

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ, МІНЕРАЛОГІЇ ТА РУДОУТВОРЕННЯ
ім. М.П. СЕМЕНЕНКА

На правах рукопису

ПАНАІТ ЕЛІНА ВІКТОРІВНА

УДК 550.4:504.054(477)

ГЕОХІМІЯ РТУТІ ПРИРОДНОГО І ТЕХНОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ
В ОБ'ЄКТАХ ДОВКІЛЛЯ

спеціальність 04.00.02 – геохімія

Дисертація на здобуття наукового ступеня
кандидата геологічних наук

Науковий керівник
Крюченко Наталія Олегівна
доктор геологічних наук,
старший науковий співробітник

Київ – 2016

ЗМІСТ

	Стр.
ВСТУП.....	5
РОЗДІЛ 1 СТАН ПРОБЛЕМИ.....	11
1.1. Огляд попередніх досліджень.....	11
1.1.1. Історія наукового напрямку.....	12
1.1.2. Ртутометрія при пошукових роботах.....	13
1.1.3. Огляд основних наукових публікацій по екогеохімії ртуті.....	15
1.2. Фізичні та хімічні властивості ртуті.....	17
1.3. Загальна інформація щодо розподілу ртуті в об'єктах довкілля.....	18
1.4. Головні джерела забруднення ртуттю об'єктів довкілля	25
1.5. Медико-біологічні аспекти впливу ртуті на організм людини.....	30
1.6. Підсумки.....	31
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	33
2.1. Польові дослідження.....	33
2.2. Аналітичні дослідження.....	34
2.3. Розрахункові геохімічні критерії.....	36
2.4. Підсумки.....	38
РОЗДІЛ 3 ГЕОЛОГО-ГЕОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ДОСЛІДЖУВАНИХ ТЕРИТОРІЙ.....	40
3.1. Геологічна будова територій досліджень.....	40
3.1.1. Геологічна будова Микитівського рудного поля (МРП) та локалізація ртутного зруденіння.....	40
3.1.2. Мінеральний склад родовищ МРП.....	48
3.1.3. Ландшафтно-геохімічна характеристика МРП.....	50

3.2.	Геологічна будова м. Києва.....	52
3.2.1.	Ландшафтно-геохімічна характеристика м. Києва.....	54
3.3	Підсумки.....	57
РОЗДІЛ 4	ЕКОЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВІДКЛАДІВ, РОСЛИННОСТІ ТА ПІДГРУНТОВОГО ПОВІТРЯ РТУТТЮ ТА ІНШИМИ ХІМІЧНИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ.....	58
4.1.	Поверхневі відклади.....	59
4.1.1.	МРП.....	60
4.1.2.	Міста Донецької області.....	71
4.1.3.	Міста Вінниця та Житомир.....	77
4.1.4.	Завод «Радикал» (лівобережжя м. Києва).....	82
4.2.	Визначення водорозчинних форм ртуті.....	91
4.3.	Підґрунтове повітря (на прикладі м. Києва).....	94
4.4.	Рослинність.....	104
4.4.1.	Процеси накопичення ртуті.....	105
4.4.2.	Завод «Радикал».....	107
4.4.3.	МРП.....	111
4.5.	Підсумки.....	115
РОЗДІЛ 5	ЕКОЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ГІДРОСФЕРИ ЗА ОСОБЛИВОСТЯМИ РОЗПОДІЛУ РТУТІ В ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ТА ПРИРОДНИХ ВОДАХ.....	120
5.1.	Донні відклади (завод «Радикал»).....	120
5.2.	Природні води.....	129
5.2.1.	Розподіл ртуті у гідросфері.....	129
5.2.2.	Форми міграції ртуті.....	130
5.3.	Підземні води.....	132
5.3.1.	Завод «Радикал».....	132
5.3.2.	МРП.....	135

5.4. Поверхневі води.....	137
5.4.1. Завод «Радикал».....	137
5.4.2. МРП.....	142
5.5. Підсумки.....	147
ВИСНОВКИ.....	149
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	152

ВСТУП

Актуальність теми. Ртуть є одним з найбільш небезпечних елементів-забруднювачів біосфери з найвищим показником токсичності серед важких металів, тому встановлення геохімічних особливостей міграції і концентрації елемента в об'єктах довкілля з різним джерелом походження – одна з актуальних проблем екологічної геохімії.

Ртуть в кількостях, що перевищує природні фонові концентрації, зафіксовано як у районах з природним її надходженням (зони тектонічних порушень, родовища корисних копалин, вулканічні експлазації та інше) так і з техногенним (в результаті діяльності людини); особливе місце займають гірничо-промислові території, де джерело ртуті – природно-техногенне. Саме цим територіям приділено увагу в роботі: природне надходження ртуті – території тектонічних порушень (правобережжя м. Києва); природно-техногенне – гірничо-промислові райони (Микитівське рудне поле – МРП), та техногенне – територія колишнього заводу «Радикал», лівобережжя м. Київ (далі завод «Радикал»), міські агломерації Житомира, Вінниці та Донецької області.

Шляхом еколого-геохімічного моніторингу визначено ступінь забруднення вище зазначених територій за літо- , гідро- и біогеохімічними критеріями, що є надзвичайно актуальною і важливою інформацією при прийнятті та впровадженні природно-охоронних заходів і рішень.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Робота виконана у відділі пошукової та екологічної геохімії Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України. Обраний напрямок досліджень узгоджений з проектами багаторічних програм НАН України: "Геохімічні критерії виділення зон екологічного ризику території України" (2012–2016 рр., ДР № 0112U002432), "Розробка геохімічних критеріїв пошуків золота в корах вивітрювання кристалічного фундаменту Українського щита (Брусилівська шовна зона і прилеглі території)" (2013–2015 рр.,

ДР № 0113U003383), "Геохімічні особливості рудних і техногенних аномалій в умовах Українських Карпат (на прикладі Карпатського біосферного заповідника)" (2010–2017 рр., ДР № 0112U006806).

Мета і задачі дослідження. Метою роботи є визначення геохімічних особливостей розподілу ртуті природного і техногенного походження в об'єктах довкілля (на прикладі гірничо-промислових районів МРП, заводу «Радикал» та міських агломерацій України).

Для досягнення мети роботи поставлено наступні завдання:

- визначити фонові, середні та аномальні концентрації ртуті в досліджуваних складових довкілля ;
- встановити геохімічні асоціації (техногенні та природні) в об'єктах довкілля, що характерні для забруднення ртуттю різного походження;
- встановити найбільш інформативні рослини-індикатори природного і техногенного забруднення ртуттю територій заводу «Радикал» та МРП;
- розрахувати кількісні еколого-геохімічні показники, відносно ступенів забруднення об'єктів довкілля (поверхневих та донних відкладів, природних вод, рослинності) території з різним джерелом ртуті;
- визначити закономірності просторового розподілу забруднення ртуттю ґрунтів досліджуваних територій;
- провести геохімічний моніторинг ґрунтів, донних відкладів, природних вод та надати оцінку їхнім змінам у часі;
- визначити особливості розподілу ртуті у підґрунтовому повітрі територій м. Києва.

Об'єкт дослідження – об'єкти довкілля (поверхневі і донні відклади, підґрунтове повітря, природні води, рослинність) гірничо-промислових районів МРП, заводу «Радикал» та міських агломерацій України.

Предмет дослідження – вміст ртуті та інших хімічних елементів в об'єктах довкілля (поверхневі і донні відклади, підґрунтове повітря, природні води, рослинність) гірничо-промислових районів МРП, заводу «Радикал» та міських агломерацій України.

Методи дослідження. Збір первинного фактичного матеріалу, опробування поверхневих та донних відкладів, природних вод та рослинності здійснювалися під час польових маршрутних обстежень. Для визначення вмісту хімічних елементів застосований комплекс аналітичних методів: атомно-абсорбційний, емісійний спектральний, потенціометричний та інші в лабораторіях Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України (ІГМР НАНУ) та Державного підприємства "Українська геологічна компанія. Аналітичні дослідження методом мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP–MS) виконувалися на приладі Element-2 в Центрі колективного користування приладами ІГМР НАНУ.

Обробка та інтерпретація одержаних аналітичних даних проведена за допомогою пакетів програм – Microsoft Excel, Statistica 6; для побудови картосхем застосовувались геоінформаційні системи (ГІС): MapInfo Professional та Golden Software Surfer, AdobePhotoshop та AutoCad.

Наукова новизна одержаних результатів.

1. В результаті моніторингових досліджень вперше проведена порівняльна характеристика забруднення об'єктів довкілля ртуттю природного і техногенного походження на території України (територія заводу «Радикал» та МРП);
2. Визначено особливості забруднення ртуттю об'єктів довкілля (поверхневі і донні відклади, підґрунтове повітря, природні води, рослинність). Виявлено геохімічні асоціації аномальних полів, що пов'язані з природно-техногенним та техногенним джерелом ртуті, оцінено рівень і межі їх небезпеки.
3. Вперше експериментально виявлено відсотковий вміст водорозчинних форм ртуті (хлоридної та адсорбованої) на територіях з природно-техногенним (МРП) та техногенним (завод «Радикал», території промислових підприємств) її походженням. Встановлено, що при техногенному забрудненні їх вміст досягає 80%, а при природному не більше 30%.

4. Вперше здійснена комплексна еколого-геохімічна оцінка забруднення об'єктів довкілля (поверхневих та донних відкладів, поверхневих вод, рослинності) на досліджуваних територіях.

5. Вперше встановлено, що ртуть і радон у підґрунтовому повітрі можуть бути використані в якості геохімічних індикаторів наявності зон тектонічних порушень (на прикладі правобережжя м. Києва) і виявлено зони їх аномальних полів.

6. Отримано дані щодо забруднення ртуттю наземної частини різних видів рослин (пирій, молода береза, паслін чорний, череда, молода тополя) на досліджуваних територіях, що дозволило віднести паслін чорний до найбільш ефективного індикатора ртутного забруднення.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати щодо розподілу ртуті та її асоціацій з іншими хімічними елементами в об'єктах довкілля стануть основою подальшого геохімічного моніторингу та оцінки еколого-геохімічного стану територій. Результати щодо біогеохімічних досліджень рослин можуть бути використані в якості ефективного індикатора забруднення довкілля ртуттю; сумарний аномальний вміст радону і ртуті в якості геохімічних індикаторів наявності зон тектонічних порушень – у міському плануванні.

Матеріали дисертації можуть бути використані екологічними і природоохоронними організаціями в процесі розробки й оптимізації екологічних програм для територій що вивчаються, а також для удосконалення системи моніторингу об'єктів довкілля.

Особистий внесок здобувача. Робота виконана автором самостійно, включаючи участь у польових і камеральних роботах, опрацюванні літературних джерел, систематизації та інтерпретації отриманих даних, побудові графічних матеріалів.

Дисертантом систематизовано близько 350 проб поверхневих відкладів, 250 – донних відкладів, 150 – підґрунтового повітря, 150 – поверхневих вод і 100 – рослинності. Автором здійснено статистичну і графічну обробку результатів

геохімічних досліджень, розраховано геохімічні параметри щодо розподілу ртуті та інших хімічних елементів, визначено ділянки з аномальним вмістом ртуті.

Основні результати досліджень та висновки опубліковані у фахових виданнях та оприлюднені на наукових конференціях. Особистий внесок здобувача в публікаціях, виконаних у співавторстві, визначається наступним чином: проведення аналітичних досліджень, встановлення статистичних параметрів, обробка аналітичної бази, розрахунки геохімічних параметрів, дослідження кореляційного зв'язку між ртуттю та іншими хімічними елементами та інтерпретація результатів досліджень.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертації було обговорено під час роботи наукових та науково-практичних міжнародних конференцій: II Міжнародна науково-практична конференція “Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи” (м. Львів, 2015 р.), Міжнародна науково-практична конференція «Актуальні проблеми пошукової та екологічної геохімії» (м. Київ, 2014), Міжнародна наукова конференція «Роль вищих навчальних закладів у розвитку геології» (до 70-річчя геологічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка) (м. Київ 2014), Конференція молодих вчених ІГМР ім. М.П. Семененка НАН України (м. Київ 2013), IX Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення» (м. Алушта 2013).

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 11 наукових праць: у 5-ти наукових фахових виданнях України, з яких у 1-му науковому виданні України, яке включене до міжнародних наукометричних баз, у 2 інших публікаціях за темою дисертації та у 4 матеріалах і тезах конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація загальним обсягом 168 сторінок складається зі вступу, 5 розділів, висновків та списку використаних джерел з 169 найменувань, містить 79 рисунків та 48 таблиць.

Автор глибоко вдячний за допомогу, сприяння і консультацію своєму науковому керівнику – доктору геологічних наук Крюченко Н.О., а також члену-кореспонденту НАН України, доктору геолого-мінералогічних наук, професору Жовинському Е.Я.

Автор дякує усім своїм колегам по відділу– Кухару М.В., Жук О.А., Островській Г.П., Коломійцю В.І. за допомогу при виконанні аналітичних робіт.

РОЗДІЛ 1

СТАН ПРОБЛЕМИ

Ртуть надзвичайно токсичний елемент, що може змінювати свій агрегатний стан. В усіх країнах світу вона включена у списки забруднюючих речовин першого класу небезпеки. Глобальний кругообіг ртуті включає в себе два основних компоненти: природна та антропогенна складова. До природних складових відносять: дегазацію земної кори, вулканічні і геотермічні викиди, рудні родовища. Антропогенна складова – спалювання природного палива, використання в промисловості та сільському господарстві ртутьвмісних сполук, викиди промислових і побутових відходів, та інш.

Ртуть через широку участь у геологічних та антропогенних процесах є важливим елементом-індикатором при пошуках багатьох родовищ корисних копалин, тектонічних порушень та інш., а також показником техногенного навантаження.

1.1. Огляд попередніх досліджень

Ртуть була відома ще в III тис. до н.е., а у IV–III ст. до н.е. про ртуть, як про рідке срібло, згадував Аристотель і Теофраст [125]. В епоху пізньої античності II–VI ст. н.е. ртуть широко використовується хіміками. Вперше в 1735 р. шведський хімік і мінералог Георг Брандт описав отримання чистої ртуті, пізніше академік І.Л. Браун і М.В. Ломоносов у 1759 р. отримали тверду ртуть, що стало сенсацією у науковому світі. У 1911 р. при дослідженнях електропровідності ртуті голландським вченим Гейко Камерлінг–Оннесом було відкрито явище її надпровідності [125]. З того часу ртуть стала першим надпровідником. В XX ст. багато вчених займалися питаннями розподілу ртуті та інших металів в об'єктах довкілля.

1.1.1. Історія наукового напрямку. Загальним питанням геохімії та геохімії ртуті зокрема, присвячені роботи А.І. Перельмана [110, 111, 112], О.О. Саукова [136–138], головними з яких є монографія «Геохімія ртуті» (1946) [136] та навчальне керівництво «Геохімія» (1952) [138], яким надано метод визначення малих кількостей ртуті та генезис ртутних родовищ. Узагальненням матеріалів щодо просторового розподілу ртуті в оболонках Землі присвячені роботи В.І. Вернадського (1954–1965) [17], в цих же роках О.П. Виноградовим [18–21] визначено значимість ртуті при виділенні біогеохімічних провінцій (1956–1963).

Першими, хто присвятив свої роботи колообігу ртуті в природі були Дж. Гевис та Дж. Фергюссон (1973) [26] – ними розроблено схему геохімічного розподілу ртуті та вивчено шляхи її переходу з одного середовища у інше. У 1976 році такі дослідники, як Б.П. Абрамовський, Ю.А. Анохін, В.А. Іонов [36] та інші зацікавилися питаннями глобального балансу ртуті в атмосфері [71], на основі чого було визначено гранично допустимі концентрації (ГДК) викидів ртуті.

Важливим екогеохімічним параметром є не тільки вміст ртуті, але і форми її міграції і концентрації. Ці питання висвітлені в роботах І.М. Трахтенберга, М.Н. Коршуна (1990–1997). Саме у монографії «Ртуть та її сполуки у навколишньому середовищі» (1990) [145] вперше визначено форми існування ртуті у навколишньому середовищі: елементарна у формі рідини (при випаровуванні утворює оксид ртуті, який легко розповсюджується у повітрі) хімічно активна; метилртуть; сорбована (молекули ртуті зв'язані з ґрунтами, донними відкладами та аерозольними частинками).

У 90–х рр. ХХ сторіччя більшість дослідників стали звертати увагу на ртуть техногенного походження. Зокрема, наукові праці Р.М. Ахметова [7], А.Б. Єрмаченка [128], І.М. Трахтенберга [144], М.Н. Коршуна [145] та інш. (1999–наші дні) присвячено впливу ртутного випаровування на здоров'я людини [23, 130, 141]. Ними відмічено, що при оцінці екологічного стану території треба керуватися не ГДК, а фоновими значеннями на конкретних ділянках, які є базовими для проживання населення.

Питаннями геохімічних особливостей міграції ртуті у гідросфері присвячені роботи Р.Р. Брукса [15], Г.А. Голевої [40,41], А.К. Прокоф'єва [119] та інших. Гідрогеохімією ртуті у межах Донецького регіону займаються такі вчені як В.Г. Суярко, К.О. Безрук (1998–2013) [10]. Їхні дослідження висвітлили природу міграції ртуті при різних кислотно-лужних умовах та при наявності різної кількості органічної складової в процесі утворення ртутьорганічних комплексів.

1.1.2. Ртутометрія при пошукових роботах. Важливою працею з питань пошукової та екогеохімії ртуті, а також можливостей ртутометрії для вирішення задач багатоцільового геохімічного картування є монографія В.З. Фурсова «Можливості ртутометрії» (1974) [150]. Ним детально висвітлені питання закономірностей розподілу ртуті у природному середовищі; використання математичних методів обробки геохімічної інформації та розглянуто теоретичні аспекти міграції ртуті, як індикатора ртутних родовищ [4, 5, 6, 61, 71, 70, 87]. В цьому ж році виходить праця В.П. Гладішева «Аналітична хімія ртуті» [34], в якій розглядається можливість кількісного та якісного визначення ртуті в лабораторних умовах різними методами (спектральні, фотометричні, хімічні та інші).

Фітооб'єкти є індикаторами ртутних родовищ та техногенного забруднення, тому багато робіт присвячено питанням розподілу ртуті у різних видах рослин, визначенню умов концентрації та міграції ртуті у ґрунтах, що відображає ступінь її надходження. Серед них необхідно відмітити дослідження А. Кабата-Пендіаса, Х. Пендіаса [68], О.Л. Ковалевського [74, 75], А.І. Радченко [120–122] та інш. (1974–1999).

Можливість визначення тектонічних порушень за концентраціями ртуті у довкіллі цікавило багатьох дослідників (1950–наші дні), серед яких можна назвати Б.А. Абрамовського, В.З. Фурсова [124], Н.І. Сафронова [139] та інш. У роботах Н.О. Озерової [95] основна увага приділена вивченню вулканізму, землетрусів та розломів, як основи для виявлення нафтогазоносних родовищ. В основі її висновків головну роль має гіпотеза, що всі тектонічні розломи фіксуються за аномальними концентраціями парів ртуті.

Узагальненням попередніх робіт щодо металогенії ртуті стала монографія В.І. Смірнова, В.О. Кузнєцова, В.П. Федорчука «Металогенія ртуті» (1976) [89], де проаналізовані накладені літохімічні та газові ореоли ртуті, які формуються постійно з моменту утворення родовища до його повного зникнення. Зроблено висновок, що міграція ртуті від родовища до поверхні землі може відбуватися у газовій фазі самостійно або у водній, разом з напірними водами, що робить можливим виявлення родовища за вторинними ознаками.

Основне питання, яке завжди цікавило дослідників – генезис ртуті. Цьому питанню присвячені роботи В.З. Фурсова [149, 150], В.П. Федорчука [147, 148] (1958–1976). Вчені відмічають, що достовірних даних про вміст ртуті у ядрі та нижній мантії Землі немає, однак, при вулканічних, магматичних та інших процесах ртуть з глибин надходить до поверхні, акумулюється на дні океану і таким чином проходить весь цикл колообігу. Зроблено висновок, що саме в тектонічних зонах слід шукати родовища ртуті і саме вони є джерелом елемента у різних регіонах світу.

Нами у 2015 році [32] було проведено роботи з визначення територій, перспективних на видобуток золота у корях вивітрювання Брусилівської шовної зони. Встановлено що в зонах гіпергенезу, поряд із золотом, накопичується ртуть. Зважаючи на те, що ртуть є одним з показників розущільнення порід саме за її аномальним вмістом було визначено зони тектонічних порушень, де і зафіксовано накопичення золота за рахунок гіпергенного концентрування. На тектонічно спокійних зонах вищезгаданої території середній вміст Au – 0,005 мг/кг, Hg – 0,002 мг/кг, тоді як у зонах тектонічних порушень вміст Au – 0,05 мг/кг, а Hg – 0,006 мг/кг. Тобто у зонах тектонічних порушень вміст ртуті підвищується у 3 рази, що є надійним індикатором пошуків.

Існує гігієнічна проблема ртутного забруднення у зв'язку з видобутком золота методом амальгації. При видобутку золота 1,2-1,5 г ртуті потрапляє в навколишнє середовище: 70–80% – в атмосферу у вигляді парів, що складає 3-4 т щорічно, інше знаходиться у «хвостах» і надходить в ґрунт, донні відклади і воду

водойм. Ртутний потік від точки надходження мігрує в ґрунтах на відстань до 260 м, вглиб до 20 см [163].

1.1.3. Огляд основних наукових публікацій по екогеохімії ртуті. Ртуть є одним з найбільш токсичних елементів, які приймають участь у локальних та глобальних колообігах речовини, являючись індикатором техногенного навантаження. Будучи легколетючою, вона легко мігрує у атмосфері, водах, ґрунтах та породах і переходить з одного середовища в інше. Тому небезпечні для здоров'я не тільки території природного походження ртуті, але і території забруднені в результаті діяльності людини [3, 57]. Не існує способів, які би повністю знищили токсичний вплив ртуті на людину, тому екогеохімія ртуті є базовою для визначення потенційно небезпечних територій.

Вперше питаннями екогеохімії ртуті почали займатися закордонні вчені, про що свідчить конференція, яка відбувалася у Женеві у 1979 році. Де основним питанням була розробка критеріїв санітарно-гігієнічного стану територій відносно ртуті [90, 129, 131]. Це стало актуальним внаслідок розвитку промислових зон та надходження ртуті в атмосферне повітря в результаті використання її у технологічних процесах.

З сучасних дослідників екогеохімією ртуті, міграцією її в системі «атмосфера-рослина-ґрунт-людина» займаються – Н.Ф. Ізмєрова [97], Ю.В. Анохін, І.Я. Ніколішин, Г.Н. Воронська [37] та інш. Основними питаннями, які розглянуто в роботах є визначення інтегрального ртутного показника для аномальних зон. На сьогодні, у зв'язку з розвитком промисловості, особливо гостро постала проблема забруднення навколишнього середовища ртуттю, тому в багатьох країнах приділяють увагу вивченню та моніторингу цього виду забруднення [101, 102, 126, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167, 168].

Для еколого-геохімічної оцінки території використовуються показники геохімічної стійкості середовища, серед яких сумарний показник забруднення (СПЗ). Роботи Ю.Є. Саєта [132–134], О.М. Дудика [55], Б.С. Панова [107, 108] та інших присвячені розробці універсального показника, який би об'єднував

кількісні та якісні характеристики відносно екологічної безпеки території проживання населення.

Вперше на Україні, вивченням забруднення геологічного середовища у великих промислових агломераціях стало займатися Державне підприємство "Українська геологічна компанія" (ДП «УГК»), до 2012 року Північне державне регіональне геологічне підприємство "Північгеологія". З 1981 по 1985 рік цією організацією були проведені роботи з геохімічного дослідження порід зони аерації та ґрунтових вод з метою визначення ступеня їх забруднення на території м. Києва та прилеглих районів [77, 92, 100]. У результаті виконаних робіт побудований комплекс карт, що відображають ступінь забруднення різних середовищ [142]. Шляхом порівняння концентрацій хімічних елементів з фоновим вмістом визначено елементи-забруднювачі. Виявлено, що ділянки з аномальним вмістом ртуті та інш. хімічних елементів у ґрунтовому покриві мають відношення до промислових вузлів міста Києва [11, 116, 123].

З 1970-х років XX сторіччя гостро постала проблема екологічного стану територій внаслідок довготривалої розробки ртутних родовищ. Цьому питанню присвячені роботи Л.А. Добрянського [53], Б.С. Панова [107, 108, 117, 157] та інш. В результаті робіт встановлено просторовий розподіл ртуті та інших елементів у ґрунтах, виявлено площадні аномалії з різним ступенем небезпеки. Ці дані час від часу оновлюються – А.П. Большаков, С.В. Пивоваров (1973) [13]; Л.А. Добрянський, В.М. Артеменко, В.І. Морозов та інш. [53].

При оцінці ртутоносності вугілля особлива увага приділяється вмісту ртуті, арсену і потенційно токсичних елементів, які в процесі коксування і спалювання вугілля на електростанціях разом з викидами потрапляють у навколишнє середовище [48–52]. Але і в процесі розробки ртутних кар'єрів відкритим способом через повітря на відстань декілька десятків кілометрів у навколишнє середовище потрапляє ртуть та інші токсичні елементи, вміст яких в десятки і сотні разів перевищує фоновий. Наприклад, в результаті розробки ртутних родовищ територія Донецького регіону стає небезпечною для проживання населення, що констатується у роботах Б.С. Панова, С.В. Сахно [107],

Я.Е. Юдовича та М.П. Кетріс [158, 159]. Саме для встановлення фонового вмісту ртуті та інших супутніх елементів у ґрунтах В.В. Ільїним, А.І. Велігуровим, В.М. Новосельцевим (1987) [30] виконані комплексні ландшафтно-геохімічні дослідження, в цьому ж регіоні вивченню геохімічних особливостей підземних вод Донецької області присвячена роботи В.Г. Суярко [10, 143] (1950–наш час).

У 1990 роках Артемівською геолого-розвідувальною експедицією проведена комплексна оцінка регіональних техногенних змін гідрогеохімічних умов Донецької області (А.І. Велігуров, 1990) [30]. В результаті чого складені поелементні карти вмісту токсичних металів в ґрунтах, донних відкладах і підземних водах, що стало основою для проведення планомірних площадних геоекологічних досліджень гірничо-промислових і промислових агломерацій області. У цьому ж регіоні працювали науковці Харківського університету (1991), якими проведена гідрогеохімічна оцінка сучасного стану водних об'єктів (поверхневих вод і донних відкладів) Горлівсько-Єнакієвського регіону у верхній частині басейнів рр. Лугань і Кринка.

Комплексними дослідженнями навколишнього середовища МРП на сьогоднішній день займаються – В.О. Корчемагін, В.В. Гунченков [45, 46, 47, 78], Б.С. Панов [107, 108] та інш. Проведено аналіз забруднення ґрунтів, поверхневих вод, рослинності з метою визначення перевищення ртуті в об'єктах навколишнього середовища Донецького регіону.

1.2. Фізичні та хімічні властивості ртуті

Фізичні властивості [34]. Ртуть є елементом другої групи періодичної системи Д.І. Менделєєва, з порядковим номером 80. Густина ртуті змінюється в залежності від температури, так при температурі $+20^{\circ}\text{C}$ вона становить $13,546 \text{ г/см}^3$. Температура кипіння ртуті становить $356,66^{\circ}\text{C}$, температура плавлення – $38,87^{\circ}\text{C}$. Випаровування ртуті відбувається через шари води та інших рідин.

У природі ртуть являє собою суміш дев'яти ізотопів, природний вміст стабільних ізотопів ртуті наведено в таблиці 1.1.

Таблиця 1.1

Природний вміст стабільних ізотопів ртуті [34]

Масове число	196	197	198	199	200	201	202	203	204
Вміст у природній суміші, %	0,1	0,01	9,89	16,45	23,77	13,67	29,27	0,0006	6,85

Хімічні властивості [34]. Хімічна активність ртуті невелика. Подібно до благородних металів ртуть не окислюється в атмосфері сухого повітря, але повільно окислюється киснем лише при підвищених температурах. З киснем дає дві сполуки: чорний оксид (I) Hg_2O і червоний оксид (II) HgO . Гідрооксид ртуті практично не утворюється. Ртуть утворює сплави з багатьма металами (амальгамами). Найпоширенішими предстаніками є амальгами натрію, калію, срібла, золота, свинцю, цинку, кадмію, міді. З сірчистих сполук найважливішим є HgS . Ртуть реагує з галогенами, сіркою, фосфором, селеном та іншими неметалами, з'єднуючись при нагріванні, утворюючи майже недисоціюючі, в більшості отруйні сполуки типу HgX_2 . У соляній і розведеній сірчаній кислотах ртуть не розчиняється, але розчинна в царській горілці, азотній і концентрованій сірчаній кислотах.

1.3. Загальна інформація щодо розподілу ртуті в об'єктах довкілля

В природі ртуть знаходиться, переважно, в розсіяному вигляді. Земна кора є первинним джерелом збагачення ртуттю довкілля. Середній вміст ртуті [44, 53, 137] в земній корі (тобто кларк ртуті) становить $(4,5\text{--}6,7) \cdot 10^{-6}\%$. Глобальний розподіл ртуті по різних типах геосфер Землі (г/т): океанічна кора 0,11, континентальна 0,08; кристалічний шар 0,077, осадовий 0,27. Вміст ртуті у породах, %: ультраосновні – $1 \cdot 10^{-6}$, основні – $9 \cdot 10^{-6}$, осадові – $6,6 \cdot 10^{-6}$ (найменший вміст – в карбонатних породах, найвищий – в глинах і сланцях).

Родовища. Ртуть – мінералогенний елемент, загальна кількість її мінералів перевищує 80 [34]. Серед них найбільш розповсюдженими є сульфід ртуті, особливо кіновар HgS , дещо менше – метацинобарит та самородна ртуть (табл. 1.2).

Таблиця 1.2

Загальна характеристика ртутьвмісних мінералів [34]

Назва мінералу	Склад мінералу	Hg, %
Самородна ртуть	Hg	≈ 100
Амальгама золота	Au(Hg)	до 34
Постартит (амальгама палладія)	Суміш двох мінералів	63,3
Кіновар кристалічна порошкувата	HgS	56,2
Метацинабарит	HgS	86,2
Тиманіт	HgSe	71,7
Онофрит	Hg(S,Se)	81,3
Гвадалкацарит	(Hg, Zn)S	81,46
Лербаніт	(Hg, Pb)Se	8,3–55,5
Акташит	(Hg, Cu, As, Sb)S	33,41
Монтроїдіт	HgO	92,61
Каломель (рогова руда)	Hg ₂ Cl ₂	84,9

Кіновар утворюється у гідротермальних родовищах біля поверхні землі разом з кварцом, кальцитом, баритом, антимонітом, піритом, марказитом, рідше реальгаром, самородним золотом [63]. Ртуть є типовим мінералом телетермальних і вулканогенних гідротермальних родовищ, вона присутня в мікрокількостях майже у всіх мінералах рудних родовищ (табл. 1.3).

Таблиця 1.3

Вміст ртуті в мінералах рудних родовищ (%) [63]

Мінерал	min–max	Мінерал	min–max
1	2	3	4
Самородні		Халькогеніди	
Золото	$5 \cdot 10^{-4}$ –15,8	Галеніт	$2 \cdot 10^{-6}$ –0,7
Срібло	$2,5 \cdot 10^{-5}$ –3,0	Сфалерит	$2 \cdot 10^{-6}$ –35,0
Сурма	$(6-8) \cdot 10^{-6}$	Вюртцит	$3 \cdot 10^{-6}$ – $9 \cdot 10^{-5}$
Арсен	$1,5 \cdot 10^{-3}$	Аргентит	$3,8 \cdot 10^{-4}$
Халькогеніди		Блеклая руда	$3,5 \cdot 10^{-4}$ –21,9
Пірит	$3 \cdot 10^{-6}$ –2,0,	Бурноніт	$1 \cdot 10^{-5}$ – $5,5 \cdot 10^{-2}$
Марказит	$2,5 \cdot 10^{-5}$ – $9 \cdot 10^{-4}$	Оксиди, карбонати, силікати та ін.	
Піротин	$1 \cdot 10^{-6}$ – $2,5 \cdot 10^{-4}$	Кварц, халцедон	$1 \cdot 10^{-6}$ – $6,7 \cdot 10^{-3}$
Троїліт	$1,7 \cdot 10^{-5}$ – $1,2 \cdot 10^{-3}$	Диккіт	$4 \cdot 10^{-6}$ – $7 \cdot 10^{-2}$
Пентландит	$1,5 \cdot 10^{-5}$ – $5 \cdot 10^{-4}$	Серицит	$4 \cdot 10^{-4}$ – $3 \cdot 10^{-2}$
Буланжерит	$1,5 \cdot 10^{-5}$ – $5,5 \cdot 10^{-2}$	Целестит	$1 \cdot 10^{-6}$ – $4 \cdot 10^{-5}$
Плагіоніт	$2,5 \cdot 10^{-3}$	Польовий шпат	$n \cdot 10^{-7}$ – $n \cdot 10^{-6}$
Джемсоніт	$4 \cdot 10^{-6}$ – $1,4 \cdot 10^{-4}$	Рогова обманка	$6 \cdot 10^{-7}$ – $5 \cdot 10^{-6}$
Семсеїт	$1 \cdot 10^{-4}$	Біотит	$2 \cdot 10^{-6}$ – $1,6 \cdot 10^{-5}$
Гудмундіт	0,24	Титаномагнетит	$1 \cdot 10^{-6}$ – $4 \cdot 10^{-6}$
Антимоніт	$2 \cdot 10^{-6}$ –0,2	Хроміт	$3 \cdot 10^{-6}$ – $4 \cdot 10^{-6}$
Гетчеліт	$1,2 \cdot 10^{-3}$	Піроксен	$3 \cdot 10^{-6}$ – $3 \cdot 10^{-5}$

Закінчення таблиці 1.3

1	2	3	4
Халькогеніди		Оксиди, карбонати, силікати та ін.	
Реальгар	$1 \cdot 10^{-5}$ – $3,5 \cdot 10^{-2}$	Олівін	$1 \cdot 10^{-6}$ – $2,5 \cdot 10^{-6}$
Ауріпігмент	$1 \cdot 10^{-5}$ – $3,5 \cdot 10^{-2}$	Гранат	$2 \cdot 10^{-6}$ – $3,3 \cdot 10^{-5}$
Арсенопірит	$3 \cdot 10^{-6}$ – $5 \cdot 10^{-4}$	Апатит	$0,8 \cdot 10^{-6}$ – $2,5 \cdot 10^{-6}$
Молібденіт	$6 \cdot 10^{-6}$ – $4 \cdot 10^{-4}$	Барит	$1 \cdot 10^{-6}$ – $6 \cdot 10^{-2}$
Скуттерудит	$1,8 \cdot 10^{-4}$ – $1,5 \cdot 10^{-3}$	Флюорит	$5 \cdot 10^{-7}$ – $1,3 \cdot 10^{-2}$
Халькопірит	$5 \cdot 10^{-6}$ – $2 \cdot 10^{-2}$	Карбонати	$5 \cdot 10^{-7}$ – $6,7 \cdot 10^{-2}$

Родовища ртуті відомі більш ніж у 40 країнах; оцінені загальні ресурси, що становили на початок 1998 року 692 тис. т. Світове виробництво ртуті в останнє десятиліття становило близько 8600 т/рік [166]. Споживання ртуті (т/рік): США – 1800–2000, Японія – 600–900, ФРН – 600, Італія – 550, Іспанія – 400, Великобританія – 350, Франція – 300. У 12 країнах підраховані запаси ртуті – 134 тис. т, основна частина яких зосереджена в Іспанії, Алжирі, Китаї, Киргизії (рис. 1.1).

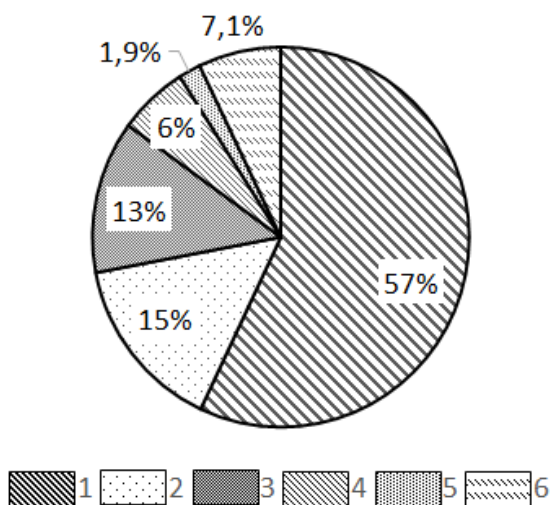


Рис. 1.1. Діаграма відсоткового вмісту ртуті у різних країнах: 1 – Іспанія, 2 – Алжир, 3 – Китай, 4 – Киргизія, 5 – Україна, 6 – інші країни (за матеріалами [88, 166])

Запаси дуже крупних родовищ ртуті становлять 100–25 тис. т., великих – 25–10 тис. т, середніх – 10–3 тис. т і дрібних – менше 3 тис. т. Високоякісні руди містять більше 1 % ртуті, рядові – 1–0,2%, а низькосортні – менше 0,2% [88]. Головним світовим виробником ртуті є Іспанія (у 1997р. – 1181 т або 41% від світового виробництва), по 300–500 т ртуті на рік виробляють Алжир, Киргизія і

Китай; на частку цих чотирьох країн у 1997 р. припадало до 95% світового виробництва ртуті [88]. Ртутні родовища за генетичним типом поділяються на телетермальні (віддалені від магматичних порід з якими припускається їх зв'язок через гарячі мінералізовані водні розчини) та вулканогенні. Основні промислові типи ртутних родовищ представлено у табл. 1.4 [88].

Підвищені, аж до промислових, концентрації ртуті зустрічаються на колчеданних, поліметалічних, мідних і інших рудних родовищах, %: цинкові руди (сфалерит) – до 3,5, пірит – до 2, золото – до 15, срібло – до 3, антимоніт – до 0,2 [53].

Найбільш розповсюдженими у світі є кварц-дікітовий та лиственітовий типи промислових родовищ (рис. 1.2).

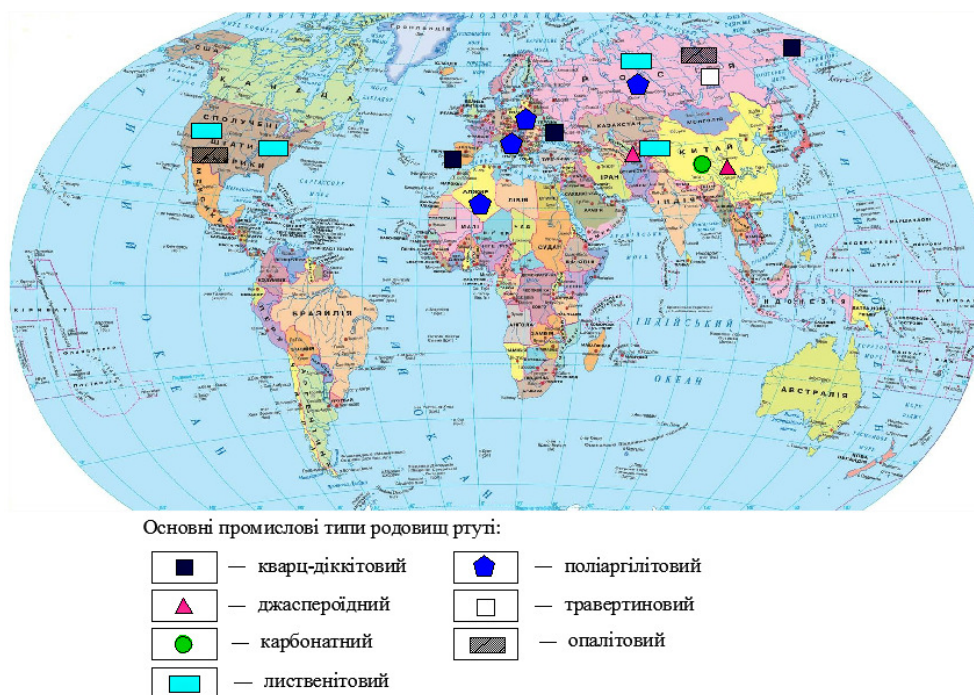


Рис. 1.2. Схема розташування ртутних родовищ світу різного промислового типу

Таблиця 1.4

Основні промислові типи родовищ ртуті [88]

Тип родовища		Породи, що вміщують зруденіння	Рудні тіла		Середній вміст Hg, %	Масштаб родовищ	Приклади родовищ
Генетичний	Промисловий		Форма	Залягання			
Телетермальний	Кварц-дікітовий	Пісковики, сланці	Пластоподібна, штокверко- та стовпоподібна, жильна	Частіше круте, рідше полого	0,05-0,2	До унікального	Микитівське (Україна), Алмаден (Іспанія), Палянське (Росія)
	Джаспероїдний	Сланці	Пласто-, сідло, плащо-, лінзоподібні	Пологе, круте	0,05-0,2	До дуже великого	Хайдарканське (Киргизія), Сигуаньшань (Китай)
	Карбонатний	Доломіти, вапняки	Пластова, лінзо- та гнізподібна, жильна, штокверкова	Те ж саме	0,1-0,3	Те ж саме	Ваньшань (Китай)
	Лиственітовий	Серпентинізовані гіпербазити	Неправильна, лінзовидна, стовпоподібна, жильна	Круте	0,1-0,3	Те ж саме	Тамватнейське (Росія), Чонкойське (Киргизія), Нью- Альмаден та Нью- Ідрія (США)
Вулканогенний	Поліаргілітовий	Карбонатно- глинисті, вулканічно- кристалічні	Згідно-гніздова	Пологе	Одиниці і перші десятки	До унікального	Полум'яне (Росія), Мрасма, Фендек (Алжир), Монте- Аміата (Італія), Ідрія (Словаччина)
	Травертиновий	Крем'янисті травертини	Натічна	Те ж саме	0,02-0,2	Невеликий	Узонське (Росія)
	Опалітовий	Вулканіти середнього складу, озерні відклади	Трубоподібна, жильна, плащоподібна	Круте, полого	0,02-0,2	Те ж саме	Опаліт, Мак Дерміт (США), Чемпуринське (Росія)

Говорячи про Україну, необхідно зазначити, що фанерозойські складчасті області (Донецька, Кримська, Карпатська) є ртутними металогенічними провінціями (чи частинами ртутних металогенічних поясів) [88]. Високою ртутоносністю відрізняється Прип'ятсько-Донецький авлакоген, що входить до ртутоносного металогенічного поясу, який вміщує і Донецьку металогенічну область. На Українському щиті (УЩ) і Волино-Подільській плиті відомі знахідки ртутної мінералізації, що становлять лише мінералогічний інтерес (рис. 1.3).

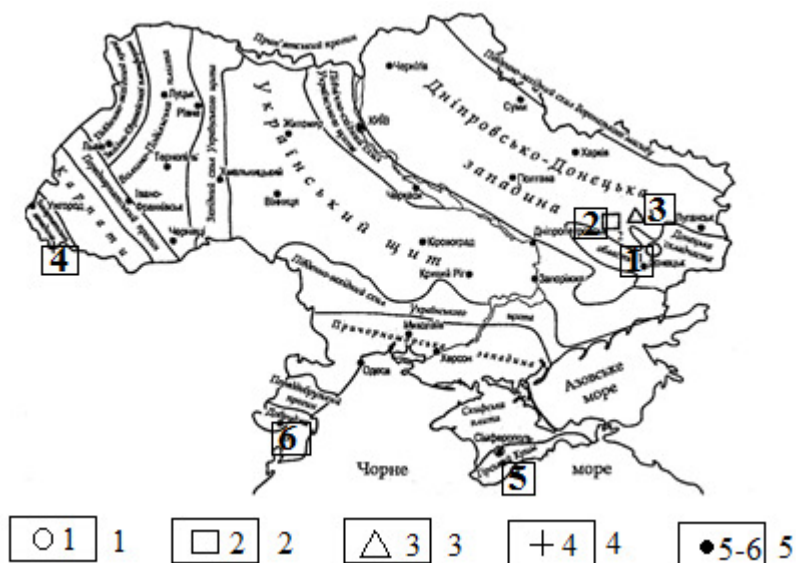


Рис. 1.3. Схема розташування родовищ і рудопроявів ртуті і сурми на території України [88]: 1 – телетермальні кварц-дікітові і карбонатні (1 –Донецька ртутоносна провінція); 2 – ртутоносні сульфатні і вугільні (2 – Донецький басейн); 3 – солянокупольні ртутно-бітумні (3 – Самаро-Торецький металогенічний район); 4 – вулканічні карбонатно-поліаргілітові (4 – Вишківське рудне поле і інші прояви в Карпатах); 5 – ртутоносні метасомати (5 – Крим; 6 – Добруджа).

Наявність ртутоносності Донецького басейну пояснюється ртутоносними вугленосними товщами, вміст ртуті в яких – 0,00005%. Відомо, що пірити, які містяться в коксівному вугіллі, містять до 0,005% ртуті і можуть бути рекомендовані як сировина для ртутного виробництва [50].

Грунти. Підвищений вміст органіки, заліза і сірки у верхньому шарі ґрунтів є умовою його концентрування. Г.Н Варшал [63] відмітила збільшення рухливості Hg в присутності фульвокислотних комплексів і навпаки швидкого осадження під впливом гумінових кислот. Форми існування ртуті у ґрунтах представлено на рис. 1.4.

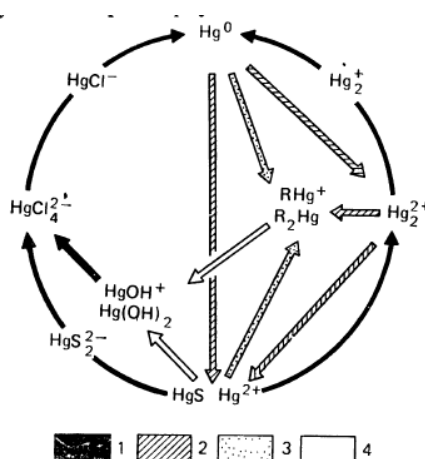


Рис. 1.4. Іонні форми та перетворення сполук ртуті у ґрунтах [63]. 1 – відновлення; 2 – окислення; 3 – утворення органічних сполук; 4 – гідроліз; R – органічні радикали: CH_3 , CH_3CH_2 , C_6H_5

Найважливіше значення для геохімічної поведінки Hg в ґрунтово-рослинному шарі є те, де вона знаходиться в стані рухомої рівноваги. Велике значення для гіпергенної міграції Hg має також легка адсорбція Hg багатьма мінеральними речовинами, внаслідок чого утворюється сорбційний бар'єр [63]. При різних значеннях рН ґрунтового розчину приблизно 80% ртуті – рухомі форми (рис. 1.5). При рН 4–5 ґрунтового розчину основною формою міграції ртуті є сульфатна, при рН 5–9 – хлоридна.

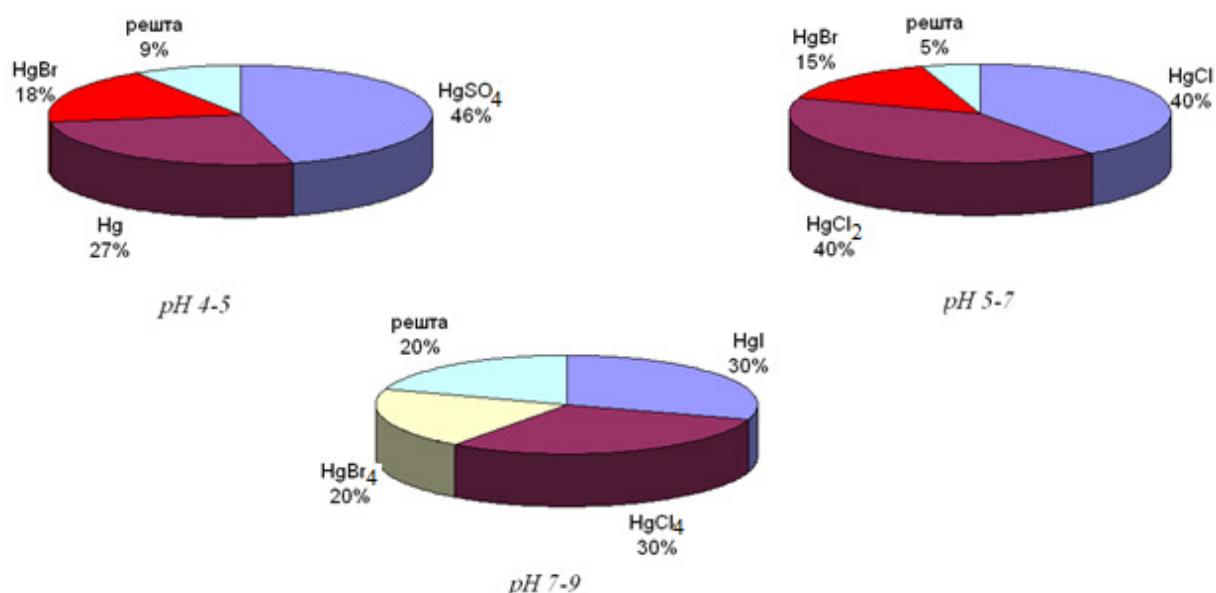


Рис. 1.5. Діаграми розподілу різних форм існування ртуті у ґрунтових розчинах при рН 4–9 (за матеріалами [10, 63])

Фоновий рівень ртуті в ґрунтах нелегко оцінити через широке розповсюдження антропогенного забруднення цим металом. За узагальненими даними [68] концентрації Hg в поверхневому шарі ґрунтів з урахуванням світових даних, мг/кг: максимальний – 0,4, фоновий – 0,0; світовий кларк ґрунтів – $0,12 \pm 0,02$, за попередніми даними 0,06–0,1 [68]. Високий вміст ртуті зафіксовано у ґрунтах поблизу ртутних родовищ, особливо у ґрунтах над рудними тілами, мг/кг: США – 8,2–40,0, Китай – 8,1–156, Росія – 87, Україна – 5,0–45,0 [105].

Дослідивши температурні та кислотно-лужні умови ґрунтів визначено, що ртуть видаляється з ґрунту у вигляді парів тим швидше, чим вища їх температура та лужність, а дезактивація відбувається вапнуванням та внесенням сірки та речовин, що містять фосфор [63]. Інші дослідники вважають [63, 85], що при високих температурах та вологості в ґрунтах можуть утворюватися важко рухомі органічні сполуки ртуті, а максимальна екстрагованість характерна для від’ємних температур та високої вологості. Тобто, весною після танення снігу можуть виникати особливо високі концентрації Hg.

Гідросфера. Середній вміст ртуті (г/дм^3) в гідросфері становить близько $1 \cdot 10^{-6}$; у водах морських басейнів – $n \cdot 10^{-7}$ – $n \cdot 10^{-6}$, в річкових водах: Сіверський Донець – $1 \cdot 10^{-6}$, Дон – $1,6 \cdot 10^{-6}$, Дніпро – $9 \cdot 10^{-7}$ [137]. В океани ртуть потрапляє у вигляді іона Hg^{2+} , потім вона швидко взаємодіє з органічною речовиною і за допомогою анаеробних організмів переходить в сильнотоксичні форми – метилртуть $(\text{CH}_3\text{Hg})^+$ та диметилртуть $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$.

1.4. Головні джерела забруднення ртуттю об’єктів довкілля

Природні джерела ртуті вносять основний вклад в забруднення навколишнього середовища. Однак частка ртуті, яка потрапляє в навколишнє середовище внаслідок діяльності людини, значно збільшується. До природних джерел, які складають приблизно половину викидів атмосферної ртуті, відносяться процеси вивітрювання гірських порід, земна та підводна вулканічна діяльність. На рис. 1.6 представлено головні природні і техногенні джерела надходження ртуті у навколишнє середовище.

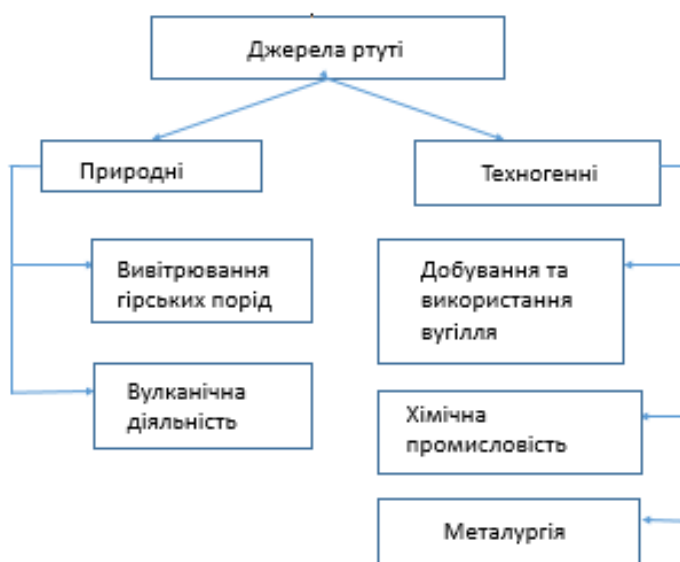


Рис. 1.6. Схема джерел надходження ртуті у навколишнє середовище (за матеріалами [14, 113])

Ртуть антропогенного походження складають викиди в результаті згоряння вугілля в ТЕЦ, виробництва цементу, виплавки кольорових металів, видобування золота, виробництва каустичної соди, чорної металургії, спалювання сміття та інші джерела (рис. 1.7).

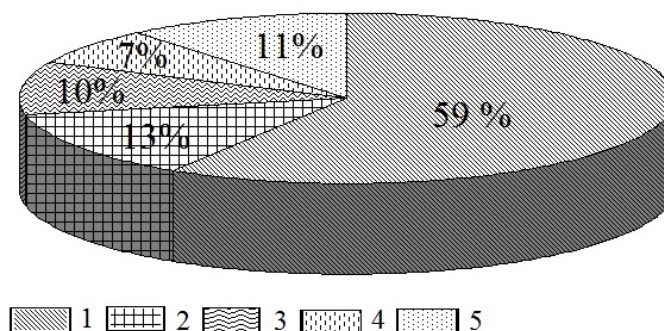


Рис. 1.7. Діаграма відсоткового співвідношення викидів сполук ртуті у навколишнє середовище: 1 – згоряння вугілля в ТЕЦ; 2 – виробництво цементу; 3 – виплавка кольорових металів; 4 – видобування золота; 5 – інші джерела (за матеріалами [164])

Колообіг ртуті визначається двома основними джерелами її надходження: природним чи техногенним, в результаті чого відбувається забруднення вод, ґрунтів, рослин та інш. (рис. 1.8) [127, 169].

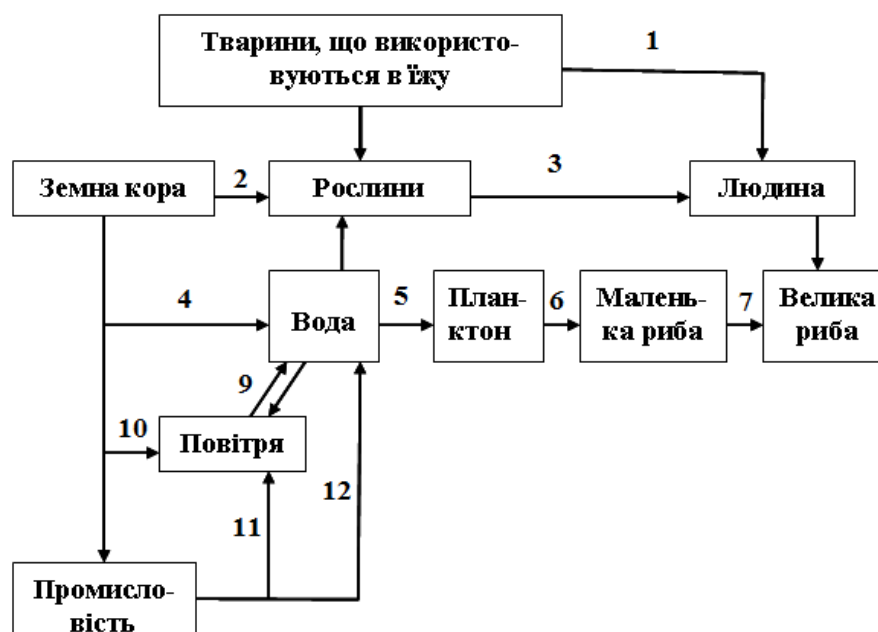


Рис. 1.8. Колообіг ртуті в навколишньому середовищі [127]: 1 – тварини, яких використовує в їжу людина, 2 – адсорбція ртуті кореневою системою рослин; 3 – вживання людиною в їжу забруднених рослинних продуктів харчування; 4 – потрапляння ртуті у воду в результаті вулканічної діяльності; 5 – поглинання ртуті планктоном; 6 – поглинання планктоном дрібної риби, 7 – поглинання великою рибю малої (концентрація ртуті збільшується); 8 – вживання в їжу великої риби, що містить ртуть; 9 – рівновага між вмістом ртуті у воді і в повітрі; 10 – проникнення ртуті у повітря в результаті вулканічної діяльності; 11 – проникнення в повітря ртутьвмісних відходів промислових підприємств; 12 – проникнення в природні води ртутьвмісних відходів промислових підприємств

Небезпека надходження ртуті в атмосферу міст визначається її накопичення з часом у ґрунтах, пилу, на поверхні будівель, рослинності. Зі зростанням забруднення збільшується температура і концентрація газових компонентів в об'єктах навколишнього середовища. Так як аномальні концентрації ртуті формуються у приземній атмосфері, вони впливають на здоров'я населення.

Ртуть поширюється по землі завдяки атмосферному переносу, що обумовлено двома причинами [86]: по-перше, значною кількістю ртуті яку видобувають люди, що можна порівняти з природним виходом її в навколишнє середовище; по-друге, недосконалістю технологічних процесів і низькою ефективністю утилізації ртутних відходів. За даними комітету по забрудненню навколишнього середовища щорічно в атмосферу землі тільки при спалюванні кам'яного вугілля викидається 1475 т ртуті [86]. Континентальний вклад в цей процес представлений на рис. 1.9.

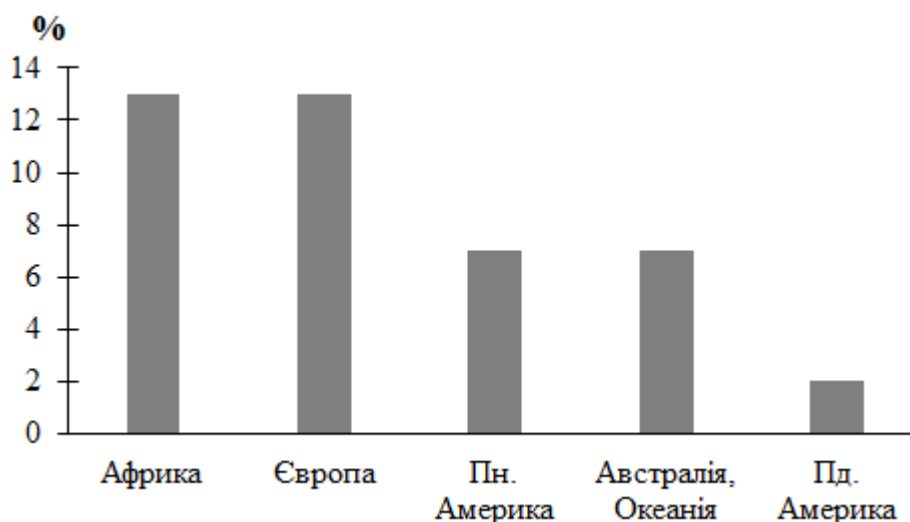


Рис. 1.9. Графік ступеню в забруднення атмосфери ртуттю від спалювання кам'яного вугілля різних континентів [86].

Велику роль в біотрансформації ртуті, її переміщенні в навколишньому середовищі і таким чином в глобалізації ртутного забруднення відіграють мікроорганізми, що сприяють перетворенню ртуті в органічні сполуки. В результаті цього процесу, наприклад, в морському середовищі відбувається тисячократне накопичення ртуті в харчовому ланцюзі від планктону до хижих риб. Особливе місце в цьому перетворенні займає метилртуть, як основний продукт цієї біотрансформації. Важливо відзначити, що саме ця сполука утворюється в організмі людини при вдиханні парів металевої ртуті, чим власне і особливо небезпечна металева ртуть на відміну від інших неорганічних екотоксикантів [86].

Велика швидкість міграції ртуті у всіх середовищах дозволяє їй швидко трансформуватися, що утруднює простеження шляхів міграції та пізнання їх закономірностей.

Підприємства. В результаті діяльності промислових підприємств ртуть потрапляє у довкілля. Вона часто не пов'язана з основною продукцією підприємства, а входить до складу домішок. Так, поблизу свинцево-плавильного заводу пріоритетними забруднювачами, окрім свинцю і цинку, є кадмій, мідь, ртуть, арсен, селен. Тому екологічні наслідки поблизу промислових підприємств можуть бути викликані не основною продукцією, а домішками або реагентами,

що використовуються. Значна частина викидів підприємств потрапляє в глобальний кругообіг – до 50–60% свинцю, цинку, міді і до 90% ртуті. Пряма екологічна дія забруднення призводить до безпосереднього погіршення якості життя (забруднення атмосфери проживання, вживаної води та продуктів харчування). Слід відзначити, що середній вміст парів ртуті в атмосфері природних зон, віддалених від міст та промислових центрів України складає 2,37 нг/дм³ [63].

При виробництві хлору ртутним методом, який був застосований на заводі «Радикал», зафіксовані значні втрати ртуті, які надходять у навколишнє середовище (рис. 1.10).

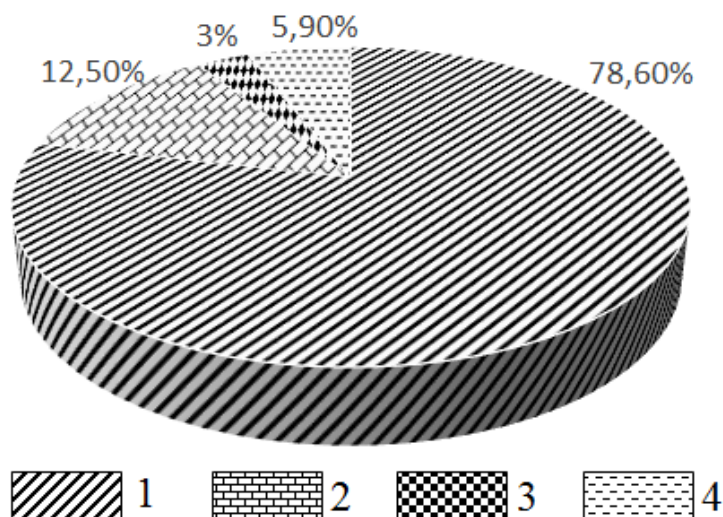


Рис. 1.10. Діаграма втрат ртуті в навколишнє середовище при виробництві хлору ртутним методом: 1 – ртутьвміщуючі стоки, 2 – викиди в атмосферу, 3 – тверді відходи, 4 – інше (за матеріалами [115])

Більша частина ртуті виводиться з технологічного процесу з ртутьвмісними стоками (78,6%), з викидами в атмосферу (12,5%) і з твердими відходами (шламами), які вивозять на полігон (3%). Очистка стічних вод від ртуті проводиться сульфідним методом з переводом металевої та іонної ртуті в нерозчинну сульфідну форму [115].

Ртуть може потрапляти в повітря в результаті спалювання викопного палива, її вміст складає, %: буре вугілля – $(1-25) \cdot 10^{-7}$, антрацити – $(1,1-2,7) \cdot 10^{-4}$, нафта та нафтопродукти – $(1,9-21,0) \cdot 10^{-4}$. Залишкові фракції, з яких вилучають більшість легколетючих вуглеводнів, можуть містити більше 0,05 % ртуті [127].

1.5. Медико-біологічні аспекти впливу ртуті на організм людини

Висока токсичність ртуті, обумовлена її особливими фізико-хімічними властивостями, що ставить цю речовину в ряд пріоритетних неорганічних екотоксикантів. Для ртуті встановлено гігієнічне нормування її концентрацій – гранично допустима концентрація. Так, ГДК забрудненості металевою ртуттю та її парами [54], мг/м³: в населених пунктах (середньодобова) – 0,0003; в житлових приміщеннях (середньодобова) – 0,0003 мг/м³; повітря в робочій зоні (максимально разова) – 0,01; повітря в робочій зоні (середньозмінна) – 0,005; води [38], мг/дм³: стічні (для неорганічних сполук в перерахунку на двовалентну ртуть) – 0,005; водні об'єкти господарсько-питного та культурного водокористування – 0,0005; рибогосподарські водойми – 0,00001; морські водойми – 0,0001.

Наслідки і симптоматика ртутного отруєння в чималому ступені залежить, з одного боку – від дози, шляху надходження і виду токсиканта, а з іншого – від фізіологічних особливостей організму [144, 145]. Ртутна інтоксикація характеризується широким спектром проявів, частина з них носить вегетативний характер, деякі порушення проявляються в сфері вищої нервової діяльності, але переважною є неврологічна і нефрологічна симптоматика (табл. 1.5).

В даний час, на передній план досліджень в проблемі ртутної інтоксикації виступає «меркуріалізм», як хронічний вплив відносно невеликих доз ртуті і її сполук. Залежно від кількості ртуті та часу надходження її до організму виникають гострі та хронічні отруєння. Гостре отруєння проявляється через декілька годин після надходження до організму великої кількості ртуті (максимальна разова ГДК в повітрі робочої зони – 0,01 мг/м³), а хронічне – внаслідок надходження невеликої кількості ртуті протягом кількох місяців або років. У результаті хронічних отруєнь розвиваються меркуріалізм та мікромеркуріалізм. Ці хвороби супроводжуються зменшенням працездатності, підвищеною збудливістю, порушеннями пам'яті, кровотечею ясен, легким тремор. Особливо сильно ртуть впливає на нервову та видільну систему організму. Накопичення ртуті відбувається у центральній нервовій системі, мозку та нирках [99].

Таблиця 1.5

Вплив ртуті на різні системи організму (за матеріалами [144, 145])

Система організму	Симптом
Нервова система	Неврологічні та психічні розлади
Імунна система	Проблеми імунітету, канцерогенез
Репродуктивна система	Ушкодження сперматогенезу
Дихальна система	Подразнення бронхів, пневмонія
Шлунково-кишковий тракт	Протизапальний ефект
Ниркова система	Ультраструктурні зміни - виродження дистальних звивистих каналців

Медико-біологічні дослідження впливу ртуті на організм людини актуальні внаслідок поширення забруднення навколишнього середовища, що стає однією з серйозних проблем сучасної цивілізації.

1.6. Підсумки

У розділі проаналізовано історію дослідження ртуті, надано інформацію про умови міграції та концентрації елемента, головні джерела забруднення навколишнього середовища та медико-біологічні властивості. Ідеї і підходи з дослідження геохімії ртуті були закладені у середині XX ст. О.О. Сауковим (1946, 1952), В.І. Вернадським (1954–1965), О.П. Виноградовим (1956–1963) та іншими. В 1970–х роках відокремились пошукові та екологічні дослідження відносно ртуті. Перші наукові дослідження щодо генезису ртуті при формуванні родовищ та шляхів їх пошуків представлені в роботах В.З. Фурсова, В.П. Гладишева, В.І. Смірнова та інших. На міжнародній конференції у Женеві (1979) започатковано новий напрям досліджень – екогеохімічний. На сьогоднішній день Б.С. Панов, Л.А. Добрянський, В.Г. Суярко, К.О. Безрук, В.О. Корчемагін та інш. розвивають цей напрям.

Ртуть взаємодіє з киснем, галогенами, сіркою, фосфором, селеном та іншими неметалами, крім того, утворює сплави з багатьма металами, так звані амальгами. В об'єктах довкілля, ртуть знаходиться в розсіяному вигляді: у земній корі – 0,045 мг/кг; гідросфері – $1 \cdot 10^{-6}$ г/дм³, ґрунтах – 0,12 мг/кг, атмосферному повітрі – 2 нг/м³. Основна частина запасів ртуті, %: в Іспанії – 57, Алжирі –15,

Китаї –13, Киргизії – 13. В Україні – 1,9 % світових запасів ртуті, які зосереджені у фанерозойських складчастих областях (Донецькій, Кримській, Карпатській).

У розділі надано інформацію про головні джерела забруднення ртуттю об'єктів довкілля. Наголошено, що природне надходження ртуті в об'єкти довкілля відбувається в наслідок процесів вивітрювання гірських порід, родовищ корисних копалин, земної та підводної вулканічної діяльності; техногенне – в результаті розробки родовищ корисних копалин, використанні ртуті у технологічних процесах промислових підприємств, надходження з сміттєзвалищ та інш. На цих територіях створюються умови небезпечного проживання населення, вплив ртуті викликає гострі та хронічні отруєння.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Автором застосовано комплексний підхід щодо вивчення геохімії ртуті в об'єктах довкілля природного і техногенного походження. Дослідження проведено на територіях, де ртуть різного генезису. Природно-техногенного – Микитівське рудне поле (Донецький регіон), природного – територія тектонічного порушення (м. Київ, Печерський район); техногенного – територія заводу «Радикал» (внаслідок техногенної аварії, м. Київ), території міських агломерацій (Вінниця, Житомир, Донецька область). Об'єктами досліджень слугували поверхневі і донні відклади, підгрунтове повітря, природні води, донні відклади, рослини. Проаналізовано близько 350 проб поверхневих відкладів, 250 – донних відкладів, 150 – підгрунтового повітря, 150 – поверхневих вод і 100 – рослинності.

2.1. Польові дослідження

Для виявлення аномальних полів вмісту ртуті, вивчення умов їх утворення та характеристик використано літохімічні, біогеохімічні, гідрохімічні методи опробувань. Проби відібрані з поверхневих та донних відкладів, струмків, водотоків та рослин.

Поверхневі відклади. У кожному випадку був обраний представницький горизонт відбору проб ґрунтів для виявлення особливостей забруднення [24]. Відбір проб ґрунтів здійснювався шляхом літохімічного випробування за методом «конверту» з об'єднанням п'яти точкових проб в одну, загальною вагою 0,5–0,7 кг. Глибина відбору проб у міських агломераціях складала 0,5–40 см в залежності від типу ґрунту та індикаторного горизонту. В районі МРП та на території заводу «Радикал» проби відбиралися по вертикальному розрізу до глибини 100 см, для встановлення оптимальної глибини опробування.

Камеральні роботи підготовки проб поверхневих відкладів для аналізу склалися з очищення проб від коріння та відходів та просіювання через сито 1,0–1,25 мм, після чого вага проби складала 300–400 г.

Дослідження рослинності. На території заводу «Радикал» було відібрано зразки пасльону, череди та молоді тополі на території поблизу МРП – пирію та молоді берези. Не було можливості відібрати однаковий тип рослинності, внаслідок того, що території знаходяться в різних ландшафтно-кліматичних зонах. Критеріями вибору згаданих фітооб'єктів для геохімічного випробування була їх повсюдна присутність на території дослідження. Проби рослин відбиралися також методом конверту, зі стороною квадрату 1 м загальною вагою 300 г.

Поверхневі води. Об'єктами дослідження слугували води р. Бахмут (зона впливу МРП), струмка Пляховий (зона впливу заводу «Радикал»). Для відбору проб води використовували скляний посуд, з попередньою обробкою підкисленим розчином перманганату калію – H_2SO_4 (1:1) і 2% розчин KMnO_4 з розрахунку по 1 см^3 на 100 см^3 води.

Донні відклади. Ці проби відібрано за течією струмка Пляховий, у місцях зі сповільненим водостоком (мулистий матеріал), з верхнього шару з глибини 0–0,1 м, вага проби складала 0,7 кг. Відібрані проби висушували, розминали та просіювали на ситі з розміром отворів 2 мм, після чого квартували та розділяли на лабораторні наважки.

Підгрунтове повітря. Територія досліджень обмежувалась зоною тектонічних порушень (м. Київ, Печерський район). Всього відібрано 35 проб за стандартною методикою. Роботи виконані в рамках наукового проекту між Україною та Грецією «Оцінка радонового ризику при міському плануванні (моніторинг і стратегія)» (2006–2007).

2.2. Аналітичні дослідження

Аналіз ртуті і важких металів в об'єктах дослідження проводився за допомогою таких методів: атомно-абсорбційного, емісійного спектрального,

потенціометричного та інших в лабораторіях Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України (ІГМР НАНУ) та Державного підприємства "Українська геологічна компанія". Аналітичні дослідження методом мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP–MS) виконувалися на приладі Element–2 в Центрі колективного користування в ІГМР НАНУ.

Аналіз поверхневих відкладів (грунтів). Розкладання проб проводять у 5 см³ царської горілки протягом 1 години при кімнатній температурі. Паралельно проходить холостий (контрольний) дослід на реактивах без навішування (облік чистоти застосовуваних реактивів), а також для контролю правильності результатів аналізу розкладають не менше трьох наважок стандартного зразка (або стандартних зразків). Після закінчення розкладання проби доводять до мітки. Стабілізація вмісту ртуті в пробі досягається додаванням 1 см³ 2%-го розчину KMnO₄ на 100 см³ проби за умови кислого середовища [77].

Визначення ртуті та інших хімічних елементів у ґрунтах поблизу кар'єра «Напівкупол Новий» проведено лабораторією Американської Геологічної Служби (АГС) з використанням комбінації методів (Co і Ni методом ICP-AES, As і Pb методом ISP-MS з використанням кислотної типової процедури випарювання для обох методів). Для визначення елементного складу ґрунтів використовувалися гідратні витяжки (Se) та атомна абсорбція холодного пару (Hg) [78].

Аналіз рослинності. Відібрані проби висушувалися, розтирались та проводилась пробопідготовка, яка є загальною для поверхневих відкладів та рослинності. Наважку проби від 0,1 до 2 г (в залежності від ймовірного вмісту ртуті) клали в хімічний стакан, додавали 5 см³ царської горілки і поміщали у витяжну шафу на 1 годину. Після цього доливають 20–30 см³ дистильованої води, розчин переносили у мірну колбу на 50, 100, 200 см³ (залежно від вмісту ртуті в пробі), додавали відповідно 0,5, 1 або 2 см³ 2% розчину KMnO₄, доводили водою до мітки, перемішували і переливали у склянку [34].

Для визначення валового вмісту хімічних елементів у літохімічних пробах, рослинах, водах використовували наближено кількісний спектральний аналіз, який проведено на дифракційному спектрографі ДФС–13 з приставкою УСА–6 в

центральної лабораторії Державного підприємства "Українська геологічна компанія".

Аналіз поверхневих вод. Одним з методів визначення ртуті у водах є безполуменева атомна абсорбція – всі сполуки ртуті переводять у Hg^{2+} окисненням їх перманганатом калію в сірчаноокислому середовищі. Потім ртуть відновлюють до елементного стану хлоридом олова (II) і переводять у газувату фазу продуванням розчину повітрям. Атомне поглинання ртуті вимірюють у газовій кюветі за $\lambda=253,7$ нм. Інтервал визначуваних концентрацій ртуті дорівнює 0,2–10 мкг/дм³. Наряду з ртуттю визначалися і інші хімічні елементи з метою встановлення поліелементного складу аномалії. Частина проб природних вод визначалася у ІГМР НАНУ методом ICP–MS.

Підґрунтове повітря. Для досліджень застосовувався аналізатор газортутний переносний АГП–01, який призначений для вимірювання ультрамалих кількостей ртуті в пробах ґрунтового і атмосферного повітря. Гранична чутливість приладу дорівнює $1 \cdot 10^{-9}$ мг/дм³.

Атмосферне повітря. Геолого-геохімічною експедицією ІМГРЕ вивчалася ртутна атмосфера природних та антропогенних ділянок. Вимірювання проводилися атомно-абсорбційними газоаналізаторами з золотими сорбентами, які монтувалися на автомашинах, що дозволяло робити на стаціонарних точках та під час руху одночасно два незалежних визначення парів ртуті в приземній атмосфері на висоті 1,8–2,8 м.

2.3. Розрахункові геохімічні критерії

Для оцінки еколого-геохімічного стану територій було обрано та розраховано геохімічні критерії для ґрунтового, водного середовищ і рослинності [25].

– *коефіцієнт концентрації (K_c)* – один із головних показників оцінки геохімічної та еколого-геохімічної інформації, який розраховувався за формулою C_i/C_ϕ , де C_i – концентрація „ i ”-го елемента в пробі (мг/кг), а C_ϕ – фонова концентрація цього елемента;

– *коефіцієнт небезпеки (K_H)* – відношення фактичного вмісту елемента до ГДК: $K_H = C_i / \text{ГДК}$, де C_i – концентрація „ i ”-го елемента в пробі (мг/кг), ГДК – встановлена величина нормативу для ґрунтів.

– *кларк концентрації (КК)* – відношення фонового вмісту мікроелемента до його кларка. Специфічні ознаки геохімії ландшафтів оцінюють за елементами істотної концентрації з $KK > 1,5$ та істотного розсіювання з $KK < 1,5$.

В зв'язку із поліелементним характером забруднення, для визначення комплексного впливу хімічних елементів на стан довкілля використовується *сумарний показник забруднення (СПЗ)*. Він застосовується для визначення забруднення ґрунтів техногенних ландшафтів токсичними елементами 1–3 класів небезпеки, і розраховується як адитивна сума перевищень коефіцієнтів концентрацій над фоновим рівнем, за формулою: $\text{СПЗ} = (\sum C_i / C_\phi) - (n - 1)$, де C_i – вміст небезпечного (токсичного) елемента в досліджуваному компоненті техногенного ландшафту; C_ϕ – фоновий вміст цього ж елемента в компоненті природного ландшафту; n — кількість елементів зі значеннями $C_i / C_\phi > 2$. Рівні небезпечності забруднення ґрунту за СПЗ поділяються на: допустимий – < 16 ; помірно небезпечний – $16\text{--}32$; небезпечний – $32\text{--}128$; дуже небезпечний – > 128 .

Показник природної (потенційної) екологічної небезпеки (ППЕН) запропонований І.О.Морозовою (1994 р). Розраховують ППЕН як суму кларків концентрації елементів 1–3 класів небезпеки: $\text{ППЕН} = \sum (C_i / K_i) - (n - 1)$, де C_i – вміст небезпечного (токсичного) елемента в досліджуваному компоненті; K_i – кларк елемента; n – кількість елементів (1–3 класів токсичності) зі значеннями $C_i / C_\phi > 2$, взятих до розрахунку. Еколого-геохімічні градації природної небезпеки ландшафту за ППЕН беруть відповідно до СПЗ.

Комплексний показник забруднення (КПЗ): $\text{КПЗ} = \sum (C_i / \text{ГДК}_i)$, де C_i – середнє значення концентрації i -го металу в ґрунті (воді), мг/кг (мг/дм³); ГДК_i – гранично (або орієнтовно) допустима для ґрунтів (вод) концентрація i -го металу в ґрунті (воді), мг/кг (мг/дм³). Еколого-геохімічна оцінка рівня забруднення за КПЗ відповідає: помірний – $n < \text{КПЗ} < 3n$; високий – $3n < \text{КПЗ} < 10n$; надзвичайно високий – $\text{КПЗ} > 10n$, де n – кількість елементів, взятих до розрахунку.

Індекс забрудненості вод (ІЗВ) – середня частка перевищення ГДК по строго лімітованому числу індивідуальних інгредієнтів. Розраховується за формулою:

$$ІЗВ = \frac{\sum_{i=1}^n C_i / ГДК_i}{n}$$

де C_i – концентрація компонента, n – число показників, які використовуються для розрахунку індексу; $ГДК_i$ – встановлена величина нормативу для відповідного типу водного об'єкта [153].

При дослідженні рослинності було використано такий показник, як *коефіцієнт біологічного поглинання* (A_x). Інтенсивність поглинання характеризується відношенням кількості елемента в золі рослин до його кількості в ґрунті або гірській породі. $A_x = l_x / n_x$, де l_x – вміст елемента в золі рослин, n_x – в ґрунті, на якому виростає ця рослина [111].

При опрацюванні аналітичних результатів досліджень для визначення статистичних характеристик автором використовувалась програма Excel, Statistica. Картографування даних виконувалось за допомогою геоінформаційних систем – MapInfo Professional та програми Surfer. Як допоміжні, використовувались програми обробки графіки – AdobePhotoshop та AutoCAD.

2.4. Підсумки

У розділі охарактеризовано обрані для виконання дисертаційної роботи методи досліджень. Вміст ртуті та інших хімічних елементів в об'єктах довіклля визначався за комплексом аналітичних методів: атомно-абсорбційний, емісійний спектральний, потенціометричний та іншими в лабораторіях Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України (ІГМР НАНУ) та Державного підприємства "Українська геологічна компанія". Аналітичні дослідження методом мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP–MS) виконувалися на приладі Element–2 в Центрі колективного користування в ІГМР НАНУ.

Для отримання геохімічних критеріїв та встановлення ступеня екологічної небезпеки територій автором застосовано показники – коефіцієнт концентрації

відносно фонового (K_C), кларк концентрації (K_K), коефіцієнт небезпеки (K_H), сумарний показник забруднення (СПЗ), показник природної (потенційної) екологічної небезпеки (ППЕН), комплексний показник забруднення (КПЗ), індекс забрудненості вод (ІЗВ), коефіцієнт біологічного поглинання елемента рослинністю (A_x).

Обробка та інтерпретація одержаних аналітичних даних відбувалася за допомогою пакетів програм – Microsoft Excel, Statistica 6; для побудови картосхем застосовувались геоінформаційні системи (ГІС): MapInfo Professional та Golden Software Surfer, AdobePhotoshop та AutoCad.

РОЗДІЛ 3

ГЕОЛОГО-ГЕОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ДОСЛІДЖЕНИХ ТЕРИТОРІЙ

У роботі основна увага приділена двом територіям з різним джерелом надходження ртуті: природно-техногенне – Микитівське рудне поле (МРП) (Донецька область) і техногенне – територія заводу «Радикал» (лівобережжя м. Києва).

За схемою тектонічного районування територія Донецького регіону відноситься до Дніпрово-Донецької западини, територія м. Києва – до північно-східного схилу УЩ (рис.3.1).



Рис. 3.1. Схема тектонічного районування [88] з зазначенням основних ділянок досліджень: 1 – завод «Радикал», 2 – Микитівське рудне поле

3.1. Геологічна будова територій досліджень

3.1.1. Геологічна будова Микитівського рудного поля (МРП) та локалізація ртутного зруденіння. Микитівські ртутні родовища входять до Донецької ртутної провінції, яка в геотектонічному плані розглядається, як частина авлакогена або рифтової структури, що замикається на заході Прип'ятським прогином і прослідковується на схід через ртутьвмісні нафтогазові

структури Ставropolіського підняття, далі крізь Скіфську і Туранську плити на Султан-Уіздаг, де вона сполучається з Тянь-Шанською складчастою областю (рис. 3.2) [60].

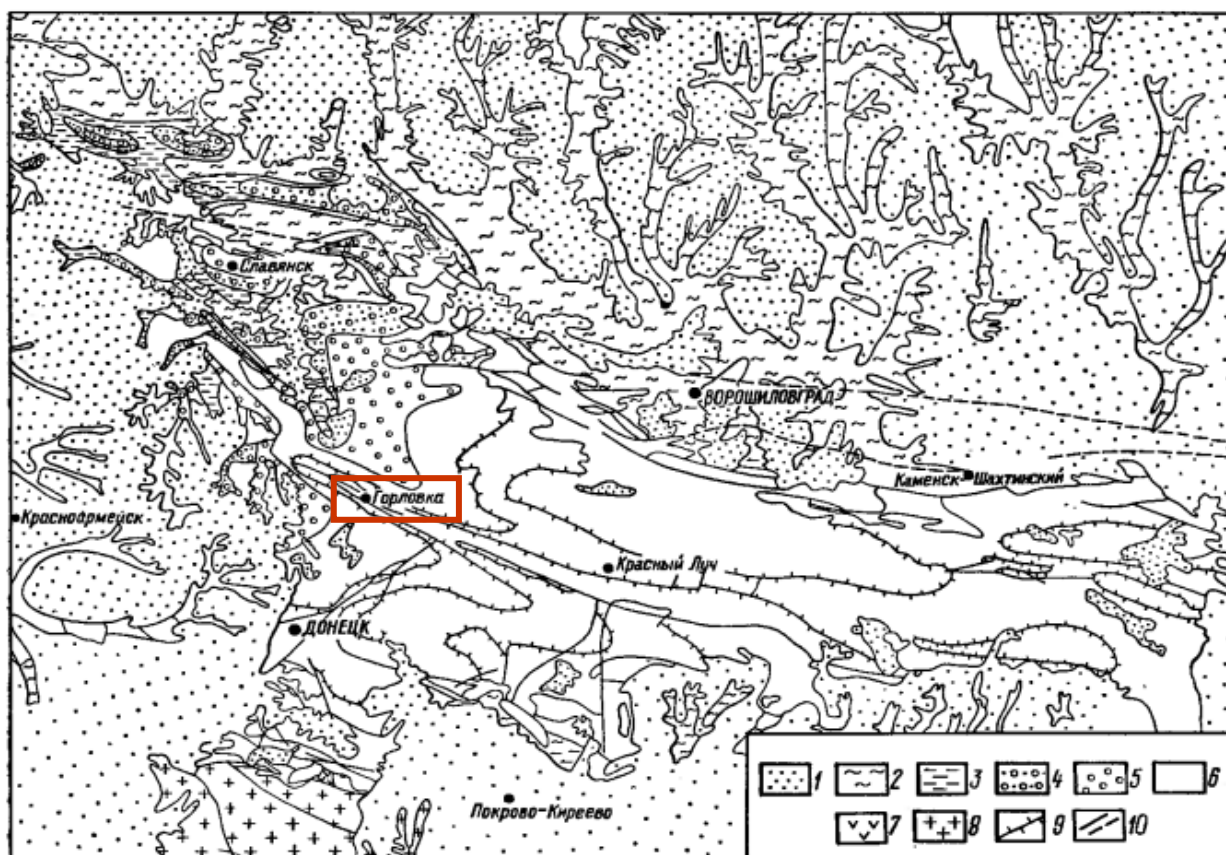


Рис. 3.2. Геологічна карта Донецького басейну [81]. Відклади різного віку: 1 – третинні, 2 – крейдові, 3 – юрські, 4 – тріасові, 5 – пермські, 6 – кам'яновугільні, 7 – середньо- та верхньодевонські, 8 – докембрійські кристалічні породи, 9 – вапняки карбону, 10 – тектонічні порушення

У будові МРП беруть участь породи кам'яновугільного віку, представлені свитами середнього карбону C_2^2 (Моспінської), C_2^3 (Смоляніновської), C_2^3 (Ісаєвської). Загальна потужність цих світ башкірського ярусу становить 1,5–1,8 км [8, 88].

Осадкові породи представлені багаторазовим чергуванням аргілітів, алевролітів, пісковиків, вапняків і вугілля.

МРП розташоване в присводовій зоні Горлівської антикліналі, переважно в східній її половині, яка, в свою чергу, знаходиться в сводовій частині Головної антикліналі Донецького басейну, ближче до західного її закінчення. Головна

антикліналь західніше Нагольного кряжа, що займає серединний, найбільш піднесений район Донбасу, розпадається на серію великих лінійних складок, які кулісоподібно продовжують одна одну, витягнутих на 25–30 км [88].

Зі сходу на захід розрізняють Ольховатсько-Волинцівську, Горлівську і Дружківсько-Костянтинівську антиклінали (В.С. Попов, 1963), кожна з яких у вказаному напрямку зміщена щодо попередньої на північ на 1–2 км. За даними сейсмічного зондування, названі антиклінальні структури розташовуються над центральним Донецьким глибинним розломом, що розриває кристалічний фундамент на глибинах 15–18 км (рис. 3.3) [89].

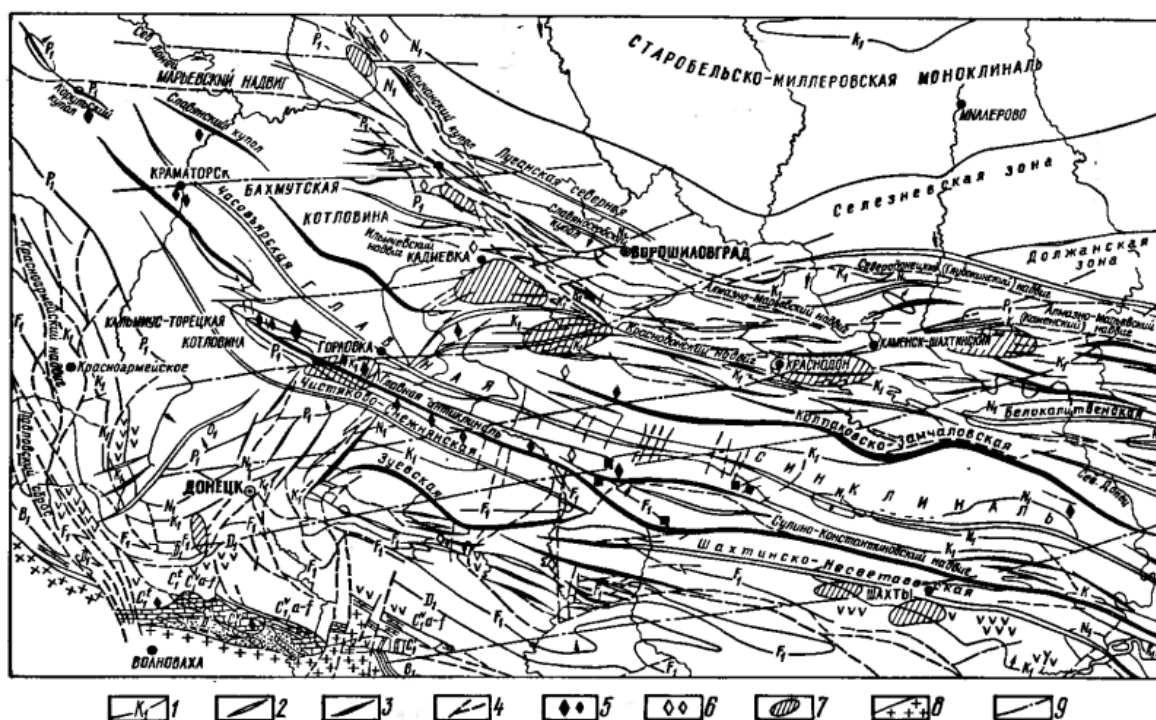


Рис. 3.3. Тектонічна схема Донецького басейну [81]: 1 – світні вапняки, 2 – вісі синкліналей, 3 – вісі антикліналей, 4 – розривні порушення, 5 – кіновар у корінному заляганні, 6 – кіновар у шліхах, 7 – ділянки з підвищеним вмістом ртуті у вугіллі, 8 – породи Приазовського кристалічного масиву, 9 – осьові лінії тектонічних зон схід-захід-східного простягання

Розташування МРП в присводовій частині Горлівської антиклінали Донбасу, значною мірою визначає його структурно-морфологічні особливості. Формують рудне поле брахіантиклінальні складки другого порядку (купола), що входять до складу східної куліси Горлівської антиклінали, і ряд розломів.

Багато робіт присвячено геологічній позиції, мінералогії та геохімії ртуті МРП [8, 28, 29, 43, 45, 47, 60, 64, 81, 82, 88, 89, 118, 140, 147]. Горлівська антикліналь представляється як лінійна, майже симетрична складка з практично вертикальною осью площину. Крила складки в середньому падають майже під однаковими кутами (північне $55-65^\circ$, південне $50-60^\circ$). Південне крило характеризується переважним розвитком розривів (Головний, Артемівський, Чегарнікський) широтного простягання з крутим ($70-80^\circ$) нахилом до півдня. Такі ж по простягання, але круто нахилені на північ розриви (Рум'янцевській та інш.), на північному крилі є лише поблизу південно-східного закінчення антикліналі. Тектонічні порушення меридіонального простягання встановлені на обох крилах. На північному крилі вони представлені розривами (Ділеєвський, Центрально-Микитівський та інш.), а на південному – переважно флексурними вигинами (Артемівська, Комсомольська та інш.). Меридіональні розриви не перетинають сводову частину складки і на протилежних крилах просторово не зпівставляються.

Походження ртуті на цій території пов'язано з періодом тектонічної активізації, коли вона надходила з мантиї по глибинних розломах і утворювала не тільки ртутні родовища, а й розвіювалася в породах вугленосної товщі [31]. У вугіллі Донбасу вміст ртуті досягає $0,5 \text{ мг/кг}$ і більше. Ртуть у вугіллі і породах карбону Донбасу зустрічається у вигляді сульфідної, самородної калійхлоридної і металоорганічних формах [51].

Дані гіпергенної геохімії Hg показують, що у вугіллі можлива присутність, принаймні, трьох форм ртуті [159]: у складі силікатів глинистої речовини і органічної речовини, тобто $\text{Hg}_{\text{сил}}$ і $\text{Hg}_{\text{орг}}$ і в складі сульфідів, тобто $\text{Hg}_{\text{сульф}}$. У генетичному відношенні, валовий вміст Hg може складатися з наступних фракцій: біогенна ($\text{Hg}_{\text{біо}}$), сорбційна ($\text{Hg}_{\text{сорб}}$), теригенна або вулканогенна ($\text{Hg}_{\text{класт}}$) і діагенетична або епігенетична (інфільтраційна) [159]. При збагаченні вугілля в концентрати переходить $50-60\%$ Hg, решта розсіюється в хвостах, шламах і промислових продуктах. Ртуть в концентратах представлена органічною $\text{Hg}_{\text{орг}}$ і мікромінеральною піритною $\text{Hg}_{\text{пір}}$ [159]. Ці дві форми ртуті є домінуючими; їх

співвідношення і визначає розподіл Hg у вугіллі. І лише в такому аномальному вугіллі, як мінералізовані донецькі, китайські (в провінції Гуйчжоу) і деякі апалачські, у балансі форм ртуті можуть бути присутні і такі екзотичні форми, як ртуть самородна (Hg^0), ртуть у складі кіноварі (HgS) і клаусталіта (PbSe) [159].

На площі МРП у вугіллі з макроскопічною кіновар'ю вміст Hg досягає 1%, а середній вміст Hg по світам склав 1,25 мг/кг [159]. За даними аналізів з десяти сучасних діючих шахт Донбасу [10], вміст Hg у вугіллі знаходиться в діапазоні від 0,02 до 3,5 мг/кг, аномальний – 30 мг/кг (Горлівський вуглепромисловий район) (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Зведена таблиця по вмісту ртуті у вугіллі по вуглепромислових районах Донбасу [10]

Вуглепромисловий район	Hg, мг/кг		
	max	min	med
Центральний (Горлівський)	30,0	0,01	1,21
Красноармійський	20,0	0,02	2,37
Донецько-Макіївський	3,09	0,16	0,99
Селезнівський (Комунарський)	3,0	0,02	0,52
Боково-Хрустальський	0,8	0,12	0,48
Должанно-Ровеньківський	3,2	0,25	0,29
Чистяково-Снежнянський	0,4	0,1	0,26
Алмазно-Мар'їнський	8,4	0,03	0,12
Луганський	0,06	0,05	0,06
Середнє	8,55	0,084	0,7

Ртутне зруденіння локалізоване в товщі (700 м) середнього карбону, яка складена глинистими сланцями – аргілітами (56%), пісковиками (42%), вапняками (0,7%) та вугіллям (0,5%). Родовища представлені певними рудними та жильними мінералами. Серед рудних провідну роль займає кіновар, серед жильних – кварц та дикіт [88].

По генезису рудне поле відноситься до ендегенного постмагматичного низькотемпературного типу, а джерелом ртуті вважають верхню мантію, точніше процес її дегазації через глибинні розломи [8]. Основним мінералом ртуті є

кіновар (HgS вміст ртуті 56–85 %), а також зустрічається антимоніт (Sb_2S_3), арсенопірит (FeAsS), пірит (FeS_2) та марказит (FeS_2). Кіновар зустрічається в трьох різновидах: звичайна кристалічна, порошкові та землисті механічно роздроблені маси [8]. Процеси рудоутворення, які багато мільйонів років тому стали причиною накопичення ртуті в родовищах МРП, призвели до збагачення ртуттю вугільних пластів, які зараз розробляються вугільними шахтами. Найбільш збагачене ртуттю вугілля Центральної зони, тут розташовується великий лінеамент глибинного закладення (не менше 40–45 км) – Центрально-Донецький розлом, що розташовується в осевій частині Головної антикліналі Донбасу (рис. 3.4).

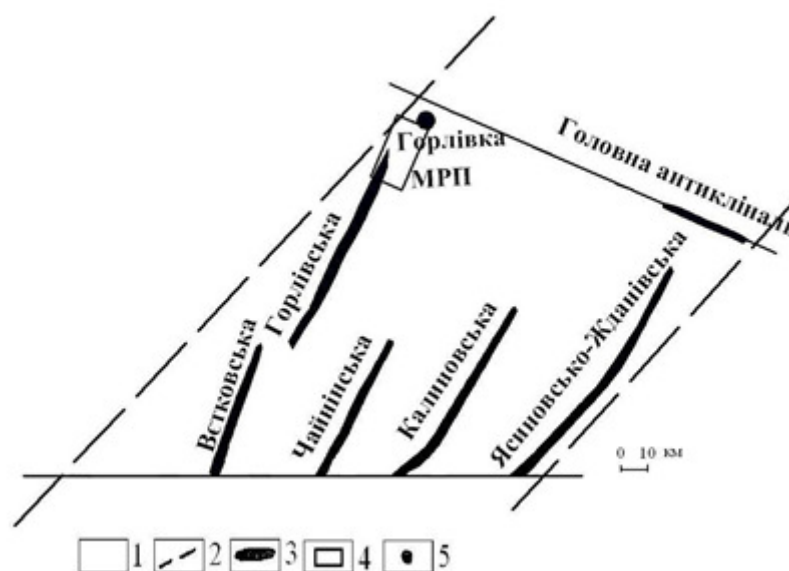


Рис. 3.4. Структурна схема західної частини Донецько-Макіївського району: 1 – розповсюдження вугілля, 2 – розривні порушення, 3 – осі складок, 4 – МРП, 5 – м. Горлівка (за матеріалами [81])

Цей лінеамент і порушення, що оперяють його послужили провідниками ртутоносних гідротерм у вугленосну товщу. У результаті цього фоновий вміст Hg в антрацитах Центральної зони – 0,06–0,07 мг/кг, тоді як геохімічний фон Hg в Східному Донбасі – 0,025 мг/кг, в Західному Донбасі – 0,008 мг/кг, а в Південному Донбасі – 0,004 мг/кг. На другому місці за ртутоносністю стоять вугілля Північної зони, де розташовується інша велика антиклінальна структура

Донбасу – Північна антикліналь. Тут, у південній частині антикліналі, фоновий вміст Hg в антрацитах досягає навіть 0,09 мг/кг [159].

Локалізація ртутного зруденіння. Історія відкриття ртутних родовищ МРП почалася з 1879 року, внаслідок виявлення гірським інженером А.В. Міненковим вкраплень ртуті в брилах пісковика, що використовувався при будівництві житлових будинків. Ним виявлено 3 родовища ртутних руд (пізніше названих Софіївським, Новим та Железнякським, які локалізовані вздовж осі Головної антикліналі Донбасу [8]). У 1917 році виявлені родовища були націоналізовані і тільки у 1930-х роках постало питання про необхідність перспективної оцінки зруденіння, чим займалися фахівці інституту прикладної мінералогії та металургії – Ф.І. Абрамов, С.Л. Данилов та Н.І. Кротов. Детальна розвідка рудного поля проводилася у 1930–1936 роках співробітниками геологічного інституту АН СРСР під керівництвом Є.Є. Захарова і геологами Микитівського родовища під керівництвом Є.І. Гореванова.

На сьогоднішній день, у межах МРП виділено 8 родовищ (рис. 3.5) [88]. У східній частині рудного поля розташовуються Железнянське і Чегарнікське родовища. Пластоподібні рудні тіла в пісковиках вугленосної товщі містять 0,4–1,3% ртуті.

Железнянське родовище приурочене до структурно-тектонічного вузла, утвореного зчленуванням трьох взбросозсувів і дрібних порушень, що супроводжують їх. Зруденіння контролюється Железнянським розломом.

Чегарнікське родовище приурочене до однойменної брахіантикліналі, яка утворює найбільш підняту частину основної антикліналі рудного поля. Основне промислове зруденіння локалізовано вздовж зони рудоконтролюючого розлому в пласті чегарінських пісковиків.

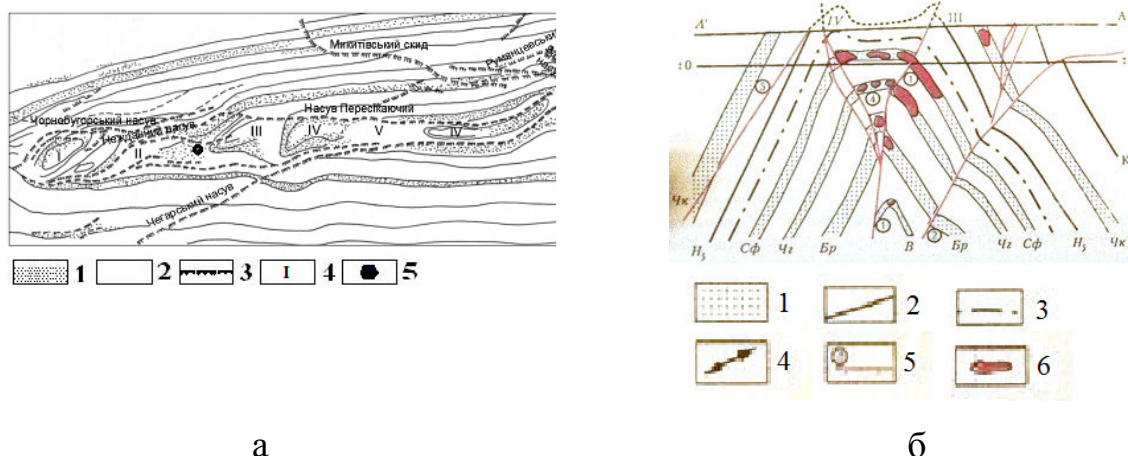


Рис. 3.5. Схема Микитівського рудного поля [88] (а) – просторова: 1 – пісковики, 2 – аргіліти, 3 – розривні порушення; 4 – куполи: I – купол Чорний бугор, II – Чорна Курганка, III – купол Катушка, IV – Софіївський купол, V – Напівкупол Новий, VI – Чегарницький купол; 5 – Микитівський ртутний комбінат; (б) геологічний розріз: 1 – рудовміщуючі пісковики: Чк – чорнокурганські, Сф – софіївські, Чг – чагарницькі, Бр – бормутські, В – віровські; 2 – пласти вапняків; 3 – пласти вугілля; 5 – розривні порушення (цифри в кружках): 1 – Січний, 2 – Залізнянський, 3 – Чагарницький-східний, 4 – Софіївський, 5 – Чагарницький, 6 – Чорнокурганський, 7 – Чорнобугорський, 8 – Артемівський; 6 – рудні тіла

Центральна частина рудного поля об'єднує родовища Напівкупольне, Софіївське та Новозаводське. Напівкупольне родовище (глибина 90 м сьогодні частина кар'єра засипана відвалом породи) займає позицію в периклінальному замиканні товщ порід у сводовій частині основної антикліналі рудного поля, обмеженої тектонічними розривами. Структура, з якою пов'язано родовище, представляє північно-західне замикання чітко вираженої Чегарнікської брахіантикліналі [8]. Софіївське родовище характеризується найбільшими масштабами промислової рудоносності. Воно приурочене до однойменної брахіантикліналі.

Новозаводське родовище приурочено до куполоподібної складчастої структури (Катушкінська), яка представлена у вигляді антиклінальної складки з віссю [8].

Мічурінське родовище приурочено до північного крила основної антикліналі рудного поля і розташовується навпроти Софіївської брахіантикліналі.

Чернокурганське родовище є фрагментом зони великого субширотного розлому з промисловим ртутним зруденінням висячому боці зони дроблення на північному крилі антиклинальної складки з однойменною назвою.

Чернобугорське родовище розташоване в межах однойменної брахіантикліналі, що має "сундучну" двогорбу будову [8]. Це зруденіння контролюється Чернобугським надвигом. Промислові руди виділені в зоні даного розривного порушення і в тектонічних тріщинах [8].

Вбачається також загальний тектонічний контроль ртутоносності вугілля: в антиклінальних структурах геохімічний фон ртуті вищий, ніж в синклінальних [8].

3.1.2. Мінеральний склад родовищ МРП. В рудах досліджених родовищ МРП встановлено 87 мінералів [8]. Речовий вигляд руд ртутних родовищ МРП кварц-дікітового типу визначає обмежена кількість рудних – кіновар, антимоніт, арсенопірит, пірит, марказит і нерудних жильних мінералів: кварц, дікіт, карбонати (кальцит, сидерит, анкерит). Мінеральний склад родовищ МРП представлений в табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Мінеральний склад родовищ МРП [81]

Родовища	Рудні мінерали		Жильні	
	головні	другорядні	головні	другорядні
1	2	3	4	5
Чегарницьке	Кіновар, антимоніт, пірит, арсенопірит	Марказит, рутил, халькопірит, сфалерит, халцедон	Кварц, дікіт, кальцит, халцедон	Анкерит, сидерит, флюорит
Софіївське	Кіновар, антимоніт, арсенопірит, пірит	Марказит, вісмутин, блякла руда, молібденіт, золото, рутил, реальгар, метацинабарит	Кварц, дікіт, кальцит, халцедон	Сидерит, анкерит, гірський кришталь, доломіт, апатит
Залізнянське	Кіновар	Арсенопірит, пірит, антимоніт, джемсоніт, метацинабарит	Кварц, дікіт	Анкерит, сидерит
Напівкупол Новий	Кіновар, антимоніт, арсенопірит, пірит	Марказит, сфалерит, галеніт, рутил, реальгар, блякла руда	Дікіт, кварц	Кальцит, анкерит, апатит, гірський кришталь, халцедон
Чорна Курганка	Кіновар, пірит	Антимоніт, арсенопірит, марказит, вісмутин, сфалерит	Дікіт, кварц	Кальцит, анкерит, гірський кришталь
Чорний Бугор	Кіновар, пірит	Антимоніт, арсенопірит, марказит, вісмутин	Дікіт, кварц	Кальцит, сидерит, анкерит, барит

Серед рудних мінералів провідну роль займає кіновар, серед жильних – кварц та диккіт. Кіновар – найбільш поширений промислово значущий мінерал, тому було проаналізовано зразки кіноварі і встановлено елементи-домішки [8, 65] (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Елементи-домішки у кіноварі, % [8]

Елементи	Зразки кіноварі			
	1	2	3	4
Hg	87,54	78,28	82,86	76,91
S	13,52	14,11	14,41	15,86
Sb	0,05	0,03	0,3	0,006
Bi	–	0,00012	–	0,00006
Zn	0,009	1,6	0,21	6,0
Cu	0,004	0,006	0,001	0,004
Au	–	–	0,0006	–
Ag	0,0007	0,0007	0,0001	0,0002
Ni	–	–	0,0008	0,0005
Fe	0,049	0,04	0,15	0,49
Mg	–	–	–	–
Mn	0,00028	0,0002	0,002	0,00045
Ge	–	–	–	–
Cd	0,0002	0,0006	0,00011	0,0008
Se	0,0001	0,00107	0,0001	0,0001
Te	–	–	–	–
As	0,0045	0,004	0,004	0,004
Sn	0,0012	0,0016	0,0004	0,0003
Ga	–	0,00006	–	0,014
Al	0,006	0,01	0,014	0,014
Нерозчинний осад	0,2	0,2	0,1	0,13
Сума	98,7	94,63	97,88	99,45

Примітка «–» не визначено

В усіх зразках вміст сірки коливається від 13,5 до 15,8 %. Чітко проявлена емпірична закономірність: чим вище сірчистість вугілля, тим вище в них вміст ртуті (рис. 3.6).

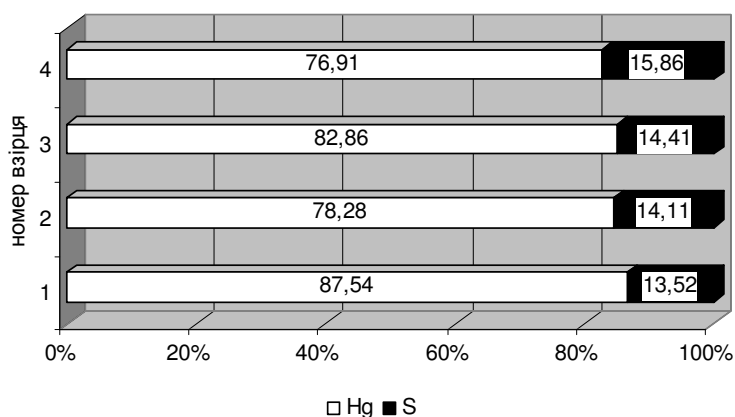


Рис. 3.6. Графік розподілу ртуті і сірки в кіноварі різних зразків (згідно табл. 3.3)

Спектральним кількісним аналізом в зразках кіноварі, крім провідних її компонентів – ртуті, цинка, заліза, встановлено ряд домішок. Основні відмінності в складі кіноварі спостерігаються у вмісті цинку і заліза: у темній кіноварі їх вміст значно вищий, ніж в червоній [8]. Часто зустрічаються метакристали кварцу, які заміщують темну кіновар, містять порошковатий, місцями сферолітовий ртутісний сфалерит. Останній іноді утворює кристали розміром до 0,2–0,3 мм [8]. По ряду елементів-домішок досить чітко виявляються особливості кіноварі з різних мінеральних асоціацій. Так, кіновар з кіновар-арсенопірітової асоціації містить в середньому 223 мг/кг арсену, в той час як в інших пробах – 59,3 мг/кг. Кіновар з антимонітвмісних асоціацій та кіновар, що не асоціює з антимонітом, містять відповідно 1334 і 175 мг/кг сурми. В окремих випадках відносно підвищений вміст сурми – до 220 мг/кг може бути пов'язано з присутністю на глибоких горизонтах вкраплення блідої руди і сульфосолей в кіноварі [8].

3.1.3. Ландшафтно-геохімічна характеристика МРП. Четвертинні відклади характеризуються майже суцільним поширенням, представлені лесовидними суглинками, червоно-бурими глинами, піщано-глинистими відкладами, потужністю 1–2м. Середня потужність четвертинних відкладів в межах вододільних просторів складає 10–15м. Ландшафти представлено степовими різновидами, в структурі ґрунтового покриву переважають чорноземи звичайні (64% території) [35].

Грунтоутворювальними четвертинними породами є еолово-делювіальні бурі та світло-бурі лесоподібні суглинки потужність 12–20м, рідше елювіально-делювіальні щебенювато-суглинисті утвори потужністю 5–7м. Середній вміст ртуті – 0,09 мг/кг. Загальна потужність осадового чохла – від 2–20 до 60–200м. Кора вивітрювання кристалічних порід каолінітового профілю поширена на більшій частині території, її потужність від 10 до 40 м [25].

Степову ландшафтно-геохімічну зону поділяють на північну і південну підзони. Територія досліджень знаходиться у північній підзоні, де поширені ландшафти кальцієвого класу (Ca^{2+}), які контролюються чорноземами, та кислого глейового класу ($\text{H}^+ - \text{Fe}^{2+}$) у межах лучно-болотних ґрунтів [58].

Фонові значення ртуті та інших мікроелементів у ґрунтах та осадових відкладах території МРП наведено у таблиці 3.4.

Таблиця 3.4

Фонові значення мікроелементів у чорноземах звичайних та осадових відкладах території МРП [25, 55]

Поверхне ві відклади	Hg	Ba	Pb	Cr	Ti	Mn	Ni	Mo	V	Cu	Zn	Sr	Co
Ґрунти, мг/кг	0,037	403,5	20,2	67,8	5167,5	669,8	30,9	1,2	60,2	30,3	84,9	117,6	10,5
Осадові відклади, мг/кг	0,09	479,0	23,9	45,5	3718,0	580,0	21,3	1,3	41,4	33,8	52,2	216,2	7,0
Кс	0,41	0,84	0,85	1,49	1,39	1,15	1,5	0,92	1,5	0,89	1,63	0,54	1,5

Примітка. Кс – коефіцієнт концентрації

Для визначення ступеня концентрації ртуті та інших елементів у ґрунтах фонових ділянок було розраховано коефіцієнти концентрації (Кс) елементів – відношення вмісту елементу у ґрунті до його вмісту у осадових відкладах. Визначено, що у чорноземах концентруються: $\text{Zn} > \text{Co} > \text{Cr} > \text{V} > \text{Ni} > \text{Ti} > \text{Mn}$ (Кс 1,63–1,15); розсіюються: $\text{Hg} > \text{Sr} > \text{Ba} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Mo}$ (Кс 0,92–0,41).

Територія поблизу МРП представлена різними функціональними зонами – житлові квартали, зелені насадження, орні землі, водойми (рис. 3.7.). Незалежно від типу зон ртуть у ґрунтах є елементом, що розсіюється.

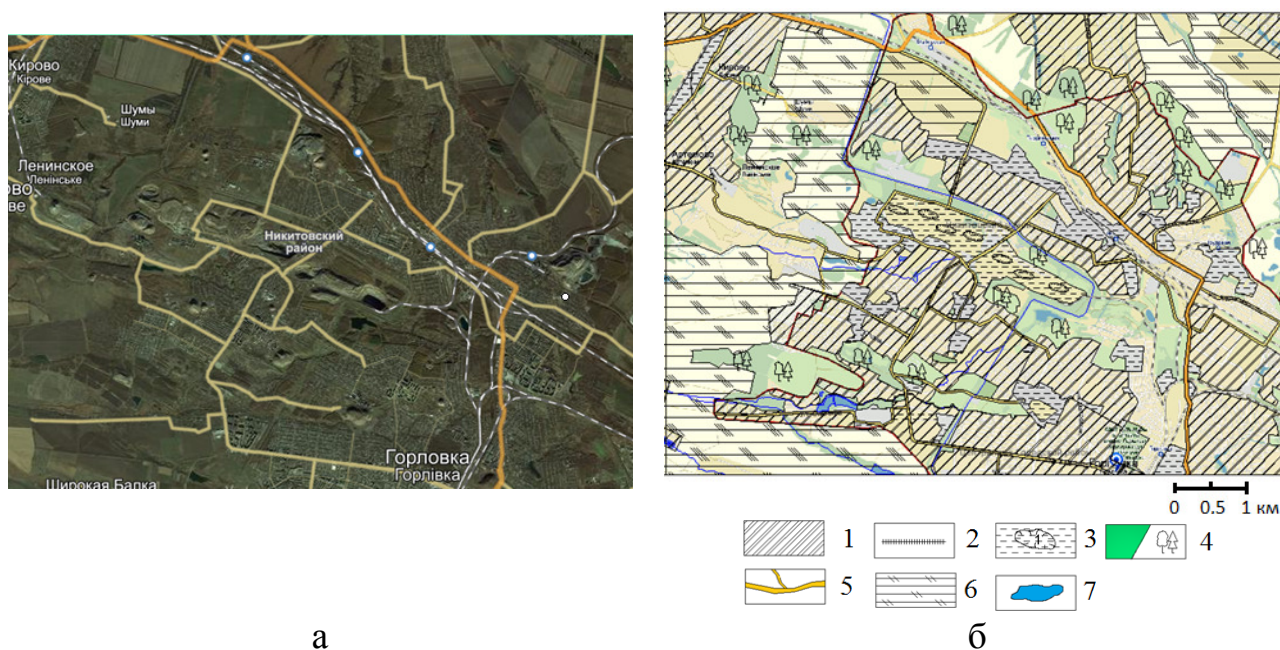


Рис. 3.7. Ландшафтно-функціональна схема території Микитівського рудного поля: а – знімок з супутника, б– схематичне зображення: 1 – житлові квартали; 2 – залізна дорога; 3 – промислові зони та кар’єри (1 – МРП); 4 – зелені насадження; 5 – автомобільні дороги; 6 – орні землі; 7 – водойми

3.2. Геологічна будова м. Києва

Київ займає велику територію, яка простягається з північного заходу на південний схід і обмежується на північному заході і заході Вишгородом і Ново-Біличами, а з південного сходу і сходу Корчуватим, Феофанією і Борисполем. На цій території з півночі на південь протікає річка Дніпро. Долина Дніпра різко асиметрична, що визначає сильну розчленованість рельєфу і велику різницю висот. Правий берег крутий і підноситься над рівнем води в Дніпрі більш, ніж на 100 м, тоді як лівий берег вище рівня Дніпра на 5–10 м.

У геологічному відношенні м. Київ з прилеглими до нього територіями розташований у зоні стику двох регіональних структур – північно-східного схилу УЩ та південно-західного борту Дніпровсько-Донецької западини. Межею між ними слугує Дніпровська зона розломів північно-західного простягання (рис. 3.8).

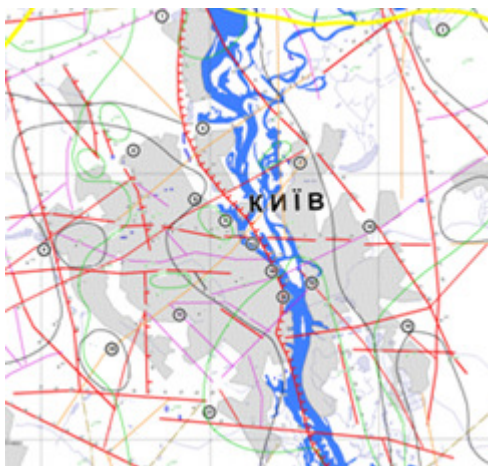


Рис. 3.8. Тектонічна позиція м. Києва, пунктир – зони тектонічних порушень [56]

Найбільш древні породи, розкриті на глибині 198 м нижче рівня моря – це піщано-глинисті відклади пермського і тріасового періодів мезозойської ери [56]. Юрські породи перекривають пермотріасові неузгоджено, на абсолютних позначках 110–120 м вище рівня моря. Покрівля крейдових відкладів знаходиться на відмітках 30–40 м вище рівня моря. Вище залягають породи кайнозойської ери: палеоген на відмітках 32–36 м і 120–125 м представлений породами канівської і бучакської світ, що представляють собою чорні піщані глини з включеннями фосфору, змінюються зеленувато-темно-сірими дрібними і середньої крупності пісками бучакського ярусу. Вище знаходяться відклади київської світи: зеленувато-сірі дрібні карбонатні піски з конкреціями фосфоритів (потужність 0,8–6,9 м) переходять в блакитно і зеленувато-сірі мергельні глини (потужністю 20–25 м) і далі в темні безкарбонатні глини потужністю до 13,3 м. Загальна потужність київської світи досягає 50 м [56].

Породи київської світи перекриті зеленувато-сірими дрібними глауконітовими слюдяними пісками, що переходять в глинисті і алевритові різновиди харківської світи загальною потужністю 27 м.

Вище залягає полтавський шар, що представляє собою піски дрібні, білі, кварцові, тонкошарові. У товщі цих пісків зустрічаються прошарки бурого вугілля, каолінові глини і залізисті конкреції. Потужність відкладів 18 м. Полтавський ярус перекритий товщею строкатих і бурих неогенових глин

загальною потужністю 15 м [56]. Вище по розрізу по нерівній поверхні бурих глин залягають породи мореного озерно-льодовикового та флювіогляціального походження, представлені супісками, суглинками і темно-сірими до чорних глинами, загальною потужністю до 5 м. На ділянках плато над товщею порід льодовикового походження залягають леси загальною потужністю до 15 м [56].

3.2.1. Ландшафтно-геохімічна характеристика м. Києва. Території досліджень розташовані на правобережжі (Печерський район) та лівобережжі (Дарницька промзона), тому надана характеристика всього міста, яке розташовано на межі фізико-географічних зон: лісостепової та мішаних лісів.

Ґрунтовий покрив лівобережжя м. Києва, представлений дерново-підзолистими ґрунтами, сформованими під хвойними лісами. На правобережній високій частині міста переважають – чорноземи, які утворилися на суглинках (лесах). Ґрунтоутворювальні породи четвертинного віку представлені переважно моренними або флювіогляціальними піщано-суглинистими відкладами дніпровського зледеніння потужністю 20–60 м та еолово-делювіальними палево-жовтими лесованими суглинками потужністю 10–50 м [56]. У долинах великих і середніх водотоків формуються щебенево-суглинисті елювіальні відклади. Фонові значення мікроелементів у ґрунтах та алювіальних відкладах наведено у табл. 3.5 [58].

Таблиця 3.5

**Фонові значення мікроелементів у ґрунтах та алювіальних відкладах
(мг/кг) лівобережної та правобережної частин м. Києва [58]**

Поверхн еві відк- лади	Hg	Ba	Pb	Cr	Ti	Mn	Ni	Mo	V	Cu	Zn	Sr	Co
Лівобережжя													
Ґрунти	0,03	360,3	18,6	67,7	4884,2	717,1	25,4	1,2	54,9	35,7	69,6	106,2	9,3
al	0,04	428,0	18,1	37,2	3233,2	484,6	18,4	1,7	39,3	30,9	39,5	178,1	5,6
Кс	0,75	0,84	1,03	1,82	1,51	1,48	1,38	0,71	1,39	1,16	1,76	0,59	1,66
Правобережжя													
Ґрунти	0,03	365,9	22,4	65,0	5322,7	702,3	21,9	1,1	52,8	27,8	68,4	122,4	8,3
al	0,06	399,8	14,7	27,1	2900,0	340,6	14,0	1,4	26,0	23,6	23,5	127,4	4,0
Кс	0,5	0,92	1,52	2,39	1,84	2,06	1,56	0,79	2,03	1,18	2,91	0,96	2,08

Примітка. al – алювіальні відклади, Кс – коефіцієнт концентрації

Особливостями геохімічних процесів у ландшафтах лівобережної частини м. Києва є такі: концентрування: $\text{Cr} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{Ti} > \text{Mn} > \text{V} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb}$ (Кс 1,82–1,03); розсіювання: $\text{Ba} > \text{Hg}_{0,75} > \text{Mo} > \text{Sr}$ (Кс 0,84–0,59). Правобережна частина міста характеризується концентруванням $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Co} > \text{Mn} > \text{V} > \text{Ti} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cu}$ (Кс 2,9–1,1); розсіюванням: $\text{Sr} > \text{Ba} > \text{Mo} > \text{Hg}$ (Кс 0,96–0,5).

В межах м. Києва існує зона екологічного лиха, яка утворилася внаслідок техногенної аварії на заводі «Радикал», який знаходиться на лівому березі Дніпра в промисловій зоні Дніпровського району. На сьогоднішній день це житловий район – поблизу даної території знаходиться великий торговий центр «Даринок», продуктовий ринок «Лісовий», станція метро «Лісова» та житловий масив.

Відкрите акціонерне товариство «Радикал» (Київський завод хімікатів) виробляв хлор і каустичну соду за допомогою електролізу водного розчину хлориду натрію з ртутним катодом (з 1954 по 1996 рр.). Розрахункова балансова величина загальних втрат ртуті за 42 роки виробництва – 700 т, з яких до 100 т склали втрати з газовими викидами, до 200 т у вигляді механічних втрат надійшло в основу цеху електролізу, до 5 т накопичилося у вигляді домішки на складі солі, до 3 т знаходяться в шламонакопичувачі в складі невивезених ртутьвмісних відходів [116] (рис. 3.9).

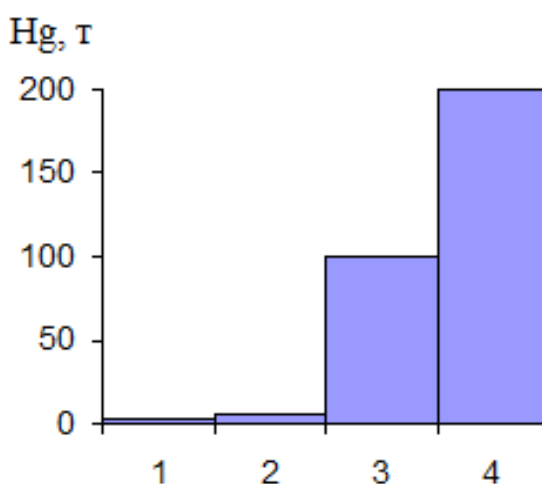


Рис. 3.9. Діаграми втрат ртуті на заводі «Радикал» (м.Київ) в процесі виробництва: 1 – шламонакопичувач, 2 – домішки на складі солі, 3 – втрати з газовими викидами, 4 – механічні втрати (надійшли в основу цеху) [73]

У 1996 році сталася техногенна аварія – в результаті обвалу даху електролізного цеху зафіксовано значне забруднення ґрунтових відкладів і будівельних конструкцій ртуттю, яку використовували у технологічному процесі. На сьогоднішній день (20 років після аварії) цистерни, в яких містяться соляна і сірчана кислоти знаходяться під відкритим небом і внаслідок впливу зовнішніх умов відбувається їх руйнування (рис. 3.10).



Рис. 3.10. Фото електролізного цеху (фото – Панайт Е.В., 2014 р.)

Ртуть є легколетючою речовиною, що дозволяє їй мігрувати в атмосфері, воді, ґрунтах, гірських породах і переходити з одного середовища в інше, і це є небезпекою для проживання населення. Єдиний засіб захисту від ртуті – її повне видалення від місця проживання людей і поховання. Цього зроблено не було в повній мірі. Після техногенної аварії проводилися поодинокі роботи, щодо виявлення ступеня забруднення території ртуттю, які не були представлені для ознайомлення широкого загалу, навіть до науковців ця інформація потрапляла лише частково.

Ґрунти території представлені дерново-підзолистими різновидами, в яких міграція ртуті вища ніж у чорноземах, внаслідок того, що вона не зв'язується гуміновими кислотами, потрапляючи в рослини, водне середовище та атмосферу. Зважаючи на це, моніторинг щодо вмісту ртуті у об'єктах довкілля відноситься до важливої задачі.

3.3 Підсумки

У розділі на підставі широкого огляду літературних та фондових джерел наведено структурно-тектонічні та ландшафтно-геохімічні характеристики територій досліджень – МРП та міста Києва. Територія МРП розташована в присводовій зоні Горлівської антикліналі Донецького басейну; у будові беруть участь породи кам'яновугільного віку. Походження ртуті пов'язано з періодом тектонічної активізації, коли вона надходила з мантиї по глибинних розломах і утворювала ртутні родовища в породах вугленосної товщі (до 0,5 мг/кг при фоновому вмісті 0,06–0,07 мг/кг). Ртуть у вугіллі і породах карбону зустрічається у вигляді сульфідної, самородної та металоорганічної форми. Ртутні родовища кварц-дікітового типу характеризуються обмеженою кількістю рудних мінералів – кіновар, антимоніт, арсенопірит, пірит, марказит і нерудних жильних мінералів – кварц, дікіт, карбонати (кальцит, сидерит, анкерит). При аналізі елементів-домішок у кіноварі (найбільш поширений промисловозначущий мінерал) зазначено проявлення емпіричної закономірності – чим вище вміст сірки у вугіллі, тим вищий вміст ртуті.

Територія м. Києва не віднесена до жодної металогенічної провінції, розташована у зоні стику двох регіональних структур – північно-східного схилу Українського кристалічного щита (УЩ) та південно-західного борту Дніпровсько-Донецької западини (ДДЗ). Межею між ними слугує Дніпровська зона розломів північно-західного простягання.

При аналізі ландшафтно-геохімічних умов правобережної та лівобережної частини м. Києва зазначено, що на правобережжі переважають ландшафти кальцієвого класу, розрахунок K_C дозволив визначити накопичення та дефіцит елементів: Hg, Sr, Ba, Pb – розсіюються, тоді коли Zn, Co, Cr, V – накопичуються; на лівобережжі м. Києва переважають ландшафти кислого класу: Ba, Mo, Hg – розсіюються, а Cr, Zn, Co – концентруються, тобто ртуть є елементом, що розсіюється.

РОЗДІЛ 4

ЕКОЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВІДКЛАДІВ, РОСЛИННОСТІ ТА ПІДГРУНТОВОГО ПОВІТРЯ РТУТТЮ ТА ІНШИМИ ХІМІЧНИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ

Ртуть приймає участь у локальних та регіональних колообігах речовини і є репером антропогенного навантаження території та показником природних аномалій, пов'язаних з родовищами та з зонами тектонічних порушень. У зв'язку з цим еколого-геохімічна оцінка поверхневих відкладів, підгрунтового повітря та рослин є базовою для розуміння процесів, в результаті яких ртуть розсіюється або концентрується. Ртуть та її сполуки широко застосовуються в різних галузях промисловості і сільського господарства. небезпека ртуті полягає в тому, що вона, як екотоксикант, потрапляє в харчові ланцюги і призводить до захворювань.

Ґрунти є основою, для потрапляння поживних речовин до рослинності, і вони легко забруднюються хімічними речовинами. При цьому, втрачається здатність ґрунту до самоочищення від хвороботворних та інших небажаних мікроорганізмів, що загрожує важкими наслідками для людей, рослинного і тваринного світу. Наприклад, в сильно забруднених ґрунтах збудники тифу можуть зберігатися до півтора року, тоді як в незабруднених – лише протягом двох-трьох діб [25]. Основні забруднювачі ґрунту: пестициди (отрутохімікати); мінеральні добрива; відходи та скиди виробництва; газо-димні викиди забруднюючих речовин в атмосферу; нафтопродукти, техногенні аварії та розробка ртутоносних корисних копалин. Всі техногенні сполуки, що впливають на ґрунти, М.А. Глазовська [35] об'єднала в дві групи: педогеохімічні і біохімічно активні речовини. Педогеохімічні активні речовини мають високі кларки – слаботоксичні елементи (залізо, кальцій, магній, лужні елементи та мінеральні кислоти), які при досягненні певної межі спричиняють підкислення або підлугування, яке позначається на ґрунтовій флорі та фауні. Біохімічно активні речовини впливають відразу на живі організми – це високотоксичні елементи з

низькими кларками (ртуть, кадмій, свинець, сурма, селен та інш.), що утворюють більш контрастні щодо фону ореоли і становлять небезпеку для флори, фауни і людини.

4.1. Поверхневі відклади

Забруднення поверхневих відкладів (ґрунтів) може бути природним (родовище) та техногенним. У зоні впливу техногенних джерел рН характеризується низькими значеннями, тому важливими є питання залежності ступеня концентрацій ртуті від цього показника. Встановлено [135], що концентрація ртуті залежить від наявності гумусових речовин і практично не залежить від значення рН в межах 4–7,5 (рис. 4.1).

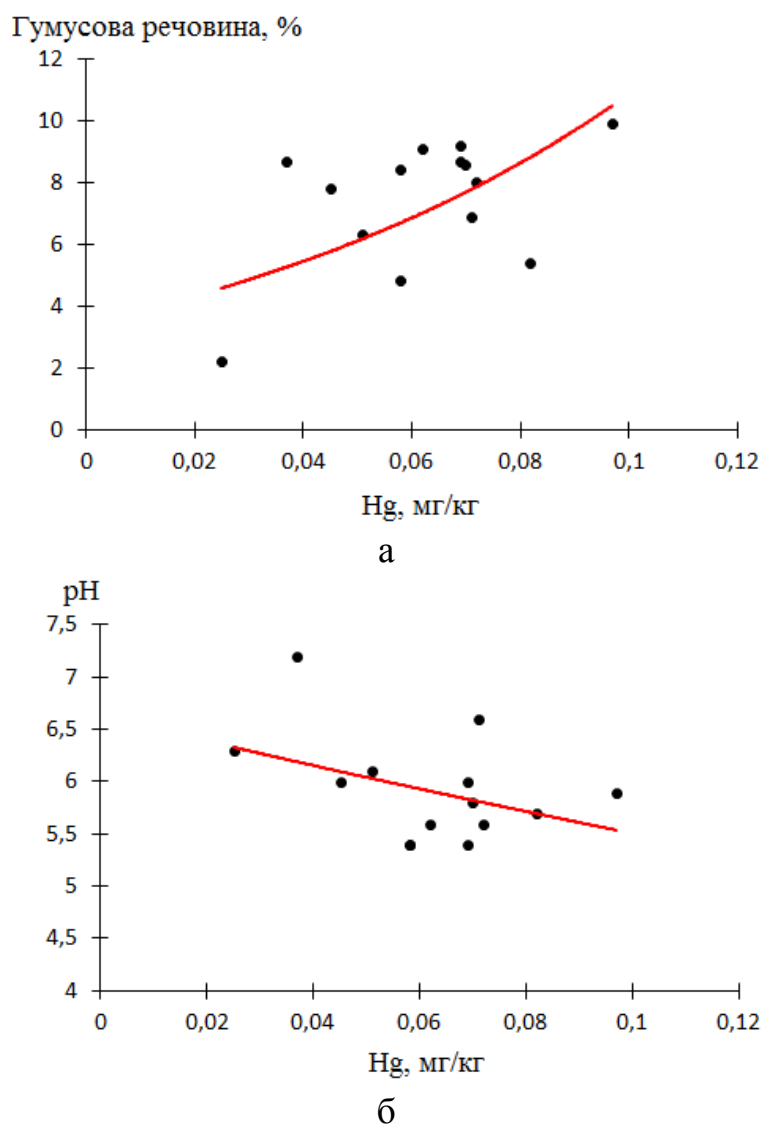


Рис. 4.1. Графіки залежності вмісту ртуті у ґрунтах з різним відсотковим складом гумусової речовини (а) та значень рН (б) (за матеріалами [135])

4.1.1. МРП. Джерелом забруднення ґрунтів на території Донецького регіону є розробка ртутноносного вугілля та велика кількість промислових підприємств. Проаналізувавши екологічний стан території у 2001р. Б.С.Панов встановив, що утворилося 23,5 млн.т токсичних відходів, при загальній кількості 560 млн.т.; знешкоджено всього 7% [106]. Основним елементом-забруднювачем об'єктів довкілля є ртуть, генезис якої є природний, але внаслідок розробки ртутних родовищ забруднення – природно-техногенне.

У періоди тектонічної активізації ртуть надходила з мантиї по глибинним розломам і утворювала не тільки ртутні родовища, а й розсіювалася в породах вугленосної товщі (0,5 мг/кг і більше) [157]. З цього вугілля отримують кокс на коксохімічних заводах, а потім його спалюють на Вуглегірській ТЕС, що знаходиться неподалік від м. Горлівка. Вугленосні породи, які збагачені ртуттю, горять в териконах шахт і виділяють ртуть в повітря, яка потім осаджується на поверхню, забруднюючи території навколо коксових заводів, ТЕС та вугільних шахт. В 90-х роках видобуток ртуті було припинено (до цього часу видобуто більше 30000 т ртуті) [157].

З метою встановлення геохімічного фону протягом десятка років були відібрані декілька тисяч проб вугілля і гірських порід [157]. Було показано, що в вугіллі, розташованих навколо рудних полів, місцевий геохімічний фон змінюється від 0,06 до 0,07 мг/кг. Місцевий фон ртуті в ґрунтах на Микитівському родовищі – 1,7 мг/кг [157], що у багато разів перевищує її кларк. Такий рівень визначається інтенсивним вивітрюванням порід і накопиченням ртуті у ґрунтах. По мірі віддалення від МРП місцевий фон ртуті у ґрунтах зменшується [62], причому встановлюється тісний взаємозв'язок між ступенем забруднення ртуттю атмосферного повітря і ґрунту – в радіусі до 5 км від джерела ртутних викидів [67] (табл. 4.1).

Неорганічні форми ртуті, в основному, сульфідна та атомарна, зазнають трансформації в навколишньому середовищі в результаті окисно-відновних реакцій [146, 150]. Пари ртуті погано розчиняються у воді, але при великій кількості кисню вони окислюються до двовалентної ртуті, яка розчиняється у воді

(до 40 г/дм³). Такій трансформації сприяють органічні речовини, які знаходяться у воді.

Таблиця 4.1

Вміст ртуті в атмосфері і ґрунті в районі Микитівського ртутного комбінату [152]

Вміст ртуті	Відстань від комбінату, м							
	500	1000	2000	3000	4000	5000	6000	Контроль
В атмосфері, мкг/м³								
max	—	4,0	2,5	1,8	1,2	0,8	0	0
min	—	0,6	0,5	0	0	0	0	0
med	—	3,1	1,5	0,9	0,5	0,1	0	0
У шарі ґрунту глибиною до 10 см, мг/кг								
max	135,8	37,4	20,1	4,8	5,1	0,9	0,16	0,21
min	3,9	0,5	0,6	0,1	0,1	0,2	0,05	0,12
med	37,4	10,1	5,6	1,8	1,1	0,5	0,1	0,15

Примітка: «—» не визначено

Територія досліджень (МРП) знаходиться у м Горлівка, де у наш час живуть люди і ведуть господарство. Кар'єри знаходяться в 200 м від житлової забудови (рис. 4.2), тому існує небезпека для здоров'я населення.

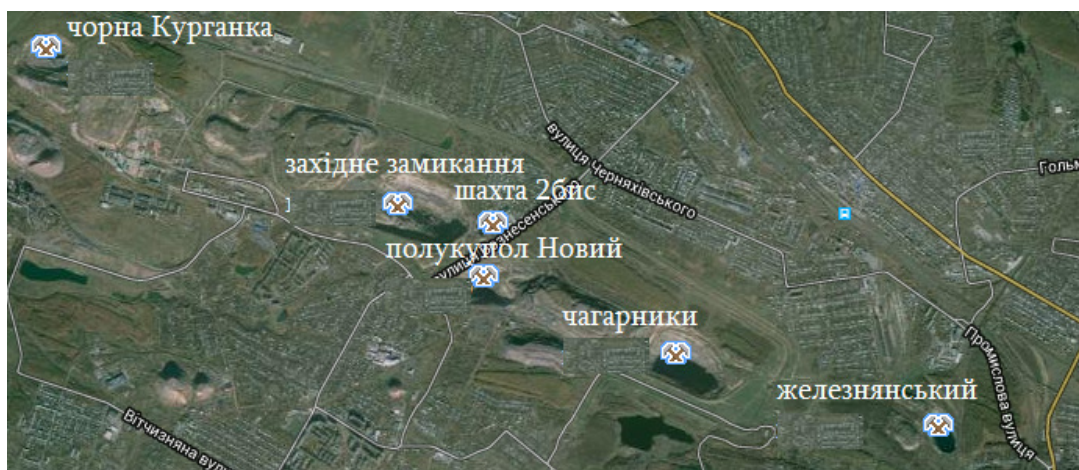


Рис. 4.2. Схема розташування кар'єрів МРП

Для з'ясування ступеня забруднення ґрунтів МРП за вертикальним профілем, до глибини 1 м, було проведено їх порівняння з фоновією ділянкою «Хомутівський степ». Встановлено, що на фоновій ділянці на границі з гумусовим горизонтом (40–50 см) вміст ртуті максимальний – 0,037 мг/кг (рис. 4.3), у ґрунтах

МРП (техногенно перетворені) в сотні разів вищий, на глибині 12 мг/кг; при чому у верхньому шарі (0–10 см) – 4 мг/кг. Це пов'язано з надходженням ртуті з ртутноносного вугілля та нерівномірним розподілом елемента за профілем. В залежності від місця відбору проб результат може бути іншим.

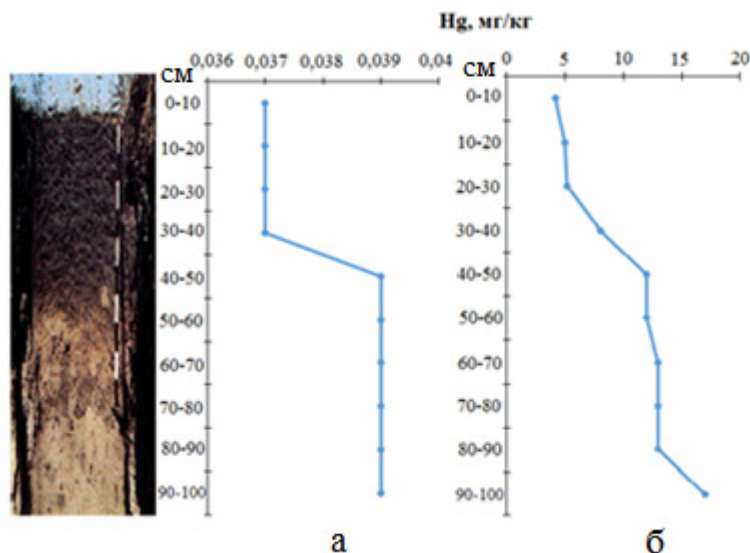


Рис. 4.3. Графік вертикального розподілу ртуті у ґрунтовому розрізі чорноземів типових: а – на фонових ділянках, б – територія МРП

Наявність органічних речовин у ґрунті сприяє акумуляції ртуті. Зовнішніми факторами міграції ртуті є температура і тиск, лужний або кислий характер середовища, характер геохімічних бар'єрів та інш. Рухомість ртуті в розчинах прямопропорційна їх лужності – в лужному середовищі вона утворює легкорозчинні комплексні сполуки з галогенами, гідроксид-іонами, сульфат-іонами та інш.; в кислому – міграція елемента в значній мірі утруднена, тут утворюються малорухомі, важкорозчинні комплексні сполуки з органікою та сірководнем, стійкі навіть при високих температурах [122]. Ґрунти досліджуваної території представлені чорноземами звичайними, для яких рН складає 7,2–7,8, тобто існує можливість для утворення легкорозчинних сполук.

З метою проведення моніторингових досліджень щодо вмісту ртуті у ґрунтах автором було зроблено порівняння ступеня забруднення ґрунтів кар'єру «Напівкупол Новий» та «Західне Замикання». У роботі В.О. Корчемагіна [78] було приведено результати сучасних досліджень кафедри корисних копалин і

екологічної геології ДонНТУ і Геологічної служби США щодо стану ґрунтів поблизу кар'єру «Напівкупол Новий» за 2005 рік. Загальний вигляд кар'єру представлено на рис. 4.4.



Рис. 4.4. Загальний вигляд родовища «Напівкупол Новий»

Всього було відібрано 26 проб [78] та зроблено висновок про забруднення ґрунтів на захід і північний захід від рудного поля, що пояснюється переважанням східних і південно-східних вітрів і наявністю комбінату, розташованому на території. Однак у статті не приведено даних стосовно еколого-геохімічного стану ґрунтів території. Тому, автором було проаналізовано вміст ртуті та інших хімічних елементів, які входять до 1–3 класів небезпеки. В результаті статистичного аналізу визначено мінімальне, максимальне та медіанне значення хімічних елементів у ґрунтах біля кар'єру (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Статистичні показники вмісту хімічних елементів в ґрунтах поблизу кар'єру «Напівкупол Новий», мг/кг

Хімічний елемент	min	max	med
1	2	3	4
Hg	1,72	43,50	13,45
As	40,60	286,00	142,00
Sb	8,34	321,00	18,85
Se	0,00	3,26	0,75
Bi	0,14	0,82	0,43
1	2	3	4
Cd	0,12	3,64	0,28
Mo	0,61	9,49	1,60

Закінчення таблиці 4.2

1	2	3	4
Pb	20,60	609,00	37,15
Zn	41,10	614,00	116,00
Cr	32,60	217,00	90,30
Cu	22,40	374,00	42,95

Зважаючи на те, що вміст ртуті коливається в широких межах від 1,72 до 43,5 мг/кг) на графіку надано її розподіл (рис. 4.5).

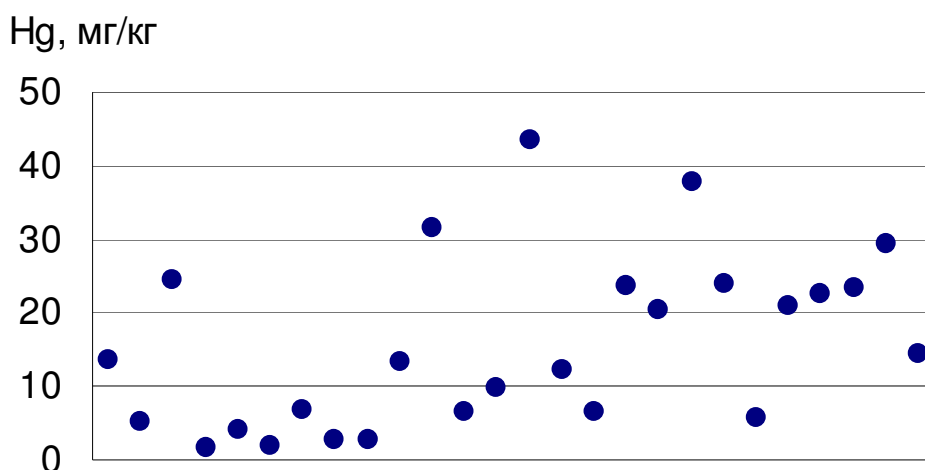


Рис. 4.5. Графік статистичних значень вмісту ртуті у ґрунтах поблизу (1000 м) кар'єру «Напівкупол Новий» (за матеріалами [78])

В одиничних пробах вміст ртуті вище 30 мг/кг, медіанний – 13,4 мг/кг, що у сотні разів перевищує фоновий вміст (0,037 мг/кг [55]), і в 7 разів ГДК (2,1 мг/кг [39]). Для встановлення ступеня екологічної небезпеки для навколишнього середовища було розраховано еколого-геохімічні показники елементів 1–3 класу небезпеки. Результати розрахунків наведено у таблиці 4.3.

Проаналізувавши таблицю бачимо, що КК ртуті дорівнює 292,39, арсену 74,74, це не дивно, так як це ртутна провінція і ртуть корелює з арсеном. Ці елементи також є найбільш небезпечними: Кс Hg – 363, Кс As – 25, К_н Hg – 6,4, К_н As – 71.

Фоновий вміст хімічних елементів є базовим показником при еколого-геохімічних дослідженнях. Розрахувавши Кс (відносно фонового) визначено елементи концентрування та розсіювання. Побудувавши асоційовані ряди

встановлено ступінь концентрування елементів: $Hg_{363,5} > As_{25,4} > Sb_{18,85} > Cd_{3,5} > Pb_{2,06} > Se_{1,97} > Cu_{1,72} > Zn_{1,29} > Mo_{1,14}$. Тобто ртуть є елементом, який найбільше концентрується у ґрунтах.

Таблиця 4.3

**Еколого-геохімічні показники ступеня небезпеки ґрунтів кар'єру
«Напівкупол Новий» (2005р.)**

Клас небезпеки	Хім. елем.	C _i	C _ф	K _c	K _i	KK	ГДК	K _н
I	Hg	13,5	0,037	363,5	0,046	292,4	2,1	6,4
	As	142,0	5,6	25,4	1,9	74,7	2,0	71,0
	Se	0,8	0,4	1,97	0,1	7,5	4,0	0,2
	Cd	0,3	0,1	3,5	0,19	1,5	4,0	0,1
	Zn	116,0	90,0	1,3	87,0	1,3	23,0	5,0
	Pb	37,2	18,0	2,1	9,0	4,1	32,0	1,2
II	Sb	18,9	1,0	18,9	0,2	94,3	4,5	4,2
	Mo	1,6	1,4	1,1	1,3	1,2	10,0	0,2
	Cr	90,3	92,0	1,0	12,0	7,5	100,0	0,9
	Cu	43,0	25,0	1,7	65,0	0,7	55,0	0,8
Еколого-геохімічні показники	СПЗ	409	дуже небезпечний рівень забруднення					
	КПЗ	89	високий рівень забруднення					
	ППЕН	463	надзвичайно небезпечний рівень забруднення					

Примітка: K_i – кларк «i»-го елемента у ґрунтах, C_i, C_ф, K_i, ГДК в мг/кг

За всіма еколого-геохімічними показниками (K_c, KK, K_н, СПЗ, КПЗ, ППЕН) ґрунти поблизу кар'єра «Напівкупол Новий» надзвичайно забруднені. Найбільшу небезпеку становить перевищення (відносно фонового) Hg, As, Sb. Для розрахунку еколого-геохімічних показників – СПЗ, КПЗ, ППЕН було обрано елементи C_i/C_ф яких перевищує 2 – Hg, As, Cd, Pb, Sb. Так, за значеннями СПЗ>128 ґрунти вважаються дуже небезпечними щодо забруднення. На досліджуваній території цей показник становить 400, це ж стосується і ППЕН.

С заходу від кар'єра «Напівкупол Новий» розташовано кар'єр «Західне Замикання», територія поблизу якого і була об'єктом нашого дослідження, де в 2011 році були відібрані проби ґрунтів. Кар'єром «Західне Замикання» розроблялася Софіївська ділянка родовища кіноварі, починаючи з 1960 року. Глибина кар'єру 140 м, його загальний вигляд представлено на рис. 4.6.



Рис. 4.6. Загальний вигляд кар'єру «Західне Замикання»

Відбір проб проведено на північно-східній та південно-західній частинах від кар'єру (рис. 4.7).



Рис. 4.7. Схема розташування ділянок дослідження біля кар'єру «Західне Замикання» (у рамках ділянки 3, 11, 14 та 20 – відбір проб рослинності і ґрунту)

Проби відібрано на відстані 100–200м одна від одної. Місця відбору проб представлено у таблиці 4.4.

Зіставивши дані вмісту ртуті у ґрунтах (рис. 4.8) у північно-східному та південно-західному напрямку від кар'єру встановлено, що ґрунти південно-західного напрямку більше концентрують ртуть, що пов'язано з переважанням вітрів цього напрямку.

Таблиця 4.4

Місце розташування відбору проб ґрунтів (кар'єр «Західне Замикання»)

Номер ділянки (див.рис 4.6)	Місце відбору проб	Відстань від кар'єру, м	Номер ділянки (див.рис 4.6)	Місце відбору проб	Відстань від кар'єру, м
Північно-східна частина ділянки			Південно-західна частина ділянки		
1	Північно-східний борт кар'єру	0	13	Східний борт кар'єру	0
2	Теж саме	0	14	Південно-східний борт кар'єру	0
3	Теж саме	0	15	150 м на південно-захід від точки 14	150
4	вул. Акад.Бардіна	150	16	вул. Д. Жлоби (початок вулиці)	280
5	вул. Одеська	200	17	вул. Д. Жлоби (середина вулиці)	460
6	вул. Щахтна	350	18	Перехрестя вул. Д. Жлоби і Ушакова	571
7	вул. Дарвіна	420	19	вул. Ушакова (пустир)	700
8	вул. Ігнатченко	550	20	вул. Ушакова	830
9	вул. Малиновського	720			
10	вул. Вознесенського (перехрестя з вул. Малиновського)	830			
11	вул. Зої Космодем'янської	940			
12	вул. Вознесенського, 22 (перехрестя з вул. Черняхівського)	1100			

З віддаленням від кар'єру у північно-східному напрямку вміст ртуті зменшується у 8 разів і на відстані 1100м становить 4 мг/кг. Тоді як у південно-західному напрямку вміст ртуті зменшується у 5,5 разів і становить 2 мг/кг. Цей вміст вищий за фоновий (0,037 мг/кг) у десятки разів.

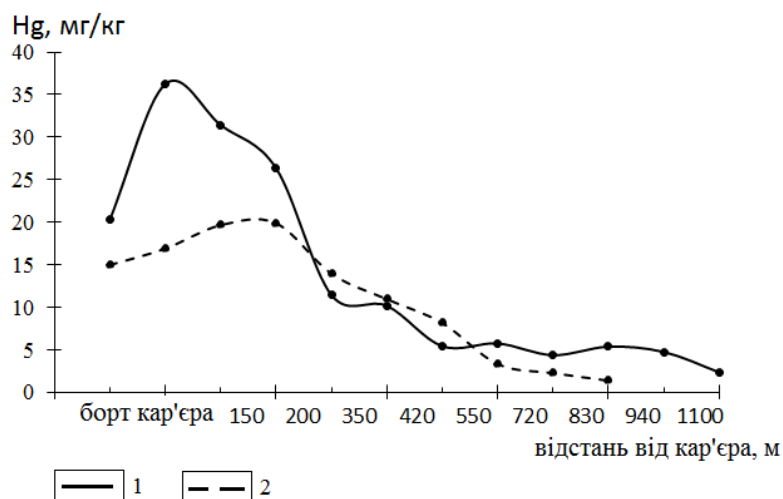


Рис. 4.8. Графіки розподілу ртуті з віддаленням від кар'єра: 1 – на північний-схід від кар'єра, 2 – на південний-захід

Вміст ртуті в ґрунтах поблизу комбінату є важливим фактором для визначення якості життя. На відстані 100–200 м від комбінату знаходяться селища Ртутний, Комарова, Комсомольський і при переході ртуті з ґрунтів в рослини може проявлятися її токсична дія. Для хімічних елементів 1–3 класу небезпеки розраховано статистичні параметри та еколого-геохімічні показники стану забрудненості ґрунтів (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

**Еколого-геохімічні показники ступеня небезпеки ґрунтів кар'єру
«Західне Замикання» (2011р.)**

Клас небезпеки	Хім. елемент	C_i	C_{ϕ}	K_c	K_i	КК	ГДК	K_H
I	Hg	8,2	0,037	221,9	0,046	178,5	2,1	3,9
	As	87,9	5,6	15,7	1,9	46,2	2,0	43,9
	Se	1,3	0,4	3,5	0,1	13,4	4,0	0,3
	Cd	0,2	0,1	2,0	0,2	0,8	4,0	0,04
	Zn	82,1	90,0	0,9	87,0	0,9	23,0	3,6
	Pb	23,9	18,0	1,3	9,0	2,7	32,0	0,8
II	Sb	10,7	1,0	10,7	0,2	53,4	4,5	2,374
	Mo	1,7	1,4	1,2	1,3	1,31	10,0	0,2
	Cr	65,9	92,0	0,7	12,0	5,5	100,0	0,7
	Cu	26,2	25,0	1,1	65,0	0,4	55,0	0,485
Еколого-геохімічні показники	СПЗ	247	дуже небезпечний рівень забруднення					
	КПЗ	56	високий рівень забруднення					
	ППЕН	286	надзвичайно небезпечний рівень забруднення					

Примітка: K_i – кларк елемента, C_i , C_{ϕ} , K_i , ГДК в мг/кг

З аналізуємих елементів виявлена найбільш висока концентрація ртуті та арсену – Кс 221 та 16 відповідно. Ранжований ряд (Кс) наступний: $Hg_{221,9} > As_{15,7} > Sb_{10,7} > Se_{3,5} > Cd_{2,0} > Pb_{1,3} > Cu_{1,1}$, тобто елементами концентрування у ґрунтах (221–10) є Hg, As, Sb.

Розрахувавши СПЗ, КПЗ та ППЕН можна прийти до висновку, що ґрунти характеризуються надзвичайно небезпечним рівнем забруднення важкими металами, які віднесені до 1–3 класів небезпеки. Так значення СПЗ складає 247, що за класифікацією забруднення ґрунтів відповідає дуже небезпечному рівню забруднення; КПЗ 56 – високому рівню забруднення; ППЕН – 286 – надзвичайно небезпечному рівню забруднення.

Було проведено співставлення та аналіз розподілу ртуті та інших хімічних елементів у ґрунтах навколо кар'єрів «Напівкупол Новий» та кар'єру «Західне Замикання». У всіх випадках виявлено значиму кореляцію As та Hg ($r > 0,5$) (рис. 4.9).

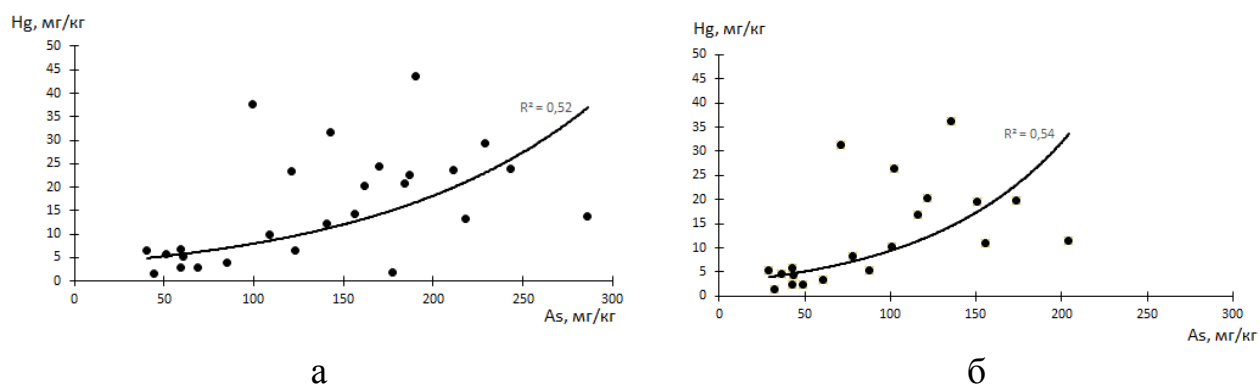


Рис. 4.9. Графіки залежності між Hg–As у ґрунтах поблизу кар'єрів: а – «Напівкупол Новий», б – «Західне Замикання»

Порівнявши результати таблиць (див. табл. 4.3 та 4.5) можна однозначно сказати, що припинення активного видобутку ртуті позитивно впливає на зменшення техногенного впливу на стан ґрунтів. За період 2005–2011 роки вміст елементів 1 класу небезпеки знизився приблизно на 30 %, тобто відзначається позитивна динаміка щодо очищення. Відмічається зменшення Кс та К_н (рис. 4.10) всіх елементів, що призводить до зменшення СПЗ, КПЗ та ППЕН приблизно у 1,6 рази, але все одно ця територія на даний час є надзвичайно забрудненою за еколого-геохімічними показниками.

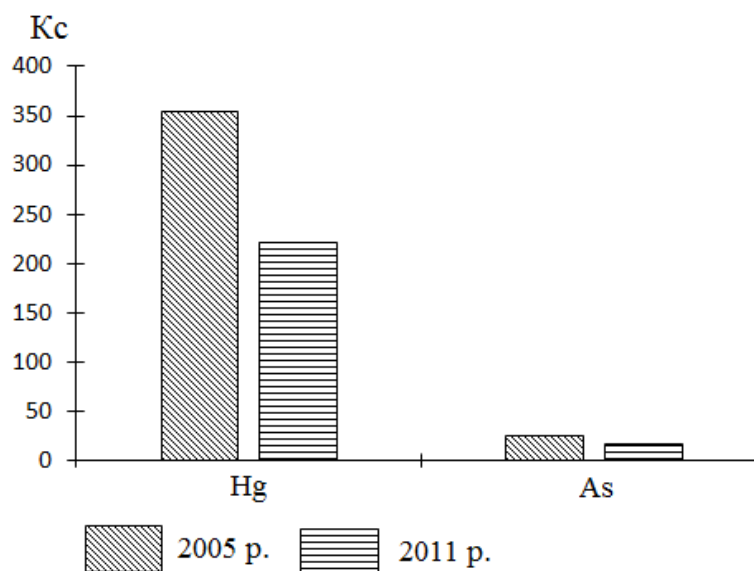


Рис. 4.10. Коефіцієнти концентрацій ртуті та арсену у ґрунтах (відносно фонового) за 2005 та 2011 роки території МРП

За фондовими матеріалами [27, 114] та результатами попередніх робіт було проаналізовано [103] проби ртутних руд МРП та ґрунтової суміші з хвостосховищ Микитівського ртутного комбінату (МРК). Вміст ртуті в руді складає 8000 мг/кг, тоді як в хвостах 5000 мг/кг; інші елементи (крім Nb) мають перевищення вмісту у хвостосховищах (рис.4.11).

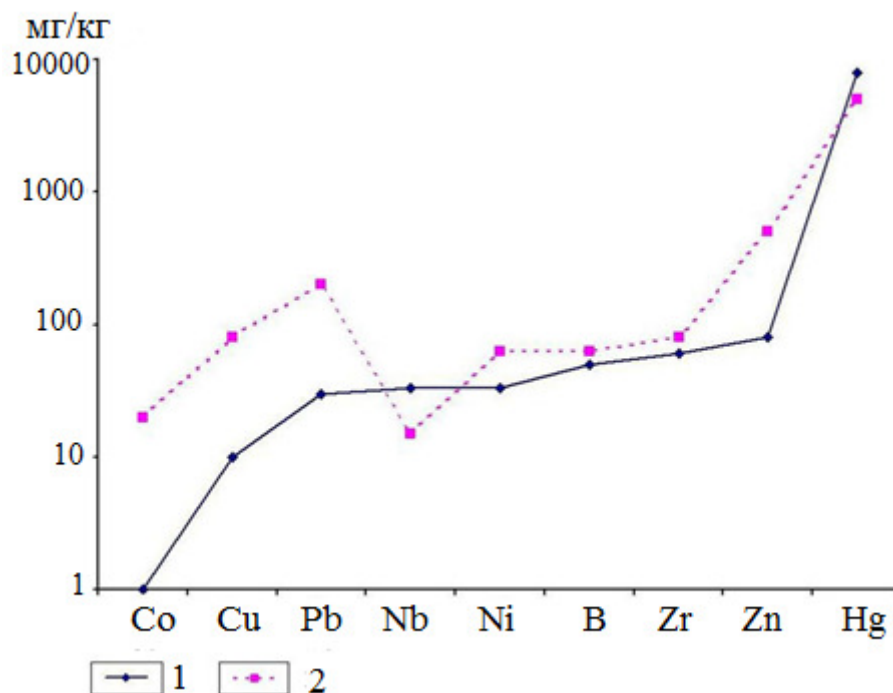


Рис. 4.11. Графік розподілу хімічних елементів у руді МРП та хвостосховищах МРК: 1 – руда, 2 – хвостосховища (за матеріалами [27, 114])

Було досліджено літогеохімічні ореоли ртуті на площі 6×6 км території МРП. Максимальна концентрація ртуті (35–50 мг/кг) зафіксована на площі 10,3×0,8 км; невеликі аномалії з вмістом 15 мг/кг складають площі 0,5×0,5 км; на більшості території вміст ртуті у ґрунтах становить 2,5 мг/кг (рис. 4.12).

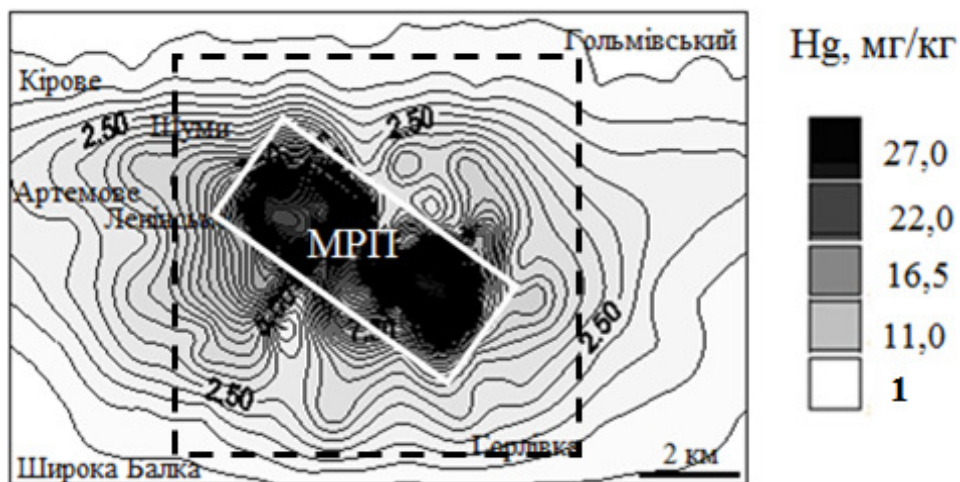


Рис. 4.12. Ізолінії розподілу ртуті у ґрунтах МРП. Пунктир – ділянка детальних досліджень

В процесі механічного і хімічного вивітрювання порід збагачених ртуттю утворюються вторинні залишкові ореоли розсіювання, які є, в основному механічними і чітко оконтурюють виходи рудних тіл. Площі літохімічних ореолів в 15–20 разів перевищують площі виходів рудних тіл.

Накладені літохімічні ореоли ртуті, які виникають за рахунок рудних і первинних ореолів формуються постійно у вміщуючих і перекриваючих породах з моменту утворення родовища. Міграція ртуті від рудовміщуючих порід до поверхні землі відбувається у газовій фазі або водній, разом з напірними водами. В результаті експлуатації родовищ МРП процеси вивітрювання порід, збагачених ртуттю відбуваються інтенсивніше, що сприяє забрудненню навколишнього середовища.

4.1.2. Міста Донецької області. Ртуть як і багато інших важких металів відноситься до хімічних елементів, в глобальну циркуляцію яких втручається людська діяльність, і ґрунт, як депонуюче середовище є індикаторами забруднення. Мною розглянуто вміст ртуті в ґрунтах промислових міст Донецької області, де зосереджена п'ята частина промислового потенціалу України. За

результатами перевірки Міської комісії з питань надзвичайних ситуацій (3 січня 2012 року) виявлено, що концентрація забруднюючих речовин в ґрунтах і підземних водах за класифікаційними ознаками у регіоні може вийти на рівень надзвичайної ситуації. Було встановлено, що всі ґрунти області (понад 95%) відносяться до техногенно змінених, вони забруднені хімічними ксенобіотиками, пестицидами, і важкими металами, серед яких найбільш токсичною є ртуть [91]. Основними джерелами забруднення ґрунтів міст є підприємства з виробництва ртуті – МРК [154], металургійний і коксохімічні заводи, теплові електростанції, які працюють на кам'яному вугіллі (спалювання цієї сировини призводить до найбільшого надходжень ртуті в навколишнє середовище). Рівень забруднення ґрунтів є одним з показників негативного впливу на природне середовище. Тому, на основі проведених досліджень [22, 53, 91, 108, 117, 157] мною проаналізовано стан ґрунтів 17 міст Донецької області (рис. 4.13).

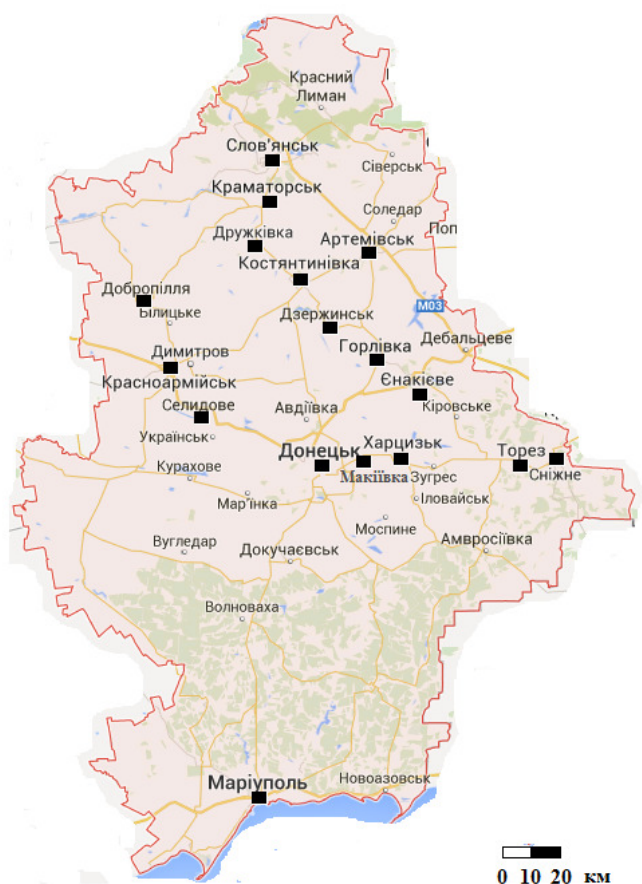


Рис. 4.13. Схема розташування досліджуваних міст Донецької області

Середній вміст ртуті у ґрунтах міст – 1,27 мг/кг, у сільській місцевості – 0,1 мг/кг [22]. Для оцінки стану ґрунтів було проаналізовано вміст важких металів 1–3 групи небезпеки (табл. 4.6) – Hg, Pb, Zn, Mn, Cr).

Таблиця 4.6

Вміст важких металів (мг/кг) у ґрунтах промислових міст Донецької області (за матеріалами [22])

Назва міста	Hg	Pb	Zn	Mn	Cr
Слов'янськ	1,27	46	450	2296,5	651,2
Краматорськ	1,27	96,8	228,1	2296,5	100,1
Дружківка	1,27	242,5	228,1	12560,5	266,1
Артемівськ	1,27	47,5	352	2296,5	110,8
Костянтинівка	2,6	453,1	850	2296,5	266,1
Добропілля	1,27	40,0	97,6	800,9	266,1
Дзержинськ	3,2	96,8	97,6	2296,5	266,1
Красноармійськ	1,27	45,0	228,1	776,4	266,1
Горлівка	5,7	96,8	228,1	2296,5	266,1
Єнакієво	2,6	96,8	228,1	3672	408,7
Селідове	1,27	96,8	228,1	821,4	98,2
Донецьк	1,27	96,8	228,1	2296,5	266,1
Макіївка	1,27	96,8	228,1	2296,5	266,1
Харцизьк	1,27	96,8	228,1	2296,5	120,3
Торез	1,27	38,4	228,1	1000,8	266,1
Сніжне	1,27	40,5	228,1	2296,5	266,1
Маріуполь	2,8	145,4	228,1	5438,2	1012,6
Фон	0,037	18,0	90,0	754,0	92,0
ГДК	2,1	32,0	55,0	1500,0	100,0

Максимальний вміст ртуті встановлено в ґрунтах міст Горлівка (5,7 мг/кг), Дзержинськ (3,2 мг/кг), Маріуполь (2,8 мг/кг), Костянтинівка та Єнакієве (2,6 мг/кг), в інших містах середній вміст – 1,27 мг/кг. Крім ртуті в ґрунтах м. Горлівка фіксуються ореоли забруднення Pb, Zn, Mn, вміст елементів в десятки разів вищий за фоновий. Надзвичайна ситуація в м. Горлівка пов'язана з наявністю ртутоносного вугілля та їх розробки на території МРП. У розподілі ртуті у вугілля зустрічаються підвищені та аномальні значення [22]: перші пов'язані з «розсіяною мінералізацією», другі – зі «збагаченою ртутною мінералізацією». Крім того в антиклінальних структурах геохімічний фон ртуті вищий, ніж у синклінальних. У результаті розробки МРП ртуть концентрується у верхньому горизонті ґрунтів.

Тому в ґрунтах м. Горлівка вміст ртуті вищий ніж в інших містах Донецької області (рис. 4.14).

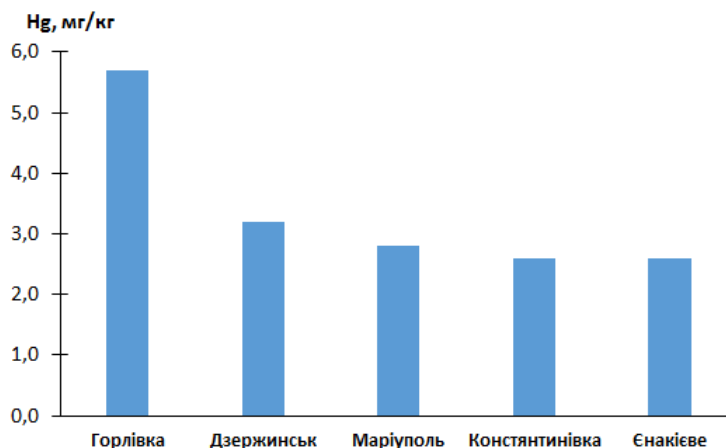


Рис. 4.14. Діаграма розподілу ртуті у ґрунтах міст Донецької області (за матеріалами [22])

Аналізуючи розподіл ртуті у ґрунтах промислово розвинутих міст [96] визначено, що найбільша концентрація елемента у верхньому шарі ґрунтів (0–5 см) – 4,5 мкг/кг, а на глибині 10–20 см це значення зменшується у 5–7 разів, що показує аерогенне забруднення (рис. 4.15).

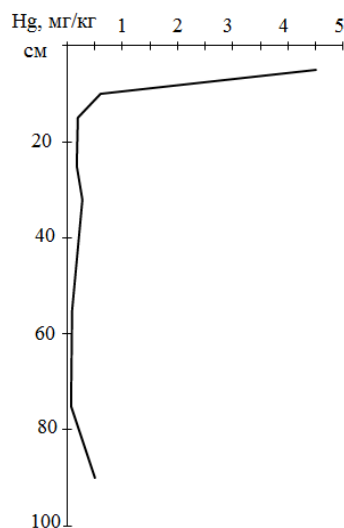


Рис. 4.15. Графік вертикального розподілу ртуті у ґрунтах (техногенно змінені чорноземи) поблизу Донецького металічного заводу

Згідно розрахунковим геохімічним показникам, які використовуються в роботі, за вмістом Hg, Pb, Zn, Mn, Cr було визначено еколого-геохімічний стан міст Донецької області. Важливим для розрахунку екологічної небезпеки ґрунтів є градація фонових вмістів. Так, було обрано концентрацію ртуті 0,037 мг/кг як

фонову (заповідник «Хомутівський степ») [55] та 0,15 мг/кг (для ґрунтів регіону) [107] (табл. 4.7).

Таблиця 4.7

Еколого-геохімічні показники ступеня небезпеки ґрунтів промислових міст Донецької області

Назва міста	Ci, мг/кг	K _C	K _K	K _H	СПЗ	ППЕН	КПЗ
Горлівка	5,7	154,1	123,9	2,7	164	158	14
Дзержинськ	3,2	86,5	69,6	1,5	95	102	11
Маріуполь	2,8	75,7	60,9	1,3	101	166	24
Костянтинівка	2,6	70,3	56,5	1,2	107	137	35
Єнакієво	2,6	70,3	56,5	1,2	84	104	15
Слов'янськ	1,3	34,3	27,6	0,6	48	90	18
Краматорськ	1,3	34,3	27,6	0,6	42	48	10
Дружківка	1,3	34,3	27,6	0,6	66	89	23
Артемівськ	1,3	34,3	27,6	0,6	41	37	11
Добропілля	1,3	34,3	27,6	0,6	37	52	7
Красноармійськ	1,3	34,3	27,6	0,6	39	54	9
Селідове	1,3	34,3	27,6	0,6	40	39	9
Донецьк	1,3	34,3	27,6	0,6	44	62	12
Макіївка	1,3	34,3	27,6	0,6	44	62	12
Харцизьк	1,3	34,3	27,6	0,6	42	41	11
Торез	1,3	34,3	27,6	0,6	39	54	9
Сніжне	1,3	34,3	27,6	0,6	41	56	10

Примітка. C_i – за матеріалами [22, 108, 157]

Так, ґрунти міст Донецької області за значеннями СПЗ відносяться до надзвичайно небезпечних (м. Горлівка) та небезпечних (інші міста); за ППЕН до надзвичайно небезпечних – Горлівка, Маріуполь і Костянтинівка, до небезпечних – інші міста; за КПЗ: до високого ступеня забруднення – міста Костянтинівка, Маріуполь, Дружківка, Слов'янськ, а до помірно небезпечного – інші міста. За еколого-геохімічними показниками встановлено, що ґрунти міст Горлівки, Маріуполя, Костянтинівки, Дружківки, Слов'янська є найбільш забрудненими. Провідним елементом-забруднювачем ґрунтів для території Горлівки є Hg, Маріуполя – Cr та Hg, Костянтинівки – Pb, Zn, Дружківки – Mn і Pb. Це пояснюється наявністю певної спеціалізації промисловості на території цих міст.

Побудувавши моноелементні карти просторового розподілу вмісту Hg, Pb, Zn, Mn у ґрунтах, зафіксовано, що максимальний вміст ртуті характерний саме для

м. Горлівка, свинцю та цинку – м. Костянтинівка, марганцю – м. Дружківка (рис. 4.16). За СПЗ встановлено, що ґрунти північно-західної частини області характеризуються небезпечним рівнем забруднення (рис. 4.17).

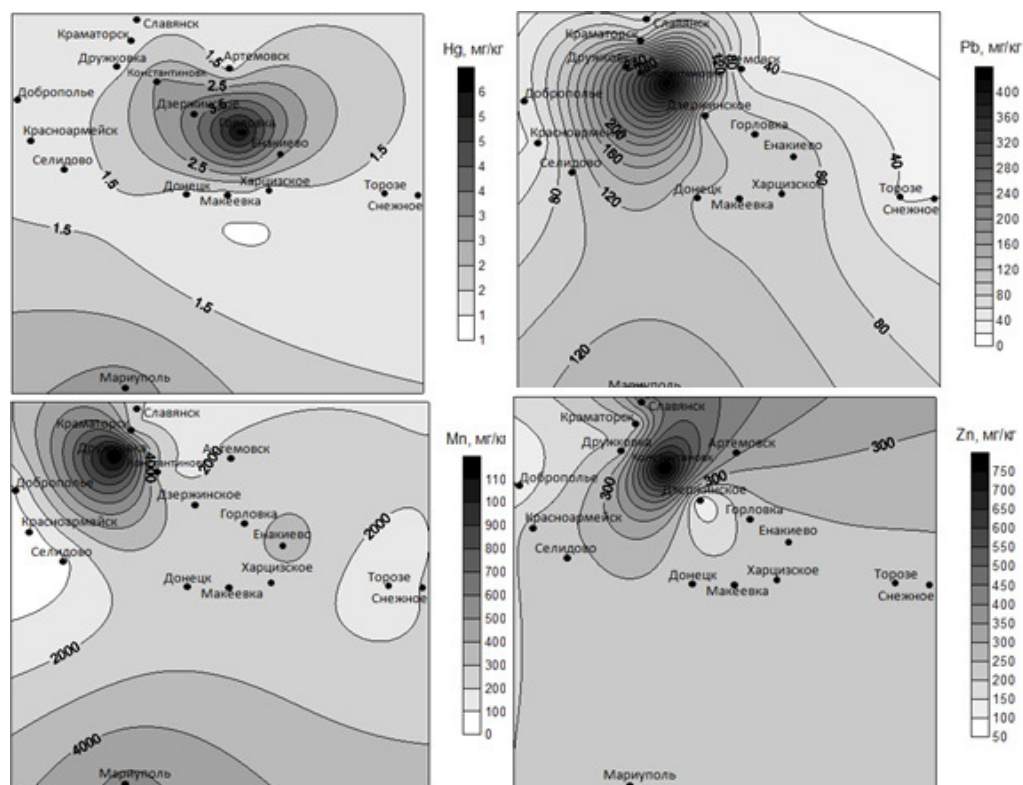


Рис. 4.16. Схеми просторового розподілу Hg, Pb, Mn, Zn у ґрунтах промислових міст Донецької області

Забруднення *атмосферного повітря* ртуттю активно впливає на якість довкілля, тому розглянуто вміст ртуті у пригрунтовій атмосфері – шар, що безпосередньо контактує з поверхнею суші, потужністю 0,5 м. Тут найменшою мірою проявлена турбулентна дифузія, зменшується швидкість переносу та змішування та відзначається сильний вплив грантової атмосфери. Вміст ртуті в цьому середовищі характеризують, переважно, локальні антропогенні та природні джерела. Зважаючи на те, що нами не було проведено вимірювання вмісту ртуті у пригрунтовій атмосфері, то висновки побудовані на даних [107, 136, 150]. Середній вміст парів ртуті в природних зонах, віддалених від міст, в Україні становить $2,13 \pm 0,05$ нг/м³. Середній вміст парів ртуті в атмосфері м. Горлівки, поблизу МРК складає від 155–300 до 1427–1680 нг/м³, що є причиною ртутної

інтоксикації жителів цього району, їх підвищеною захворюваністю та дитячою смертністю.

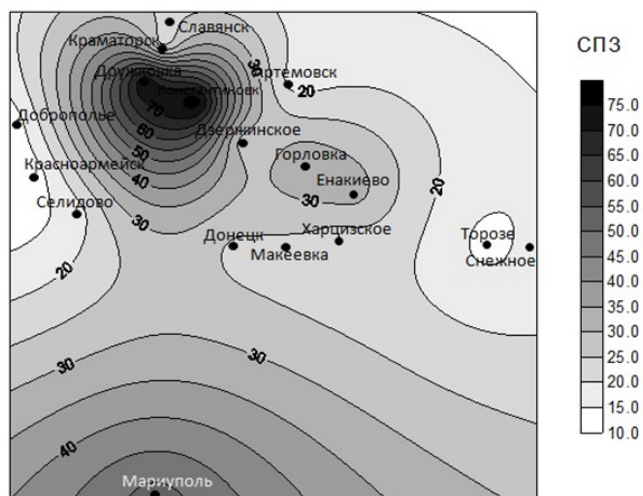


Рис. 4.17. Схема розподілу значень СПЗ у ґрунтах промислових міст Донецької області

4.1.3. Міста Вінниця та Житомир. Провідними галузями господарства м. *Житомир* є приладо- та машинобудівна промисловість, деревообробна, легка, будівельних матеріалів, харчова, хімічна та інші (близько 85 підприємств). Ґрунти, головним чином, представлені темно-сірими опідзоленими, дерново-опідзоленими карбонатними різновидами та лучно-чорноземними різновидами, які в межах міської агломерації зазнали техногенні зміни різного ступеню.

При площадному опробуванні ґрунтів встановлено, що фоновий вміст ртуті складає 0,03 мг/кг [73]. Опробування проведено в різних ландшафтно-функціональних зонах міста – селітебна, рекреаційна, промислова. Виявлено, що у ґрунтах промислових зон більшості підприємств концентрація ртуті перевищує фонову у 3–4 рази і становить 0,12–0,24 мг/кг (табл. 4.8).

Забруднення поверхневих відкладів ртуттю приурочені до районів розташування таких підприємств – фабрика хімчистки, що знаходиться в Богунському районі; ремонтно-механічний завод, що займається випуском вітрових електростанцій, генераторів для гідроелектростанцій, опалювальних побутових газових котлів; ремонтом військової техніки та озброєння, обладнання

гірничопереробної промисловості; паперова фабрика, що розташована у Корольовському районі.

Таблиця 4.8

Еколого-геохімічна характеристика ґрунтів за різними ландшафтними зонами м. Житомир (за матеріалами [73])

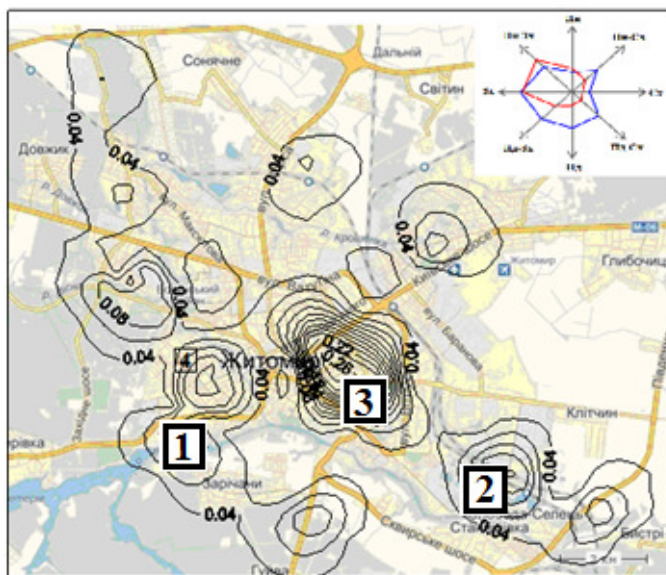
Назва підприємства	Ландшафтна зона	Формула забруднення	Площа ореолу забруднення (км ²)	СПЗ
-	Рекреаційна	$\text{Li}_6\text{-Ga}_4\text{-Sn}_3\text{-Y}_3\text{-Mo}_2\text{-Hg}_2$	0,2	Помірно небезпечний
-	Селітебна	$\text{Zn}_6\text{-Mo}_4\text{-Li}_3\text{-Sn}_2\text{-Cu}_2\text{-Hg}_2\text{-Ni}_2$	0,2	Те ж саме
-	Селітебна	$\text{Zn}_4\text{-Ag}_3\text{-Li}_3\text{-Cu}_2\text{-Hg}_2\text{-Pb}_2$	0,3	Те ж саме
-	Аграрна	$\text{Zn}_6\text{-Pb}_4\text{-Ag}_4\text{-Hg}_3\text{-Sn}_3\text{-Cu}_2$	0,05	Те ж саме
-	Промислова	$\text{Ag}_7\text{-Ba}_7\text{-Hg}_3\text{-Cu}_3$	0,1	Те ж саме
-	Промислова	$\text{Zn}_5\text{-Li}_4\text{-Cr}_3\text{-Hg}_3\text{-Pb}_3\text{-Ag}_3$	0,2	Те ж саме
Фабрика хімічистки	Селітебна	$\text{Hg}_8\text{-Ag}_7\text{-Pb}_4\text{-Sn}_4\text{-Cu}_3\text{-Zn}_3$	0,9	Те ж саме
Взуттєва фабрика	Селітебна	$\text{Zn}_5\text{-Ag}_5\text{-Hg}_4\text{-Pb}_3\text{-Cu}_3\text{-Cr}_2\text{-Sn}_2$	0,3	Те ж саме
Ремонтно механічний завод	Селітебна та промислова	$\text{Zn}_5\text{-Ag}_4\text{-Hg}_3\text{-Sn}_3\text{-Cu}_2\text{-Mo}_2$	0,4	Те ж саме
-	Селітебна	$\text{Zn}_{10}\text{-Ag}_4\text{-Hg}_3\text{-Pb}_2\text{-Cu}_2$	0,2	Те ж саме
-	Селітебна	$\text{Ag}_{20}\text{-Cu}_4\text{-Hg}_4\text{-Cr}_4\text{-Sn}_4$	0,2	Небезпечний
Паперова фабрика	Аграрна	$\text{Ag}_{100}\text{-Zn}_4\text{-Cr}_4\text{-Sn}_4\text{-Hg}_3$	0,1	Те ж саме

Примітка. «—» промислові підприємств поблизу території відсутні. У геохімічній формулі поруч з елементом надано значення коефіцієнта концентрації відносно фонового вмісту

Визначивши формулу забруднення ґрунтів встановлено, що основну увагу слід приділити Zn, Li, Ag тому, що ртуть не є провідним елементом-забруднювачем. Наприклад, вміст срібла у ґрунтах на локальних площах поблизу паперової фабрики перевищує фоновий (0,03 мг/кг) у 100 разів, і за вмістом цього елемента територія площею 0,1 км² відноситься до небезпечної. Щодо інших територій аномальний вміст елементів фіксується лише при наявності провідних елементів промислової діяльності.

Моноелементна карта просторового розподілу ртуті у ґрунтах дає змогу оцінити площу і інтенсивність аномалій, напрям яких південно-західний, що

пояснюється переважанням вітрів (рис. 4.18). За розрахунками площі поблизу промислових підприємств характеризуються помірно небезпечним рівнем забруднення ґрунтів (табл. 4.9). В цілому, ґрунти міста відносяться до безпечних щодо забруднення хімічними елементами.



Закінчення таблиці 4.9

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Паперова фабрика										
Hg	0,09	0,03	3	0,046	1,9	2,1	0,04	7	17,4	12,5
Cr	200,0	50,0	4	12,0	16,7	100,0	2,0			
Zn	240,0	60,0	4	87,0	2,8	23,0	10,4			
Фабрика хімчистки										
Hg	0,24	0,03	8	0,046	5,2	2,1	0,1	13	12	11,5
Zn	180,0	60,0	3	87,0	2,1	23,0	7,8			
Cu	60,0	20,0	3	65,0	0,9	55,0	1,1			
Pb	80,0	20,0	4	9,0	8,9	32,0	2,5			
Взуттєва фабрика										
Hg	0,12	0,03	4	0,046	2,6	2,1	0,06	11	16	17
Cr	100,0	50,0	2	12,0	8,3	100,0	1,0			
Zn	300,0	60,0	5	87,0	3,5	23,0	13,04			
Cu	60,0	20,0	3	65,0	0,9	55,0	1,1			
Pb	60,0	20,0	3	9,0	6,7	32,0	1,9			

Примітка. Значення C_i , $C_{\text{ф}}$, K_i , ГДК в мг/кг

Провідними галузями господарства м. Вінниця є машинобудівна та металообробна промисловості, а також хімічна, деревообробна, легка, харчова, інш. (близько 80 підприємств).

Опробування ґрунтів проведено [73] в селітебній та промисловій ландшафтно-функціональних зонах (табл. 4.10), де ґрунти є техногенно перетвореними (природньо вони чорноземні, інколи опідзолені із супіщаними різновидами), в результаті аналітичних досліджень визначено вміст елементів-звбруднюювачів та визначено формулу забруднення.

Фоновий вміст ртуті у ґрунтах – 0,035 мг/кг [73]. Забруднення поверхневих відкладів ртуттю приурочені до районів розташування таких підприємств: Вінницький інструментальний завод (який є виробником металевої продукції) – 0,07 мг/кг; ВО «Термінал» (виробництво електронно-обчислювальних машин та іншого устаткування для оброблення інформації) – 0,09 мг/кг; ВО «Жовтень» (виробник скляних трубок для кінескопів і ламп денного освітлення, а також вакуумних індикаторів, мікросхем і транзисторів) – 3,5 мг/кг. Просторова схема забруднення ртуттю ґрунтів представлена на рис. 4.19.

Еколого-геохімічна характеристика стану ґрунтів за різними ландшафтними зонами м. Вінниці (за матеріалами [73])

Номер на карті	Назва підприємства	Ландшафтна зона	Формула забруднення	Площа ореолу забруднення (км ²)	Забруднення за рівнями СПЗ
1	—	Селітебна	Ag ₂ -Pb ₅ -Zn ₃ -Hg ₃ -Mo ₂ -Cu ₂ -Cr ₂	1,15	Помірно небезпечний
2	—	Селітебна	Pb ₄₀ -Ag ₃ -Zn ₃ -Sn ₂ -Hg ₂	0,5	Небезпечний
3	ВО «Термінал»	Селітебна	Ag ₃₃ -Hg ₃ -Sn ₂ -Cr ₂	4,0	Помірно небезпечний
4	Інструментальний завод	Промислова	Pb ₄ -Ag ₃ -Zn ₃ -Mo ₃ -Hg ₂	4,5	Помірно небезпечний
5	ВО «Жовтень»	Промислова	Hg ₁₀₀ -Pb ₁₅	0,85	Небезпечний
6	—	Селітебна	Ag ₅ -Zn ₄ -Hg ₃ -Cu ₂	1,3	Помірно небезпечний

Примітка: «—» промислові підприємств поблизу території відсутні. У геохімічній формулі поруч з елементом надано значення коефіцієнта концентрації відносно фонового вмісту



Рис. 4.19. Ізолінії концентрації ртуті у ґрунтах м. Вінниця. Цифри в квадратах – номери підприємств: 1 – ВО „Термінал”; 2 – ВО „Жовтень”; 3 – інструментальний завод

На всіх виявлених ділянках К_С Нг – 2–3, однак на ділянці навколо ВО «Жовтень» К_С Нг – 100, що є результатом виробничої діяльності підприємства (площа забруднення складає 0,85 км²). Щодо ВО «Термінал», то основним елементом-забруднювачем є Ag, вміст якого перевищує фоновий у 33 рази і складає 0,99 мг/кг (площа забруднення 4 км².); К_С Нг – 3.

Для оцінки еколого-геохімічного стану ґрунтів промислово забруднених територій застосовано комплексні показники СПЗ, ППЕН, КПЗ (табл. 4.11). В розрахунки входили елементи 1–3 класу небезпеки. Встановлено, що ґрунти поблизу ВО «Жовтень» є найбільш небезпечними: $K_H \text{ Hg} - 1,7$, $K_H \text{ Pb} - 9$; за показником СПЗ та ППЕН ґрунти відносяться до небезпечних, КПЗ – високий. Найбільш безпечною є територія поблизу ВО «Термінал». В цілому, ґрунти інших територій міста є безпечними за вмістом хімічних елементів.

Проаналізувавши вміст ртуті у ґрунтах поблизу промислових підприємств міст Житомира та Вінниці виявлено максимальні її концентрації на глибині 0–5 см (горизонт А), які є стійкими і не інтенсивними і залежать, виключно, від ступеня викидів підприємств. Це локальні аномалії, площа яких не перевищує 0,9 км².

Таблиця 4.11

Еколого-геохімічні показники ступеня небезпеки ґрунтів м. Вінниця

Хім елем	C _i ,	C _ф ,	K _с	K _i	KK	ГДК	K _н	СПЗ	ППЕН	КПЗ
ВО «Термінал»										
Hg	0,105	0,035	3	0,046	2,3	2,1	0,05	2	8	1
Cr	100,0	50,0	2	12,0	8,3	100,0	1,0			
ВО «Жовтень»										
Hg	3,5	0,035	100	0,046	76,1	2,1	1,7	112	106	11
Pb	300,0	20,0	15	9,0	33,3	32,0	9,4			
Інструментальний завод										
Hg	0,07	0,035	2	0,046	1,5	2,1	0,03	3	8	3
Cr	100,0	50,0	2	12,0	8,3	100,0	1,0			
Zn	180,0	60,0	3	87,0	2,07	23,0	7,8			

Примітка. Значення C_i, C_ф, K_i, ГДК – мг/кг

4.1.4. Завод «Радикал» (лівобережжя м. Києва). Оцінкою масштабів ртутного забруднення і еколого-геохімічним дослідженням території заводу «Радикал», після техногенної аварії, займалися – Державне підприємство «Українська геологічна компанія» (до 2012 р. Північне державне регіональне геологічне підприємство (ПДРГП) «Північгеологія») м. Київ, Український державний інститут інженерно-геодезичних вишукувань і зйомок (м. Київ) та АТ

«Науково-технологічний інститут транскрипції, трансляції і реплікації» (м. Харків). Проби ґрунту, донних відкладів та підземних вод були відібрані у 1996 (Л.Є. Постолов), у 1997р. (І.В. Саніна), у 2002 році (окремо Л.Є. Постолов та В.Р. Клос) [11, 92, 116, 123, 142].

Після аварія в електролізному цеху [16] на території і поблизу території заводу «Радикал» (Дарницька промислова зона) проведені роботи по опробуванню ґрунту (рис. 4.20) – 1997 р. (І.В. Саніна), 2002 р. (В.Р. Клос, Л.Є. Постолов), 2013 р. (Е.В. Панаїт [80]). Проаналізувавши результати аналітичних досліджень, щодо вмісту ртуті у ґрунтах за течією струмка Пляховий зафіксовано K_C 15,8–100; інші проби Дарницької промислової зони ртуть не містили. У 2002 р. за даними Клоса В.Р. зафіксовано K_C 19–53, за даними Постолова Л.Є. K_C Hg 10–160, тобто з інтервалами 1, 5 і 11 років. Опробування провадилося не за сіткою, так як промислова зона сильно забудована. Основна увага було приділена вмісту ртуті, інші важкі метали не визначалися, тому виділити асоціації не було можливості.

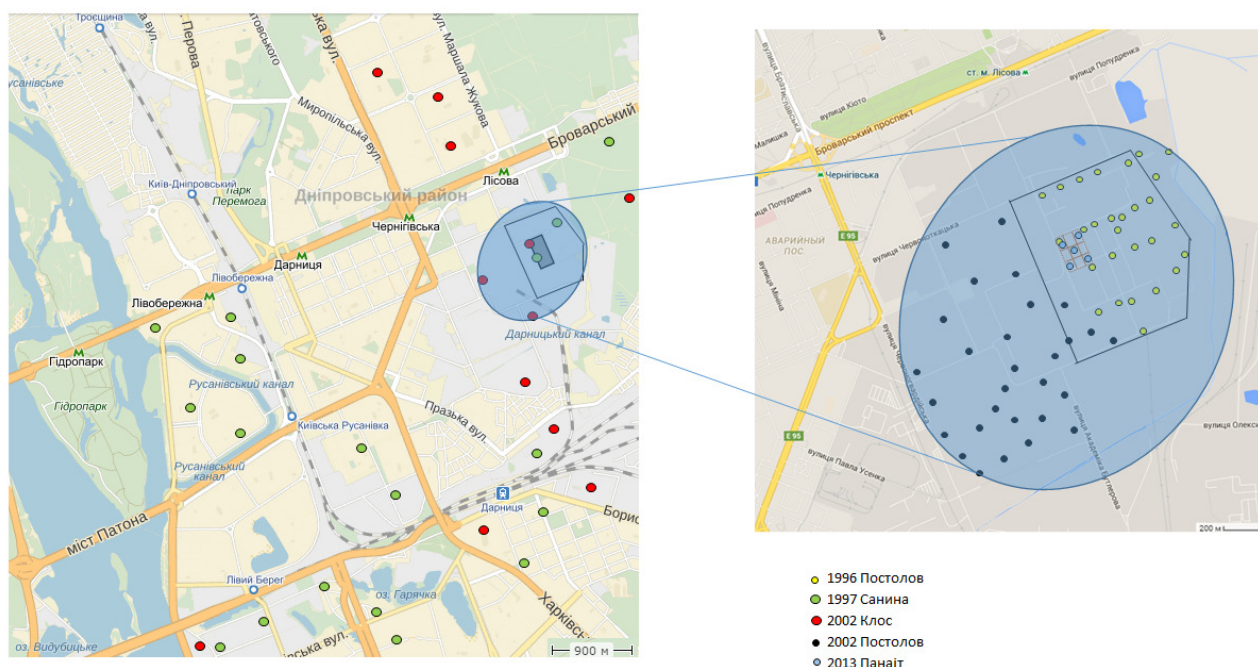


Рис. 4.20. Схема відбору проб ґрунтів у Дарницькій промисловій зоні м. Києва (1996, 1997, 2002, 2013) (за матеріалами [80, 123, 142])

Статистичний аналіз вмісту ртуті у ґрунтах досліджуваної території дозволив встановити максимальні, мінімальні, медіанні значення, K_C , K_K (фоновий вміст ртуті – 0,03 мг/кг, кларк – 0,046 мг/кг) (табл. 4.12).

Таблиця 4.12

Статистичні параметри вмісту ртуті (мг/кг), K_C , K_K у ґрунтах поблизу заводу «Радикал» (1996, 1997, 2002, 2013 роки)

Рік	Автор	min	max	med	K_C	K_K
1996	Л.Є. Постолов	0,1	19,5	2,6	86,3	56,3
1997	І.В. Саніна	0,5	3	1,2	40,0	26,0
2002	Л.Є. Постолов	0,04	5,3	0,5	16,7	10,8
2002	В.Р. Клос	0,5	1,6	0,7	22,3	14,6
2013	Е.В. Панаїт	0,09	4,8	0,3	10,0	6,5

Відразу після аварії (1996 р.) максимальний вміст ртуті (19,5 мг/кг) зафіксовано на північний схід від електролізного цеху, площа аномалії – 200 м²; аномалія меншої площі та інтенсивності (10,5 мг/кг) виявлена безпосередньо в районі електролізного цеху. У 2002 році медіанне значення ртуті становило 0,5 мг/кг, що у 4 рази менше ніж у 1996 році, перевищення фоновому вмісту у 16 разів. Тобто, з 1996 по 2013 р.р. K_C ртуті у ґрунтах знизився у 8 разів (з 86,3 до 10), K_K – у 9 разів (з 56,3 до 6,5). Побудувавши схему просторового розподілу ртуті у ґрунті визначаються ореоли забруднення у північно-східній частині ділянки (рис. 4.21).

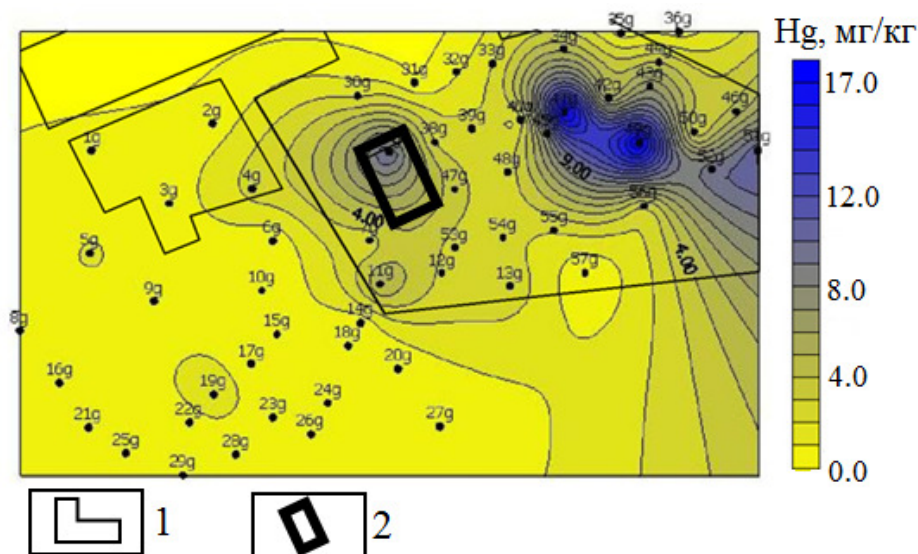


Рис. 4.21. Ізолінії концентрацій ртуті у ґрунтах території заводу «Радикал» та Дарницької промислової зони (1996, 2002 р). 1 – границі промислових підприємств, 2 – електролізний цех заводу «Радикал»

У 2013–2014 роках безпосередньо автором проводилося опробування ґрунтів (дерново-підзолистих), безпосередньо поблизу електролізного цеху. Першим етапом досліджень було встановлення індикаторного горизонту. Для цієї мети було відібрано ґрунт на глибину 100 см (через кожні 10 см) та виявлена оптимальна глибина відбору проб, яка становить 5–7 см (сорбційний бар'єр). Зважаючи на те, що ртуть перебуває у рідкій формі аномальний вміст фіксується у місцях її локалізації (рис. 4.22).

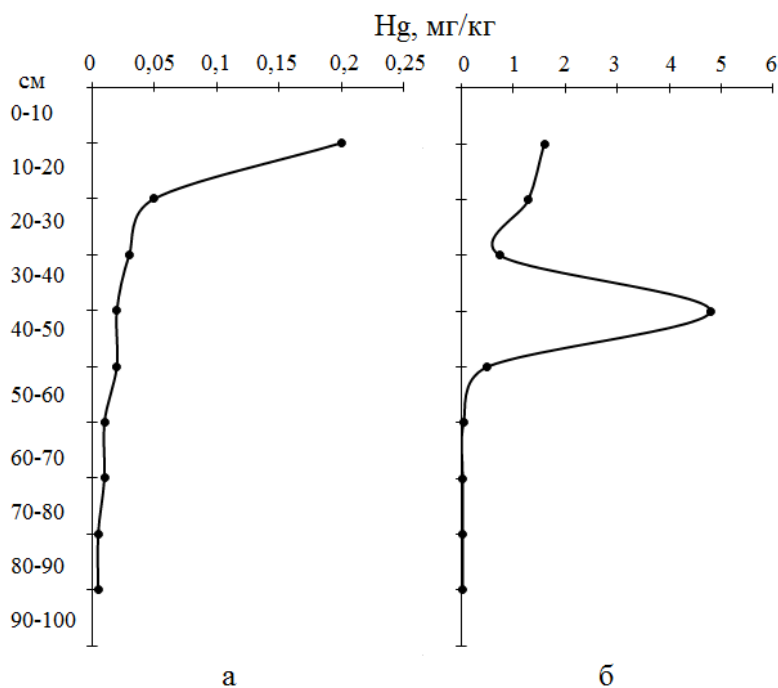
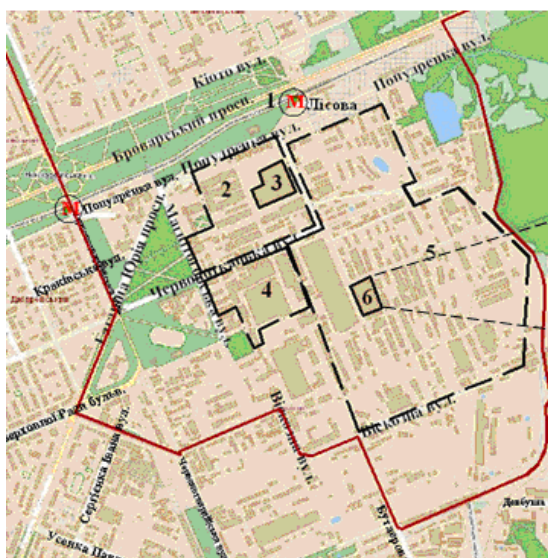


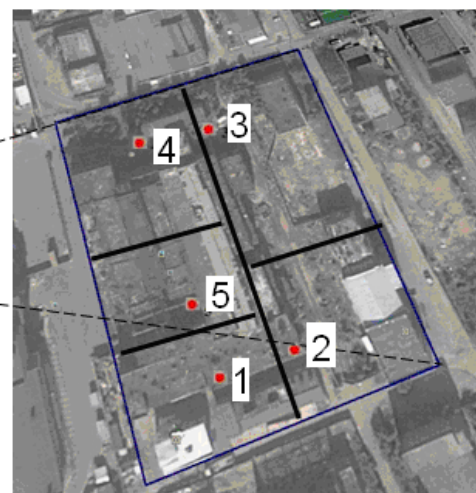
Рис. 4.22. Графіки розподілу ртуті у вертикальному розрізі дерново-підзолистих ґрунтів, до глибини 1 м (завод «Радикал»), нерівномірність розподілу – а, б

Площадне опробування ґрунтів [80, 151] проведено на п'яти ділянках (площею приблизно по 50 м²), розташування яких щодо електролізного цеху представлено на рис. 4.23.

Лише у 2002 році (В.Р. Клос, 2002) були проведені аналітичні дослідження щодо вмісту важких металів у ґрунтах (в усі інші лише ртуть) біля електролізного цеху, тобто на площі, де відбулася аварія, наслідком якої є розлив рідкої ртуті. Тому була можливість визначити асоціації з ртуттю лише у 2002 та 2014 роках [80].



а



б

Рис. 4.23. Схематичне зображення розташування об'єктів Дарницької промислової зони: (а): 1 – станція метро "Лісова", 2 – територія колишнього комбінату "Дарна" (Дарницький шовковий комбінат), 3 – торговий центр "Даринок", 4 – ВАТ «Київхімволокно», 5 – територія заводу "Радикал", 6 – електролізний цех; (б): схема площ опробування

Для розрахунку еколого-геологічних параметрів основна увага приділена розподілу хімічних елементів 1 та 2 груп небезпеки – Hg, Zn, Pb (I) Cu (II). Так, максимальний вміст ртуті зафіксовано у ґрунтах 4 і 5 площі (центральна та північно-західна частини), щодо інших елементів така залежність не виявлена (табл. 4.13). Так як електролізний цех заводу розташований достатньо ізольовано, то накладені аномалії, пов'язані з іншими джерелами забруднення практично відсутні.

Таблиця 4.13

Середній (медіана) вміст (мг/кг) Hg, Zn, Cu, Pb в ґрунтах у межах електролізного цеху заводу «Радикал»

Номер площі (згідно рис 4.23)	Hg	Zn	Cu	Pb
1	2	3	4	5
2002 рік				
1	0,16	200	60	100
2	0,55	100	60	80
3	0,59	200	40	40
4	1,6	200	60	40
5	0,75	150	40	40

Закінчення таблиці 4.13

1	2	3	4	5
2014 рік				
1	0,09	160	40	60
2	0,3	220	80	100
3	0,13	120	60	50
4	4,85	300	100	80
5	2,49	100	40	40
Фоновий вміст	0,03	60	20	20
ГДК	2,1	100	55	30
Кларк	0,046	80	60	20

Для оцінки еколого-геохімічного стану території необхідно оперувати еколого-геохімічними параметрами. Перш за все, було обчислено КК, що дозволило констатувати розсіювання чи концентрацію досліджуваних елементів у ґрунтах, відносно кларку та K_C (відносно фонового вмісту) (табл. 4.14).

Таблиця 4.14

Коефіцієнти концентрації (відносно фонового вмісту) ртуті та інших важких металів у ґрунтах заводу «Радикал»

Номер площі згідно рис. 4.23	Рік дослідження	
	2002 рік	2014 рік
1	Hg, Pb ₅ – Zn, Cu ₃	Hg, Zn, Pb ₃ – Cu ₂
2	Hg ₁₈ – Pb ₄ – Cu ₃ – Zn ₂	Hg ₁₀ – Pb ₅ – Zn, Cu ₄
3	Hg ₂₀ – Zn ₃ – Cu, Pb ₂	Hg ₄ – Cu, Pb ₃ – Zn ₂
4	Hg ₅₃ – Zn, Cu ₃ – Pb ₂	Hg ₁₆₂ – Zn, Cu ₅ – Pb ₄
5	Hg ₂₅ – Zn ₃ – Cu, Pb ₂	Hg ₈₃ – Zn, Cu, Pb ₂

За розрахунками K_C визначено формулу забруднення по кожній площі. Асоціація елементів, що накопичуються у ґрунтовому покриві збереглася. Визначено, що елементом найбільшого концентрування у ґрунтах є ртуть. Однак, якщо ґрунтові відклади на площах 1–3 мають динаміку до очищення (2002, 2014 рр.), то ділянки 4–5 – до накопичення елементів. Так, максимальне значення K_C Hg 162 зафіксовано на площі 4 у 2014 році, що перевищує цей показник 2002 року у 3 рази. Щодо інших елементів – їх концентрації перевищують фонові не більше, ніж у 5 разів, кореляційних зв'язків з ртуттю не виявлено.

Унікальність досліджуваної території полягає у формі знаходження ртуті у рідкому агрегатному стані, коли розчинність металу у воді дуже мала (сота доля ртуті може переходити в водорозчинний стан [42]). Але і цієї кількості досить для того, щоб протягом 20 років в результаті дифузійного переносу у ґрунті накопичувалася ртуть, яка здатна переходити до рослинності. Зважаючи на те, що на території не ведеться сільське господарство, головною загрозою є саме випаровування ртуті, яке інтенсивно відбувається вже при температурі 18°C.

Внаслідок того, що територія колишнього заводу «Радикал» планують забудовувати, важливим параметром є СПЗ, тому було зроблено його розрахунок на досліджуваних площах (табл. 4.15). Визначено, що у 2014 році площа 5 відноситься до надзвичайно небезпечної категорії (тобто її необхідно вивозити та утилізувати на спеціальних полігонах), площі 4 – до категорії «небезпечна» (обмежене використання під час будівельних робіт під відсіпку котлованів). Хоча ґрунти площ 1, 2 та 3 відносяться до допустимої та небезпечної категорій забруднення не можна говорити про їх використання без обмеження внаслідок невеликих розмірів територій (по 50 м²) та наявності рідкої ртуті. Виходячи з того, що площа 4 у 2014 році була найбільш забрудненою, визначено формулу забруднення у 2002 та 2014 роках. Саме на 4 ділянці відмічається накопичення ртуті, тоді як на інших – зменшення вмісту.

Таблиця 4.15

Градація площ поблизу електролізного цеху заводу «Радикал» за показником СПЗ [80]

рік \ СПЗ	<16	16–32	32–128	>128
	Номер площі згідно рис. 4.23			
2002	1	2, 3, 5	4	–
2014	1,3	2	5	4

Примітка. – немає значень

Якщо у 2002 році $K_H: Zn_2 > Pb_{1,3} > Cu_1 > Hg_{0,76}$, то в 2014 році: $Zn, Pb_3 > Hg_{2,31} > Cu_2$, що дозволило оцінити площу 4, як максимально забруднену. Виходячи з наведеного, можна зробити висновок, що важкими металами

найбільш забруднені ґрунтові відклади північно-західної частини від електролізного цеху, причому існує тенденція до накопичення елементів.

Встановлена динаміка накопичення ртуті на ділянці 4, що може бути пов'язана з постійним просочуванням її з каністр, які перебувають на відкритому повітрі протягом десятків років. Саме цю ділянку можна віднести до найбільш інтенсивного вогнища забруднення ґрунтових відкладів території.

В цілому провівши моніторинговий аналіз медіанного вмісту ртуті у ґрунтах заводу «Радикал» отримали тенденцію до зменшення її вмісту на глибині 0–10 см (рис. 4.24).

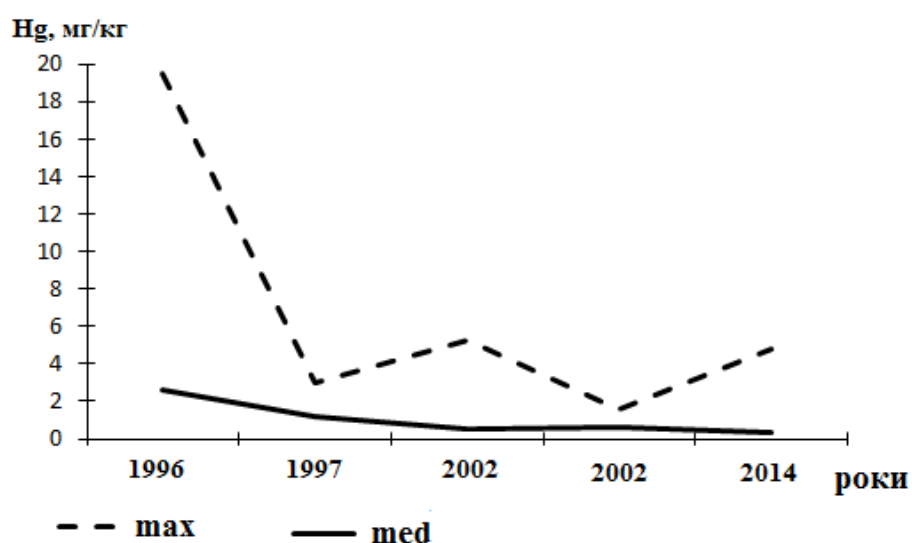


Рис. 4.24. Графіки максимального та медіанного розподілу ртуті у ґрунтах території заводу «Радикал» за період 1996–2014

Визначено поступове зменшення: середнього вмісту ртуті у ґрунтах за період 1996–2014 рр. у 8,5 разів; щодо максимального вмісту – у 3,5 рази. Однак, на території досліджень ртуть знаходиться у металевій формі, тому у випадку потрапляння металевої ртуті у пробу – фіксується її аномальний вміст, коли не потрапляє – близький до фонового. Цим визначається складність досліджень.

Згідно з дослідженнями автора 2013–2014 років просторовий розподіл ртуті у ґрунтах на площі 6×6 км (рис. 4.25).



Рис. 4.25. Схема ізоконцентрацій ртуті (мг/кг) у ґрунтах лівобережжя м. Києва. Пунктир – ділянка детальних досліджень

Ореоли аномального вмісту ртуті (2–4 мг/кг) зафіксовано лише у районі розташування заводу «Радикал», причому площа забруднення ґрунтів не перевищує 1 км². Однак, небезпеку становить випаровування ртуті, при фоновому вмісті її у повітрі м. Києва – 1,2 нг/м³ (ГДК 300 нг/м³ або 0,0003 мг/м³ [54]), поблизу електролізного цеху фіксується перевищення у 26 разів і становить 31,2 нг/м³, що зберігається в радіусі 1000 м (за даними довідки Київської СЕС).

На цій території переважають так звані соціальні геохімічні бар'єри які відносяться до техногенних і являють собою ділянки в межах яких речовини концентруються в результаті припинення їх соціальної міграції [2]. Цим терміном об'єднують зони складування і захоронення як промислових так і побутових відходів. Ртуть, що накопичується в підвищених концентраціях на соціальному бар'єрі не відповідає жодній природній асоціації. Спільно з ртуттю зустрічаються елементи які в підвищеному вмісті в природних умовах не існують. Наслідки їх незвичайного для природи спільного впливу на безпеку і життєдіяльність людини та живих організмів не вивчені. Так як ртуть у ґрунтах знаходиться в рідкому стані і розподілена нерівномірно, єдиним виходом із ситуації є видалення і вивезення ґрунтового шару, на всю глибину проникнення ртуті.

4.2. Визначення водорозчинних форм ртуті

У ґрунтах в межах техногенних аномалій на вугледобувних підприємствах основними формами знаходження ртуті є хлоридна та адсорбована, на території заводу «Радикал» – металева. Атмосферні опади вимивають з ґрунтів ртуть, у зв'язку з цим важливим є вивчити її водорозчинні форми.

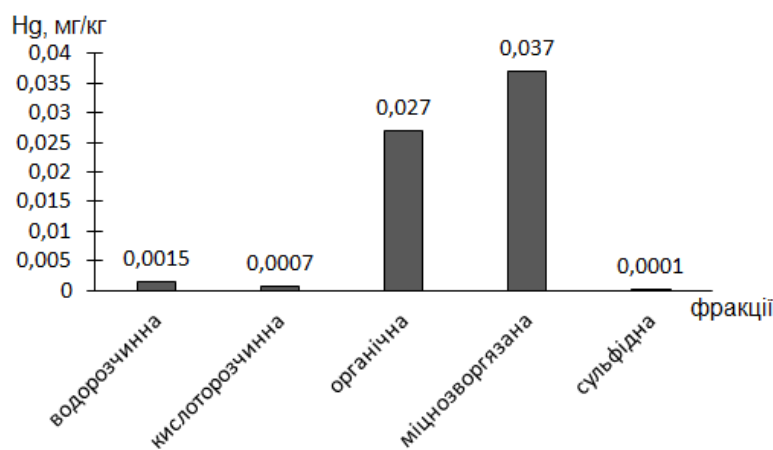
Подібним виробництвом ртуті характеризується територія Приангар'я, де розташовані підприємства, які застосовували в виробничому процесі ртутний електроліз – ТОВ «Усолляхімпром» (м. Усолля-Сибірське), що став основним техногенним джерелом Hg в регіоні. За роки роботи цеху ртутного електролізу (ЦРЕ) на підприємстві «Усолляхімпром» загальна втрата Hg склала 1460,6 т, з них механічні втрати – 510–530 т, викиди в атмосферу – 78 т, у воду – 21,5 т, запаси в шламонакопичувачах – 668 т; концентрація Hg в пухких відкладах території ЦРЕ за підрахунками становлять 345–500 т [42]. При вивченні форм знаходження ртуті використовується методика [160]. Отримано 5 фракцій, які відображають знаходження ртуті у ґруннтах (табл. 4.16).

Таблиця 4.16

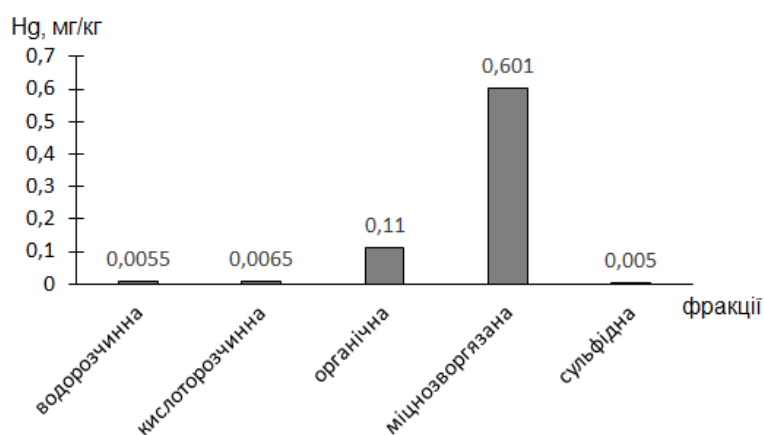
Коротка методика постадійних витяжок Hg з ґрунту [160]

Фракція	Екстрагент	Характеристика сполук ртуті, що вилучаються	Типові розчинні з'єднання
1	Дистильована вода	Водорозчинні	HgCl ₂
2	0,1 М CH ₃ COOH + 0,01 М HCl, pH 2	Кислоторозчинні	HgO, HgSO ₄
3	1 М NaOH	Органокомплекси	Гумати Hg, Hg ₂ Cl ₂ , CH ₃ Hg
4	12 М HNO ₃	Надійнозв'язані	У решітці мінералів-носіїв, Hg ₂ Cl ₂ , Hg ⁰
5	Царська горілка	Сульфіди	HgS, HgSe

Валовий вміст Hg показує загальний розподіл елемента в ґрунтах. Для з'ясування міграційних особливостей і оцінки біодоступності Hg, особливо в умовах ртутного забруднення, необхідно вивчення її форм знаходження в ґрунтовому покриві регіону. На прикладі фонові ділянки (30 км від м. Усолля-Сибірське) та техногенно забрудненої (3 км від ЦРЕ) показані результати досліджень, отримані при екстракції різних фракцій Hg з ґрунтів (рис. 4.26).



а



б

Рис. 4.26. Розподіл ртуті у ґрунтах по різних фракціям Приангар'я: а – фонова ділянка, б – техногенно забруднена

Дослідження показали, що вміст Hg в водо- і кислоторозчинних фракціях незначний, а в сульфідній – нижчий межі виявлення. Проте, простежується тенденція зниження вмісту Hg в водорозчинній фракції в міру віддалення від основного техногенного джерела. Велика частина Hg у ґрунтах знаходиться в органічній і міцнозв'язаній фракціях.

Аналізуючи ґрунти: заповідника «Хомутівський степ», МРП, поблизу ВО «Жовтень» (м. Вінниця), території заводу «Радикал» (м. Київ) було використано методику визначення ртуті сулеми і легкорозчинних ртутьорганічних з'єднань Н.І. Разенкової та Ю.С. Самойлової [96], яка полягала у наступному: попередньо в досліджуваній пробі ґрунтів визначається валова ртуть, після чого наважка проби вагою 5 г заливається 200 см³ дистильованою водою після чого струшується

протягом 1 години. Після фільтрації твердий осад ґрунту висушували при кімнатній температурі та знову розтирали, потім у твердому осаді проводили повторне визначення ртуті. Вміст ртуті і водорозчинних форм визначається за різницею її вмісту у вихідній та обробленій дистильованою водою пробах. Результати досліджень приведено на рис. 4.27.

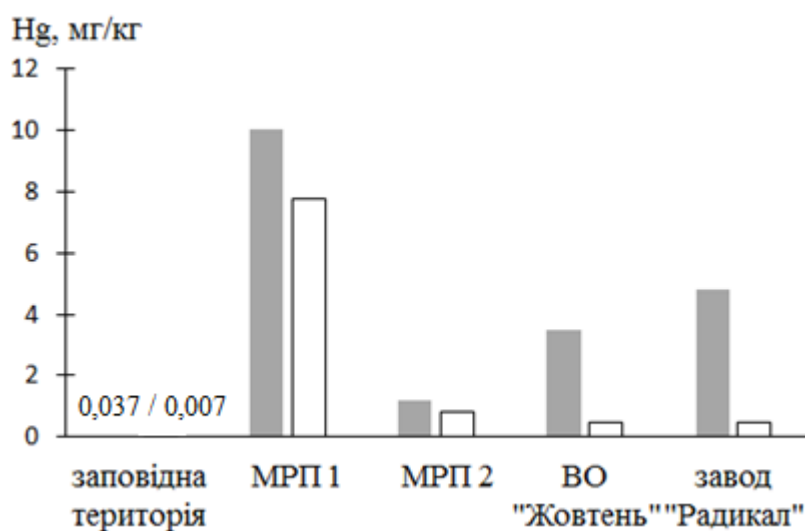


Рис. 4.27. Діаграма вмісту валової ртуті (темне) та ртуті після обробки дистильованою водою (світле) у поверхневих відкладах територій з різним ступенем техногенного навантаження. МРП 1 – середній вміст ртуті у ґрунтах МРП, МРП 2 – мінімальний

Встановлено, що більше 80% легкорозчинних сполук ртуті характерно для техногенно забруднених ґрунтів (ВО «Жовтень»), ґрунти території заводу «Радикал» мають такий же відсотковий склад, що пов'язано з їх забрудненням в період роботи заводу. У пробах ґрунтів відібраних у техногенних аномаліях МРП кількість легкорозчинної ртуті складає близько 30%, що пов'язано з наявністю сульфідної важкорозчинної форми.

Особливістю водорозчинних форм ртуті є збільшення їх вмісту в ґрунтах з більш низькими валовими кількостями елемента. Встановлено, що при природному генезисі ртуті елемент міцно утримується кристалічною (мінеральною) складовою ґрунтів, а в техногенно забруднених – легко видаляється при впливі водних розчинів.

4.3. Підґрунтове повітря на прикладі м. Києва

Загальні відомості. Сучасні дані свідчать про високий вміст ртуті у мантиї, в результаті дегазації якої спостерігається явище, яке називається «ртутним диханням Землі». Ці процеси відбуваються постійно, але активізуються при виверженні вулканів, землетрусах та інш. [95, 137, 155]. В зонах тектонічних порушень вміст ртуті в підґрунтовому повітрі вищий ніж в тектонічно спокійних зонах. Багатьма дослідженнями встановлено, майже пряма залежність між вмістом радону та ртуті у підґрунтовому повітрі тектонічно активних зон. Ртуть має унікальну здатність накопичуватися в газовій, рідкій і твердій фазах і перерозподілятися між ними. Середній загальний вміст ртуті у підґрунтовому повітрі поза межами родовищ та антропогенних забруднювачів коливається в межах $(1,3-1,46) \cdot 10^{-8}\%$ [150], фоновий вміст ртуті складає $0,2 \pm 0,09$ нг/м³ [63].

Щодо радону, то він утворюється в надрах землі в результаті розпаду урану, який у різних кількостях входить до складу всіх видів гірських порід. Радон просочується з надр до денної поверхні, при зустрічі газонепроникних шарів він накопичується, досягаючи високих концентрацій [98]. Потік радону з ґрунту визначають два процеси: вихід з твердих мінеральних зерен в пори, які наповнені повітрям – еманування; та переніс через пори ґрунтів в атмосферу. Небезпекою підвищеного вмісту радону є іонізуюче випромінювання, якому піддається населення в результаті розпаду урану. У процесі радіоактивного розпаду урану утворюється радій-226, продуктом розпаду якого є радон-222 [98].

На території колишнього СРСР детальні спеціальні дослідження розподілу парів ртуті в приземної атмосфері за допомогою атомно-абсорбційного газоаналізатора ІМГРЕ 4–7 провів за період з 1972 по 1988 рр. В.З. Фурсов [150]. Результати його досліджень наведені на рис. 4.28.

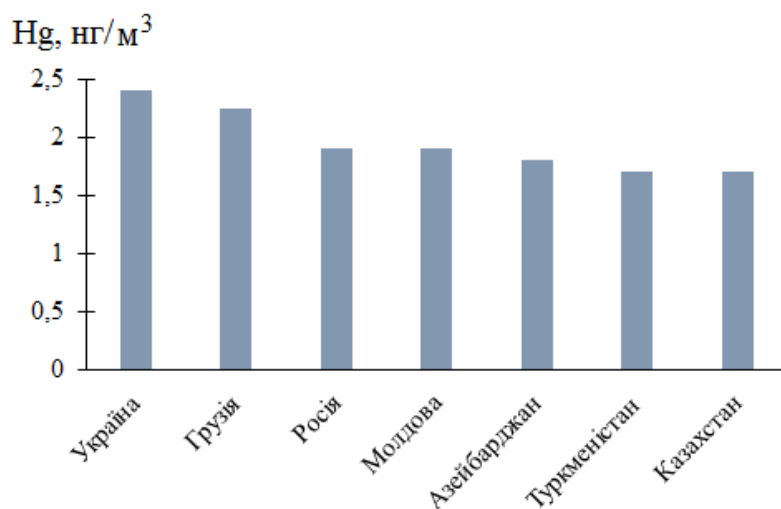


Рис. 4.28. Діаграми розподілу фонового вмісту парів ртуті в приземній атмосфері різних країн

Фоновий вміст ртуті склав $1,70 \pm 0,01$ нг/м³. Приймаючи, що отримані наведені значення визначають природну складову фону, отримано значення антропогенної складової – 38–39 % [150].

Для встановлення можливого сумарного ефекту вмісту ртуті та радону у підґрунтовому повітрі було проведено роботи по їх вимірюванню в зоні тектонічного порушення м. Києва (б-р. Дружби Народів, Печерський р-н), в рамках міжнародного проекту Україна–Греція (2006–2007) [59]. Внаслідок того, що першоджерелом Hg і Rn є мантія, було проаналізовано їх вміст за розрізом. Кристалічні породи представлені гранітами, осадові породи – пісковики, глини, піски. Для визначення ступеня надходження радону і ртуті крізь породи побудовано графік їх розподілу до глибини 100 м на фоновій ділянці правобережжя м. Києва (рис. 4.29).

Визначено, що мінімальний вміст радону притаманний гранітам (74 Бк/м³), а максимальний – глинам (200 Бк/м³), це пояснюється щільністю порід. Щодо ртуті – її вміст приблизно однаковий, незалежно від складу порід (15–20 нг/м³).

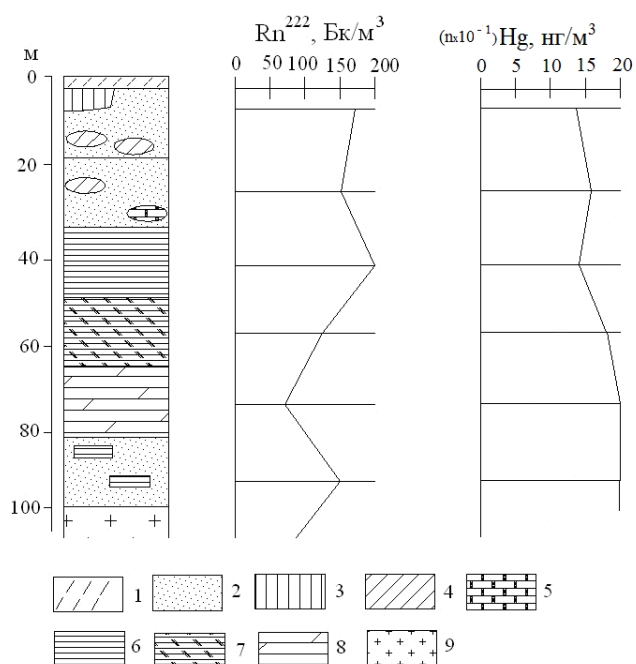


Рис. 4.29. Графіки розподілу радону і ртуті у породах за вертикальним розрізом (правобережжя м. Києва). 1 – рослинно-грунтовий шар, 2 – піски, 3 – суглинки лесовидні, 4 – суглинки, 5 – вапняки, 6 – глини, 7 – пісковики, 8 – мергелі, 9 – граніти (за матеріалами [63, 98, 104, 150])

При виборі території дослідження основна увага приділялася тектонічній будові міста Києва, так як надходження ртуті і радону у підґрунтове повітря залежить від наявності розломних зон. Метою досліджень було порівняння ступеня надходження Hg і Rn у тектонічно спокійній зоні (ділянка 1) та зоні тектонічних порушень – ділянка 2 (рис. 4.30).

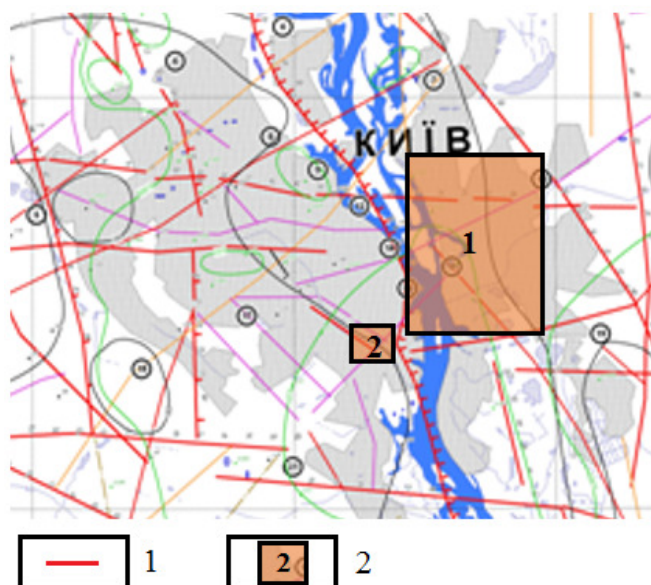


Рис. 4.30. Схема розташування ділянок досліджень м. Києва: 1 – зони тектонічних порушень, 2 – ділянки досліджень: 1 – тектонічно спокійна зона (лівобережжя), 2 – зона тектонічних порушень (правобережжя) [56]

Першим етапом досліджень був аналіз геохімічної поведінки ртуті і радону у зоні перетину тектонічних порушень (ділянка 2). Територія досліджень знаходиться в Печерському районі, обмежується такими вулицями – з півночі: Верхня та Перспективна, зі сходу: Мічуріна і Тимирязівська, з півдня – Залізничне шосе, та з заходу – Анрі Барбюса та Червоноармійська.

Щодо радону, то його підвищений вміст негативно впливає на здоров'я населення, тому за показниками санітарно-епідеміологічної служби його вимір є обов'язковим. На інтенсивність надходження радону у повітря підвальних приміщень впливає матеріал з якого побудовано приміщення, тому це необхідно аналізувати.

На східній частині території розташований Ботанічний сад ім. М.М. Гришка та житловий масив приватних будинків (забудовано 60 % території), це старі будівлі з червоної цегли без оздоблення 1–5 поверхів, зрідка будинки 9–12 поверхів – вул. Верхня. Західна частина – б-р. Д. Народів, б-р. М. Приймаченко, вул. акад. Філатова та вул. Анрі Барбюса – представлено житловими будинками 2–12 поверхів (забудовано 90 % території).

Перетин тектонічних порушень знаходиться в районі б-р. Д. Народів та вул. Мічуріна. Тому в цьому районі було проведено відбір проб радону і ртуті з підгрунтового повітря – всього 35 проб [104] (рис. 4.31).

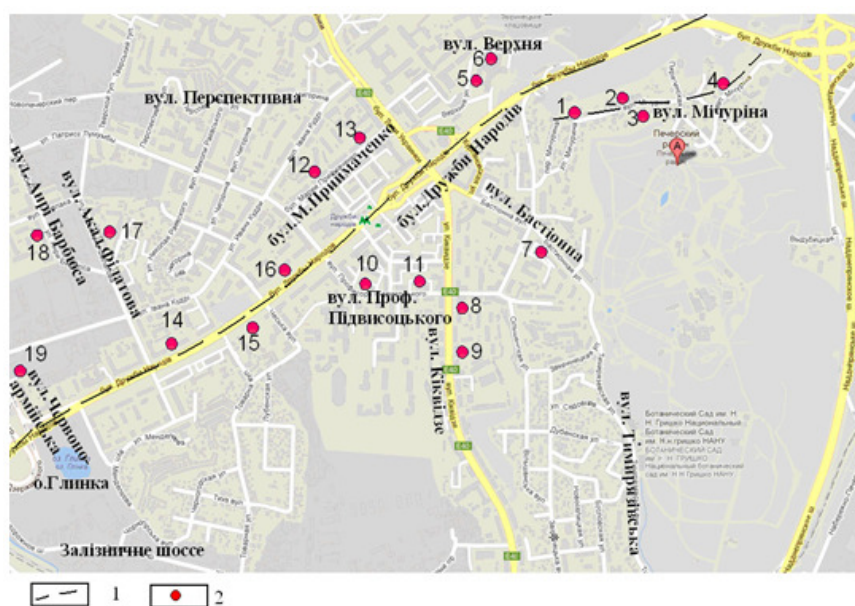


Рис. 4.31. Схема відбору проб радону та ртуті з підгрунтового повітря правобережжя м. Києва: 1 – тектонічні порушення, 2 – пункти відбору проб

Результати аналітичних досліджень представлені в таблиці 4.17. У підвалах будинків побудованих в останні десятиліття (1980–2013) вміст радону не перевищує 12 Бк/м³, що пояснюється надійними умовами ізоляції і провітрювання, що перешкоджає накопиченню в них елементу. Максимальний вміст зафіксовано у нежитлових будинках приватного сектору – 75 Бк/м³ [104].

Таблиця 4.17

Концентрації Hg та Rn у підґрунтовому повітрі і підвальних приміщеннях правобережжя м. Києва [104]

Номер згідно рис 4.21	Адреса	Опис житлового фонду/кількість поверхів	pH ґрунту	Підґрунтове повітря		Підвали
				Rn, Бк/м ³	Hg, нг/м ³	
1	2	3	4	5	6	7
Східна ділянка						
1	вул. Мічуріна, 19	Нежитловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 2 поверхи	6,2	80	1,2	60
2	–/–, 27	–/–, 1 поверх	6,5	40	0,35	30
3	–/–, 38	–/–, 2 поверхи	7,0	35	0,25	70
4	–/–, 59	–/–, 1 поверх	6,4	90	1,5	75
5	вул. Верхня, 4А	Житловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 12 пов.	6,2	40	0,3	12
6	–/–, 8	Нежитловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 2 поверхи	6,5	20	0,25	16
7	вул. Бастіонна, 10	Житловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 5 поверхів	6,3	20	0,27	12
8	вул. Кіквідзе, 9/12	–/–, 5 поверхів	6,7	10	0,21	5
9	–/–, 15	–/–, 5 поверхів	6,5	8	0,21	5
Західна ділянка						
10	вул. Професора Підвисоцького, 3	Житловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 5 поверхів	6,8	40	0,5	10
11	–/–, 7	Теж саме / 5 поверхів	7,0	30	0,42	12
12	б-р. Марії Приймаченко, 3	Житловий будинок з з/б панелей, оздоблений керамічною плиткою, 5 поверхів	7,0	15	0,35	8
13	–/–, 7	–/–, 5 поверхів	7,2	10	0,18	7
14	б-р. Дружби Народів, 11	Житловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 5 поверхів	6,8	60	1,2	40
15	–/–, 16	Нежитловий будинок з силікатної цегли, без оздоблення, 1 поверх	6,7	70	1,4	50
16	–/–, 19	Житловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 5 поверхів	6,4	90	1,7	40

Закінчення таблиці 4.17

1	2	3	4	5	6	7
17	вул. Акад. Філатова, 1/22	–//–, 9 поверхів	6,8	10	0,2	5
18	вул. Анрі Барбюса, 56	Житловий будинок з червоної цегли, оздоблений керамічною плиткою, 9 поверхів	6,7	20	0,27	9
19	вул. Червоно-армійська, 143	Житловий будинок з червоної цегли, без оздоблення, 5 поверхів	6,8	12	0,23	5

Примітка. «–//–» теж саме

У східній частині території у підґрунтовому повітрі зафіксовано незначні концентрації радону – вул. Зверинецька, Ольшанська, Дубенська (до 30 Бк/м³); вул. Мічуріна – 35–90 Бк/м³. Західна територія досліджень (б-р. Д. Народів 11, 16, 19) характеризується концентрацією радону до 90 Бк/м³. Зважаючи на те, що фонові концентрації радону у підґрунтовому повітрі м. Києва становить – 10–15 Бк/м³, то перевищення цього значення у 2 і більше разів вже є показником наявності тектонічного порушення.

Побудувавши схему просторового розподілу радону у підґрунтовому повітрі можна визначити напрям тектонічного порушення. На даній території концентрація вмісту радону більш інтенсивніша, що пов'язано з перетинанням розломів (рис. 4.32).

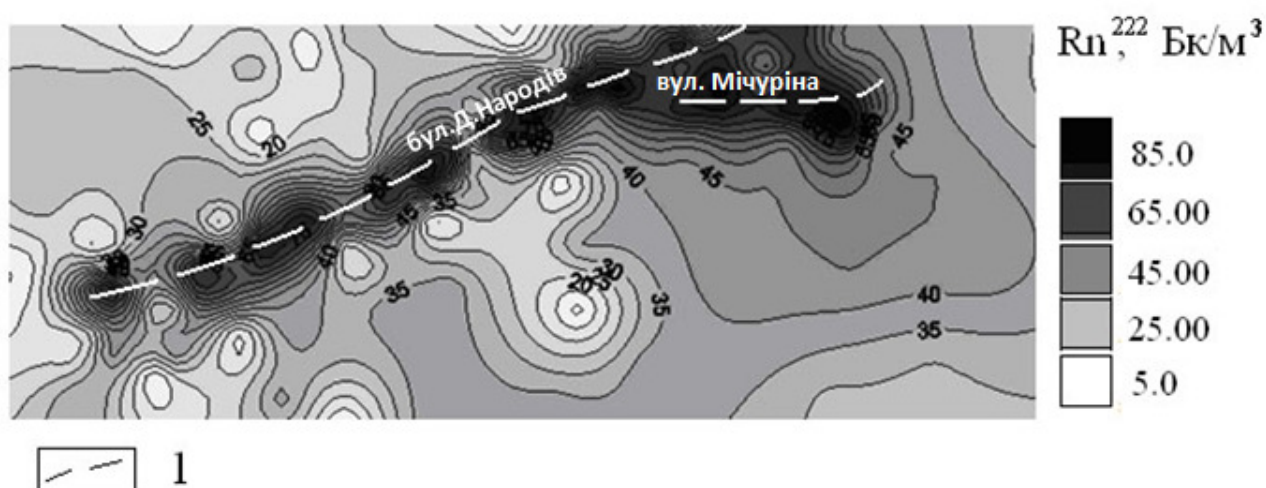


Рис. 4.32. Схема ізоконцентрацій радону у підґрунтовому повітрі: 1 – зони тектонічних порушень

Щодо ртуті, то її фонові концентрації у підґрунтовому повітрі становить $0,009 \text{ нг/м}^3$ [77]. При проведенні досліджень на даній території встановлено, що максимальна концентрація ртуті притаманна підґрунтовому повітрю б-р. Д. Народів, $19 - 1,7 \text{ нг/м}^3$, при тому, що в 60 % проб її концентрація становить менше $0,03 \text{ нг/м}^3$. Тобто різниця між концентрацією складає 5 і більше разів, що оумовлює перехід елементарної ртуті у газову фазу при аномально високому тиску насичених парів у зоні тектонічних порушень. Схема ізоконцентрації ртуті у підґрунтовому повітрі правобережжя м. Києва представлена на рис. 4.33.

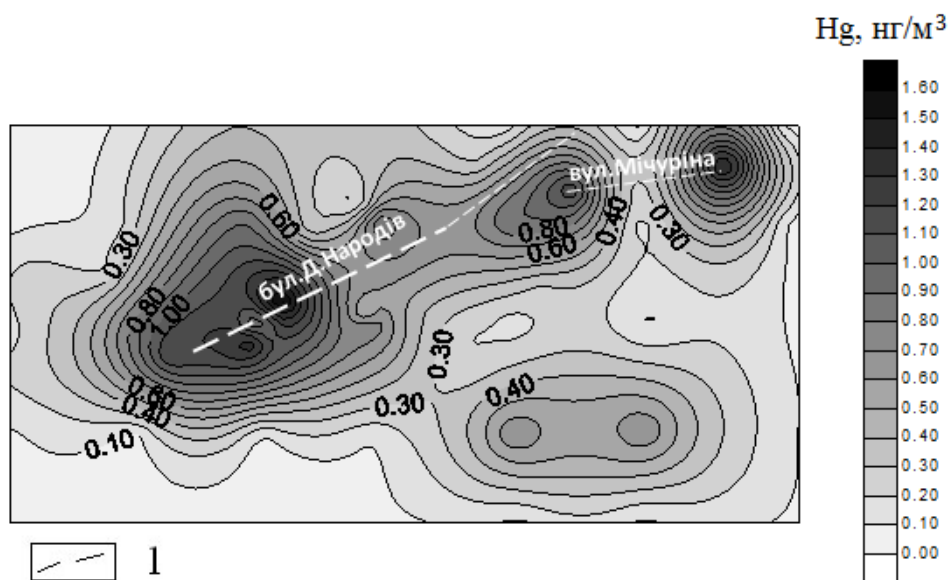


Рис. 4.33. Схема ізоконцентрацій ртуті у підґрунтовому повітрі правобережжя м. Києва: 1 – зони тектонічних порушень

Ореоли ізоконцентрацій ртуті у підґрунтовому повітрі ширші ніж радону, але в цілому спостерігається позитивна кореляція між елементами ($r=0,89$) (рис. 4.34).

На графіку чітко прослідковується тенденція до підвищеного вмісту ртуті і радону на певних територіях, які відповідають зонам перетину тектонічних порушень. Унікальними властивостями ртуті є її властивість акумулюватися у тканинах організму. Виходячи з токсичності ртуті та її сполук це може призводити до значного негативного ефекту при надходження навіть невеликих доз ртуті, тому оцінка еколого-геохімічних показників має особливе значення.

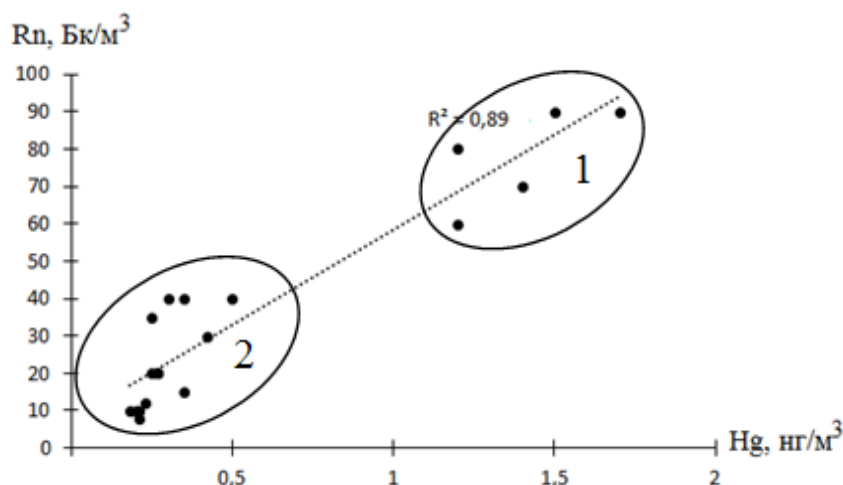


Рис. 4.34. Графік залежності між концентраціями радону і ртуті у підґрунтовому повітрі м. Києва (Печерський район): 1 – зона перетину тектонічних порушень, 2 – території поза зоною розломів

Для визначення ступеня еколого-геохімічного ризику щодо концентрації ртуті у підґрунтовому повітрі розраховано K_C ртуті (відносно фонового), який виконано на основі досліджень ділянок (табл. 4.18).

Таблиця 4.18

Коефіцієнти концентрацій ртуті підґрунтового повітря у зоні тектонічних порушень правобережжя м. Києва

Номери ділянок згідно рис. 4.31										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
K_C	133,3	38,9	27,8	166,7	33,3	27,8	30	23,3	23,3	55,6
Номери ділянок згідно рис. 4.31										
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
K_C	46,7	38,9	20	133,3	155,6	188,9	22,2	30	25,6	

Встановлено, що саме в зонах тектонічних порушень K_C Hg більше 100, в тектонічно спокійних зонах K_C Hg менше 30. Показники небезпеки щодо концентрації ртуті в підґрунтовому повітрі дорівнюють $1,2 \text{ ng/m}^3$, це значення перевищено лише на ділянка 15 та 16 – б-р. Д. Народів 11 та 19 (K_C Hg 155,6 та 188,9).

Зважаючи на те, що радон і ртуть постійно надходять з надр землі по зонам тектонічних порушень і мають властивість накопичуватися у приміщеннях, ці території потребують додаткової уваги. При постійному сумарному впливі на

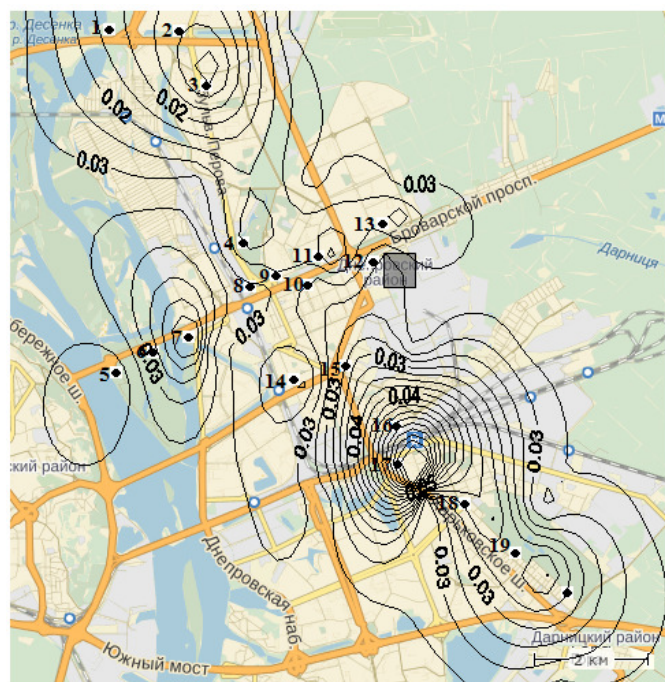
населення концентрацій ртуті та радону можуть проявлятися серцево-судинними захворюваннями, розлади центральної нервової системи, хвороби легенів та інше.

Другий етап дослідження полягав у аналізі концентрацій ртуті у тектонічно спокійних зонах. Однією з тектонічно спокійних зон є ділянка на лівому березі м. Києва [77], яка обмежена такими вулицями: з півночі – пр-т. Генерала Ватутіна, з півдня – вул. Анни Ахматової (рис. 4.35). Результати визначення концентрацій ртуті представлені у таблиці 4.19.

Максимальна концентрація ртуті у підґрунтовому повітрі – 0,04–0,07 нг/м³ притаманна Харківському шосе, що може бути пов'язано з інтенсивним рухом автотранспорту. Всі значення концентрацій ртуті в десятки і сотні разів менше за ГДК (1,2 нг/м³).

Таблиця 4.19

Концентрація ртуті у підґрунтовому повітрі тектонічно спокійної зони лівобережжя м. Києва (за матеріалами [77])



Номер проби згідно рис. 4.35	Hg, нг/м ³	Номер проби	Hg, нг/м ³
1	0,018	11	0,018
2	0,014	12	0,029
3	0,009	13	0,019
4	0,019	14	0,02
5	0,023	15	0,035
6	0,03	16	0,055
7	0,04	17	0,07
8	0,026	18	0,04
9	0,023	19	0,04
10	0,027		

Рис. 4.35. Ізоконцентрації ртуті у підґрунтовому повітрі тектонічно спокійної зони (лівобережжя м. Києва): 1 – точки відбору проб та їх номери, 2 – територія заводу «Радикал»

Для визначення ступеня еколого-геохімічного ризику ділянки було розраховано К_с (відносно фонового) (табл. 4.20).

Таблиця 4.20

**Коефіцієнти концентрації ртуті (нг/м³) підґрунтового повітря у
тектонічно спокійній зоні (лівобережжя м. Києва)**

Номер проби згідно рис 4.35										
1		2	3	4	5	6	7	8	9	10
K _C	2	1,6	1	2,1	2,6	3,3	4,4	2,9	2,6	3
Номер проби згідно рис 4.25										
11		12	13	14	15	16	17	18	19	
K _C	2	3,2	2,1	2,2	3,9	2	3,2	2,1	2,2	

Визначено, що у більшості проб (60 %) K_C Hg менше 3, інші знаходяться поблизу живої траси – Харківського шосе, що і показують ореоли ртуті розташовані вздовж траси.

Третій етап досліджень – порівняльна характеристика концентрацій ртуті у зоні тектонічних порушень та тектонічно спокійної зони. Так, максимальна концентрація ртуті у тектонічно спокійній зоні – 0,07 нг/м³, тоді як в зоні перетину тектонічних порушень – 1,7 нг/м³. При порівняльному аналізі щодо концентрацій ртуті наявно показана відмінність статистичних параметрів. Так, в зонах тектонічних порушень правобережжя м. Києва середня концентрація ртуті складає 0,25 нг/м³, тоді як на лівобережжі 0,003 нг/м³. Щодо максимальних значень – різниця більша ніж у 20 разів (рис. 4.36).

Зона гіпергенезу (в даном випадку – підґрунтового повітря) служить ефективним геохімічним бар'єром ртуті. Ртуть надходить з надр в приповерхневу товщу, після чого протягом тривалого часу відбувається її надходження за межі тектонічного порушення в результаті чого утворюються аномальний вміст елемента, які фіксується в підґрунтових горизонтах.

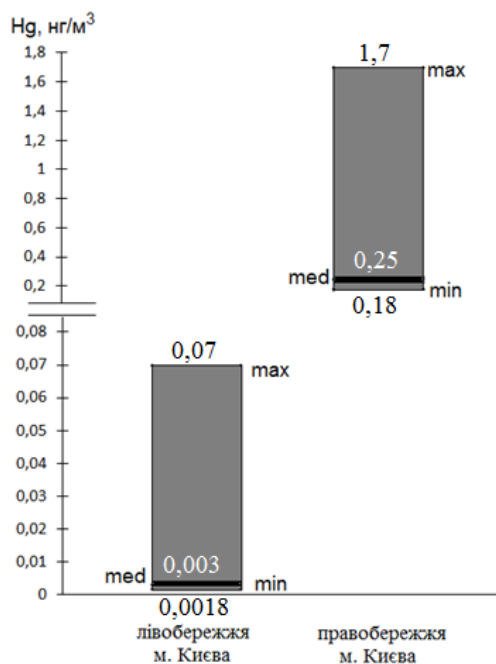


Рис. 4.36. Діаграма концентрації ртуті у підґрунтовому повітрі зон тектонічних порушень (правобережжя) та тектонічно спокійних зон (лівобережжя) м. Києва

4.4. Рослинність

Одним з найголовніших індикаторів еколого-геохімічних умов є рослинність, яка різноманітна за характером особливостей накопичення хімічних елементів. Важкі метали, які накопичуються в ґрунті мають властивість переходити в розчинний стан при зміні фізико-хімічних умов середовища, в результаті чого вони потрапляють в рослини [18].

Зважаючи на те, що головним джерелом живлення для рослин є поживні розчини, рослини легко поглинають мікроелементи, розчинені в ґрунтових розчинах, як іонні так і комплексні. В наземних частинах рослин накопичуються водорозчинні солі, тоді як дрібне коріння трав'яних рослин сорбує важкорозчинні сполуки [1].

В результаті біогеохімічного перерозподілу створюються великі ореоли ртутного розсіювання, як в районах ртутних рудопроявів, так і в місцях, віддалених від інтенсивної виробничої діяльності.

Території дослідження знаходяться в різних фізико-географічних зонах – лісостепова (м. Київ) і степова (МРП), яким притаманне розповсюдження різних

видів рослин. В лісостеповій зоні переважають хвойні, мішані ліси, різнотрав'я; в степовій – трав'яниста рослинність, пристосована до посушливого клімату.

4.4.1. Процеси накопичення ртуті. У рослинах ртуть викликає пригнічення клітинного дихання, фотосинтезу, утворення хлорофілу, газового обміну, зниження ферментативної активності. Відомо, що ртуть сильно зв'язується з атомами сірки в амінокислотах, які входять до складу багатьох білків і ферментів, вона легко переноситься в рослинах. Пошкодження рослин спостерігається навіть при концентрації ртуті в поживному розчині 1 мкг/кг [68]. Симптомами отруєння рослин ртуттю є затримка росту сходів і розвитку коренів, гальмування фотосинтезу і як наслідок – зниження врожайності [68].

Мінімальна кількість ртуті (0,01–0,02 мг/кг) накопичується в рослинах, що ростуть на ґрунтах з низькими концентраціями елемента (до 0,10 мг/кг), але в міру підвищення концентрації в ґрунті вміст ртуті в наземних і підземних органах рослин збільшується до 0,018–3,0 мг/кг. Дослідження міграції ртуті в системі «атмосфера–рослина–ґрунт» показують, що ртуть, яка надходить з атмосфери у вигляді пари, сорбується хвоєю і міцно утримується нею. При введенні ртуті в крону у вигляді аерогідрозоля подальша її поведінка визначається ступенем загальної мінералізації аерогідрозоля, а не концентрацією в ньому ртуті. При низькій мінералізації ртуть поводить себе так само, як і газоподібна; якщо мінералізація досить висока, то ртуть, зв'язана хвоєю, швидко розподіляється по всій рослині і через добу надходить в помітних кількостях в ґрунт, а з ґрунту – знову в атмосферу [66, 83, 94].

За санітарними нормами України вміст сполук ртуті в рослинах (картопля, овочі, зернові) – 0,02–0,03 мг/кг [63, 68]. Рослиною, яка найбільше концентрує ртуть є береза паперова (*Betula papyrifera* Marsh, *Betulaceae*) (листя – до 1%). Лікарські рослини, що містять ртуть: кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Webb, *Asteraceae*) – коріння; материнка звичайна (*Origanum vulgare* L., *Lamiaceae*) – наземна частина [63, 68].

Зважаючи на те, що рослини накопичують хімічні елементи, переважно, з ґрунту, необхідно зазначити, що тверда фаза ґрунту складається з мінеральної та

органічної частин: близько половини припадає на кисень, одна третина – на кремній, понад 10% – на алюміній і залізо і лише 7% складають інші елементи, ртуті – 10^{-6} % [25, 111].

На території досліджень переважають дерново-підзолисті ґрунти (лівобережжя м. Києва) та типові чорноземи (м. Горлівка, Донецька обл.). Аналізуючи склад гумусу у різних типах ґрунтів (табл. 4.21) виявлено, що саме у ґрунтах району МРП (м. Горлівка) буде сорбуватися більша кількість ртуті, ніж у районі заводу «Радикал» (м. Київ). Так, чорноземи території МРП мають гумінових кислот 0,31 %, а дерново-підзолисті ґрунти м. Києва – 0,21 %.

Таблиця 4.21

Склад гумусу в різних типах ґрунтів України [25]

Ґрунти	Масова доля (%) компонентів групового складу гумусу			СГК/СФК
	Вуглець ОР	Вуглець ГК	Вуглець ФК	
Дерново-опідзолений зв'язано-піщаний (рН = 5,3)	0,42	0,21	0,21	1,0
Луговий алювіально супіщаний (рН = 7,6)	0,1	0,02	0,08	0,3
Лугово-чорноземний легкосуглинистий (рН = 6,9)	0,51	0,39	0,12	3,3
Чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинистий (рН = 8,7)	0,41	0,31	0,10	3,1

Примітка. ОР – органічна речовина, ГК – гумінова кислота, ФК – фульвова кислота

У ґрунтах велика частина ртуті депонується гуміновими кислотами і гуміном [63]. Підвищення рівня вмісту гумінових кислот в ґрунті знижує кількість ртуті, що засвоюється рослинами, за рахунок утворення ртутьорганічних комплексів. Під впливом мікроорганізмів такі комплекси можуть руйнуватися з утворенням металевої ртуті, яка, випаровуючись, знову надходить в атмосферу. У вищих рослин коріння відіграє роль бар'єру, накопичуючи її (рис. 4.37).

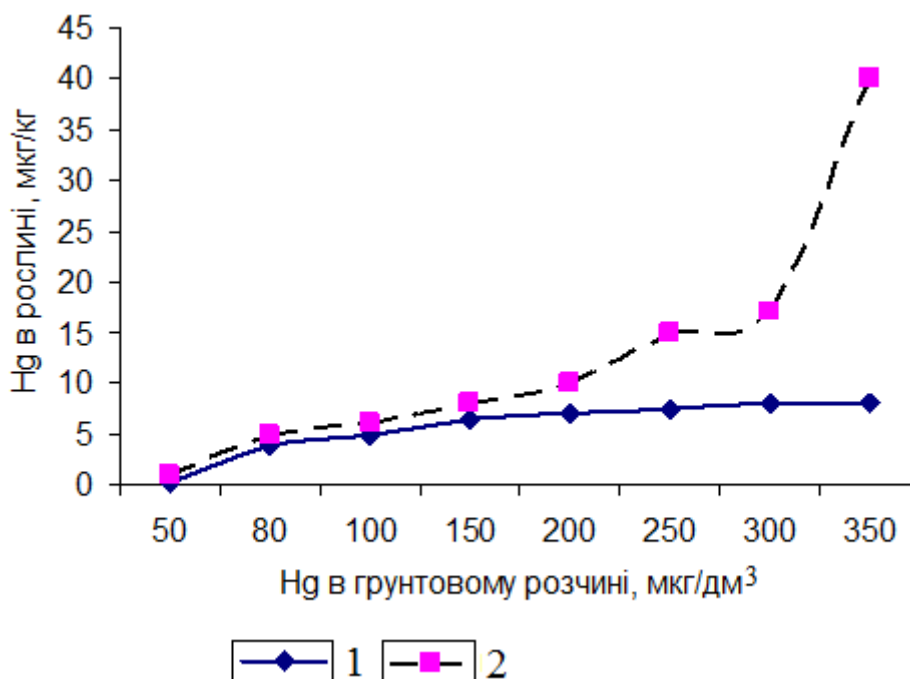


Рис. 4.37. Графік накопичення ртуті різними частинами рослини з ґрунтового розчину: 1 – наземна частина, 2 – корені (за матеріалами [68])

4.4.2. Завод «Радикал». Явним техногенним джерелом ртуті у ґрунтах є металева ртуть, яка надійшла в результаті техногенної аварії на заводі «Радикал» (м. Київ). ГДК ртуті у ґрунтах визначається їх особливостями (концентрація органічних та мінеральних компонентів та інш.); фоновий вміст ртуті для рослин Київської області – 0,001–0,011 мг/кг сухої маси.

Зважаючи на те, що територія представляє собою руїни електролізного цеху заводу «Радикал», то рослинність представлена дуже слабо. Відбір проб рослин проводився автором з п'яти ділянок: 1 – південно-західна частина території, 2 – південно-східна, 3 – північно-східна, 4 – північно-західна, 5 – центральна. З 2, 3 та 5 ділянок відібрано зразки наземної частини (гілки, листя) рослини паслін чорний (*Solanum nigrum* L.), з 1 ділянки взято зразки рослини череди трироздільної, а з 4 ділянки взято кору та гілки молодого тополя (рис. 4.38).

Череди трироздільна (*Bidens tripartita*) – однорічна трав'яниста рослина, стебло прямостояче, супротивно розгалужене, 15–60 (100) см заввишки; корінь стрижневий, сильно розгалужений, тонкий (рис. 4.39 а).



Рис.4.38. Схема розташування ділянок відбору проб рослинності навколо електролізного цеху (2013)

Паслін чорний (*Solanum nigrum*) – однорічна трав'яниста рослина з прямими розгалуженими стеблами висотою 30–120 см (рис. 4.39 б). Молода тополя (*Pórusus*) – дерево висотою 2–3 м; кора стовбура тріщинувата, темно-сіра, гілок – гладка, сіра (рис. 4.39 в). Коренева система поверхнева, що йде далеко за межі проекції крони.



а



б



в

Рис. 4.39. Фото відібраних зразків рослинності (завод «Радикал»): а – череда, б – паслін чорний; в – молода тополя

Аналіз проводився за попередньо висушеними зразкам рослин за стандартною методикою. У таблиці 4.22 представлено результати визначень вмісту ртуті та інших хімічних елементів в ґрунті (Сг) і золі рослин (Ср). Встановлено, що всі рослини містять ртуть у 8–10 разів більше за фоновий для дикоростучих рослин (0,015 мг/кг).

Таблиця 4.22

Середній (медіана) вміст хімічних елементів у ґрунтах (мг/кг) та рослинах (мг/кг сухої маси) на території заводу «Радикал»

Хімічний елемент	Номер ділянки згідно рис. 4.23									
	1		2		3		4		5	
	Вид рослини									
	Черета		Паслін		Паслін		Молода тополя		Паслін	
	Ср	Сг	Ср	Сг	Ср	Сг	Ср	Сг	Ср	Сг
Hg	0,25	0,09	0,28	0,30	0,11	0,13	0,10	4,85	9,47	2,49
As	0,00	0,04	0,05	0,09	0,13	0,55	0,01	0,12	0,04	0,02
Cd	0,01	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,03	0,01	0,02	0,00
Se	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00
Pb	0,01	0,18	0,02	0,36	0,03	0,12	0,01	0,21	0,19	0,04
Zn	2,00	1,59	3,40	2,24	1,37	1,04	1,94	3,09	4,97	0,52
Co	0,00	0,07	0,01	0,08	0,07	0,25	0,00	0,08	0,02	0,28
Cu	0,44	0,40	0,79	4,92	0,60	1,46	0,43	7,91	1,14	0,43
Cr	0,05	0,44	0,14	0,65	0,02	0,43	0,03	0,74	0,37	0,12
Ni	0,28	0,32	0,14	0,40	0,15	0,37	0,03	0,33	0,27	0,08
Mn	0,64	4,83	1,25	11,16	1,88	32,72	1,45	14,24	2,97	2,33
Sr	1,69	0,78	3,65	2,49	3,07	5,66	4,07	2,90	3,35	0,61
Ba	0,49	5,00	2,00	3,79	1,32	12,19	0,61	3,66	1,06	2,12
V	0,01	0,29	0,05	0,36	0,01	0,79	0,01	0,42	0,07	0,12

Примітка. Вміст хімічних елементів: Ср – в золі рослин, Сг – у ґрунті

По кожному виду рослини за отриманими аналітичними даними розраховано коефіцієнт біологічного поглинання (A_x) (табл. 4.23), який характеризує вибірковість поглинання елементів з ґрунту рослинами і показує у скільки разів вміст елемента в золі рослини більший, ніж у ґрунті. За значенням A_x визначають ступінь біологічного поглинання елементів рослиною: $A_x > 1$ – накопичуються, $A_x < 1$ – лише захоплюються [111].

Таблиця 4.23

Коефіцієнти біологічного поглинання ртуті та інших хімічних елементів рослинністю (завод «Радикал»)

Номер ділянки згідно рис. 4.23	Рослина	A_x відносно ґрунту	A_x відносно кларку літосфери
1	Череда	$Hg_{2,8} > Cd_{2,6} > Sr_{2,2} > Zn_{1,3}$	$Hg_{5,5} > Cd, Zn_{0,02}$
2	Паслін	$Zn_{1,5} > Sr_{1,5} > Cd_{1,1} > Hg_{0,9} > Se, As, Ba_{0,5}$	$Hg_{6,1} > Cd_{0,08} > Zn_{0,04} > As_{0,03} > Cu, Cr, Sr_{0,01}$
3	Паслін	$Cd_{1,4} > Zn_{1,3} > Hg_{0,8} > Cu, Ni_{0,4}$	$Hg_{2,3} > As_{0,07} > Cd_{0,02} > Zn_{0,015}$
4	Молода тополя	$Cd_{2,4} > Sr_{1,4} > Zn_{0,6} > Se, Ba, Mn, Ni_{0,2-0,1} > Hg_{0,02}$	$Hg_{2,2} > Cd_{0,18} > Zn_{0,02} > Sr_{0,01}$
5	Паслін	$Cd_{93} > Zn_{9,5} > Sr_{5,5} > Pb_{4,6} > Hg_{3,8} > Ni_{3,4} > Cr_{3,1} > Cu_{2,6}$	$Hg_{206} > Cd_{0,1} > Zn_{0,06}$

При розрахунку A_x відносно ґрунту встановлено, що ртуть накопичує череда – A_x 2,8 (ділянка 1) та паслін чорний A_x 3,8 (ділянка 5), інші рослини – лише захоплюють елемент. Так, для молодого тополя, при вмісті ртуті у ґрунтах 4,85 мг/кг, її концентрація в рослині – 0,1 мг/кг. Крім ртуті рослини накопичують Cd (A_x 2,6–1,4) та Zn (A_x 1,5–1,3). Виключенням є паслін чорний ділянки 5 (центральна частина електролізного цеху). Тут відбувається максимальне накопичення важких металів – A_x : Cd – 93; Zn – 9,5; Pb – 4,6; Ni – 3,4. Це пов'язано з рН ґрунтів: саме у слабкокислих та нейтральних ґрунтах рухомість важких металів максимальна, що і призводить до їх накопичення в рослинах. Саме паслін чорний можна використовувати для фітореMediaції ґрунтів, тобто відновлення за допомогою рослин.

Необхідно зазначити, що паслін поглинає ртуть безбар'єрно, в результаті опадання листя відбувається вторинне забруднення ґрунтів ртуттю та важкими металами.

Молода тополя найменше накопичує ртуть, що пов'язано з особливістю кореневої системи. Паслін є найбільш розповсюдженою рослиною на території досліджень, тому була змога відібрати зразки та побудувати графік залежності між вмістом ртуті у пасльоні і ґрунті (рис. 4.40). Встановлена пряма залежність – при збільшенні вмісту ртуті у ґрунті, збільшується її вміст у рослині.

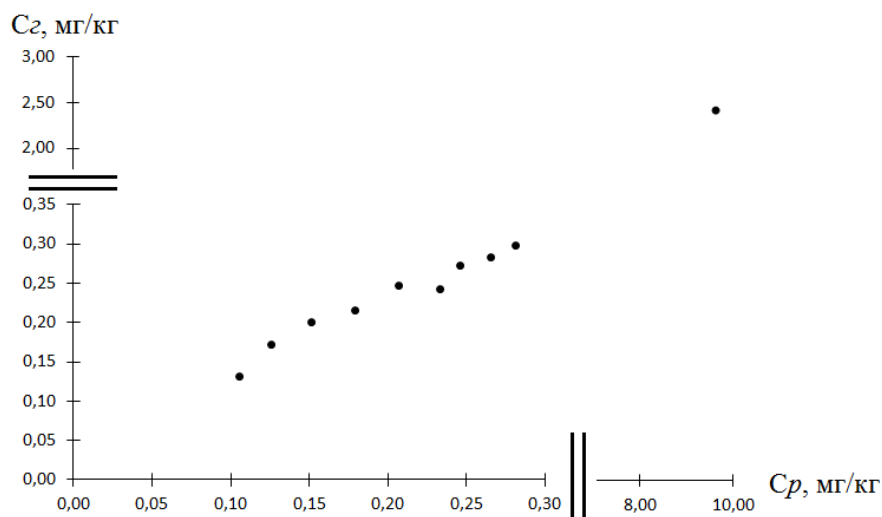


Рис. 4.40. Графік залежності між вмістом ртуті у пасльоні чорному та ґрунті (територія заводу «Радикал»)

4.4.3. МРП. Територія знаходиться у степовій зоні, рослинність представлена різнотравним типчаково-ковиловим степом, на піщаних надрічних терасах переважають соснові ліси. Для дослідження ступеня поглинання ртуті різними видами рослинності були відібрані проби з ділянок 3, 11, 14, 20 (див рис. 4.7). Ділянки 3 і 14 розташовані на борту кар'єра «Західне Замикання», 11 ділянка – на відстані 940 м на північний схід від борту кар'єру, а 20 ділянка – на відстані 830 м на південний захід від борту кар'єру.

Було відібрано зразки пирію та молоді берези, що пояснюється наявністю цих рослин на території досліджень. Вміст визначався у сухій масі (наземна частина) за стандартною методикою (табл. 4.24).

На ділянках 3 та 14 (борт кар'єру) відмічено максимальний вміст ртуті у рослинності (4,8-4,6 мг/кг), в тому числі вміст арсену, свинцю, цинку, барію та марганцю.

Ртуть, що міститься у відпрацьованих кар'єрах, постійно виводиться на поверхню в результаті вивітрювання. У період дощів і танення снігів важкі метали, в тому числі ртуть, потрапляють в річки і переносяться далі вниз за течією, розширюючи осередок ртутного зараження, і негативно впливаючи на всю екосистему, включаючи рослинний покрив.

Таблиця 4.24

**Середній вміст ртуті та інших хімічних елементів у ґрунтах (мг/кг),
рослинах (мг/кг сухої маси) кар'єру «Західне Замикання» МРП**

Хім елем	Номер ділянки згідно рис. 4.7					
	3			11		
	Ґрунт	Пирій	Молода	Ґрунт	Пирій	Молода
	Сг	Ср	Ср	Сг	Ср	Ср
Hg	35,39	4,82	1,70	6,55	0,80	0,45
As	160,16	18,28	9,20	76,00	4,60	2,64
Cd	3,10	0,30	0,09	0,41	0,08	0,07
Pb	86,18	17,70	3,50	44,75	7,80	2,80
Zn	158,88	17,85	8,80	145,00	11,50	4,50
Ba	695,36	110,70	42,00	700,00	60,00	20,00
Co	17,14	4,30	2,20	16,50	3,50	1,70
Cr	234,08	14,80	5,80	116,00	9,50	3,50
Cu	101,49	39,20	19,30	78,75	18,40	11,20
Mn	1590,40	151,56	48,40	470,00	65,70	21,70
Ni	62,98	17,20	4,10	41,25	9,70	3,50
Sr	173,60	46,40	14,20	127,50	28,08	7,05
Хім елем	Номер ділянки згідно рис. 4.7					
	14			20		
	Ґрунт	Пирій	Молода	Ґрунт	Пирій	Молода
	Сг	Ср	Ср	Сг	Ср	Ср
Hg	29,28	4,61	1,10	5,45	0,65	0,15
As	204,00	18,21	8,70	72,34	5,17	3,10
Cd	2,70	0,25	0,08	0,75	0,05	0,05
Pb	82,52	15,14	3,20	35,45	6,88	2,70
Zn	130,80	11,68	8,90	136,15	10,29	1,50
Ba	800,00	97,50	32,00	657,05	46,93	5,20
Co	14,52	3,90	2,00	10,88	3,10	1,10
Cr	260,40	17,25	5,00	97,75	6,98	4,00
Cu	108,80	26,43	15,80	50,07	3,58	3,10
Mn	1740,00	120,21	52,30	449,00	50,79	18,00
Ni	43,84	8,38	3,80	31,20	6,23	2,70
Sr	154,00	31,61	10,20	109,95	15,00	4,20

Вибір ділянок відбору проб рослинності визначався наявністю двох видів рослин на одній ділянці для проведення оцінки накопичення рослиною ртуті. Так, при вмісті ртуті у ґрунті (ділянка 3) – 35,4 мг/кг, пирій накопичує 4,8 мг/кг, а молода береза – 1,7 мг/кг. При вмісті ртуті у ґрунті 6,5 мг/кг (ділянка 11) – пирій накопичує 0,8 мг/кг ртуті, а молода береза – 0,45 мг/кг ртуті. Тобто, пирій накопичує у 2–3 рази більше ртуті. Для повної оцінки надходження ртуті до рослин необхідно враховувати забруднення атмосферного повітря, але нажалі, ми

такі дослідження не проводили, тому свої висновки будемо робити зважаючи на вміст ртуті у ґрунті.

Для об'єктивної оцінки накопичення чи захоплення рослинами ртуті та інших хімічних елементів розраховано A_x відносно ґрунту та відносно кларку літосфери, це дозволило визначити ряди інтенсивності поглинання важких металів рослинністю (табл. 4.25).

Таблиця 4.25

**Ряди біологічного поглинання (A_x) ртуті та інших хімічних елементів
рослинністю кар'єру «Західне Замикання» МРП**

Номер ділянки згідно рис. 4.7	Рослина	A_x (відносно ґрунту)	A_x (відносно кларку літосфери)
3	Пирій	$Cu_{0,39} > Ni, Sr_{0,27} > Co_{0,25} > Pb_{0,21} > Ba_{0,16} > Hg_{0,14}$	$Hg_{105} > As_{9,6} > Co_{3,2} > Pb_2$
	Молода береза	$Cu_{0,19} > Co_{0,13} > Hg_{0,05}$	$Hg_{37} > As_{4,8} > Co_{1,2} > Cd, Cr_{0,5}$
11	Пирій	$Ni_{0,24} > Cu_{0,23} > Sr_{0,22} > Co_{0,2} > Cd_{0,2} > Pb_{0,17} > Mn_{0,14} > Hg_{0,12}$	$Hg_{17} > As_{2,4} > Co_{1,8} > Pb_{0,9} > Cr_{0,8} > Cd_{0,4} > Ni_{0,2}$
	Молода береза	$Cd_{0,17} > Cu_{0,14} > Co_{0,10} > Hg_{0,07}$	$Hg_{9,8} > As_{1,4} > Co_{0,6} > Cd_{0,4}$
14	Пирій	$Co_{0,27} > Cu_{0,24} > Sr_{0,21} > Ni_{0,2} > Pb_{0,18} > Hg_{0,16} > Ba_{0,12}$	$Hg_{100} > As_{9,5} > Co_{2,8} > Pb_{1,68} > Cd_{1,31}$
	Молода береза	$Cu_{0,15} > Co_{0,14}$	$Hg_{24} > As_{4,6} > Co_{0,9} > Cd, Pb_{0,4}$
20	Пирій	$Co_{0,28} > Ni_{0,20} > Pb_{0,19} > Sr_{0,14} > Hg_{0,12} > Mn_{0,11}$	$Hg_{14} > As_{2,7} > Cd, Pb_{3,4} > Zn_{1,6}$
	Молода береза	$Co_{0,10} > Hg_{0,03}$	$Hg_{3,2} > As_{1,6} > Pb, Zn, Cr_{0,3}$

Зважаючи на те, що МРП є ртутоносною провінцією A_x (відносно літосфери) визначається, як енергійного та сильного накопичення (3,2–105); щодо пирію $A_x Hg$ – 14–105; щодо молоді берези $A_x Hg$ – 3,2–37.

Щодо A_x (відносно ґрунту): вміст ртуті в ґрунті – аномальний (до 35 мг/кг), рослини (пирій, молода береза) володіють бар'єрним накопиченням елемента (максимальний вміст 4,82 мг/кг для пирію), тому ртуть відноситься до елемента слабого біологічного захоплення. Це ж стосується і інших важких металів (Cu, Pb, Ni, Zn), A_x яких 0,39–0,03 (внаслідок їх аномального вмісту у ґрунтах). Крім

того, ґрунти представлені чорноземами, де ртуть, завдяки органічним речовинам знаходиться в сорбованому стані і слабо переходить до рослин.

Визначено, що між вмістом ртуті у ґрунті і пирії існує залежність (рис. 4.41), тому саме ця рослина може бути індикатором забруднення ртуттю.

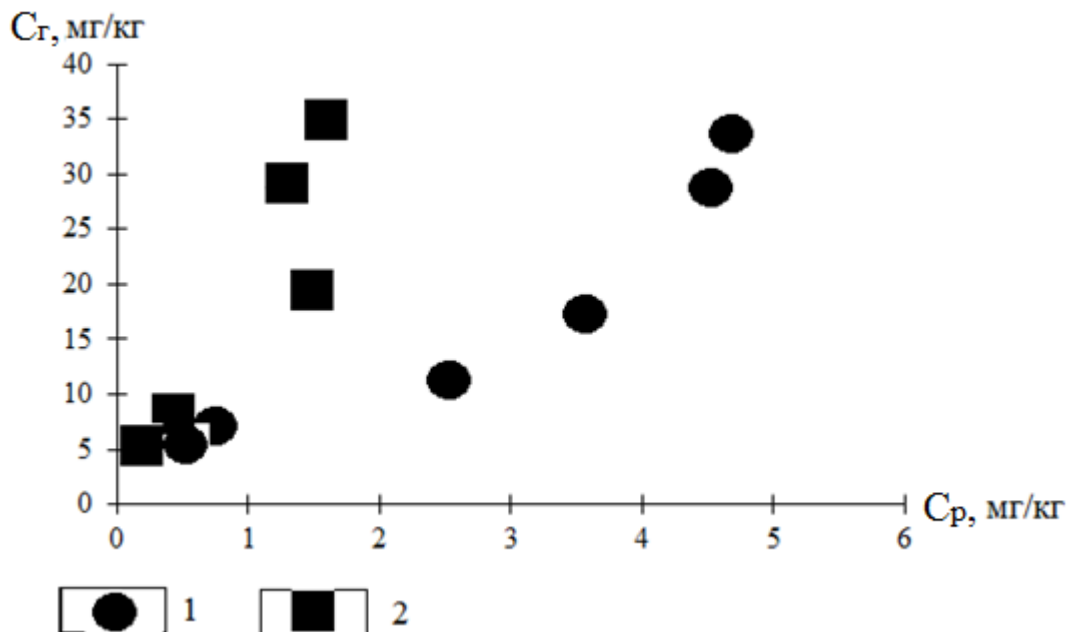


Рис. 4.41. Графік залежності вмісту ртуті у рослині (C_p) і ґрунті (C_g): 1 – пирій, 2 – молода береза

В цілому, порівнюючи накопичення ртуті рослинністю на території заводу «Радикал» та МРП видно, що ртуть є елементом сильного накопичення для пасльона чорного (рис. 4.42).

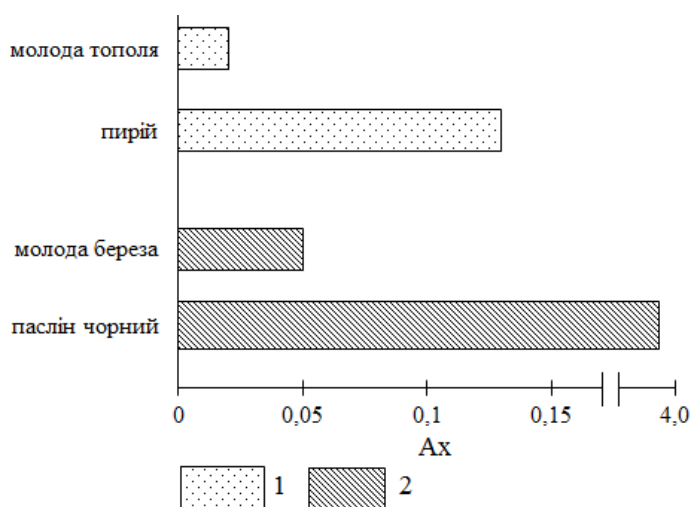


Рис. 4.42. Коефіцієнт біологічного поглинання (A_x) ртуті різними видами рослинами: 1 – МРП, 2 – заводу «Радикал»

Біогеохімічні бар'єри (якими є корені рослин) призводять до підвищення безпеки, затримуючи надходження ртуті з ґрунтів. Підбір рослин, які поглинають ртуть та інші хімічні елементи є важливою задачею на техногенно забруднених територіях та ртутоносних провінціях.

4.5. Підсумки

Розділ присвячений закономірностям розподілу ртуті та інших хімічних елементів у вище зазначених об'єктах довкілля. Автором застосовано комплексний підхід щодо вивчення геохімії ртуті. Ртуть природного походження розглянуто на прикладі тектонічного порушення (правобережжя м. Києва); природно-техногенного – МРП (Донецький регіон); техногенного – територія заводу «Радикал» (м. Київ) та міські агломерації Вінниця, Житомир та міста Донецької обл.

Поверхневі відклади довгостроково депонують забруднення, тому є базовими для визначення еколого-геохімічного стану територій. На території МРП в результаті розробки ртутних родовищ (з 1879 р.) відбулося накопичення ртуті у ґрунтових відкладах, що у десятки разів вище фонового (фоновий вміст – 0,037 мг/кг). За результатами визначення вмісту ртуті у ґрунтовому розрізі до глибини 1 м встановлено, що сорбційний бар'єр (наявність органічної речовини) знаходиться на глибині 30–40 см, де максимальний вміст елемента становить 34 мг/кг.

Моніторингові дослідження щодо стану ґрунтів кар'єру «Напівкупол Новий» (2005 р., В.О. Корчемагін, В.В. Гунченков) та кар'єру «Західне Замикання» (2011 р.) дозволили надати виявленим тут аномальним полям геохімічну характеристику у вигляді асоційованого ранжованого ряду хімічних елементів (згідно K_C): кар'єр «Напівкупол Новий» – $Hg_{363} > As_{25} > Sb_{19} > Cd_{3,5} > Pb_2$; кар'єр «Західне Замикання» – $Hg_{221} > As_{15} > Sb_{10} > Cd_2$. Встановлено, що найбільшу небезпеку становлять елементи Hg, As, Sb. За шість років вміст вищезазначених елементів знизився у 1,2–1,6 разів, тобто існує наявна позитивна динаміка, що пов'язано з припиненням діяльності МРП.

Аналізуючи вміст ртуті у відібраних пробах поблизу кар'єру «Західне Замикання» виявлено, що в північно-східному напрямку вміст ртуті у ґрунтах вищий, ніж у південно-західному (38–20 мг/кг та 20–17 мг/кг відповідно), що пов'язано з переважанням північно-східних вітрів.

Виявлено позитивний кореляційний зв'язок Hg–As ($r > 0,5$). За розрахованими показниками щодо еколого-геохімічного ризику територій КС, КК, КН, СПЗ, КПЗ та ППЕН встановлено надзвичайно небезпечний рівень забруднення на відстані до 1100 м від кар'єрів. Моніторинговий аналіз, щодо забруднення ґрунтів у 2005 році та 2011 році показав позитивну динаміку щодо їх очищення.

Ртуть як і багато інших важких металів відноситься до хімічних елементів в глобальну циркуляцію яких в істотному ступені втручається людська діяльність. Автором розглянуто вміст ртуті та інших хімічних елементів у ґрунтах Донецької області і міст Вінниця та Житомир.

Розрахувавши еколого-геохімічні показники стану ґрунтів міст Донецької області (Слов'янськ, Краматорськ, Дружківка, Артемівськ, Костянтинівка, Добропілля, Дзержинськ, Красноармійськ, Горлівка, Єнакієво, Селідове, Донецьк, Макіївка, Харцизьк, Торез, Сніжне, Маріуполь) встановлено, що за СПЗ, ППЕН, КПЗ досліджувані території відносяться до небезпечного рівня забруднення, відносно важких металів 1–2 класу небезпеки (Hg, Pb, Zn, Mn, Cr). За одержаними даними побудовано поліелементні карти забруднення поверхневих відкладів за СПЗ. Найменша забрудненість ґрунтів ртуттю встановлена у містах – Добропілля, Красноармійськ, Торез. Серед важких металів на цих територіях суттєвий вклад у забруднення ґрунтів вносять Mn, Pb, Zn.

Визначено межі забруднення ртуттю та іншими хімічними елементами міських агломерацій Житомира і Вінниці. У м. Житомир досліджено поверхневі відклади в межах промислових зон фабрики хімчистки, взуттєвої фабрики, ремонтно-механічного заводу та паперової фабрики. Провідними елементами-забруднювачами є Ag_{7-10} – Hg_{8-3} –Zn, Pb_{4-3} . Площа забруднення складає 0,1–0,9 км². Щодо м. Вінниці проаналізовано забруднення поверхневих відкладів в межах

промислових зон виробничих об'єктів (ВО): «Жовтень», «Термінал» та інструментального заводу. Провідними елементами-забруднювачами є $\text{Ag}_{33-3}\text{—Pb}_{15-4}\text{—Hg}_{3-2}$. Площі ореолів забруднення складають 0,85–0,4 км², виключенням є поверхневі відклади поблизу ВО «Жовтень», де виявлено аномальний вміст ртуті Hg_{100} на площі 0,85 км². За розрахованими показниками СПЗ, КПЗ та ППЕН території поблизу промислових зон міст Житомир та Вінниця віднесені до допустимого рівня забруднення, територія біля ВО «Жовтень» – до небезпечного.

При дослідженні ртуті техногенного походження обрано територію заводу «Радикал» (ртуть використовувалася у технологічному процесі), де внаслідок техногенної аварії (1996 р. обвалення даху електролізного цеху) у навколишнє середовище потрапили сотні тон елементу. У 2014 році автором проведено площадне опробування ґрунтів на п'яти ділянках (загальна площа досліджень 0,15 км²) біля електролізного. В роботі наведено вертикальний розріз ґрунтів (дерново-підзолисті, до глибини 1 м) та розподіл ртуті. Максимальна концентрація ртуті 4,85 мг/кг (при фоновому 0,03 мг/кг) зафіксовано на глибині 0,5 см. Геохімічні асоціації забруднення представлені наступними елементами – Hg, Zn, Pb, Cu вміст яких перевищує фоновий у десятки і сотні разів.

Дослідження щодо вмісту ртуті в асоціації з важкими металами одержано лише за 2002 та 2014 роки, в інші роки визначалася лише ртуть. Розраховано K_c , що дозволило визначити ступінь накопичення ртуті та важких металів у ґрунтах. У ґрунтах досліджуваних ділянок провідним елементом-забруднювачем є ртуть, на площах 1–3 фіксується динаміка щодо очищення ґрунтів від ртуті та важких металів, а 4,5 – до накопичення. Площа забруднення – 0,013 км² (75×38м), що складає 2,5% від території заводу та розташована безпосередньо на місці цеху, де ще залишилися бетонні перекриття, тому процеси вивітрювання йдуть повільно.

За вмістом ртуті у ґрунтах проведено моніторингові дослідження за 1996–2014 роки та встановлена тенденція щодо очищення ґрунтів (за медіанним значенням) – порівняно з 1996 роком у 2014 році вміст ртуті зменшився у 6 разів. Найбільшу небезпеку аномального вмісту ртуті у ґрунтах становить її

випаровування, яке перевищує норму у 26 разів (за даними Київської СЕС) і становить $31,2 \text{ нг/м}^3$ (при фоновому $1,2 \text{ нг/м}^3$), що зафіксовано в радіусі 1000 м від території заводу. Зважаючи на те, що територія знаходиться безпосередньо в мегаполісі, а в літній період випаровування збільшується – ртуть у ґрунтах становить небезпеку.

Порівнюючи еколого-геохімічний стан територій, де ртуть природно-техногенного (МРП) та техногенного (завод «Радикал») походження, необхідно відзначити масштаби і інтенсивність забруднення. Побудувавши карти ізоліній концентрацій ртуті (площа $6 \times 6 \text{ км}$) відчутно різницю ступеню екологічної дії елемента. Так, на території МРП зафіксовано регіональне забруднення, тоді як на території заводу «Радикал» – локальне.

Зважаючи на те, що найбільш небезпечними є рухомі форми ртуті, було проведено експериментальні роботи по визначенню її водорозчинних форм. Об'єктами досліджень були фонові ґрунти заповідника Хомутівський степ, ґрунти Микитівського рудного поля, ґрунти поблизу ВО «Жовтень» (м. Вінниця), ґрунти території заводу «Радикал» (м. Київ). Методика полягала у наступному: в наважці проби вагою 5 г визначалася загальна ртуть, потім проба заливалася 100 см^3 дистильованої води і струшувалася протягом 1 години. Після фільтрації твердий осад ґрунту висушували і проводили повторне визначення ртуті. Вміст водорозчинних форм визначався за різницею у вихідній пробі та пробі обробленій дистильованою водою.

Експериментально виявлено відсотковий вміст водорозчинних форм ртуті (хлоридної та адсорбованої) на територіях з природно-техногенним (МРП) та техногенним (завод «Радикал», території промислових підприємств). Встановлено, що при техногенному забрудненні їх вміст досягає 80%, а при природному не більше 30%.

Проведено дослідження *підґрунтового повітря* у м. Києві у зонах тектонічного порушення. Як відомо надходження ртуті відбувається постійно, але активізується у зоні розломів, ці ж процеси характерні і для радону. На території м. Києва такою ділянкою є зона розломів у Печерському районі, що обмежується

такими вулицями – з півночі: Верхня та Перспективна, зі сходу: вул. Мічуріна і Тимирязівська, з півдня – Залізничним шосе, та з заходу – вул. А. Барбюса та Червоноармійська. Визначено фоновий вміст ртуті для території м. Києва – $0,01 \text{ нг/м}^3$ (правобережжя – $0,25 \text{ нг/м}^3$; лівобережжя – $0,003 \text{ нг/м}^3$); у зоні перетину розломів (бульв. Д.Народів та вул. Мічуріна) вміст ртуті у підґрунтовому повітрі складає $1,7 \text{ нг/м}^3$, що перевищує фоновий у десятки разів. Встановлено, що ореоли ртуті зони тектонічного порушення у 2 рази ширші ніж ореоли радону.

При визначенні еколого-геохімічного стану території ефективними є геохімічні дослідження *рослинності*. На території МРП та заводу «Радикал» проаналізовано вміст ртуті та інших елементів у попелі рослин та розраховано коефіцієнти біологічного поглинання. Для території МРП об'єктами досліджень були надземні частини рослин пирій та молода береза, а для території заводу «Радикал» – паслін чорний, череда та молода тополя. Одержано дані щодо переходу ртуті у рослини при максимальному її вмісті у ґрунті для досліджуваних територій. Паслін чорний характеризується безбар'єрним накопиченням Hg та інших хімічних елементів – Cd, Zn, Sr, Pb, Se, Ni, Cr і може являтися рослиною-індикатором техногенного забруднення.

На території МРП хімічні елементи, в тому числі ртуть, лише захоплюються ($A_x 0,2\text{--}0,03$), що пояснюється бар'єрним накопиченням. Однак, пирій накопичує ртуті в 3 рази більше, ніж молода береза.

Необхідно зазначити, що на території МРП переважають ґрунти з підвищеним вмістом органічних речовин, що сорбують ртуть і служать природним бар'єром. Це знижує кількість ртуті, що засвоюється рослинами за рахунок утворення ртутьорганічних комплексів.

РОЗДІЛ 5

ЕКОЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ГІДРОСФЕРИ ЗА ОСОБЛИВОСТЯМИ РОЗПОДІЛУ РТУТІ В ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ТА ПРИРОДНИХ ВОДАХ

Міграція ртуті у поверхневих та підземних водах визначається швидкістю їх руху. Основний спосіб потрапляння ртуті у водні екосистеми - зі стічними водами у вигляді гомогенних і колоїдних розчинів і суспензій. Кількість антропогенної ртуті, що надходить у поверхневі водні екосистеми у 10 разів перевищує надходження з природних джерел [3]. У водних екосистемах катіони ртуті Hg^{2+} утворюють велику кількість стійких комплексних сполук з різними органічними і неорганічними лігандами. Особливу роль, зокрема, відіграють комплекси неорганічних солей ртуті з природними гуміновими речовинами, зокрема, з гуміновими і фульвокислотами [10]. Так як, в природних водах ртуть інтенсивно зв'язується з твердими зваженими частинками, то процеси сорбції-десорбції є ключовими для частки ртуті у водних екосистемах. У видаленні ртуті з водних мас вирішальну роль відіграють її сорбція і подальша седиментація [101].

У стічних водах багатьох промислових підприємств більше 65% ртутьвмісних частинок пов'язані з органічними макромолекулами, які випадають в осад у відстійниках очисних споруд і в природних водоймах [119], що призводить до забруднення рік та донних відкладів.

При аналізі еколого-геохімічного стану вод використовувались такі показники: ГДК Hg вод для культурно-побутового використання – $0,0005 \text{ мг/дм}^3$, ГДК Hg вод рибо-господарського використання – $0,001 \text{ мг/дм}^3$; фоновий вміст Hg – $0,00002 \text{ мг/дм}^3$ [38].

5.1. Донні відклади заводу «Радикал»

Джерелом забруднення природного середовища та селітебних територій сполуками ртуті є промислові підприємства, в технологічних циклах яких

використовується ртуть. Крім того, ртуть міститься в електронному обладнанні, батареях, енергозберігаючих лампах [76, 84], які після використання потрапляють у навколишнє середовище, будучи джерелом забруднення природних вод, донних відкладів, ґрунтів. Наприклад, одна пальчикова батарея може забруднити близько 20 м² ґрунту або 400 дм³ води [12]. Донні відклади водойм відіграють значну роль у формуванні гідрохімічного режиму річок, будучи або акумулятором забруднюючих речовин, або їх джерелом. Тому, простеживши динаміку накопичення забруднюючих речовин можна зробити висновки про наявність, або відсутність джерела забруднення.

У місті Києві існує приклад техногенного забруднення ртуттю об'єктів довкілля – завод «Радикал». Біля заводу протікає струмок Пляховий, який є найбільшим водотоком лівобережної частини м. Києва – середня течія протікає в трубі від вул. Красноткацької до Харківського шосе. Струмок впадає в озеро Нижній Тельбін, який слугує його своєрідним відстійником. У верхній і середній течії струмка розташований цілий комплекс підприємств хімічної промисловості, в результаті чого струмок піддається сильному техногенному забрудненню (Дарницька промислова зона). Донні відклади струмка Пляховий представлені глинистим мулом, мулистим піском і піском. Глинисті відклади, самі по собі, є природним геохімічним бар'єром для ртуті.

Техногенна аварія, в результаті якої ртуть потрапила у навколишнє середовище відбулася у 1996 році, тому екологічні питання з того часу мають першочергове значення. До 1996 року, в період роботи заводу «Радикал» ртуть накопичувалася в донних відкладах струмка. Ртуть накопичується в донних відкладах за рахунок швидкої адсорбції останніми і високої міцності зв'язування сполук Hg (II). Процеси сорбції відіграють важливу роль у контролі міграції ртуті, і в цілому, важких металів, будучи, найважливішим механізмом, що впливає на поширення забруднення.

У 1986, 1988 та 1989 рр. під керівництвом М.М. Лисяного проводилися геохімічні роботи [77, 100], в результаті яких визначено середній вміст ртуті, який складав: 1988 р – 222,6 мг/кг (в 106 разів більше ГДКп), 1989 р – 158,2 мг/кг (в

Таблиця 5.1

Вміст ртуті (мг/дм³) у донних відкладах струмка Пляховий (1997, 2002)
[Клос, 142, 123]

Номер проби згідно рис. 5.1	Hg	Zn	Pb	Cu	Ag	Ni	Mn	Sr
1с	0,3	—	—	—	—	—	1000	—
2с	3,0	—	50	120	1	—	—	—
3с	100,0	1000	300	500	30	200	—	—
4с	50,0	1000	300	1000	10	250	—	—
1к	3,0	—	50	150	2,0	—	1500	—
2к	0,6	—	60	40	0,2	—	1200	—
3к	4,5	—	100	160	1,2	—	—	500
4к	7,6	—	200	800	2,4	60	—	500
5к	2,3	400	100	280	1,7	50	—	—
6к	1,8	400	120	360	4,0	60	—	—
7	2,4	2500	200	1500	2,3	60	—	—

Примітка. «—» не визначено, с – 1997 р. [136], к – 2002р., п – 2002 р. [123]

Дослідження Л.Є. Постолюва 2002 року дало змогу простежити місце розташування ділянок, де донні відклади найбільше забруднені ртуттю. Аномальний вміст ртуті виявлено через 1,3 км від заводу «Радикал» [123], саме там, де струмок Пляховий змінює свій напрямок – проби 5–9 (115–323 мг/кг), тоді як в пробах 1–4, які розташовані в безпосередній близькості від заводу вміст елемента складає 0,37–15 мг/кг (рис. 5.2).

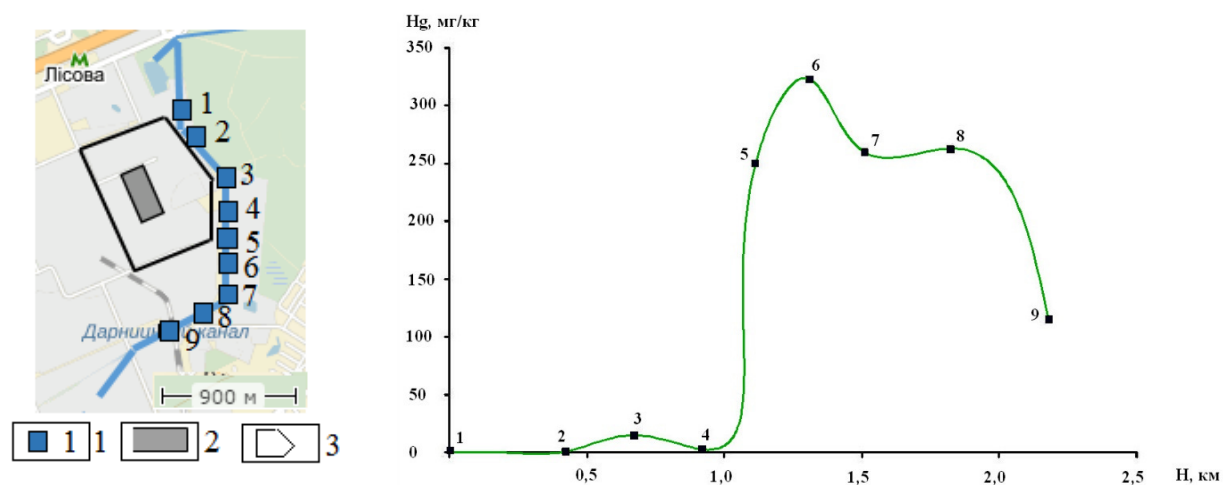


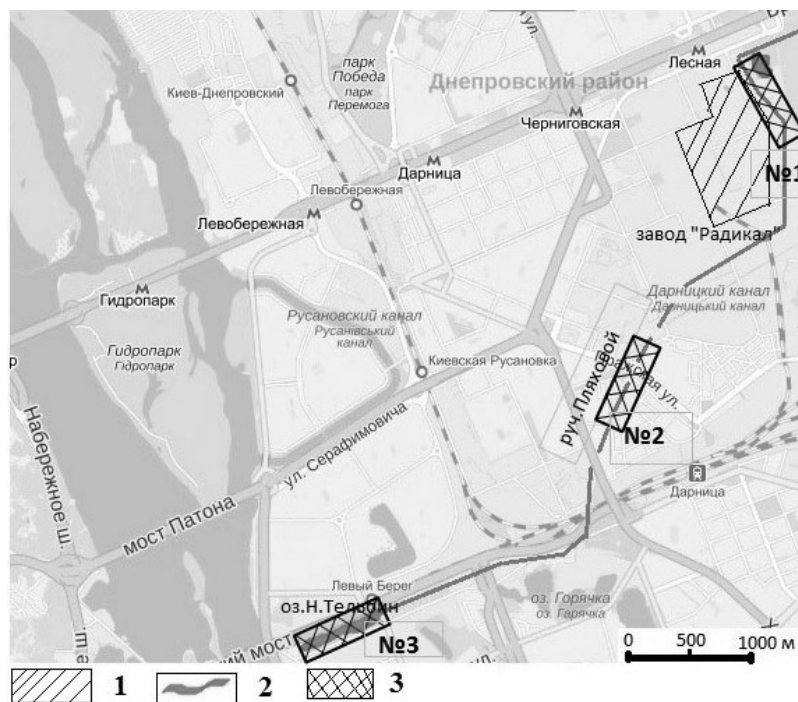
Рис. 5.2 Графік залежності вмісту ртуті в донних відкладах від віддаленості від заводу (2002р. за матеріалами [123]). 1 – номер ділянок відбору проб, 2 – територія електролізного цеху, 3 – територія заводу «Радикал»

До впадіння струмка Пляховий в озеро Нижній Тельбін вміст ртуті в донних відкладах сягав 250–100 мг/кг, що у тисячі разів вище за фоновий (0,05 мг/кг).

Вміст ртуті в донних відкладах викликає підвищений інтерес, оскільки не дивлячись на те, що її сполуки важкорозчинні, вони можуть бути вторинним джерелом забруднення водойм. В результаті того, що бентос, поглинаючи ртуть, акумулює її в собі і переводить в інші стани. Неорганічні сполуки ртуті переходять в елементарні (метилртуть) і є дуже токсичними (сполуки ртуті, які в малих дозах більш токсичні, ніж звичайна ртуть). Ці мікроорганізми споживаються рибами, які накопичують її у своєму організмі в різних кількостях [131]. Важливою геохімічною особливістю Hg є те, що в ряду інших халькофільних елементів вона характеризується найвищим потенціалом іонізації. Це визначає такі властивості Hg, як здатність відновлюватися в умовах донних відкладів до атомарної форми, значну хімічну стійкість до кисню і кислот. Виявлено, що десорбція неорганічної Hg (II) є незначною для більшості досліджених пісків, глин і органічних речовин. Співвідношення десорбції до адсорбції Hg (II) протягом 24 годин становить 1:10 (для пісків) і 1:100 (для глин); для органічних речовин десорбція не спостерігається.

З метою простеження динаміки забруднення автором проведено відбір проб донних відкладів (2014). Гранулометричний склад менший 0,01 мм. Колонки донних відкладів відбиралися трубкою довжиною 0,7 м, що дало змогу встановити нерівномірний розподіл ртуті за потужністю відкладів.

Більш низький вміст ртуті приурочено до областей, де на поверхні дна знайдено різнозерністі піски, при наявності тонкозернистих осадів – вміст ртуті підвищений. Аналіз донних відкладів проводився з трьох ділянок за течією струмка Пляховий (від заводу «Радикал» до озера Нижній Тельбін): перша – в безпосередній близькості від території заводу «Радикал»; друга – через 2 км, третя – через 3 км від другої ділянки і через 5 км від території заводу (рис. 5.3).



а



б

Рис. 5.3. Схема розташування ділянок відбору проб донних відкладів за течією струмка Пляховий, 2014 р. (а): 1 – територія заводу «Радикал», 2 – струмок Пляховий, 3 – ділянки відбору проб; (б) – фото відбору проб (Панаїт Е.В., 2014 р.

Вибір ділянок продиктований можливістю порівняння результатів аналізу донних відкладів за вмістом ртуті та інших металів у попередніх роках. Результати аналітичних досліджень представлено у таблиці 5.2.

Таблиця 5.2

Вміст (мг/кг) Hg, Cu, Pb в донних відкладах струмка Пляховий, 1997, 2002, 2014 рр.

Номер ділянки згідно рис. 5.3	Hg			Cu			Pb		
	1997	2002	2014	1997	2002	2014	1997	2002	2014
1	3	0,6	0,5	120	40	35	60	60	40
2	100	7,6	5,0	500	800	400	300	200	90
3	50	2,4	1,0	1000	1500	700	300	200	95
Фонове значення [142]	0,05			20			20		
Клас небезпечності	1			2			1		

Завдяки визначенню ртуті у 2014 році та наявністю даних про її вміст у донних відкладах струмка у попередні роки стало можливим визначити її геохімічну поведінку (рис. 5.4).

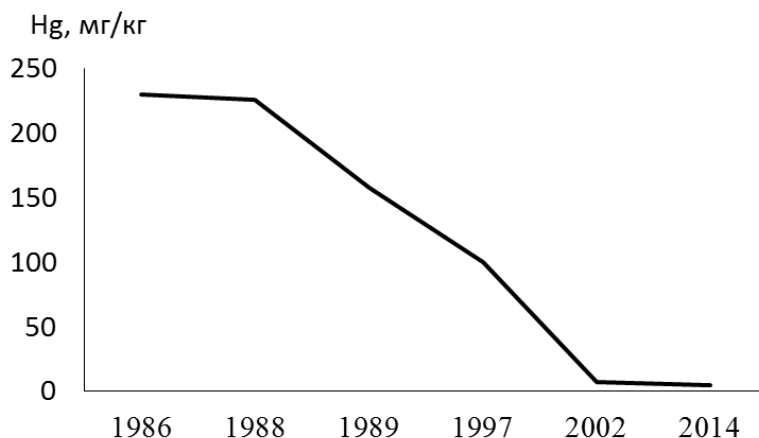


Рис. 5.4. Графік вмісту ртуті в донних відкладах струмка Пляховий за період 1986–2014 роки

За середнім значенням (медіаною) встановлено позитивну динаміку до зменшення вмісту ртуті у донних відкладах на всіх ділянках. Так, на другій ділянці вміст ртуті зменшився з 100 мг/кг (1997 р.) до 5 мг/кг (2014 р.).

Складність в оцінці ступеня небезпеки забруднення донних відкладів ртуттю та іншими важкими металами визначається відсутністю в Україні нормативних документів щодо концентрації токсичних елементів у донних відкладах, тому за основу оцінки прийняті норми і критерії, запропоновані Агентством з охорони навколишнього середовища Голландії (DCMR), Центром дослідження ґрунтів (TNO) та фірмою "HASKONING" [93]. Вони стосуються вирішення питань використання донних відкладів (намив територій, скидання у водні об'єкти, складування на спеціально обладнані відвали з виконанням комплексу захисних заходів). Згідно з документом, класифікація забрудненості донних відкладів включає 4 класи (табл. 5.3). Концентрація приведена для стандартних донних відкладів (10% органічної речовини і 25% глинистих часток). Якщо концентрації забруднюючих елементів нижчі цільового рівня, донні відклади вважаються чистими; граничний рівень характеризується максимально прийнятним ризиком, як для здоров'я людей, так і для природи; перевірочний рівень – концентрації елементів можуть чинити негативний вплив на чисте водне середовище; рівень, що вимагає втручання вважається показником сильного забруднення донних відкладів. Донні відклади, концентрація забруднюючих

речовин в яких перевищує рівень, що вимагає втручання, вважаються небезпечно забрудненими.

Таблиця 5.3

Критерії забруднення стандартних донних відкладів за концентраціями забруднюючих речовин (мг/кг сухої ваги) [93]

Хімічні елементи	Цільовий рівень	Граничний рівень	Перевірочний рівень	Рівень, що потребує втручання
Cd	0,8	2	7,5	12
Hg	0,3	0,5	1,6	10
Cu	35	35	90	190
Ni	35	35	45	210
Pb	85	530	530	530
Zn	140	480	720	720
Cr	100	380	380	380
As	29	55	55	55

Максимальна концентрація ртуті в донних відкладах (5 мг/кг) була зафіксована на ділянці 2 (2014 р.), що пояснюється морфологічною особливістю струмка (зміна напрямку потоку і гідродинамічними умовами), в результаті чого дрібні фракції донних відкладів концентрують більшу кількість ртуті, ніж крупніші фракції, що знаходяться при прямолінійному стабільному русі (рис. 5.5). Донні відклади на цій ділянці відносяться до рівня, що потребує втручання (сильно забруднені).

Щодо важких металів (Cu і Pb) теж відзначається позитивна динаміка (1997–2014 рр.) в зменшенні концентрації з часом, це пояснюється зменшенням обсягів виробничих викидів у навколишнє середовище в результаті закриття підприємств. За вмістом Cu – донні відклади сильно забруднені; Pb – слабо забруднені.

Враховуючи те, що джерело забруднення води і донних відкладів ртуттю (завод «Радикал»), не працює більше 20 років, відбувається поступове зменшення вмісту металу. Однак, яким би шляхом ртуть не потрапляла у воду, мікроорганізми метилують її, і при цьому завжди утворюється метилртуть [127]. Ця сполука надзвичайно отруйне, дуже стійке і являє собою одну з найнебезпечніших форм ртуті.

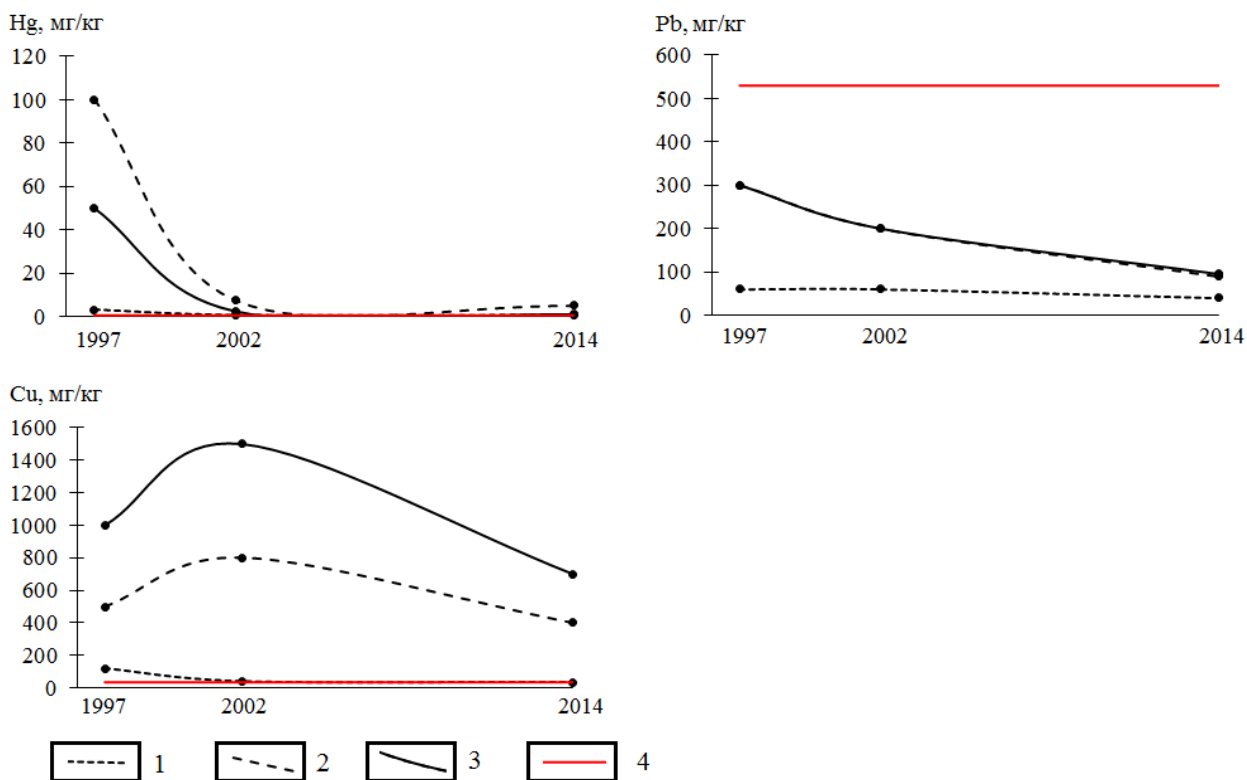


Рис. 5.5. Графіки забруднення донних відкладів струмка Пляховий за 1997, 2002, 2014 рр.: 1 – ділянка 1, 2 – ділянка 2, 3 – ділянка 3, 4 – граничний рівень забруднення згідно [93]

Відомо, що риба накопичує ртуть в різних кількостях [109]. Проведені дослідження [79] щодо вмісту ртуті в різних видах риби (окунь, карась, плотва) поблизу підприємств «Усолляхімпром» та «Саянськхімпласт» (подібність технологічного процесу до заводу «Радикал») дозволили визначити ряд небезпечності вживання риби відносно накопичення ними ртуті: окунь – 20,9 мг/кг, (K_H 35); плотва – 13,6 мг/кг, (K_H 45); карась – 1,91 мг/кг, (K_H 3). Виходячи з вищевикладеного можна зробити висновок, що окунь і плотва можуть бути індикаторами техногенного забруднення водойм та донних відкладів.

Основними формами ртутьорганічних сполук є метилртуть та диметилртуть. Диметилртуть володіє низькою розчинністю у воді і високою летючістю, вона легко випаровується в атмосферу, де під впливом ультрафіолету сонячної радіації розкладається до елементарної ртуті. Метилртуть вилучається з донних відкладів, суспензії і акумулюється в живих організмах. Відношення між

метилртуттю та диметилртуттю залежить від рН середовища. Диметилртуть існує при рН 8–9, при більш низьких значеннях рН переважає метилртуть.

5.2. Природні води

5.2.1. Розподіл ртуті у гідросфері. Відомо, що середній вміст ртуті (розчинені форми) в природних прісних водах – $0,03\text{--}0,07\text{ мкг/дм}^3$; в донних відкладах річок і прісноводних озер – $0,05\text{--}0,1\text{ мг/кг}$, в прісноводних рослинах – $0,04\text{--}0,06\text{ мг/кг}$ сухої маси [63]. Зазвичай там, де немає зазначення на забруднення ртуттю, її рівні в питних водах рідко перевищують $0,1\text{ мкг/дм}^3$ [25].

Низький рівень вмісту ртуті у природних водах пояснюється високими сорбційними властивостями багатьох речовин, наприклад, ґрунтів, гідроокисдів заліза, марганцю та алюмінію, глин, сланців [137]. Сорбційні процеси нівелюють вміст ртуті у водах та ускладнюють використання її водних ореолів розсіяння.

У гідросфері розподіл ртуті вивчено недостатньо, на графіку (рис. 5.6) наведено її вміст в деяких річках України [137].

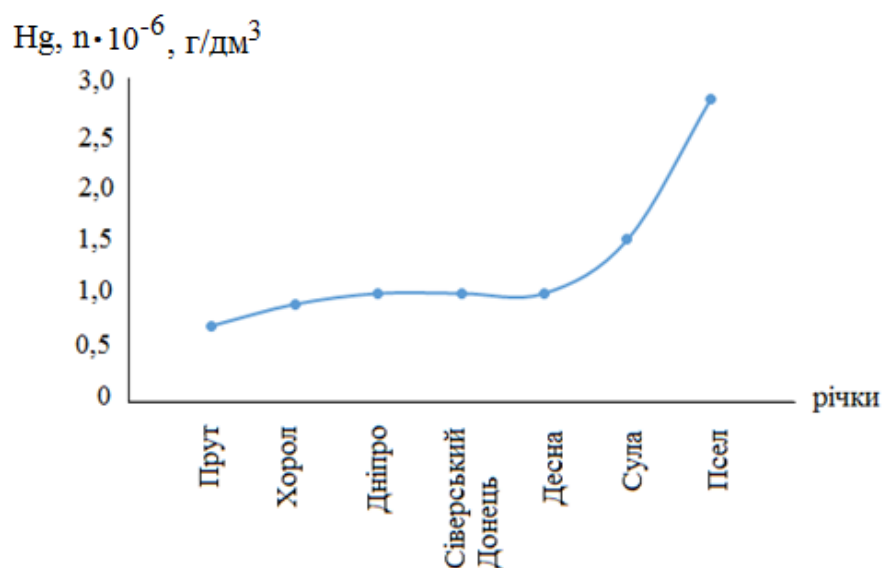


Рис. 5.6. Графік вмісту ртуті в річках України (за матеріалами [137])

Так, для більшості річок України вміст ртуті, г/дм^3 : $(0,7\text{--}1) \cdot 10^{-6}$, в річках Сула та Псел вміст підвищений – $1,5 \cdot 10^{-6}$ та $2,8 \cdot 10^{-6}$ відповідно, що пояснюється протіканням річок через північно-східну частину України, де зосереджені підприємства з видобутку і переробки нафтопродуктів. В води цих річок

надходить підвищена кількість ртуті, яка концентруючись в донних відкладах постійно є джерелом вторинного забруднення.

5.2.2. *Форми міграції ртуті у гідросфері.* Потрапляючи у воду і взаємодіючи з розчищеною органічною речовиною (ОР), ртуть утворює міцні комплекси. У водах з низькою мінералізацією основною сполукою Hg з ОР вважають іон метилртуті HgCH^+ , що володіє високою рухливістю, а також гідроксиметилртуть CH_3HgOH . Властивості метилпохідних ртуті істотно розрізняються. Диметилртуть (при $\text{pH} > 7$) легко випаровується з води, тоді як монометилртуть (при $\text{pH} < 7$) залишається в розчині і, внаслідок своєї здатності проникати через клітинні мембрани і блокувати ферменти, виявляється головним токсикантом [72, 156].

У *поверхневих водах* ртуть мігрує у двох основних фазових станах – в розчині вод (розчинені форми) і в складі суспензії (зважені форми). У свою чергу, в розчині вод вона може перебувати у вигляді двовалентного іона, гідроксида ртуті, комплексних сполук (з хлором, органічною речовиною та інш.). Серед з'єднань Hg (II), за своїм екологічним і токсикологічним значенням, особлива роль належить ртутьорганічним сполукам. Найважливішими акумуляторами ртуті, особливо в умовах забруднення, є зависть і донні відклади водних об'єктів. Найбільш високими концентраціями ртуті характеризуються техногенні мули, які активно накопичуються в річках і водоймах, куди надходять стічні води промисловості. Вміст ртуті в них досягає 100–300 мг/кг і більше (при фоні до 0,1 мг/кг). При зміні фізико-хімічних умов ця ртуть може назад переходити в розчини.

Узагальнивши дані щодо форм міграції ртуті в природних водах було побудовано діаграми її знаходження у різних типах вод (рис. 5.7).

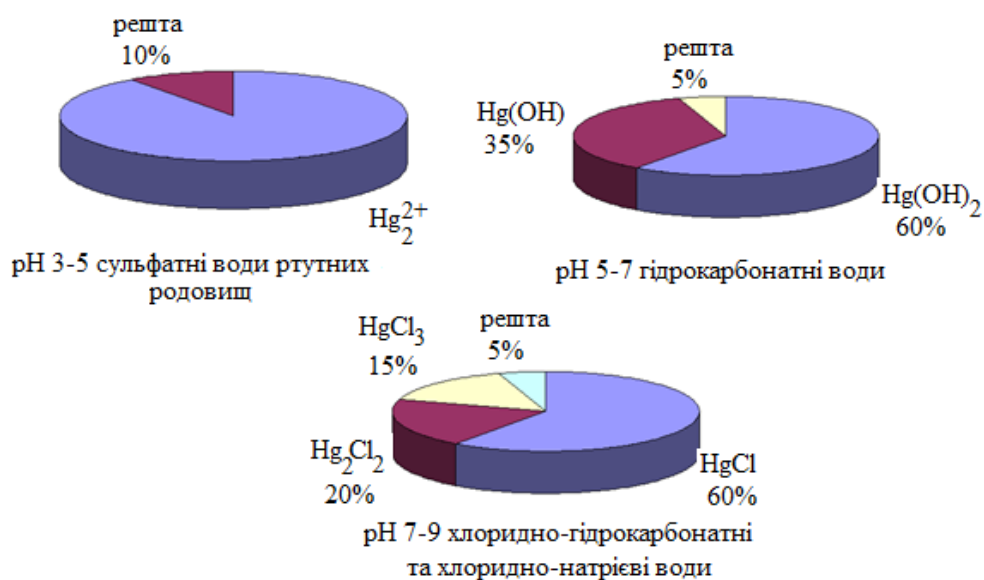


Рис. 5.7. Діаграми розподілу форм ртуті у водах різного складу (за матеріалами [10, 63])

Так, у водах сульфатних родовищ переважає форма – Hg_2^{2+} , гідрокарбонатним водам притаманна форма – $Hg(OH)_2$, а хлоридним – $HgCl$.

Доведено, що мінімальним вмістом елемента характеризуються прісні, нейтральні гідрокарбонатні (кальцієві, магнієві) води (де концентрації елемента не перевищує 0,001–0,003 мг/дм³), а максимальним – високомінералізовані, лужні хлоридні натрієві розсоли (в яких концентрація ртуті сягає 0,02–0,05 мг/дм³) (рис. 5.8).

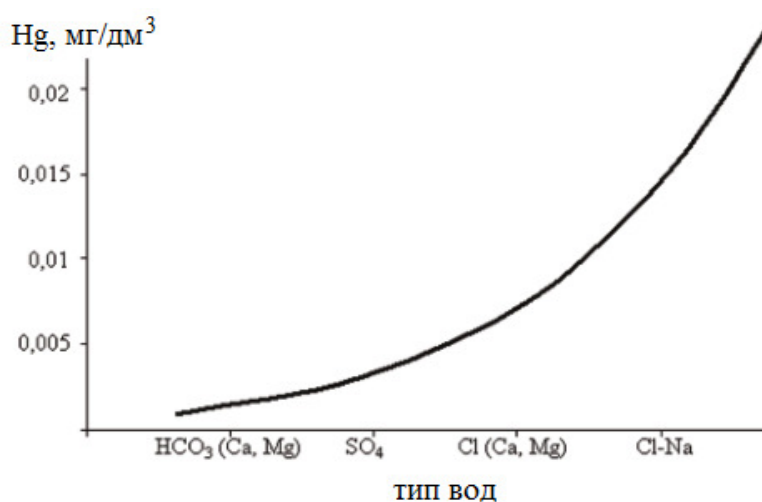


Рис. 5.8. Графік залежності між концентрацією ртуті та геохімічним типом вод [10]

У лужному середовищі ртуть утворює легкорозчинні комплексні сполуки. У кислому середовищі утворюються малорухомі, важкорозчинні комплексні сполуки з органічною речовиною та сірководнем, що характеризуються стійкістю навіть при високих значеннях температури. Наявність сірководню зумовлює формування потужного геохімічного бар'єру, на якому відбувається випадіння елемента з розчину за рахунок, зокрема, утворення кіноварі (HgS).

5.3. Підземні води

5.3.1. Завод «Радикал». Внаслідок техногенної аварії на заводі «Радикал» (1996) виникла необхідність моніторингу вмісту ртуті у підземних водах. Загалом, на території Дарницького промвузла води мають дуже різноманітний склад – від сульфатно-гідрокарбонатного кальцієвого до хлоридного натрієво-кальцієвого, з мінералізацією від 0,34 г/дм³ до 2,7 г/дм³, рН 5,2–7,4. До аварії проведено одиничні роботи по визначенню ртуті у підземних водах. В 1990 році [77] виявлено область глибоко метаморфізованих вод, площею 1,5 км², це Cl–Na–Ca води, з мінералізацією від 1–6,4 г/дм³ – в центрі аномалії; до 0,5–0,7 г/дм³ – на периферії. Аномалія була витягнута в напрямку фільтрації ґрунтових вод – вздовж струмка Пляховий та до русла р. Дніпра. У підземних водах (до глибини 5 м) найбільш високий вміст зафіксовано: Hg 0,0017–0,419 мг/дм³ (3–838 ГДК), Cu 0,017–1 мг/дм³ (до 1 ГДК), Cl[–] 0,48–3,7 г/дм³ (1,5–10,5 ГДК), NH₄⁺ 7,5–33 мг/дм³ (4–16,5 ГДК) [77]. Основним джерелом забруднення визнано фільтрацію стічних вод з очисних споруд заводу «Радикал», а також втрати стічних вод і технологічних розчинів з комунікацій, підземні захоронення відходів хімічного виробництва.

В 2002 році дослідження було продовжено [123], в результаті чого відібрано більше 30 проб підземних вод (рис. 5.9).

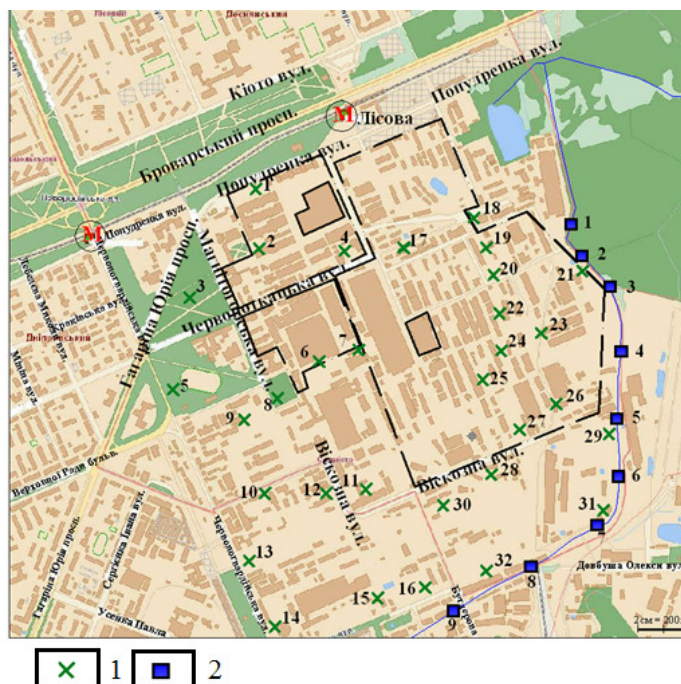


Рис. 5.9. Схема відбору проб ґрунтових вод та донних відкладів на території заводу «Радикал», 2002р. (за матеріалами [123]). 1 – ґрунтові води, 2 – донні відклади

За результатами отриманих даних для подальшої еколого-геохімічної оцінки автором розраховано коефіцієнт небезпеки (K_H) (табл. 5.4), до розрахунків прийнято ГДК Hg для культурно-побутового користування – $0,0005 \text{ мг/дм}^3$ [38]. Визначено, що з 32 проб 11 – менші за ГДК, 8 – на рівні ГДК, 8 – 2–10 ГДК, 6 – 10–216 ГДК.

Таблиця 5.4

Вміст ртуті у підземних водах (за матеріалами [123])

Номер проби згідно рис. 5.9	Hg, мг/дм ³	Глибина відбору, м	K_H	Номер проби згідно рис. 5.9	Hg, мг/дм ³	Глибина відбору, м	K_H
1	2	3	4	5	6	7	8
1	0,001	4,5	2,0	17	0,0011	3,0	2,2
2	0,00025	3,6	0,5	18	0,0012	2,15	2,4
3	0,0001	3,0	0,2	19	0,004	2,71	8,0
4	0,00052	3,6	1,04	20	0,0018	3,1	3,6
5	0,0001	5,4	0,2	21	0,0005	2,05	1,0
6	0,00064	4,05	1,28	22	0,004	3,05	8,0
7	0,108	3,95	216	23	0,003	3,1	6,0

Закінчення таблиці 5.4

1	2	3	4	5	6	7	8
8	0,00068	3,75	1,36	24	0,0005	2,97	1,0
9	0,00916	4,4	18,32	25	0,032	3,53	64,0
10	0,0001	4,11	0,2	26	0,0001	3,6	0,2
11	0,0589	5,0	117,8	27	0,0013	3,6	2,6
12	0,0001	4,53	0,2	28	0,06	3,0	120,0
13	0,0001	3,7	0,2	29	0,00062	1,6	1,24
14	0,0001	4,04	0,2	30	0,00006	3,8	0,12
15	0,0001	4,22	0,2	31	0,015	1,7	30,0
16	0,0001	3,08	0,2	32	0,00052	3,75	1,04

Для визначення просторового розподілу ртуті у підземних водах автором побудовано ізоконцентрації (рис. 5.10), що дозволило виявити напрям розповсюдження забруднення – південно-західний від території заводу «Радикал» (K_H 10–216).

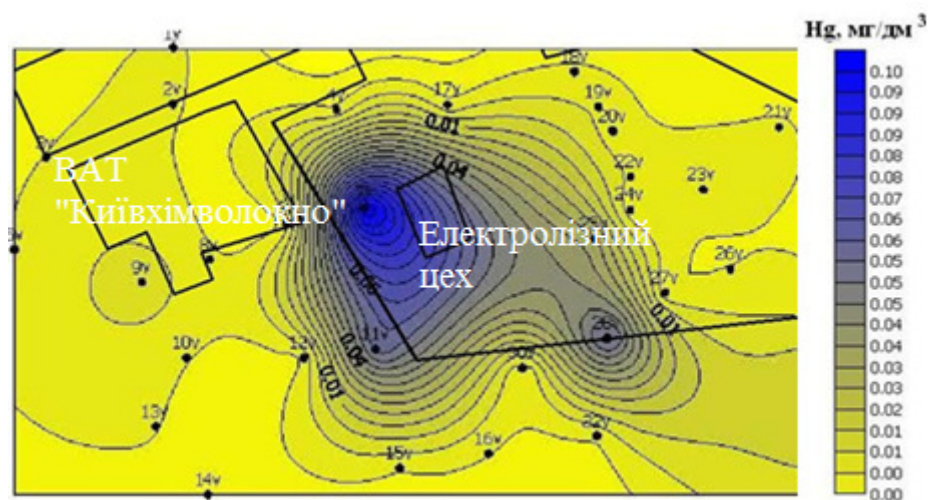


Рис. 5.10. Схема ізоконцентрацій ртуті у підземних водах заводу «Радикал» за 2002 рік (за матеріалами [123])

Аномальний вміст ртуті встановлено саме в районі електролізного цеху ($0,1 \text{ мг/дм}^3$). В подальші роки моніторинг щодо вмісту ртуті у підземних водах не проводився.

5.3.2. МРП. Природні води МРП характеризуються підвищеним вмістом ртуті та інших хімічних елементів внаслідок природних факторів, які обумовлені металогенічною особливістю регіону.

Вміст ртуті у підземних водах території вивчався багатьма дослідниками [63, 143] в результаті чого було визначено фоновий вміст Hg та інших хімічних елементів (табл. 5.5).

Таблиця 5.5

**Фоновий вміст ртуті та інших елементів (мг/дм³) в підземних водах
Донбасу [63]**

Тип вод	Hg	As	Li	Sr	Zn
Гідрокарбонатно-кальцієвий (магнієвий)	0,0006	0,001	0,023	0,99	0,021
Гідрокарбонатно-сульфатний, сульфатно-гідрокарбонатний, кальцієвий, магнієвий, натрієвий	0,0008	0,0014	0,066	0,66	0,025
Сульфатний теж саме	0,0012	0,0013	0,079	3,51	0,021
Сульфатно-хлоридний, хлоридно-сульфатний теж саме	0,0014	0,0015	0,071	1,97	0,027
Гідрокарбонатно-(хлоридно)-натрієвий	0,003	0,0026	0,148	1,02	0,031
Хлоридно-натрієвий	0,003	0,0023	0,192	2,12	0,052

Найвищий фоновий вміст ртуті та інших токсичних металів [143] встановлено у лужних (рН 8–9) гідрокарбонатно-натрієвих і хлоридно-натрієвих водах глибокого залягання, а також в слабокислих (рН 5,4–6,5) сульфатних водах, що утворюються в зоні аерації на ділянці сульфідної мінералізації. Осадження Hg з вод відбувається у вигляді Hg⁰, каломелі та вторинних сульфідів, менша розсіюваність в іонній газоподібній та колоїдній формі [143]. Визначено, що природні гідрогеохімічні ореоли розсіювання ртуті утворюються, переважно, в зонах розломів та в межах антиклінальних структур, що їх супроводжують (табл. 5.6).

Таблиця 5.6

**Концентрація ртуті у підземних водах (мг/дм³) антиклінальних структур
Донецької складчастої споруди [10]**

Назва геологічної структури	Концентрація ртуті у воді	
	фонова	max
Горлівська	0,005–0,01	0,02–0,05
Дружківсько-Костянтинівська	0,003–0,005	0,01–0,05
Слов'янська	0,002–0,003	0,01–0,03
Нагольно-Тарасівська	0,001–0,002	0,005–0,03
Ново-Троїцька	0,001–0,008	0,03
Корульська	0,001–0,002	0,020
Новодмитрівська	0,001–0,002	0,005
Камишувахська	0,001–0,002	0,008
Берекська	0,005	0,010
Дронівська	0,001–0,002	0,005
Шебелинська	0,001–0,002	0,010
Первомайська	0,001–0,003	0,010
Чернухінська	0,001–0,002	0,004
Лозовеньківська	0,001–0,002	0,017
Краснопавлівська	0,001–0,003	0,007

Важливим було вирішення питання залежності концентрації ртуті у природних водах від рН. Встановлено [10], що найменша активність ртутних сполук притаманна нейтральним водам (рН 6,8–7,2), а найбільша – лужним (рН 7,8–8,0) (рис. 5.11).

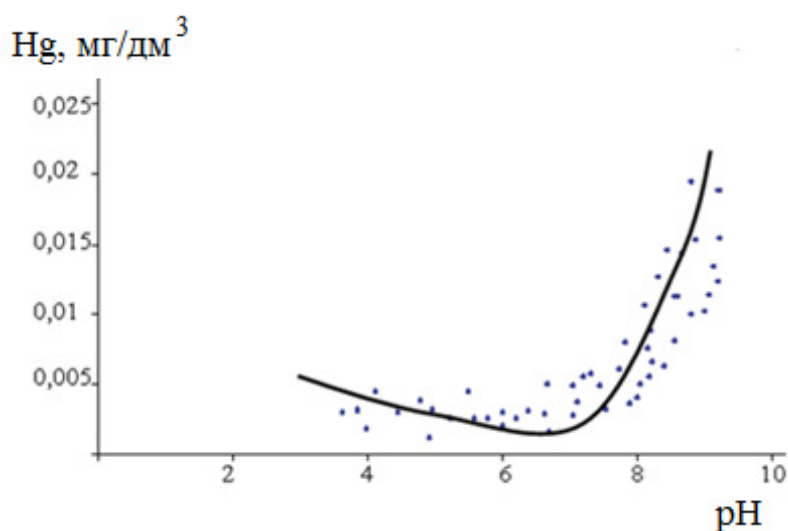


Рис. 5.11. Залежність концентрацій ртуті від рН підземних вод [10]

Але ступінь забруднення природних вод залежить не тільки від металогенічної спеціалізації регіону, а і обумовлена діяльністю промислових

підприємств, основними з яких є вугільна промисловість, металургійні та коксохімічні заводи. В межах Микитівського ртутного комбінат (МРК) ртуть утворює найбільші техногенні аномалії в підземних водах: до $0,01 \text{ мг/дм}^3$, що в 20–30 раз перевищує ГДКк-п [63].

5.4. Поверхневі води

Поля концентрацій хімічних елементів у відкритих водних потоках мають нестійкий характер і під впливом різноманітних факторів постійно змінюються у просторі і часі. Тому саме поверхневі води є індикатором природних і техногенних процесів.

Ртуть надходить у природні води внаслідок руйнування гірських порід і мінералів (кіновар – МРП) та зі стічними водами рудозбагачувальних цехів та інш. Автором проведено геохімічні дослідження щодо хімічного складу вод струмка Пляховий (м. Київ) та р. Бахмут (вплив МРП).

5.4.1. Завод «Радикал». Проводилося вивчення хімічного складу вод струмка Пляховий на 4 створах (1990 р.) [77] (рис. 5.12), ще до техногенної аварії. Розташування створів – 1–1,5 км один від одного; перший та другий – безпосередньо біля заводу «Радикал».

Встановлено [77], що після скидання стічних вод заводу «Радикал» (створ 2) мінералізація різко збільшується від $0,6$ до 6 г/дм^3 , а їх склад змінюється з гідрокарбонатно-хлоридних кальцієвих на хлоридні кальцієво-натрієві, і переважаючими солями стають хлориди кальцію і натрію. Тут визначено максимальну концентрацію хлоридів ($4,5 \text{ г/дм}^3$) і сульфатів ($0,95 \text{ г/дм}^3$). Крім того, у водах струмка Пляховий виявлено вміст азотистих сполук, які перевищують ГДК, мг/дм^3 : нітратів – 206, нітритів – 15,0, амонію – 75.

Озеро Нижній Тельбін сполучається зі струмком Пляховий, а озеро Тельбін – ні. Тому, в озері Тельбін сульфатів в 2 рази менше, хлоридів – в 4 рази менше, ніж в озері Нижній Тельбін.

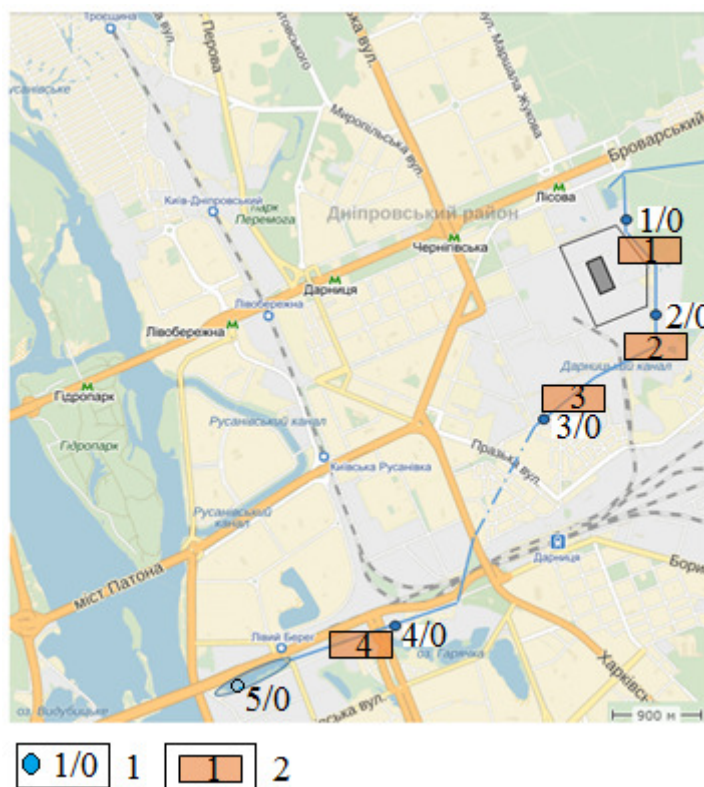


Рис. 5.12. Ділянки відбору поверхневих вод струмка Пляховий 1 – 1990 р. [77], 2 – 2014 р. (за власними даними [77, 79]). Проби відібрані у: 1 – 1990 р., 2 – 2014 р.

Макрокомпонентний склад вод представлено в таблиці 5.7.

Таблиця 5.7

Макрокомпонентний склад вод (мг/дм³) струмка Пляховий, озера Нижній Тельбін та Тельбін (1990) [77]

Номер ділянки згідно рис. 5.12	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	Мінералізація
1/0	300	41,6	93,5	5,1	115	22,9	26,8	605
2/0	161	208	3352	28,4	1040	20	1199	6041
3/0	152	96,4	1036	19,2	433	15,7	245	2028
4/0	130	91,3	786	31,4	334	13,6	206	1612
5/0	132	111	957	26,4	390	15,1	262	1862
оз Нижній Тельбін	204	105	261	8,2	117	46,6	80,4	746
оз.Тельбін	230	59,6	46,8	3	59,8	33,1	13	445
ГДК	—	—	350	—	180	40	200	—

Примітка. «—» не встановлено

Найбільшою водною артерією м. Києва є р. Дніпро, хімічний склад вод якої наведено в таблиці (табл. 5.8).

Таблиця 5.8

Хімічний склад вод р. Дніпро [33]

Показник	Вміст	Показник	Вміст
pH	7,9	K ⁺ , мг/дм ³	8,0
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	228,0	Fe ²⁺ , мг/дм ³	0,26
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	80,0	Cu ²⁺ , мкг/дм ³	4,8
Cl ⁻ , мг/дм ³	46,0	Mn ²⁺ , мкг/дм ³	55,0
Ca ²⁺ , мг/дм ³	65,0	Zn, мкг/дм ³	42,0
Mg ²⁺ , мг/дм ³	20,0	Cr, мкг/дм ³	5,5
Na ⁺ , мг/дм ³	48,0	Hg, мг/дм ³	0,00001

Порівнявши хімічний склад вод р. Дніпро і озера Тельбін можна відзначити їх подібність і задовільний стан якості води, що показує безпечність щодо вмісту ртуті.

Для визначення ступеня забруднення вод струмка Пляховий проведено моніторингові дослідження. Проби відібрано автором 2014 р. з 4 ділянок розташованих поблизу створів 1990 р. для порівняння складу вод щодо забруднення ртуттю (рис. 5.13). Ділянка 2, яка знаходиться у місці зміни течії струмка мала вторинне забруднення за рахунок донних відкладів, у 1990 році тут зафіксовано максимальний вміст ртуті (530 мг/дм³). У 2014 р. вміст ртуті на цій ділянці знаходився в межах 8–10 мг/дм³. Максимально забрудненими виявилися води четвертої ділянки (30 мг/дм³), яка знаходиться біля озера Нижній Тельбін. Загалом, маємо тенденцію щодо очищення вод струмка Пляховий від ртуті (середній вміст 1990 – 64 мг/дм³, 2014 – 8 мг/дм³), що пояснюється сорбційними властивостями донних відкладів.

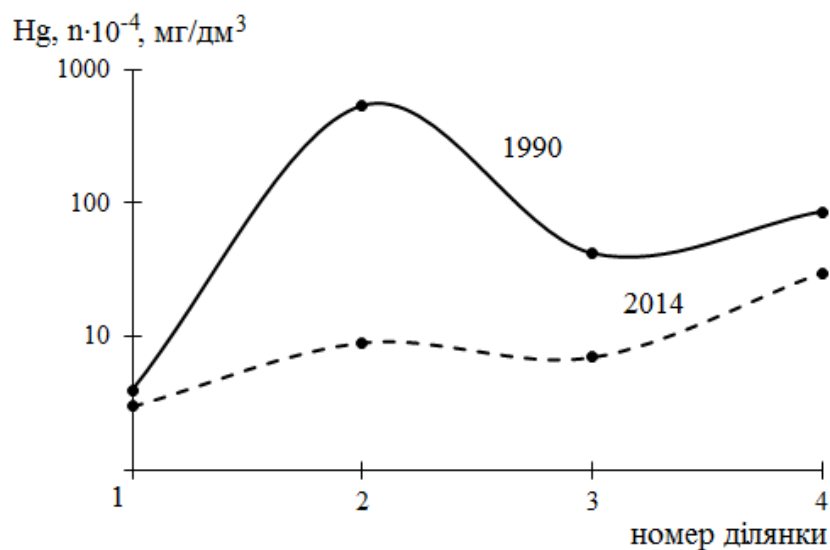


Рис. 5.13. Графік вмісту ртуті (1990, 2014 рр.) у поверхневих водах струмка Пляховий (за матеріалами [77, 79])

Для еколого-геохімічної оцінки стану вод струмка побудовано геохімічні ряди (табл. 5.9), які показують найбільш показові асоціації при санітарно-гігієнічному (K_H) та еколого-геохімічному (K_C) аналізі.

Таблиця 5.9

**Санітарно-гігієнічна та еколого-геохімічна оцінка поверхневих вод
струмка Пляховий (1990 та 2014 рр.)**

Номер ділянки згідно рис. 5.12	Геохімічні коефіцієнти	Геохімічні ряди	
		1990 рік	2014 рік
1/0	K_H	$Ni_{3,8}>Cr_{2,2}>Hg_{0,4}>Mn_{0,2}$	$Cr_{1,6}>Ni_{0,8}>Hg_{0,6}>Pb_{0,2}$
	K_C	$Ni_{150}>Cr_{28}>Hg_{10}>Ti_{2,1}>Pb_{1,8}>Cu_{1,3}$	$Ni_{160}>Cr_{20}>Hg_{15}>Pb_4$
2/0	K_H	$Hg_{106}>Mn_{7,7}>Cr_{4,8}>Ni_{7,7}>Mo_{0,1}>Cu_{0,06}$	$Cr_2>Hg_{1,8}>Ni_{1,7}>Pb_{0,7}$
	K_C	$Hg_{2650}>Ni_{308}>Cr_{60}>Ni_{58}>Mn_{38,5}>Cu_{18,7}>Mo_{12,5}>V_{4,3}$	$Ni_{340}>Hg_{45}>Cr_{25}>Pb_{14}>Mn,Zn_{3,5}>Cu_{1,7}>Mo_{0,9}$
3/0	K_H	$Ni_{10,8}>Hg_{8,4}>Cr_{4,4}>Mn_{1,5}$	$Cr_4>Ni_2>Hg_{1,4}>Pb_1$
	K_C	$Ni_{432}>Hg_{210}>Cr_{54,5}>Ti_{23,5}>Cu_{11,7}>Mn_{7,6}>Mo_4>V_{1,2}$	$Ni_{400}>Cr_{50}>Hg_{35}>Pb_{20}>Mo_{6,3}>Mn,Zn_{4,5}>Cu_{1,7}$
4/0	K_H	$Hg_{17,2}>Ni_{15,2}>Cr_{3,2}>Mn_1$	$Cr_8>Hg_6>Ni_3>Mn_{2,5}>Pb_2>Cu_1$
	K_C	$Ni_{606}>Hg_{430}>Cr_{40,2}>Ti_{12,8}>Cu_{10,7}>Mn_{4,9}>Mo_{2,4}$	$Ni_{600}>Hg_{150}>Cr_{100}>Pb_{40}>Cu_{33,3}>Mo_{18,8}>Mn_{12,5}$
5/0	K_H	$Ni_{37,7}>Cr_{13,6}>Hg_{4,8}>Mn_{3,1}$	—
	K_C	$Ni_{1606}>Cr_{170}>Cu_{150}>Hg_{70}>Ti_{11}>Pb_{9,4}>Mn_{9,9}>Mo_{2,6}$	—

Примітка. «—» проби води не відбиралися

Згідно розрахунків найбільш «чистими» (відносно ртуті) є поверхневі води ділянки 1, яка розташована вище за течією струмка відносно заводу «Радикал» і не забруднювалася стічними водами. Порівняно з 1990 роком, у 2014 році забруднення ртуттю фіксується у нижній течії струмка (K_H 6, K_C 150). Разом з ртуттю води забруднені Ni і Cr, вміст яких перевищує фоновий у сотні разів. Моніторингові дослідження дозволили встановити, що вміст Cr знизився у водах, за 24 роки, тоді як Ni лишився практично таким же (рис. 5.14). Ni і Cr надходять у воду в результаті розкладання відмерлих рослин та зі стічними водами, тому їх високий вміст може пояснюватися, як скидами у струмок, так і поступовим

розчиненням ємностей (в складі яких є нікель та хром), де знаходилися токсичні речовини, які використовували у технологічному процесі заводу «Радикал».

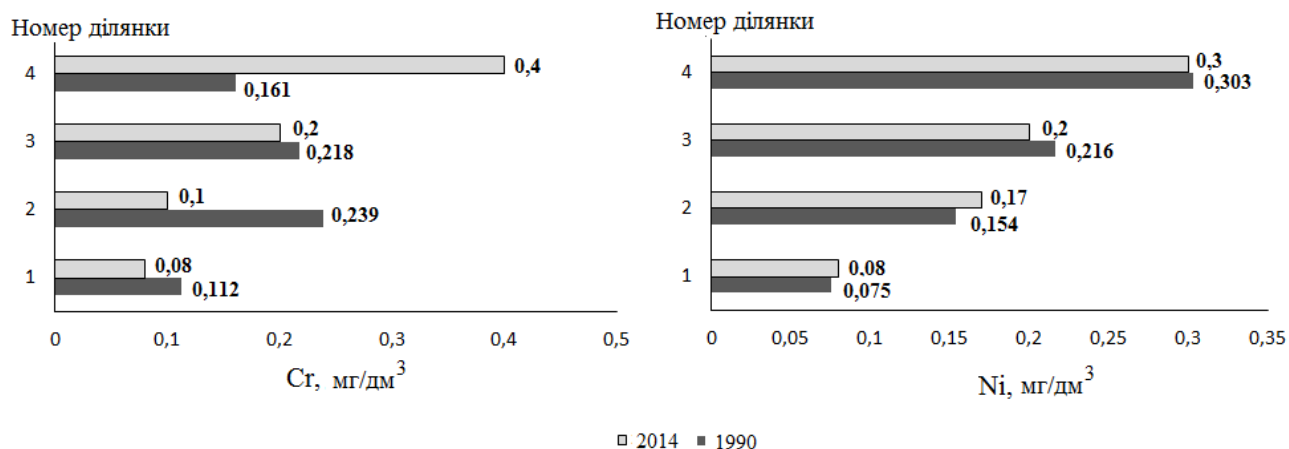


Рис. 5.14. Діаграми вмісту Cr та Ni у водах струмка Пляховий за 1990, 2014 рр.

Найбільш забрудненими були води струмка на 5-му створі (1990 р.), що знаходився безпосередньо на озері Нижній Тельбін ($K_H Hg$ 4,8, $K_C Hg$ 70), перевищення вмісту (K_C) Ni, Cu, Cr – у сотні разів. Але у 2014 р. відбір проб на цьому місці не проводився, тобто неможливо проаналізувати динаміку щодо стану вод озера Нижній Тельбін.

Для визначення класу якості вод струмка Пляховий було розраховано індекс забрудненості (ІЗВ) та K_C (табл. 5.10).

Таблиця 5.10

Індекс забрудненості вод струмка Пляховий (1990, 2014 рр.)

1990					2014				
Номер ділянки згідно рис. 5.12	ІЗВ	клас якості води		$K_C Hg$	Номер ділянки згідно рис. 5.12	ІЗВ	клас якості води		$K_C Hg$
1/0	0,46	2	чисті	10	1	0,42	2	чисті	15
2/0	16,55	7	надзвичайно забруднені	2650	2	0,88			45
3/0	2,7	4	забруднені	210	3	1,19	3	помірно забруднені	35
4/0	3,42			430	4	2,85	4	забруднені	150
5/0	3,68			70					

Розрахунок ІЗВ [153] ґрунтується на градаціях ГДК, а не на фонових концентраціях, тому він доречний лише при можливості використання вод, як питних.

За результатами порівняльного аналізу встановлено: у 1990 році води першої ділянки є чистими; другої ділянки відносяться до надзвичайно забруднених (що пояснюється зміною водотоку; на 3–5 ділянках води відносяться до категорії «забруднені»); у 2014 році води 1 та 2 ділянок віднесені до «чистих», а 3 та 4 до «помірно забруднених» та «забруднених» відповідно. Тобто наявна динаміка до очищення. Це може пояснюватися сорбцією елемента донними відкладами та переходом її у органічну форму.

5.4.2. МРП. Для аналізу вмісту ртуті та інших хімічних сполук мною проаналізовано їх розподіл у р. Сіверський Донець та р. Бахмут. Вміст хлоридів та сульфатів у водах є надійним індикатором техногенного впливу на довкілля. Хлориди характеризуються найбільшою міграційною здатністю, що пояснюється їх доброю розчинністю, слабкою здатністю до сорбції на суспензіях і споживанням водними організмами [25].

Моніторингові дослідження (1995–2011 рр.) щодо вмісту хлоридів і сульфатів у водах р. Сіверський Донець та р. Бахмут дозволили встановити, що води р. Сіверський Донець є придатними до споживання (рис. 5.15), тоді як р. Бахмут – вкрай забрудненими, однак у 2011 році виявлено зменшення концентрації даних компонентів до рівня ГДК.

Величина рН є важливим показником еколого-геохімічного стану вод, від якої залежить стійкість форм міграції хімічних елементів. рН рік Сіверський Донець і Бахмут знаходиться в межах 7,9–8,3, тобто слаболужні води, в яких можлива міграція ртуті. У розчинній формі мігрує 75 % від загального вмісту ртуті, 25% – у зваженій. Домінуючими факторами знаходження ртуті є органічні комплекси ртуті, неорганічна ртуть мігрує у вигляді гідрокомплексу.

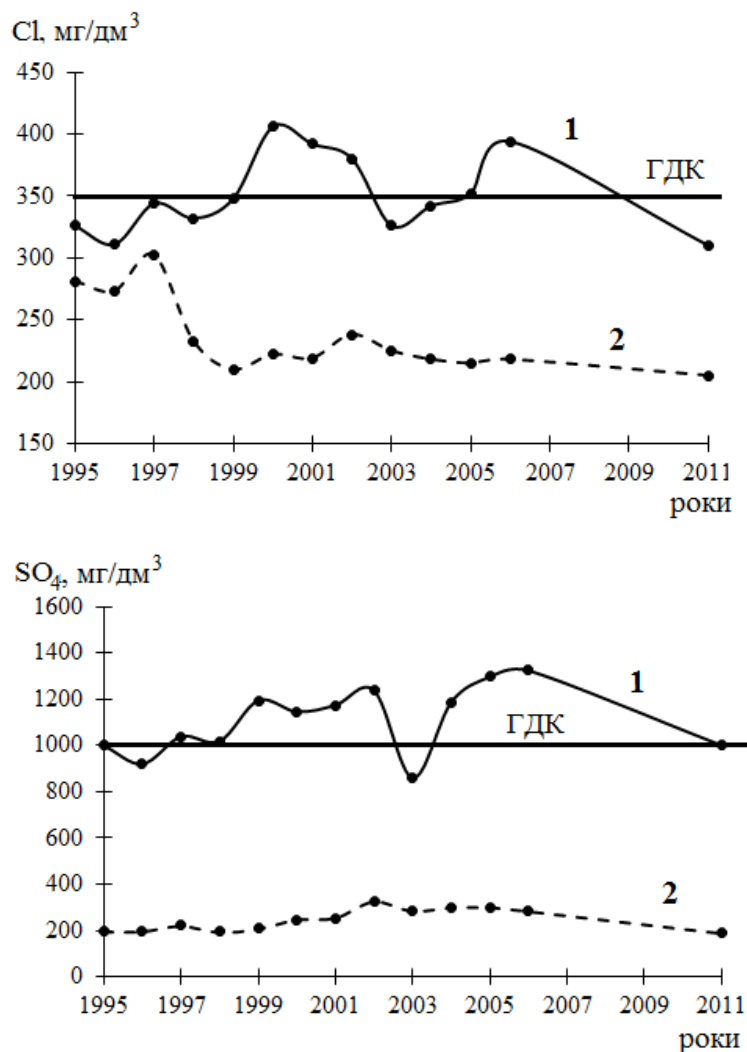


Рис. 5.15. Графік динаміки вмісту хлоридів та сульфатів у водах річок: 1 – Бахмут, 2 – Сіверський Донець (за матеріалами [33])

Річка Бахмут – друга за довжиною (88 км), права притока Сіверського Дінця, площа басейну 1680 km^2 . В межах міста Горлівка річка протікає через села – Зайцеве, Бахмут, Миколаївка. За кілометр від витоку на правому схилі є ділянки з домішками нафтопродуктів, джерелом яких, очевидно є колишня Микитівська нафтобаза [9]. У зв'язку з цим, на річці були побудовані споруди з уловлювання нафтопродуктів. В даний час підприємство із забезпечення нафтопродуктами розформовано, очисні споруди знаходяться в занедбаному стані і не виконують своїх функцій. Це є джерелом забруднення річкової води залишковими кількостями нафтопродуктів, що вимиваються з ґрунту.

У 2011 році у нижній течії р. Бахмут нами проведено опробування вод на ділянці протяжністю 5 км, за стандартною методикою (рис. 5.16).

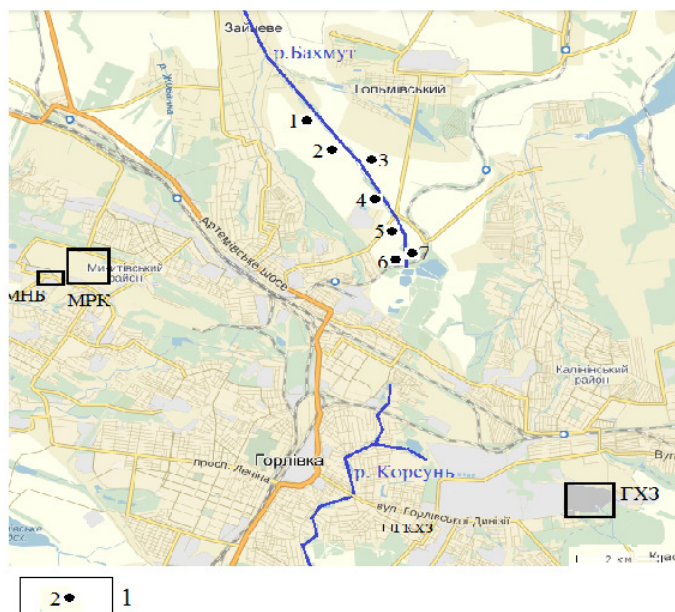


Рис. 5.16. Схема відбору проб води ріки Бахмут (2011 р.): МРК – Микитівський ртутний комбінат, МНБ – Микитівська нафтобаза, ГХЗ – Горлівський коксохімічний завод, ГХЗ – Горлівський хімічний завод. 1 – місце відбору проби та її номер

Опробування 7 ділянок: ділянка 1 знаходить на правому березі, в 6 км від МРП; друга ділянка – на відстані 1 км від першої; третя – на правому березі, на відстані 0,85 км від другої, четверта – на лівому березі, на відстані 1 км від попередньої, п'ята – на лівому березі, на відстані 1 км від попередньої, шоста ділянка – на правому березі, на відстані 1,15 км від п'ятої, а сьома – на правому березі, на відстані 1 км від п'ятої ділянки. Результати аналізу ртуті та важких металів у водах представлено у таблиці 5.11.

Таблиця 5.11

Вміст мікроелементів у водах р. Бахмут (мг/дм³), 2011 р.

Номер ділянки згідно рис. 5.16	Hg	Pb	Mn	Cr	Ni	Mo	Cu	Zn
1	0,0006	0,008	0,09	0,07	0,01	0,0009	0,04	0,04
2	0,001	0,008	0,07	0,05	0,01	0,001	0,05	0,07
3	0,0007	0,01	0,1	0,008	0,03	0,005	0,05	0,06
4	0,0008	0,02	0,16	0,07	0,07	0,001	0,07	0,04
5	0,001	0,1	0,12	0,09	0,1	0,08	0,08	0,09
6	0,0015	0,07	0,3	0,005	0,03	0,05	0,4	1,0
7	0,001	0,09	0,4	0,04	0,04	0,007	0,7	1,2

Кореляційні зв'язки з ртуттю у водах р. Бахмут не виявлено, це пов'язано з різним ступенем міграційної здатності. Для виявлення ступеня забруднення вод було розраховано K_H та K_C , та побудовано геохімічні ряди, що дало змогу оцінити асоціації елементів по кожній ділянці відбору проб (табл. 5.12).

Таблиця 5.12

**Санітарно-гігієнічна та еколого-геохімічна оцінка поверхневих вод ріки
Бахмут**

Номер ділянки згідно рис. 5.16	Геохімічні критерії	Геохімічні ряди
1	K_H	$Cr_{1,4}>Hg_{1,2}>Mn_{0,9}>Pb_{0,8}>Cu_{0,4}>Ni_{0,1}$
	K_C	$Hg_{30}>Ni_{20}>Cr_{17,5}>Pb_{16}>Cu_{13,3}>Mn_{4,5}>Zn_2$
2	K_H	$Hg_2>Cr_1>Pb_{0,8}>Mn_{0,7}>Cu_{0,5}>Ni_{0,1}>Zn_{0,07}>Mo_{0,01}$
	K_C	$Hg_{50}>Ni_{20}>Cu_{16,7}>Pb_{16}>Cr_{12,5}>Mn_{3,5}>Mo_{1,25}$
3	K_H	$Hg_{1,4}>Pb, Mn_1>Cu_{0,5}>Ni_{0,3}>Cr_{0,16}>Mo_{0,07}>Zn_{0,06}$
	K_C	$Ni_{60}>Hg_{35}>Pb_{20}>Cu_{16,7}>Mo_{6,25}>Mn_5>Zn_3>Cr_2$
4	K_H	$Pb_2>Hg, Mn_{1,6}>Cr_{1,4}>Ni, Cu_{0,7}>Zn_{0,04}>Mo_{0,01}$
	K_C	$Ni_{140}>Hg, Pb_{40}>Cu_{23,3}>Cr_{17,5}>Mn_8>Zn_2>Mo_{1,25}$
5	K_H	$Pb_{10}>Hg_2>Cr_{1,8}>Mn_{1,2}>Mo_{1,14}>Ni_1>Cu_{0,8}>Zn_{0,09}$
	K_C	$Pb, Ni_{200}>Mo_{100}>Hg_{50}>Cu_{26,7}>Cr_{22,5}>Mn_6>Zn_{4,5}$
6	K_H	$Pb_7>Cu_4>Hg, Mn_3>Zn_1>Mo_{0,71}>Ni_{0,3}>Cr_{0,1}$
	K_C	$Pb_{140}>Cu_{133,3}>Hg_{75}>Mo_{62,5}>Ni_{60}>Zn_{50}>Mn_{15}$
7	K_H	$Pb_9>Cu_7>Mn_4>Hg_2>Zn_{1,2}>Cr_{0,8}>Ni_{0,4}>Mo_{0,1}$
	K_C	$Cu_{233,3}>Pb_{180}>Ni_{80}>Zn_{60}>Hg_{50}>Mn_{20}>Cr_{10}>Mo_{8,7}$

На всіх ділянках дослідження підвищено вміст ртуті відносно ГДК в 2,4–3 рази; відносно фонового – у 40–70 разів. Серед інших елементів, вміст яких перевищує ГДК можна відмітити Cr, Ni, Pb; відносно фонового вмісту в 2–20 разів – Cr, Ni, Pb, Cu, Mn, Zn, Mo.

Для наочності побудовано графіки K_C Hg та K_H Hg (рис. 5.17). Так, найбільш забрудненими ртуттю є води нижньої течії р. Бахмут (ділянки 5–7).

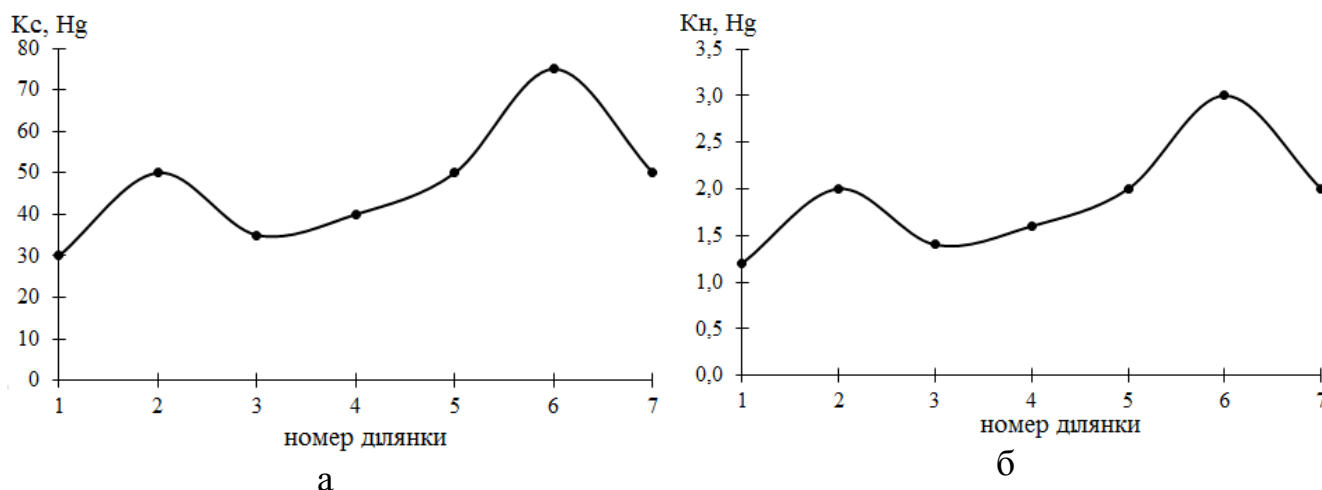


Рис. 5.17. Графіки концентрації Hg у водах р. Бахмут (Донецька обл.) : а – K_c (відносно фонового вмісту), б – K_n (відносно ГДК)

Це пояснюється міграцією (переміщенням) органічної речовини. Значна частина ртуті переходить у донні відклади, з верхнього шару яких, в наслідок зміни гідрохімічних та фізико-хімічних умов середовища, вона здатна знову перейти у природні води та викликати вторинне забруднення. Таким чином, геохімічна роль донних відкладів двояка, оскільки вони можуть як депонувати ртуть, а отже сприяти самоочищенню води, так і десорбувати елемент, тим самим погіршуючи якість води.

Для визначення класу якості вод р. Бахмут було розраховано індекс забрудненості (табл. 5.13), який враховує вплив хімічних елементів, що мають найбільше значення.

Таблиця 5.13

Індекс забрудненості вод р. Бахмут (2011 р.)

Номер ділянки згідно рис. 5.16	ІЗВ	Клас якості вод		K_c Hg
1	0,61	2	чисті	30
2	0,65			50
3	0,56			35
4	1,01	3	умовно чисті	40
5	2,25	4	забруднені	50
6	2,39			75
7	3,06			50

Згідно з розрахунками щодо санітарно-гігієнічного стану вод: води ділянок 1–3 можна віднести до чистих, 5–7 – до забруднених. Як транспортує середовище поверхневі води дають інформацію про наявність забруднення на даний час, тому необхідно постійно проводити моніторинг щодо наявності Hg та інших хімічних елементів для об'єктивної оцінки еколого-геохімічного стану довкілля.

5.5. Підсумки

У розділі проаналізовано стан гідросфери та надана оцінка за еколого-геохімічними показниками.

Донні відклади довгостроково депонують забруднення і відіграють значну роль у формуванні гідрохімічного режиму річок будучи або акумулятором забруднюючих речовин, або їх джерелом.

За результатами дослідження (1986–2014) ступеня забруднення струмка Пляховий, який протікає через район відстійників заводу «Радикал» встановлено, що після техногенної аварії у зв'язку з закриттям заводу вміст ртуті знизився у 40 разів. Забруднення ртуті формувалося в районі відстійників заводу «Радикал» та простягалося до місця впадіння струмка в озеро Нижній Тельбін. У 2014 році вміст ртуті у донних відкладах складав 5 мг/кг, що у 100 разів вище за фоновий (0,05 мг/кг) і згідно класифікації забрудненості донних відкладів, відноситься до рівня сильно забруднених. Необхідно відзначити, що максимальна концентрація ртуті в донних відкладах пояснюється морфологічною особливістю струмка (зміна напрямку потоку і гідродинамічними умовами), в результаті чого дрібні фракції донних відкладів концентрують більшу кількість ртуті, ніж крупніші фракції, що знаходяться при прямолінійному стабільному русі. Небезпека підвищеного вмісту ртуті у донних відкладах полягає в тому, що мікроорганізми перетворюють її в метилртуть – надзвичайно отруйну і дуже стійку сполуку.

Природні води це транспортує середовище головними джерелами забруднення яких є стічні води промислових підприємств, очисних споруд та каналізаційних стоків.

Після техногенної аварії на заводі «Радикал» виникла необхідність моніторингу вмісту ртуті у підземних водах (глибина 1,6–4,5м), який була проведено співробітниками Державного підприємства «Українська геологічна компанія» у 1996, 2002 роках. За матеріалами досліджень автором побудовано схему просторового розподілу ртуті у підземних водах і встановлено максимальне забруднення підземних вод у північно-західному напрямку від електролізного цеху (K_H 10–216), в подальші роки дослідження не проводилися. У 2014 році автором було проведено відбір проб струмка Пляховий на чотирьох ділянках за течією струмка (склад вод від сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієвого до хлоридно-натрієво-кальцієвого з мінералізацією від 0,34 г/дм³ до 2,7 г/дм³, рН 5,2–7,4) та розраховано ІЗВ. Встановлено, що води ділянок, які розташовані у верхній течії струмка є умовно чистими, а у нижній течії – забрудненими. Порівнюючи з 1990 роком ступінь забруднення вод зменшився.

Природні води МРП характеризуються підвищеним вмістом ртуті та інших хімічних елементів внаслідок природних факторів, які обумовлені металогенічною особливістю регіону. Було відібрано зразки вод на семи ділянки в нижній течії річки Бахмут, яка протікає в 6 км від МРП, та проведена їх санітарно-гігієнічна (K_H) та еколого-геохімічна (K_C) оцінка. Забруднення ртуттю вод перевищує фоновий вміст у 30–75 разів, що зафіксовано на всіх ділянках. Перевищення відносно ГДК складає 1–3 рази. Побудовані геохімічні ряди дозволили встановити також перевищення у десятки та сотні разів відносно фонового вмісту Pb, Cu, Ni.

ВИСНОВКИ

1. В результаті моніторингових досліджень вперше проведена порівняльна характеристика забруднення об'єктів довкілля ртуттю природного і техногенного походження на території України (територія заводу «Радикал» та МРП). Середній вміст ртуті у поверхневих відкладах заводу «Радикал» за 18 років (з 1996 по 2014 рр.) знизився у 6 разів, а на території МРП за 6 років (з 2005 по 2011 рр.) у 1,6 рази.

2. Вивчення розподілу ртуті різного генезису в об'єктах довкілля дозволило встановити, що розробка родовищ ртуті (територія МРП) найбільш небезпечна для екологічного стану цієї території. Встановлено перевищення фоновому вмісту у ґрунтах, рослинах та поверхневих водах у десятки і сотні разів, тоді як при техногенному забрудненні (промислові підприємства міст Вінниці, Житомира та Києва) аномалії ртуті локальні і менш інтенсивні. На території МРП зафіксовано регіональне забруднення ртуттю, що спричинено металогенічною спеціалізацією регіону.

3. Встановлено, що за рахунок механічних втрат металевої ртуті (у процесі роботи і при аварії електролізного цеху заводу «Радикал») сформувалося техногенне забруднення ґрунтів, яке відрізняється нерівномірністю розподілу ртуті по площі і розрізу поверхневих відкладів. Виявлено, що аномальне поле забруднення знаходиться в південно-східній частині території досліджень, в межах електролізного цеху; площа забруднення становить 0,013 км² (75м×38м), що складає 2,5% від території заводу. Встановлено, що в результаті припинення роботи заводу «Радикал» знизилася концентрація ртуті в поверхневих відкладах (0-10 см) більш ніж удвічі, що можна пояснити перенесенням ртуті з поверхневим стоком в струмок Пляховий і концентрацією її в донних відкладах, а також її осадженням на глибші ґрунтові горизонти.

4. Аналіз результатів еколого-геохімічних досліджень дозволив виділити поля забруднення ртуттю та надати їм асоціативні геохімічні характеристики. На прикладі забруднення ґрунтів промислових підприємств міських агломерацій

Житомира (фабрика хімчистки, взуттєва фабрика, ремонтно-механічний завод та паперова фабрика) і Вінниці (ВО «Жовтень», ВО «Термінал», інструментальний завод) визначено провідні елементи-забруднювачі – Ag, Hg, Pb (площа забруднення – 0,1–0,9 км²).

5. Вперше за розрахунками еколого-геохімічних критеріїв (K_C , K_H , K_K , СПЗ, КПЗ, ППЕН) проведена оцінка забруднення об'єктів довкілля (поверхневих та донних відкладів, поверхневих вод, рослинності) на територіях з різним джерелом ртуті). Встановлено, що об'єкти довкілля території МРП характеризуються як надзвичайно забруднені; заводу «Радикал» – до помірно небезпечного з локальними аномаліями; поблизу промислових підприємств міст Вінниці та Житомира – до допустимого рівня забруднення, і лише територія поблизу ВО «Жовтень» (м. Вінниця), виробник скляних трубок для кінескопів, ламп денного освітлення, вакуумних індикаторів, мікросхем і транзисторів – до небезпечного.

6. Кореляційний аналіз зв'язку ртуті та інших хімічних елементів у ґрунтах аномальних полів, що пов'язані з природно-техногенним та техногенним джерелом ртуті дозволив визначити, що на території МРП позитивний зв'язок встановлений лише з арсеном ($r > 0,5$); на території заводу «Радикал» (де ртуть знаходиться у металічній формі) вона не корелює ні з одним елементом; на території де ртуть промислово-техногенного походження встановлено її тісний кореляційний зв'язок з Ag та Pb ($r > 0,6$).

7. Вперше експериментально виявлено відсотковий вміст водорозчинних форм ртуті (хлоридної та адсорбованої) на територіях з природно-техногенним (МРП) та техногенним (завод «Радикал», території промислових підприємств) забрудненням. Встановлено, що при техногенному забрудненні їх вміст досягає 80%, а при природному не більше 30%.

8. Вперше визначено фоновий вміст ртуті на території правобережжя (0,25 нг/м³) та лівобережжя (0,003 нг/м³) м. Києва. Аналіз вмісту ртуті і радону у підґрунтовому повітрі дозволяє використовувати їх в якості геохімічних індикаторів наявності зон тектонічних порушень (на прикладі правобережжя

м. Києва). В цій зоні концентрації елементів перевищують фонові у десять разів ($\text{Hg} - 1,7 \text{ нг/м}^3$, $\text{Rn} - 90 \text{ Бк/м}^3$), а ореоли ртуті у 2 рази ширші за ореоли радону.

9. Аналіз результатів випробування наземних частин рослин на територіях з техногенним та природно-техногенним забрудненням (територія заводу «Радикал» та МРП) дозволив виявити найбільш інформативні рослини-індикатори щодо забруднення ртуттю. Встановлено, що на території МРП (грунти аномально забруднені ртуттю) рослини бар'єрно накопичують ртуть, найбільш індикаторним є пирій; на території заводу «Радикал» паслін чорний має безбар'єрне накопичення і може вважатися ефективним індикатором забруднення.

10. Аналіз результатів гідрогеохімічних досліджень поверхневих вод, які є транспортуючим середовищем, на прикладі струмка Пляховий (протікає в районі впливу заводу «Радикал») та ріки Бахмут (протікає в районі впливу МРП) дозволив встановити, що провідними елементами-забруднювачами є Hg , Ni , Cr . Інтенсивність забруднення вища у нижній течії водотоків (за значеннями індексу забрудненості вод відносяться до забруднених). В результаті проведених моніторингових досліджень донних відкладів (які довгостроково депонують ртутне забруднення) струмка Пляховий (1986–2014 рр.) виявлено позитивну динаміку щодо зменшення вмісту ртуті.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю.В. Алексеев. — Л.: Агропромиздат, 1987. — 142 с.
2. Алексеенко В.А. Геохимические барьеры: [Учеб. Пособие] / А.В. Алексеенко, Л.П. Алексеенко. — М.: Логос, 2003. — 144 с.
3. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия: [учебник] / А.В. Алексеенко. — М.: Логос, 2000. — 627 с.
4. Анищенко А.З. Результаты испытания газортутного метода поисков в Донбассе, Закарпатье, Крыму и на Северо-Западном Кавказе / А.З. Анищенко, А.П. Большаков, А.М. Карасик [и др.] // Геохимические методы при поисках и разведке рудных месторождений. — М.: Недра, 1971. — Вып. 5. — С. 118—136.
5. Артеменко В.М. Вторичные ореолы рассеяния ртути на сурьмяно-ртутных месторождениях Никитовского рудного поля / В.М. Артеменко // Разведка и охрана недр. — 1987. — № 5. — С. 14—19.
6. Атмогеохимическое прогнозирование неотектонически активных зон в Донбассе, Днепропетровско-Донецкой впадине и других регионах / В.К. Гавриш, Ю.С. Рябоштан, Л.А. Добрянский [и др.] — К.: ИГН, 1990. — С.44.
7. Ахметов Р.М. Ртуть в природе и техногенных образованиях / Р.М. Ахметов // Геологический сборник. — 2013. — Вып. 10. — С. 222—224.
8. Багатаев Р.М. Геологическое изучение и освоение Никитовских ртутных месторождений Донбасса (Украина) / Р.М. Багатаев, В.М. Роговой. — М.: Научный мир, 2011. — 182 с.
9. Багин А.С. Малые реки города Горловки. Экологические аспекты состояния малых рек / А.С. Багин — Городская экологическая общественная организация «Зеленое движение», 2004. — 60 с.
10. Безрук К.О. Геохімічні особливості водної міграції ртуті у північно-західній частині Донецької складчастої споруди / К.О. Безрук, В.Г. Суярко // Пошукова та екологічна геохімія. — 2013. — № 1. — С. 14—19.

11. Богданов Ю.А. Экспертная оценка загрязненности ртутью промплощадки ОАО «Радикал» в г. Киеве / Ю.А. Богданов, Ю.С. Юраков // АО «Научно-технологический институт транскрипции, трансляции и репликации». — Харьков, 2002. — 31 с.
12. Богданович О.В. Об экологической опасности отработанных батареек и аккумуляторов / О.В. Богданович, Ю.С. Некрасова // Десятая междунар. науч.-техн. конф. студентов, аспирантов и молодых учёных «Энергия—2015»: Материалы конф., 21—23 апр. 2015 г., Иваново. Т. 2. — Иваново: УИУНЛ ИГЭУ, 2015. — С. 132—133.
13. Большаков А.П. Зональное изменение фазового состава ртути в ореолах рассеяния на Никитовском рудном поле / А.П. Большаков, С.В. Пивоваров // Док. АН СССР. — 1973. — Т. 210, № 1. — С. 205—207.
14. Бондаренко А.П. Восстановление нарушенных ландшафтов. Ртуть в окружающей среде: [учебное пособие] / А.П. Бондаренко, А.В. Ермиенко. — Павлодар, 2007. — 164 с.
15. Брукс Р.Р. Загрязнение микроэлементами / Р.Р. Брукс; под ред. Дж. Бокрис // Химия окружающей среды. — М.: Химия, 1982. — С. 371—413.
16. Бывший киевский завод химикатов «Радикал» (Киев) [Электронный ресурс] / Режим доступа: <http://wikimapia.org/15907424/ru>.
17. Вернадский В.И. Избр.соч. В 5-ти томах / В.И. Вернадский. — М.: АН СССР, 1955. — Т.2. — 615 с.
18. Виноградов А.П. Биогеохимические провинции и их роль в органической эволюции / А.П. Виноградов // Геохимия. — 1963. — № 3. — С. 199—213.
19. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах / А.П. Виноградов. — М.: АН СССР, 1957. — 237 с.
20. Виноградов А.П. Закономерности распределения химических элементов в Земной коре / А.П. Виноградов // Геохимия. — 1956. — № 1. — С. 46—52.

21. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород Земной коры / А.П. Виноградов // Геохимия. — 1962. — № 7. — С. 555—571.
22. Влияние загрязнения воды и почвы на здоровье жителей Донецкой области [Электронный ресурс] / Режим доступа: <http://www.bibliofond.ru/view.aspx?id=556388>.
23. Вредные вещества в промышленности. Справ. для химиков, инженеров и врачей: в 3 т. / под ред. Н.В. Лазарева, Э.Н. Левина. — Л.: Химия, 1977. — Т. 3: Неорг. и элементоорганич. соединения. — 1977. — 608 с.
24. Временные методические рекомендации по проведению геолого-экологических исследований при геологоразведочных работах (для условий Украины) / Д.Ф. Володин, В.А. Яковлев, В.И. Почтаренко [и др.] — К.: ГГП Геопрогноз, 1990. — 60 с.
25. Вступ до медичної геології: у 2 т. / за ред. Г.І. Рудька, О.М. Адаменка. — К.: Академпрес, 2010. — Т. 2 — 448 с.
26. Гевис Дж. Круговорот ртути в природе / Дж. Гевис, Дж.Ф. Фергюссон. — М.: ВНИИМИ — 1973. — № 3. — 23 с.
27. Генеральний перерахунок запасів з оцінкою супутніх елементів по родовищах Микитівського рудного поля за станом на 01.01.1997 р. / В.П. Сіроштан, Л.І. Полукєєв. — Фонди. «Геоінформ» — 1997. — 237 с.
28. Геология месторождений полезных ископаемых. Учебно-методическое пособие для студентов высших учебных заведений / И.П. Лебедев, Е.Х. Кориш К.А. Савко [и др.] — Воронеж. — 2009. — 114 с.
29. Геология ртутных месторождений и рудопроявлений Украины / под ред. В.И. Скаржинского — К.: Наукова думка, 1975. — 285 с.
30. Геолого-экологические исследования м-ба 1:50000 на территории Горловско-Енакиевского промышленного узла (планшет М-37-124-Г-в, г; М-37-125-В-в,г; М-37-136-Б-б; М-37-137-А-а,б,г; М-37-137-Б-а,в). Отчет центральной геолого-экологической партии о проведении работ 1990–1992 гг (в 2-х книгах) / Отв. исп. В.В. Ильин, А.И. Велигуров, В.М. Новосельцев. — Фонды. «Геоинформ». — Артемовск — 1992.

31. Геохимия и фазовый состав ртути в углях СССР в связи с оценкой перспектив ртутоносности новых районов / М.А. Карасик, А.Г. Дворников, Е.Г. Тихоненкова. — Фонды. «Геоинформ». — Симферополь, 1970 г.
32. Геохімія золотоносних кор вивітрювання кристалічного фундаменту Українського щита (Брусилівська шовна зона та прилеглі території) / [Е.Я. Жовинський, Н.О. Крюченко, О.А. Жук, та ін.] // Геохімія та рудоутворення. — Вип. 35. — 2015. — С. 43—47.
33. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / В.І. Осадчий, Б.Й. Набиванець, Н.М. Осадча, Ю.Б. Набиванець. — К.: Ніка-Центр, 2008. — 656 с.
34. Гладышев В.П. Аналитическая химия ртути / В.П. Гладышев, С.А. Левицкая, Л.М. Филлипова. — М.: Наука, 1974 — 228 с.
35. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР / М.А. Глазовская — М.: Высшая школа, 1988. — 328 с.
36. Глобальный баланс и предельно допустимые выбросы ртути в атмосферу / Б.П. Абрамовский, Ю.А. Анохин, В.А. Ионов [и др.] // Всесторонний анализ окружающей природной среды. — Л.: Гидрометеиздат, 1976. — С. 35—48.
37. Глобальный баланс ртути в биосфере. Загрязнение и охрана окружающей среды / Ю.А. Анохин, Г.Н. Воронская, Н.Я. Николишин [и др.] — Обнинск, 1978. — 44 с.
38. ГН 2.1.5.1315–03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.
39. ГН 2.1.7.2041–06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.
40. Голева Г.А. Гидрогеохимические поиски скрытого оруденения / Г.А. Голева. — М.: Недра, 1968. — 291 с.
41. Голева Г.А. Гидрогеохимия рудных элементов / Г.А. Голева. — М.: Недра, 1977. — 216 с.

42. Гордеева О.Н. Формы нахождения ртути в почвах природно-техногенных ландшафтов Приангарья [Электронный ресурс] / О.Н. Гордеева, Г.А. Белоголова, О.С. Рязанцева // Тезы докл. конф. молодых ученых «Современные проблемы геохимии». Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, 12—17 сент. 2011 г., Иркутск. — Режим доступа: http://www.igc.irk.ru/ru/site_content/89-doklady/711-33.

43. Горовой А.Ф. Минералогия и геохимия ртутных месторождений Донбасса / А.Ф. Горовой. — К.: Вища школа, 1987. — 104 с.

44. Григорьев Н.А. Распределение ртути в верхней части континентальной коры / Н.А. Григорьев // Ежегодник–2012, Тр. ИГГ УрО РАН — 2013. — Вып. 160. — С. 100—103.

45. Гунченко В.В. Литохимия Никитовского рудного поля / В.В. Гунченко, В.А. Корчемагин, Б.С. Панов // Литохимия в действии. — 2006. — С. 87—90.

46. Гунченко В.В. Ртуть в углях Никитовского рудного поля [Электронный ресурс] / В.В. Гунченко, А.С. Шквар // Металлогения древних и современных океанов: материалы 11 науч. студ. школы, 25—30 апр. 2005 г., Миасс. Т. 2. — Миасс: ИМин Уро РАН, 2005. — Режим доступа: <http://uran.donetsk.ua/~masters/2015/feht/shynkareva/library/article7.htm>.

47. Гунченко В.В. Структурно-морфологические типы рудных тел Никитовского рудного поля / В.В. Гунченко, В.А. Корчемагин // Металлогения древних и современных океанов: материалы 12 науч. студ. школы, 10—16 апр. 2006 г., г. Миасс. — Миасс, 2006. — С. 328—329.

48. Дворников А.Г. Некоторые особенности ореолов рассеяния ртути в почвах и углях юго-восточной части Донбасса / А.Г. Дворников // Докл. АН СССР. — 1963. — Т. 150, № 4. — С. 894—897.

49. Дворников А.Г. Об ореолах рассеяния ртути в шахтных водах Центрального Донбасса / А.Г. Дворников // Докл. АН СССР. — 1968. — Т. 178, № 2. — С. 446—449.

50. Дворников А.Г. Ртутноносность углей Донецкого бассейна / А.Г. Дворников. — М.: Недра, 1987. — 180 с.
51. Дворников А.Г. Ртутноносность углей Донецкого бассейна / А.Г. Дворников, С.И. Кирикилици. — М.: Недра, 1987. — 158 с.
52. Дворников А.Г. Формы нахождения ртути в почвах на Чернобугорском ртутном месторождении (Донбасс) / А.Г. Дворников, Л.И. Герасимова, В.А. Пономарева // Геохимия. — 1974. — № 6. — С. 852—858.
53. Добрянский Л.А. Ртуть в окружающей среде некоторых городов Украины / Л.А. Добрянский, В.М. Артеменко, В.И. Морозов. — К.: ИГН АН Украины, 1992. — 44 с.
54. ДСП-201-97, Наказ МОЗ Укарїни від 09.07.1997р. №201 “Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та біологічними речовинами)”.
55. Дудик А.М. Временные методические рекомендации по геолого-экологическим работам в пределах горнопромышленных районов Украины / А.М. Дудик. — Донецк, 1992. — 106 с.
56. Екологічний атлас Києва [Карта] / Кер. проекту О. А. Сидоренко. — К.: ТОВ "Агенство Інтермедіа", 2006. — 60 с.
57. Еколого-геохімічні дослідження об'єктів довкілля України / за ред. Е.Я. Жовинського, І. В. Кураєвоє. — К.: Альфа-реклама, 2012. — 156 с.
58. Єгорова Т.М. Ландшафтно-геохімічна структура території України як методологічна основа еколого-геохімічних досліджень / Т.М. Єгорова // Екологія і охорона довкілля. — 2003. — №2. — С. 71—77.
59. Жовинский Э.Я. Радон в окружающей среде г. Киев и г. Афины / Э.Я. Жовинский, Н.О. Крюченко // Пошукова та екологічна геохімія. — 2007. — № 1 (6). — С. 32—35.
60. Захаров Е.К. Структура рудного поля, минералогический состав и генезис Никитовского рудного поля в Донецкой области / Е.К. Захаров, Н.И. Королев. — М.-Л.: АН СССР, 1940. — 108 с.

61. Захаров Е.П. Использование летучести и сорбции ртути при геохимических поисках месторождений полезных ископаемых / Е.П. Захаров // Геологический журнал. — 1988. — Т. 48, № 4. — С. 11—16.
62. Звонарев, Б. Л. Закономерности распределения ртути в почвах вблизи источника загрязнения / Б.Л. Звонарев, Н.Г. Зырин // Почвоведение. — 1981. — № 4. — С. 32—39.
63. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: в 5 т. / В.В. Иванов. — М.: Экология, 1997. — Т. 5. — 574 с.
64. Ивантишина О.М. Типы ртутной минерализации Донбасса и закономерности их размещения / О.М. Ивантишина, В.А Шумлянский // Докл. АН УССР. — 1984. — № 5. — С. 5—9.
65. Ивантишина О.М. Элементы-примеси в киновари месторождений и рудопроявлений Украины (по данным спектрального анализа) / О.М. Ивантишина, Н.В. Степанова // Вопросы геохимии, минералогии, петрографии и рудообразования. — К.: Наукова думка. — 1979. — С. 77—81.
66. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе "почва–растения" / В.Б. Ильин. — Новосибирск: Наука, 1991. — 151 с.
67. Ионов В.А. Перенос ртути в атмосфере / В.А. Ионов, И.М. Назаров, В.З. Фурсов // Докл. АН СССР. — 1976. — Т. 228, № 2. — С. 456—459.
68. Кабата–Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях [Пер. с англ.] / А. Кабата–Пендиас, Х. Пендиас — М.: Мир, 1989. — 439 с.
69. Карасик М.А. Атмогеохимические методы поисков рудных месторождений / М.А. Карасик, С.И. Кирикилица, Л.И. Герасимова. — М.: Недра, 1986. — 247 с.
70. Карасик М.А. Газовые ореолы ртути и их значение в геологоразведочной практике / М.А. Карасик, А.З. Анищенко, В.И. Морозов // Вопросы прикладной геохимии и петрофизики. — К.: Выща школа, 1976. — С. 40—47.

71. Карасик М.А. Пары ртути в атмосфере / М.А. Карасик // Геологические методы поисков и разведки месторождений полезных ископаемых. — М.: ВИЭМС, 1978. — 58 с.
72. Карасик М.А. Ртуть в минерализованных водах и рассолах пермской галогенной толщи Донбасса / М.А. Карасик, Ю.И. Гончаров, А.Е. Василевская // Геохимия. — 1965. — № 1. — С. 117—121.
73. Клос В.Р. Биогеохимические индикаторы зон экологического риска городских агломераций / В.Р. Клос, Э.Я. Жовинский // Пошукова та екологічна геохімія. — 2014. — №1—2 (14—15) — С. 8—12.
74. Ковалевский А.Л. К теории формирования ртутных биогеохимических аномалий в растениях / А.Л. Ковалевский // Теоретические аспекты миграции элементов-индикаторов рудных месторождений и математические методы обработки геохимической информации. — Ереван, 1974. — С. 58—61.
75. Ковальский В.В. Геохимическая экология. Очерки / В.В. Ковальский. — М.: Наука, 1974. — 300 с.
76. Кожушко Г.М. Проблемы ртутного забруднення навколишнього середовища відходами розрядних ламп [Електронний ресурс] / Г.М. Кожушко, Л.В. Дугніст, С.Г. Кислиця // Світлотехніка та електроенергетика. — 2013. — № 1. — С. 37—43. — Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/svitteh_2013_1_7.
77. Комплексное изучение выявленных зон загрязнения и режимные наблюдения в пределах жилищно-промышленной агломерации г. Киева и прилегающих районов, 1985–1990 гг.: в 7 т. / Н.Н. Лысяный — Фонды. «Геоинформ». — 1990.
78. Корчемагин В.А. Экологические аспекты загрязнения почв вокруг полукупала “Новый” / В.А. Корчемагин, В.В.Гунченко // Наукові праці Донецького національного технічного університету. Серія: Гірничо-геологічна. — 2007. — Вип. 6. — С. 174—179.

79. Крюченко Н.О. Особенности миграции и концентрации ртути в донных отложениях вблизи территорий промышленных зон / Н.О. Крюченко, Э.В. Панаит // Минералогічний журнал. — 2016. — Т. 38, №1. — С. 96—101.

80. Крюченко Н.О. Эколого-геохимическая оценка техногенного загрязнения поверхностных отложений промышленных зон бывшего завода «Радикал» / Н.О. Крюченко, Э.В. Панаит // ScienceRise. — 2015. — № 1/1 (6). — С. 23—26.

81. Лазаренко Е.К. Минералогия Донецкого бассейна: ч. 1. / Е.К. Лазаренко, В.И. Павлишин, Б.С. Панов. — К.: Наукова думка, 1975. — 252 с.

82. Лазаренко Е.К. Минералогия Донецкого бассейна: ч. 2 / Е.К. Лазаренко, Б.С. Панов, В.И. Груба. — К.: Наукова думка, 1975. — 502 с.

83. Либберт Э. Физиология растений / Э. Либберт. — М.: Мир, 1976. — 285 с.

84. Люмінесцентна лампа [Електронний ресурс] // Вікіпедія [Офіц. сайт]. — Режим доступу: https://uk.wikipedia.org/wiki/Люмінесцентна_лампа.

85. Маликов И.Н. Подвижные формы ртути в почвах природных и природно-техногенных ландшафтов / И.Н. Маликова, Г.Н. Антошин, Ж.О. Бадмаева // Геология и геофизика. — 2011. — Т. 52, № 3. — С. 409—425.

86. Малов А.М. Медико-экологические аспекты ртутной контаминации в условиях мегаполиса / А.М. Малов, М.Л. Александрова // Российский биомедицинский журнал — 2009. — Т.10 — С. 102—112.

87. Малюга Д.П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. Принципы и практика поисков / Д.П. Малюга. — М.: АН СССР, 1963. — 264 с.

88. Металічні і неметалічні корисні копалини: в 2 т. Т. 1: Металічні корисні копалини / Д.С. Гурський, К.Ю. Єсипчук, В.І. Калінін [та ін.] — К.— Львів: Центр Європи, 2005. — 785 с.

89. Металлогения ртути / под ред. В.И. Смирнова, В.А. Кузнецова, В.П. Федорчука. — М.: Недра, 1976. — 256 с.

90. Метилртуть (гигиенические критерии состояния окружающей среды, 101). — Женева: ВОЗ, 1993. — 124 с.

91. Михальская Е.В. Исследование наличия ртути в различных объектах окружающей среды г. Донецка [Электронный ресурс] / Е.В. Михальская, Г.В. Чудаева // V Междунар. науч. конф. студентов и аспирантов. Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов. — Донецк: ДонНТУ, 2006. — Режим доступа: <http://uran.donetsk.ua/~masters/2015/feht/shynkareva/library/article4.htm>.

92. Нікіташ О.П., Приходько В.Л. Оцінка впливу ртутного забруднення підземних вод території заводу «Радикал» на питні підземні води м. Києва (за договором №3д 8/240600/10 від 25.12.2001 р.). Кн.1. / О.П.Нікіташ, В.Л. Приходько // Державне регіональне геологічне підприємство «Північгеологія», комплексна гідрогеологічна партія. — Київ, 2002. — 105 с.

93. Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт–Петербурга. Региональный норматив: по состоянию на 28 сент. 2006. — Санкт–Петербург, 1996. — 20 с.

94. Обуховская Т.Д. Zn, Cd, Hg, Pb в системе почва–растение / Т.Д. Обуховская, Е.В. Каплунова, А.В. Сердюкова // Бюллетень почвенного института имени В.В. Докучаева. — 1983. — Вып. 35. — С. 27—32.

95. Озерова Н.А. Ртуть и эндогенное рудообразование / Н.А. Озерова. — М.: Наука, 1986. — 232 с.

96. Опытнo-методические работы по изучению динамики техногенных изменений и форм загрязняющих веществ (на примере ПГА Донбасса и ПГА Украины). Книга 2 Исследование форм нахождения загрязняющих веществ в техногенных аномалиях / Еременко Г.К., Атабекян Т.В., Дворников А.Г. — Фонды. «Геоинформ». — 1995.

97. Органические соединения ртути: Научные обзоры современной литературы по токсичности и опасности хим. веществ / под. ред. Н.Ф. Измерова. — М.: МРПТХВ. Центр международных проектов ГКНТ, 1989. — 69 с.

98. Основные проблемы радоновой безопасности / [И.Л. Комов, Е.А. Кулиш, Э.Я. Жовинский и др.] — К.: Логос, 2005. — 351 с.
99. Отруєння ртуттю [Електронний ресурс] // Вікіпедія [Офіц. сайт]. — Режим доступу: https://uk.wikipedia.org/wiki/Отруєння_ртуттю.
100. Отчет о результатах работ по геохимическому исследованию пород зоны аэоации и грунтовых вод с целью определения степени их загрязнения на территории г.Киева и прилегающих районов: в 8 т. / Н.Н. Лысяный — Фонды. «Геоинформ» — 1985.
101. Оценка воздействия ртути на окружающую среду в Республике Беларусь / [С.И. Кузьмин, А.В. Бобко, Н.А. Кульбеда, Г.И. Глазачева]. — Минск: РУП «Бел НИЦ «Экология», 2012. — 64 с.
102. Оценка поступления ртути в окружающую среду с территории Российской Федерации. План действий Совета Арктики по предотвращению загрязнения Арктики (АСАР/ПДСА) [Электронный ресурс] — Копенгаген: COWI A/S, 2005. — Режим доступа: <http://acap.arcticcouncil.org/projects.cfm>.
103. Панаїт Е.В. Вміст ртуті в ґрунтах поблизу Микитівського ртутного комбінату / Е.В. Панаїт // Пошукова та екологічна геохімія. — 2014. — № 1.—2 (14—15). — С. 40—43.
104. Панаїт Е.В. Особливості розподілу радону в підґрунтовому повітрі / Е.В. Панаїт // Пошукова та екологічна геохімія. — 2013. — № 1 (13). — С. 25—29.
105. Панаїт Е.В. Розподіл ртуті у поверхневих відкладах США, Китаю, України та Росії. / Е.В. Панаїт // Пошукова та екологічна геохімія. — 2015. — № 1 (16). — С. 15—18.
106. Панов Б.С. Актуальные проблемы экологии Донбасса / Б.С. Панов // Сборник научных трудов: «Социально-экономические, экологические и гуманитарные проблемы развития туристического бизнеса». — Донецк, 2003. — С.75—86.

107. Панов Б.С. Про проблеми екології у зв'язку з ртутносною вугілля Донбасу / Б.С. Панов, С.В. Сахно // Електронний журнал "Проблеми екології". — Донецьк : ДонНТУ, 2004. — № 1—2. — С. 145—150.

108. Панов Б.С. Эколого-геохимические особенности Украины и Донецкого бассейна / Б.С. Панов // Доклады междун. школы «Современные методы эколого-геохимической оценки состояния изменений окружающей среды». — 2003. — С. 203—214.

109. Пастухов М.В. Экологические аспекты аккумуляции ртути гидробионтами Байкало-Ангарской водной системы: автореферат на соиск. уч. ст. канд. биол. наук. / М.В. Пастухов. — Иркутск, 2012. — 22 с.

110. Перельман А.И. Биокосные системы Земли / А.И. Перельман. — М.: Наука, 1977. — 160 с.

111. Перельман А.И. Геохимия биосферы / А.И. Перельман. — М.: Наука, 1973. — 166 с.

112. Перельман А.И. Геохимия ландшафта / А.И. Перельман. — М.: Высшая школа, 1975. — 340 с.

113. Петросян В.С. Глобальное загрязнение окружающей среды ртутью и её соединениями / В.С. Петросян // Россия в окружающем мире: 2007 / под ред. Н.Н. Марфенин. — Т. 10 Серия Аналитический ежегодник. — М.: МНЭПУ, 2007. — С. 149—163

114. Пилипчук А.Д. Геолого-економічний огляд. Ртуть (на 01.01.2006 р.). — Фонди. «Геоінформ». — 2006. — 30 с.

115. Подвязный В.И. Влияние модернизации оборудования на экологию окружающей среды и экономическую эффективность производства / В.И. Подвязный // Современная экономика: проблемы и решения. — №3 (15). — 2010. — С. 100—108.

116. Постолов Л.Е. Загрязнение ртутью промплощадки ОАО «Радикал» в г. Киеве и технические решения по заключительной демеркуризации выведенного из эксплуатации производства хлора и каустической соды на ОАО «Радикал» / Л.Е. Постолов // Еврoхим. — К., 2004. — 4 с.

117. Природные и техногенные месторождения ртути в Донбассе: оценка опасности для здоровья [Электронный ресурс] / [Б.С. Панов, А.Г. Колкер, Т.Г. Шендрик, В.А. Корчемагин] // Материалы II российского совещания по органической минералогии. Органическая минералогия. — Петрозаводск, 2005. — Режим доступа: <http://uran.donetsk.ua/~masters/2015/feht/shynkareva/library/article8.htm>.

118. Проблемы металлогении Украины / отв. ред. Я.Н. Белевцев. — К.: Наукова думка, 1964. — 256 с.

119. Прокофьев А.К. Химические формы ртути, кадмия и цинка в природных водных средах / А.К. Прокофьев // Успехи химии. — 1981. — Т. 50, Вып. 1. — С. 54—84.

120. Радченко А.И. Формы нахождения ртути в биосфере / А.И. Радченко // Минералогический журнал. — 1999. — Т.21, № 5—6. — С. 48—56.

121. Радченко А.И. Формы нахождения ртути в средах и геохимических системах биосферы / А.И. Радченко // Геолого-минералогический вестник. — 1999. — № 2. — С. 66—69.

122. Радченко А.І. Ртуть в геохімічних ландшафтах Криму: Автореф. дис. канд. геол. наук: 04.00.02 / А.І.Радченко; НАН України. Ін-т геохімії, мінералогії та рудоутворення. — К., 2000. — 14 с.

123. Разработка ТЭО инвестиционных вложений экологической санации промплощадки ОАО «Радикал», включающее процедуру утилизации и обезвреживания опасных промышленных отходов. Этап II. Концепция демеркуризации промплощадки ОАО «Радикал», технические решения по ее реализации и задание на разработку ТЭО» [Электронный ресурс] / Л.Е. Постолов — Киев, 2007. — 77 с. — Режим доступа: <http://hg-kiev.narod.ru/ru/texttru.htm>.

124. Ртутная геохимическая аэросъемка / [Б.П. Абрамовский, В.А. Ионов, И.М. Назаров, В.З. Фурсов] // Разведка и охрана недр. — 1977. — № 1. — С. 30—33.

125. Ртуть [Электронный ресурс] — Режим доступа: <http://chem100.ru/elem.php?n=80>.

126. Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: Материалы Международного симпозиума, 7—9 сент. 2010 г., Москва. — М.: ГЕОХИ РАН. — 2010. — 477 с.
127. Ртуть в окружающей среде [Электронный ресурс] // Химия и химики. — 2009. — № 8. — С. 21—26 — Режим доступа: <http://chemistryandchemists.narod.ru/>.
128. Ртуть и здоровье / А. Б. Ермаченко [и др.] — Луганск: Изд-во Восточнoукраинского государственного университета, 1998. — 55 с.
129. Ртуть. Критерии санитарно-гигиенического состояния окружающей среды. — Женева: ВОЗ, 1979. — 150 с.
130. Ртуть: Научные обзоры современной литературы по токсичности и опасности химических веществ / под. ред. Н.Ф. Измерова. — М.: МРПТХВ. Центр международных проектов ГКНТ, 1980. — 14 с.
131. Ртуть: экологические аспекты применения (гигиенические критерии состояния окружающей среды). — Женева: ВОЗ, 1992. — 127 с.
132. Сает Ю.Е. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях / Ю.Е. Сает, Р.С. Смирнова // Вопросы географии. — 1983 — №120. — С. 45 — 55.
133. Сает Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А.Ревич, Е.П. Янин [и др.]. — М. : Недра, 1990. — 335 с.
134. Сает Ю.Е. Оценка состояния окружающей среды г. Москвы по геохимическим данным и рекомендации по её улучшению / [Ю.Е. Сает, Л.Н. Алексинская, И.Л. Башаркевич и др.]. — М.: ИМГРЭ, 1980. — 70 с.
135. Салтыков А.В. Выщелачивание ртути из гумусового горизонта основных почв низкогорий бассейна реки Томь / А.В. Салтыков, А.В. Пузанов // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. — 2015. — №7 (129). — С. 93—97.
136. Сауков А.А. Геохимия ртути / А.А Сауков // ИГН АН СССР. — Вып. 74. — 1946. — 128 с.
137. Сауков А.А. Очерки геохимии ртути / А.А. Сауков, Н.Х. Айдиньян, Н.А. Озерова. — М.: Наука, 1972. — 335 с.

138. Сауков А.А. Геохимия / А.А Сауков. — М.: Наука, 1975. — 480с.
139. Сафронов Н.И. Основы геохимических методов поисков рудных месторождений / Н.И. Сафронов. — М: Недра, 1971. — 216 с.
140. Скаржинский В.И. Эндогенная металлогения Донецкого бассейна / В.И. Скаржинский. — К.: Наукова думка, 1973. — 203 с.
141. Смоляр В.І. Ртуть у харчових продуктах і раціонах та її токсичність: научное издание / В.І. Смоляр, Г.І. Петрашенко // Проблеми харчування: науково-практичний журнал. — 2008. — №3. — С. 23—31.
142. Создание комплекта эколого-геологических карт Киевской промышленно-городской агломерации / И.В. Санина — Фонды. «Геоинформ». — 1997.
143. Суярко В.Г. Экология подземной гидросферы Донбасса / В.Г. Суярко // УДЭНТЗ. — К., 1997. — 70 с.
144. Трахтенберг И.М. Проблема ртутной опасности и ее предупреждение / И.М. Трехтенберг // Диабет и сердце. — 2009. — № 5 (131). — С. 76—81.
145. Трахтенберг И.М. Ртуть и ее соединения в окружающей среде / И.М. Трахтенберг, М.Н. Коршун. — К.: Вища школа, 1990. — 229 с.
146. Трост П.Б. Дифференциация паров и ионов ртути в почвах / П.Б. Трост, Р.Е. Бискве // Геохимические поиски. — М.: Мир, 1973. — С.126—129.
147. Федорчук В.П. К вопросу о генезисе самородной ртути / В.П. Федорчук // Геохимия. — 1958. — №3. — С. 273—279.
148. Федорчук В.П. О некоторых закономерностях формирования ореола прямых рудных индикаторов вокруг ртутных залежей / В.П. Федорчук // Геохимия. — 1961. — № 10. — С. 911—919.
149. Фурсов В.З. Газортутный метод поисков месторождений полезных ископаемых / В.З. Фурсов. — М.: Наука, 1983. — 204 с.
150. Фурсов, В.З. Возможности ртутометрии / В.З. Фурсов. — М.: ИМГРЭ, 1998. — 188 с.
151. Цинк и ртуть в почвах и растениях техногеннозагрязненных территорий (на примере Яворовского военного полигона и территории завода

«Радикал») / Н.О. Крюченко, Э.Я. Жовинский, Э.В. Панаит, Е.А. Андриевская // ScienceRise. — 2015. — № 7/1 (12). — С. 23—27.

152. Чегринiec Г.Я. Загрязнение внешней среды ртутноорганическими пестицидами / Г.Я. Чегринiec // Остатки пестицидов. Тр. II Всес. совещ. по исслед. остатков пестицидов, профилактике загрязнения ими продуктов питания, кормов и внешней среды. — Таллин, 1971. — С. 373—376.

153. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко — Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. — 463 с.

154. Шумлянський В. Никитовський ртутний комбінат — “Парк юрського періода” [Електронний ресурс] // Горловські Новини. — 2006. — Режим доступу: <http://masters.donntu.edu.ua/2006/ggeo/shkvar/library/art09.htm>.

155. Щодо можливості використання радонетрії для виявлення і трасування зон тектонічної активізації / Е. Я. Жовинський, Н. О. Крюченко, А.І. Радченко [та ін.] // Пошукова та екологічна геохімія. — 2006. — № 5. — С. 3—7.

156. Экологическая геология Украины: Справочное пособие. — К.: Наукова Думка, 1993. — 407 с.

157. Экологическое загрязнение ртутью среды на Никитовском рудном поле и в Донбассе / [В.А. Корчемагин, Ю.Б. Панов, В.В. Гунченко, А.С. Шквар]. — 2004. — С 115—119.

158. Юдович Я.Э. Проблема ртути в углях / Я.Э. Юдович, М.П. Кетрис // Вестник Института геологии. — Коми: НЦ УрО РАН, 2004. — С. 6—13.

159. Юдович, Я. Э. Ртуть в углях – серьезная экологическая проблема / Я.Э. Юдович, М.П. Кетрис // Биосфера. — 2009. — Т. 1, № 2. — С. 237—347.

160. Bloom N.S., Preus E., Katon J., Hiltner M. Selective extractions to biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediment and soils // Anal. Chim. Acta. — 2003. — V.479, N 2. — P. 233—248.

161. Mercury concentrations in forest soils and stream waters in northeast and south China / [Y. Luo, L. Duan, L. Wang and ect] // Science of the Total Environment. — 2014. — 496. — P. 714—720.

162. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources [Электронный ресурс] / N. Pirrone, S. Cinnirella, X. Feng [et al.] // Atmos. Chem. Phys. — 2010. — № 10 — p. 5951—5964. Режим доступа: <http://www.atmos-chem-phys.org/10/5951/2010/acp-10-5951-2010.pdf>.

163. Sovik M.L. Heavy metals in soil and water near mercury hotspots in Guizhou, China / Sovik M.L — Oslo, 2008. — 167 p.

164. UNEP (2008). The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport [Электронный ресурс] — Geneva, 2008. — 42 p. Режим доступа: http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/Publications/UNEP_GlobalAtmosphericMercuryAssessment_May2009.pdf.

165. UNEP (2013). Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport [Электронный ресурс] — Geneva, 2013. — 32 p. Режим доступа: <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>.

166. United States Environmental Protection Agency Mercury Study Report to Congress Volume I: Executive Summary December [Электронный ресурс] — 1997. Режим доступа: <https://www3.epa.gov/ttn/caaa/t3/reports/volume1.pdf>.

167. United States Environmental Protection Agency Mercury Study Report to Congress Volume III: Fate and Transport of Mercury in the Environment December [Электронный ресурс] — 1997. Режим доступа: <https://www3.epa.gov/ttn/atw/112nmerc/volume3.pdf>.

168. Finkelman Robert B. Mercury in Coal and Mercury Emissions from Coal Combustion / Robert B. Finkelman [Электронный ресурс] // U.S. Geological Survey. — 2003. — P. 9—12. Режим доступа: <http://pubs.usgs.gov/circ/2003/c1248/C-1248-508.pdf>.

169. Selin Noelle E. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review [Электронный ресурс] / Noelle E. Selin // Annual Review of Environment and Resources. — 2009. — Volume 34, P. 43—63. Режим доступа: http://globalchange.mit.edu/files/document/MITJPSPGC_Reprint_09-15.pdf.