

**Огняник М.С., Пармонова Н.К., Загородній Ю.В.**

*Інститут геологічних наук НАН України*

## **ОЦІНОЧНИЙ МОНІТОРИНГ В ДОСЛІДЖЕННЯХ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА, ЗАБРУДНЕНОГО ЛЕГКИМИ НАФТОПРОДУКТАМИ**

*В статті висвітлено оціночний моніторинг як частину досліджень геологічного середовища. Оцінюється динаміка забруднення з урахуванням природних біодеградаційних реакцій. Запропоновано метод визначення ризику від забруднення, а також встановлення асимілятивної здатності геологічного середовища, швидкості біодеградації та на їх основі вирішується питання про застосування процесів природної деконтамінації для видалення забрудненої плями.*

**Постановка проблеми.** На всіх рівнях (національному, регіональному, локальному) державний моніторинг має контролюючий, попереджувальний та рекомендуєчий характер. Тобто він виявляє забруднення, вказує на його потенційну екологічну загрозу і рекомендує постановку спеціальних досліджень для визначення масштабу забруднення, ризику для об'єктів в зоні його впливу, розробки проектів ліквідації або локалізації, або контролю за його розповсюдженням.

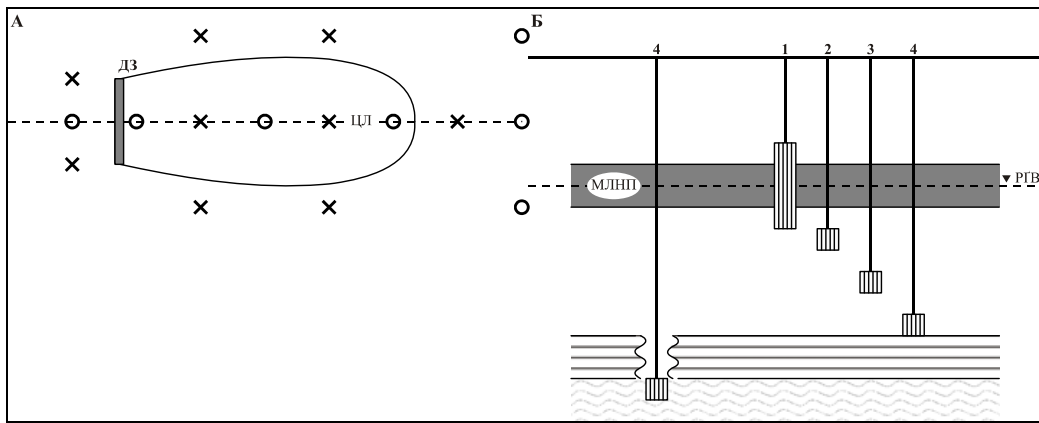
Більшість робіт пов'язана з моніторингом забруднених легким нафтопродуктом (ЛНП) територій на стадії контролю [9] або реанімації [2, 7 та ін.] без ув'язки його з різними стадіями дослідження. Стадійність в дослідженнях геологічного середовища, забрудненого ЛНП, практично не розглядалася.

**Мета статті** — показати роль моніторингу на стадії оціночних досліджень, які є основою для вирішення подальших дій щодо осередку забруднення. Оціночні дослідження повинні визначити розподіл, обсяг і динаміку забруднення, наявність і швидкість деградаційних процесів, ризик по відношенню до об'єктів в зоні його впливу і, як результат, дати логічне вирішення санаційних підходів і пов'язаних з ними досліджень та моніторингу.

**Викладення матеріалу досліджень.** Основна задача оціночного моніторингу — зафіксувати сталість або змінність (збільшення або зменшення) маси забруднювача. Через те, що зменшення маси забруднювача може відбуватися через процеси, що не руйнують вуглеводні (випаровування, сорбція, гідродинамічна дисперсія і розбавлення), то для підтвердження біологічної деструкції необхідний збір геохімічних даних. Коли біодеградація має місце, то концентрація акцепторів електронів (кисень, нітрати, сульфати, вуглекислий газ і т. п.) знижується в межах забруднених плям, а метаболічні побічні продукти (двохвалентне залізо, метан тощо) збільшують свою концентрацію. Сильна кореляція між акцептором електронів, донором електронів і побічним продуктом свідчить, що зменшення маси забруднювача відбувається за рахунок біодеградації.

Якщо є об'єкти в зоні його впливу забруднення, які на час дослідження ще не знають забруднення, то необхідна постановка довгострокового моніторингу. Моніторинг протягом одного року рекомендується на сталих плямах, а також на плямах з обмеженим міграційним потенціалом. В роботі [8] вказується на максимально можливий термін моніторингу в 3 роки, щоб показати сталість чи скорочення плями. Достатньою є поквартальна частота вимірів для відображення впливу сезонного коливання рівня ґрунтових вод (РГВ), атмосферних опадів і т. п. Моніторинг проводиться в усіх середовищах (підземне повітря, зона аерації, підземні і поверхневі води), де було розкрито забруднення в процесі характеристики забрудненої ділянки.

Для документації динаміки маси забруднювача моніторинг підземного повітря виконується за допомогою періодичної газової зйомки; зони аерації з залишковим ЛНП — періодичним опробуванням ґрунтів; в межах лінзи з мобільним ЛНП і в межах розчинних вуглеводнів в підземних водах — за допомогою спостережних кушів свердловин. Одна точка спостереження (ТС) складається із декількох свердловин, обладнаних на різні глибини (рис. 1).



**Рис. 1.** Розташування точок спостереження:

*А* — в межах існуючого або можливого забруднення; *Б* — свердловин в спостережній точці, — ТС для моніторингу забрудненої плями; — ТС для моніторингу природної деконтамінації забруднення

*МЛНП* — мобільний легкий нафтопродукт, — фільтр

При наявності мобільних ЛНП перша свердловина встановлюється в межах лінзи з фільтром, охоплює потужність лінзи і максимальний діапазон коливання РГВ. Дві інші свердловини з фільтром 0.5 м розміщуються в ґрунтовому водоносному горизонті (ГВГ): одна — на межі забруднення розчиненими вуглеводнями, інша — через 1–2 м. Якщо нижче ГВГ залягає водоносний горизонт, що використовується для водопостачання, то третя свердловина встановлюється біля підшви ГВГ, а при слабкому або нестійкому водотриві — нижче покрівлі водоносного горизонту. Третя свердловина виконує також функцію контролюючої.

На ділянках з чітким напрямком потоку підземних вод спостережні точки розташовуються вздовж потоку по центральній лінії забрудненої лінзи: одна — в верх по потоку від джерела забруднення в чистій зоні, дві-три — в межах забрудненої зони. Три ТС розташовуються перпендикулярно центральній лінії на відстані одно або дворічного переміщення підземних вод. На ділянках зі змінними напрямками потоку можуть знадобитися ТС і по іншим напрямкам. Там, де є розчинені вуглеводні (в зоні аерації і підземних водах), може відбуватись їх біодеградація, для кількісної оцінки якої необхідне проведення моніторингу за природною деконтамінацією забруднення. Перед створенням моніторингової мережі за даними, що одержані в процесі характеристики ділянки, визначається асимілятивна здатність геологічного середовища. Вона встановлюється після доказу наявності донора електронів ЛНП, відповідних мікроорганізмів і акцепторів електронів

Утилізація ЛНП відбувається в наступній послідовності приєднання електронів акцепторами: кисень, нітрати, марганець, залізо, сульфати, вуглекислий газ та органічний вуглець. Тому ці речовини повинні визначатись в процесі моніторингу в усіх свердловинах. Із перерахованих акцепторів кисень має найбільшу утилізацію донорів електронів. Асимілятивна здатність ГС має місце, коли виконується умова:

$$\sum_{i=1}^n \frac{M_{Ai}}{m_{Ai}} \geq M_{BB}, \quad (1)$$

де  $M_{Ai}$  — маса  $i$ -го акцептора;  $m_{Ai}$  — маса витраченого  $i$ -го акцептора для деградації 1 г ВВ;  $M_{BB}$  — маса ВВ;  $I = 1 \dots n$  — кількість акцепторів, що беруть участь в реакції. Маса витраченого акцептора визначається за стехіометричними коефіцієнтами в рівнянні реакції.

Після встановлення асимілятивної здатності геологічного середовища створюється мережа моніторингу для визначення швидкості біодеградації. Інтерпретацію динаміки джерела забруднення (ДЗ) і забрудненої плями можна виконати за зміною маси забруднювача, акцепторів електронів та побічних продуктів (табл. 1).

**Таблиця 1.** Інтерпретація динаміки джерела забруднення і забрудненої плями за зміною маси забруднювача, акцепторів електронів та побічних продуктів

Маса забруднювача	Маса акцепторів електронів	Маса побічних продуктів	Інтерпретація
Постійна	Зменшується	Зростає	ДЗ діє; надходження забруднювача компенсується біодеградацією
Постійна	Постійна	Постійна	ДЗ не діє; біодеградація відсутня
Збільшується	Постійна	Постійна	ДЗ діє; біодеградація відсутня
Збільшується	Зменшується	Зростає	ДЗ діє; асимілятивна здатність недостатня
Зменшується	Зменшується	Зростає	ДЗ не діє, або перевищує надходження забруднювача

Для простих умов швидкість деградації забруднювача ( $k$ ) і термін ( $T$ ) існування забрудненої плями (ПІЗЗ) розраховується за даними по скороченню у часі ( $\Delta t$ ) маси забруднювача ( $M$ ), або за даними по зменшенню його концентрації ( $C$ ) вздовж центральної лінії. Для реакції нульового порядку:

$$k_0 = \frac{M_0 - M_t}{\Delta t} \text{ і } k_0 = \frac{C_0 - C_t}{\Delta t}; T = \frac{M_0 - M_d}{k_0} \text{ і } T = \frac{C_0 - C_d}{k_0}. \quad (2)$$

Для реакцій першого порядку:

$$k_1 = \frac{\ln M_0 - \ln M_t}{\Delta t} \text{ і } k_1 = \frac{\ln C_0 - \ln C_t}{\Delta t}; T = \frac{\ln M_0 - \ln M_d}{k_1} \text{ і } T = \frac{\ln C_0 - \ln C_d}{k_1}, \quad (3)$$

де  $M_0$  і  $C_0$ ,  $M_t$  і  $C_t$ ,  $M_d$  і  $C_d$  — початкові, кінцеві і допустимі маса та концентрація забруднювача.

Коли джерело забруднення діє і моніторинг не показує зменшення маси забруднювача, але зміна концентрації акцепторів електронів та побічних продуктів вказує на наявність біодеградації, то для встановлення  $k$  і  $T$  застосовується математичне моделювання, що враховує конвекцію, дисперсію, сорбцію та деградацію розчинених компонентів ЛНП.

Нами запропоновано метод визначення ризику від забруднення на основі прогнозних розрахунків крайніх термінів забруднення об'єктів в зоні впливу.

Ризик визначається для об'єктів, що можуть зазнати негативного впливу від забруднення, в межах якого існує можливість загрози здоров'ю людей, фауні та флорі через надходження шкідливих речовин із забруднених ґрунтів, повітря, підземних і поверхневих вод, накопичення вибухонебезпечних випаровувань. Об'єкт вважається забрудненим, якщо концентрація шкідливих речовин перевищує ГДК, що призводить до вищеперерахованих загроз.

У більшості випадків під ризиком розуміють імовірність виникнення тієї або іншої негативної події, явища, що визначено Законом України № 2245-III від 18.01.2001 р. «Про об'єкти підвищеної небезпеки». Це стосується стохастичних явищ, які можуть виникнути при збігу певних явищ і обставин. Нафтопродуктове забруднення просувається в геологічному середовищі завдяки процесам, що мають аналітичний опис. Тому прогнозні розрахунки впливу на об'єкт є точними, або наближеними до них. Імовірність результату створюють похибки в розрахункових параметрах, які одержують в процесі оціночних досліджень.

Використання стохастичного методу Монте-Карло для прогнозу пересування забруднювача й впливу на об'єкт є недоцільним, тому що буде визначено час, коли буде досягнуто вірогідне значення концентрації забруднювача в межах об'єкта. Тобто в частині випадків, в залежності від розподілу результатів обчислення, об'єкт може стати забрудненим, а в іншій частині — ні, тобто ризик забруднення відсутній. Конкретизувати випадки

забруднення та його відсутність неможливо. Краще застосувати метод крайніх станів, при якому визначається максимально та мінімально можливий термін  $t$  забруднення об'єкта, використовуючи в межах максимально можливих похибок параметри, що характеризують прискорення і уповільнення процесу пересування забруднювача.

В результаті прогнозних розрахунків одержують  $t_{\min}$  і  $t_{\max}$ . Одержані граничні значення терміну забруднення можна прийняти [3] як розмах його можливих значень  $R = t_{\max} - t_{\min}$ , а оцінку середньоквадратичного відхилення ( $\sigma$ ) та імовірне значення ( $\Delta t_p$ ) похибки розрахувати за формулами:

$$\sigma = R/\alpha_n, \Delta t_p = 0.6745\sigma. \quad (3)$$

Для оцінки ризику забруднення використовується середньоарифметичне значення терміну забруднення  $\bar{t}$ . Тоді величина  $\Delta t_p$  визначає достовірність прогнозу. Вона повинна бути меншою за деякий вибраний критерій  $I = T/2$ , де  $T$  являє собою термін, пов'язаний із ступенем ризику. Якщо  $\Delta t_p \leq T/2$ , то значення розрахункових параметрів достовірні. Якщо  $\Delta t_p > T/2$ , то розрахункові параметри недостовірні, потрібні додаткові польові дослідження, щоб зменшити розмах похибок у параметрах.

Ризик від забруднення може змінюватись від кризової ситуації, коли концентрація на об'єкті під час оціночних робіт вже перевищує ГДК, до відсутності ризику, коли при максимально можливих похибках в параметрах концентрація забруднювача буде меншою за ГДК.

Кризова ситуація вимагає негайного проведення робіт, пов'язаних з ліквідацією або локалізацією забруднення. Наприклад, кризова ситуація створилася в зоні авіаційних баз біля міст Узин та Луцьк, де про забруднення дізналися після появи авіаційного гасу в питних колодязях. В кризовій ситуації оцінюються збитки від забруднення об'єкта, проводяться дослідні роботи для оцінки об'єму забруднювача та одержання необхідних параметрів для проектування санаційних робіт.

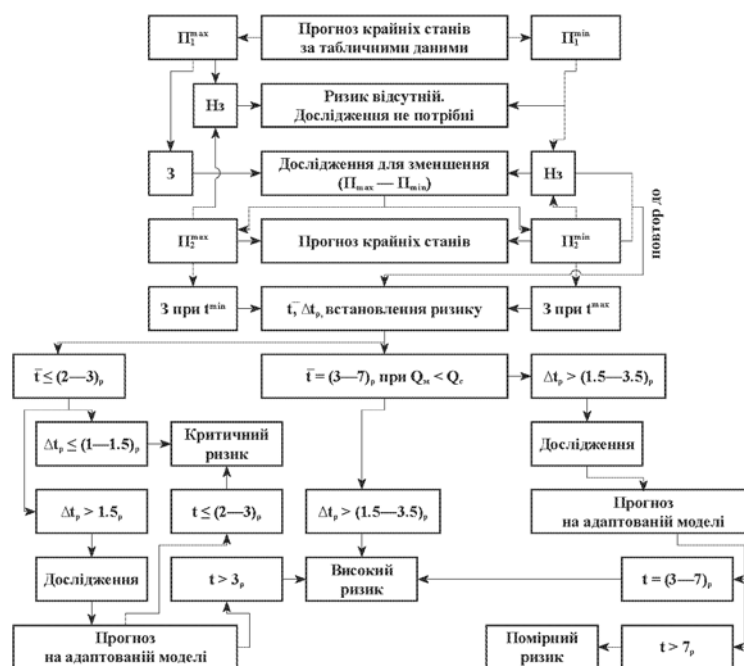
Коли об'єкт незабруднений та існує недалеко розташоване постійне джерело забруднення, то для визначення ризику забруднення об'єкта виконуються прогнозні розрахунки можливих станів процесу забруднення. Для цього, насамперед, необхідно знати розташування об'єкта та джерела забруднення, потужність, напрямок і градієнт потоку флюїду (вода, повітря, рідкий ЛНП), що може переносити забруднювач, його тип і концентрацію, наявність деградаційних процесів, акцепторів електронів. Якщо забруднювач — рідина, то її фізико-хімічні властивості можна взяти з літератури, як і фільтраційні та фізичні властивості міграційного середовища.

За результатами прогнозних розрахунків визначається ризик від забруднення за схемою, наведеною на рис. 2.

Коли в прогнозних розрахунках при максимально можливих похибках в параметрах  $P_1^{\max}$  і  $P_1^{\min}$  об'єкт є незабрудненим (концентрація забруднювача менша за ГДК), то ризик забруднення об'єкта відсутній і подальші дослідження не потрібні. Якщо при  $P_1^{\max}$  об'єкт забруднюється, а при  $P_1^{\min}$  — ні, тоді потрібні дослідження, щоб зменшити розмах в значеннях параметрів  $P_2^{\max}$  і  $P_2^{\min}$  так, щоб при  $P_2^{\max}$  і  $P_2^{\min}$  об'єкт ставав незабрудненим або забрудненим. В першому випадку підтверджується відсутність ризику, а в другому — розраховуються  $\bar{t} = (t^{\min} + t^{\max})/2$ , значення  $\sigma$  і  $\Delta t_p$  за формулою (4) і встановлюється ризик.

Критичний ризик характеризується тим, що потенційна загроза можлива за час, менший за період проведення робіт, пов'язаних з ліквідацією або локалізацією забруднення. Тоді для розрахунку критерію достовірності вибирається мінімальний термін ( $T$ ), необхідний для ліквідації або локалізації забруднення. В літературі [5, 10 та ін.] цей термін приймається за 2 — 3 роки, коли треба знати, що забруднення відбудеться. При роки критерій достовірності прогнозу буде  $I = T/2 = (1-1,5)$  роки:  $\Delta t_p \leq 1.5$  — прогноз достовірний,  $\Delta t_p > 1.5$  — необхідні додаткові дослідження, щоб зменшити розмах похибок у параметрах.

За уточненими параметрами адаптується модель і повторюються прогнозні розрахунки. Якщо за уточненими прогнозними розрахунками термін забруднення  $t \leq 2$  — 3 роки, то існує критичний ризик. Якщо  $t > 3$  років, то існує високий ризик.



**Рис. 2.** Схема визначення ризику нафтопродуктового забруднення з постійним джерелом  $P_1^{\max}$  — початкові параметри, що прискорюють пересування НП;  $P_1^{\min}$  — початкові параметри, що уповільнюють пересування НП;  $P_2^{\max}$ ,  $P_2^{\min}$  — уточнені параметри;  $3 > ГДК$  — забруднення;  $H_z < ГДК$  — відсутність забруднення;  $t$  — термін забруднення;  $t^{\max}$ ,  $t^{\min}$  — максимальний, мінімальний терміни забруднення;  $\bar{t}$  — середньоарифметичний термін забруднення;  $\Delta t_p$  — вірогідна похибка терміну забруднення;  $Q_m$ ,  $Q_c$  — вартість моніторингу та санаційних робіт.

Високий ризик характеризується тим, що потенційна загроза настане за час, більший за термін проведення санаційних робіт. В цей період проводиться контролюючий моніторинг пересування забруднювача в напрямку до об'єкта. Тривалість періоду визначається так, щоб вартість моніторингу ( $Q_m$ ) була меншою за вартість санаційних робіт ( $Q_c$ ). Вона може становити 3—7 років. При цьому похибка  $\Delta t_p$  не повинна перевищувати 1.5—3 роки. Якщо  $\Delta t_p > 3$  років, то теж необхідні додаткові дослідження і прогноз на адаптованій моделі. При підтвердженні уточненим прогнозом  $t > 7$  років ризик вважається помірним.

Помірний ризик відрізняється тим, що термін потенційного забруднення набагато перевищує термін санаційних робіт, або носить випадковий, несистематичний характер. Забруднення можливе за умови виникнення або збігу певних обставин, наприклад, прориву продуктоводів, інтенсивної інфільтрації і т. п. В цих випадках ризик визначається імовірністю виникнення цих обставин, що достатньо розроблено [1, 4 та ін.].

Виконана оцінка ризику від забруднення підземних вод нафтопродуктами із застосуванням математичного моделювання: використано програмне забезпечення ВІОPLUME III [6].

У водоносному горизонті, що складений піщаними породами, імітувалось переміщення розчиненого толуолу від джерела забруднення до об'єкта, які моделювались граничними умовами I роду. Об'єкт вважався забрудненим, коли концентрація забруднювача в ньому досягала  $ГДК = 0.1$  мг/л. Параметри водоносного горизонту: коефіцієнт фільтрації — 5 м/добу, пористість — 0.2, градієнт потоку — 0.03. Концентрація толуолу в джерелі забруднення прийнята рівною його розчинності — 530 мг/л. Міграційні параметри за табличними даними були: коефіцієнт поздовжньої дисперсії —  $10 \text{ м}^2/\text{добу}$ , коефіцієнт розподілу ( $k_d$ ) — 0.093. Розраховувався термін  $t_{\max}$  і  $t_{\min}$ , за який забруднювач дійде до об'єкта, що розташований на змінній відстані від джерела забруднення, в умовах існування природної біодеградації та без неї. Реакції біодеградації відбувались при наявності акцепторів електронів — розчинених у підземних водах кисню (8 мг/л) та сульфатів (80 мг/л). Розмах можливих значень параметрів прийнято рівним  $\pm(20—50\%)$ .

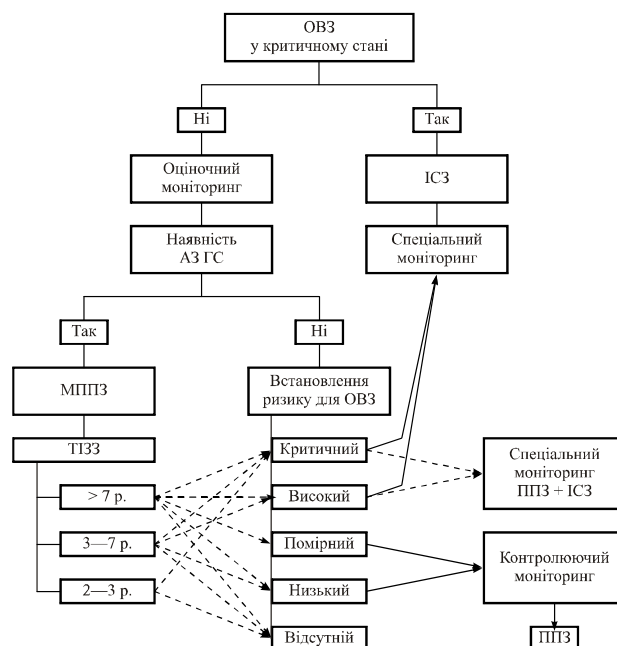
За даними розрахунків визначено ступінь ризику від джерела забруднення по відношенню до ОВЗ, що приведено в табл. 2.

**Таблиця 2.** Оцінка ризику забруднення об'єкта

Відстань від ДЗ до об'єкта, м	Термін забруднення об'єкта, роки			Вірогідна похибка, $\Delta t_p$ , роки	Критерій достовірності, роки	Ступінь ризику
	$t_{\max}$	$t_{\min}$	$\bar{t}$			
В умовах наявності природної біодеградації						
100	2.0	0.5	1.25	0.84	1—1.5	критичний
150	5.5	1.5	3.5	1.3	1.5—3.5	високий
200	10.0	3.0	6.5	1.75	1.5—3.5	високий
250	14.5	4.5	9.5	2.2	> 3.5	помірний
300	19.0	6.0	12.5	2.63	> 3.5	помірний
В умовах відсутності природної біодеградації						
100	1.4	0.4	0.9	1.0	1 — 1.5	критичний
150	3.0	1.0	2.0	1.4	1 — 1.5	критичний
200	6.0	2.0	4.0	1.9	1.5 — 3.5	високий
250	10.0	2.5	6.25	2.5	1.5 — 3.5	високий
300	14.5	3.5	9.0	3.0	> 3.5	помірний

Як видно з табл. 2, в умовах відсутності природної біодеградації об'єкти, що знаходяться на відстані 100 — 150 м, мають критичний, на відстані 200 — 250 м — високий, а на відстані 300 м — помірний ризик забруднення. Наявність природної біодеградації зменшує ризик забруднення. Критичний ризик буде мати тільки об'єкт на відстані 100 м від джерела забруднення, високий — на відстані 150 — 200 м і помірний — на відстані 250 — 300 м. Вірогідна похибка розрахунків менша або знаходиться в межах критерію достовірності, тому додаткові дослідження для визначення ризику не потрібні.

Результатом вищевикладеного є логічне вирішення застосування природної деконтамінації забруднення у виборі санаційних підходів, що наведено на рис. 3.



**Рис. 3.** Блок-схема логічного вирішення застосування природної деконтамінації забруднення у виборі санаційних підходів

ОВЗ — об'єкти, що можуть зазнати впливу забруднення; ІСЗ — інженерні санаційні заходи; АЗ — асимілятивна здатність; ГС — геологічне середовище; МПЗ — моніторинг природного послаблення забруднення; ТІЗЗ — термін існування загрозливого забруднення; ППЗ — природне послаблення забруднення

### **Висновки**

Представлений у статті моніторинг забрудненого легкими нафтопродуктами геологічного середовища (підземного повітря, зони аерації, підземних і поверхневих вод) на першочерговій стадії досліджень разом із запропонованим методом визначення ступеня ризику для об'єктів зони впливу від джерела забруднення дав змогу логічно вирішити напрямки подальших дій щодо осередку забруднення (див. рис. 3):

1) ставити спеціальний моніторинг і дослідження для обґрунтування інженерно-санаційних заходів з урахуванням, або без урахування природної деконтамінації (природного послаблення) забруднення;

2) проводити контролюючий моніторинг за динамікою забрудненої плями, процеси природного послаблення забруднення.

3) процес розрахунку прогнозу за критерієм достовірності дає змогу встановити допустимому похибці у визначенні розрахункових параметрів, а саме — необхідний ступінь їх розвідки.

Подальші дослідження повинні бути направлені на оцінку і вдосконалення існуючих методів моніторингу, особливо пов'язаних з визначенням акцепторів електронів та побічних продуктів процесу біодеградації.

1. Грановский Э.А. Анализ риска и принятие решений и достаточной безопасности структурно сложных технологических систем с использованием программного комплекса «РИЗЭКС 2» // Матеріали наук.— практ. конф. «Проблеми прогнозування та попередження надзвичайних ситуацій природно-техногенного походження». 2 — 6 червня 2008 р., м. Одеса. — С. 50 — 52.(45).
2. Дем'янін Г.А. Моніторинг вод у системі їх охорони від забруднення (в умовах техногенного впливу підприємств нафтопереробної промисловості): Автореферат дис. канд. географічних наук: 11.00.11 — Харків, 2001. — 19 с.(3).
3. Справочник по инженерной геологии / Под ред. Чуринова. — М., Недра, 1981. — 325 с.(47).
4. Хміль Г.А., Лисиченко О.Г. Визначення ризиків надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру // Матеріали наук.-практ. конф. «Проблеми прогнозування та попередження надзвичайних ситуацій природно-техногенного походження». 2—6 червня 2008 р., м. Одеса. — С. 42—44.(46).
5. API. Methods for Determining Inputs to Environmental Petroleum Hydrocarbon Mobility and Recovery Models // API Publication, № 4711. July 2001.(43).
6. BIOPLUME III Natural Attenuation Decision Support System // EPA/600/ R 98/ 010, January 1998. — www.epa.gov/ada/csmos/models/bioplume3.html.(48).
7. Dupont R.R., Sorensen D.L., Kembrowski M., et. al. Monitoring and assessment of in-situ biocontainment of petroleum contaminated ground-water plumes / EPA/600/SR-98/020. — 1998.(13).
8. 8. Klopp R.A., Peterson A.M., Torstensson B.A. In-situ penetration testing for delineation of ground water contaminant plumes // Presented at the NWWA Second Annual Outdoor Action Conference, Las Vegas, Nevada, May 1988.(36).
9. Meyer P.D., Valocchi A.J., Eheart J.W. Monitoring network design to provide initial detection of groundwater contamination // Water Resources Research, vol. 30, № 9. — 1994. — pp. 2647—2659.(16).
10. Seminar Publication. Site Characterization for Subsurface Remediation // US EPA. Cincinnati, OH 45268.(42)

### **Огняник М.С., Парамонова Н.К., Загородний Ю.В. ОЦЕНОЧНОЙ МОНИТОРИНГ В ИССЛЕДОВАНИЯХ ГЕОЛОГИЧЕСКОГО СРЕДЫ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ ЛЕГКИМИ НЕФТЕПРОДУКТАМИ**

*В статье отражен оценочный мониторинг как часть исследований геологической среды. Оценивается динамика загрязнения с учетом природных биодegradационных реакций. Предложен метод определения риска от загрязнения, установления ассимилятивной способности геологической среды, скорости биодegradации и на их основе решается вопрос о применении природной деконтаминации для удаления загрязненного пятна.*

**Ognianyk M.S., Paramonova N.K., Zagorodnii Yu.V. EVALUATION MONITORING IN EXAMINATION OF GEOLOGICAL ENVIRONMENT CONTAMINATED WITH LIGHT OIL PRODUCTS**

*The article presents the evaluation monitoring as a part of geological environment examination. The dynamics of contamination was assessed with regard for natural biodegradation reactions. A method of contamination hazard determining and estimation of assimilative ability of the geological environment and biodegradation rates has been proposed. Basing on the received data, a question of natural decontamination for removal of the contamination can be solved.*