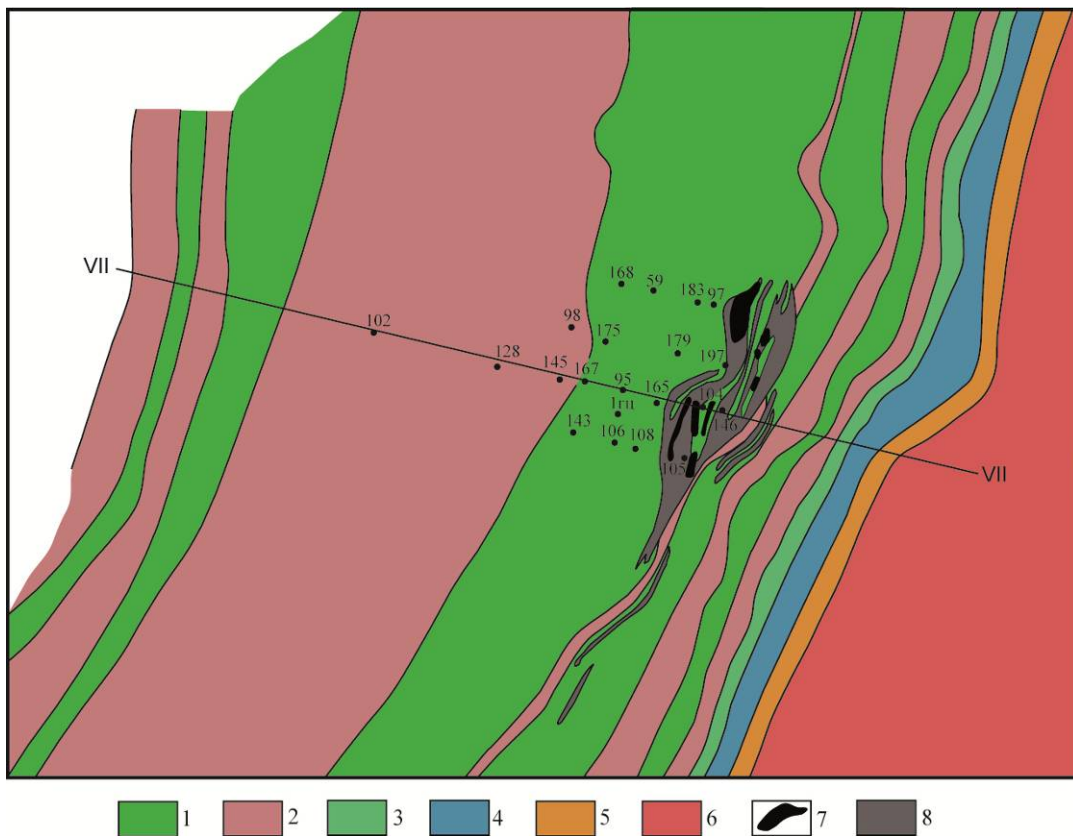


**Рис. 1.** Геологічна карта докембрію Біланівського залізрудного та Кременчуцького уранового родовищ та прилеглої території за даними Кременчуцької ГРЕ [2] (з доповненнями та змінами О.О. Крамара)

Умовні позначення до рис. 1.: 1 –  $\beta_1PR_1-PR_2$  – діабазы; 2 – уранове зруденіння; 3 – зони прояву лужного і карбонатного метасоматозу (Кременчуцьке уранове родовище); Кіровоградський гранітоїдний комплекс ( $\rho\gamma\mu PR_1k$ ); 4 – граніти плагіоклазові сірі різнозернисті; 5 – мігматити плагіоклазові сірі різнозернисті; 6 – катаклазити мігматитів; Саксаганська серія (нерозчленована): 7 –  $K_2^5$  – сланці кварцово-біотитові, місцями хлоритизовані, з прошарками кварцових дрібнозернистих метапісковиків; 8 –  $K_2^4$  – кварцити магнетитові, кумінгтоніто-магнетитові та біотито-магнетитові (1) з лінзами кварцово-магнетито-біотитових сланців (2); 9 –  $K_2^6$  – сланці кварцово-біотитові філітовидні та метапісковики кварцово-польовошпатові, часто карбонатизовані, іноді з прошарками кумінгтоніто-магнетитових кварцитів; конгломерати, седиментаційні брекчії; 10 –  $K_2^4$  – кварцити магнетитові та кумінгтоніто-магнетитові з прошарками кварцово-кумінгтонітових та кварцово-біотитових сланців, хлоритизованих, місцями з гранатом; 11 –  $K_2^3$  – кварцити магнетитові червоносмужчасті з прошарками сіросмужчастих магнетитових та кумінгтоніто-магнетитових кварцитів; 12 –  $K_2^2$  – кварцити магнетитові, кумінгтоніто-магнетитові з лінзами кварцово-біотитових сланців; 13 –  $K_2^1$  – сланці кварцово-біотитові та кварцово-магнетито-кумінгтонітові з магнетитом, з прошарками магнетито-кумінгтонітових кварцитів; 14 –  $K_2^1$  – сланці кварцово-біотитові філітовидні, кварцово-гранато-біотитові, іноді з прошарками магнетито-кумінгтонітових кварцитів, в основі зпластоподібними тілами



колчеданів; 15 –  $K_2^2$  – кварцити кумінгтоніто-магнетитові з підлеглими прошарками кварцово-магнетито-кумінгтонітових та кварцово-магнетито-біотитових сланців; 16 –  $K_2^3$  – кварцити кумінгтоніто-магнетитові та сланці кварцово-магнетито-кумінгтонітові з рідкими прошарками кварцово-кумінгтонітових з магнетитом сланців; 17 –  $K_2^2$  – кварцити кумінгтоніто-магнетитові та сланці кварцово-магнетито-кумінгтонітові та кварцово-магнетито-біотитові; 18 –  $K_2^1$  – кварцити кумінгтоніто-магнетитові та магнетитові з прошарками кварцово-магнетито-кумінгтонітових і кварцово-магнетито-біотитових сланців; 19 –  $K_2^3$  – кварцити магнетитові та кумінгтоніто-магнетитові червоно- та сіросмугасті; 20 –  $K_2^3$  – кварцити магнетитові, переважно червоносмугасті, тонкошаруваті; 21 –  $K_2^2$  – кварцити магнетитові, іноді з кумінгтонітом, сіросмугасті, тонко- та середньо шаруваті, місцями з прошарками кварцово-магнетито-кумінгтонітових сланців; 22 –  $K_2^1$  – кварцити магнетитові, переважно червоносмугасті, тонкошаруваті, в основі – кумінгтоніто-магнетитові з прошарками кварцово-магнетито-кумінгтонітових і кварцово-магнетито-біотитових сланців; 23 –  $K_2^1$  – сланці кварцово-біотитові та кварцово-кумінгтонітові, часто хлоритизовані, з гранатом, з тонкими прошарками кварцово-метанісковиків; 24  $K_1$  – аркозові пісковики, філіти; 25 –  $AR_{kv}$  – амфіболіти, сланці кварцово-біотито-амфіболові та кварцово-амфіболо-біотитові; 26 – тектонічні порушення: 27 – тектонічні порушення біля рудного тіла; 28 – опірюючі тектонічні порушення; Геологічні границі: 29 – між комплексами, серіями, світами та підсвітами; 30 – між пачками; 31 – між кондиційними та некондиційними рудами по вмісту заліза магнетитового в межах пачки; 32 – між мігматитами та гранітами-плагіогранітами; 33 – зона вивітрених, окиснених порід; 34 – границя між катаклазованими та «свіжими» породами; 35 – профілі комплексного обстеження; 36 – територія Біланівського ГЗК.



**Рис. 2.** Геологічна карта Кременчуцького уранового родовища [3]

Умовні позначення до рис. 2.: 1 – магнетитові роговики та джесніліти з прошарками хлорито-амфіболо-біотитових сланців та магнетито-амфіболо-слюдистих сланців; 2 – сланці хлорито-амфіболо-біотитові, кварцово-хлорито-слюдисті, магнетито-амфіболо-слюдисті та інші; 3 – сланці хлорито-талькові, актиноліто-хлорито-талькові, карбонатно-хлорито-талькові; 4 – сланці філітовидні кварцово-слюдисті з прошарками аркозових пісковиків; 5 – аркозові пісковики та кварцито-пісковики; 6 – граніти та мігматити; 7 – уранові руди; 8 – зони уранового зруденіння.

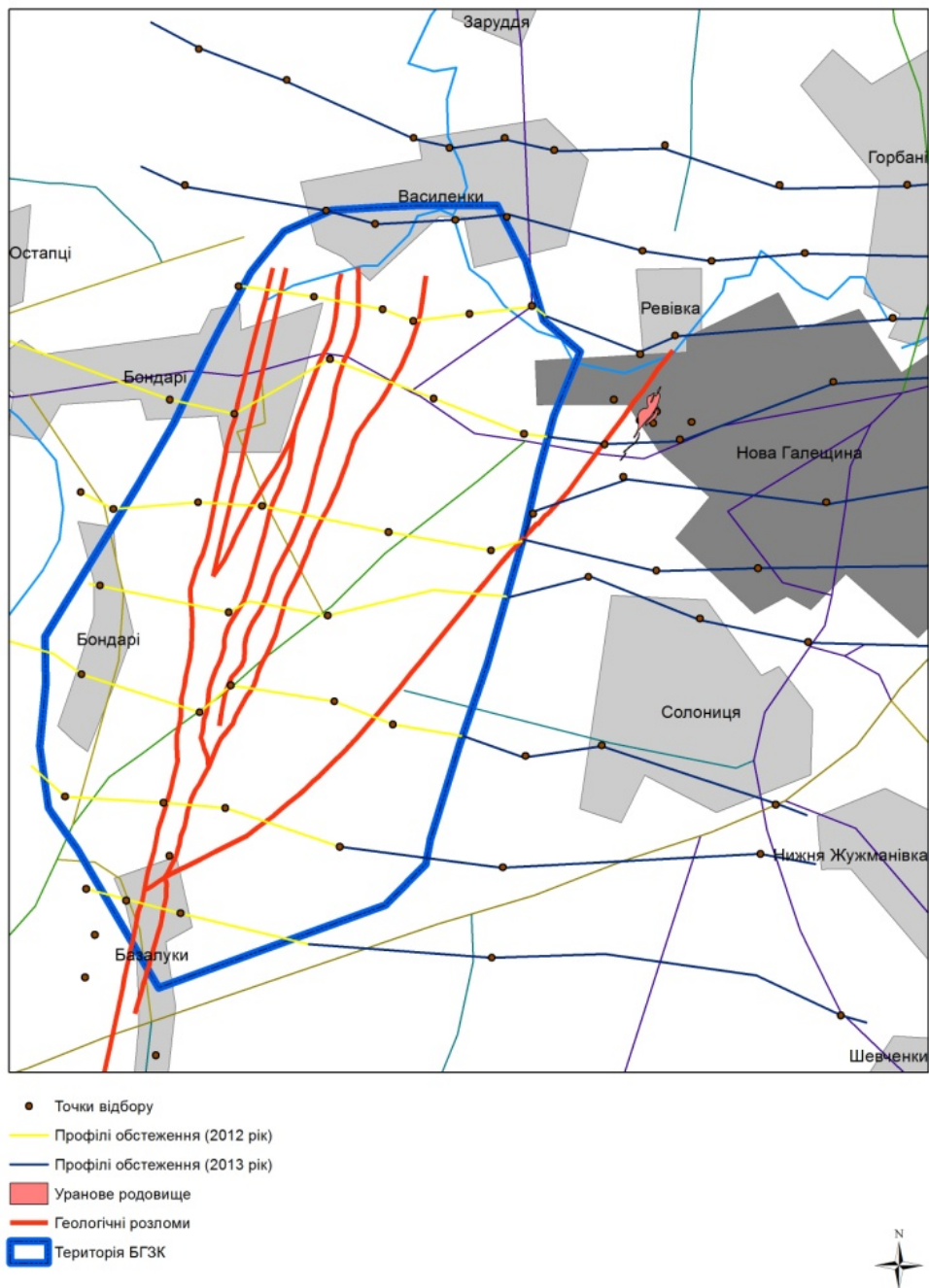


Рис. 3. Карта фактичного матеріалу обстеження території Біланівського ГЗК та прилеглих територій (інструментальні вимірювання)

Отримані результати досліджень наведені нижче з відображенням у вигляді таблиць мінімального, максимального і осередненого значення відповідного радіаційно-екологічного показника середовища та графічно – площового його розподілу.

*Потужність радіоактивного випромінювання середовища (гамма-фон).* Даний показник вимірювався приладом СРП-88Н1 на висоті 1 м від поверхні ґрунту і у ґрунті до глибини 1 м. Результати досліджень наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Результати вимірювань потужності радіоактивного випромінювання (СРП-88Н1)

Показник потужності радіоактивного випромінювання	0-1 м, у ґрунті, мкР/год.	1 м, у повітрі, мкР/год.
Мінімальний	14,25	9
Максимальний	24	13
Середній	20,75	10,75

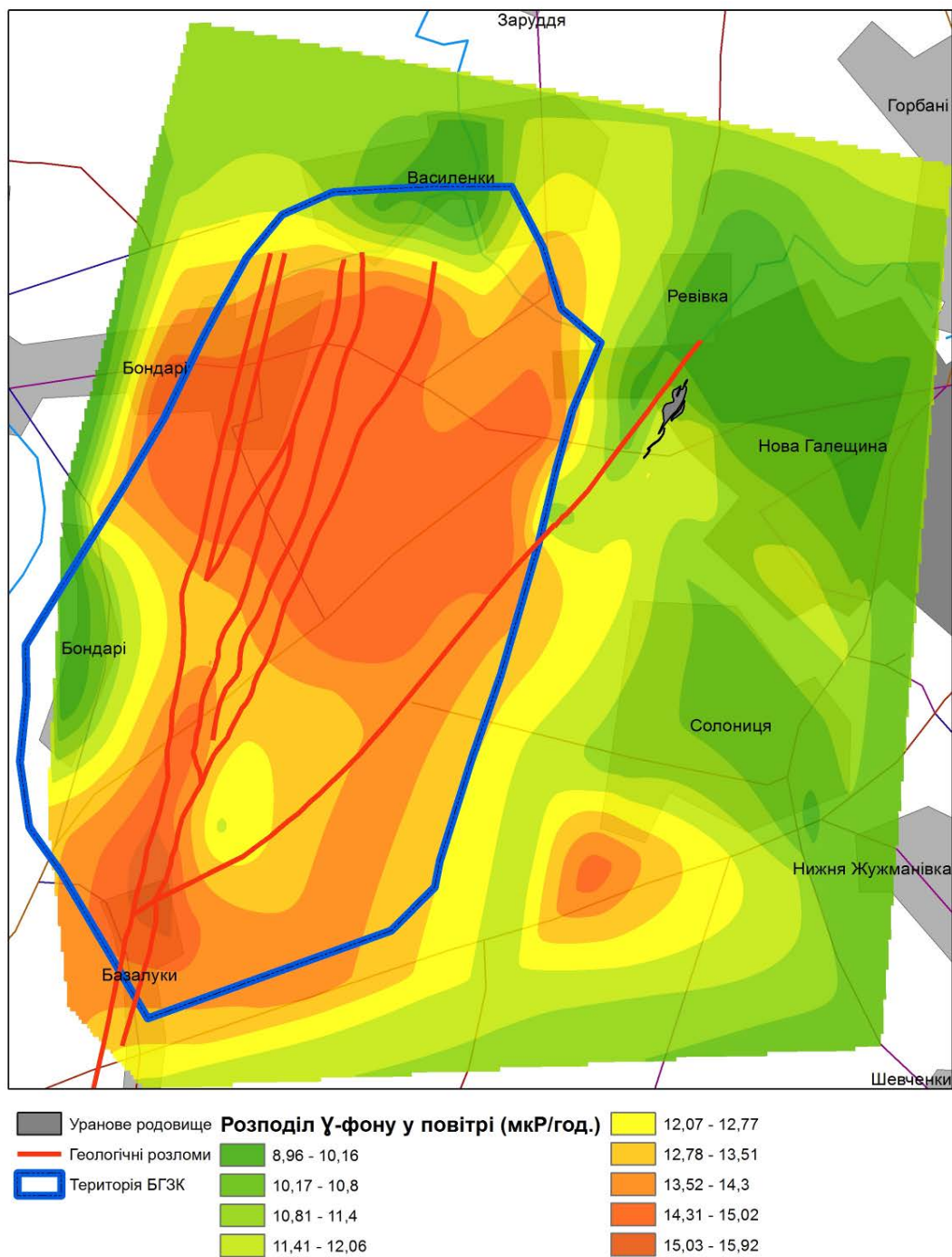


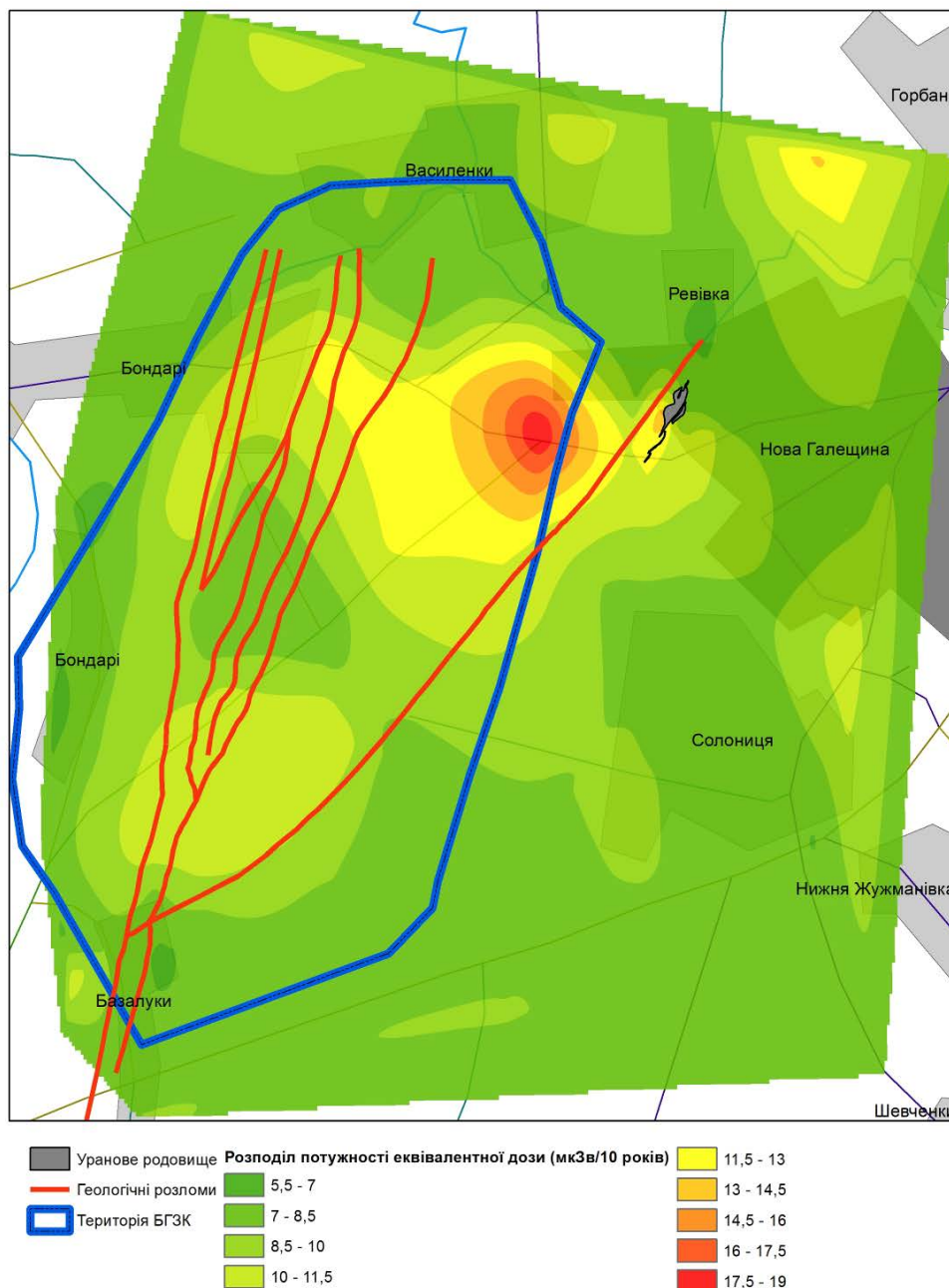
Рис. 4. Результати інструментальних вимірювань потужності радіоактивного випромінювання на території Біланівського ГЗК



Потужність ефективної дози (ПЕД) вимірювалась приладом СКМ «Вектор» інтегрально в повітрі і на поверхні ґрунту. Результати досліджень наведені в таблиці 2 та на рис. 5.

**Таблиця 2.** Результати вимірювання ПЕД приладом СКМ «Вектор»

Показник ПЕД	ПЕД, мкЗв/10 років
Мінімальний	6,263
Максимальний	14,892
Середній	8,985

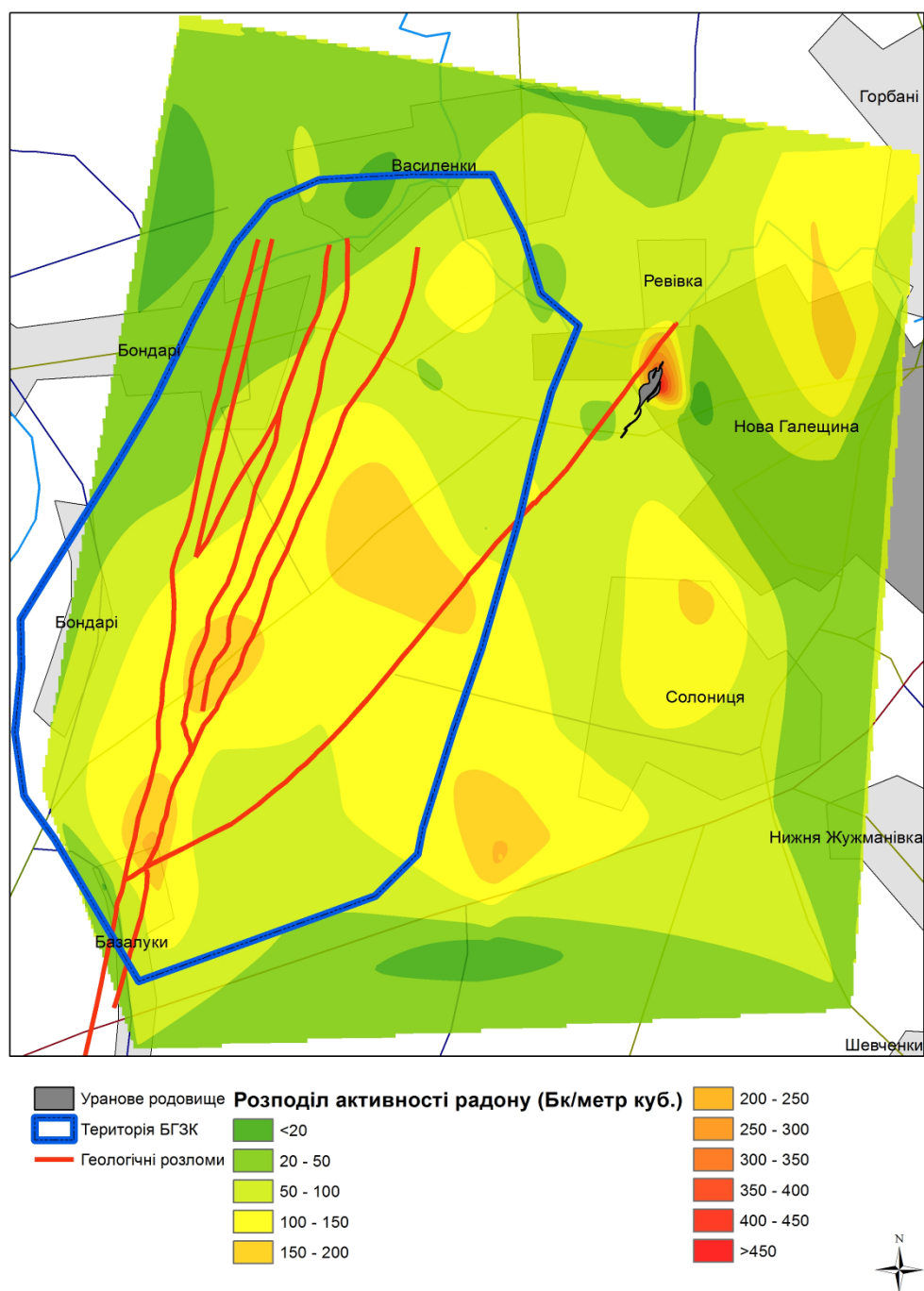


**Рис. 5.** Результат інструментальних вимірювань ПЕД на території Біланівського ГЗК

Активність еманції радону вимірювалась еманометром PPA-01M-01 «Альфарад» у ґрунті. Результати досліджень наведені в таблиці 3 та на рис. 6.

**Таблиця 3.** Результати вимірювань активності еманції радону еманометром PPA-01M-01 «Альфарад»

Показник активності радону	Бк/м <sup>3</sup>
Мінімальний	24
Максимальний	217
Середній	76



**Рис. 6.** Активність еманції радону з ґрунту на території Біланівського ГЗК

## **Оцінка рівнів радіаційної безпеки досліджуваної території**

### ***Нормування радіаційної безпеки***

Питання радіаційної безпеки в Україні унормовуються державними актами у сфері санітарно-гігієнічного, екологічного контролю та правилами і нормами з радіаційної безпеки. Граничні рівні радіаційного впливу на організм людини встановлені Нормами радіаційної безпеки України - НРБУ-97/Д-2000 (ДГН 6.6.1-6.5.061-98, ДНАОП 0.03-3.24-97) та Основними санітарними правилами забезпечення радіаційної безпеки України (Наказ Міністерства охорони здоров'я №54 від 02.02.2005). Крім того, при оцінюванні радіаційної безпеки слід враховувати положення Міжнародних основних норм безпеки для захисту від іонізуючих випромінювань та безпеки джерел випромінювання (МАГАТЕ, серія «Безпека», 1994-1997). При розробці родовищ корисних копалин слід дотримуватись положень «Державних санітарних правил при добуванні, збагачуванні та переробці руд, які містять техногенно-підсилені джерела природного походження, на підприємствах промисловості рідкісних металів» ДСП 6.6.1.6.2-082-02.

Нормування у галузі радіаційної безпеки базується на встановленні граничних рівнів іонізуючого випромінювання (ІВ), а не граничних концентрацій хімічних речовин у компонентах навколишнього середовища (як у санітарному та екологічному нормуванні).

В основі сучасних концепцій нормування ІВ лежить принцип обмеження дози на людину, й оскільки радіочутливість людського організму – одна з найвищих у природі, вважається, що заходи радіаційної безпеки, які застосовуються для захисту персоналу, працівника з джерелами ІВ та населення, яке зазнає впливу ІВ, достатні, щоб одночасно захистити усі інші види живих організмів. Інакше кажучи, захист людини від опромінення гарантує захист для окремих біоценозів і біосфери в цілому. Такий принцип нормування радіаційного впливу називається радіаційно-гігієнічним.

Регламентация допустимих меж опромінення ґрунтується на концепції прийняттого ризику. МКРЗ рекомендує при нормуванні ІВ визначати прийнятний ризик шляхом порівняння з ризиком від інших видів виробничої діяльності. Рекомендована МКРЗ і прийнята у нашій країні дозова межа складає 5 бер на рік для персоналу.

В основу "Норм радіаційної безпеки України" (НРБУ) закладено принципи: неперевищення встановленої дозової межі; виключення будь-якого необґрунтованого опромінення; зниження дози опромінення до якомога нижчого рівня.

Нормами встановлено категорії осіб, що опромінюються: категорія А – персонал, який постійно чи тимчасово працює безпосередньо з джерелами ІВ; категорія Б – обмежена частина населення, що безпосередньо з джерелами ІВ не працює, але за умовами проживання чи розміщення робочих місць може зазнавати дії ІВ; категорія В – інше населення.

Оскільки радіочутливість окремих органів і тканин людини різна, вводиться поняття критичного органа. Критичним органом називається орган, тканина, частина тіла чи все тіло, опромінення якого в таких умовах нерівномірного опромінення організму завдає найбільшої шкоди здоров'ю певної особи чи її потомству.

Для категорії А встановлені річні гранично допустимі дози (ГДД), для категорії Б – річні граничні дози (ГД) (табл. 4).

Проведеними у рамках даної роботи радіоекологічними дослідженнями встановлено існуючі на даний час рівні дозового навантаження, які складають у середньому 0,9 мЗв/рік, тобто менше, ніж 0,2 ГД, максимальний вимірний показник – 1,3 мЗв/рік.

### ***Дози опромінення від природних джерел радіоактивності***

Оцінювання рівнів радіаційного впливу доцільно провести шляхом порівняння показників, встановлених проведеними дослідженнями, з існуючими даними про визначені усереднені глобальні параметри опромінення.

Доза опромінення є мірою впливу на людину радіаційного випромінювання від природних та техногенних (при їх наявності) джерел. Розрізняють зовнішнє та внутрішнє опромінення.

**Таблиця 4.** Дозові межі рівнів іонізуючого випромінювання

Критичні органи	ГДД <sup>1</sup> , мЗв/рік, (бер/рік) (категорія А)	ГД, мЗв/рік, (бер/рік) (категорія Б)
Усе тіло, гонади, червоний кістковий мозок	50 (5)	5 (0,5)
Органи і тканини, які не ввійшли до пп. 1 ІЗ	150 (15)	15 (1,5)
Шкіра, кісткова тканина, кисті, передпліччя, гомілки, стопи	300 (30)	30 (3)

Дози опромінення визначаються переважно впливом джерел опромінення природного походження: космічне (сонячне) опромінення, радіонукліди у ґрунті, будівельних матеріалах, повітрі, продуктах харчування, воді. Основна частина ефективної дози внутрішнього опромінення пов'язана з надходженням в організм людини радіонуклідів радону дихальним шляхом.

Найбільший внесок у зовнішнє опромінення серед природних радіонуклідів належить калію-40, а також радіонуклідам сімейств урану-238 та торію-232 (табл. 5).

**Таблиця 5.** Середньосвітові показники активності радіонуклідів земного походження у ґрунтах

Радіонуклід	Середня глобальна питома активність, Бк/кг	Середня питома активність в межах досліджуваної території, Бк/кг
<sup>40</sup> K	400	410
<sup>238</sup> U	33	348
<sup>232</sup> Th	30	166

**Таблиця 6.** Середня питома активність природних радіонуклідів у ґрунтах різних типів

Тип ґрунтів	Середня питома активність, Бк/кг		
	<sup>40</sup> K	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th
Сіроземи	670	31	48
Бурі	700	28	41
Каштанові	550	27	37
Чорноземи	410	22	36
Сірі лісові	370	18	27
Дерново-підзолисті	300	15	22
Підзолисті	150	9	12
Торф'янисті	90	6	6
<b>Середнє значення</b>	<b>400</b>	<b>33</b>	<b>30</b>
<b>Досліджувана територія</b>	<b>410</b>	<b>348</b>	<b>166</b>

#### *Аналіз отриманих даних щодо питомої активності природних гамма-випромінюючих радіонуклідів*

Як видно з попередньої таблиці, не зважаючи на те, що встановлені проведенними дослідженнями дозові навантаження набагато нижчі дозволених рівнів, виміряні значення питомих активностей радіонуклідів уранового і торієвого рядів вищі за середньоземні показники.

Вміст радіонуклідів земного походження в ґрунті визначається як активністю

<sup>1</sup>ГДД – найбільше значення індивідуальної еквівалентної дози за рік, що при рівномірному впливі протягом 50 років не викликає в стані здоров'я персоналу (категорії А) несприятливих змін, які виявляються сучасними методами.

материнських гірських порід, так і характером процесів ґрунтоутворення. В наступній таблиці наведені дані про середню питому активність основних природних радіонуклідів у ґрунтах різних типів.

Таким чином, проведеними дослідженнями встановлено підвищені рівні питомої активності радіонуклідів природного походження уранового і торієвого рядів у ґрунтах на території прилеглої до Кременчуцького уранового родовища (рудопрояву), які не можуть бути інтерпретовані інакше, як сформовані під впливом міграційних процесів, що супроводжують уранову мінералізацію. Ця обставина вимагає проведення постійного радіоекологічного моніторингу на всіх етапах земляних робіт при підготовці до розробки кар'єру та при його експлуатації.

#### **Аналіз отриманих даних щодо активності радону**

Публікаціями МКРЗ рекомендовано визначити радонебезпечні зони як пріоритетні в плануванні дій щодо зменшення опромінення в масштабах країни. До таких зон відносяться ті території, де більше 1% будівель мають вміст радону в 10 разів вищий від середньо національного значення.

З метою координації політики з питань протирадіаційного захисту в рекомендаціях Комісії Європейського Союзу (КЕС) пропонується стратегія захисту від радону:

- необхідність крупномасштабних досліджень, включаючи вимірювання радону інтегральними методами;
- інформування населення про рівні опромінення;
- неприпустимість застосування індивідуальних граничних доз опромінення, оскільки будь-які значення рівнів радону повинні спрямовуватись до мінімуму.

Рекомендовано два рівня дій: 400 Бк/м<sup>3</sup> рівноважної об'ємної активності радону для існуючого житла і 200 Бк/м<sup>3</sup> для житла, що будується.

В Публікації МКРЗ №103 (2007 р.) рекомендовані рівні дій для житлових приміщень – 600 Бк/м<sup>3</sup> ЕРОА радону-222 та 1500 Бк/м<sup>3</sup> – на робочих місцях.

Нашими дослідженнями в межах території зони впливу Кременчуцького родовища урану встановлено середній рівень активності радону 77 Бк/м<sup>3</sup>, максимальний показник – 507 Бк/м<sup>3</sup> (див. табл. 3).

Таким чином, аналіз отриманих результатів інструментальних досліджень дозволив сформулювати наступні **висновки**.

1. Навколишнє середовище території Біланівського залізорудного та Кременчуцького уранового родовищ характеризується низьким рівнем радіоактивності у поверхневому шарі.

Встановлені рівні дозових навантажень від джерел зовнішнього опромінення, які регламентуються діючими вітчизняними та міжнародними нормами радіаційної безпеки, на території Біланівського родовища та прилеглих площах складають приблизно 0,2 від дозволених рівнів. При цьому питома активність ґрунтів за радіонуклідами уранового і торієвого рядів у 5-10 разів перевищує середньосвітові показники, що свідчать про вплив Кременчуцького уранового родовища.

2. На досліджуваній території виявлено незначні радіаційні аномалії локального характеру. Аномалія, що розташовується в північно-східній частині, обумовлена присутністю Кременчуцького уранового родовища. Інші аномалії також є результатом не лише сонячної радіоактивності, а й обумовлюються параметрами геологічного середовища. Аномальні радіаційні прояви формуються переважно ураном-238 та продуктами його розпаду (за даними лабораторних досліджень), а також радоном.

Простежений взаємозв'язок між розташуванням розломів на даній території, особливостями її геологічної будови та аномальними за проаналізованими показниками ділянками, дозволяє припустити, що міграція радіоактивних елементів направлена від Кременчуцького уранового родовища в бік Біланівського і розташованого поруч Галещинського залізорудних родовищ.

3. Геопозиційний аналіз результатів лабораторних гамма-спектрометричних



вимірювань та активності радону показує, що можуть бути виділені умовні зони підвищеної активності, як альфа-, так і гамма-випромінюючих радіонуклідів.

Отримані дані дозволяють спрогнозувати розташування умовних джерел підвищеної активності, асоційованих з розломними структурами досліджуваної території.

Взаємозв'язок розломних структур та виявлених локальних ділянок підвищеної активності радону простежується досить чітко.

4. Таким чином, встановлені показники не є критичними, проте виміряні рівні повинні розглядатися як підстава для подальших регулярних досліджень (моніторингу). Хоча саме Кременчуцьке родовище знаходиться за межами ліцензійної ділянки БГЗК, необхідно враховувати можливий потенційний вплив уранової мінералізації на радіаційну безпеку прилеглих до нього територій.

В перспективі всі роботи з розробки Біланівського родовища залізистих кварцитів повинні виконуватись з повним дотриманням положень «Державних санітарних правил при добуванні, збагачуванні та переробці руд, які містять техногенно-підсилені джерела природного походження, на підприємствах промисловості рідкісних металів» ДСП 6.6.1.6.2-082-02.

1. Звіт про НДР №63/1 «Натурні радіогеоекологічні дослідження та оцінка ризиків, пов'язаних з радіаційною небезпекою при розробці Біланівського залізорудного родовища, Полтавська область» (заключний). – 2012. – 226 с.
2. «Звіт про детальну розвідку Біланівського родовища залізистих кварцитів, виконаної Кременчуцькою ГРЕ в 1975-1979 рр.». – в 23-х томах.
3. Закономерности образования и размещения урановых месторождений Украины/ Отв. редактор Я.Н. Белевцев. – Киев, 1968. – 763 с.

**Краснов Е.Б., Студзинская А.О., Верховцев В.Г., Тищенко О.Ю., Кулибаба В.М.**

**ОСНОВНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ИНСТРУМЕНТАЛЬНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ТЕРРИТОРИИ БИЛАНОВСКОГО ЖЕЛЕЗОРУДНОГО И КРЕМЕНЧУГСКОГО УРАНОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЙ**

*Приведены результаты полевых инструментальных радиоэкологических исследований территории Билановского железорудного и Кременчугского уранового месторождений, которые являются продолжением комплексных научно-исследовательских работ, выполненных нами ранее в рамках темы «Натурные радиогеоэкологические исследования и оценка рисков, связанных с радиационной опасностью при разработке Билановского железорудного месторождения, Полтавская область». Установлены основные радиационно-экологические показатели среды и графически отображено их площадное распределение.*

**Krasnov E.B., Studzinska A.O., Verkhovtsev V.G., Tishchenko O.Yu., Kulibaba V.M.**

**MAIN RESULTS OF INSTRUMENTAL RADIO GEO-ECOLOGICAL RESEARCH OF BILANIVSKE IRON ORE AND KREMENCHUG URANIUM DEPOSITS**

*The results of instrumental radioecological research of the area Bilanivske iron ore and Kremenchug uranium deposits, which is a continuation of comprehensive research work carried out earlier under the theme "Full-scale radio geo-ecological research and evaluation of the risks associated with radiation hazards in the development of Bilanivske iron ore deposit, Poltava region". The basic radiation protection and environmental indicators graphically displayed their areal distribution.*

УДК 504.054:574.3

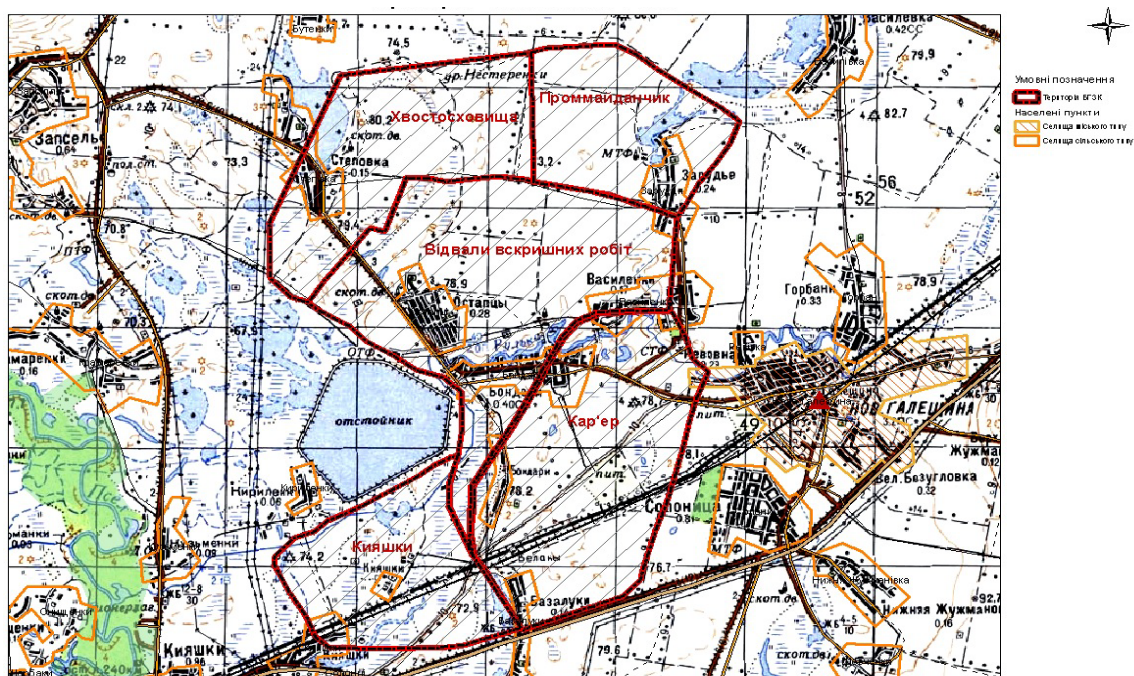
**ТИЩЕНКО О. Ю.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ*

## **АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ РОЗРОБКИ БІЛАНІВСЬКОГО ЗАЛІЗОРУДНОГО РОДОВИЩА**

*Проаналізовано актуальні екологічні, соціальні та економічні питання розробки Біланівського залізорудного родовища. Розроблено схему комплексного оцінювання позитивних та негативних аспектів запланованої діяльності. Запропонований підхід дозволяє системно оптимізувати плановану діяльність і створити передумови сталого розвитку території реалізації проекту.*

Біланівське залізорудне родовище (рис. 1), відоме з 60-х років минулого століття, знаходиться на територіях Кременчуцького та Козельщицького районів у південно-західній частині Полтавської області. На південь від виділеного нами району досліджень на відстані 7 км знаходиться м. Комсомольськ, а на захід на відстані приблизно 15 км – м. Кременчук. Західною межею досліджуваного району є р. Псел. Підрахунок запасів залізної руди та інших мінералів у покладах залістистих кварцитів виконаний у 1979 р. [1]. За прогнозною оцінкою вміст заліза у руді досягає 35%, прогнозні запаси складають більше 1,5 млрд. т. В останні роки почались активні дії з підготовки до розробки родовища. Однак певні проблемні питання, пов'язані з цією перспективою, викликають занепокоєння в суспільстві [2].



**Рис. 1.** Схема розробки Біланівського кар'єру з територією впливу [3]

Описані у цій статті дослідження мають на меті проаналізувати основні проблеми будівництва Біланівського гірничо-збагачувального комбінату (ГЗК), екологічного та соціального впливу на навколишнє середовище від розробки та експлуатації родовища. Дослідження проведені з використанням матеріалів опрацювання результатів попередніх вишукувань, проведених у 2012 році [3], натурних польових і лабораторних

радіоекологічних досліджень, робіт з визначення радіоекологічного ризику та картографування результатів досліджень, підготовлених науково-експертних рекомендацій, аналізу результатів соціологічних опитувань та публікацій у ЗМІ.

Об'єкт досліджень: територія, відведена для будівництва об'єктів ТОВ «Біланівський гірничо-збагачувальний комбінат», територія залягання залізних і залізньо-уранових руд, прилеглі території та населені пункти у потенційній зоні впливу.

Основні завдання досліджень:

- вивчення, аналіз та узагальнення впливу запланованої діяльності на природне, техногенне і соціальне середовище;
- узагальнення ставлення місцевої громади та українського суспільства до розробки родовища і будівництва Біланівського ГЗК;
- аналіз пріоритетності економічних, соціальних та екологічних факторів;
- створення алгоритму прогнозування соціальних, економічних і екологічних наслідків.

Розробку родовища планує здійснювати один з підрозділів компанії Ferrexpo – ТОВ «Біланівський ГЗК». Компанія Ferrexpo також експлуатує Полтавський і Єриствський ГЗК і в майбутньому має плани на розробку Кременчуцького родовища. Перший експлуатується вже понад сорок років – його розробка почалася за рішенням радянського уряду в 1970 році. Другий, Єриствський, в процесі розробки. Також у місті Комсомольськ збудовано виробничу зону для управління всіма трьома ділянками. Планується побудова нового міста на 30 тис. жителів, куди будуть переселені мешканці сіл, які зараз знаходяться на території майбутньої розробки Біланівського кар'єру.

Екологічна ситуація регіону є незадовільною і в майбутньому ця проблема буде погіршуватись, виправити ситуацію буде дуже складно. Тому очевидно, що повноцінне життя в навколишніх селах неможливе. Для регіону існує два протилежні, але однаково необхідні, шляхи розвитку: покращення екології і економічний розвиток району. У зв'язку з пошуком оптимального рішення розвитку регіону, впродовж останніх років на території Біланівського ГЗК плануються системні наукові дослідження, розробляються програми екологічного, у тому числі планується спостереження в рамках радіоекологічного, моніторингу. У 2010 р., на підставі позитивного висновку комплексної державної експертизи ДП «Укрдержбудекспертиза», ТОВ «Біланівський ГЗК» отримало в Держуправлінні охорони навколишнього середовища в Полтавській області дозволи на спеціальне природокористування, які необхідні для забезпечення технологічних потреб у період розкриття кар'єру Біланівського ГЗК.

На території родовища розташовані чотирнадцять сіл, дев'ять із них будуть відселені; с. Білани вже відселене. Однією з суттєвих соціальних проблем є водопостачання цих сіл. Всі доступні водоносні горизонти (алювіальний, харківський, бучацький) характеризуються високою мінералізацією – 3...12 г/дм<sup>3</sup>. Крім того, негативний вплив на якість підземних водних ресурсів спричиняє наявність ставка-відстійника підприємства «Укртатнафта». Причина цьому: ставок-відстійник було збудовано з технологічними порушеннями, без надійної гідроізоляції. Давно назріла необхідність ліквідації ставка, видалення токсичних донних відкладів і проведення реабілітації та рекультивації території, враховуючи, що проектний термін експлуатації ставка вже закінчився. Але власник – «Укртатнафта» – не здійснює жодних реальних кроків для покращення ситуації зі ставком, стверджуючи, що перенесення ставка в інше місце неможливе. Оскільки ліквідаційні заходи відкладаються, високотоксичні фенолові стоки та нафтопродукти продовжують забруднювати ґрунт і вже потрапили у водне середовище (як у поверхневі, так і у підземні води). В даний час ґрунтова вода, яку раніше споживали мешканці для господарських і питних потреб, стала непридатною для використання.

Централізоване водопостачання відсутнє, а постачання привізної питної води не задовольняє потреб мешканців, оскільки вони живуть лише завдяки водозатратному

дрібному сільському господарству. Таким чином, можна вже зараз прогнозувати, що через пару десятків років ці села і без втручання з боку компанії Фергехро, зникнуть самі.

Згідно техніко-економічного обґрунтування (ТЕО), третій залізорудний кар'єр компанії Фергехро планується розробити до параметрів: 6 км у довжину, 3 км в ширину і глибиною 600 метрів. Він стане одним з найбільших і найглибших у Європі залізорудним кар'єром. Для порівняння: середньостатистична глибина кар'єрів в Україні понад 200 м.

Однією з основних проблем по розробленому плану робіт полягає в тому, що частина кар'єру зачепить ставок-відстійник, з чого постає важливе питання – ліквідації цього об'єкту. Оскільки це досить затратна операція, її реалізація весь час відкладається. У зв'язку з невизначеністю ця проблема хвилює місцеве населення. Місцеві політики, журналісти і мешканці побоюються, що стоки, насичені фенолами, які надходять до ставка, не очищуватимуться і потрапляючи в кар'єр через ґрунтові води, адже між ставком та кар'єром мала відстань, будуть у вигляді кар'єрних вод – це дуже солоний розчин (ропа) – потрапляти до Дніпра чи Псла. Побудувати новий ставок-відстійник – затратна операція. Та у такому випадку солоні ропи та феноли зруйнують природну екосистему. Єдиний вихід у ТОВ "Біланівський ГЗК" – домовитись з АТ «Укртатнафта» ліквідувати відстійник, що усуне його наявний і прогнозований вплив на екологію прилеглої території. Найпростіше рішення – це засипати ставок-відстійник і зупинити скидання стоків з нафтопереробного заводу, впродовж певного часу ставок самоочиститься. Як наслідок – зміниться відношення місцевих жителів відносно розробки кар'єру. Але у зв'язку з високими витратами на ліквідацію відстійника ще не було досягнуто згоди. Переговори по даному питанню ведуться. Не вирішення проблеми з відстійником призведе до екологічної небезпеки, незалежно від того, буде реалізовано проект розробки кар'єру, чи ні [4].

Проведений загальний хімічний аналіз природних вод дає невтішні результати. Води даної ділянки мають сульфатно-хлоридно-гідрокарбонатно-натрієвий склад. У великих кількостях сульфати містяться в шахтних водах і в промислових стоках виробництв, в яких використовується сірчана кислота, наприклад, окислення піриту. Сульфати виносяться також зі стічними водами комунального господарства та сільськогосподарського виробництва. Підвищений вміст нітратів пов'язаний з тваринництвом. Води колодязні з середньо-верхньочетвертинних алювіальних та харківських відкладів практично не відрізняються від свердловинних, належать до такого самого хлоридно-гідрокарбонатно-сульфатно-натрієвого типу. В деяких пробах вміст нітратів сягає 210-290 мг/л, що набагато перевищує допустимі показники і є небезпечним для здоров'я.

При розробці кар'єру постає проблема з очищення води. При бурінні і вивезенні породи будуть зачеплені чотири горизонти підземних вод. Виникне необхідність зливу води кар'єрного водовідливу. Для викачування води і зливу її у сусідні горизонти чи річкову мережу, необхідно провести опріснення солоних кар'єрних вод. За прогнозами експертів кількість води кар'єрного водовідливу, яку необхідно буде викачувати за добу, досягатиме 1000 м<sup>3</sup>.

Також серед місцевої громади існують стійкі побоювання щодо можливості радіаційного забруднення у зв'язку з наявністю неподалік Кременчуцького родовища покладів уранової руди. За ініціативою ТОВ «Біланівський ГЗК» проведена наукова експертиза, радіаційне вимірювання місцевості (рис. 2) і встановлено місце розташування покладів уранової руди. Показано, що рудопрояви урану розташовані поза межами території Біланівського ГЗК і суттєво не впливають на радіаційний фон місцевості. Під час проведення радіогеоекологічних досліджень та оцінки ризиків виявлено активність еманції радону у ґрунті, що показує присутність в місці розташування точки спостережень радю, продуктом розпаду якого є радіоактивний газ радон. Активність радону вимірювалась також у атмосферному повітрі та на поверхні ґрунту. Під час досліджень виявлені 7 точок з підвищеною концентрацією радону (рис. 3). Контрольні вимірювання об'ємної активності

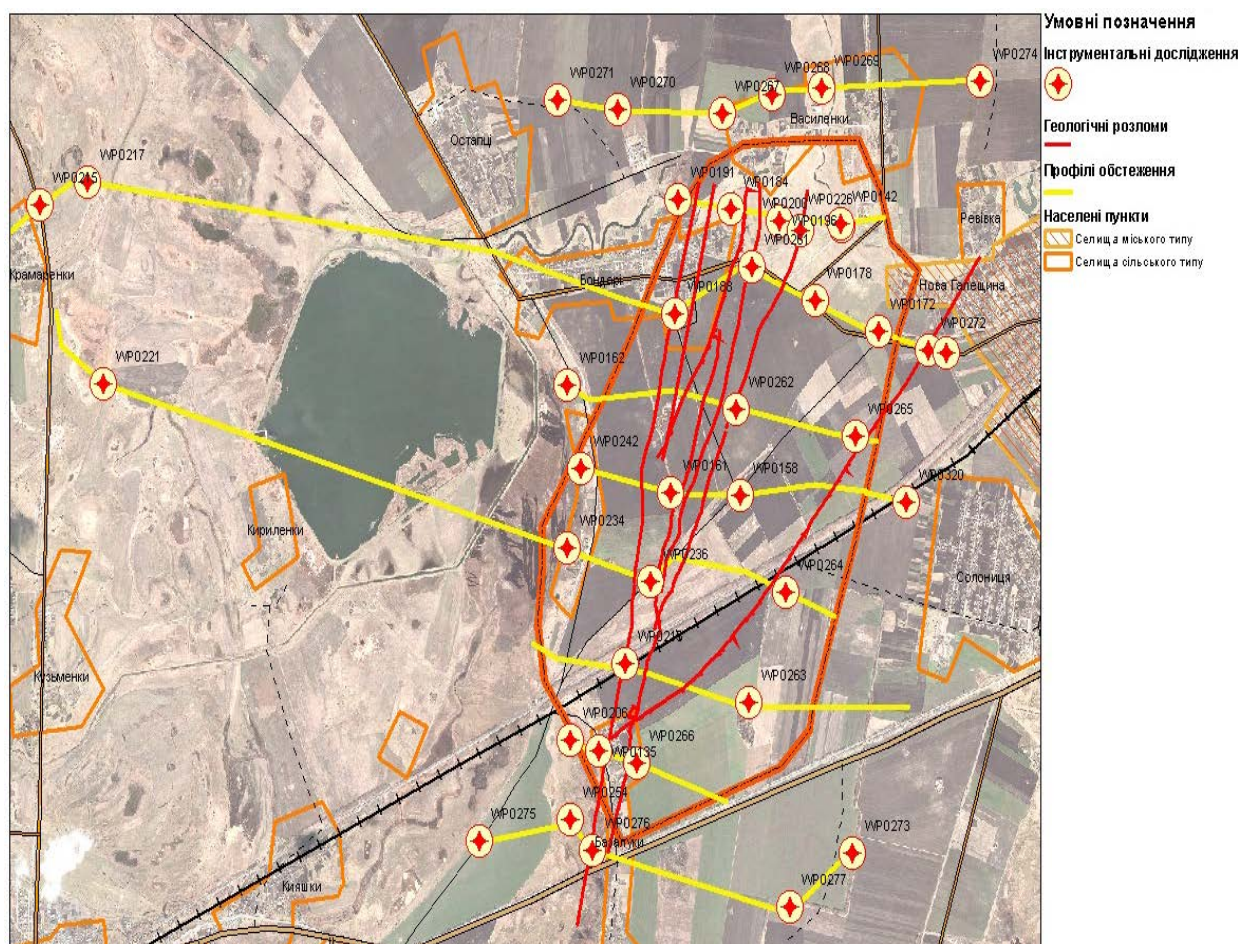


радону-222 були проведені на початку серпня 2012 р., коли максимальна денна температура повітря перевищувала 30°C, тому ці вимірювання можуть відповідати максимальним значенням, взимку – об'ємні активності значно менші, тобто і середні річні значення теж менше виміряних [3].

Також встановлено наявність урану і радію у всіх водоносних горизонтах. По усному повідомленню вченого Верховцева В.Г. найбільша їхня кількість саме у найменш вивченому (тут зараз немає навіть спостережних свердловин) та безпосередньо пов'язаному з розломами водоносному горизонті тріщинуватих докембрійських кристалічних порід.

Ці розломи скоріш за все відносяться до категорії обводнених активних на новітньому етапі розвитку розломів (детальніше про них дивись нижче), тобто потребують додаткового відповідного вивчення (див. там же).

Відомо, що в легкопроникних зонах гіпергенезу, на денній обводненій поверхні, а також відкритих кар'єрних виробках чи в зонах спровокованої фільтрації підземних вод по тектонічним структурам, що перетинають урановорудні поклади, уранові черні, гідронастуран і настуран здатні руйнуватись, і уран може переноситись в гіпсометрично нижче розміщені кар'єри чи ерозійні форми рельєфу (яри, балки і річкові долини) [6].



**Рис. 2.** Територія Біланівського ГЗК і точки радіоекологічного вимірювання місцевості ГЗК [3]

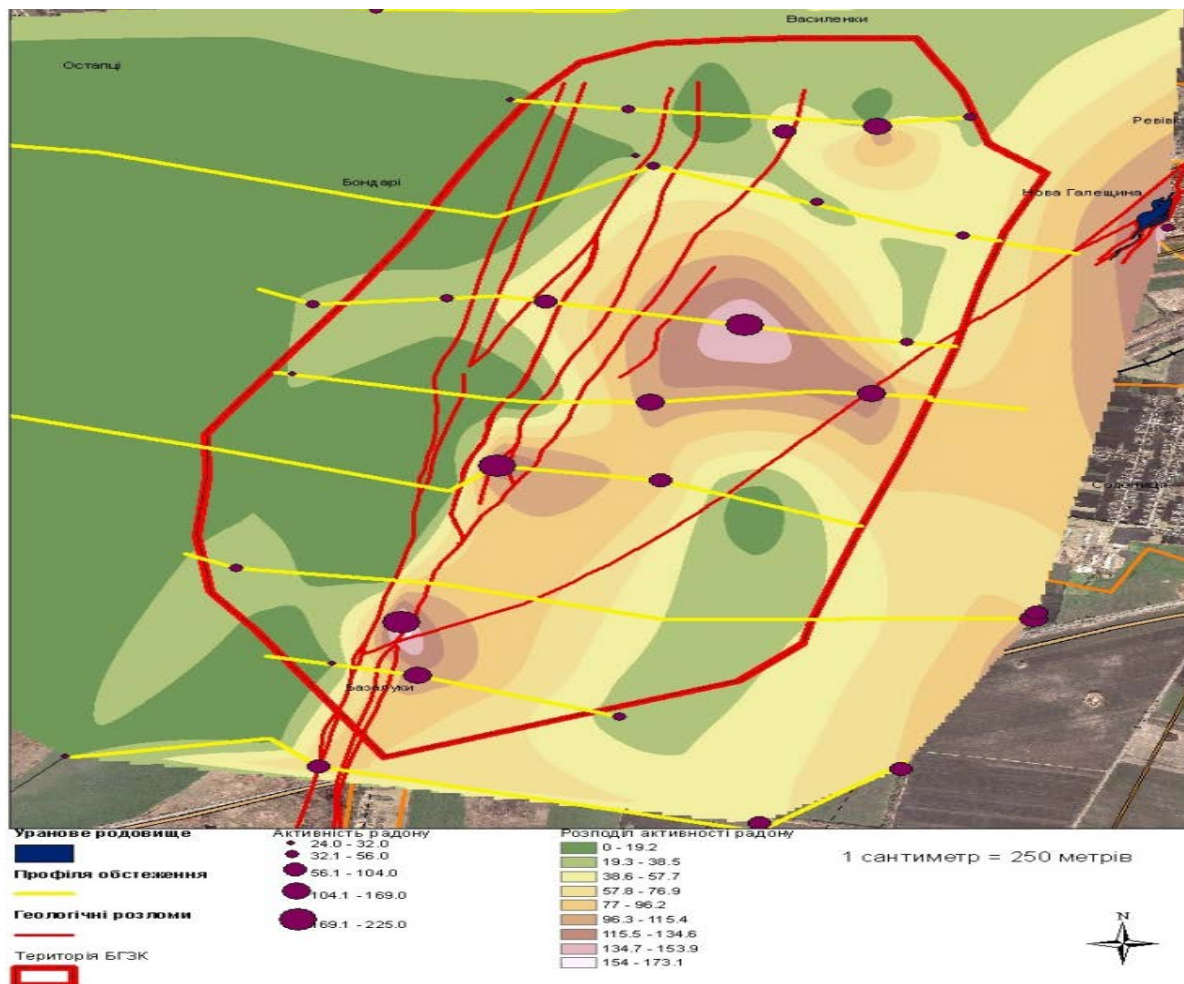


Рис. 3. Карта активності радону в ґрунті і розміщення уранового родовища [3]

В розробці Біланівського ГЗК можна виділити низку важливих факторів. Територія Біланівського ГЗК являє собою суцільний лісостеп, з розораною територією під кукурудзу, соняшники і деякі інші сільськогосподарські культури, тут розташовані села з незначною кількістю населення. Можливості розвитку сіл відсутні через незадовільну ситуацією з водою. Використання землі для посіву сільськогосподарських культур в подальшому можливе, але потребує довготривалих державних капіталовкладень. Будівництво кар'єру дало б змогу створити робочі місця для мешканців сіл, яких збираються відселити в місто, проект будівництва якого запланований компанією Fertexro неподалік від місця видобутку.

Як зазначалось вище, залізорудна галузь набагато більш приваблива для приватних інвестицій. Як приклад – Єриствівський ГЗК. В родовище вкладені 450 мільйонів доларів і планується ще вкласти 750 мільйонів доларів, проведена повноцінна екологічна експертиза, отримані дозволи, закуплена сучасна найбільш економічна і екологічно чиста техніка, залучені експерти. Проект надає змогу покращити соціальне і техногенне середовище, поліпшити економічний стан району. Неподалік міста Комсомольська у майбутньому планується будівництво металургійного комбінату «Ворскласталь» для завершення циклу переробки місцевої залізорудної сировини [5].

Але будівництво великого кар'єру поряд з відстійником НПЗ, з якого в результаті розробки кар'єру забруднюючі речовини можуть просочитися водним шляхом ще далі в ґрунтові води, погіршить екологічне становище району. Тому спочатку необхідно ліквідувати ставок-відстійник.

Також наявна проблема розміщення відходів виробництва, найбільш суттєвою вона є для м. Комсомольська. Гірські породи безрудних горизонтів складаються у величезні

відвали. Їх висота й площа збільшуються, тому роботи з рекультивації відвалів та інших порушених земель будуть вестися у майбутньому. Деякі породи, які попутно видобуваються у кар'єрі, використовують для дорожнього будівництва (кристалічні сланці й безрудні кварцити), виробництва шлаковати (амфіболіти) тощо.

На даний час не визначено план робіт, а також ще не відомий вплив реалізації проекту на природне середовище. Саме ця невизначеність хвилює людей і виводить їх на мітинги. Недостатня інформація дозволяє спекулювати тематикою будівництва. Свою точку зору виказали як політики, так і місцеві видання. Будівництво Біланівського ГЗК вигідно не всім, зміна природного середовища і можлива проблема з погіршенням екології хвилює спільноту. Але розробка кар'єру розвине економіку та інфраструктуру району. Місцевій громаді необхідно зробити вибір, що важливіше. Звісно, від цього вибору не зникне проблема зі ставком-відстійником, оскільки воронка Біланівського ГЗК і ставок не можуть існувати поруч.

Протести частини суспільства навряд чи спроможні надовго зупинити багатомільйонний проект, якщо розробка кар'єру і буде відтермінована, то лише на певний час. Але зараз є реальна можливість внести в проект зміни, вигідні місцевій громаді, тому її найбільш активним представникам необхідно чітко обдумати подальші кроки для досягнення взаємовигідного компромісу. Особливу увагу необхідно приділити проекту розвитку нового міста, в яке планують переселити мешканців відселених сіл і компенсації, яку вони отримують.

Подальша невизначеність конфліктної ситуації негативно вплине на інвестиційну привабливість України, у зв'язку з залученням іноземного капіталу до проекту. Завдяки високій якості окотків Ferrgхро постачає свою продукцію потужним компаніям Західної Європи, Америки, в Японію, Південну Корею, покупці є і серед найбільших компаній Китаю. У зв'язку з виведенням компанії на біржу Великобританії ця компанія належить тисячам іноземних акціонерів. За рахунок цього в проекті зацікавленні не лише мешканці Кременчуцького району, а і багато інвесторів з закордону, які з кожним роком втрачають свій інтерес до України. Причина цьому – високі ціни для підприємств на газ, низький рівень розвитку фінансової системи, жахливий стан залізниць, доріг, низькі доходи населення, слаборозвинутий ринок, заплутана законодавча база. Всі ці і багато інших внутрішніх проблем призводить до зменшення капіталовкладень в такі проекти, як розробка Біланівського ГЗК і, відповідно, – зменшення надходження в бюджет.

Для повної оцінки необхідно провести економічний аналіз: затрати на прямі, не прямі і додаткові витрати проекту, економічні ризики. За даними компанії Ferrgхро, капіталовкладення на будівництво Біланівської ГЗК перевищує 900 млн. дол. На практиці ця сума може збільшитись, оскільки ще не затверджено остаточний план робіт по проекту. Отримання перших прибутків очікується через 5 – 9 років. Основні причини невизначеності полягають у нестабільній економічній ситуації в Україні і світі.

Окрім розрахункових економічних аспектів, основні позитивні і негативні риси проекту поверхнево представлені у вигляді таблиці, яка наведена нижче.

З метою об'єктивної і всебічної оцінки здобутків і витрат проєктованого будівництва пропонується комплексна схема аналізу за екологічними, соціальними і економічними критеріями (рис. 4).

Розробка Біланівського кар'єру і металургійне виробництво, безумовно, більш вигідні економічно для мешканців Кременчуцького району і всієї України, ніж ведення сільського господарства в цьому регіоні. Менш позитивна оцінка соціальних аспектів проекту. Переважно негативна, але не критична оцінка впливу на екологічні показники. Залишається лише порівняти всі фактори і знайти максимально збалансоване рішення.



**Таблиця 1.** Вплив Біланівського ГЗК на економічні, соціальні і екологічні аспекти діяльності

Фактор впливу	Економічні аспекти	Соціальні аспекти	Екологічні аспекти
Розробка кар'єру:			
Нові робочі місця	позитивні	позитивні	відсутній
Зміна природного середовища	позитивні	негативні	негативні
Залучення в розробку інвестицій	позитивні	позитивні	відсутні
Техногенний розвиток міста	позитивні	позитивні	негативні
Ліквідація ставка-відстійника	негативні	позитивні	позитивні
Переселення з території проекту селян	позитивні	індивідуальні	відсутні
Будівництво нового міста для робітників	позитивні	позитивні	негативні
Вилучення води кар'єрного водовідливу	негативні	залежить від обраної технології	
Зняття родючого шару ґрунту	розробка кар'єру економічно і соціально більш вигідна, ніж сільське господарство.		негативні
Будівництво металургійного комбінату "Ворскласталь"	позитивні	позитивні	негативні
Використання видобутих порід з кар'єру	позитивні	позитивні	позитивні
Озеленення прилеглої території	негативні	позитивні	позитивні

### **Висновки**

Розвиток країни неможливий без промислового росту. Будь яка діяльність людини призводить до зміни, а частіше за все, погіршення природного середовища. Необхідність в розвитку існує завжди, тому необхідно досягати гармонії економічних, соціальних і екологічних інтересів. Існує реальна можливість розвитку Кременчуцького району без значного негативного впливу на екологію. Залежно від вирішення цієї проблеми інвестори будуть надалі вирішувати: скільки і куди вкладати гроші, залишиться наша країна лише постачальником сировини чи будуть розвиватись всі галузі економіки. Розвиток проекту з розробки Біланівського ГЗК є значущим для нашої країни.

1. «Звіт про детальну розвідку Біланівського родовища залізистих кварцитів, виконаної Кременчуцькою ГРЕ в 1975-1979 р.» геологічна розвідка Кременчуцької ГРЕ «Южургеологии», звіти зберігаються в адміністративному комплексі ТОВ Біланівського ГЗК.
2. Електронний ресурс: ТелеграфЪ, стаття Л. Артеменко 11.06.2010 «Про будівництво Біланівського ГЗК: «Це буде ще одне Запоріжжя – погіршення екологічної ситуації неминуче!»» Режим доступу: [http://www.telegraf.in.ua/kremenchug/2010/06/11/pastka\\_10419.html](http://www.telegraf.in.ua/kremenchug/2010/06/11/pastka_10419.html)
3. Заключний звіт про науково-дослідну роботу №63/1 «Натурні радіогеоекологічні дослідження та оцінка ризиків, пов'язаних з радіаційною небезпекою при розробці Біланівського залізорудного комбінату, Полтавської області». Звіт знаходиться в Національній академії наук України, ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» [Г.В. Лисиченко, В.Г. Верховцев, Ю.Є. Тищенко та інші].



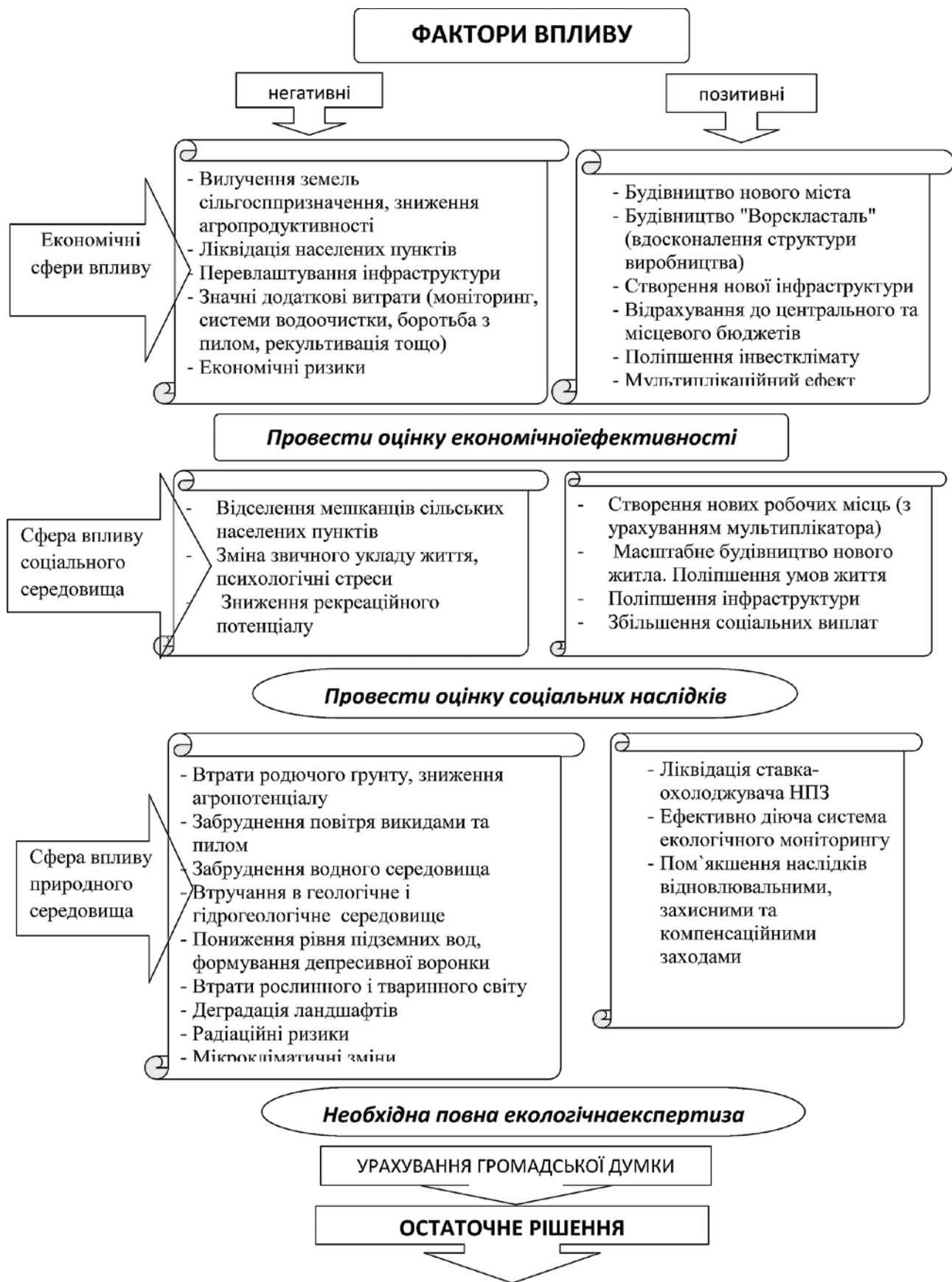


Рис. 4. Схема комплексного оцінювання позитивних та негативних аспектів запланованої діяльності

4. Електронний ресурс ТелеграфЪ, стаття Л. Артеменко, 11.03.2013 Інтернет сторінка: [http://www.telegraf.in.ua/topnews/2013/03/11/pro-blanvskiy-gzk-ce-bude-sche-odne-zaporzhzhyia-pogrshennya-ekologichnoyi-situaciyi-neminuche\\_10028096.html](http://www.telegraf.in.ua/topnews/2013/03/11/pro-blanvskiy-gzk-ce-bude-sche-odne-zaporzhzhyia-pogrshennya-ekologichnoyi-situaciyi-neminuche_10028096.html)
5. Електронний ресурс Економічна правда, стаття С. Лямець, 1 червня 2012, «Костянтин Жеваго: Якщо відбирати ліцензію в нас, то кому її залишати?» Інтернет ресурс: <http://www.epravda.com.ua/publications/2012/06/1/325189/>

**Тищенко О. Ю.**

**АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ РАЗРАБОТКИ БЕЛАНОВСКОГО ЖЕЛЕЗНОРУДНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ**

Проанализированы актуальные экологические, социальные и экономические вопросы разработки Белановского железорудного месторождения. Разработана схема комплексной оценки позитивных и негативных аспектов планируемой деятельности. Предложенный подход позволяет системно оптимизировать планируемую деятельность и создать предпосылки устойчивого развития территории реализации проекта.

**Tyshchenko O.**

**ACTUAL PROBLEMS OF DEVELOPMENT THE BILANIVSK IRON ORE DEPOSIT**

*In the article analyzed the actual environmental, social and economic issues of development the Bilanovsk iron mineral mining. The proposed scheme of complex estimation of positive and negative aspects of the proposed activity. The approach allows to optimize the planned system activities and create conditions for sustainable development of the area of the project.*

УДК 504.75.05

**КОНЩУРА Т.Я.**

*Національний авіаційний університет, м. Київ*

## **ОЦІНЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗНІ ЗМІНИ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА СТАН ДОВКІЛЛЯ КИЇВСЬКОЇ МІСЬКОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ НАПЕРІОД ДО 2020 РОКУ**

*Розглянуто техногенне навантаження на стан довкілля Київської міської агломерації. Здійснено аналіз прогнозних змін забруднення атмосферного повітря території до 2020 року*

**Вступ.** Результати антропогенного впливу на природу поставили людство на грань екологічної кризи і самознищення. Несприятливі екологічні умови перетворились на постійний елемент життєдіяльності людства, що мають суттєвий вплив на різні сфери людської діяльності: економіку і політику, моральний і психічний стан та здоров'я людини. Збитки, завдані людству забрудненням атмосферного повітря, дуже великі й постійно зростають. За даними ВООЗ, понад 80 % усіх захворювань людини пов'язано з тими чи іншими аспектами екологічного порушення в біосфері [1].

Усе це актуалізує необхідність нарощування зусиль, спрямованих на охорону повітряного басейну.

**Постановка задачі.** Київ - урбанізоване місто, що включає в себе потужний промисловий комплекс. У роботі досліджено одне з найдинамічніших природних середовищ – атмосферне повітря.

Загальний рівень забруднення повітря у місці оцінюється як високий (за комплексним індексом забруднення атмосфери) [2]. Тому оцінювання техногенного навантаження на стан довкілля Київської міської агломерації та його прогнозні зміни до 2020 р. є необхідною ланкою в керуванні якістю природного середовища і сприятиме впливу на дієвість природоохоронних заходів.

Основним методом даного дослідження є системний підхід як інструмент для узагальнення статистичної інформації місця досліджень. Застосовано методи математичної (параметричної) статистики.

Аналіз даних прогнозу дозволить внести корективи у виробничу діяльність суб'єктів господарювання, скорегувати оптимальним чином взаємодію людського середовища і природи.

Сьогодні викиди стаціонарних джерел забруднення обумовлюються наявністю майже 5 тис. різногалузевих промислових підприємств, у т.ч. близько 447 крупних, на яких нараховується 24 тис. організованих джерел викидів забруднюючих речовин у повітряний басейн міста.

Найбільш питому вагу у забруднення атмосфери міста вносять підприємства енергетики: ЗАТ „Енергогенеруюча компанія "Дартеплоцентрально", ТЕЦ–5, ТЕЦ–6, Теплові мережі Київенерго, Філіал Житлотеплоенерго Київенерго та філіал Завод "Енергія Київенерго", викиди яких у 2011 р. становили більше 85,4% від загальної кількості викидів стаціонарних джерел.

Це пов'язано зі заміною паливного балансу підприємств. Такий перехід сприяв зменшенню обсягів валових викидів але зростанню викидів забруднюючих речовин: метан, оксид азоту, діоксид вуглецю (які належать до парникових газів та впливають на зміну клімату), метали та їх сполуки, тверді суспендовані частки, сполуки сірки.

Основним причинами таких обсягів викидів даними підприємствами є:  
по-перше, наявність у структурі палива Дарницької ТЕЦ твердого палива (вугілля) та його низька якість;

по-друге, застарілість основних фондів енергетичних підприємств та неефективні технології нейтралізації забруднюючих речовин;

по-третє, неефективне використання паливно-енергетичних ресурсів окремими виробниками та споживачами енергії.

Треба зазначити, що практично всі підприємства міста, діяльність яких обумовлює формування шкідливих для атмосферного повітря викидів забруднюючих речовин, потребують суттєвої модернізації виробництва та існуючих систем уловлення забруднюючих речовин.

**Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря від стаціонарних та пересувних джерел.** У 2000–2008 рр. в Києві спостерігалось щорічне зростання обсягів викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря, проте наслідки економічної кризи 2008–2009 рр. пригальмували ці показники. Починаючи з 2009 р., обсяги викидів почали зменшуватись та сягнули позначки 254,5 тис. тонн у 2011 р., що на 4 % менше аналогічних показників попереднього року, проте на 24 % більше, ніж у 2000 році (табл.1).

Основними речовинами, що забруднюють атмосферне повітря, є оксид вуглецю, леткі органічні сполуки, пил, діоксид азоту, вміст розчинних сульфатів та інші сполуки сірки тощо – понад 96,9% від загальної кількості викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря міста [2].

Узагальнюючи та оцінюючи викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел міста протягом 2000–2012 рр. та враховуючи незначне їх підвищення з 2011 р., внаслідок поступового зростання потужності промпідприємств, можна прогнозувати, що в найближчі 8 років, тобто до 2020 р. викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел забруднень по місту збільшаться на 0,9 тис. т і складуть понад 39,8 тис. т (прогнозовано щорічне збільшення обсягу викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря на 0,86 тис. т).

Останніми роками спостерігається тенденція збільшення викидів в атмосферне повітря від пересувних джерел в столиці, викиди від яких становлять понад 85 % від загальних. За неофіційними даними кількість автотранспорту на території міста (в т.ч. громадський, спеціальний і т.д.) сягає більше 1 млн. одиниць.

Слід зазначити, що в умовах переходу до ринкової економіки необхідність постійного збільшення автотранспортних перевезень обумовила зростання до 70–80 % внеску відпрацьованих газів у забруднення атмосферного повітря м. Києва, а відтак – і збільшення ризику для здоров'я населення.

З відпрацьованими газами двигунів внутрішнього згоряння в атмосферу викидається понад 170 шкідливих для живої природи речовин. Унаслідок неповного згоряння палива, 160 з них – похідні вуглеводнів. Найбільш токсичні, окрім оксидів вуглецю та азоту, альдегіди, сажа і бенз(а)пірен.

З 2010 року викиди шкідливих видів речовин в атмосферне повітря автотранспортом від використання окремих видів палива, зокрема бензину, у загальних обсягах викидів становлять 88,6 %, у тому числі від автомобілів індивідуальних власників – 60,9 % [3].

Особливо значною є роль автотранспорту в забрудненні атмосферного повітря міста оксидом вуглецю – найважливішим забруднювачем, що викидається у місті. На нього припадає приблизно 60% загальних викидів.

Результати статистичних даних щодо викидів забруднюючих речовин пересувними та стаціонарними джерелами в атмосферне повітря в столиці протягом 2000–2012 рр. наведено у табл. 1 та представлено динамікою викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря з прогнозом на 2020 рік (рис. 1).

Аналіз та оцінювання техногенного стану міста за період з 2000–2012 роки, зазначає, що викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від пересувних джерел зросли на 81,9 тис. т, щільність викидів зросла на 92 % у розрахунку на 1 км<sup>2</sup>, а обсяги викидів у розрахунку на 1 особу зросли на 72 %. Це пов'язано зі щорічним зростанням населення міста як центру промислової агломерації і з урахуванням тенденцій у розвитку людської діяльності. Внаслідок цього слід передбачити, що в найближчі роки, тобто до 2020–го року викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря, особливо від автотранспортних забруднень, збільшаться на 80,6 тис. т і складуть понад 301,8 тис. т (прогнозовано щорічне збільшення обсягу викидів на 8,06 тис. т).

**Таблиця 1.** Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря за 2000–2012 рр.

Роки	Викиди в атмосферне повітря, тис. т.			Щільність викидів у розрахунку на 1 км <sup>2</sup> , кг	Обсяги викидів у розрахунку на 1 особу, кг
	Всього	у тому числі			
		стаціонарні джерелами	пересувними джерелами		
2000	171	23	148	203,800	64,7
2001	177	25,9	151,1	205,700	69,0
2002	182,1	27,1	155	207,300	72,9
2003	188,9	28,4	160,5	227,800	74,0
2004	194,9	29,9	165	248,000	80,9
2005	194,5	33,6	160,9	263,700	82,7
2006	199,4	26,4	173	245,700	75,9
2007	208,9	26,5	182,4	275,800	84,5
2008	207	27,0	180	329,200	99,5
2009	236,1	43,9	192,2	332,575	99,8
2010	265,3	28,6	236,7	352,587	99,9
2011	254,5	33,3	221,2	398,014	110,1
2012	262,2	32,9	229,3	393,010	111,7
2020	341,6	39,8	301,8	476,020	129,4

Таким чином, аналіз динаміки викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних та пересувних джерел в межах міської агломерації (рис. 1) дозволяє прогнозувати, що забруднення атмосферного повітря у м. Києві зросте на 29 % до 2020 року (порівняно з 2010 роком), а найсерйознішими будуть проблеми поширення в різних середовищах наступних забруднювачів:

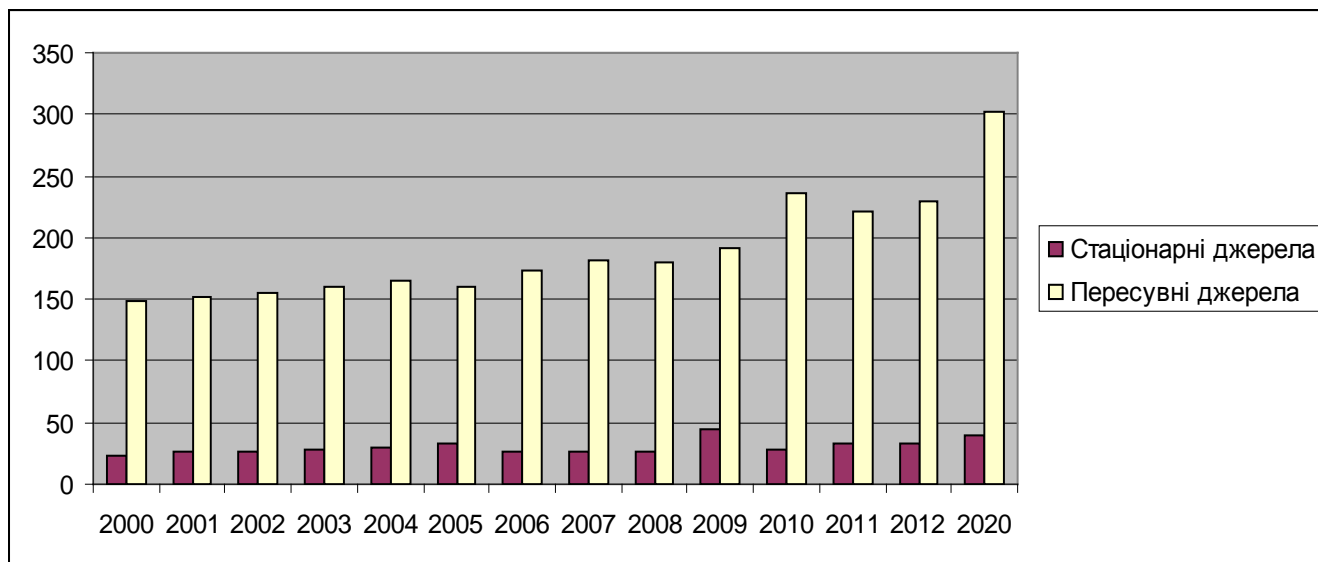
- двооксиду сірки і продуктів його перетворень (сірчаної кислоти і сульфатів);
- важких металів (ртуті, свинцю і кадмію), особливо ртуті з урахуванням її міграції і трансформації;
- канцерогенних речовин, зокрема бенз(а)пірена;
- нафти і нафтопродуктів – водні джерела та ґрунти;
- оксиду вуглецю, окислів азоту [3].

Це, перш за все, зумовлено:

– збільшенням кількості автотранспорту в місті, появою на транспортній мережі великої кількості маршрутних таксомоторів, погіршенням технічного стану автомобільного парку, незадовільною якістю палива, відставанням темпів розвитку вулично-шляхової мережі, труднощами щодо контролю великої кількості автотранспорту як джерела

забруднення атмосфери (приватний автотранспорт, транзит), недостатньо розвиненою законодавчою базою для ефективного управління автотранспортом, як екологічно небезпечним об'єктом;

– підвищеним рівнем забруднення повітря, внаслідок зростання потужності промислових підприємств, тобто збільшенням техногенного навантаження від стаціонарних джерел з 2009 р. в межах Київської міської агломерації.



**Рис 1.** Динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних та пересувних джерел з прогнозом на 2020 рік

**Елементи новизни.** Екологічні проблеми в Україні нині практично не вирішуються, хоч деякі з них стають дедалі загрозливішими. Система організації управління природокористуванням, охороною навколишнього середовища, контролю за цими процесами, виявилася неспроможною здійснювати ефективне екологічне регулювання розвитку продуктивних сил суспільства, розв'язувати складні еколого-економічні проблеми.

Отже, виникає питання: як діяти у сфері екології на сучасному етапі, зважаючи на гостроту економічної кризи і потребу в проведенні докорінних соціально-екологічних реформ?

Тут є можливими два варіанти. Перший – дещо модернізувати та вдосконалити існуючу систему управління, а другий – створити принципово нову систему управління й регулювання у сфері природокористування та природоохорони в межах міських агломерацій, яка б повною мірою оцінювала та прогнозувала техногенне навантаження на стан довкілля, включаючи ринкові механізми. На думку автора, другий варіант має низку істотних переваг, щодо забезпечення захисту міста від техногенних аварій, несприятливих природних явищ, стихійних лих шляхом заходів щодо попередження та ліквідації їх наслідків, бо саме ринок (ринкові механізми) можна з успіхом використати для обмеження руйнівної дії суспільства на навколишнє середовище. Застосування ринкових механізмів за рахунок належного державного контролю за дотриманням вимог екологічного законодавства дозволить забезпечити сприятливіші умови для природо - та ресурсозбереження, застосування екологобезпечних технологій і методів господарювання тощо, ніж жорстке планово-адміністративне регулювання.

Саме тому на території міста Києва відповідно до Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року планується завдяки ряду міських природоохоронних програм здійснення заходів, які спрямовані на:

- захист життя і здоров'я населення від негативного впливу забруднення навколишнього природного середовища;
- раціональне використання і відтворення природних ресурсів;
- підвищення рівня суспільної екологічної свідомості та екологічної безпеки тощо [4].

### **Висновки**

Виробнича та господарська діяльність людини активізує техногенне навантаження на стан довкілля Київської міської агломерації і буде збільшуватися з кожним роком.

Оцінювання та прогнози зміни техногенного навантаження на стан довкілля Київської міської агломерації до 2020 року ґрунтуються на результатах вивчення ряду спостережень, виявлення закономірності у зміні стану природного середовища за рахунок поширення міграції забруднюючих речовин, у їхніх перетвореннях та впливові на стан навколишнього середовища.

З метою поліпшення стану атмосферного повітря міста необхідно:

- підвищити екологізацію міського автотранспорту (шляхом впровадження екологічних стандартів "Євро"), екологізацію енергетики, екологізацію промислового виробництва та капітального будівництва;
- винести за межі міста екологічно небезпечні виробництва зі значними викидами забруднюючих речовин в атмосферу;
- при подальшій розробці схем забудови міста та районів передбачати пункти паркування на в'їздах у місто, тощо.

Кардинально вирішити екологічну проблему забруднення атмосферного повітря автотранспортом допоможе заміна моторних палив нафтового походження екологічно чистим природним газом або використання альтернативних видів пального та інше.

Аналіз прогнозованого техногенного навантаження на стан довкілля м. Києва дозволив нам:

- оцінити, визначити та запропонувати напрямки, що вимагають впровадження пріоритетних природоохоронних заходів для боротьби з їх негативними проявами;
- намітити та здійснити не тільки міри, спрямовані на поліпшення вже наявного впливу, але і міри профілактичного характеру, проти негативних факторів, що ще не проявилися;
- спланувати ряд управлінських рішень для суттєвого вирішення ряду екологічних проблем передбачених Стратегією національної екологічної політики України на період до 2020 року.

1. Клименко М. О., Залеський І.І. Екологія людини: Навч. посіб. – Рівне: УДК ВГП, 2004. – 233 с.
2. Колісник І.В., Косоцький О.П. Щомісячний бюлетень забруднення атмосферного повітря в Києві та містах Київської області. – К.: Центральна геофізична обсерваторія, 2012. – 12 с.
3. Головне управління статистики у м.Київ [Електронний ресурс]. –Режим доступу: [www.gorstat.kiev.ua@](http://www.gorstat.kiev.ua@) .
4. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року: Закон України від 21.12.2010 р. № 2818–VI // Відомості Верховної Ради України.–2011.–№ 26.

**Конищура Т.Я.**

ОЦЕНКА И ПРОГНОЗНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА СОСТОЯНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ГОРОДСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ НА ПЕРИОД ДО 2020 ГОДА

Рассмотрена техногенная нагрузка на состояние окружающей среды Киевской городской агломерации. Проанализированы прогнозные изменения загрязнения атмосферного воздуха территории до 2020 года.

**Konitsura T.Ya.**

EVALUATION AND PROJECTED CHANGES OF TECHNOGENIC IMPACT ON THE ENVIRONMENT, URBAN AGGLOMERATION DURING THE PERIOD UP TO 2020

*Considered technogenic load on the environment of Kyiv city agglomeration. The analysis was performed of projected changes in air pollution of the investigated area by 2020.*



УДК 621.039.7

**ОЛЬХОВИК Ю.А.**

*ГП «Институт геохимии окружающей среды НАН Украины», г.Киев*

## **СТЕПЕНЬ КОНДИЦИОНИРОВАНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ АЭС ДЛЯ ЗАХОРОНЕНИЯ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ХРАНИЛИЩАХ**

*Рассмотрены требования к степени кондиционирования радиоактивных отходов (РАО) АЭС в зависимости от удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  исходя из нормативных условий освобождения радиоактивных отходов в хранилищах от регулирующего контроля. Показано, что оптимальной технологией кондиционирования солевых плагов АЭС с реакторами ВВЭР является остекловывание с применением индукционного плавителя «холодный тигель».*

При нормальной эксплуатации АЭС преимущественно образуются низкоактивные твердые радиоактивные отходы (ТРО), которые составляют свыше 90% от общего объема накопленных в хранилищах АЭС твердых отходов. В отличие от ТРО, хранящиеся на АЭС жидкие отходы вследствие многократного концентрирования, в основном, относятся к среднеактивным (кубовый остаток и солевой плав) [1].

Для переработки ТРО в настоящее время на Запорожской и Ривненской АЭС строятся комплексные линии, задачей которых является кондиционирование отходов до состояния, приемлемого для захоронения. Комплексы рассчитаны на переработку ТРО с мощностью экспозиционной дозы (МЭД) не более 300 мкГр/час, что соответствовало низкоактивным РАО по классификации ОСП–89. После ввода в 2005 году ОСПУ прежние низкоактивные ТРО частично относятся к среднеактивным, поскольку граница отнесения по значению МЭД составляет уже 100 мкГр/час [2].

Вследствие вариаций радиоизотопного состава, присущим ТРО, однозначно определить интервал значений удельной активности для ТРО, подлежащих переработке на установках комплексов, нельзя. По данным гамма–спектрометрии свежих эксплуатационных отходов верхняя граница активности кондиционированных ТРО не превысит  $1 \times 10^6$  Бк/кг с преимущественным содержанием короткоживущих радиоизотопов Fe, Co, Ni, Mn.

Согласно действующему национальному законодательству размещение ТРО в хранилищах поверхностного (приповерхностного) типа допускается лишь при выполнении ряда условий, оговоренных требованиями НРБУ–97/Д–2000, п.4.3.5 – 4.3.7 [3], а именно – на момент освобождения РАО в хранилищах от санитарного надзора со стороны органа Государственного регулирования не должны быть превышены уровни изъятия (по критерию удельной активности) для каждого из содержащихся в РАО нуклидов, которые регламентированы Гигиеническими нормативами «Уровни освобождения радиоактивных материалов от регулирующего контроля».

Помимо указанного требования, обязательным условием освобождения является:

– непревышение годовой эффективной дозы текущего облучения критической группы населения ( $0,01 \text{ мЗв} \times \text{час}^{-1}$ ) и коллективной годовой эффективной дозы текущего облучения  $I$  чел.–Зв;

– непревышение референтного уровня Б потенциального облучения ( $1 \text{ мЗв} \times \text{час}^{-1}$ ).

Исходя из оговоренных НРБУ–97/Д–2000 граничных условий, попытаемся рассчитать максимальное значение удельной активности при поверхностном захоронении ТРО АЭС. При этом приняты следующие консервативные допущения:

1. Инженерные барьеры поверхностного хранилища безоговорочно обеспечивают изоляцию захороненных ТРО в течение 300 лет. Хранилища комплекса «Вектор» (СОПХТРО, ТРО–1, ТРО–2) спроектированы исходя из этого положения. В этом

- случае поступления радионуклидов в окружающую среду нет и дозовые нагрузки вследствие текущего облучения отсутствуют.
2. Защитные свойства окружающей среды не рассматриваются и не принимаются во внимание.
  3. Единственным из дозообразующих в настоящее время радионуклидом, способным сохраниться в заметных количествах спустя 300 лет после захоронения, является  $^{137}\text{Cs}$  с периодом полураспада  $T_{1/2} = 30,2$  года.

Чтобы хранилище было безусловно освобождено от регулирующего контроля, то есть все его содержимое перестало рассматриваться как радиоактивный материал, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  через 300 лет не должна превышать установленного нормативным документом «Рівні звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю» уровня 0,1 Бк/г или 100 Бк/кг. Исходя из длительности хранения, несложно рассчитать, что в таком случае при приеме на захоронение концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в кондиционированных ТРО не должна превышать  $10^5$  Бк/кг.

В НРБУ–97/Д–2000 предусмотрена возможность ограниченного освобождения РАО в хранилищах от контроля со стороны органа Государственного Регулирования – если уровни изъятия по критериям, установленным МОЗ, превышены, величина потенциального облучения оказывается в интервале между референтными уровнями Б и А ( $1-50 \text{ мЗв} \times \text{час}^{-1}$ ). Предполагая, что инженерные барьеры поверхностного хранилища утратят свои защитные свойства через 300 лет, использование значения референтного уровня  $50 \text{ мЗв} \times \text{час}^{-1}$  означает возможность приема на захоронение кондиционированных ТРО (в том числе жидких РАО, переведенных в приемлемое для захоронения твердое состояние) с удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  до  $5 \times 10^6$  Бк/кг. Однако в этом случае для снижения риска потенциального облучения, регулятор может выдвинуть специальные требования: ограничение доступа к месту расположения хранилища, засыпка пустот изолирующим материалом либо заливка цементным раствором, чтобы снизить вероятность критического события и т.д.

Основная часть хранящихся на АЭС радиоактивных отходов не превышает значение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$   $5 \times 10^6$  Бк/кг, однако для некоторых видов ЖРО концентрация радиоцезия может достигать более высоких значений. К таким видам отходов относится прежде всего классифицируемый как среднеактивные ЖРО солевой плав, который представляет собой смесь кристаллогидратов, в основном нитратов и боратов натрия, с удельной активностью  $1\text{E}+7-1\text{E}+8$  Бк/кг, образующийся после глубокого упаривания кубового остатка. Хранят плав в 200–литровых бочках с ограниченным сроком безопасной эксплуатации не более 20 лет. Такой способ хранения представляет серьезную угрозу окружающей среде.

Общее количество накопленного на АЭС Украины солевого плава достигает 7000 куб. метров. Подобными значениями удельной активности обладают также извлеченные из баков хранилища жидких радиоактивных отходов (ХЖО) ЮУАЭС твердые кристаллические осадки, по своему составу близкие к солевому плаву.

Ввиду присущей этим отходам достаточно высокой удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  даже после 300 лет хранения уровни изъятия (по критерию удельной активности) несомненно будут превышены, равно как и дозовые ограничения, вследствие хорошей растворимости указанных отходов. В этом случае, согласно требованиям НРБУ–Д2000, захоронение должно осуществляться лишь в глубоких стабильных геологических формациях.

Для того, чтобы избежать захоронения таких больших объемов в геологическом хранилище, следует обеспечить при кондиционировании вышеупомянутых РАО безусловное выполнение условий по неперевышению референтного уровня потенциального облучения. Достичь этого можно лишь кондиционированием РАО, при котором обеспечивается надежная и долговременная изоляция радионуклидов в устойчивой к возможным внешним воздействиям матрице. Так, при содержании  $^{137}\text{Cs}$  в солевом плаве  $10^7$  Бк/кг для достижения

уровня снятия с регулирующего контроля 100 Бк/кг потребуются изоляция РАО свыше 500 лет, что явно проблематично при использовании матриц на основе портланд-цемента, содержащих значительные количества боратов.

Известно, что растворимые соединения бора, как и содержащиеся в солевых плавах в значительных концентрациях гидроксиды натрия и калия, оксалаты, комплексоны и поверхностно-активные вещества, отрицательно влияют на процессы твердения цементных матриц и существенно снижают прочность и устойчивость бетонов, находящихся под воздействием факторов окружающей среды (агрессивные подземные воды, колебания температур, микробиологическая активность и т.д.) [4]. При таких условиях возможно проявление процессов, приводящих к повышению фильтрационно-миграционных характеристик материалов РАО в хранилище и к деградации удерживающих (барьерных) свойств контейнеров с РАО и инженерных конструкций хранилища [5].

Логичным представляется для кондиционирования солевых плавов использовать технологию плавления, приводящую к формированию боросиликатного стекла, известного своей устойчивостью к температурным воздействиям и выщелачиванию [6]. При этом решается проблема возможного загрязнения окружающей среды основными химическими компонентами солевого плава (бораты и нитраты) после перехода радиоактивных отходов в промышленные отходы вследствие распада радионуклидов.

Эта технология может быть реализована в одну стадию с использованием плавителей типа «холодный тигель» и с применением в качестве флюсующей добавки недорогих природных материалов [7]. Эти преимущества технологии значительно перевешивают недостаток, связанный с энергоемкостью процессов плавления. Очевидно также, что одностадийный процесс формирует меньшие дозы персонала и снижает объемы конечного продукта по сравнению с исходным объемом солевого плава. При этом образование вторичных отходов минимально, поскольку не требует сложных процессов растворения солевого плава и многостадийной обработки растворов, которая при этом не гарантирует очистки конечного продукта (очищенные соли) до уровня 100 Бк/кг. В противном случае «очищенные» соли все равно должны быть классифицированы как радиоактивные отходы, требующие соответствующего обращения и затрат на хранение.

Стекло, как форма кондиционирования солевых плавов для захоронения, минимизирует вероятность реализации в ходе критических событий после закрытия хранилища референтных сценариев облучения, связанных с возможностью поступления радионуклидов с питьевой водой, поступления радионуклидов с продуктами питания и ингаляционным поступлением вследствие физико-химических свойств боросиликатных стекол – низкая скорость выщелачивания, высокая термическая стойкость.

Применение устойчивой на продолжительный период времени матрицы из боросиликатного стекла снизит риск потенциального облучения в долгосрочной перспективе (1000 и более лет) вследствие предполагаемого нахождения в отходах АЭС долгоживущих радионуклидов  $^{59}\text{Ni}$  ( $T_{1/2}=7,6\text{E}4$  лет),  $^{63}\text{Ni}$  ( $T_{1/2}= 100$  лет),  $^{97}\text{Zr}$  ( $T_{1/2}=1,5\text{E}6$  лет),  $^{99}\text{Tc}$  ( $T_{1/2}=2,1\text{E}5$  лет). Непосредственное измерение концентрации указанных радионуклидов в РАО сопряжено со значительными техническими и методологическими трудностями, вследствие чего их содержание в РАО рассчитывается консервативно, исходя из коэффициентов корреляции. Уровень содержания указанных долгоживущих радионуклидов в накопленных на площадках АЭС радиоактивных отходах крайне низок, однако в далекой перспективе именно они будут определять потенциальные дозы от захороненных в поверхностных хранилищах радиоактивных отходов АЭС.

Таким образом, можно констатировать, что степень и глубина кондиционирования РАО АЭС для целей поверхностного захоронения связана с удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  (содержание  $^{90}\text{Sr}$  в РАО ВВЭР намного меньше содержания  $^{137}\text{Cs}$ , периоды полураспада

стих радионуклідів близьки, а урівень освобождення по удельной активності  $^{90}\text{Sr}$  на порядок вище такого для  $^{137}\text{Cs}$ ).

Для низкоактивных РАО, вследствие устойчивости инженерных барьеров поверхностных хранилищ, на период активного радиационного контроля 300 лет не требуется создание дополнительной матрицы, выполняющей изолирующую функцию. Используемые методы кондиционирования (прессование и суперпрессование, сжигание, заливка пустот цементным раствором и т.д.) служат, в основном, для повышения технологичности процесса захоронения и снижения затрат на упаковку и транспортирование отходов.

Для среднеактивных отходов с удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  свыше  $5\text{Е}6$  Бк/кг требуется более глубокое кондиционирование с формированием устойчивой на протяжении 500 и более лет матрицы, предотвращающей потенциальное облучение свыше нормативных значений референтных уровней.

1. Поводження з радіоактивними відходами при експлуатації АЕС ДП НАЕК «Енергоатом» (станом на 31.12.2012). [Електронний ресурс]. –Режим доступу: [www.energoatom.kiev.ua/atachs/Report\\_RW\\_2012\\_ua.pdf](http://www.energoatom.kiev.ua/atachs/Report_RW_2012_ua.pdf)
2. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. ДСП 6.177-2005-09-02. Київ, 2005.
3. «Нормы радиационной безопасности Украины, дополнение: Радиационная защита от источников потенциального облучения» (НРБУ-97/Д-2000)
4. Козлов П.В., Слюнчев О.М., Ровный С.И., Кирьянов К.В. Определение тепловыделения цементного компаунда в процессе твердения// Журнал радиационной безопасности. – 2009. – №3 – С. 17–26.
5. Москвин В.М., Иванов Ф.М., Алексеев С.Н., Гузеев Э.А. Коррозия бетона и железобетона. – Москва: Стройиздат, 1980. – 218 с.
6. Соболев И.А., Лифанов Ф.А., Мусатов Н.Д., Стефановский С.В. и др. Переработка радиоактивных отходов АЭС на пилотной установке с электрической–ванной печью// Атомная энергия. – 1990. – Т.69. – №4. – С. 233–236.
7. Лебедев В.В., Стефановский С.В. Применение технологии ИПХТ для переработки радиоактивных отходов: опыт МосНПО «Радон» // Журнал радиационной безопасности. – 2011. – №2. – С. 16–34.

#### **Ольховик Ю.О.**

#### **СТУПІНЬ КОНДИЦІОНУВАННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ АЕС ДЛЯ ЗАХОРОНЕННЯ В ПОВЕРХНЕВИХ СХОВИЩАХ**

*Розглянуто вимоги до ступеня кондиціювання РАВ АЕС в залежності від питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  врахуванням нормативних умов звільнення радіоактивних відходів усховищах від регулюючого контролю. Показано, що оптимальною технологією кондиціювання сольових плавів АЕС з реакторами ВВЕР є оскловування із застосуванням індукційного плавника «холодний тигель».*

#### **Olkhovyk Yu.A.**

#### **DEGREE OF NPP RADIOACTIVE WASTE CONDITIONING FOR SURFACE DISPOSAL**

*The requirements for the degree of radioactive waste conditioning, depending on the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  on the basis of standard conditions of release of radioactive waste in storage from regulatory control. It is shown that the optimal technology conditioning salt melts accumulated on NPP sites is the vitrification using induction melter «cold crucible».*

УДК 628.543.081; 677.02. 628.518:539.16

**ТАРАСОВА Т.В.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ*

## **ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ ВІДХОДІВ ЯК СИРОВИННИХ РЕСУРСІВ ДЛЯ БУДІВЕЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ**

*Стаття визначає проблемні питання утилізації техногенної сировини у виробництві будівельних матеріалів. Показано, що вибір напрямку утилізації відходів можливий лише в результаті вирішення ряду складних організаційних і науково-технічних проблем.*

У практику будівельного проектування в рамках всесвітньої концепції сталого розвитку впроваджуються нові підходи до екологічної оцінки будівельних матеріалів, які визначені в міжнародних стандартах серії ISO 14000 «Система управління якістю навколишнього середовища», в тому числі, стандартами, що орієнтовані на екологічне якість продукції. Вони спрямовані на вирішення основних екологічних проблем – ресурсозбереження і запобігання забруднення навколишнього середовища при будівництві та експлуатації будівель і споруд.

Багато промислових відходів за своїм хімічним складом і технічними властивостями близькі до природної сировини, тому їх використовують замість первинних сировинних ресурсів у галузі будівельної індустрії. Можливість використання тих чи інших відходів у будівельній індустрії встановлюється на підставі їх всебічного дослідження та обумовлена агрегатним, фракційним, хімічним станом, фізико–механічними властивостями [1-2].

Відходи, які можна використовувати в якості сировинних компонентів для виробництва в'язучих і їх похідних (бетонів, розчинів, сухих сумішей), розділяють на дві групи: мінеральні та органічні. Першорядне значення для виробництва будівельних матеріалів мають мінеральні відходи. Залежно від переважаючих хімічних сполук розрізняють відходи силікатні, карбонатні, вапняні, гіпсові, лужні тощо.

П.І.Боженовим [3] запропоновано розділяти багатотоннажні промислові відходи мінеральної групи у момент виділення їх з основного технологічного процесу на три класи: А; Б; В.

Продукти класу А (кар'єрні залишки і відходи збагачення) мають хіміко–мінеральний склад та властивості відповідних гірничих порід. В основному, ці мінеральні вторинні ресурси використовуються як глиниста, карбонатна чи силікатна сировина для отримання кераміки, автоклавних матеріалів, вапна, портландцементу тощо, а також як заповнювачі у бетони.

Продукти класу Б отримані як побічні продукти в результаті фізико-хімічних процесів, що відбуваються при звичайних або високих температурах. Сфера можливого використання цих промислових відходів більш широка, ніж продуктів класу А. До цієї групи відносяться: металургійні шлаки, золошлаки, шлами гліноземної і хімічної промисловості, пил газоочистки виробництва феросиліцію та інші. Ці продукти можуть використовуватися як в'язучі матеріали і мінеральні добавки у бетонах і розчинах .

Продукти класу В утворюються у результаті фізико-хімічних процесів, що відбуваються у відвалах. Цими процесами можуть бути: самозапалення, розпад шлаків і утворення порошку. Типовими представниками відходів цього класу є горілі породи вугільних териконів.

Основною перешкодою для широкого використання у будівельній промисловості багатьох видів потенційно корисних відходів є їх утворення у нетехнологічній формі. Так, вагомим недоліком, що ускладнює транспортування та переробку червоного шламу (відходів глиноземного виробництва), є вологість та надмірний вміст лугів. Проблемою утилізації

відходів, що накопичені у відвалах та накопичувачах, є їх нестабільні фізико-хімічні характеристики. Так, відходи вуглевидобутку, наприклад, відрізняються від відходів вуглезбагачення помітними відмінностями структурно-механічних і фізико-технічних параметрів, що не дозволяє використовувати їх в якості сировини для виробництва будівельних матеріалів. Тому відходи, наприклад, вуглевидобутку використовують в основному для закладки виробленого простору, планування територій, підсилення доріг і іноді як добавку у виробництві цегли. З метою уникнення проблем з неоднорідною сировиною, для більшості відходів необхідно проводити спеціальну «масопідготовку», що включає додаткове усереднення, сортування, сепарацію, гомогенізацію тощо.

Істотна частка промислових відходів утилізується сьогодні саме у будівельній індустрії як спеціальні добавки чи основні компоненти до в'язучих, бетонних та сухих будівельних сумішей. Низка нормативних документів, наприклад, СНиП 2.05.02.-85. «Автомобильные дороги» [4], визначають, що у зв'язку із наявністю у відходах токсичних речовин, що можуть мігрувати у суміжні середовища з будівельних матеріалів для дорожнього будівництва, «при застосуванні відходів виробництва слід враховувати їх агресивність і токсичність по відношенню до навколишнього природного середовища». Однак у зв'язку з відсутністю єдиних методичних підходів до комплексної еколого-гігієнічної оцінки будівельних матеріалів, гігієнічний контроль за використанням відходів в будівельних матеріалах, що експлуатуються у різних умовах, фактично відсутній, а теоретичні та практичні дослідження в цій області носять епізодичний характер. Згідно прийнятої у будівництві стандартної класифікації хімічних добавок, добавки (мінеральні та органічні) розділяють по основному ефекту дії, а саме: добавки, що регулюють тужавлення бетонних сумішей і твердіння бетонів, гідрофобізатори, що зменшують змочування тощо.

Якість добавок для бетонів і розчинів повинна відповідати вимогам нормативно-технічної документації, підтверджуватися документом про якість і контролюватися за методиками, що наводяться в нормативній документації на добавки конкретного виду (ДСТУ, ГОСТ, ТУ). Ефективність дії добавок оцінюють за методами та вимогами спеціальної технічної чи проектно-технологічної документації. Відомо, наприклад, що мінеральні добавки можуть впливати на склад бетонної суміші, реологічні властивості пластичного бетону, ступінь гідратації портландцементу, міцність та водопроникненість бетону, зменшення утворення тріщин, спротиву сульфатної агресії тощо[5].

Комплексні добавки багатофункціональні і здатні впливати на декілька характеристик бетонної суміші і бетону. Склад таких добавок можна «проектувати» таким чином, щоб їх компоненти посилювали ефекти кожного та не мали негативного впливу на довговічність конструкцій. Умовно всі комплексні добавки можна розділити на три групи: суміші електролітів; суміші поверхнево-активних речовин; суміші електролітів та поверхнево-активних речовин.

Серед факторів, що впливають на вибір методів поводження з відходами фізичні і хімічні властивості, доступність і практичне освоєння технологій, капітальні і експлуатаційні витрати, законодавчі та нормативні обмеження. В галузевих наукових установах будівельної індустрії є достатній науково-дослідницький досвід щодо можливості використання різних відходів в якості основних компонентів чи корегуючих добавок у в'язучих чи бетонах, в основному, ці дослідження стосуються лише вивчення технологічних властивостей виробів (показники міцності, водо-, корозійної стійкості і т.ін.). Дуже рідко вивчаються міграційні процеси екотоксикантів в компаундах та виробках з відходів, емісія цих шкідливих речовин у довкілля. Тобто, в повному обсязі не вивчається фізико-хімічна стабільність самих компаундів і комплексний вплив їх на природне середовище. Без цих пошуків неможливо давати гарантії безпеки виробам, до складу яких входять токсичні відходи. Заміна первинної сировини мінеральними відходами також не повинна погіршувати якість будівельних матеріалів.

Треба відзначити, що питання впливу будівельних матеріалів, вироблених на основі відходів на об'єкти довкілля залишаються недостатньо вивченими. Відсутність спеціальних методів аналітичних досліджень часто не дозволяє оцінити екологічну небезпечність будівельних виробів та матеріалів, що виробляються на основі токсичних відходів. Існуючі національні нормативні стандарти цю проблему не охоплюють в повному обсязі. Є випадки, коли без проведення спеціальних наукових досліджень впроваджуються добавки на основі шкідливих відходів коксохімічного виробництва, гальванічних відходів машинобудівних виробництв тощо, що негативно впливає на якість та безпечність продукції.

На сучасному етапі розвитку будівельної індустрії до матеріалів та конструкцій висуваються все більш жорсткі вимоги не тільки щодо якості та експлуатаційних властивостей, але й щодо довговічності та екологічної (санітарно-гігієнічної) безпеки. Розширення сфери утилізації відходів у виробництві будівельних матеріалів потребує вирішення ряду організаційних і науково-технічних проблем. Перш за все, це стосується заходів щодо поліпшення якості національних стандартів та нормативів (ДБН, ДСТУ), які визначають загальні вимоги до сировинних компонентів будівельних матеріалів та виробів, що визначають на основі всебічного дослідження їхніх якісних характеристик, у тому числі агрегатного, фракційного, хімічного стану, фізико-хімічних властивостей.

Унікальними підприємствами для утилізації багатотоннажних відходів є цементні заводи, на яких технологічними процесами передбачено попередній контроль хімічного складу, методи корекції та усереднення сировинної суміші [6]. Виробничий потенціал по випуску клінкера складає 18 млн.т/рік, 73 % портландцементного клінкеру спалюють за «мокрою» технологією [7].

Використання відходів як альтернативного палива для цементних печей - це ще один досить ефективний напрям утилізації відходів. Так, наприклад, в деяких країнах Європи частка заміщення традиційних видів палива його альтернативними видами у цементній промисловості становить, у середньому, біля 25%, а на деяких пічних агрегатах, що працюють на сухому способі виробництва, досягає 60 і більше відсотків[8].

Перехід на сухий спосіб виробництва для багатьох вітчизняних цементних заводів нині є досить проблематичним, бо переведення технологій на сухий спосіб виробництва цементу потребує значних фінансових витрат.

На думку Л.Б. Бернштейна [9], переваги мокрого способу виробництва, які, перш за все, полягають у екологічній чистоті цього технологічного процесу, недооцінені. Хоча собівартість цементу при мокрому способі виробництва дійсно вища, проте цей недолік може бути компенсований можливістю широкого використання як палива горючих відходів. Екологічні нормативи викидів пилу, оксидів азоту, важких металів, які для сухих печей є недосяжними, легко досягаються на печах мокрого способу, що відкриває широкі перспективи для використання як палива техногенних відходів. Для цього потрібні також додаткові витрати і в цементному виробництві, які необхідно враховувати при розробці проекту з реконструкції.

Технологія виготовлення цементу дозволяє використовувати вторинні матеріали на всіх стадіях його виробництва, а саме:

- для підготовки сировинних матеріалів і приготування з них однорідної суміші заданого складу;
- під час випалювання сировинної суміші матеріалів до спікання з отриманням клінкеру;
- під час розмелювання клінкеру, у тому числі з гіпсом та домішками.

Відомо, що для отримання портландцементного клінкеру потрібного складу сировинну суміш готують з двох компонентів: вапнякового, який складається переважно з вуглекислого кальцію (карбонатна порода), та глинистого, до якого входять  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , що забезпечує у сировинній суміші необхідну кількість та співвідношення окислів. Замість

природного глинистого компоненту використовують багатотоннажні відходи (шлаки, золи та інші), що мають потрібний склад. Для регулювання вмісту в суміші того чи іншого окислу в неї вводять корегуючі домішки. Якщо в сировинній суміші недостатньо кремнезему, додають трепел, речовини з високим вмістом  $\text{SiO}_2$  (пісок, опоку, діатоміт та інші); при нестачі глинозему ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) застосовують боксити, алюмінієві шлаки або глину з високим вмістом  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Як носій заліза застосовують піритні огарки, колошниковий пил та червоні шлами.

Хімічний склад сировинної суміші повинен відповідати вимогам щодо якості клінкеру, яка визначається коефіцієнтом насичення вапняком (КН), силікатним модулем (СМ), глиноземним модулем (ГМ) або за допомогою очікуваного фазового складу клінкеру –  $\text{C}_2\text{S}$ ;  $\text{C}_3\text{S}$ ;  $\text{C}_4\text{AF}$ ;  $\text{C}_3\text{A}$  [11].

Придатність вторинних ресурсів для виробництва портландцементного клінкеру встановлюють на основі дослідження їх хімічного і мінерального складу та технологічного вивчення. У процесі приготування сировинної суміші з'являються неминучі коливання її хімічного складу, пов'язані з неоднорідністю сировинних компонентів і похибками в дозуванні, тому її склад необхідно ретельно коригувати. Коригування складу сировинної суміші до заданих характеристик здійснюють за результатом хімічного аналізу. Кількість сировини, яка необхідна для виробництва 1 т цементу, визначається на основі матеріального балансу [1,2,10,11].

Особливістю сучасного виробництва портландцементу, особливо на стадії випалювання клінкеру, є використання у фізико-хімічних і теплотехнічних процесах великої кількості побічних домішок, які можуть додаватись у випалювальний матеріал з відходами інших галузей промисловості і паливом [1-3]. З використанням сировини і палива різної якості та різноманітного компонентного складу посилюється і ускладнюється відповідно взаємний вплив фізико-хімічних і теплотехнічних процесів. Багатокомпонентність цементних сировинних сумішей, використання відходів промисловості, які містять різні домішки, застосування добавок суттєво ускладнюють процес взаємодії складових сировинної суміші при випалюванні, що потребує додаткового вивчення хімічних процесів для передбачування можливих взаємодій.

Доцільність широкого використання доменних шлаків у цементній галузі доведено численними дослідженнями і практичним досвідом утилізації [1,2,10,11,12].

Перспективним є застосування золи чи золошлакових відходів разом з відпрацьованими формувальними сумішами [12]. Зміною співвідношення цих матеріалів можна моделювати хімічний склад другого важливого компоненту сировинної суміші – глини.

Приблизний хімічний склад деяких відходів, що використовуються як сировина у цементному виробництві, представлено у табл. 2.

**Таблиця 2.** Приблизний хімічний склад відходів, що використовуються як сировина у цементному виробництві [12]

Найменування відходів	Склад оксидів, %				
	CaO	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO
Зола (Зміївська ТЕС)	2,9	49,4	22,4	17,8	2,0
Золошлакові відходи (Зміївська ТЕС)	2,8	50,6	26,1	13,0	1,9
Відпрацьовані формувальні суміші (Центроліт, м. Куп'янськ)	1,8	90,3	1,4	2,4	0,8
Хвости збагачення залізних руд	1,9	60,2	1,3	21,8	3,4



Для часткової заміни сировинних компонентів у приготуванні клінкеру, можна використовувати й інші відходи, що підходять за складом. До них, насамперед, належить червоний шлам, який є комплексною сировиною з високим вмістом оксидів алюмінію, заліза, натрію, титану, кальцію, кремнію; (масова частка становить відповідно:  $Al_2O_3$  – 12–16%,  $Fe_2O_3$ –48–56%,  $Na_2O$  – 1,8–5%,  $TiO_2$  – 5–6%,  $CaO$  – 7,7–8,0%,  $SiO_2$ – 46–62%)[13].

Як показують дослідження, при використанні бокситів одного й того ж родовища коливання хімічного складу червоного шламу є незначними. Це вигідно вирізняє його серед інших матеріалів, які застосовують при виробництві портландцементу. Наприклад, у глинах і піритних огарках вміст головних компонентів коливається від 30 до 50%. У червоному шламі найбільші коливання хімічного складу не перевищують 10%. Використання червоного шламу як комплексної добавки може зацікавити заводи, які працюють на сировині з заниженим вмістом глинозему. Тонкодисперсна будова червоного шламу (90% часток мають  $r < 10$  мкм) виключає необхідність попереднього розмелювання матеріалу. Характерною особливістю червоного шламу, як компоненту сировинної портландцементної суміші, є наявність у ньому деякої кількості домішок (оксидів титану, фосфору, ванадію) та лугів, що має певний вплив на процес формування клінкерних мінералів [13]. Недоліками шламу є підвищений вміст лугів і необхідність використання корегуючих домішок для підвищення вмісту  $Al_2O_3$  та  $Fe_2O_3$  у сировинній суміші. Управління проходженням хімічних реакцій і процесами кристалізації можливе шляхом підбору режиму випалювання шихти.

За даними, державного науково-дослідного інституту «УКРДЦЕМЕНТ» перспективним напрямом є використання подрібнених і сталеплавильних шлаків, хімічний склад яких при певних умовах не зумовлює зміни у складі суміші, що подається на випалювання. Схожість хімічного та мінерального складу портландцементного клінкеру і відвальних відходів вуглевидобутку також дозволяє використовувати ці відходи у виробництві цементу. Однак, при цьому необхідно враховувати ряд факторів: здатність сировини розкладатись на оксиди при відносно низьких температурах, відсутність утворення проміжних сполук, які важко розкладаються, швидкість взаємодії компонентів, можливості зменшення енерговитрат [8].

Потрібно мати на увазі, що не всі експлуатаційні умови, які відповідають вимогам щодо виробництва клінкеру, є ідеальними для знешкодження відходів. Руйнування органічних відходів потребує не тільки високих температур, але і тривалого часу оброблення, а також достатньої кількості кисню і належного перемішування органічних речовин з киснем.

У разі, якщо відходи не подаються у піч належним чином, можуть виникнути умови, за яких вони не будуть повністю знешкоджені.

Під час використання цементних печей для утилізації відходів критично важливими є їхня відповідна конструкція і експлуатація, наприклад, умови експлуатації футеровки у різних зонах печі різні. У зонах підсушування, підігрівання, декарбонізації і охолодження матеріал футеровки зазнає температурних і корозійних впливів, а у зоні спікання – термічних, хімічних та механічних впливів. Будь яке впроваджуване на заводі технічне рішення повинно забезпечувати комплекс позитивних ефектів щодо енергозбереження, продуктивності, екології та якості. Тому необхідно проводити серйозні дослідження процесів та механізмів клінкероутворення, гідратації та твердіння цементних систем з урахуванням впливу всіх компонентів відходів. З метою попередження експлуатаційних проблем необхідно детально оцінити вплив небезпечних відходів на циркулюючі летючі хімічні елементи, а саме: хлор, сірку або луги [6].

Головні технологічні процеси виробництва цементу супроводжуються виділенням великої кількості пилу, оксиду азоту, двооксиду сірки, оксидів вуглецю [14].

Крім того, можуть утворюватися поліхлоровані дибензодіоксини та дибензофурані (ПХДД/ПХДФ), леткі органічні сполуки (ЛОС), метали та їхні сполуки, хлорид водню (HCl) і

фторид водню (HF). Понад 80% пилу, що виноситься газами на цементних заводах, виділяється випалювальними печами. Для забезпечення захисту навколишнього середовища від пилу цементних виробництв, де використовуються небезпечні відходи як альтернативна сировина або паливо, необхідно досліджувати на вміст металів та вилуджування органічних речовин. Для постійного дотримання нормативів викидів пилу необхідно застосовувати відповідні пиловловлювачі [14,15].

Серед факторів, що впливають на вибір методів поводження з відходами – фізичні та хімічні властивості, доступність і практичне освоєння технологій, капітальні і експлуатаційні витрати, законодавчі і нормативні обмеження. Деякі відходи можуть бути корозійно агресивними до матеріалу обладнання, яке не призначене для цього типу сировини. Зазвичай, це стосується систем попередньої обробки, зберігання та подавання відходів.

Відходи з високим вмістом хлору та сірки, наприклад, деякі мінеральні кислоти, також можуть негативно впливати на виробництво клінкеру, або якість продукту. Високий вміст сірки може призвести до відповідних небажаних викидів. Треба мати на увазі, що при певних температурних умовах і при наявності хлорних сполук, викиди в атмосферу можуть містити небезпечні діоксини та фурани [15].

Вплив на екологічну обстановку можуть мати окремі типи відходів та відповідні умови зберігання і поводження з відходами. Спалювання відходів підлягає жорсткому регулюванню, оскільки наслідком цього процесу є утворення специфічних викидів, на які можуть бути необхідні окремі дозволи. Однією з проблем є розроблення технічного рішення безпечного способу подавання небезпечних відходів у піч. Важливо, щоб спільне перероблення небезпечних відходів у цементних печах здійснювалось тільки у відповідності з найкращими наявними методами і у відповідності з вимогами, встановленими щодо контролю викидів.

Директивою Європейського парламенту та Ради ЄС «Про спалювання відходів»(2000/76/ЄС) встановлено нормативи викидів для установок термічного перероблення відходів. Спільне спалювання небезпечних відходів може відбуватися тільки за умов дотримання вимог щодо контролю відходів, які завантажуються (стосовно вмісту важких металів, теплотворної здатності, вмісту золи, хлору і т.д.), ретельного контролю за технологічними параметрами процесу, моніторингу викидів [14,15]. Вимоги до технологічних регламентів щодо поводження з токсичними відходами у цементному виробництві повинні включати всі позиції, що стосуються безпеки процесів за аналогією з регламентами хімічних виробництв.

Треба відмітити, що в теперішній час лише обмежена кількість аналітичних лабораторій розвинутих країн здатні проводити аналізи на діоксини різного ступеню складності. В Україні проведення таких досліджень дуже проблематичне у зв'язку з відсутністю задовільних методик та сучасних приладів для контролю [17].

Згідно з «Технічними керівними принципами екологічно обумовленого спільного перероблення небезпечних відходів у цементних печах», прийнятими на конференції сторін Базельської конвенції у жовтні 2011р., здоров'я та безпека повинні бути свідомо вибраними пріоритетами, інтегрованими у всі аспекти діяльності під час перевезення небезпечних відходів. Також повинні бути чітко визначені загальні та конкретні вимоги до персоналу, ієрархії підпорядкування, індивідуальні ролі та обов'язки.

Основними оціночними критеріями безпосередньої безпеки будівельних матеріалів для людини залишаються санітарно-гігієнічні властивості і характеристики радіаційної та пожежної безпеки. До санітарно - гігієнічних характеристик матеріалу відповідно до СанПіН відносяться: наявність у матеріалі шкідливих для здоров'я речовин, клас їх безпеки; наявність запаху (бальна оцінка від 1 до 6 балів ); дифузійна активність (ГДК пилу в повітрі робочої зони за ГОСТ 12.1.005-88) [18]. Пожежна безпека оцінюється за показниками: горючість, займистість, поширення полум'я, димоутворювальна здатність і

токсичність (група пожежної безпеки визначається по НПБ 244-97). Радіаційно-гігієнічні властивості матеріалу визначають по класу безпеки матеріалу: за змістом в них природних радіонуклідів (ПРН) за ГОСТ 30108-94 – за показником питомої ефективної активності - А еф., Бк/ кг[19].

Незважаючи на досягнуті успіхи вітчизняних та закордонних вчених у сфері теорії гідратації та твердіння в'язучих речовин, до цього часу у теоретичних та експериментальних дослідженнях залишається багато нерозкритих питань, що стосуються механізмів гідратації в гетерогенних цементних системах, і факторів, які впливають у підсумку на довговічність цементного каменю. Практично не досліджені міграційні процеси екоотоксикантів у компаундах та у виробках з відходів, емісія цих шкідливих речовин у навколишнє середовище, тобто у повному обсязі не вивчається фізико-хімічна стабільність самих компаундів та їхній комплексний вплив на природне середовище і здоров'я людей. Наслідки впливу небезпечних хімічних речовин, що містяться в матеріалі, важко прогнозуються, так як недостатньо вивчено, наприклад, їх синергічний ефект і інше.

### **Висновки**

Різноманіття та нестабільність хімічного, фізичного і гранулометричного складу промислових відходів потребують проведення досліджень у найближчій перспективі за такими напрямками:

- розробка методів переробки відходів з метою стабілізації і усереднення їх складу і властивостей;
- удосконалення методів і розробки ефективного устаткування для ведення автоматичного контролю за якістю техногенної сировини з метою її вибіркового відбору; розробки устаткування для її переробки (повітряною, магнітною, електричною і механічною сепарацією).

Розв'язання проблеми відходів у країні потребує:

- перегляду та зміни системи надання дозволів на поводження з відходами, особливо на розробку, дослідження та демонстрацію методів переробки відходів,
- впровадження відповідних нормативних документів, що передбачають більш жорсткі вимоги щодо оптимальних та безпечних умов розташування установок перероблення відходів.
- поліпшення системи технічного та технологічного контролю за проектуванням та будівництвом об'єктів та споруд, пов'язаних з поводженням з відходами, в тому числі підвищення вимог до якості проведення державної екологічної експертизи проектної і передпроектної документації тощо.

1. Краткий справочник технолога цементного завода. – М.:Стройиздат, 1974. – С.65–66.
2. Волженский А.В., Буров Ю.С., Колокольников В.С. Минеральные вяжущие вещества.–М.: Стройиздат, 1973. – 479с.
3. Боженов П.И. «Комплексное использование минерального сырья для производства строительных материалов. – Л.-М.:Стройиздат, 1963. – 245с.
4. СНиП 2.05.02.-85. «Автомобильные дороги»,Госстрой СССР – М. : ЦИТП,1986. – 27с.
5. Добролюбов Г., Ратинов В.Б., Розенберг Т.К. Прогнозирование долговечности бетона с добавками. – М.: Стройиздат, 1983. – 212 с.
6. Дороганич С.К. Работы института Гипроцемент по модернизации цементной промышленности России // Цемент и его применение. – М.: март – апрель 2011. – С.5.
7. Лопатьев П.С. Цементная промышленность Украины. Перспективы развития // CementIndustry. BestPractices.Development Perspectives”. – Kiev:2013, С 3–5.

8. Юдович Б.Э., Дмитриев А.М., Лямин Ю. А., Зубехин С. А. Цементная промышленность и экология. // Промышленность стройматериалов и стройиндустрия, энерго- и ресурсосбережение в условиях рыночных отношений // тез.докл. Междунар. конф. – Белгород, 6–9 октября, 1997. – С.32–38.
9. Бернштейн Л.Г. Цементная промышленность России. Мифы, реальность и перспективы // Цемент - исследование, испытания, проектирование. – 2009. – С.1
10. Сычев М.М. Технологические свойства шихт. М.: Госстройиздат, 1962. – 160с.
11. Бутт Ю.М., Тимашев В.В. Портландцемент (минералогический и гранулометрический составы, процессы модифицирования и гидратации). – М. : Стройиздат. – 1974. – 165 с.
12. Бабич М.В. Второе социальное предназначение цементных заводов. [Электронный ресурс] Режим доступа: [cement.org.ua/doc\\_lib/cem\\_zavod.doc](http://cement.org.ua/doc_lib/cem_zavod.doc)
13. Корнеев В.И., Сусс А.Г., Цеховой А.И. Красные шламы - свойства, складирование, применение. М.: Металлургия, 1991. – 144 с.
14. Технические руководящие принципы экологически обоснованной совместной переработки опасных отходов в цементных печах // Конференция Сторон Базельской конвенции о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением (10-е совещание ) // Картахена, Колумбия, 17–21 октября 2011 г.
15. Guidelines for the Selection and Use of Fuels and Raw Materials in the Cement Manufacturing Process: Fuels and Raw Materials. World Business Council for Sustainable Development, Geneva, Switzerland, 2005. – 35 p.
16. Юдович Б.Э., Дмитриев А.М., Лямин Ю. А., Зубехин С. А Цементная промышленность и экология// Промышленность стройматериалов и стройиндустрия, энерго- и ресурсосбережение в условиях рыночных отношений // тез.докл. Междунар. конф., Белгород: 6–9 октября, 1997. – С.32–38.
17. Хазинов В.А., Погребняк В.Г., Хазинова В.В. Диоксины и их образование в процессе коксования угля // Экотехнологии и ресурсосбережение. – М. – 2000, №6. – С. 49–55.
18. СанПіН 2.2.7-029-99. «Гігієнічні вимоги до поводження з промисловими відходами і визначення класу небезпеки для здоров'я населення».
19. ГОСТ 30108-94\* «Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов».

**Тарасова Т.В.**

**ПРОБЛЕМА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ОТХОДОВ В КАЧЕСТВЕ СЫРЬЕВХ РЕСУРСОВ  
ДЛЯ СТРОИТЕЛЬНЫХ МАТЕРИАЛОВ**

*Статья посвящена проблемным вопросам утилизации техногенного сырья в производстве строительных материалов. Показано, что выбор направления утилизации отходов возможен лишь в результате решения ряда сложных организационных и научно-технических проблем.*

**Tarasova T.V.**

**THE PROBLEM OF USING WASTE AS A RAW MATERIAL RESOURCES FOR  
BUILDING MATERIALS**

*Article is devoted to topical issues of technological utilization of raw materials in the manufacture of building materials. It is shown that the choice of direction is only possible disposal by solving a series of complex organizational and technical problems.*

УДК 681.327.2

**МАЛЕНКОВ Р.О.**

*ПВНЗ УНТ, м. Київ*

## **ЕКОЛОГІЧНА СКЛАДОВА У КАДАСТРІ ТЕРИТОРІЙ ТА ОБ'ЄКТІВ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ ТА ТЕХНОЛОГІЇ ВЕБ-КАРТОГРАФУВАННЯ**

*В цій статті розкриваються питання врахування екологічної складової при створенні системи кадастру територій та об'єктів природно-заповідного фонду України з використанням технологій веб-картографії та використання для створення такої системи мережі Інтернет. Проблема є актуальною зважаючи на те, що природно-заповідний фонд існує для підтримання екологічного балансу та екологічної безпеки держави, а також зважаючи на значний розвиток технологій картографування та картування у мережі Інтернет.*

**Актуальність теми.** Природно-заповідний фонд - це ділянки суходолу і водного простору, природні комплекси та об'єкти, які мають особливу природоохоронну, наукову, естетичну та іншу цінність, а тому виокремлені з метою збереження природного середовища, генофонду тваринного і рослинного світу, підтримання загального екологічного балансу та екологічної безпеки України.

Нині території природно-заповідного фонду (ПЗФ) в Україні становлять майже 5 % від її загальної площі, а це майже 30 тис. кв. км. Відповідно існує необхідність економічної оцінки та оцінки екологічного стану при веденні кадастру територій та об'єктів ПЗФ. Але нині створення єдиної системи збору документації про характеристики територій та об'єктів природно-заповідного фонду України є значною проблемою. Особливо зважаючи на те, що ця система повинна бути автоматизованою, адже серед її основних функцій є оперативна робота з інформацією. Автоматизована система кадастру територій та об'єктів ПЗФ, зважаючи на сучасний стан науки та технологій повинна бути інтерактивною – передбачати певний “комп'ютерний інтелект”. Для впровадження такої системи доцільно користуватись потужностями найкращої і найстабільнішої інформаційної мережі у світі - мережі Інтернет. Інтерактивність інформаційної системи, разом з розміщенням її цієї мережі, може у значній мірі вирішити проблему наповнення кадастру інформацією, зокрема і про екологічний стан об'єктів ПЗФ, дозволить оперативного переміщувати інформацію та зробити її максимально публічною. Але розміщення кадастрової системи у мережі Інтернет потребує створення спеціального графічного блоку, матеріали якого читатимуться і оброблятимуться із нормальною системною швидкістю. Нині існують технології веб-картографування, які дозволяють вирішувати цю проблему.

**Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями.** Авторські напрацювання були використані в рамках проектів, що виконувались державним підприємством „Центр екологічного моніторингу України”: „Створення інформаційної бази у сфері заповідної справи” (2006 рік), „Забезпечення електронного доступу до екологічної інформації для посилення участі громадськості в прийнятті управлінських рішень” (постійно діючий проект, який фінансується Британським фондом „Довкілля для Європи” і впроваджується Британською Радою в Україні); та у регіональному ландшафтному парку (РЛП) «Міжрічинський» в рамках проекту «Первинний облік території та об'єктів РЛП «Міжрічинський»» (2009–2010 рр.).

**Новизна.** Науковою новизною є методика синтезу програмних продуктів ГІС та технологій веб-картографування для створення картографічного блоку кадастрової інформації у мережі Інтернет.

**Мета.** Метою цієї статті є висвітлення методики поєднання програмних продуктів ГІС та технологій веб-картографування при створенні картографічних матеріалів кадастру територій та об'єктів ПЗФ для мережі Інтернет.

**Основний матеріал.** В кадастрових бланках, які заповнюються в об'єктах ПЗФ практично не враховуються фактори негативного антропогенного впливу на ці об'єкти, хоча такий вплив спостерігається всюди на території України і суттєво впливає на нормальний процес заповідання природних територій. Відповідно у кадастрі територій та об'єктів ПЗФ, який передбачений Законом України «Про природно-заповідний фонд» фактор негативного екологічного впливу практично не враховується.

Оцінка екологічного стану територій та об'єктів ПЗФ повинна знайти відображення в першу чергу у картографічному блоці кадастру, але відповідно до Інструкції про зміст та складання документації кадастру (далі Інструкція), розробленої Державною службою заповідної справи (нині Департамент заповідної справи у Міністерстві екології та природних ресурсів), картографічний блок кадастру практично не висвітлює екологічний стан територій. Крім того, Інструкція розроблялася ще наприкінці минулого століття й використовується нині фактично без змін, хоча науково-технічний прогрес пішов далеко вперед. Зважаючи на такий стан, варто переглянути загальні технології створення картографічного блоку кадастру, у відповідності до сучасного стану розвитку технологій картографування та у співставленні їх із вимогами Інструкції.

Відповідно до Інструкції, Державний кадастр повинен містити карти та картосхеми різних масштабів для окремих об'єктів ПЗФ, але ці картматеріали подаються лише у формі первинного обліку, у розділі публікації. Також варто зазначити, що карти та картосхеми подаються із певним базовим масштабом, який враховує і певний ступінь генералізації. Така генералізація повинна бути різною для різних територій та об'єктів, але базові масштаби задекларовані у інструкції не дозволяють досягти відповідного різноманіття масштабів.

Сучасні ГІС-технології та технології веб-картографування передбачають використання у кадастрі полі масштабних картосхем. Наприклад карта-схема розташування територій та об'єктів ПЗФ у інтерактивному кадастрі, яка може бути основою для картографічного блоку інформації не є полімасштабною. На ній (відповідно до Інструкції) умовними знаками потрібно відобразити об'єкти та території ПЗФ, причому ці умовні знаки можуть відображатися у масштабі, а можуть бути позамасштабними (залежно від розмірів об'єкту). Умовні знаки повинні бути особливими – містити прив'язку (гіперпосилання) до семантичного блоку інформації про об'єкт. Але ж у випадку, коли така карта-схема буде полімасштабною відпаде багато умовностей і складностей із використанням умовних знаків.

Карта-схема розташування територій та об'єктів ПЗФ України повинна бути полімасштабною, але ця якість їй необхідна для можливості збільшення регіонів із великою концентрацією об'єктів ПЗФ. Для інших потреб базовий масштаб карти можна залишити не крупним – адже вона необхідна лише, щоб відобразити розташування об'єктів. Клик на умовне позначення об'єкту дозволить перейти на блок детальної інформації про нього та на карту крупнішого масштабу.

Практична необхідність визначає масштаб картографічних матеріалів у кадастрі. Причому у інтерактивному кадастрі може йти мова лише про базовий масштаб – від нього залежатиме ступінь генералізації при збільшенні-зменшенні карти.

В Україні, зважаючи на відносно слабкий розвиток ГІС-технологій та, особливо, технологій веб-картографування, які нині є невід'ємною частиною ГІС, тривалий час вважалося, що для відображення полімасштабних карт (здійснення дій по збільшенню-

зменшенню карти з подальшою її генералізацією) потрібно працювати виключно із векторними форматами зображень, які мають значні об'єми (розміри). Але у інтерактивному кадастрі векторні формати будуть відображатися із нормальною швидкістю (оперативністю) у випадку забезпечення системи відповідними програмними продуктами ГІС. Такі продукти поки що, або погано інтегруються із інтерактивними системами, або мають досить високу вартість. Крім того у випадку інтеграції потужних ГІС в інтерактивну систему, робота користувачів із цією системою потребуватиме значних швидкісних можливостей мережі (мережа Інтернет в Україні поки що не всюди може забезпечити необхідну швидкість). Вирішенням цієї проблеми може стати використання сучасних можливостей Інтернет-картографії, яка дозволяє якісно працювати як і з растровими зображеннями так і з спеціальними векторними форматами зображень. Передусім можна скористатися послугами сервісу Google Maps (Гугл Карти), який нині є одним із головних картографічних серверів у світі..

Картографічний сервіс Google Maps – це безкоштовний картографічний веб-сервіс компанії Google. Він розпочав свою роботу лише кілька років тому, але за короткий строк він кардинально змінив можливості візуалізації та керування картографічною інформацією в мережі Інтернет. Розвиток технологій сервісу був пов'язаний із купівлею компанією Google компанії Keyhole, яка займалася розробкою системи доставки картографічної інформації до масового користувача. Удосконаливши систему Keyhole Google дуже сильно підняв рівень картографії в Інтернет. Також це призвело до появи векторного формату KML (Keyhole Markup Language), більшість програмних продуктів ГІС поки що не працює із цим форматом, але вже існує багато трансляторів, які конвертують популярні ГІС-формати у формат KML.

Картографічний ресурс Google Maps складається із бази даних дистанційного зондування Землі та топографічних карт (Satellite і Map) (див. рис.1). Доступ до картографічних матеріалів здійснюється через всі популярні веб-браузери.

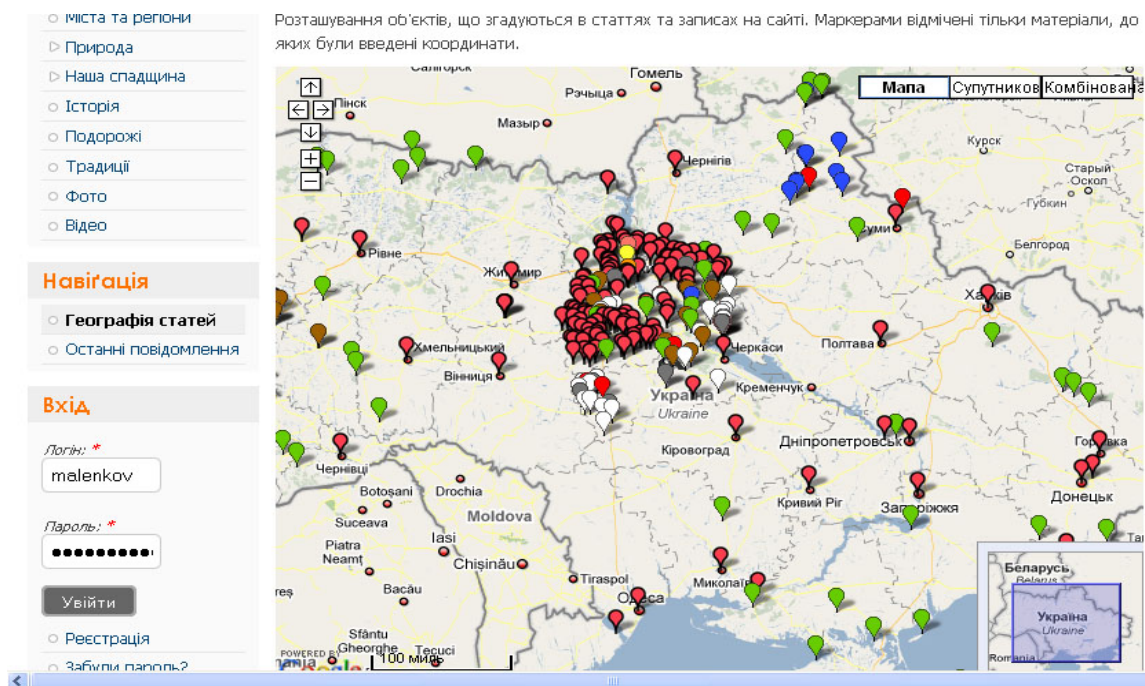
В Google Maps відображається карта Світу. Користувач маючи елементарні географічні знання переміщенням та збільшенням може переглянути будь яку ділянку із мінімальним базовим масштабом 1:25000. Основу даних складають супутникові знімки Landsat, SPOT, Quickbird та топографічні карти. Знімки територій зроблені із супутника Landsat-7, камерою ETM+ мають роздільну здатність 15 метрів. Великі міста відображаються із базовим масштабом 1:2000. Дані по містам надаються компанією DigitalGlobe. Знімки міст виконані із супутників Quickbird-2 камерою VHRC-60 (роздільна здатність 0,68 метрів). Усі дані спроектовані у проекцію Меркатора й базуються на сфері.

Багато програмних оболонок, які використовуються у розробці та виготовленні інформаційної продукції у мережі Інтернет, мають домовленості із Google на використання модульних блоків сервісу Google Maps. Вікно сервісу Google Maps без проблем можна розмістити у інтерактивній системі кадастру – потрібно лише отримати дозвіл компанії Google та отримати ключ для доступу. Картографічна інформація сервісу у потребах кадастру може бути використана як фоновий шар (підкладка) із можливістю збільшення-зменшення. Але в першу чергу дуже важливою є можливість локально доповнювати карти власними даними: контурами (полігонами, лініями та полілініями), маркерами (точками) та інтерактивними підказками. Дуже просто у цій системі створювати гіперпосилання.

Карти Google Maps для України виконані із україномовними назвами. При розміщенні вікна карти у системі без проблем можна задати початковий масштаб зображення та його локалізацію (вікно відразу відкриватиметься із зображенням потрібної території, див. рис.1). Зважаючи на це Google Maps дає можливість створити картографічний блок інформації для інтерактивного кадастру користуючись лише засобами картографування у мережі Інтернет без використання спеціальних програмних продуктів ГІС. Але картографічний інструментарій Google Maps дуже бідний, тому редагування власних карт в сервісі



недосконале і без ГІС не обійтись ніяк. Карти виконані у ГІС для завантаження у Google Maps потрібно буде конвертувати у растровий формат або у векторний формат kml.



**Рис.1.** Приклад використання вікна сервісу Google Maps на власному сайті

Сервіс Google Maps дозволяє розміщувати у мережі Інтернет власні картографічні шари. Процедура додання власного шару полягає у завантаженні необхідного картографічного зображення в систему і прив'язки його до системи координат. Попередньо цю карту необхідно створити у програмному продукті ГІС й експортувати або конвертувати у необхідний формат.

Найпростішим варіантом додавання необхідних шарів буде конвертація векторних форматів (shp, tab та ін.) у формат kml. Для цього потрібно скористатись конвертором, який містять деякі програмні продукти ГІС (наприклад, він є в останніх версіях ArcGIS), окремим спеціальним програмним продуктом, який дозволяє конвертувати векторні формати, або плагіном. Наприклад, це може бути програмний продукт Tiles2kml Pro, або плагін ESRI Shapefile Plug-In для програмних продуктів компанії ESRI. При конвертації необхідно задати правильну систему координат та правильну проекцію. Для сервісу Google Maps використовується система координат WGS84 та універсальна поперечна проекція Меркатора (UTM - Universal Transverse Mercator). Для правильної конвертації початковий файл повинен мати правильну прив'язку. Конвертований файл потрібно імпортувати у сервіс й він автоматично відкриється у відповідному вікні інтерактивної системи. Єдина проблема – щоб внести необхідні зміни до карти або схеми, доведеться її завантажувати (імпортувати) знову, адже викладений файл редагувати прямо у мережі не дозволяється. Для цього потрібно буде внести зміни (відредагувати) шар у ГІС й знову конвертувати. На перший погляд це робити марудно, але насправді процедура конвертації-імпорту займає не більше десяти хвилин.

Зважаючи на відповідні можливості картографічних веб-сервісів на картосхемах без проблем можна відображати і екологічний стан територій.

Оскільки екологічний стан має властивість постійно змінюватись, єдиним оптимальним вирішенням проблеми оперативної зміни інформації може бути лише використання у картографічному блоці кадастру територій та об'єктів ПЗФ можливостей мережі Інтернет та її картографічних сервісів. Жодна інша глобальна інформаційна мережа



не може так оперативно працювати в масштабах великої країни, а ПЗФ в Україні охоплює всю територію й постійно динамічно збільшується (принаймні на папері).

**Висновок.** Зважаючи на сучасний розвиток веб-технологій є усі підстави використовувати при створенні кадастрових систем та у створенні в ній матеріалів про екологічний стан територій мережу Інтернет. Використання Інтернет та програмних продуктів розроблених для цієї мережі дозволить зробити кадастрову систему автоматизованою, максимально доступною та оперативною, а це особливо актуально для такого динамічного сегменту інформаційних блоків як екологічний стан території. Сучасні технології веб-картографії дозволяють максимально швидко та оптимально створити картографічний блок кадастрової інформації для інтерактивної системи.

1. Даниленко А.С., Лихогруд М.Г., Основні засади запровадження в Україні кадастрової-інформаційної системи//Землевпорядний вісник. – 2003. - №1. С. 22-27.
2. Інструкція про зміст і складання документації кадастру ПЗФ. Міністерство охорони навколишнього природного середовища. 2003.
3. Максудова Л.Г., Абросимов В.В., Романов В.В. Учебное пособие по курсу «Автоматизированная ГИС кадастра»: Автоматизированные информационные системы кадастра. (Часть I). - М.: Изд. МИИГАиК, 1996. – С. 44.

**Маленков Р.А.**

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СОСТАВЛЯЮЩАЯ В КАДАСТРЕ ТЕРРИТОРИЙ И ОБЪЕКТОВ ПРИРОДНО-ЗАПОВЕДНОГО ФОНДА И ТЕХНОЛОГИИ ВЕБ-КАРТОГРАФИРОВАНИЯ

*В этой статье раскрываются вопросы учета экологической составляющей при создании системы кадастра территорий и объектов природно-заповедного фонда Украины с использованием технологий веб-картографии и использования для создания такой системы сети Интернет. Проблема является актуальной ввиду того, что природно-заповедный фонд существует для поддержания экологического баланса и экологической безопасности государства, а также ввиду значительного развития технологий картографирования и картирования в сети Интернет.*

**Malenkov R.A.**

ENVIRONMENTAL COMPONENT IN INVENTORY OF TERRITORIES AND OBJECTS OF NATURAL RESERVE FUND AND TECHNOLOGIES OF WEB MAPPING

*This article describes the accounting for the environmental component in establishing an inventory of areas and objects of natural reserve fund of Ukraine using web-mapping technology and use it to create such a system on the Internet. The problem is relevant because the natural reserve fund exists for maintaining the ecological balance and environmental security of the state, as well as due to the significant advances in technology mapping and mapping on the Internet.*

УДК 504.03 + 620.9

**ЖОЛУДЕНКО О.О.**

*ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища», м.Київ*

### **ВИВЧЕННЯ БАГАТОРІЧНОЇ ДИНАМІКИ ЗМІН ПОКАЗНИКІВ РІДКОГО ТА ТВЕРДОГО СТОКУ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ В ЗОНІ ВПЛИВУ ТАШЛИЦЬКОЇ ГАЕС І ОЛЕКСАНДРІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.**

*Наведені узагальнені результати та аналіз спостережень за рідким та твердим стоком, що проводилися на водпостах гідрометслужби вище (м. Первомайськ) та нижче (сміт Олександрівка) зони впливу Ташлицької ГАЕС та Олександрівського водосховища. Досліджена залежність середньорічних витрат завислих наносів від середньорічних витрат води на р.Південний Буг у водпоста сміт Олександрівка за періодами: за 1960-1990 рр. (до підняття відміток НІР Олександрівського водосховища до 14,7 м), за 2006-2012 рр. (після заповнення Олександрівського водосховища до відміток НІР 14,7 і 16,0 м).*

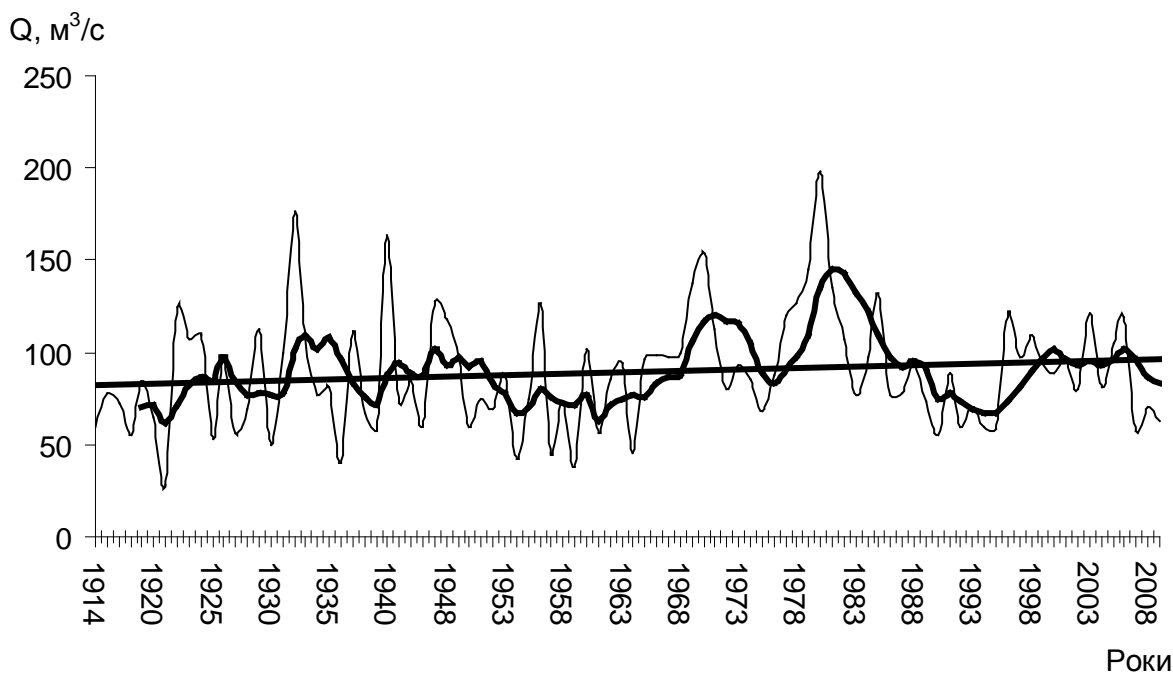
Найголовнішими факторами формування твердого стоку є еродованість території, глибина врізу річкової долини, характер атмосферних опадів. Важливе значення має також природна або штучна зарегульованість річкового стоку. Сумісна дія цих факторів зумовлює те, що середня багаторічна мутність води різних річок коливається від одиниць до сотень і навіть тисяч грамів на 1,0 м<sup>3</sup>. Із збільшенням розмірів річок мутність води і модуль твердого стоку переважно зменшуються. Це обумовлено більшою пологістю схилів на великих водозборах, зменшенням транспортуючої здатності потоку та ін.

З будівництвом Олександрівської ГЕС і розбудовою Ташлицької ГАЕС почали виникати зміни в русловому природному режимі р. Південний Буг. Тому метою дослідження даної статті було встановити вплив заповнення Олександрівського водосховища до відміток НІР 14,7 м і 16,0 м на інтенсивність та характер формування рідкого та твердого стоку річки Південний Буг нижче Південноукраїнського енергетичного комплексу (ПУЕК). Вирішення цих питань особливо актуальне у зв'язку із загостренням гідроекологічних проблем у басейні Південного Бугу, що зумовлюється низкою причин галузевого й регіонального характеру, головними з яких є висока освоєність земельних ресурсів, зарегульованість річкового стоку, великі обсяги залучення водних ресурсів до господарського обігу та їх забруднення.

За загальноприйнятими у гідрометрії та гідрології методиками [1,2] визначено характеристики рідкого та твердого стоку в басейні Південного Бугу у районі спорудження Ташлицької ГАЕС та у зоні, що підлягає затопленню внаслідок збільшення об'ємів Олександрівського водосховища.

Спостереження за стоковими характеристиками на досліджуваній ділянці р. Південний Буг (м. Первомайськ—сміт Олександрівка) провадяться підрозділами Гідрометслужби з 1918 р. Довжина рядів, що складаються з середньомісячних витрат води за кожен з 12 місяців, середньорічних, максимальних і мінімальних добових і річних витрат, становить більше 80 років.

Як свідчить аналіз гідрологічних даних з 1918 по 2012 рр., незважаючи на значну зарегульованість (близько 200 водосховищ і 6,9 тис. ставків із сумарним об'ємом 1,5 км<sup>3</sup>) та широке використання водних ресурсів для загальногосподарських потреб, середньорічні витрати р. Південний Буг у районі гирла річки за період з 1918 по 1950 рр. становили 87,0 м<sup>3</sup>/с. Після створення більшості водосховищ і ставків, у 1951–1980 рр. середньорічні витрати зросли до 93 м<sup>3</sup>/с, після спорудження водоймища-охолоджувача ЮУ АЕС, у 1981–1999 рр., майже не змінилися і становлять близько 92 м<sup>3</sup>/с (рис.1).



**Рис. 1.** Хронологічний розподіл середньорічних витрат води та лінії тренду р. Південний Буг–смт Олександрівка

Слід відмітити, що створення більшості ставків та водосховищ в басейні Південного Бугу з початку 60-х років минулого сторіччя, призвело до збільшення середньомісячних мінімальних витрат води на водпосту смт Олександрівка в меженний період майже у 1,5 рази, натомість максимальні витрати у повінь зменшились практично у 2 рази (рис. 2).



**Рис. 2.** Максимальні та мінімальні витрати води р. Південний Буг – смт. Олександрівка

Господарська діяльність у межах водозбору в багаторічному ході стоку (і у формуванні його статистичних параметрів) на фоні глобальних кліматичних впливів проявляється незначно.

Наприклад, коефіцієнти варіації побутового і природного річного стоку практично однакові.

В табл. 1 наведені статистичні параметри і розрахункові значення різної забезпеченості природного річного стоку у смт Олександрівка за багаторічний період 1914–2012 рр. (там же наводяться дані по середньобагаторічному значенню побутового (спостережного) стоку).

**Таблиця 1.** Параметри та розрахункові значення річного стоку Південного Бугу у смт Олександрівка ( $F=46200 \text{ км}^2$ )

Одиниця виміру	Параметри				Розрахункові значення природного стоку, забезпеченість, Р%					
	Середньобагаторічне значення		Коефіцієнт							
	Побутового	Природного	Варіації, $C_v$	Асиметрії, $C_s$	25	50	75	95	97	99,9
л/с·км <sup>2</sup>	1,98	2,06	0,36	$2C_v$	2,50	1,97	1,52	1,02	0,91	0,74
м <sup>3</sup> /с	88,9	95,3			116	91,2	70,3	47,2	42,1	34,0
мм	62,3	65,1			79,2	62,2	48,0	32,2	28,8	23,2
км <sup>3</sup>	2,88	3,01			3,64	2,87	2,21	1,49	1,34	1,07

Середньо-багаторічні значення побутового стоку всього на 4,4% нижче природного (відновленого).

Крива забезпеченості природного річного стоку р.Південний Буг у смт Олександрівка наведена на рис. 3.

За період спостережень до введення в експлуатацію Южно-Української АЕС (1948 – 80 рр.) середньорічна каламутність води у м. Первомайськ склала  $510 \text{ г/м}^3$ , у смт Олександрівка –  $350 \text{ г/м}^3$ .

Сумарний стік наносів по роках коливається в широких межах.

Так, у м. Первомайськ річні значення каламутності за період спостережень змінювались від  $25 \text{ г/м}^3$  (1959 р.) до 2000 (1956 р.); у смт Олександрівка, відповідно, від  $10 \text{ г/м}^3$  (1975 р.) до 1300 (1956 р.).

Річний стік наносів у м. Первомайськ коливається від  $280 \text{ кг/с}$  (8800 тис.т, 1956 р.) до  $0,87 \text{ кг/с}$  (27 тис.т, 1954 р.); у смт Олександрівка – від  $170 \text{ кг/с}$  (5400 тис.т, 1956 р.) до  $0,70 \text{ кг/с}$  (22 тис.т, 1959 р.).

Основна маса наносів – 50 – 60 %, в окремі роки до 90 % річного стоку, проходить навесні, з лютого по квітень. Весняні добові максимуми каламутності у м. Первомайськ досягали значень  $7500 \text{ г/м}^3$ , у смт Олександрівка –  $6400 \text{ г/м}^3$  (1–3.04.1956 р.).

Дощові паводки викликають різке підвищення каламутності води в річці, але разом з тим, об'єм їх малий, лише при видатних паводках об'єм стоку наносів може досягати 50 % річного (1959 р.).

У період літньої межени основна частина зважених наносів складається із частинок менше  $0,05 \text{ мм}$ , але під час високих водопіль вміст крупних частинок збільшується. Так, в 1953 і 1956 роках крупнозернисті частинки діаметром більше  $0,05 \text{ мм}$  складали 60%.

Середньо-багаторічні показники твердого стоку р.Південний Буг наведено в табл. 2.

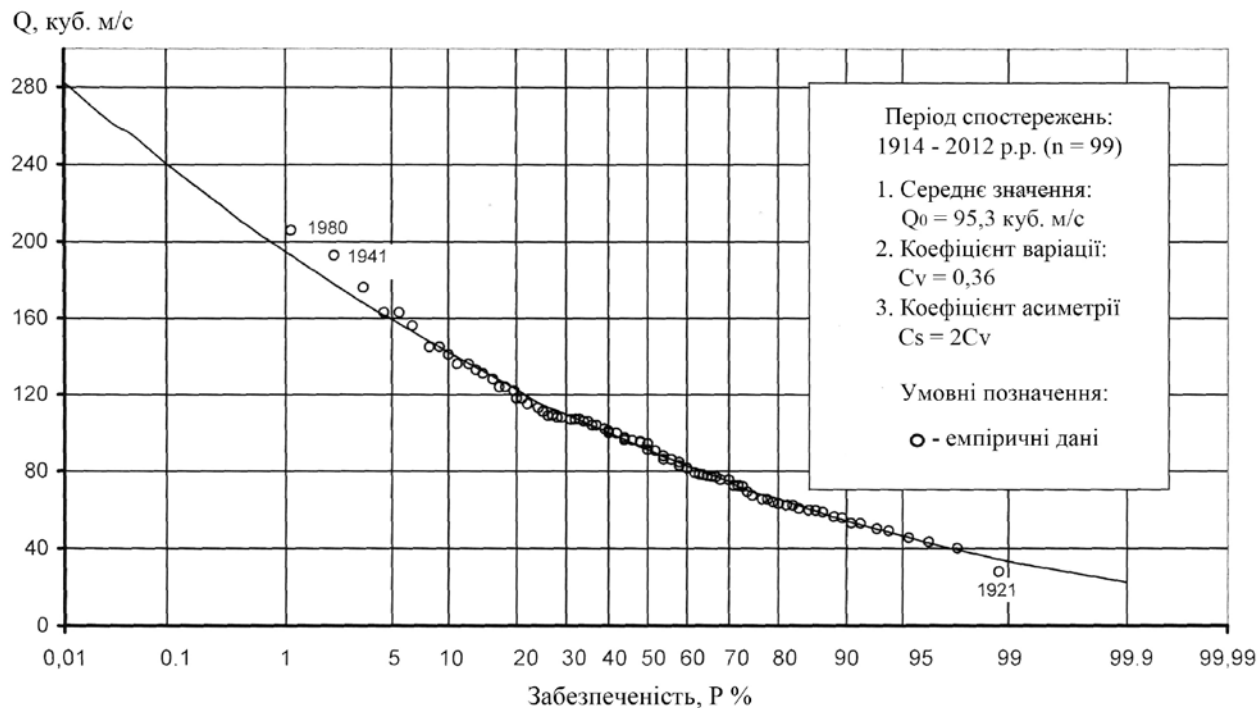


Рис. 3. Крива забезпеченості природного річного стоку р.Південний Буг біля смт Олександрівка за багаторічний період спостережень

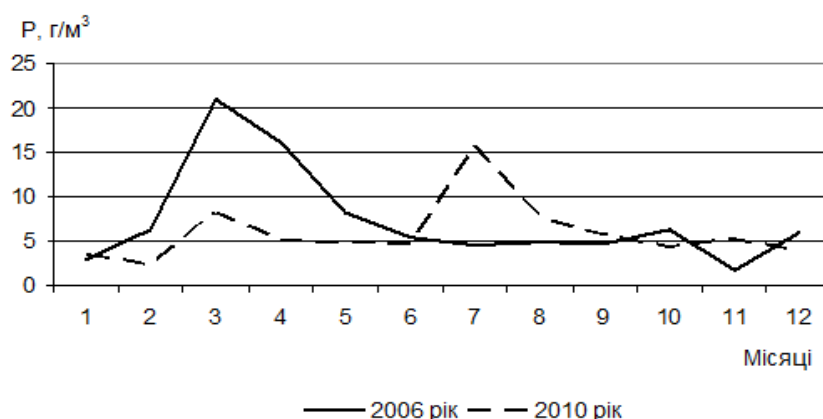


Рис. 4. Порівняння максимальних значень каламутності води в р. Південний Буг у створах водпостівм. Перемоайськ та смт Олександрівка ( за період 1950 - 60 рік )

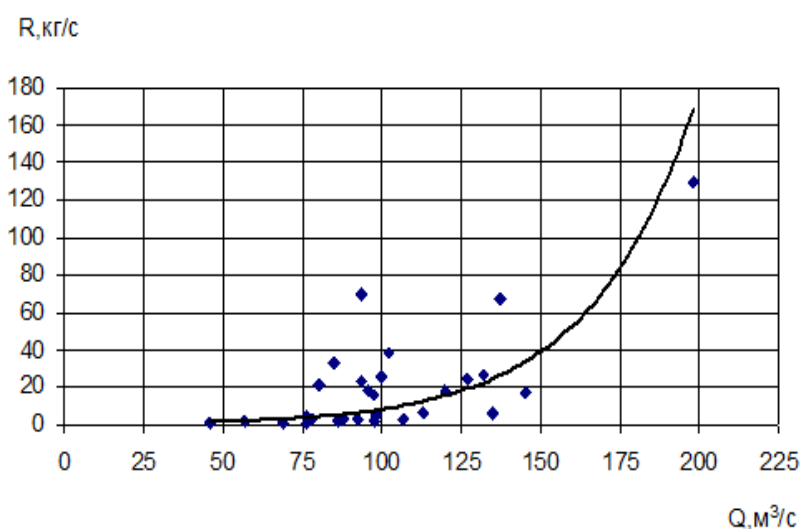
**Таблиця 2.** Показники твердого стоку р. Південний Буг – смт Олександрівка за багаторічний період

Каламутність, г/м <sup>3</sup>	Витрата наносів, кг/с	Кількість наносів за рік, млн. тон	Модуль змиву, т/(км <sup>2</sup> /рік)
350	32,0	1,01	21,9

Розглядаючи динаміку каламутності води на водпосту р. Південний Буг – смт Олександрівка в період заповнення Олександрівського водосховища до відміток НІР 14,7 м (2006 рік) і 16,0 м (2010 рік), представлений у графічному зображенні (рис.5), можна зробити висновок, що Олександрівське водосховище в цілому сприяє зменшенню каламутності і загальному очищенню води р. Південний Буг за рахунок процесів седиментації при гасінні її швидкості у верхній частині водосховища.



**Рис. 5.** Динаміка змін середньомісячної каламутності води в р. Південний Буг у створі водпоста смт Олександрівка (за 2006 і 2010 роки)

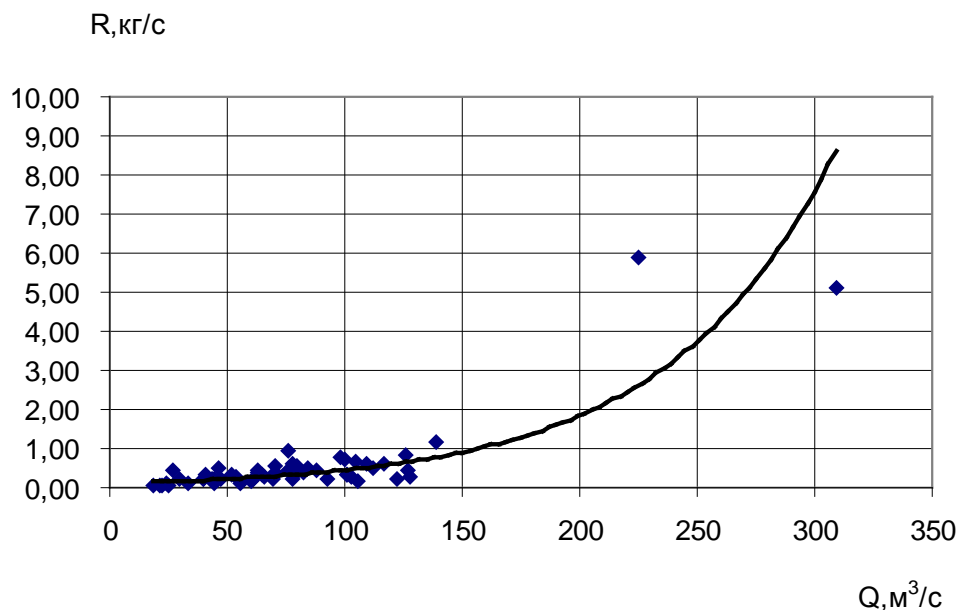


**Рис.6.** Залежність середньорічних витрат завислих наносів від середньорічних витрат води на р.Південний Буг – смт Олександрівка у 1960 – 1990 рр.

Зарегулювання стоку призвело не тільки до зменшення стоку наносів, а й до порушення традиційної залежності витрат наносів від витрат води  $R = f \{Q\}$ .

Це чітко можна простежити з порівняння графіків залежності стоку завислих наносів від стоку води на р.Південний Буг – смт Олександрівка за період до підняття відміток НІР

Олександрівського водосховища до 14,7 і 16,0 м (рис.6) та після заповнення водосховища (рис.7).



**Рис.7.** Залежність середньомісячних витрат завислих наносів від середньомісячних витрат води на р.Південний Буг – смт Олександрівка у 2006 – 2012 рр.

### **Висновки**

1. Створення більшості ставків та водосховищ в басейні Південного Бугу, з початку 60-х років минулого сторіччя сприяли тому, що на водопосту смт Олександрівка спостерігається тенденція до зменшення максимальних витрат водопілля і збільшення межених витрат – як зимових, так і літніх (рис. 2).

2. Заповнення Олександрівського водосховища до відміток НПР 14,7 м (2006 рік) і 16,0 м (2010 рік), в цілому сприяє зменшенню каламутності і загальному очищенню води р. Південний Буг за рахунок процесів седиментації при гасінні її швидкості у верховій частині водосховища.

3. Зарегулювання стоку призвело не тільки до зменшення стоку наносів, а й до порушення традиційної залежності витрат наносів від витрат води  $R = f \{Q\}$ .

1. Горошков И. Ф. Гидрологические расчеты. – Л.: Гидрометеиздат, 1979. – 431 с.
2. Рождественский А. В., Чеботарев А. И. Статистические методы в гидрологии. – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 424 с.
3. Южно-Украинский энергокомплекс. Ташлыкская ГАЕС. Уточненный проект. Общая пояснительная записка. – Харьков, ОАО «Укрэнергопроект», 1991. Инв. 942-2-Т2– С. 70–74.
4. Вишневецький В.І., Косовець О.О. Гідрологічні характеристики річок України. – К.: Ніка-Центр. – 2003. – С.140–149.

**ЖОЛУДЕНКО О.А.**

ИЗУЧЕНИЕ МНОГОЛЕТНЕЙ ДИНАМИКИ ИЗМЕНЕНИЙ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЖИДКОГО И ТВЕРДОГО СТОКА Р. ЮЖНЫЙ БУГ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ТАШЛЫКСКОЙ ГАЭС И ОЛЕКСАНДРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

*Приведены обобщенные результаты и анализ наблюдений за жидким и твердым стоком, которые проводились на водпостах гидрометслужбы выше (г. Первомайск) и ниже (пгт Александровка) зоны влияния Ташлыкской ГАЭС и Александровского водохранилища. Исследована зависимость среднегодовых расходов взвешенных наносов от среднегодовых расходов воды на р. Южный Буг у водпоста пгт Александровка по периодам; за 1960-1990 гг. (до подъема отметок НПУ Александровского водохранилища до 14,7 м), за 2006-2011 гг. (после заполнения Александровского водохранилища до отметок НПУ 14,7 и 16,0 м).*

**ZHOLUDENKO O.A.**

STUDY OF LONG-TERM DYNAMICS OF CHANGES IN INDICATORS OF LIQUID AND SOLID RUNOFF OF PIVDENNYJ BUG RIVER WITHIN THE TASHLYK HYDROELECTRIC PUMPED STORAGE POWER PLANT AND OLEKSANDRIVSKYJ RESERVOIR

*In the article are given the generalized results and analysis of observations of the liquid and solid runoff, which were held on the hydrometeorological water stations above (Pervomaysk town) and below (village Alexandrivka) of zone influence of Tashlyk PSPP and Alexandrivske Reservoir. The dependence of the average costs of suspended sediment from the annual cost of water on the Pivdennyj Bug River near the water station of the village Alexandrivka by periods; the period of 1960-1990. (Lifting up NPU marks at the Alexandrivskyj Reservoir up to 14.7 m), for 2006-2011. (after filling the reservoir of the Alexandrivskyj reservoir marks NPU 14.7 and 16.0 m).*



УДК 519.2+550.42+504.4.054

**ЖУКОВ М.Н.<sup>1</sup>, КЛИПА А.В.<sup>1</sup>, ВИШНЕВСЬКИЙ І.В.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>КНУ імені Тараса Шевченка, м.Київ

<sup>2</sup>КП «Кіровгеологія», м. Київ

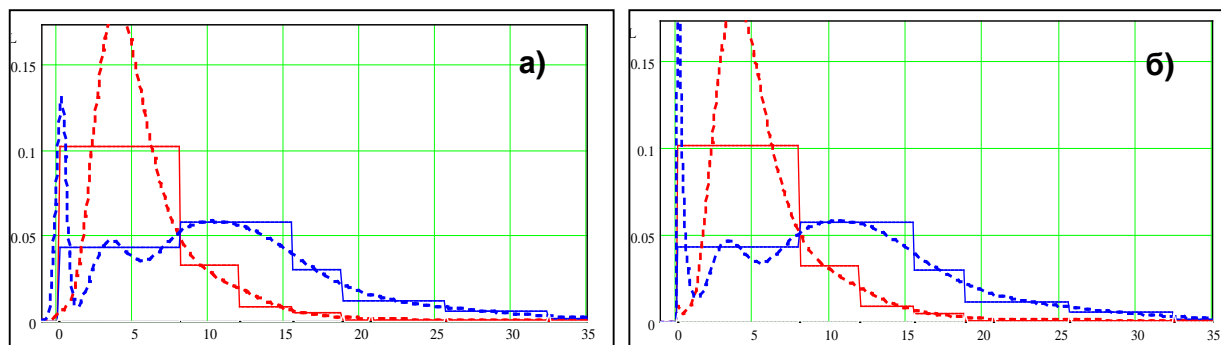
## **ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ НА ОСНОВІ МЕТОДИКИ ЙМОВІРНІСНО-СТАТИСТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ РОЗПОДІЛІВ ВМІСТУ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ**

*Продемонстровано можливості використання композиційних моделей розподілів вмісту мікроелементів природних вод на території Полтавської області для вирішення задач екологічного моніторингу. Доведено, що інтегральні характеристики, отримані на основі запропонованих моделей, є стійкими і дозволяють детально дослідити об'єкт та оцінити його екологічний стан. Встановлено, що з 1985 р. по 1993 р. екологічна ситуація у акваторіях досліджуваного регіону погіршилась. Окрім статистичних оцінок площ перевищення критичних границь вмісту мікроелементів, їх сумарного навантаження, також розраховано питоме навантаження цих елементів на одиницю площі території, яка вкрита водою. Така характеристика дає можливість порівнювати екологічні показники різних об'єктів та територій не лише в часі, але й між собою.*

Підвищений вміст мікроелементів у природних водах вказує не лише на забруднення води внаслідок антропогенної діяльності, а й на особливості геолого-гідрогеологічних умов території, на якій вони знаходяться. У незначних кількостях вони присутні у всіх природних компонентах навколишнього середовища, формуючи тим самим фоновий вміст елементу. Природні води не є виключенням. Проте, коли вміст мікроелементів у природних компонентах перевищує фонові значення, це говорить про їх надходження з додаткових джерел, які пов'язані з господарською діяльністю людини. Забруднення природних вод мікроелементами, з яких велика кількість є важкими металами, призводить до їх поступової деградації та втрати екологічних властивостей. Як результат, вода стає непридатною для задоволення господарсько-питних потреб. Використання такої води веде до серйозних негативних змін у здоров'ї людини [1]. Тому моніторинг поведінки мікроелементів у природних водах є важливою складовою екологічного моніторингу, на основі якого можна запобігати негативним наслідкам, які пов'язані з забрудненням навколишнього середовища. А вдосконалення засобів моніторингу підвищує його ефективність і розширює можливості, що дає змогу більш детально досліджувати об'єкт та з'ясувати інформацію, пов'язану з його змінами.

У попередніх роботах [2,3] для оцінки екологічного стану природних водних об'єктів було запропоновано удосконалену методику, яка базується на ймовірнісно-статистичному моделюванні розподілів вмісту мікроелементів у природних водах. Дані для дослідження закономірностей розподілів вмісту елементів у природних водах були надані Казенним підприємством «Кіровгеологія» – дві об'ємні бази даних по гідролітохімічних зйомках різного масштабу, які були проведені на території Полтавської області у 1985–1991 рр. та 1991–1993 рр. Було доведено, що запропоновані композиційні моделі (композиційно-нормальна та композиційно-логнормальна) є універсальними для опису розподілів вмісту всіх досліджуваних елементів. Показовим прикладом універсальності композиційних моделей є щільність розподілу вмісту міді у період 1985–1988 рр. На графіках із зображенням щільності розподілу концентрацій міді (рис.1) спостерігається ускладнення у вигляді полімодальності, яке модель вправно долає. Якщо перша модель пов'язана з даними, які нижче порогу чутливості, то дві інших свідчать про різні закони розподілів на

досліджуваній території. У додаток до цього, моделі виявилися ефективними навіть при невеликій кількості даних [3].



**Рис.1.** Розподіли вмісту Cu ( $n \cdot 10^{-2}$  мг/дм<sup>3</sup>) у природних водах:

непараметрична щільність (суцільна червона лінія – дані 1985–1988 рр., суцільна синя – 1991–1993 рр.); параметрична щільність (пунктирна червона лінія – дані 1985–1988 рр., пунктирна синя – 1991–1993 рр.):  
 а) композиційний нормальний розподіл; б) композиційний логнормальний розподіл

Модель, яка адекватно описує розподіли вмісту елементів у природних водах, дає можливість розрахувати інтегральні характеристики, які дають змогу оцінити екологічний стан досліджуваного об'єкту (природні води Полтавської області): статистичні оцінки площ, на яких вміст елементу перевищує задані границі, сумарне навантаження елементів на об'єкт та питома навантаження на одиницю площі, яка вкрита водою. Ці характеристики розраховуються шляхом інтегрування щільності розподілів за формулами (1,2):

$$S = \int_D^{x_{kg}} f(x) dx, \quad (1)$$

де  $S$  – статистична оцінка площі, на якій вміст елементу перевищує критичні границі ( $D$ );  $f(x)$  – оцінка щільності розподілу вмісту концентрацій мікроелементу;

$$P = K_p V_v \int_{x_{og}}^{x_{kg}} f(x) dx \quad (2)$$

де  $P$  – сумарне навантаження елементу на природний водний об'єкт;  
 $K_p$  – перерахунковий коефіцієнт;  
 $V_v$  – об'єм досліджуваного водного об'єкту

Як видно з формули (2), для розрахунку сумарного навантаження елементів на водні об'єкти додатково необхідно знати об'єм водних ресурсів області, а для розрахунку питомих навантажень – площу земель, вкритих водою.

Було встановлено, що загальний об'єм водних ресурсів області:

- у середній за водністю рік становить 1940 млн. м<sup>3</sup>;
- у маловодний рік – 1310 млн. м<sup>3</sup>;
- у дуже маловодний рік ця цифра знижується до 760 млн. м<sup>3</sup>.

Загальна площа земель, вкритих водою, становить 1488 км<sup>2</sup>, або 5,18% території області. У тому числі під штучними водоймами – 1313 км<sup>2</sup>; річками й струмками – біля 103 км<sup>2</sup>; озерами – 51,4 км<sup>2</sup> [4].

У нашому випадку до уваги було взято об'єм водних ресурсів у середній за водністю рік. Також було зроблено припущення, що вміст мікроелементів у товщі води є однаковим, тобто не змінюється з глибиною. Проте, з'ясувавши залежність концентрації елементу від глибини, оцінки сумарного навантаження можуть бути уточнені за рахунок функцій регресії, що моделюють зміну вмісту з глибиною.

Результати розрахунку інтегральних характеристик екологічного стану водних об'єктів Полтавської області на основі композиційних моделей наведені в табл. 1 (на прикладі Ва, Си, Мп, Мо, V). До уваги взяті ті елементи, кількість значущих проб яких не менша 85 %. У табл.1 наведені усереднені значення оцінок за композиційно–нормальною та композиційно–логнормальною моделями, які є найбільш точними [3].

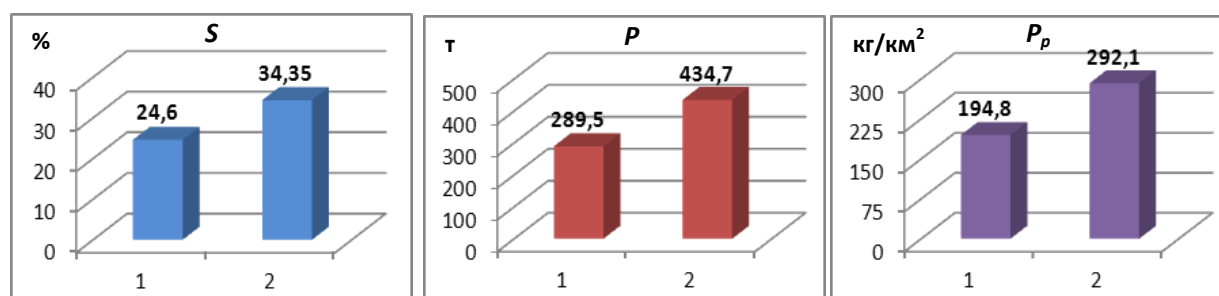
**Таблиця 1.** Інтегральні характеристики екологічного стану водних об'єктів Полтавської області на основі композиційних моделей

Хім. елемент	$D_{кр}$	Одиниці виміру $D_{кр}$ , мг/дм <sup>3</sup>	1985-1988 рр.			1991-1993 рр.		
			$S$	$P$	$P_p$	$S$	$P$	$P_p$
Ва	15	$n \cdot 10^{-2}$	0,046	124,305	83,54	0,1555	150,9	100,855
Си	14	$n \cdot 10^{-3}$	0,042	11,625	7,815	0,305	21,58	14,5
Мп	15	$n \cdot 10^{-2}$	0,246	289,85	194,795	0,3435	434,705	292,15
Мо	21	$n \cdot 10^{-4}$	0,00865	1,3	0,87	0,1005	1,575	1,06
V	8	$n \cdot 10^{-3}$	0,079	6,89	4,635	0,02	3,855	2,59

Примітки:  $D_{кр}$  – критична границя,  $S$  – імовірнісна оцінка площі перевищення  $D_{кр}$ ,  $P$  – сумарне навантаження (т),  $P_p$  – питома навантаження (кг/км<sup>2</sup>)

Слід зазначити, що при визначенні критичних границь було враховане ландшафтно–геохімічне районування Полтавської області, а саме, фонові значення вмісту мікроелементів у природних водах[5]. Це дало можливість з'ясувати площі з аномальним вмістом досліджуваних елементів, причиною якого здебільшого є фактори техногенної діяльності.

Для більш наглядного прикладу зміни екологічної ситуації досліджуваного регіону дані табл.1 зображені у вигляді гістограм на рис.2.



**Рис.2.** Графічне відображення інтегральних оцінок, наведених у табл.1 (на прикладі Мп): 1 –у період 1985–1988 рр. 2 –у період 1991–1993 рр.

З табл. 1 та рис. 2 видно, що екологічна обстановка у акваторіях Полтавської області по досліджуваним елементам у період з 1985 р. по 1993 р. погіршилась. Площі, на яких вміст мікроелементів перевищує критичні границі, збільшилися з 0,86–24,6 до 10–34,35 %. Площа, де вміст барію (Ва) перевищує  $15 \cdot 10^{-2}$  мг/дм<sup>3</sup>, збільшилася у 3,5 рази – з 4,5 до 15,5%; площа, де вміст міді (Си) перевищує  $14 \cdot 10^{-3}$  мг/дм<sup>3</sup> – у 7,5 разів – з 4 до 30 %; площа, де вміст марганцю (Мп) перевищує  $15 \cdot 10^{-2}$  мг/дм<sup>3</sup> збільшилася у 1,4 рази – з 24,3 до 34,6 %; площа, де вміст молібдену (Мо) перевищує  $21 \cdot 10^{-4}$  мг/дм<sup>3</sup> збільшилася майже на 10 відсотків – з 0,8 до 10,1 %.

Сумарне навантаження на водні об'єкти також підвищилося: Ва – з 124,3 т у 1985–1988 рр. до 150,9 т у 1991–1993 рр.; Си – з 11,625 до 21,58; Mn – з 289,85 до 434,7; Мо – з 1,3 до 1,575. Відповідно до сумарного і питоме навантаження по зазначеним елементам на одиницю площі зросло. Так, стосовно Ва воно змінилося з 83,54 кг/км<sup>2</sup> до 100,85 кг/км<sup>2</sup>; Си – з 7,815 до 14,15; Mn – з 194,8 до 292,15; Мо – з 0,87 до 1,06.

Проте, ситуація з одним із досліджуваних елементів кардинально відрізняється від інших. Концентрація ванадію (V) у природних водах зменшилася, про що свідчать дані тибл.1. Площа, на якій вміст V перевищує критичні границі, зменшилась з 7,9 % у 1985–1988 рр. до 2 % у 1991–1993 рр. Сумарне та питоме навантаження також знизилося з 6,89 т до 3,86 т і з 4,64 кг/км<sup>2</sup> до 2,59 кг/км<sup>2</sup> відповідно.

Проведене дослідження свідчить, що ситуація у період з 1985 р. по 1993 р. змінилася у гіршу сторону. Концентрації чотирьох з п'яти мікроелементів у природних водах підвищились, що говорить про додаткове їх надходження до компонентів навколишнього середовища, у тому числі й до природних вод. Джерелами додаткового надходження елементів є антропогенна діяльність людини. Незважаючи на стагнацію промисловості у період проведення другої зйомки, екологічна ситуація погіршилась і причиною цього є колосальне техногенне навантаження на природне середовище у період розквіту СРСР – 1975–1985 рр.[6]. Для відновлення і самоочищення компонентів природи необхідно значно більше часу.

Що стосується ванадію, то покращення екологічної ситуації пов'язане, скоріше за все, саме з стагнацією нафтової промисловості у досліджуваній період. Цей мікроелемент входить до складу нафтопродуктів, видобуток та обробка яких притаманна Полтавській області, оскільки після розпаду СРСР нафтопереробна промисловість значно скоротила обсяги виробництва продукції.

Як бачимо з вищевикладеного матеріалу, запропонована удосконалена методика дослідження розподілів вмісту хімічних компонентів природних вод є досить ефективним інструментом для вирішення задач моніторингу. Екологічна оцінка на основі інтегральних характеристик розподілів є значно інформативнішою у порівнянні з традиційною оцінкою, що ґрунтується на порівнянні гранично допустимих концентрацій. Проте слід зазначити, що можливості даної методики не обмежуються розрахунком інтегральних характеристик. Маючи бази даних систематичних спостережень за водними об'єктами певної території, можна робити прогноз зміни кривих розподілів на майбутнє. Додавши до моделі дані стосовно факторів, які впливають на зміну хімічного складу природних вод (кількість опадів, випаровування, ландшафтно-геохімічне районування, кількість стічних вод, наявність звалищ та захоронених відходів і т.д.) можна з'ясувати залежність зміни статистичних характеристик розподілів під впливом зазначених факторів. Створення прогнозової моделі з урахування зазначених факторів буде метою подальших досліджень.

1. Скальный А.В. Химические элементы в физиологии и экологии человека / А.В. Скальный. – М.: Мир, 2003. – 216 с.
2. Імовірнісна оцінка забруднення природного середовища на основі моделювання розподілів вмісту хімічних елементів (на прикладі поверхневих вод Полтавської області) / М.Н. Жуков [та ін.] // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Геологія. – 2012. – № 58. – С.52–57.
3. Жуков М.Н. Оцінка ефективності моделей розподілу вмісту важких металів у поверхневих водах (на прикладі Полтавської області) / М.Н. Жуков, А.В. Клипа, І. Стахів // Вісник Київського університету. Геологія. – 2012. – № 59. – С.51-53.
4. Географія Полтавщини – Режим доступу: <http://geo.pnpu.edu.ua/waters.php> – Назва з екрану.

5. Вступ до медичної геології: у 2 т. – Т. 2 / Г.І. Рудько[та ін.]; за ред. Г.І. Рудька, О.М. Адаменка. – К.: Академпрес, 2010. – 448 с.
6. Жуков М.Н. Рівень та фактори забруднення поверхневих вод важкими металами (на прикладі Полтавської, Сумської та Чернігівської областей) / М.Н. Жуков, А.В. Клипа // Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. – 2013. – № 1049. – С. 199–205.

**Жуков Н.Н., Клипа А.В., Вишневский И.В.**

**ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПОЛТАВСКОЙ ОБЛАСТИ НА ОСНОВЕ МЕТОДИКИ ВЕРОЯТНОСТНО-СТАТИСТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ РАСПРЕДЕЛЕНИЙ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ**

*Продемонстрировано возможности использования композиционных моделей распределений содержания микроэлементов природных вод на территории Полтавской области для решения задач экологического мониторинга. Доказано, что интегральные характеристики получены на основе предложенных моделей, устойчивы и позволяют детально исследовать объект и оценить его экологическое состояние. Установлено, что с 1985 г. по 1993 г. экологическая ситуация в акваториях исследуемого региона ухудшилась. Кроме статистических оценок площадей, на которых содержание микроэлементов превышает критические границы, их суммарной нагрузки, также рассчитано удельную нагрузку этих элементов на единицу площади территории, которая покрыта водой. Такая характеристика дает возможность сравнивать экологические показатели различных объектов и территорий не только во времени, но и между собой.*

**Zhykov N.N. , Klypa A.V. , Vishnevsky I. V.**

**ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF WATER BODIES OF POLTAVA REGION BASED ON THE PROBABILITY MODELING DISTRIBUTIONS OF TRACE ELEMENTS CONTENT IN NATURAL WATERS**

*The possibilities of using compositional model of distribution of trace elements in natural waters in the Poltava region for solving the tasks of environmental monitoring were demonstrated. Based on the proposed models, the integral characteristics of environmental condition of natural waters, which made possible to study in detail the ecological status object and assess its, were obtained. From 1985 to 1993 ecological situation in the waters of the studied region was deteriorated. In addition to statistical estimates of areas exceeding the critical limits of trace elements and their total load, the unit load these elements per unit of land area that is covered by water was calculated. This characteristic makes it possible to compare the environmental performance of different objects and areas not only in time but also with each other.*

УДК 631.3

**СЕРЕБРОВСКИЙ А.Н.**

*Институт проблем математических машин и систем НАН Украины, г. Киев*

## **ТЕХНОЛОГИЯ ОЦЕНИВАНИЯ ОПАСНОСТИ ПОТЕНЦИАЛЬНО–ОПАСНЫХ ОБЪЕКТОВ**

*Предложена технология прогнозирования техногенной опасности на потенциально–опасных объектах (ПОО). Технология основана на вычислении вероятностей аварий, которые возможны на ПОО. Главное внимание в работе направлено на вычисление вероятностей элементарных нежелательных событий. Учитываются ситуации, которые имеют место на объекте, а также наработка оборудования. Описана процедура динамического корректирования прогнозных оценок.*

### **Введение**

Предотвращение аварий и чрезвычайных происшествий (ЧП) на потенциально–опасных объектах (ПОО) является одной из наиболее актуальных проблем техногенной безопасности. Затраты на предотвращение несоизмеримо меньше чем ущерб, который наносят аварии и ЧП природе, жизненной среде, социальным и производственным объектам. Кроме того, аварии на ПОО нередко являются причинами экологических катастроф. Одним из направлений повышения эффективности предотвращения аварий являются автоматизированные технологии оценки и прогнозирования техногенной опасности.

Термин «Прогнозирование опасности» может иметь следующую интерпретацию.

Определить вероятность возникновения хотя бы одного опасного события (аварии, ЧП), возможного на ПОО в заданном интервале прогнозирования [1].

Формализованное представление данной сущности имеет следующее выражение

$$P = 1 - \prod_{i \in I} (1 - P_i) \quad (1)$$

где  $P_j$  -вероятность  $j$  – ой аварии (ЧП);  $J$  -множество индексов аварий (ЧП).

Величину  $P$  называют также техническим риском [2], которая может служить мерой прогнозируемой опасности.

Теоретической основой решения проблемы вычисления вероятностей аварий и ЧП является Вероятностный анализ безопасности (ВАБ) [3].

Потенциально-опасный объект (в дальнейшем «Система») – это объект сложной структуры, в котором четко выделены структурные элементы. Элементарные нежелательные события, происходящие на элементах системы называют *Базисными событиями (БС)*. БС представляют собой: отказы оборудования установленного на объекте; ошибки персонала; события, причинами которых являются различные явления окружающей среды. БС могут при определенных сочетаниях приводить к *системному отказу (аварии)*. Причинно–следственные связи между событиями формализуются логико-вероятностными методами моделирования «Дерево отказов» (ДО) и «Дерево событий» (ДС) [4,5].

В результате, формализованное описание отказа системы (в частности аварии), можно получить в виде дизъюнктивно-нормальной формы (ДНФ), переменными которой являются базисные события на элементах системы.

$$S = G(\{BC_i\} \quad (i = \overline{1, n})) \quad (2)$$

где  $S$  –опасное событие, вызванное отказом системы;

$G$  – логическая функция в виде ДНФ опасного события;

$\{BC_i\}$  ( $i = \overline{1, n}$ ) - базисные события на элементах системы  $E_i$ ;

ДНФ дает возможность представить вероятность опасного события S как аналитическую функцию, у которой аргументами являются вероятности базисных событий.

$$P(S) = Q[P(a_1), P(a_2), \dots, P(a_n)] \quad (3)$$

где  $P(a_i)$  - вероятности базисных событий возможных на элементах  $E_i$  ( $i = \overline{1, n}$ ).

Таким образом, задача оценивания вероятности аварии на заданном прогнозном горизонте  $[\tau_P, \tau_P + \Delta\tau]$  сводится к решению двух задач: формирования модели аварии в виде ДО и ДС и оценки значений вероятностей БС.

Решение первой задачи достаточно апробировано и не вызывает методических трудностей, для решения второй задачи используются подходы: «Живой ВАБ» (LivingprobabilisticSafetyAssessment) (LPSA) [6]; модели отказов [7,8]; экспертные оценки [9]. Слабым местом LPSA и моделей отказов является то, что при оценке вероятностей БС не учитывается влияние конкретных причинных факторов техногенной опасности.

**Цель работы:** разработать автоматизированную технологию комплексного использования LPSA, экспертных знаний о причинных факторах опасности и моделей отказов оборудования на элементах ПОО для оценки опасности ПОО.

Исходя из цели, ставятся следующие задачи:

– разработать логическую основу вычисления и корректировки вероятностей БС на заданном прогнозном интервале  $[\tau_L, \tau_R]$  с учетом ситуаций, возникающих на ПОО, и износа оборудования;

–разработать этапы технологии и комплекс процедур оценивания опасности на ПОО.

Дальнейшее рассуждения проводятся в предположении, что для любого момента времени однозначно определяется наработка (продолжительность работы элемента системы). Тогда прогнозный интервал может быть интерпретирован, как интервал наработки  $[t_L, t_R]$  (в дальнейшем прогнозный горизонт) где  $t_L$  - наработка элемента к моменту  $\tau_L$ ;  $t_R$  - наработка элемента к моменту  $\tau_R$ .

## 2. Логическая основа вычисления и корректировки вероятностей БС

### 2.1. Формализация ситуаций, возможных на объекте

Ситуация в системе представляется в виде совокупности значений причинных факторов опасности  $X_j$  ( $j = \overline{1, k}$ ). Факторы влияют на возникновение БС независимо друг от друга. Для каждого фактора предварительно определены его возможные значения  $(x_{j,1}; x_{j,2}; \dots; x_{j,L_j})$ . Эти значения упорядочены по степени влияния фактора на вероятность возникновения БС, причем первое значение  $(x_{j,1})$  принято считать нормой фактора  $(x_j^N)$  [9]. Ситуация «С» считается заданной, если для каждого фактора  $X_j$  ( $j = \overline{1, k}$ ) установлено одно конкретное значение  $x_{j,l_j}^c$ .

$$"C": X_1 = x_{1,i_1}^c; X_2 = x_{2,l_2}^c, \dots, X_k = x_{k,l_k}^c \quad (4)$$

### 2.2. Формализация влияния ситуаций на интегральные функции распределения вероятностей БС

На элементах системы возможны n различных БС ( $BC_i$  ( $i = \overline{1, n}$ )) и в системе имеет место ситуация, которая описана условиями (4). Обозначим:  $F_i^c(t)$  - интегральную функцию распределения (ИФР) вероятности  $BC_i$  ( $i = \overline{1, n}$ ). Представим  $F_i^c(t)$ , как результат

воздействия совокупности независимых факторов на возникновение  $BC_i$ , причем влияние каждого фактора описывается отдельной специальной функцией.

Определение 1. Функция моновливания  $F_{i,j}^M(t, x_{j,l}^c)$  фактора  $X_j$  ( $j = \overline{1, k}$ ) (при  $X_j = x_{j,l}^c$ ) на возникновение  $BC_i$  есть ИФР вероятности  $BC_i$  при условии, когда фактор  $X_j$  принимает значение  $x_{j,l}^c$ , а остальные факторы равны своим нормальным значениям, т.е. при условии

$$"M": (X_j = x_{j,l}^c) \cap (\forall_{(q=\overline{1, k}, q \neq j)} X_q = x_q^N) \quad (5)$$

где  $x_q^N$  - нормальное значение фактора  $X_q$ .

Функции моновливания факторов обладают тем свойством, что функция  $F_i^c(t)$  может быть представлена в виде их суперпозиции [9]. Предположим, что ситуация в системе описывается условиями (4) и для ситуационных значений  $x_{j,l}^c$  факторов  $X_j$  ( $j = \overline{1, k}$ ) сформированы функции их моновливания на возникновение  $BC_i F_{i,j}^M(t, x_{j,l}^c)$  ( $j = \overline{1, k}$ ). Тогда интегральная функция распределения  $BC_i$  может быть представлена выражением:

$$F_i^c(t) = 1 - \prod_{j=1}^k [1 - F_{i,j}^M(t, x_{j,l}^c)] \quad (6)$$

Определение 2. Эталонная функция  $BC_i$  есть интегральная функция распределения вероятности  $BC_i$  в ситуации, когда все причинные факторы принимают значения своих норм, т.е. при условии:

$$\forall_{(j=\overline{1, k})} X_j = x_j^N, \quad (7)$$

где  $x_j^N = x_{j,1}$  - значение фактора  $X_j$ , соответствующее норме.

Связь между эталонной функцией и функцией моновливания можно представить [9]:

$$F_{i,j}^M(t, x_{j,l}^c) = F_i^N(t) * \eta_{i,j}(x_{j,l}^c) \quad (8)$$

где  $\eta_{i,j}(x_{j,l}^c)$  - характеристика степени влияния фактора  $X_j$  на  $BC_i$  при  $X_j = x_{j,l}^c$ .

Таким образом, проблема формализации влияния ситуаций на ИФР вероятности  $BC$  сводится к построению эталонных функций распределения вероятностей  $BC$  и формированию ситуационных поправок к ним. Первая составляющая создается с использованием моделей отказов и результатов испытаний оборудования в самых благоприятных (нормированных) условиях [7], а вторая - на основе экспертных оценок с применением метода анализа иерархий [10].

### 2.3. Правило вычисления оценок вероятностей $BC$

Вероятность отказа на прогнозном горизонте определяется выражением [11]:

$$P_c(BC_i \setminus [t_L, t_R]) = (F_i^c(t_R) - F_i^c(t_L)) : (1 - F_i^c(t_L)) \quad (9)$$

где  $P_c(BC_i \setminus [t_L, t_R])$  - вероятность  $BC_i$  на горизонте  $[t_L, t_R]$  при условиях (4);

$F_i^c(t_L), F_i^c(t_R)$  - значения функции  $F_i^c(t)$  для наработок  $t_L$  и  $t_R$ .

### 2.4. Правило корректировки ИФР отказов элементов ПОО и границ прогнозных горизонтов при изменении ситуаций на ПОО

Определение. Износ - степень потери ресурса в результате эксплуатации оборудования.

Износ является агрегированным показателем состояния оборудования, значение которого определяется начальным ресурсом, эксплуатационными факторами и наработкой.



Начальный ресурс определяется факторами исходного состояния (ФИС): качеством проекта; качеством изготовления; качеством монтажа и наладки оборудования. Эксплуатационные факторы (ЭФ) определяются уровнем технического обслуживания и технического обеспечения, интенсивностью технологических процессов; агрессивностью среды эксплуатации оборудования. Количественной мерой износа оборудования, возникшего в результате его эксплуатации в конкретных условиях «С», может служить значение интегральной функции распределения отказов, которая соответствует этим же условиям.

$$d^c(t) = F^c(t) \quad (10)$$

где  $d^c(t)$ - достигнутый износ оборудования при наработке  $t$  в условиях «С»;

$F^c(t)$ - значение ИФР отказов оборудования при наработке  $t$  в условиях «С».

Геометрически каждой ситуации (комплексу значений причинных факторов) соответствует траектория, которая описывается интегральной функцией распределения отказов оборудования эксплуатируемого в этих условиях. Ордината точки траектории соответствует износу, достигнутому при заданной наработке. Изменение значений одного или нескольких эксплуатационных факторов означает переход в другую ситуацию при сохранении достигнутого значения износа. В геометрической интерпретации это является переходом на другую траекторию в точку, у которой ордината равна значению износа в момент перехода.

Прогнозная оценка вероятности аварии, вычисляемая последовательным применением выражений (8), (6), (9), (3) является достоверной в начальный момент горизонта прогнозирования и остается таковой до тех пор, пока не произошло изменение текущего значения одного или нескольких причинных факторов. С момента изменения условий прежняя прогнозная оценка перестает быть достаточно достоверной для оперативного оценивания опасности на ПОО. Необходимо вычисление новой оценки опасности, адекватно отображающей динамику изменения условий на ПОО. Для этого необходимо рассчитать новую прогнозную траекторию. Введем обозначения:

$$\text{Исходная ситуация «a»}: X_1 = x_{1,l_a}; X_2 = x_{2,l_a}; \dots, X_k = x_{k,l_a} \quad (11)$$

$$\text{Новая ситуация «b»}: X_1 = x_{1,l_b}; X_2 = x_{2,l_b}; \dots, X_k = x_{k,l_b} \quad (12)$$

Новая прогнозная траектория имеет представление:

$$F_i^b(t) = 1 - \prod_{j=1}^k [1 - F_{i,j}^M(t, x_{j,l_b})], \quad (13)$$

$$\text{где} \quad F_{i,j}^M(t) = F_i^N(t) \times \eta_{i,j}(x_{j,l_b}) \quad (14)$$

Вследствие изменения траектории возникает необходимость пересчета границ прогнозного горизонта. Левая граница нового прогнозного горизонта ( $t_L^b$ ) определяется по правилу:

$$t_L^b = \arg F_i^b(t) \setminus F_i^b(t) = F_i^a(\bar{t}) \quad (15)$$

Правая граница нового прогнозного горизонта ( $t_R^b$ ) в условиях ситуации «b» определяется согласно выражению:

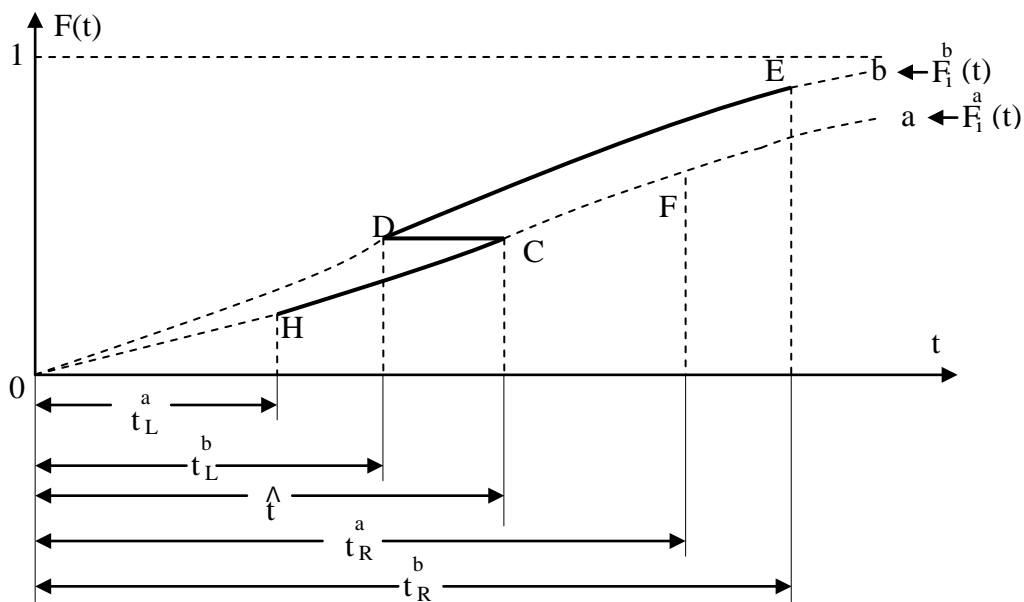
$$t_R^b = t_L^b + (t_R^a - t_L^a), \quad (16)$$

где  $t_R^a, t_L^a$  - левая и правая границы прогнозного горизонта в исходной ситуации «a».

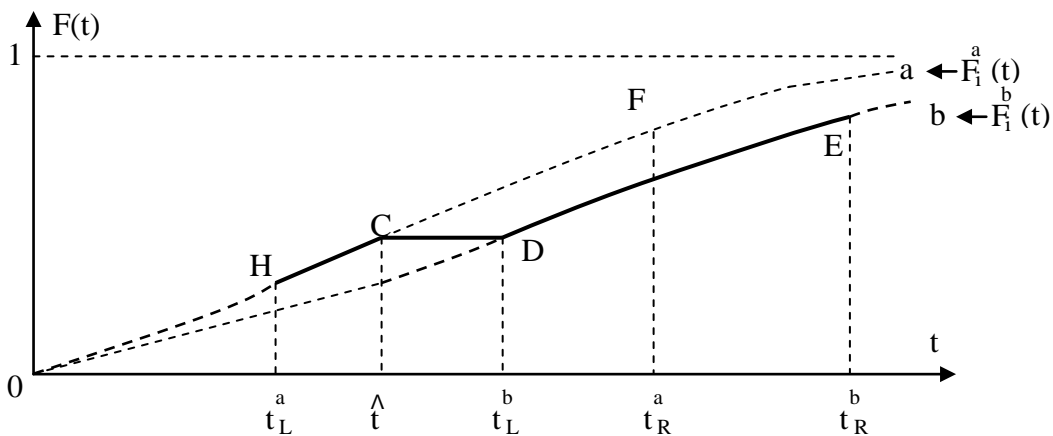
На рис. 2 и 3 представлена геометрическая иллюстрация изменения прогнозной траектории и связанные с этим корректировки прогнозного горизонта. Начальная траектория обозначена точками Н,Ф, а начальный прогнозный горизонт -  $[t_L^a, t_R^a]$ . Точка «С» есть точка

перехода с траектории «а» на траекторию «б» при сохранении износа. На отрезке (С,D) значение износа не изменяется, т.е. отрезок (С,D) является виртуальным участком траектории. Таким образом, реальная траектория определена как (H-C)&(D-E). Прогнозный горизонт после корректировки имеет вид:  $[t_L^b, t_R^b]$ .

Примечание. Если на ПОО зафиксирован отказ  $i$ -го элемента ПОО, то значение вероятности БС на  $i$ -ом элементе устанавливается равным 1 и вероятность аварии пересчитывается (согласно выражению (3)) на прогнозном горизонте  $[\bar{t}, \bar{t} + (t_R^a - t_L^b)]$ , где  $\bar{t}$  – наработка элемента к моменту, когда на  $i$ -ом элементе произошел отказ. Если произведена замена  $i$ -го элемента ПОО, то значение  $P(БС_i)$  устанавливается равным  $P_i^N$  (номинальному значению вероятности отказа  $i$ -го элемента) и затем вычисляется вероятность аварии (согласно выражению (3)).



**Рис 1.** Переход с траектории “а” на траекторию “б”  
Ситуация изменилась в сторону увеличения опасности.



**Рис2.** Переход с траектории “а” на траекторию “б”  
Ситуация изменилась в сторону уменьшения опасности.

### 3. Этапы технологии и комплекс процедур контроля опасности на ПОО

В предлагаемой технологии оценки опасности ПОО выделяются две компоненты: предварительное формирование базы знаний необходимой для решения вычислительных задач и контроль опасности объекта.

#### 3.1. Формирование базы знаний, необходимой для решения задачи оценок вероятностей аварий

Содержательными элементами БЗ являются: формализованные описания аварий, возможных на ПОО, в виде ДНФ, переменными которых являются БС; описание причинных факторов; характеристики влияния факторов на БС (см. п.2.2); характеристики и правила вычисления эталонных ИФР вероятностей  $BC_i$

$$F_i^N(t) = Z_i^N(t, \mu, \nu) \quad (17)$$

где  $Z_i$  – вид эталонной функции распределения (модель отказов) для  $BC_i$ ;  $\mu, \nu$  – оценки параметров масштаба и формы;  $t$  – наработка.

#### 3.2. Контроль опасности ПОО, основанный на оценках вероятности аварии.

##### 3.2.1. Целевая установка на прогнозную оценку (выполняется пользователем).

Указание прогнозируемой аварии ( $S$ ); указание границ прогнозного интервала  $\tau_L, \tau_R$ ; описание ситуации и наработок оборудования в начальный момент контроля.

3.2.2. Подготовительный этап: определение начального прогнозного горизонта  $[t_L, t_R]$  на основании прогнозного интервала  $[\tau_L, \tau_R]$ ; выбор из БЗ правил расчетов эталонных ИФР тех  $BC_i$ , которые влияют на возникновение аварии  $S$ ; выбор из БЗ ситуационных поправок (характеристик влияния факторов на  $BC_i$  ( $i = \overline{1, n}$ )).

##### 3.2.3. Вычисление вероятности возникновения аварии $S$ на ПОО и оценка опасности.

Вычислительный процесс основывается на нескольких описанных ниже процедурах.

Процедура А1. Вычисление вероятности аварии в заданной ситуации на заданном прогножном горизонте.

*Входные данные:* прогнозный горизонт  $[t_L^C, t_R^C]$ ; описание ситуации «С» (см. (4)); описание аварии в виде ДНФ (см. (3)).

*Результат процедуры А1:* значение вероятности аварии на прогножном горизонте в заданной ситуации и качественная оценка опасности.

*Содержание процедуры А1*

а1) вычисление  $F_i^C(t_L^C), F_i^C(t_R^C)$ , ( $i = \overline{1, n}$ ) (обращением к процедуре  $A_0$  при  $t = t_L^C; t = t_R^C$ );

а2) вычисление вероятностей  $BC_i$  ( $i = \overline{1, n}$ ) (подстановкой результата п. а1 в выражение (9));

а3) вычисление вероятности аварии  $P(S)$  (подстановкой результата п. а2 в выражение (3));

а4) оценка опасности выполняется проверкой условия (18)

$$|P(S) - P_{TH}| \leq \varepsilon \quad (18)$$

где  $P_{TH}$  - пороговое значение вероятности аварии;  $\varepsilon$  - априорная мера эквивалентности. Выполнение данного условия означает возникновение реальной опасности на ПОО. В этом случае выдается сообщение об опасности и происходит переключение на блок анализа и поддержки принятия решений по предотвращению аварии (последнее выходит за рамки данной работы). Невыполнение условия (18) означает отсутствие опасности и процедура А1

переходит в режим ожидания до момента, пока на ПОО не будет зафиксировано изменение ситуации. После этого производится корректировка границ прогнозного горизонта, (обращением к процедуре  $V_0$ ), а затем оценка опасности для новой ситуации (обращением к процедуре  $A_1$ ).

Примечание. Опасность нескольких аварий оценивается расчетом вероятностей этих аварий (с использованием описанной технологии) и последующим вычислением технического риска (согласно выражению (1)).

Процедура  $V_0$ . Корректировка границ прогнозного горизонта при изменении ситуации на ПОО.

*Входные данные:* наработка  $i$ -го ( $i = \overline{1, n}$ ) оборудования в момент изменения ситуации ( $\bar{t}$ ); описание новой ситуации "b" (см. (12)); границы прогнозного горизонта  $t_L^C, t_R^C$  до изменения ситуации; ситуационные поправки  $\eta_{i,j}(x_{j,l_j}) \{i = \overline{1, n}, j = \overline{1, k}\}$  для ИФР  $BC_i (i = \overline{1, n})$  до изменения ситуации.

*Результаты процедуры  $V_0$ :* границы нового прогнозного горизонта  $t_L^b, t_R^b$  после изменения ситуации на ПОО.

*Содержание процедуры  $V_0$  :*

- вычисление значения  $F_i^C(t) (i = \overline{1, n})$  в момент изменения ситуации, (выполняется обращением к процедуре  $A_0$ , при этом  $t = \bar{t}$ ), результат -  $F_i^C(\bar{t})$ ;

- решение уравнения

$$t_L^b = \arg F_i^b(t) \setminus F_i^b(t) = F_i^C(\bar{t}) \quad (19)$$

Решение выполняется многошаговым вычислением значений  $F_i^b(t)$ . На каждом шаге значение  $t$  наращивается (с заданным приращением) и производится обращение к процедуре  $A_0$ . После каждого вычисления  $F_i^b(t)$  выполняется проверка условия:

$$|F_i^b(t) - F_i^C(\bar{t})| \leq \varepsilon \quad (20)$$

(где  $\varepsilon$  - априорная мера эквивалентности).

Значение наработки, при котором выполняется данное условие, является решением уравнения (19) т.е. левой границей нового прогнозного горизонта  $t_L^b$ ;

- вычисление правой границы прогнозного горизонта  $t_R^b$

$$t_R^b = t_L^b + (t_R^C - t_L^C) \quad (21)$$

Процедура  $A_0$ . Вычисление ИФР  $BC_i (i = \overline{1, n})$  для заданной наработки  $i$ -го оборудования ( $t$ ) в заданной ситуации "C".

*Входные данные:* заданная наработка  $i$ -го ( $i = \overline{1, n}$ ) оборудования ( $t$ ); описание ситуации «C» (см. (4)); данные об эталонных ИФР  $BC_i (i = \overline{1, n})$  и ситуационных поправках.

*Результат процедуры  $A_0$ :* Значение ИФР  $BC_i (i = \overline{1, n})$  при наработке  $t (F_i^C(t))$ .

*Содержание процедуры  $A_0$ :*

- вычисление значения  $F_i^N(t)$  (эталонной ИФР  $BC_i (i = \overline{1, n})$ ) подстановкой значения  $t$  в выражение  $Z_i^N(t, \mu, \nu)$  (см. (17));

- выбор ситуационной поправки  $\eta_{i,j}(x_{j,l_j})$ , удовлетворяющей условию  $x_{j,l_j} = x_j^c$ , где  $x_j^c$  - значение фактора  $X_j$  в ситуации «C»;

- вычисление значений функции моновлиения фактора  $X_j (j = \overline{1, K})$  для заданной наработки  $t$ , в ситуации «С», (используется выражение (8) и результаты предыдущих пунктов процедуры  $A_0$ );
- вычисление  $F_i^c(t) (i = \overline{1, n})$  подстановкой в выражение (6) полученных значений функций моновлиения.)

### **Заключение**

Предложена технология оценивания техногенной опасности ПОО, основанная на вычислении вероятностей аварий, возможных на ПОО. При вычислениях учитываются ситуации, имеющие место на ПОО, и наработка оборудования. Технология является комбинационной: используются экспертные знания; статистические данные; логико-вероятностные и аналитические методы. В центре внимания находятся процедуры вычисления вероятностей элементарных нежелательных событий, которые возникают на ПОО. Предлагаемая технология не противоречит существующим методам оценки опасности, а дополняет их новыми возможностями.

### Новизна работы:

- прогнозные траектории формируются с учетом совокупного влияния причинных факторов техногенной опасности;
- формирование функций моновлиения сводится к построению эталонных функций распределения вероятностей (с использованием моделей отказов) и формированию ситуационных поправок к ним (с использованием экспертных оценок и метода анализа иерархий);
- автоматический пересчет характеристик опасности при изменении условий эксплуатации выполняется с учетом новых условий и достигнутой наработки оборудования.

### Практическое значение:

- в оценках опасности учитываются особенности конкретных ситуаций, которые имеют место на объекте в момент прогнозирования, что повышает достоверность оценок;
- возможность динамического корректирования прогнозных оценок при изменении ситуаций на ПОО позволяет использовать эти оценки как инструмент своевременного предупреждения техногенной и экологической опасности.

1. Вишняков Я.Д, РадаевН.Н. Общая теория рисков. М.: Изд. Академия, 2008. – 368 с.
2. Мушик Э. Методы принятия технических решений. Пер. с нем. М.: Мир, 1990. –206 с.
3. Integrated Reliability and Risk Analysis System (IRRAS). Basic Training Course. NRC: Washington; 1995.
4. Вероятностный анализ безопасности атомных станций (ВАБ) [В.В. Бегун, О.В. Горбунов, И.Н. Каденко и др.] – К. НТУУ «КПИ», 2000. – 568с.
5. СеребровскийА.Н., ПилипенкоВ.Г., СитниченкоЛ.П.. О дополнении Гост 12.1.004-91 «Пожарная безопасность» моделью Дерева отказов//Техногенно–екологічна безпека та цивільний захист. –2010,Вип. 2–С.75–80.
6. Living Probabilistic Safty Assessment (LPSA) IAFA Vienna 1999 IAFA TECDOC – 1006 ISSN. – 48 pp.
7. Надежность в технике. Модели отказов. Основные положения : ГОСТ 27.005-97- [Введен в действие 05.12.1997] – К., Межгосударственный совет по стандартизации, метрологии и сертификации, 1997. – 45с. (Межгосударственный стандарт).
8. Стрельников В.П. Оценка и прогнозирование надежности электронных элементов и систем / В.П Стрельников, А.В. Федухин – К.: Логос. 2002. – 486с.
9. Serebrovsky O. M.. Technology for Probability Assessment of Elementary Hazard Events// Journal of Scientific Research & Reports/-2 (1): 324-336, 2013; Article No. JSRR.2013.021.

10. Серебровский А.Н. Метод анализа иерархий при создании базы знаний экспертных систем техногенной опасности // Математические машины и системы. – 2008, №3. – С.62–67.
11. Серебровский А.Н. Методы оценки вероятностей отказов в процессах прогнозирования техногенных чрезвычайных происшествий// Математические машины и системы. –2007,№2. –С.111–116.

**Серебровський О.М.**

**ТЕХНОЛОГІЯ ОЦІНЮВАННЯ НЕБЕЗПЕКИ ПОТЕНЦІЙНО-НЕБЕЗПЕЧНИХ ОБ'ЄКТІВ**

*Запропоновано технологію прогнозування техногенної небезпеки на потенційно-небезпечних об'єктах (ПОО). Технологія заснована на обчисленні ймовірностей аварій, які можливі на ПОО. Головна увага в роботі направлено на обчислення ймовірностей елементарних небажаних подій. Враховуються ситуації, які мають місце на об'єкті, а також напрацювання обладнання. Описана процедура динамічного коригування прогнозних оцінок.*

**Serebrovsky A.N.**

**TECHNOLOGY FOR RISK ASSESSMENT OF POTENTIALLY HAZARDOUS FACILITIES**

*The hazard predictive technology at potentially hazardous facilities (PHF) is proposed. The technology is based on a calculation of the probability of accidents that are possible at PHF. The main focus of the work is aimed at probabilities calculating of elementary adverse events. The situations that occur at the facility are taken into account as well as the operating time. The procedure for dynamically adjusting of the predictive estimates is described.*

**КОВАЛЕНКО ГРИГОРІЙ ДМИТРОВИЧ**  
До 70-річчя від дня народження



*Доктор фізико-математичних наук (1990), професор (2007), член Національної комісії з радіаційного захисту населення України, лауреат Державної премії в галузі науки й техніки (2012) – відомий учений в галузі фізики атомного ядра й елементарних часток; техногенної, радіоекологічної безпеки й радіаційного моніторингу*

Григорій Дмитрович Коваленко народився в смт. Вільшани Харківської області, Дергачівського району. У 1967 р. закінчив Харківський державний університет за фахом «фізика». У 1978 р. отримав ступінь кандидата, а в 1985 р. – доктора фізико-математичних наук.

Загальний стаж науково-дослідної роботи Г.Д. Коваленка у Національному центрі «Харківський фізико-технічний інститут» і Українському науково-дослідному інституті екологічних проблем становить 45 років.

У 1967–1983 рр. Г.Д. Коваленко проводить експериментальні дослідження зливових процесів у речовині, досліджує процеси взаємодії електронів і позитронів з монокристалами; у рамках міжнародної програми «Кристал» приймав участь у дослідженнях контрольованого відхилення заряджених релятивістських частинок зігнутих кристалом і спектральних характеристик випромінювання у монокристалах.

З 1983 по 1993 рр. Г.Д. Коваленко очолював лабораторію «Радіаційних досліджень і охорони навколишнього середовища». Під його керівництвом проведено дослідження впливу аварії на ЧАЕС на радіаційний стан в м. Харкові і Харківській області, характеристик радіаційних полів на лінійних прискорювачах електронів, створено систему радіаційного моніторингу на лінійному прискорювачі електронів ЛУ-2Гев, досліджено вплив радіаційних установок ХФТІ на стан навколишнього природного середовища.

З 1993 р. Г.Д. Коваленко працює в Українському науково-дослідному інституті екологічних проблем заступником директора інституту, 2004–2006 рр. – в. о. директора, з 2006–2010 рр. – директор, а з 2010 р. завідувач лабораторії «Радіоекологічної безпеки й радіаційного моніторингу».

У науковому доробку Г.Д. Коваленка близько 237 наукових праць, у тому числі один підручник, 6 навчальних посібників, 7 монографій і 1 авторське свідоцтво. За останні 5 років він опублікував понад 50 наукових робіт.

Під керівництвом і за особистої участі Г.Д. Коваленко протягом 20 років існування лабораторії Радіоекологічної безпеки й радіаційного моніторингу було виконано більше 100 науково-дослідних робіт за трьома основними напрямками: дослідження стану навколишнього природного середовища; розробка нормативно-правового забезпечення в області радіоекологічної безпеки й радіаційного моніторингу; експертиза проектів і діючих радіаційно-небезпечних об'єктів і підприємств. На базі цих досліджень Г.Д. Коваленком була підготована монографія «Радіоекологія України», де вперше проведено аналіз та оцінку

впливу основних радіаційних джерел на навколишнє природне середовище і населення України.

Наукову діяльність Григорій Дмитрович успішно поєднує з педагогічною діяльністю в Національному університеті «Харківський політехнічний інститут», Приазовському державному університеті, Харківському національному економічному університеті. Професор Г.Д. Коваленко здійснює наукове керівництво аспірантів. Під його керівництвом підготовлено 1 кандидат фіз.-мат. наук та 3 кандидати тех. наук.

У Харківському національному економічному університеті Г.Д. Коваленко читає лекційні курси для бакалаврів і магістрів з дисциплін «Основи екології», «Моніторинг екологічної й техногенної безпеки», «Моделювання й прогнозування стану навколишнього природного середовища», проводить комп'ютерні практикуми, семінарські й лабораторні заняття.

Плідну наукову діяльність Григорій Дмитрович поєднує з науково-організаційною та громадською роботою: був організатором і співголовою дев'яти Міжнародних науково-практичних конференцій «Екологічна безпека: проблеми й шляхи вирішення» (Алушта 2005 – 2013 рр.); неодноразово приймав участь і виступав з доповідями на міжнародних наукових конференціях і семінарах; приймає участь у роботі Національної комісії з радіаційного захисту населення України; є членом Спеціалізованих рад 01.04.21 з радіаційної фізики та ядерної безпеки в Національному науковому центрі «Харківський фізико-технічний інститут», та 21.06.01 з екологічної безпеки, а також входить до складу редколегії збірників наукових праць «Проблеми охорони навколишнього природного середовища» Українського науково-дослідного інституту екологічних проблем та «Проблеми Чорнобильської зони відчуження» які включено до списку професійних видань з технічних наук; керував та брав участь у міжнародних проектах (INTAS 97-0073, INTAS 01-2166, МАГАТЕ (UKR/6/003, UKR/9/014)).

З 2006 по 2009 рр. був членом Дзержинського райвиконкому.

В 2000 р. Григорій Дмитрович нагороджений Міністерством Російської Федерації з атомної енергетики знаком «Ветеран атомної енергетики й промисловості». За плідну роботу й вагомий внесок у науку нагороджений «Почесною Грамотою» Мінприроди України в 2004 і 2009 рр. В 2010 р. нагороджений Верховною Радою України знаком «20 років НКРЗУ».



ВИМОГИ ДО ОФОРМЛЕННЯ МАТЕРІАЛІВ ДЛЯ ЗБІРНИКА НАУКОВИХ ПРАЦЬ  
«ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ»

Для своєчасного формування програми та збірника матеріалів просимо Вас надсилати матеріали обсягом не менше 5-ти сторінок (включаючи рисунки та таблиці). Матеріали у поданому надрукованому варіанті мають ілюструвати бажаний авторами вигляд статті, що буде враховуватись під час верстки збірника.

Текст статті друкується у редакторі *Microsoft Word* без переносу частин слів, шрифтом *Times New Roman*.

Параметри сторінки - аркуш формату А4, номери сторінок не проставляються, верхнє та нижнє поля – 25 мм, ліве поле – 30 мм, праве поле – 15 мм.

Структура рукопису:

УДК – без відступу, по лівому краю, розмір шрифту 14, нежирний, великими літерами.

Автор(и) – від УДК через один інтервал, по ширині, розмір шрифту – 12, прізвище та ініціали великими літерами, напівжирний, з позначкою <sup>1</sup> або <sup>2</sup> після кожного прізвища, якщо автори статті з різних установ або організацій. На наступній строчці (через 1 інтервал) – курсивом, розмір шрифту 12, малими літерами – назва установи або організації автора, або авторів, (після <sup>1</sup> - для першого, після <sup>2</sup> - для другого, <sup>3</sup> - для третього ..)

Назва статті – від авторів через один інтервал, по ширині, великими літерами, напівжирний, розмір шрифту – 12.

Анотація – від назви через один інтервал, по ширині, розмір шрифту – 12, між строковий інтервал – одинарний.

Анотація надається трьома мовами – українська, російська, англійська. Анотація на початку статті друкується мовою основного змісту статті.

Основний текст - від анотації через один інтервал, по ширині, між рядками – одинарний, абзац – 1 см, розмір шрифту – 12.

Після основного тексту – від тексту через один інтервал, список літератури – шрифт – 12, по ширині, інтервал між рядками – одинарний.

Анотація після літератури – англійською та російською або українською мовою, розмір шрифту – 12, прізвища авторів, назва статті, оформляються аналогічно, як у початку статті.

Таблиці та рисунки – вбудовані об'єкти, через один інтервал після тексту та до підписів. Слово «Таблиця» вирівнюють по лівому краю, напівжирний, розмір шрифту – 12, назву таблиці поряд по ширині, над таблицею. Підписи до рисунків не повинні бути включені в графічний об'єкт, вони подаються у вигляді тексту – нежирний, розмір шрифту – 10 після слова «Рис. 1.» – яке вирівнюють по лівому краю, напівжирний, розмір шрифту – 12.

Одиниці вимірювання повинні подаватися в системі СІ. Скорочення вживаються загально прийняті. Спеціальні скорочення розшифровуються при першому наведенні у статті.

В кінці статті: підписи авторів, адреса та телефони для зв'язку, дата надходження до редакції.

До статті авторів з інших установ повинен додаватись акт експертизи даної установи щодо можливості відкритої публікації поданих матеріалів.

Редколегія залишає за собою право вносити редакторські зміни до матеріалу статей без узгодження з авторами за умови збереження змісту.