

маючи при цьому слабку самоочищуючу здатність по відношенню до важких металів.

Гумус і тонкодисперсна речовина відіграє велику роль в депонуванні важких металів. У забруднених ґрунтах насиченість тонкодисперсних часток і гумусу важкими металами, особливо їх рухомими формами, надзвичайно висока [1, 5, 6].

Аналіз отриманих нами даних, що характеризують вміст у ґрунтах Брянківського регіону важких металів, показує, що найбільшу увагу слід приділити наступним поллютантам: хром, свинець, ртуть, барій, і в меншій мірі молібден, фтор, марганець.

Висновки. Підвищений інтерес до проблеми вмісту важких металів у ґрунтах вуглеводувних регіонів Донбасу викликаний прискореним розвитком небезпечних сучасних природно-техногенних процесів, що впливають на стан навколишнього природного середовища, внаслідок масового закриття шахт у Брянківському регіоні Луганської області.

Встановлено, що площа поширення в ґрунтах Брянківського регіону аномальних ореолів хімічних елементів, в основному, збігається з контуром міської забудови, де розташована більшість підприємств – джерел забруднення. За межами міста виявлені аномальні ореоли лише у східній частині досліджуваної площі, де негативний вплив на навколишнє середовище роблять стічні води м. Артемівськ і близькість звалищ з підприємствами м. Комунарськ.

Основними елементами – забруднювачами ґрунтів, які утворюють великі аномальні ореоли є, як зазначалося вище, ртуть, барій, свинець і марганець. Всі інші елементи, як правило, мають вміст вище ГДК лише в поодиноких пробах, не пов'язаних між собою у великі аномалії.

Встановлено, що ореоли окремих підприємств накладаються один на одного і утворюють загальний по-

ліелементний ореол, з переважанням вищевказаних чотирьох елементів: першого класу небезпеки (ртуть, свинець) і третього класу небезпеки (барій і марганець).

На сучасному етапі експлуатації ВВР Донбасу починають формуватись принципово нові еколого-геологічні умови, прогнозування яких за одночасної експлуатації та геофільтраційної і гідрогеомеханічної взаємодії діючих та закритих шахт (перетоки вод, зростання перепадів рівнів між шахтами і ін.) недостатньо розроблене. Це призводить до вибору не завжди об'єктивних підходів до робіт з еколого-техногенної рекультивациі, і у зв'язку з цим, до суттєвих негативних впливів на геологічне середовище взагалі, і зокрема на ґрунти та умови життєдіяльності населення.

1. Комплексный проект инженерной защиты Стахановского региона в связи с закрытием группы шахт "Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) Стахановского региона в связи с закрытием восьми угольных шахт". УкрНИИЭП. 0199U001238, Харьков, 1999. – 519 с. 2. Удалов И.В. Влияние "мокрої" консервации шахт на эколого-радіаційний стан навколишнього природного середовища (на прикладі Луганської області). Автореферат дисертації. Харків, 2007. 3. Шевченко О.А., Проксурська Ю.А. Эколого-геохимические особенности углей и шахтных вод Донбасса (На примере Донецко-Макеевского угольного промышленного района) //Геолого-мінералогічний вісник. – 2001. – №2. – С. 28-35. 4. Удалов И.В. Динамика изменения техногенного прессинга на почвенный покров на примере Стахановского региона Луганской области. Збірник наукових праць. "Геологія – географія – екологія". – Харків. ХНУ імені Каразіна. – 2009. – № 882. – С. 212 – 216. 5. А. М. Касимов, А. А. Романовский, А. В. Носова, А. М. Коваленко Современное состояние проблемы образования и накопления промышленных отходов в Украине. Проблемы охраны навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УкрНДІЕП. – Х. : ВД "Райдер", 2008. С. 23-35. 6. Решетов И.К., Удалов И.В. Техногенное воздействие на окружающую среду при реструктуризации шахт Луганской области. Збірник наукових праць. Тематичний випуск "Хімія, хімічна технологія та екологія". – Харків: НТУ "ХПІ". – 2006. – № 43. – С. 82–88. 7. Кононов Ю.А., Протасов В.В. Экологическая оценка загрязненности на ландшафтной основе территории г. Брянка с выработкой рекомендаций. Отчет о научно-исследовательской работе. Стаханов. 1992. 36 с.

Надійшла до редколегії 25.09.12

ГЕОЛОГІЧНА ІНФОРМАТИКА

УДК 519.2+556.5

М. Жуков, д-р геол. наук, проф.,
А. Клипа, асп., І. Стахів, асп.,
М. Макаренко, канд. геол.-мінералог. наук

ІМОВІРНІСНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ОСНОВІ МОДЕЛЮВАННЯ РОЗПОДІЛІВ ВМІСТУ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ (НА ПРИКЛАДІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

(Рекомендовано членом редакційної колегії д-ром геол. наук, проф. С.А. Вижвою)

Виконано порівняльну оцінку розподілів вмісту мікроелементів у поверхневих водах Полтавської області за даними двох гідролітохімічних зйомок у 1985 р. та 1991-1993 рр. Встановлено, що найбільш адекватними моделями розподілів вмісту хімічних елементів є композиційно-логнормальна модель та логарифмічно нормальний закон розподілу. Доведено, що вказані моделі дозволяють з високою достовірністю оцінювати площі перевищення критичних границь вмісту хімічних елементів. Наведено оцінки площ для рівнів 10-100 ГДК питної води для Ва, Сr та ін. Встановлено, що розміри цих площ виростили на протязі зазначеного періоду у 6-60 разів.

The comparative assessment of the chemical elements' content distribution in surface waters of the Poltava Region, based on hydrogeochemical surveys of 1985 and 1991–1993, has been conducted. We have found that the most appropriate models of chemical elements' content distribution are a composition lognormal model and lognormal distribution law. It is proved that these models allow to reliably evaluating the areas exceeding critical limits of chemical elements' content. Assessments of these areas for drinking water levels of 10–100 MPC for Ba, Cr etc. have been provided. The size of these areas have increased by 6–60 times during the period mentioned.

Постановка проблеми. Актуальність проблеми, що розглядається нами визначається необхідністю подальшого розвитку методології об'єктивної оцінки стану забруднення геологічного середовища з урахуванням стохастичних факторів. У статті йдеться про зміну хімічного складу поверхневих вод, зокрема, про підвищення вмісту важких металів, що веде до виснаження водних ресурсів. Збільшення концентрацій хімі-

чних компонентів у воді призводить до непридатності її використання для господарсько-питних потреб. Причиною цього є вплив хімічного складу води на здоров'я населення. Моніторинг стану забруднення поверхневих вод з метою запобігання негативних наслідків та своєчасної реалізації водоохоронних заходів є для України однією з найбільш актуальних задач.

Проблема дослідження екологічного стану поверхневих вод привертає все більшу увагу наукової громадськості [5, 7]. Традиційну оцінку екологічної шкоди, що базується лише на порівнянні середніх значень забруднення з гранично допустимими концентраціями (ГДК), автори вважають недостатньою. Вплив на здоров'я населення має базуватися, зокрема, на таких характеристиках, як ймовірності перевищення ГДК та пов'язаних з ними критичних рівнів, площ прояву перевищень, рівнів підвищених концентрацій, що відповідають заданим площам прояву. Особливої актуальності набуває задача прогнозування подібних характеристик розвитку екологічної ситуації, а загалом – самих розподілів вмісту забруднювачів води [3, 8]. У цій статті розглянуто можливість оптимального моделювання розподілів вмісту мікрокомпонент техногенного походження та здійснено спробу визначення вказаних оцінок.

Загально визнаним є факт розповсюдженості двох моделей розподілу вмісту компонент речовинного складу: класичної гаусівської (нормального закону) та логнормальної (логарифмічно нормального закону) моделей. Вивчення стану забруднення геологічного середовища пересічно носить комплексний характер. Воно спрямоване на обробку одночасно багатьох складових, що ставить на порядок денний проблему використання такої моделі, яка б мала у своєму складі компоненти, розподілені за різними законами розподілу.

Для автоматизації вибору закону розподілу пропонується використати критерій нормальності за альтернативи логнормального закону, запропонований М. Жуковим [6]. За цим критерієм обчислюється ймовірність належності розподілу до логнормального закону.

Серед сучасних моделей привертає увагу дослідників природного середовища композиційний розподіл, розповсюджений варіант якого відомий в літературі під назвою Gaussian mixture (гаусівська суміш). Вона ґрунтується на такому уявленні, як значення показника у кожній точці об'єкту дослідження (у цьому разі, резервуарів поверхневих вод) являє собою величину, розподілом якої керують випадкові фактори локального характеру. Відповідно, варіація локального розподілу є відносно невеликою і здебільшого може бути оцінена розрахунковим шляхом. Локальні фактори складаються з метрологічного (випадкова похибка вимірювання) та природного (локальна неоднорідність об'єкту дослідження).

Виклад результатів дослідження. У даному дослідженні проведено порівняльний аналіз моделей з використанням максимально правдоподібних оцінок параметрів: нормального, логнормального, композиційного з нормально розподіленими локальними складовими, композиційного з логнормальними локальними складовими.

Автори розробили та протестували проект для автоматизованої побудови непараметричної та параметричних оцінок щільностей розподілів з числа обговорюваних моделей, а також візуалізації щільностей розподілу разом з автоматичним вибором закону розподілу кожної компоненти. Проект був застосований для аналізу матеріалів двох гідролітохімічних зйомок, які проводило казенне підприємство (КП) "Кіровогеологія":

- гідролітохімічна зйомка масштабу 1:1 000 000 території України, Білорусі та Молдови, виконана у 1981-1990 рр. на площі 845 тис. км²;

- гідролітохімічна зйомка масштабу 1:500 000 центральної та північно-східної частин України, виконана у 1991-2007 рр. на площі 337 тис. км².

Результатами обох зйомок були вимірювання вмісту ряду хімічних елементів у гідролітохімічних пробах (води та донних відкладів), відібраних з поверхневих водотоків при густоті відбору 100±20 км² (зйомка масштабу 1:1 000 000) та 41±5 км² (зйомка масштабу 1:500 000).

Метою гідролітохімічної зйомки було виділення потенційно рудних районів на основі вивчення закономірностей розподілу широкого комплексу рудогенних елементів, рідкісних, кольорових та рідкісноземельних металів у стоках річкової мережі (поверхневих водах та донних відкладах), а також оцінка їх рівня забруднення токсичними мікродомішками.

Результати зйомок входять до бази даних "Ландшафтна проба", у якій містяться відомості по еколого-геологічним дослідженням, проведеним КП "Кіровогеологія", починаючи з 1980 р. Стаття містить дані цих зйомок (лише проби води поверхневих водоймищ) по території Полтавської обл. (табл. 1). Результати вимірювання вмісту хімічних елементів у пробах води отримані у центральній аналітичній лабораторії КП "Кіровогеологія" за допомогою спектрального наближено-кількісного аналізу сухого залишку (31 елемент).

Таблиця 1

Обсяги вимірювань в ході проведених гідролітохімічних зйомок

№ п/п	Масштаб гідролітохімічної зйомки	Роки проведення зйомки	Кількість виконаних аналізів	Вид аналізу	Хімічні елементи	Одиниці виміру
1	1:1000000	1985	288	спектральний	Ba, Cr, Cu,	мг/дм ³
2	1:500000	1991–1993	560	спектральний	Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V, Zn	мг/дм ³

Обсяг статті обмежує можливість подати результати проведеного статистичного аналізу по всіх хімічних елементах, зазначених у табл. 1. Для них проводилися однакові процедури обробки, результати яких показані на прикладі дослідження розподілу вмісту нікелю (Ni) – рис. 1а, б, в, г: побудова непараметричної оцінки щільності розподілу та її максимально правдоподібною нормальної апроксимації (рис. 1а); максимально правдоподібно логнормальною апроксимація – теж у зіставленні з непараметричною оцінкою щільності розподілу (рис. 1б); апроксимація композиційним розподілом з нормальних локальних компонент (рис. 1в); апроксимація композиційним розподілом з логнормальних локальних компонент (рис. 1г). Результати вимірювань обох зйомок показані на рис. 2. За одержаними апроксимаціями обчислено оцінки площ, де має місце перевищення рівня критичних границь (рис. 3).

Для оцінки динаміки погіршення екологічної ситуації проведено оцінку площ, на яких вміст хімічних елементів перевищує критичні границі (табл. 2).

Згідно з опублікованими матеріалами та існуючими нормативними документами оцінки якості питної води [1, 2, 4], найбільш об'єктивними слід вважати нормативи ДСанПіН 2.2.4–171–10 (табл. 3). В основу цього нормативного документу закладені підходи щодо якості питної води, прийнятні у країнах ЄС та ВООЗ. Зокрема, у новому документі розширено перелік показників епідемічної безпеки питної води; санітарно-хімічні і санітарно-токсикологічні параметри розділені на групи неорганічних, органічних і інтегральних показників з уточненнями щодо необхідності їх визначення. У цій статті ГДК для всіх мікроелементів взято саме з цього документу.

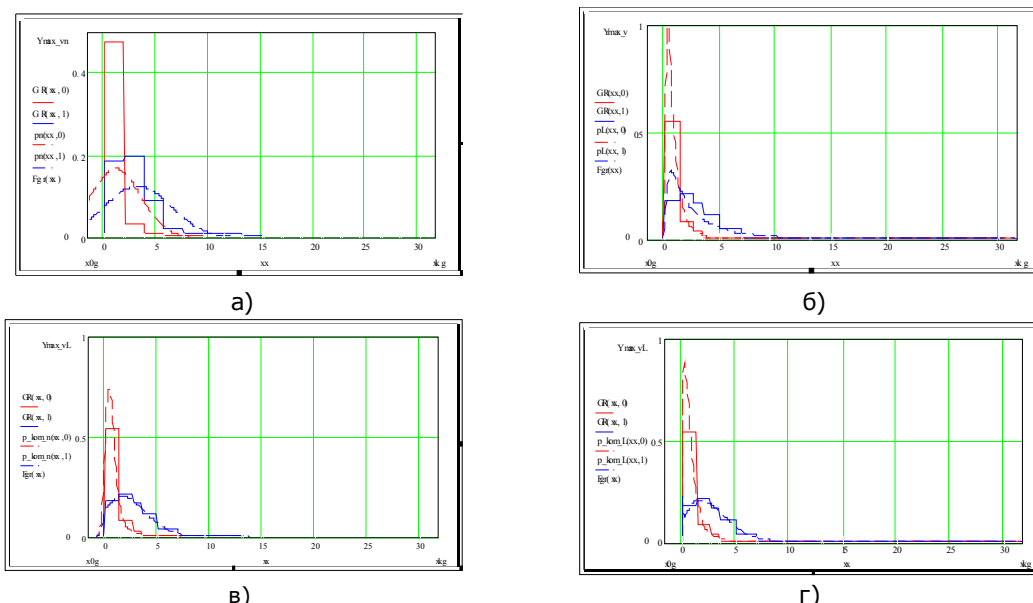


Рис. 1. Розподіли вмісту Ni (мг/дм³) у поверхневих водах (GR(xx,n) – гістограма, n=0 – у 1985 р., n=1 – у 1991–1993 рр.): а – нормальний розподіл (p(xx,n)); б – логнормальний розподіл (p_kom(xx,n)); в – композиційний нормальний розподіл (p_kom_n(xx,n)); г – композиційний логнормальний розподіл (p_kom_L(xx,n))

Таблиця 2

Оцінки ймовірностей перевищення критичних границь мікроелементів у поверхневих водах Полтавської області за даними гідролітохімічної зйомки 1985 р. та гідролітохімічної зйомки 1991–1993 рр.

Хім. елемент	D _{кр}	Оцінки ймовірностей перевищення D _{кр}									
		1985 р.					1991–1993 рр.				
		No	Log	Komp_No	Komp_Log	Gist	No	Log	Komp_No	Komp_Log	Gist
Ba	6	0	0,0012	0,00552	0,00673	0,0091	0,5782	0,2658	0,514	0,52	0,525
Cr	5	0	0,0017	0,003576	0,005949	0,0035	0,3515	0,0537	0,174	0,181	0,1749
Cu	10	0	0	0,0003	0,0003	0	0,5568	0,3333	0,521	0,53	0,5312
Mn	10	0,0642	0,0613	0,084	0,086	0,1105	0,6133	0,3309	0,423	0,427	0,4214
Mo	3,5	0,0005	0,0192	0,013	0,02	0,0275	0,6597	0,3622	0,516	0,52	0,5025
Ni	2	0,3592	0,0924	0,1010	0,124	0,1314	0,6504	0,5069	0,599	0,619	0,6176
Pb	2	0	0	0,003252	0,027	0,0036	0,1838	0,0845	0,149	0,171	0,1613
Sr	70	0	0	0	0	0	0,5864	0,3638	0,428	0,431	0,4261
V	2	0,001	0,0143	0,03	0,044	0,0063	0,4887	0,2927	0,367	0,386	0,3703
Zn	10	0	0	0,011	0,012	0,0135	0,3815	0,0435	0,113	0,113	0,1129

Примітки: D_{кр} – значення критичної границі (мг/дм³); No – за нормальною апроксимацією; Log – за логнормальною апроксимацією; Komp_No – за композицією з локальних нормальних розподілів; Komp_Log – за композицією з локальних логнормальних розподілів; Gist – за частотою (гістограмою). Підкреслено найбільш точні змодельовані оцінки

Таблиця 3

Гранично допустимі концентрації (ГДК) хімічних елементів у питній воді за різними нормативами документами (мг/дм³), критичні границі (D_{кр}) та співвідношення між ними (K)

№ п/п	Хімічний елемент	Одиниці виміру	ГДК [1]	ГДК [4]	ГДК [10]	ГДК [11]	D _{кр}	K = D _{кр} /ГДК
1	Ba	мг/дм ³	–	0,1-0,2	0,13	0,7	6	30
2	Cr	мг/дм ³	0,05	0,004-0,05	0,05	0,05	5	100
3	Cu	мг/дм ³	1	0,001-0,05	1,03	2	10	10
4	Mn	мг/дм ³	0,05 (0,5*)	0,01-1	0,13	0,4	10	20
5	Mo	мг/дм ³	0,07	0,005-0,2	0,25	0,07	3,5	50
6	Ni	мг/дм ³	0,02	0,02-0,1	0,13	0,02	2	100
7	Pb	мг/дм ³	0,01	0,005-0,1	0,03	0,01	2	200
8	Sr	мг/дм ³	7	–	7	–	70	10
9	V	мг/дм ³	–	0,002-0,02	0,1	–	2	100
10	Zn	мг/дм ³	1	0,01-1	0,5	–	10	10

Примітки: *Норматив, зазначений у дужках, установлюється в окремих випадках за погодженням з головним державним санітарним лікарем відповідної адміністративної території. [1], [4], [10], [11] – номери джерел за списком використаної літератури

Рис. 1 (а, б, в, г) ілюструють висновки з розподілу вмісту Ni, що підтверджуються по розподілах інших хімічних елементів. Так, найгіршою є нормальна апроксимація (рис. 1а), кращими – логнормальна та обидві композиційні моделі (рис. 1б, в, г). Ці ж висновки підтверджуються оцінками площ перевищення граничних концентрацій та їх зіставленням з прямою оцінкою по частоті перевищення (діаграма на рис. 3). Відзначається вражаюче збільшення площ з підвищеним вмі-

стом Ni протягом досліджуваного періоду (рис. 3). Для ілюстрації розраховано критичну границю D_{кр} на рівні 2 мг/дм³, яка у 100 разів перевищує ГДК Ni у питній воді за ДСанПіН 2.2.4-171-10. У цьому документі ГДК Ni становить 0,02 мг/дм³. Як показано на рис. 3, ця границя перевищена у 1991-1993 рр. на 60 % площі, тоді як у 1985 р. вона перевищена лише на 13 % площі. Ще більш вражаючі дані одержані стосовно хімічних елементів (табл. 2).

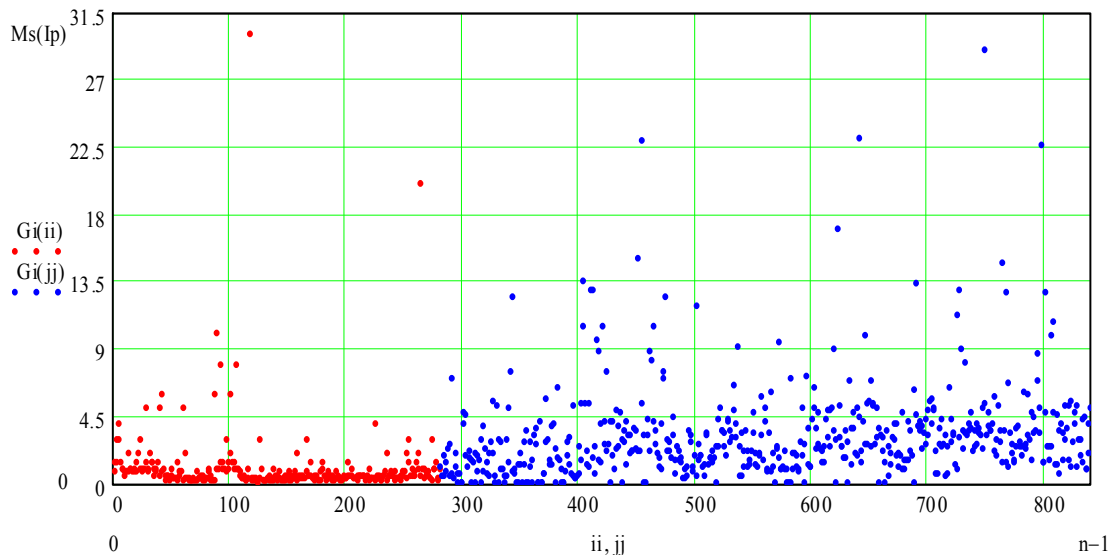


Рис. 2. Відображення спостережень (Ni): Gi(ii) – спостереження 1985р; Gi(jj) – спостереження 1991–1993рр

Так, площа, де вміст Ва перевищує 30 ГДК, порівняно з 1985 р. збільшилася у 57,7 рази – з 0,9 % до 52,5 %; площа, де вміст Сг перевищує 100 ГДК збільшилася у 50 разів – з 0,35 % до 17,5 %; площа де вміст Си перевищує 10 ГДК у 1985 р. відсутня, а у 1991–1993 рр. вона становить 53,12 %; площа, де вміст Мп перевищує 20 ГДК збільшилася у 3,8 рази – з 11,05 % до 42,14 %; площа, де вміст Мо перевищує 50 ГДК збільшилася у 18,3 рази – з 2,75 % до 50,25 %; площа, де

вміст Ni перевищує 100 ГДК збільшилася у 4,7 рази – з 13,14 % до 61,76 %; площа, де вміст Pb перевищує 200 ГДК збільшилася у 44,8 рази – з 0,36 % до 16,13 %; площа де вміст Sr перевищує 70 ГДК у 1985 р. відсутня, а у 1991–1993 рр. вона становить 42,61 %; площа, де вміст V перевищує 100 ГДК збільшилася у 58,8 рази – з 0,63 % до 37,03 %; площа, де вміст Zn перевищує 10 ГДК збільшилася у 8,4 рази – з 1,35 % до 11,29 %.

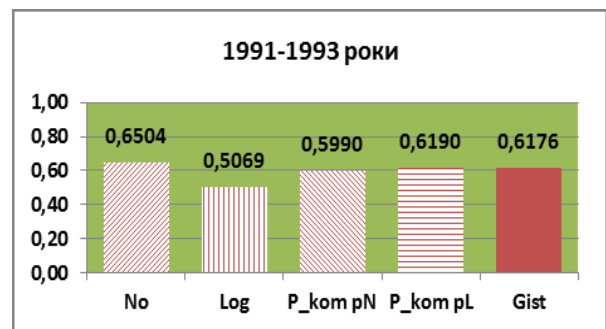
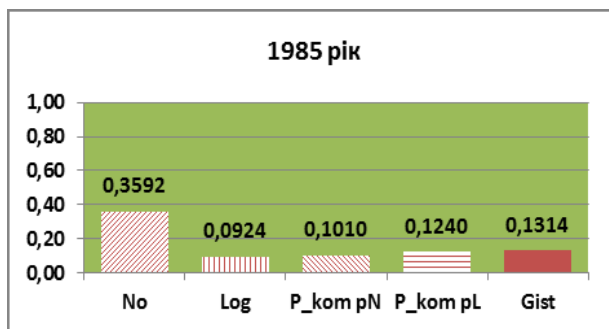


Рис. 3. Графічне відображення оцінок ймовірностей перевищення $D_{кр} = 2 \text{ мг/дм}^3$ (100 ГДК):

No – за нормальною апроксимацією; Log – за логнормальною апроксимацією; P_ком pN – композиція з локальних нормальних розподілів; P_ком pL – композиція з локальних логнормальних розподілів; Gist – за частотою (гістограмою)

Причин такого суттєвого погіршення екологічної ситуації, на думку авторів, декілька. Підвищення вмісту металів може бути спричинено:

- їх вилученням з підземних вод у результаті взаємодії з гірськими породами;
- скиданням у поверхневі водотоки та водоймища промислових стоків;
- враховуючи, що проби були відібрані у 1985 р. та 1991–1993 рр., це погіршення може бути також пов'язане з аварією на ЧАЕС 26 квітня 1986 р.

Дослідження ролі цих факторів забруднення та оцінка мас хімічних елементів, що знаходяться у поверхневих водах області стане метою наступних досліджень.

Кількісна оцінка ступеня адекватності моделей розподілу проведена на основі критеріїв за методом моментів, за середнім абсолютним значенням [6, 9] та за

критерієм нормальності з альтернативою логнормального закону. Результати, наведені у табл. 4-8, свідчать про те, що порівняно з нормальним розподілом набагато точніше розподіли вмістів металів описує логнормальний закон. Коефіцієнти асиметрії та ексцесу зменшуються проти нормального розподілу у 20-30 разів, що переконливо свідчить про набагато кращу апроксимацію розподілів логнормальним законом. У той же час, результати графічних оцінок розподілів показують, що якість апроксимації композиційно-логнормальною моделлю не гірша, а в ряді випадків помітно краща, ніж класична логнормальна. Проведений аналіз приводить до висновку, що нормальний закон розподілу виглядає неприйнятним через набагато гіршу якість опису досліджуваних розподілів.

Таблиця 4

Результати перевірки нульової гіпотези про нормальний розподіл вмісту хімічних елементів у поверхневих водах Полтавської обл за даними гідролітохімічної зйомки 1985 р. та 1991–1993 рр. критерієм за методом моментів: N – кількість спостережень; $A/A_{кр}$, $E/E_{кр}$ – відношення оцінок коефіцієнтів асиметрії та ексцесу до критичних границь, обчислених при рівні значущості 0,05

№ з/п	Хім. елемент	1985 р.				1991–1993 рр.			
		N	$A/A_{кр}$	$E/E_{кр}$	Відповідність гіпотезі	N	$A/A_{кр}$	$E/E_{кр}$	Відповідність гіпотезі
1	Ba	288	8,97	16,5	ні	560	7,29	8,05	ні
2	Cr	288	25,63	147,95	ні	560	18,33	43,16	ні
3	Cu	288	12,78	32,657	ні	560	4,95	5,93	ні
4	Mn	288	8,58	11,9	ні	560	19,4	47,31	ні
5	Mo	288	5,48	13,45	ні	560	26,33	106,63	ні
6	Ni	288	28,68	147,3	ні	560	15,85	40,21	ні
7	Pb	288	32,01	205,74	ні	560	12,7	18,73	ні
8	Sr	288	4,99	4,5	ні	560	9,83	15,09	ні
9	V	288	4,97	2,48	ні	560	13,75	37,28	ні
10	Zn	288	15,13	36,95	ні	560	19,87	48,94	ні

Таблиця 5

Результати перевірки нульової гіпотези про логнормальний розподіл вмісту хімічних елементів у поверхневих водах Полтавської обл за даними гідролітохімічної зйомки 1985 р. та 1991–1993 рр.: N – кількість спостережень; $A/A_{кр}$, $E/E_{кр}$ – відношення оцінок коефіцієнтів асиметрії та ексцесу до критичних границь, обчислених при рівні значущості 0,05

№ з/п	Хім. елемент	1985 р.				1991–1993 рр.			
		N	$A/A_{кр}$	$E/E_{кр}$	Відповідність гіпотезі	N	$A/A_{кр}$	$E/E_{кр}$	Відповідність гіпотезі
1	Ba	288	0,9	0,069	так	560	-1,63	-4,05	ні
2	Cr	288	2,01	-0,86	так	560	5,73	-0,06	так
3	Cu	288	3,37	2,75	ні	560	-7,97	4,36	ні
4	Mn	288	1,23	-1,69	ні	560	-3,67	-1,005	ні
5	Mo	288	-1,41	-0,615	так	560	0,306	-4,17	так
6	Ni	288	4,7	4,75	ні	560	-5,65	4,24	ні
7	Pb	288	4,82	3,47	ні	560	-4,06	3,32	ні
8	Sr	288	-1,84	1,82	ні	560	-4,76	5,16	ні
9	V	288	1,11	-0,44	так	560	-3,03	-1,81	ні
10	Zn	288	11	15,61	ні	560	12,03	10,61	ні

Таблиця 6

Результати перевірки гіпотез про нормальність та логнормальність за середнім абсолютним значенням. Відношення нормованого середнього абсолютного значення до критичної границі при рівні значущості 0,05: d_n – для нормального закону, d_L – для логнормального. Виконання умови $|d_n| \geq 1$ означає відхилення гіпотези про нормальність, а умови $|d_L| \geq 1$ – гіпотези про логнормальність.

Виділено клітини, яким відповідає не суперечність спостережень гіпотезі

Хім. елем.	1985 р.		1991–1993 рр.		Хім. елем.	1985 р.		1991–1993 рр.	
	d_n	d_L	d_n	d_L		d_n	d_L	d_n	d_L
Ba	-4,802	-1,305	-1,708	8,224	Ni	-16,109	-1,441	-9,467	-4,239
Cr	-7,831	0,632	-10,376	-0,982	Pb	-10,897	2,93	-4,985	-9,582
Cu	-7,246	-2,678	-2,121	-4,56	Sr	-2,414	-1,076	-2,228	-0,164
Mn	-3,972	2,596	-12,775	-1,178	V	-0,726	0,889	-5,784	0,93
Mo	-0,71	0,832	-4,206	9,623	Zn	-12,508	-9,319	-14,069	-9,173

Таблиця 7

Результати перевірки гіпотези про логнормальний закон розподілу при альтернативі нормального закону.

P_L – ймовірність належності виборки до логнормального закону. Ймовірність належності до нормального закону $P_N = 1 - P_L$

Хім. елем.	1985 р.		1991–1993 рр.		Хім. елем.	1985 р.		1991–1993 рр.	
	P_L	P_L	P_L	P_L		P_L	P_L	P_L	P_L
Ba	1	1	1	1	Ni	1	1	1	1
Cr	1	1	1	1	Pb	1	1	1	1
Cu	1	1	0	1	Sr	1	1	1	1
Mn	1	1	1	1	V	1	1	1	1
Mo	1	1	1	1	Zn	1	1	1	1

Таблиця 8

Критерій згоди за методом максимальної правдоподібності для конкуруючих гіпотез: нормального закону (N), логнормального (LN), композиційної нормальної моделі (KN), композиційної логнормальної моделі (KL). Наведено максимальні байєсівські ймовірності P_z відповідності законові (моделі) та вказано, якому закону відповідає ця ймовірність. Виділено клітини, де найбільш ймовірним визнано запропоновану авторами композиційну логнормальну модель (KL)

Хім. елем.	1985 р.		1991–1993 рр.		Хім. елем.	1985 р.		1991–1993 рр.	
	P_z	закон	P_z	закон		P_z	закон	P_z	закон
Ba	1	LN	1	KL	Ni	0,995	LN	1	KL
Cr	1	LN	1	KL	Pb	1	LN	1	KL
Cu	1	LN	1	KL	Sr	0,796	KL	0,976	KL
Mn	1	KL	1	KL	V	1	LN	1	KL
Mo	0,99	LN	1	KL	Zn	1	KL	1	KL

Висновки. Найбільш точними моделями розподілу вмістів хімічних елементів дослідженої групи слід вважати композиційно-логнормальну модель та логарифмічно нормальний закон. Нормальний закон розподілу для опису розподілу вмістів хімічних елементів – забруднювачів у поверхневих водах є неприйнятним.

Доведено, що вказані моделі дозволяють виконувати стійкі оцінки площ перевищення критичних границь вмісту хімічних елементів, що мають джерелом техногенні чинники.

За даними 1991–1993 рр. порівняно з 1985 р. ситуація із складом поверхневих вод на дослідженій території суттєво погіршилася. Розповсюджена думка щодо відносно благополучної екологічної ситуації у водному середовищі Полтавської обл не відповідає дійсності. Площі перевищення критичних границь вмістів шкідливих домішок природного та техногенного походження збільшилися з рівнів 0,1–2 % до 18–62 %. Вміст хімічних елементів дійшов у 1991–1993 рр. до рівнів 10–100 ГДК (питної води).

У сільській місцевості, яка складає переважну частину дослідженої території (36 – міста та смт, 1826 – села та селища), проживає 43 % населення області (576,3 тис.). Поверхневі води тут переважно служать для населення джерелом питної води, яка не проходить

необхідної обробки. Насичення техногенними домішками відзначених масштабів потребує невідкладних державних заходів для усунення цього фактору погіршення здоров'я населення.

1. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: Державні санітарні норми та правила: ДСанПіН 2.2.4–171–10. – К., 2011. 2. Гончарук В., Куцевська Н., Терлецька Г. Контроль якості води. Нові Державні стандарти для визначення токсикологічних показників // Стандартизація, сертифікація, якість. – 2010. – № 5. – С. 63–70. 3. Горев Л.М., Пелешенко В.К., Хільчевський В.І. Гідрохімія України. – К., 1995. 4. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання: ДСТУ 4808–2007. – К., 2008. 5. Екологічна оцінка сучасного стану поверхневих вод України / А.І. Денісов та ін. // Український географічний журнал. – 1996. – № 3. – С. 3–11. 6. Жуков Н.Н. Вероятностно-статистические методы анализа геолого-геофизической информации. – К., 1975. 7. Картографічна апробація нових підходів до оцінки якості поверхневих вод України / Л.Г. Руденко та ін. // Український географічний журнал. – 1996. – № 4. – С. 3–13. 8. Кошлякова Т.О. Зміни гідрохімічних умов сеноманкеловейського водоносного комплексу на території м. Києва за даними багаторічних спостережень // Вісник Київського університету. Геологія. – 2009. – № 46. – С. 47–50. 9. Крамер Г. Математические методы статистики. – М., 1975. 10. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения: СанПиН 4630–88. – М., 1988. 11. Guidelines for Drinking Water Quality: Third ed. – Geneva, 2004. – V. 1.

Надійшла до редколегії 28.03.12

УДК 550.3 (519.21)

О. Кендзера, канд. фіз.-мат. наук,
З. Вижва, канд. фіз.-мат. наук, доц.,
К. Федоренко, асп., А. Вижва, студ.

ВИЗНАЧЕННЯ ЧАСТОТНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА ПІД БУДІВЕЛЬНИМИ МАЙДАНЧИКАМИ З ВИКОРИСТАННЯМ СТАТИСТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ СЕЙСМІЧНОГО ШУМУ НА ПРИКЛАДІ СПОСТЕРЕЖЕНЬ У М. ОДЕСІ

(Рекомендовано членом редакційної колегії д-ром геол. наук, доц. О.Є. Кошляковим)

Розглянуто задачу впровадження статистичного моделювання випадкових процесів та полів на площині з рівномірною решіткою інтерполяції в сейсмологічні дослідження для потреб визначення частотних характеристик геологічного середовища під будівельними майданчиками. На основі результатів статистичного аналізу зареєстрованих сейсмічних коливань та оцінок похибок наближення випадкових процесів та полів сформульовано алгоритми для статистичного моделювання таких процесів та полів на основі інтерполяційних розкладів, побудовано моделі для статистичного моделювання адекватних реалізацій сейсмограм шуму у випадках однієї та двох змінних.

The task of implementing the statistical simulation of random processes and fields on the plane with a uniform grid interpolation in seismological research needs to determine the frequency characteristics of the geological environment at construction sites is considered. The algorithms for statistical modeling and fields based on interpolation schedules and based on the results of statistical analysis of seismic waves recorded and estimates of error approximation of random processes and fields are formulated. The models for statistical modeling adequate implementations seismograms noise in the cases of one and two variables are constructed.

Характеристика об'єкта дослідження та його статистичне моделювання. Розглядалися сейсмограми двох пунктів спостережень в Одесі: BUG3 та PNT1. Було відібрано по 9 відрізків шуму із сейсмограм для кожного з цих пунктів. Загальний час запису інформації, з якої обиралися реалізації для аналізу, тривав по 1,5 год

на кожному із пунктів. Повний вектор сейсмічних коливань реєструвалися на компонентах: "схід-захід" – EW, "північ-південь" – NS, та "вертикальним" – Z.

У результаті реєстрування сейсмографом отримано графік руху земної поверхні у вигляді зміни амплітуди коливань з часом (рис. 1).

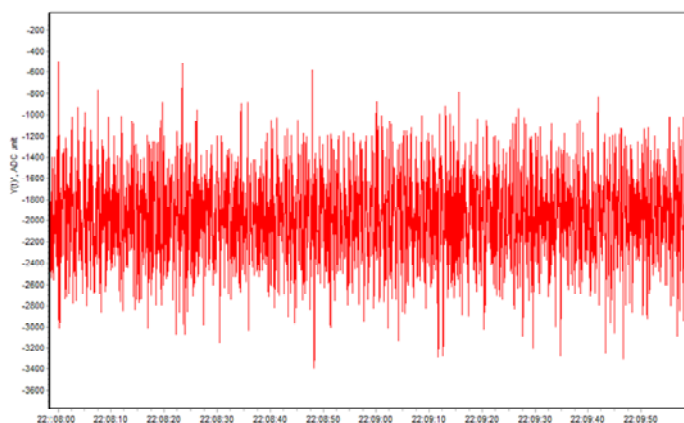


Рис. 1. Зображення сейсмограми мікросейсмічного шуму з тривалістю $t \approx 2$ хв