

УДК 504.05:622

№ держреєстрації 01007_U_000377

Інв. №

Міністерство освіти і науки України
НАЦІОНАЛЬНИЙ ГІРНИЧИЙ УНІВЕРСИТЕТ
(НГУ)

49000, м. Дніпропетровськ, пр. К.Маркса, 19; тел.(0562) 47-32-09;
факс: 744-62-14; телекс 143457 «AGAT SU», E-mail:НomenkoO@nmu.org.ua

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з наукової роботи,
д-р техн. наук, професор

_____ О.С. Бешта
“ ____ ” _____ 2008 р.

З В І Т

ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ

**КОМПЛЕКСНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ ТА
ЗДОРОВ'Я ЛЮДИНИ БІОЛОГІЧНИМИ ТА ФІЗИЧНИМИ МЕТОДАМИ**

(заключний)
по темі ГП–394

Начальник НДЧ,
к.т.н., доцент

О.Є. Хоменко

Науковий керівник НДР,
зав. кафедри екології,
д.б.н., професор

А.І. Горова

Відповідальний виконавець,
к.б.н., доцент кафедри екології

І.І. Клімкіна

Дніпропетровськ
2008

Рукопис завершено “12” грудня 2008 р.

Результати роботи розглянути Вченою радою НГУ,
протокол №__ від “__” грудня 2008 р.

СПИСОК АВТОРІВ

Керівник теми
завідувач кафедри екології,
головний науковий співробітник,
доктор біологічних наук, професор

А.І. Горова
(розд. 1-6, реферат,
вступ, висновки)

Відповідальний виконавець,
старший науковий співробітник,
кандидат біологічних наук,
доцент кафедри екології

І.І. Клімкіна
(розд. 1-6)

Провідний науковий співробітник,
кандидат технічних наук,
доцент кафедри екології

В.М. Лапицький
(розд. 1)

Провідний науковий співробітник,
кандидат сільськогосподарських наук,
доцент кафедри екології

В.О. Скворцов
(розд. 1,2)

Старший науковий співробітник,
кандидат біологічних наук,
доцент кафедри екології

Т.В. Скворцова
(розд. 1, 2)

Старший науковий співробітник,
асистент кафедри екології

А.В. Павличенко
(розд. 3-6)

Старший науковий співробітник,
асистент кафедри екології

О.О. Борисовська
(розд. 1, 2,
редагування звіту)

Науковий співробітник
кафедри екології

О.М. Катічев
(підготовка
супроводжувальних
документів)

Науковий співробітник,
асистент кафедри екології

І.Г. Миронова
(розд. 2, 3)

Науковий співробітник,
асистент кафедри екології

Ю.В. Бучавий
(розд. 3, 4)

Науковий співробітник,
асистент кафедри екології

В.Ю. Грунтова
(розд. 3)

Науковий співробітник,
старший лаборант
Науковий співробітник,
асистент кафедри екології

Л.П. Лісничка
(розд. 1)
К.І. Боцман
(розд. 1)

Молодший науковий співробітник,
аспірант кафедри екології

Н.В. Ульянова
(розд. 3)

Молодший науковий співробітник,
аспірант кафедри екології

М.В. Левченко
(оформлення звіту)

Молодший науковий співробітник,
аспірант кафедри екології

Ю.Г. Нероба
(оформлення звіту)

Нормоконтролер

Л.О. Савостенко
(нормоконтроль)

ЗМІСТ

ВСТУП.....	8
РОЗДІЛ 1 КОМПЛЕКСНИЙ МОНІТОРИНГ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА.....	11
1.1 Організація комплексного моніторингу навколишнього природного середовища.....	11
1.2 Моніторинг навколишнього природного середовища на техногенно навантажених територіях.....	21
1.2.1 Екологічний стан атмосферного повітря на території України	26
1.2.2 Приоритетні забруднювачі довкілля на територіях розвитку підприємств гірничопромислового комплексу.....	32
1.3 Критерії якості та оцінки складових навколишнього природного середовища.....	34
РОЗДІЛ 2 ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ЯК ІНТЕГРАЛЬНИЙ ПОКАЗНИК ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ.....	49
2.1 Стан здоров'я населення України.....	56
РОЗДІЛ 3 СИСТЕМИ РАНЬОГО ПОПЕРЕДЖЕННЯ ПРО ЕКОЛОГІЧНУ НЕБЕЗПЕКУ.....	64
3.1 Еколого-генетичний моніторинг навколишнього середовища.....	66
3.1.1 Використання мікроядерного тесту у скринінгових дослідженнях мутагенного впливу і оцінки цитогенетичного статусу організму людини.....	68
3.2 Застосування Кірліан-графічної оцінки для визначення функціонального стану організму людини та якості об'єктів навколишнього середовища.....	70
РОЗДІЛ 4 ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	76
4.1 Характеристика об'єктів дослідження.....	76
4.2 Методи досліджень.....	91
4.2.1 Тест “Стерильність пилку рослин – фітоіндикаторів”.....	91
4.2.2 Тести “Аберантність хромосом” і “Мітотичний індекс”.....	94

4.2.3 “Мікроядерний тест”	95
4.2.4 Аналіз стану здоров’я населення.....	97
4.2.5 Методика інтегральної оцінки якості навколишнього природного середовища та здоров’я населення.....	98
4.2.6 Методика розрахунку умовних показників пошкодження здоров’я населення і стану навколишнього середовища.....	101
4.3 Матеріал та методи досліджень методом кірліан-графії.....	104
4.4 Оцінка ступеню хімічного забруднення ґрунтів.....	108
4.5 Методи статистичного аналізу.....	110
РОЗДІЛ 5 ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГО-ГЕНЕТИЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ БІОТИ ТА ЛЮДИНИ НА ПІДСТАВІ ЕКСПРЕС-ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ОБ’ЄКТІВ ДОВКІЛЛЯ НА ТЕХНОГЕННО-ПЕРЕВАНТАЖЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ.....	
5.1 Генетична небезпека для організму людини від негативного впливу екоотоксикантів на досліджуваних територіях.....	112
5.1.1 Статистичний аналіз результатів досліджень.....	118
5.2 Моделювання впливу забрудненості ґрунтів важкими металами на стан біоіндикаторів.....	130
5.2.1 Вихідна матриця за результатами досліджень.....	130
5.2.2 Кореляційний аналіз між вмістом рухомих форм важких металів у ґрунтах і відгуками біоіндикаторів.....	131
5.2.3 Побудова моделей прямолінійної регресії між відгуками біоіндикаторів та вмістом у ґрунті рухомих форм важких металів.....	134
5.2.4 Моделі планування. Відрізок ряду Тейлора.....	139
5.2.5 Багатофакторна лінійна регресія.....	142
5.3 Кількісна оцінка стану довкілля за біотестами та побудова моделі її зв’язку зі здоров’ям населення.....	149
5.4 Кірліан-графічна оцінка функціонального стану організму людини на промислових підприємствах.....	157

РОЗДІЛ 6 ЗМЕНШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ БІОТИ ТА НАСЕЛЕННЯ В ТЕХНОГЕННО-НАВАНТАЖЕНИХ РЕГІОНАХ.....	167
6.1 Засоби реабілітації ґрунтів забруднених важкими металами.....	168
6.2 Методи детоксикації і рекультивації ґрунтів.....	168
6.3 Методи застосування гумінових речовин задля детоксикації і рекультивації ґрунтів.....	173
6.4 Використання природних адаптогенів для санації об'єктів довкілля, ушкоджених дією техногенних чинників.....	175
6.5 Реабілітація організму людини природними фізіологічно активними речовинами та цитогенетична оцінка її ефективності.....	177
ВИСНОВКИ.....	180
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	185
ДОДАТКИ.....	204
Додаток А – Витяг з протоколу № 4 засідання кафедри екології.....	204
Додаток Б – Рецензія	205
Додаток В – Витяг з протоколу № 8 засідання секції Науково-технічної ради за науковим напрямком „Захист довкілля” НГУ.....	207
Додаток Г – Акт впровадження.....	209

РЕФЕРАТ

Проміжний звіт з НДР: 209 стор., 41 рис., 47 табл., 197 літературних джерел, 4 додатки.

Мета роботи – розробка наукових основ та принципів формування системи комплексного екологічного контролю стану об'єктів довкілля та здоров'я людини.

В результаті досліджень розроблена наукова концепція соціо-екологічного моніторингу, яка передбачає експресну оцінку якості навколишнього середовища методами біоіндикації та здоров'я населення.

З метою діагностики стану навколишнього середовища сформована система високочутливих біоіндикаторів та цитогенетичних тестів, а також розроблена ієрархічна структура показників здоров'я людини, яка дозволяє оцінити не тільки якість здоров'я, але й екологічну ситуацію на досліджуваній території.

Розроблена оригінальна методика розрахунку інтегральних умовних показників пошкоджуваності біосистем, які характеризують якість середовища, здоров'я та еколого-генетичну небезпеку для людини на техногенно навантажених територіях.

Обґрунтовано необхідність доповнення системи нормативно-аналітичних методів контролю стану об'єктів довкілля та здоров'я людини, біологічними та фізичними методами.

Обґрунтована необхідність впровадження методології соціо-екологічного моніторингу в державну систему моніторингу довкілля, що дозволить в стислі строки диференціювати територію України за головними екологічними критеріями та інтегральними показниками здоров'я населення, що вкрай необхідно для обґрунтування пріоритетів в екологостійкому соціально-економічному розвитку держави та прийнятті науково-обґрунтованих рішень на локальному, регіональному та національному рівнях.

КОМПЛЕКСНИЙ МОНІТОРИНГ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА, БІОІНДИКАТОРИ, ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ТЕСТИ, КІРЛІАН-ДІАГНОСТИКА, ІНТЕГРАЛЬНІ ОЦІНКИ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ ТА ЗДОРОВ'Я ЛЮДИНИ.

ВСТУП

У XX – XXI столітті екологічні проблеми набули статусу глобальних. Людство усвідомлює небезпеку скорочення життя на Землі із-за свого впливу на природокористування, інтенсивність господарювання, забруднення природного середовища.

Екологічна ситуація в Україні залишається вкрай складною, навантаження на навколишнє природне середовище зростає. Забруднення і виснаження природних ресурсів продовжує загрожувати здоров'ю населення, екологічній безпеці та економічній стабільності держави.

Водні ресурси використовуються нераціонально, продовжуються їх забруднення та виснаження. Існуючі очисні споруди працюють неефективно. Продовжує зростати диспропорція між потужностями водопостачання та водовідведення. Зростають площі еродованих земель, посилюються процеси підкислення, засолення, ущільнення, підтоплення, забруднення та засмічення ґрунтів, зменшується вміст гумусу. Забруднення атмосферного повітря в більшості міст по окремих показниках перевищує встановлені нормативи. Зростає частка автотранспорту в загальному забрудненні атмосфери. Залишається невирішеною проблема збирання, обробки, знешкодження та видалення відходів. Зростає засміченість територій побутовими відходами [1].

Розвиток сучасного суспільства вимагає усе більшого споживання природних ресурсів, що веде до їх виснаження. Природокористування має антропоцентричний вектор розвитку з перевагою техногенної складової. Дотримання положень концепції сталого розвитку [2], що прийнята Україною потребує поєднання економічного розвитку суспільства в гармонії з екологічним. Навчання про ноосферу В.І.Вернадського [3], коеволюцію Н.Н. Моїсеєва [4], роботи інших сучасних вчених [5-8] припускають корінні зміни в розвитку людства. Сучасний соціально-економічний розвиток світового співтовариства повинен бути екологічно орієнтованим без погіршенням середовища мешкання та деградації природних систем.

Вимоги екологізації економіки, виробництва, свідомості людства найбільше повно реалізуються при досягненні розвитку природно-господарського комплексу як рівноважної еколого-економічної системи територіального чи глобального рівнів [9].

Соціальний прогрес значною мірою залежить від ефективності заходів щодо попередження і мінімізації негативних наслідків техногенного впливу на навколишнє середовище. Світове співтовариство робить кроки до сталого соціоекологічного розвитку. Прийнято Декларацію Ріо-де-Жанейро (1992 р.) про перехід до екологічно безкризисного і стійкого розвитку. Україна також веде активну політику в сфері охорони довкілля і досягнення екологічної безпеки, по прийняттю пакета природоохоронних Законів.

В Україні у 1998 році було завершено розробку Концепції сталого розвитку країни. Ця концепція формує політичне підґрунтя для гармонійного поєднання стратегії держави в вирішенні екологічних, економічних і соціальних проблем у процесі реформування суспільства.

Згідно з „Основними напрямками державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів і збереження екологічної безпеки” до довгострокових пріоритетів охорони довкілля були віднесені:

- гарантування екологічної безпеки ядерних об’єктів;
- поліпшення екологічного стану в містах і промислових центрах Донецько-Придніпровського регіону;
- поліпшення стану басейну Дніпра й якості питної води;
- запобігання забрудненню Чорного й Азовського морів;
- формування збалансованої системи природокористування, екологізація технологій у промисловості, енергетиці, будівництві, сільському господарстві та на транспорті;
- збереження біологічного та ландшафтного різноманіття, розвиток природно-заповідної справи.

У зв’язку з погіршенням стану навколишнього природного середовища і встановленим фактом впливу якості довкілля на організм людини, в Україні була

створена нова стратегія здоров'я населення. Згідно з резолюцією Генеральної Асамблеї ООН (1979 р.) здоров'я населення визначається єдиним критерієм доцільності й ефективності всіх без винятку сфер діяльності людини.

Стан здоров'я населення вважається інтегрованим показником добробуту оскільки він залежить від багатьох чинників. Однією з причин незадовільного стану здоров'я населення, поряд із складною економічною ситуацією, може бути забруднення довкілля. Відомо, що демографічна ситуація в Україні зазнала гострої кризи і продовжує ускладнюватися. Свідчення цього є зменшення кількості населення з 50,5 млн чол. на початку 1998 р. до 47,8 млн чол. – у 2001 р. Щорічне зменшення населення відбувається за рахунок перевищення кількості померлих над кількістю народжених. Хоча у 2000-2004 рр. спостерігається тенденція до зростання кількості новонароджених.

Аналіз загальної захворюваності населення свідчить про погіршення ситуації. Найбільші погіршення у 1998 році спостерігались за класом хвороб крові та кровотворних органів і хвороби сечостатевого органів, а перше місце в структурі поширеності захворювань займають хвороби органів дихання. У 2003 році значну частку у структурі хвороб усіх вікових груп становлять новоутворення, найвищі рівні захворюваності та поширеності злоякісних новоутворень відзначалися у м. Севастополь, Кіровоградській, Миколаївській, Одеській, Полтавській областях і в АР Крим. У 2004 році значно збільшилася захворюваність на туберкульоз. Нині країна знаходиться в стані епідемії туберкульозу та ВІЛ/СНІД.

Усе вище наведене вказує на актуальність і обумовлює необхідність розробки наукових основ і принципів формування системи комплексного екологічного контролю стану об'єктів довкілля та здоров'я людини за для прогнозування подальшої зміни стану соціальних і екологічних систем і своєчасного прийняття вірних управлінських рішень, націлених на попередження майбутніх і зменшення існуючих вад у навколишньому природному середовищі та соціумі.

РОЗДІЛ 1

КОМПЛЕКСНИЙ МОНІТОРИНГ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

1.1 Організація комплексного моніторингу навколишнього природного середовища

На сьогодні державна політика України, господарська діяльність, наукові дослідження підпорядковані найголовнішому завданню – сталому розвитку країни. Україна підтримала Декларацію Ріо-де-Жанейро (1992 р.) про перехід до екологічно безкризисного і стійкого розвитку. На ХІХ спеціальній сесії Генеральної Асамблеї ООН (1997 рік) Україна взяла на себе певні зобов'язання щодо практичної реалізації її рішень. Перехід на принципи сталого розвитку потребує реалізації комплексу заходів, спрямованих на створення здорового природного середовища для людини, збереження і примноження біологічного різноманіття в Україні. Об'єктивний науковий аналіз розвитку народного господарства свідчить, що Україна перебуває в стані затяжних та еколого-економічних криз, які перманентно посилюються. Тому цілком справедливим є висновок, що "...єдиний вихід у такій ситуації – поєднати політику економічної стабілізації і зростання з відповідними екологічними заходами, тобто стати на шлях сталого розвитку [10]". Перехід ресурсозатратної економіки до екологобезпечного сталого розвитку має бути цілеспрямовано організованим процесом. Наукова думка вчених розвинутих держав світу, України, Росії визначає за необхідне активізувати діяльність, спрямовану на розробку наукових основ і принципів системи комплексного моніторингу навколишнього природного середовища. В роботі [10] відмічається, що сталий розвиток базується на довгостроковому моніторингу навколишнього природного середовища і суспільства в їх взаємозв'язку.

Моніторинг не може бути відірваний від аналізу та прогнозу, від обґрунтованих пропозицій. Інакше він не стане справжньою базою сталого

розвитку. Застосування комплексного моніторингу навколишнього природного середовища “...дасть змогу з’ясувати рівень та масштаби антропогенної ураженості екологічних систем, вивчити механізми забезпечення природних основ життя, науково обґрунтувати критерії та перспективні темпи сталого розвитку [11]”. Крім того, результати моніторингу дадуть змогу оцінювати екологічну ємність окремих регіонів [10]. Вони стануть основою для розробки прогнозів, прийняття конкретних природоохоронних заходів, проведення екологічних експертиз, розробки стратегії розвитку продуктивних сил.

Політика України в її прагненні до сталого розвитку першочерговою задачею визначає широке впровадження систем комплексного моніторингу навколишнього природного середовища від об’єктового рівня до національного. В пріоритетних напрямках впровадження результатів наукових досліджень з охорони навколишнього середовища і сталого розвитку України на першому місці є захід “Обґрунтування принципів системного моніторингу, накопичення та аналізу відповідної інформації для моделювання та прогнозування якості навколишнього середовища, поглибленої інвентаризації флори та фауни, збору і систематизації екологічної та соціально-економічної інформації, проведення метеорологічних, гідробіологічних та гідрогеологічних спостережень [12]”.

В Законі України “Про пріоритетні напрями розвитку науки і техніки” [13] одним із напрямів визначено збереження навколишнього середовища (довкілля) та сталий розвиток. В концепції сталого розвитку України для реалізації її цілей визначено необхідним створення надійних систем моніторингу навколишнього природного середовища та підвищення їх ефективної ролі [14].

Значний внесок у розвиток теорії і практичних питань створення систем екологічного моніторингу навколишнього природного середовища зробили такі вчені як Александров А.І., Кухар В.П., Израель Ю.А., Герасимов І.П., Манн Р.Є, Шапар А.Г., Лемешев М.Я., Крапівін В.Ф., Швебс Г.І., Джефферс Дж., Білогуров В.П., Барановський В.А. та ін. Однак, залишаються ще недостатньо висвітлені

питання щодо удосконалення певних підходів та методів, які б об'єднали теорію і практику побудови регіональної системи комплексного моніторингу навколишнього середовища країни, особливо це актуально сьогодні в регіонах з підвищеним техногенним навантаженням.

На сьогодні внаслідок екологічно необґрунтованої промислової діяльності і відсутності належних природоохоронних дій сформувалися великі промислові регіони, які тепер відносяться до зон лиха [1]. Це Дніпровсько-Донецький промисловий регіон, Криворіжжя, Північний Крим. Займаючи близько 2,7% загальної території колишнього СРСР, Україна “виробляла” майже 25% його промислових забруднень. В середині 90-х років спад суспільного виробництва в Україні автоматично зменшив негативний вплив економічної діяльності на навколишнє середовище. Але поліпшення екологічної обстановки не є наслідком природоохоронної діяльності, це результат економічної кризи. Однак за останні роки намітилася тенденція до зростання валового виробництва в промисловості. І крива тиску на навколишнє середовище пішла догори. Тому сьогодні чітка послідовність дій, спрямованих на врегулювання якості навколишнього середовища як надзвичайно важливої передумови переходу на моделі сталого розвитку економіки, залежить від цілого ряду чинників. Серед них першочергового значення на сучасному етапі ринкових трансформацій в Україні набувають [15]:

- організація моніторингу забруднень і джерел викидів,
- визначення рівнів забруднення всіх складових елементів і ресурсів природного середовища,
- організація системного моніторингу за трансформацією ландшафтів,
- зміною стану наземних і водних екосистем під впливом антропогенних навантажень,
- оцінка негативних впливів на людину й екосистему,

- розробка критеріїв допустимості впливів на різні елементи біосфери та людину,
- оцінка екологічної, економічної, соціальної, естетичної шкоди внаслідок забруднення навколишнього середовища та його деградації,
- прогноз динаміки антропогенних впливів і навантажень на біосферу,
- обґрунтування пріоритетних напрямів природоохоронної діяльності та розв'язання ресурсо-екологічних проблем регіону.

Таким чином, розробка та впровадження систем комплексного моніторингу навколишнього природного середовища на техногенно-навантажених територіях (регіонах) країни є одним із пріоритетних напрямів держави на шляху України до сталого розвитку.

У 1972 році в м. Стокгольм пройшла конференція по охороні навколишнього середовища під егідою ООН, де вперше виникла необхідність домовитися про визначення поняття “моніторинг”.

Внаслідок широкого впровадження технічних засобів для збільшення ефективності використання природних ресурсів в 70-х роках ХХ сторіччя стали виявлятися негативні наслідки антропогенних впливів на навколишнє середовище. У зв'язку з цим з'явилася необхідність отримання інформації про такі зміни, причини цих змін, оскільки правильна оцінка стану природного середовища (в теперішньому часі або майбутньому) є необхідною умовою організації оптимальної взаємодії людини з природою. Тому в доповнення до існуючих геофізичних служб почала створюватися спеціальна система спостережень і контролю за рівнем забруднення природних середовищ, яку стали називати системою моніторингу антропогенних змін стану природного середовища, тобто комплексну систему спостережень, оцінки і прогнозу змін стану навколишнього природного середовища під впливом антропогенних факторів [16]. Академік РАН Ю.А. Ізраель вважає, що ця система є інформаційною та не включає аспектів управління. Хоча в роботі [17] він

зазначає, що система моніторингу забруднення природного середовища є складовою частиною системи управління навколишнім середовищем і регулювання її якості. Так само вважав і академік Герасімов І.П., який в своїй роботі [18] вкладав в поняття моніторинг компонент управління, активних дій, крім інформаційної складової.

В роботах [19-21] Израель Ю.А. визначає, що моніторинг зрештою служить управлінню станом середи, економікою, самим життям, забезпечує біологічну і соціально-економічну стійкість. Моніторинг розкриває об'єктивну картину реального світу (біосфери), що міняється в короткі проміжки часу головним чином внаслідок антропогенних впливів. Аналіз побаченого і виміряного дозволяє зрозуміти картину та міру змін, що відбулися; прогноз побачити картину й міру змін в майбутньому. Тому аналіз і прогноз невід'ємна складова поняття «моніторинг».

На сьогоднішньому етапі розвитку суспільства в поняття «комплексного моніторингу навколишнього природного середовища» необхідно включати як процеси спостережень, аналізу і оцінки даних, моделювання і прогнозу, так і підготовку агрегованої інформації для прийняття управлінських рішень і процедури регулювання станом навколишнього природного середовища на базі цієї інформації. Тим самим формується замкнений ланцюг: “спостереження-оцінка-прогноз-управління-спостереження-...”. Система регулювання якості природного середовища повинна діяти безперервно, забезпечуючи оптимальні рішення при дотриманні відповідних умов.

Сьогодні під моніторингом розуміють сукупність спостережень за визначеними компонентами біосфери, спеціальним чином організованими в просторі і в часі, а також адекватний комплекс методів екологічного прогнозування та функції інформаційної підтримки прийняття управлінських рішень.

Моніторинг доквілля являє собою багатоцільову інформаційну систему. Його основними завданнями є [22]:

- організація систематичних спостережень за станом складових доквілля;

- виявлення зон підвищеної небезпеки;
- виявлення ступеню антропогенного впливу на довкілля, факторів та джерел такого впливу;
- розробка критеріїв допустимих та критичних рівнів впливу;
- організація моніторингу відгуку біоти на антропогенний вплив;
- оцінка екологічного, економічного, естетичного збитків;
- прогнозування стану довкілля та його змін;
- обґрунтування пріоритетів природоохоронної діяльності (розробка природоохоронних управлінських рішень).

Є різні підходи до визначення підсистем моніторингу, засновані на різних принципах спостереження чинників і ефектів впливу на навколишнє природне середовище. Ці підсистеми можна класифікувати у відповідності з тим, яка складова біосфери є об'єктом спостережень – біотична (біологічний моніторинг) або абіотична (геофізичний моніторинг) [20].

Задача біологічного моніторингу – визначення стану біоти, відгуку організмів на антропогенні впливи на різних рівнях біологічної організації: молекулярному, клітинному, популяційно-видовому, рівні співтовариства та екосистеми.

Під час організації системи моніторингу антропогенних змін стану природного середовища на рівні екологічних систем можна говорити про екологічний моніторинг з можливим виділенням при цьому моніторингу біотичної і абіотичної складових природного середовища.

Можлива організація моніторингу по відношенню до об'єктів спостереження і джерел забруднення.

Об'єктами моніторингу є атмосфера (моніторинг приземного шару атмосфери й верхньої атмосфери); атмосферні осадки (моніторинг атмосферних осадків); поверхневі води суші, океани та моря, підземні води (моніторинг гідросфери); кріосфера (моніторинг складових кліматичної системи) тощо.

Існує класифікація систем моніторингу по чинникам, джерелам і масштабам впливу (табл. 1.1) [23].

Моніторинг чинників впливу – моніторинг різних хімічних забруднювачів (інгредієнтний моніторинг) та різноманітних природних і фізичних факторів впливу (електромагнітне випромінювання, сонячна радіація, шумові вібрації).

Моніторинг джерел забруднень – моніторинг точкових стаціонарних джерел (заводські труби), крапкових рухомих (транспорт), просторових (міста, поля з внесеними хімічними речовинами) джерел.

Таблиця 1.1 – Класифікація систем (підсистем) моніторингу

Принцип класифікації	Існуючі або розроблювальні системи (підсистеми) моніторингу
Універсальні системи	Глобальний моніторинг (базовий, регіональний, імпактний), включаючи фоновий і палеомоніторинг Національний моніторинг (наприклад, загальнодержавна служба спостереження і контролю за рівнем забруднення навколишнього середовища) Міжнаціональний моніторинг (наприклад, моніторинг трансграничного переносу забруднюючих речовин)
Реакція основних складових біосфери	Геофізичний моніторинг, біологічний моніторинг, включаючи генетичний, екологічний моніторинг (включаючи вищезгадані)
Різні середовища	Моніторинг антропогенних змін (включаючи забруднення й реакцію на нього) в атмосфері, гідросфері, ґрунті, кріосфері та біоті
Фактори та джерела впливу	Моніторинг джерел забруднення, інгредієнтний моніторинг (наприклад, окремих забруднюючих речовин, радіоактивних випромінювань, шумів тощо)
Гострота і глобальність проблеми	Моніторинг океану, Моніторинг озоносфери
Методи спостереження	Моніторинг за фізичними, хімічними та біологічними показниками супутників або моніторинг (дистанційні методи)
Системний підхід	Медично-біологічний (стану здоров'я) моніторинг Екологічний моніторинг Кліматичний моніторинг Варіант: біоекологічний, геоекоекологічний, біосферний моніторинг

За характером узагальнення інформації розрізняють наступні системи моніторингу:

- глобальний – стеження за загальносвітовими процесами та явищами у біосфері Землі, включаючи всі її екологічні компоненти, і попередження про виникаючі екстремальні ситуації;
- базовий (фоновий) — стеження за загальнобіосферними, природними явищами без накладення на них регіональних антропогенних впливів;
- національний — моніторинг в масштабах країни;
- регіональний — стеження за процесами і явищами в межах якогось регіону, де ці процеси та явища можуть відрізнитися і по природному характеру, і по антропогенних впливах від базового фону, характерного для всієї біосфери;
- локальний — моніторинг впливу конкретного антропогенного джерела;
- імпактний — моніторинг регіональних та локальних антропогенних впливів в особливо небезпечних зонах і місцях.

Класифікація систем моніторингу може засновуватися й на методах спостереження (моніторинг за фізико-хімічними та біологічними показниками, дистанційний моніторинг).

Хімічний моніторинг – це система спостережень за хімічним складом (природного і антропогенного походження) атмосфери, опадів: поверхневих та підземних вод, вод океанів та морів, ґрунтів, донних відкладень, рослинності, тваринних й контроль за динамікою поширення хімічних забруднюючих речовин.

Фізичний моніторинг – система спостережень за впливом фізичних процесів та явищ на навколишнє середовище (повені, вулканізм, землетруси; цунамі, посухи, ерозія ґрунтів тощо).

Біологічний моніторинг – моніторинг, здійснюваний за допомогою біоіндикаторів (тобто таких організмів, по наявності, стану та поведінці яких судять про зміни в середовищі).

Дистанційний моніторинг – в основному, авіаційний, космічний моніторинг із застосуванням літальних апаратів, оснащених радіометричною апаратурою, здатною здійснювати активне зондування досліджуваних об'єктів та реєстрацію досвідчених даних.

Для комплексної оцінки стану природного середовища та виявлення динаміки цього стану одночасно повинні вестися метеорологічні, гідрологічні й біологічні спостереження, що дозволяють правильно інтерпретувати і виділяти антропогенні зміни на фоні природних процесів.

У спеціальному звіті «Навколишнє середовище на земній кулі в 1972-1982 рр.» [24], підготовленому ЮНЕП у зв'язку з десятиріччям Програми ООН по навколишньому середовищу, відмічалася необхідність особливої уваги розвитку комплексних систем моніторингу, в яких спостереження проводяться у всіх середовищах та скоординовані в просторі і часі.

Основні цілі комплексного екологічного моніторингу полягають в тому, щоб на підставі отриманої інформації:

- оцінити показники стану й функціональної цілісності екосистем та середовища мешкання людини (тобто провести оцінку дотримання екологічних нормативів);
- виявити причини зміни цих показників та оцінити наслідки таких змін, а також визначити корегуючі заходи в тих випадках, коли цільові показники екологічних умов не досягаються;
- створити передумови для визначення заходів по виправленню виникаючих негативних ситуацій до того, як буде нанесено збиток, тобто забезпечити завчасне попередження негативних ситуацій.

У роботі [25] академік Ізраель Ю.А. показав як на базі комплексного екологічного моніторингу природного середовища формується Державна екологічна служба. Основні задачі якої включають:

- збір, обробку, зберігання і поширення екологічної інформації;
- аналіз, прогнозування та контроль стану навколишнього середовища з урахуванням даних моніторингу стану здоров'я людини;

- контроль стану поновлюваних ресурсів, аналіз та прогноз їх майбутнього стану;
- проведення екологічної експертизи при плануванні розвитку народного господарства;
- видачу екологічних рекомендацій до планування та проведення народногосподарських заходів;
- проведення еколого-економічного нормування.

Це показує, що складовою компонентою комплексного моніторингу навколишнього природного середовища може бути блок екологічного нормування, тобто дані про ліміти та дозволи на природокористування, а також результати інспекторської діяльності державних екологічних служб.

Моніторинг стану природного середовища й регулювання якості середовища (наприклад, “нормування” забруднень) з урахуванням геофізичних, екологічних, економічних та соціальних аспектів є компонентами контролю стану природного середовища [26-30].

У роботах [21, 39] зазначається, що Національна система моніторингу, будучи власне, інформаційною системою (системою отримання, обробки, підготовки і представлення інформації), побудована за ієрархічним принципом й складається з декількох рівнів:

- перший (нижчий) рівень — станції спостереження, на яких здійснюються спостереження, а також певна обробка і узагальнення даних;
- другий рівень — територіальні та регіональні центри, де здійснюється узагальнення, аналіз матеріалів, а також складаються різні місцеві прогнози і оцінка стану навколишнього середовища по території цих центрів;
- третій (вищий) рівень - національний з різними інститутами загальнодержавної служби, які здійснюють розробку прогнозів та оцінку стану навколишнього середовища в національному й глобальному масштабах.

В структурному відношенні загальнодержавна екологічна служба складається з відомчих підсистем спостереження та контролю рівня забруднення різних компонентів природного середовища. Що в свою чергу проєцирується на

регіональний рівень. В основі організації регіонального моніторингу навколишнього природного середовища лежать проблеми з налагоджування міжвідомчих зв'язків, інформаційної взаємодії.

1.2 Моніторинг навколишнього природного середовища на техногенно навантажених територіях

Основними антропогенними джерелами розширення екологічної кризи на Україні – великі промислові комплекси – споживачі сировини, енергії, води, повітря, землі, транспорту і разом з тим отруйники навколишнього середовища практично всіма видами забруднення (механічних, хімічних, фізичних, біохімічних). Сконцентровані вони біля родовищ корисних викопних, великих міст і водних об'єктів: Донбас, Центральне Придніпров'є, Кривий Ріг, Прикарпаття, Керч, Маріуполь, велика частина обласних центрів. По матеріалах [1] самими великими забруднювачами є металургійні, хімічні, нафтопереробні, деякі військові підприємства. Саме велике забруднення навколишнього середовища об'єкти енергетики, насамперед ТЕС і ГЕС. Споживаючи велику кількість нафтопродуктів, газу і вугілля, вони скидають у атмосферу мільйони кубічних метрів шкідливих газів, аерозолів і сажі, займають сотні гектар землі шлаком і золою. Підприємства металургії і енергетики щорічно викидають в повітря відповідно 35% і 32% всіх забруднень від стаціонарних джерел, є головними забруднювачами повітря України (міста Макєєвка, Маріуполь, Комунарськ, Харцизьк, Дніпропетровськ, Запоріжжя, Дніпродзержинськ та інш.). Металургійні підприємства оснащені очисними спорудами лише на 30-50%. Головними джерелами важких металів, особливо миш'яку і свинцю є підприємства кольорової металургії; вони ж забруднюють навколишнє середовище сірчаною і азотною кислотами. Чорна металургія – основний забруднювач вод фенолами, нафтопродуктами, сульфатами. ТЕС виробляють в Україні понад 70% електроенергії, майже всі вони розміщені в містах і промислових центрах і є найбільшими забруднювачами навколишнього середовища серед всіх об'єктів енергетики. Основними компонентами їх

забруднень – тверді частки палива (зола), сірчаний ангідрид, окислу азоту. Загальна кількість викидів енергетичних об'єктів становить близько 2,3-2,5 млн. тонн за рік. Залишок електроенергії виробляють ГЕС і АЕС. Найбільші наші гідроелектростанції знаходяться на Дніпрі (Київська, Кременчугська, Дніпродзержинська, Запорізька, Каховська). ГЕС вважаються екологічно найбільш безпечними, але створення каскаду водосховищ на Дніпрі, які затопили близько 7 тис. км² прекрасних родючих заплавної землі і за період свого існування перетворилися на водоймища-накопичувачі відходів і забруднень з навколишніх регіонів, привело до значних негативних екологічних змін (підтоплення 100 тис. га прибережних земель, багаторазове зниження активності процесів самоочищення Дніпра, "цвітіння" водоймищ, зниження продуктивності рибних господарств і т.п.). Дуже негативною з екологічної точки зору є наявність на території України п'яти АЕС (14 енергоблоків) – Чорнобильської, Рівненської, Хмельницької, Запорізької і Південноукраїнської. Зберігається не тільки велика небезпека нових аварій на АЕС, але і додається дуже складна проблема поховання відходів ядерного палива і, в недалекому майбутньому, після відпрацювання належного ресурсу – поховання і ліквідація самої АЕС дуже складний, небезпечний і дорогий процес.

Загальновідомо, що екологічний стан всієї території України характеризується як неблагополучний, а деякі її регіони визнані зонами екологічного лиха. До їх числа, окрім територій, які постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, з повною підставою входять і давно освоєні промислові регіони, такі, приміром, як Донецько-Придніпровський, що уже понад 100 років піддається найвищому рівню техногенного впливу через надмірну концентрацію ресурсо- та енергоємних галузей промисловості. У Донецько-Придніпровському районі, який займає біля 19% території України, проживає 28% її населення. У цьому районі розміщено біля 5 тис. підприємств, серед яких могутні гіганти металургії, хімії, енергетики, машинобудування, гірничорудної, вугільної і інших областей промисловості. Цей район інтенсивного ведення сільського господарства, у зв'язку з чим распаханість території становить

70,4%, а 71% земель виявилися в деградованому стані. Грунти дуже забруднені не тільки пестицидами і міңдобривами, але і важкими металами.

Від підприємств цього регіону в атмосферне повітря попадає понад 70% загального об'єму викидів окисів вуглеводу та азоту, сірчаного ангїдриду, вуглеводеню в Україні. На більшості підприємств або відсутні, або не працюють очисні споруди, нові ресурсозбережні технології практично ніде не впроваджуються через нестачу коштів.

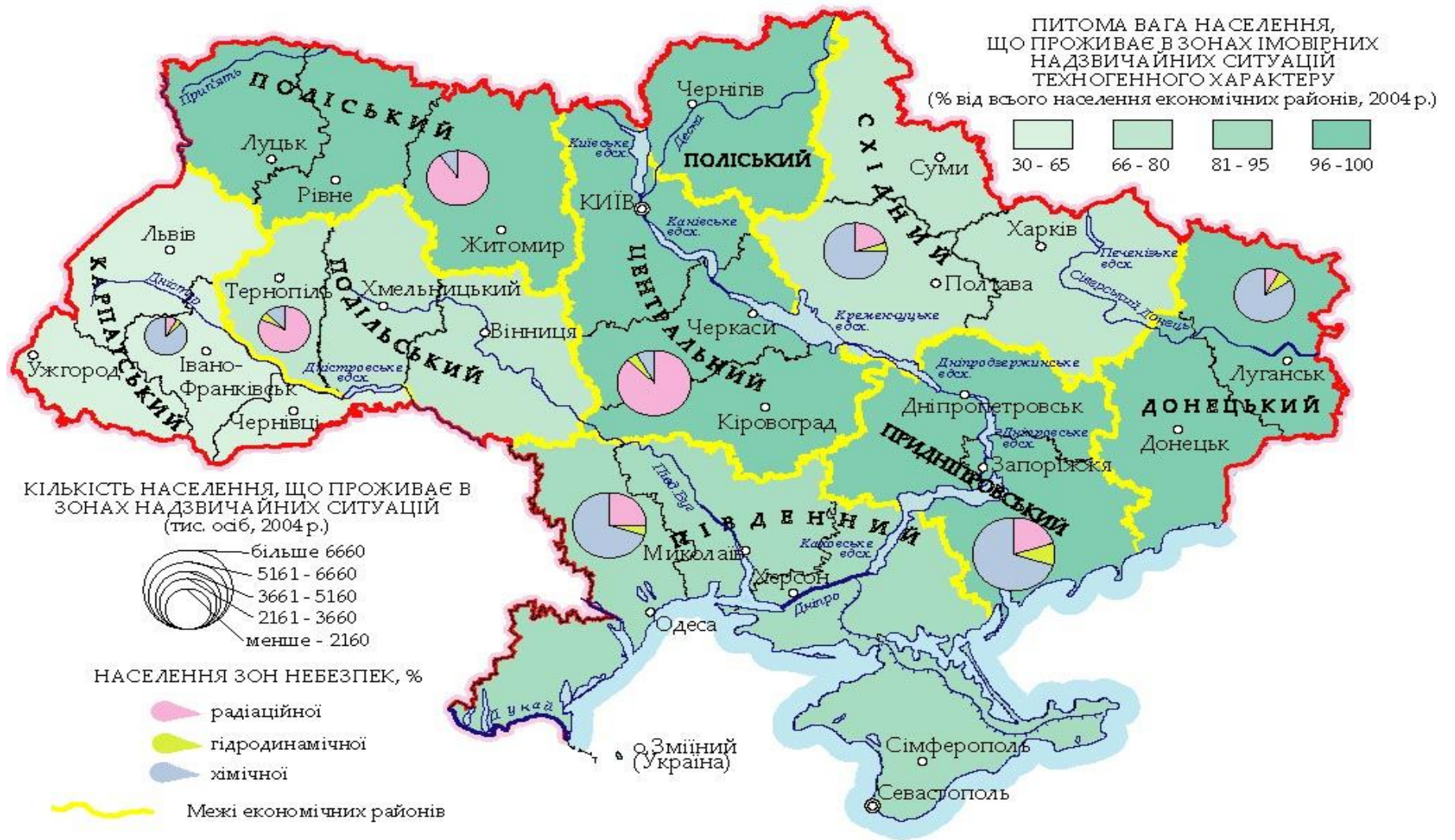
Самими забрудненими містами регіону протягом останніх п'яти років залишаються такі міста України: Донецьк, Макеевка, Горлівка, Дніпропетровськ, Єнакієве, Кривий Рїг, Алчевськ, Дзержинськ, (Донецька обл.), Краматорськ, Луганськ, Запорїжжя, Марїуполь.

Майже 90% токсичних відходів утворилося внаслідок виробничої діяльності підприємств Мінпромполїтики, Мїненерго і Мїнвуглепрому.

Умови зберїгання токсичних відходів в сховищах організованого складування і на території підприємств часто не відповідають санїтарно-гігієнічним вимогам, що є одним з чинників їнтенсивного забруднення поверхневих і підземних вод, ґрунту, атмосферного повітря, завдають шкоди здоров'ю людини.

На рисунках 1.1 та 1.2 показана техногенно-екологічна небезпека для населення України та радіаційна забрудненість території країни. Так, найбільша кількість населення, що проживає в зонах надзвичайних ситуацій, спостерїгається на територїях Центрального, Придніпровського, Донецького та Полїського регіонів. Лише у Карпатському регіоні відсоток людей від всього населення економічних районів, що відчуває на собі значний техногенний вплив, є найменшим. Що стосується оцінки сумарної радіаційної забрудненості ґрунтів, то «надзвичайно забрудненими» та «територїями екологічного лиха» визначені північні територїї країни, які охоплюють західні частини Чернігівської області, північні частини Київської та Житомирської областей. Але потенційна радіаційна небезпека є значною майже для всього населення України.

ТЕХНОГЕННО - ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА



Масштаб 1:8 000 000

Рисунок 1.1 – Техногенно-екологічна небезпека для населення України [1]

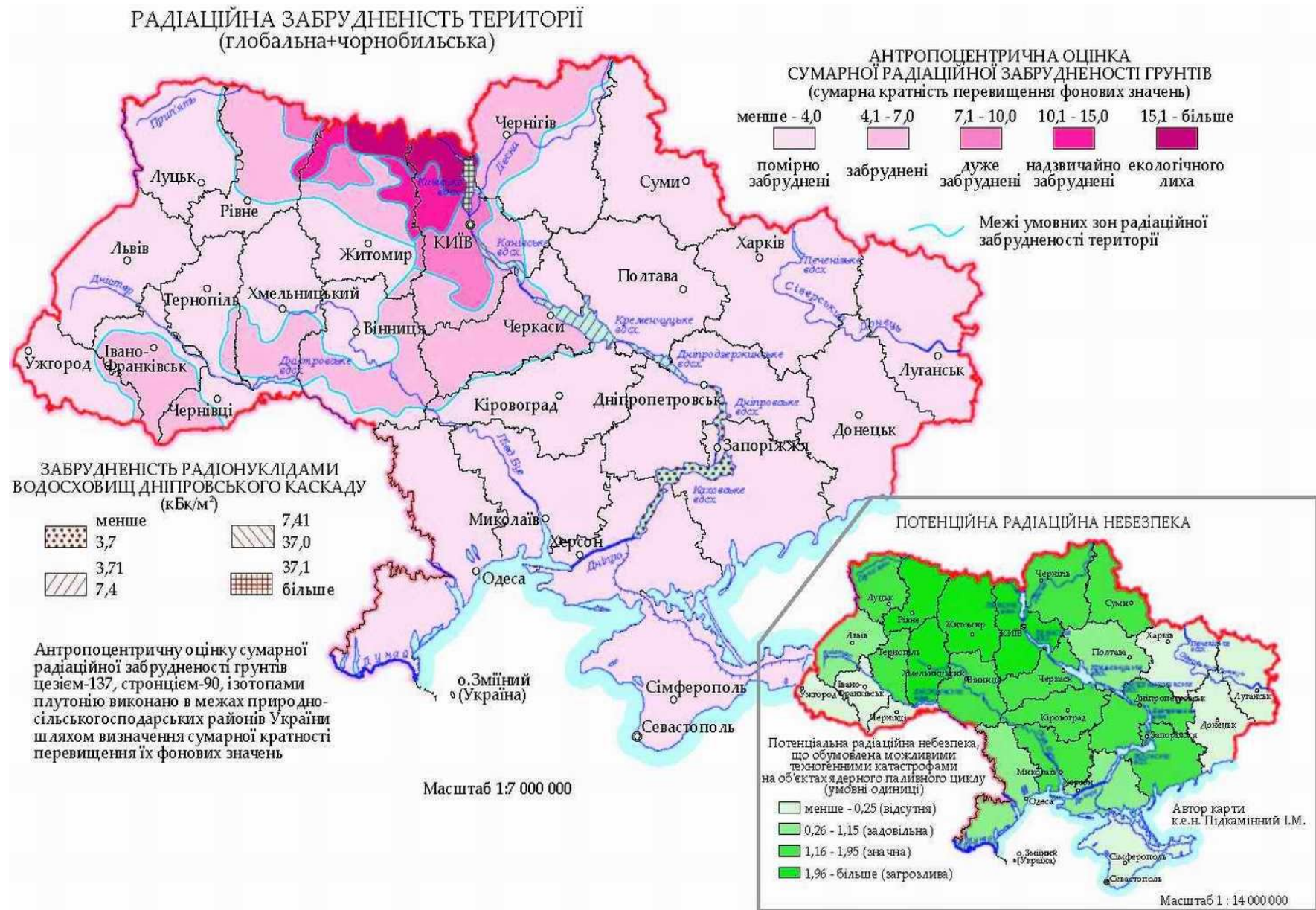


Рисунок 1.2 – Радіаційна забрудненість території та потенційна радіаційна небезпека для населення України [1]

1.2.1 Екологічний стан атмосферного повітря на території України

Незадовільний стан атмосферного повітря населених пунктів обумовлений недотриманням підприємствами технологічного режиму експлуатації пилогазоочисного устаткування. у тому числі внаслідок обмеження енергопостачання, яке не здатне працювати в межах екологічних і санітарних норм: невиконанням у встановлені терміни заходів щодо зниження обсягів викидів до нормативного рівня: низькими темпами впровадження сучасних технологій очищення викидів: відсутністю ефективного очищення викидів підприємств від газоподібних домішок: відсутністю нормативних санітарно-захисних зон між промисловими та житловими районами.

У 2004 р. відбулося певне збільшення викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами забруднення. В цілому по країні вони збільшилися на 1.6 % і досягли 4 151.9 тис. т.

Велика кількість регіонів із високим рівнем забруднення є одночасно міськими індустріальними районами з високою щільністю населення. В урбанізованих Донецькій та Дніпропетровській областях, які відзначаються найбільшими показниками забруднення атмосфери викиди зросли і в перерахунку на 1 постійного жителя (рис. 1.3).

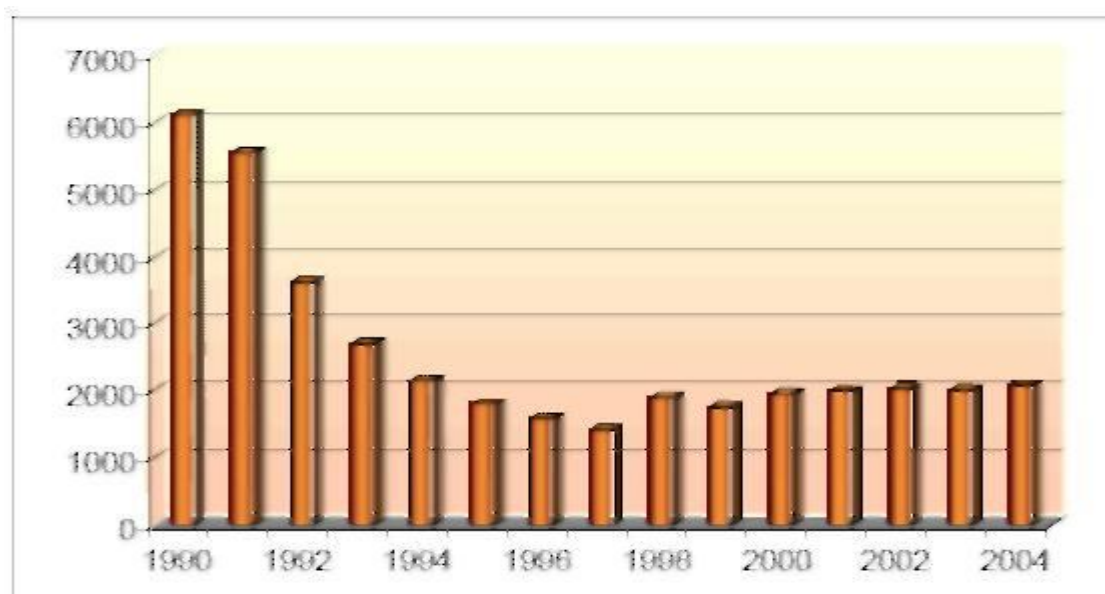


Рисунок 1.3 – Динаміка шкідливих викидів від автотранспорту в Україні за 1990-2004 рр. (тис. т)

У всіх великих містах України частина забруднення повітря від автотранспорту останнім часом становить 70-90% загального рівня забруднення. У 2004 р. майже на 67 тис. т у порівнянні з 2003 р. зросли викиди і від автомобільного транспорту, що пояснюється подальшим зростанням імпорту старих автомобілів іноземного виробництва, збільшенням транзитного автотранспорту тощо. Викиди від пересувних джерел досягли 33,3 % від загальної кількості викидів у країні. Проблема забруднення атмосферного повітря викидами автотранспорту та впливу його фізичних факторів найбільш гостро проявляється у великих транспортних вузлах – індустріально розвинутих містах. Однією із причин забруднення є збільшення пробігу автомобілів та кількості легкових автомобілів у приватній власності громадян.

Слід зазначити, що поряд з деяким зниженням обсягів промислових викидів в атмосферне повітря, у зв'язку з постійним зростанням кількості одиниць автотранспорту відмічається значне зростання внеску відпрацьованих газів у забруднення атмосферного повітря, особливо великих міст України.

Найбільш високі рівні забруднення атмосферного повітря з року в рік виявляються в містах Донецько-Придніпровського регіону – де обсяг промислових викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря становить близько 80 % від загального валового викиду всіх основних промислових підприємств країни. Найбільш несприятливому впливу шкідливих факторів підлягає населення, яке мешкає в межах санітарно-захисних зон промислових підприємств, що є порушенням вимог "Державних санітарних правил планування та забудови населених місць" ДСП №173-96. На території України функціонує ряд промислових підприємств, від яких не витримана нормативна санітарно-захисна зона до житлової забудови (в межах санітарно-захисних зон промислових підприємств у Донецькій області проживає понад 97 тис. осіб, у Луганській – понад 50 тис. осіб тощо).

Основними недоліками в організації природоохоронної роботи на автотранспортних підприємствах залишаються: недостатнє забезпечення

автопідприємств приладами контролю, використання неякісного палива у зв'язку з відсутністю державного експрес-контролю його.

Однак, рівень забруднення атмосферного повітря шкідливими речовинами в цілому по країні продовжував залишатись високим. В міських поселеннях перевищення гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин склав 10%. у сільських поселеннях - близько 4%. Питома вага досліджень атмосферного повітря, що перевищують ГДК. подана у табл. 1.2.

Таблиця 1.2 – Питома вага досліджень атмосферного повітря, що перевищують ГДК

	2003 р.	2004 р.
Атмосферного повітря (сумарний показник забруднення)	9,7	9,6
Атмосферного повітря на пил	18,5	16,9
Атмосферного повітря на окис вуглецю	11,7	12,2

Надходження шкідливих речовин в атмосферу від автотранспорту у ненасичених промисловими об'єктами регіонах переважає над викидами стаціонарних джерел. Посилює негативний вплив і несприятлива територіально-планувальна структура багатьох міст внаслідок сформованого у минулі роки оточення промислових підприємств житловими масивами та проходження транзитного транспорт) через міста, що значно збільшує їх загазованість. Викиди свинцю автотранспортом за оцінками в цілому по країні сягають від 260 до 300 т. В результаті у великих містах забруднення сягає рівнів, що перевищують національні стандарти, а населення таких міст зазнає ризику розвитку хвороб, пов'язаних із забрудненням повітря.

Надмірна концентрація промислових об'єктів та автотранспорту на території України призвела до надзвичайного антропогенного навантаження на довкілля. Тому, незважаючи на тенденцію останніх 10 років щодо зниження обсягів промислових викидів в атмосферне повітря, проблема його санітарної охорони не втратила своєї актуальності.

За даними Державного комітету статистики України у 2004 р. про викиди забруднюючих речовин звітувалося 11 130 підприємств, від стаціонарних джерел яких в атмосферне повітря було викинуто 4 151.9 тис. т забруднюючих речовин, що на 64.1 тис. т або на 1.5 % більше ніж у 2003 р.

Як і в попередні роки, основний вклад в забруднення атмосферного повітря здійснюють підприємства енергетики, вугільної, металургійної, добувної, хімічної та нафтохімічної промисловості, з виробництва цементу та будівельних матеріалів.

Значний вклад у викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря здійснюють пересувні джерела – автомобільний, залізничний, водний (морський, річковий) та авіаційний транспорт, а також спеціальна, сільськогосподарська та будівельна техніка. Загальний обсяг викидів від пересувних джерел (крім спеціальної, сільськогосподарської та будівельної техніки) в 2004 р. становив 2 174 тис. т. що на 33 % або на 70.6 тис. т більше ніж у 2003 р. Кількість викидів від автотранспорту у 2004 р. - 2 076.9 тис. т (95.5 % загальної кількості викидів від усіх пересувних джерел).

Найбільші обсяги викидів забруднюючих речовин від пересувних джерел в Донецькій – 237 тис. т, Дніпропетровській – 170, Харківській – 146,8, Запорізькій – 121,5, Луганській – 120, Одеській – 111,5 тис. т областях, в м. Києві – 175 тис. т.

Відслідковується тенденція до збільшення викидів забруднюючих речовин від стаціонарних джерел, що пояснюється поступовим нарощуванням обсягів виробництва, відновленням роботи індустріальних об'єктів, які раніше не працювали, значним зношенням обладнання та невиконанням у встановлені терміни повітроохоронних заходів - це. у порівнянні з 2003 р. відбулося у Чернігівській (на 11,7 тис. т або на 45,2 %), Миколаївській (відповідно 6,9 або 44,2), Вінницькій (17,4 або 29,3), Волинській (1,9 або 28,8), Житомирській (3,7 або 23,1), Тернопільській (2,3 або 22,3), Дніпропетровській (40,0 або 4,8), Київській (3,6 або 4,6), Донецькій (21,6 або 1,4) областях, в м. Києві (3,2 тис. т або 10,1 %).

В той же час є тенденція по деяких областях України до зменшення обсягів викидів, у порівнянні з 2003 р.: в Закарпатській (на 2,9 тис. т або 23,2%),

Чернівецькій (відповідно 1,2 або 20,0), Львівській (6,1 або 6,5), Херсонській (0,6 або 6,5), Хмельницькій (1,1 або 6,1), Рівненській (1,0 або 6), Луганській (26,2 або 5,4), Черкаській (1,9 або 5,2) областях, Автономній Республіці Крим (на 7.1 тис. т або на 16.8%).

Гідрометеорологічною службою у 2004 р. проводилися спостереження за станом забруднення атмосферного повітря у 53 містах України на 162 стаціонарних постах та на двох маршрутних постах системи моніторингу. В атмосферному повітрі визначався вміст 33 забруднюючих речовин, включно з важкими металами і бенз(а)піреном.

Середні за рік концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі міст України, де проводилися спостереження, перевищували гранично допустиму концентрацію (ГДК) з формальдегіду в 2,7 рази, з фтористого водню – в 1,4 рази, з діоксиду азоту – 1,3 рази, з бенз(а)пірену та пилу – 1,1 рази. Середні за рік концентрації формальдегіду в атмосферному повітрі перевищували ГДК в 35 містах, діоксиду азоту і пилу – в 26, бенз(а)пірену – в 17, фенолу і фтористого водню – у 8, аміаку – в 7, оксиду вуглецю – в 6, сажі – в 2, хлористого водню – в одному місті. Найбільші рівні середньорічних та максимальних концентрацій зафіксовано по 18 забруднюючих речовинах.

Протягом року спостерігалось 40 випадків високого забруднення (максимально разові концентрації більше 5 ГДК) у 3-х містах по 3 інгредієнтах (в минулому році – 23). Найбільша кількість випадків високого забруднення спостерігалась в Києві – 38 випадків (26 – з діоксиду азоту, 12 – з оксиду вуглецю). Зафіксовано також по одному випадку високого забруднення: пилом у Харкові та діоксидом азоту – в Херсоні.

Вище середнього індексу забруднення атмосфери (ГЗА) по Україні відмічався в 17 містах: Слов'янську, Одесі, Донецьку, Макіївці, Дніпродзержинську, Красноперекіпську, Армянську, Черкасах, Запоріжжі, Дніпропетровську, Краматорську, Дзержинську, Снакієвому, Горлівці, Луцьку, Миколаєві, Маріуполі. Усі вони, крім Запоріжжя і Миколаєва були в списку

найбільш забруднених і в 2003 р. В містах Ужгороді, Чернівцях, Лисичанську і Луганську рівень забруднення повітря дорівнював середнього по країні.

Високий рівень забруднення атмосфери міст був обумовлений значним вмістом пилу, діоксидів азоту та сірки, окису вуглецю, сірководню, фенолу, аміаку, формальдегіду, фтористого водню, бенз(а)пірену.

За даними спостережень у 2004 р. перевищення ГДК (в кратності ГДК) за максимально разовими концентраціями виявлено в містах:

- по пилу – Харків (5,4), Макіївка (4,8), Донецьк (4,6), Дніпродзержинськ (4,4);

- по окису вуглецю – Київ (6,8), Дніпропетровськ (4,4);

- по двоокису азоту – Київ (8,1), Херсон (5,2), Слов'янськ (4,9), Ялта (4,9), Чернівці (4,8), Макіївка, Харків (4,6), Донецьк (4,5), Алчевськ (4,2), Хмельницький (4,1);

- по сірководню – Алчевськ (4,8), Дніпропетровськ (4,5);

- по фенолу – Чернівці (4,3), Херсон (4,0), Харків (3,4);

- по фтористому водню – Слов'янськ (у 4,4 рази), Краматорськ (3,8), Красноперекіпськ (3,7);

- по хлористому водню – Чернівці (4,9), Красноперекіпськ (4,7), Комсомольськ (4,6);

- по аміаку – Черкаси (3,0), Дніпродзержинськ (2,1), Донецьк (1,9);

- по формальдегіду – Лисичанськ (4,2), Чернівці (2,9), Слов'янськ і Краматорськ (2,5);

- по бенз(а)пірену (максимальний із середньомісячного вмісту) – Запоріжжя (19), Макіївка (16,8), Донецьк (13,4), Дніпропетровськ (8,6), Слов'янськ (8,3), Горлівка (6,7), Красноперекіпськ (5,3), Маріуполь (4,4), Тернопіль (4,3).

Крім значних загальних обсягів викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря, підвищені рівні його забруднення в деяких містах обумовлені недотриманням підприємств встановлених нормативів гранично допустимих викидів (ГДВ). невиконанням у встановлені терміни заходів щодо досягнення нормативів ГДВ. порушенням вимог "Правил експлуатації установок

очистки газу", що приводить до наднормативних викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря.

1.2.2 Приоритетні забруднювачі довкілля на територіях розвитку підприємств гірничопромислового комплексу

Однією з найбільш техногенно напружених територій у гірничопромисловій галузі держави є Західний Донбас, де для багатьох людей, що там проживають, професія шахтаря є провідною. Станом на 01.01.2006 року у шахтарській галузі зайнято більш 20 тис. робітників, у тому числі до 7 тис. жінок.

Умови сучасного вугільного виробництва пов'язані з впливом на організм шахтного пилу, несприятливих мікрокліматичних умов, вібрації і шуму. Крім того, дефіцит ультрафіолетових променів, слабка освітленість робочих місць, вимушена робоча поза, перенапруження кістково-м'язової системи, фізична і нервово-емоційна напруженість праці, небезпека травматизму супроводжують працю шахтаря [88-90].

За даними Павлоградської міської санітарно-епідеміологічної станції, найбільш вираженим шкідливим фактором для здоров'я шахтарів є пил повітря робочої зони. Так, за період 1996-2005 рр. на підприємствах ВАТ «Павлоградвугілля» 62,2% проб повітря не відповідає нормативним значенням. Гранично допустимі концентрації (ГДК 2,0 мг/м³) перевищені у 20-100 разів, (від 44,8 до 190,5 мг/м³). В 1990-1995 роках перевищення було у 200-250 разів (від 420,0 до 568, мг/м³). Динаміка концентрації пилу в повітрі підземних виробок шахт на робочих місцях основних професійних груп за період 1995-2005 рр. має тенденцію до зниження, але рівні залишаються високими.

Незадовільно оцінюється ситуація по фізичним факторам виробничого середовища. За вимірами шуму не відповідає гігієнічним нормативам 54,5% досліджень, вібрації 22,6%, по вимірам мікроклімату – 17,3% [91].

Тривала сумарна дія указаних факторів виробничого середовища є підґрунтям розвитку професійних захворювань, а несприятливі екологічні умови збільшують ризик. Система гігієнічної оцінки умов праці, яка заснована на

регламентації гранично допустимих концентрацій, не дозволяє встановлювати реальний професійний ризик працюючих і прогнозувати ймовірність розвитку захворювань, що знижує ефективність профілактики [92, 93].

Західний Донбас формує високу професійну захворюваність у Дніпропетровській області. Загальна професійна захворюваність у 2003-2005 рр. в області становила відповідно 19,6; 22,1; 17,0 на 10 тисяч працюючих. Щодо професійної захворюваності у вугільній галузі, то рівні захворюваності в Західному Донбасі значно вище і відповідно складають 257,2; 199,8; 165,2 (в Україні 80,9-84,4) [91, 94].

Світова практика не дає технічних рішень, які здатні нормалізувати виробниче середовище вугільних шахт, а існуючі методи аналізу професійної захворюваності не дають можливості попередити захворювання до виникнення порушень здоров'я.

В зв'язку з викладеним постає актуальне питання щодо посилення підходів в організації та проведенні моніторингу за безпечними і здоровими умовами праці. Для цього необхідно:

- визначити фактори, які можуть шкідливо впливати на здоров'я населення, ступінь створюваного ними ризику для здоров'я населення регіону, території, об'єкта, окремих професійних груп тощо;

- розробити систему по управлінню цими ризиками. Проблемою є неможливість виконання указаної функції із-за відсутності методики оцінки ризику. Створення системи оцінки ризиків здоров'я працюючих зробить моніторинг шкідливих факторів цілеспрямованим, а його кінцеву мету – поліпшення умов праці – досяжною.

Вищенаведена інформація підтверджує необхідність першочергової побудови систем комплексного моніторингу НПС в регіонах, схильних до значних техногенних навантажень.

Відмітною особливістю побудови таких систем – це передусім наявність великої кількості техногенно-небезпечних об'єктів, які вимагають створення об'єктової систем моніторингу, як складових частин локальних і регіональних

рівнів загальнодержавної системи моніторингу навколишнього природного середовища.

Система моніторингу передбачає не тільки контроль стану навколишнього середовища і здоров'я населення, але і можливість активного впливу на ситуацію. Використовуючи верхній ієрархічний рівень системи (сфера прийняття рішення), а також підсистему екологічної експертизи і оцінки впливу на навколишнє середовище, з'являється можливість управління джерелами забруднення на основі результатів математичного моделювання промислових об'єктів або екоситуацій в регіонах.

Екологічно орієнтована структурна перебудова економіки регіону потребує постійного оновлення екологічної інформації, що можливе лише в умовах розвитку державної системи комплексного моніторингу навколишнього природного середовища.

1.3 Критерії якості та оцінки складових навколишнього природного середовища

Для оцінки стану екологічних систем, територіальних природних комплексів, окремих складових докільля використовують різні стандарти якості середовища та екологічні нормативи. До найважливіших нормативів якості докільля належать ГДК шкідливих речовин у складових природного середовища (на сьогодні стандарти якості середовища).

На основі ГДК за певними методиками розробляють нормативи ГДВ та ГДС шкідливих речовин у повітря та водні об'єкти відповідно (нормативи граничнодопустимих емісій).

Для повітряного басейну встановлюються: гранично допустимі концентрації шкідливих речовин в мг/м^3 (ГДК хімічної речовини у повітрі робочої зони, ГДК максимально разової та ГДК середньодобової концентрація хімічної речовини у повітрі населених пунктів) [26, 27]; стандарти на викиди шкідливих речовин в атмосферу стаціонарними джерелами (ГДВ, ТУВ); стандарти на якість палива (зональність, вміст сірки); стандарти на викиди автотранспортом.

Для ресурсів – показники якості річкової води, озер, водоймищ; морської води; показники концентрації чи заборона на наявність у водному середовищі особливо небезпечних для здоров'я людини речовин; показники якості питної води [28, 29].

Особлива увага приділяється стандартам, які регламентують шум і вібрацію, електромагнітне випромінювання, неприємні запахи. В Японії впроваджено стандарти озеленювання новобудов, стандарти затінювання (для новобудов – не більш як 2 години на добу), стандарти перешкод радіохвилями тощо.

Для оцінки небезпеки факторів та ефектів впливу на навколишнє середовище та можливого екологічного збитку можливо використовувати деякі критерії допустимості впливу: ГДК – для оцінки допустимості кількості шкідливої речовини в середовищі; ГДД – для оцінки допустимості ефекту впливу; ГДВ, ГДС – для оцінки допустимості інтенсивності емісій від джерел забруднення; ГДЕН – для оцінки допустимості екологічного навантаження па екосистему та елементи біосфери.

Критерії якості довкілля можливо поділити на диференційні та інтегральні. До перших належать ГДК та ГДЕН. До других віднесені біоіндикатори [38].

Оцінку якісного стану природних вод проводять за комплексними показниками: індексом забрудненості вод (ІЗВ) та коефіцієнтом забрудненості (КЗ) [30]. Порівняння цих двох комплексних показників щодо ранжирування створів показало перевагу КЗ. Використання ІЗВ для цієї задачі слід вважати недоцільним. Для використання в системі Мінекоресурсів затверджено [31] методику розрахунку КЗ природних вод. КЗ – є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості вод, які багаторазово виміряно у кількох пунктах (створах) спостережень водних об'єктів. Крім того використовується екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями [32].

Інтегральними показниками для води також є: БПК – біологічна потреба в кисні – кількість кисню, використаного при біохімічних процесах окислювання органічних речовин за визначений час інкубації проби, мг O_2 /л води (БПК_п -

за 20 доби, БПК₅ - за 5 діб); ХПК – хімічна потреба в кисні, визначена біхроматним методом, мгО₂/л води.

Для аналізу і оцінювання забрудненості атмосферного повітря на сьогодні існує кілька методик його інтегральної оцінки. Як показано в роботі [33] існують розбіжності щодо пріоритетних забруднювачів для населених пунктів за матеріалами Центральної СЕС (індекс забрудненості Р) і гідрометеослужби України (індекс забрудненості атмосфери ІЗА).

Результати цих оцінок не вирішують проблеми збереження і охорони якості атмосферного повітря, але вони необхідні для більш чіткої уяви про можливі наслідки його забруднення. З цієї точки зору вони можуть бути підґрунтям для прийняття рішень щодо подальшого розміщення промислових підприємств з метою максимального зменшення негативних наслідків техногенного впливу на навколишнє середовище і здоров'я населення, а також збереження екологічно безпечного рівня життєдіяльності і екологічної освіти людей.

Показником ступеня забруднення ґрунтів є коефіцієнт концентрації ґрунтів (ККГ), розрахований за формулою [34]:

$$ККГ_i = x_i / \gamma \delta k_i \quad (1.1)$$

За відсутністю ГДК:

$$ККГ_i = x_i / x_{\phi}, \quad (1.2)$$

де ККГ_i - коефіцієнт концентрації забруднення ґрунту для і-ї речовини;

x_i - вміст і-ї забруднюючої речовини;

x_φ - фонове визначення цієї речовини.

Крім того, хімічне забруднення ґрунтів металами оцінюють за сумарним показником забруднення Z_c, який визначається як сума коефіцієнтів концентрацій окремих металів, що беруть участь в забрудненні [34].

Якщо величина ГДК в різних середовищах не встановлена, діє тимчасовий гігієнічний норматив ТДК - тимчасово припустима концентрація (орієнтовно безпечний рівень впливу) речовини. Тимчасовий норматив встановлюється на певний термін (2-3 роки).

Різні речовини можуть надавати схожий несприятливий вплив на організм. Для токсичних речовин безпечна концентрація визначається співвідношенням $C/ГДК < 1$, де C - фактична концентрація речовини в середовищі. Таким чином, сума відносин концентрацій до ГДК речовин, що володіють ефектом сумачії, не повинна перевищувати одиниці.

Недоліком викладеної вище схеми критеріїв оцінки якості середовища є розрізненість природоохоронних функцій різних міністерств і відомств, а також, що часто розрізняються значення ГДК в різних країнах.

В регіоні з граничним техногенним навантаженням, екологічний стан якого близький до межі гомеостазу і в якому у зв'язку з цим надзвичайно висока ціна необдуманих або помилкових кроків, раціональну стратегію треба визначати лише в результаті комплексного розгляду соціально-природно-техногенного комплексу регіону як єдиної багатозв'язної еколого-економічної системи [35].

В роботі [36] для оцінки екологічної безпеки територіального комплексу введено критерій безпеки, заснований на порівнянні природних та виробничих потенціалів території.

$$U \leq T_e, \quad (1.3)$$

де U – природоємність території,

T_e – екологічна техноємність території (ЕТТ).

Цей критерій визначає, що сукупне техногенне навантаження не повинно перевищувати самовідбудовного потенціалу природних систем території. Ступінь напруги екологічної обстановки оцінюється кратністю перевищення ЕТТ:

$$K_e = U/T_e \quad (1.4)$$

Якщо $K_e \leq 0,3$ обставини благополучні, при $1 \leq K_e \leq 2$ - критичні.

Для окремої території її екологічна техноємність T_e об'єктивно дорівнюється гранично допустимому техногенному навантаженню (ГДТН).

Розрахунок ЕТТ заснований на експериментально підтвердженому допущенні, що ЕТТ становить долю загальної екологічної ємності території, яка визначається коефіцієнтом варіації відхилень характеристичного складу

середовища від природного рівня та його коливань. Перевищення цього рівня приписується антропогенним впливам, що досягли межі стійкості природного комплексу території.

Екологічна техноємність території та гранично допустиме техногенне навантаження є екологічними нормативами для екологічної регламентації територіальної господарської діяльності. Однак на сьогодні ні ЕТТ ні ГДНТ законодавчо не затверджені як нормативи. Тому екологічне нормування спирається на гігієнічні нормативи. Встановлено кілька тисяч ГДК різних речовин для складових довкілля. ГДВ (ТУВ) та ГДС (ТУС) на сьогодні є законодавчо затвердженими екологічними нормативами. За понаднормативні емісії виставляються економічні та адміністративні санкції.

В роботі [37] автор пропонує методику комплексної оцінки стану навколишнього середовища з урахуванням техногенного впливу та природних несприятливих факторів. Оцінюється ступінь деградації системи порівняно з дотехногенним періодом. Порівняння поточного техногенного впливу на компоненти довкілля з їх захищеністю може правити за критерій для визначення резерву середовища щодо подальшого нарощування обсягу господарської діяльності та здійснення першочергових природоохоронних заходів на даній території. Однак автор відмічає, що система оцінок базується у тому числі і на методі експертних визначень деяких параметрів, допустимих відхилень, еталонних об'єктів. Він пропонує додатково ввести показники біоіндикації стану навколишнього середовища.

Блок «Атмосферне повітря» містить інформацію щодо стану атмосферного повітря: концентрації забруднюючих речовин (ЗР) на стаціонарних постах обласного центру з гідрометеорології, на стаціонарних і маршрутних постах державної обласної санітарно-епідеміологічної станції, у тому числі концентрації ЗР від пересувних та стаціонарних джерел викидів, на території промислових підприємств, у санітарно-захисних зонах, у тому числі стійких органічних забруднювачів, у місцях складування і знешкодження відходів; гамма-фон (на метеостанціях області, у 30 км зонах АЕС); фонові концентрації речовин у містах

області, зокрема у населених пунктах, де відсутні пости обласного центру з гідрометеорології (розрахункові дані); вміст кисню у містах області; інвестиції на природоохоронні заходи та модернізацію систем спостереження; збори за забруднення атмосферного повітря (рис.1.4)

АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ
<p>Фонові концентрації Визначення фонових концентрацій за даними стаціонарних постів Гідрометеоцентру, підфакельних досліджень санітарно-епідеміологічної станції, розрахунковим методом</p>
<p>Якість атмосферного повітря Проведення досліджень щодо визначення переліку забруднюючих речовин у містах обласного підпорядкування Визначення концентрацій забруднюючих речовин:</p> <ul style="list-style-type: none"> - на стаціонарних постах Гідрометеоцентру, - на стаціонарних і маршрутних постах СЕС, зокрема з невизначеними ГДК (ОБРВ), у тому числі концентрації ЗР від пересувних джерел викидів (автотранспорту), - на джерелах викидів - на території промплощадок, - у санітарно-захисних зонах, - у місцях проживання та відпочинку населення, - вздовж автомагістралей, - що беруть участь у транскордонному перенесенні ЗР, у тому числі стійкі органічні забруднювачі, - у місцях складування та знешкодження відходів; - вміст кисню в атмосферному повітрі міст області, - гамма-фон (на метеостанціях Гідрометеоцентру, у 30-км зонах АЕС)
<p>Визначення стану водних, земельних, біологічних ресурсів на територіях, які піддаються найбільшому антропогенному впливу через забруднення атмосферного повітря</p>

Рисунок 1.4 – Складові компоненти блоку “Атмосферне повітря” регіональної системи комплексного моніторингу навколишнього середовища

Блок «Земельні ресурси» містить інформацію щодо структури земельного фонду, стану та якості земель, а саме: сільськогосподарське освоєння земель; розорювання земель; зрошувані та осушені землі (вторинне підтоплення і

засолення тощо); берегові лінії річок, морів, озер, водосховищ, лиманів, заток, гідротехнічних споруд (динаміка змін, ушкодження земельних ресурсів); еродовані землі; порушені землі; рекультивовані землі; ендегенні та екзогенні геологічні процеси; якість ґрунтів – концентрації забруднюючих речовин (хімічні, бактеріологічні показники, вміст радіонуклідів) у місцях виробництва продукції рослинництва, на території промислових підприємств, на території санітарно-захисних зон, у зоні впливу транспортних магістралей, у місцях застосування пестицидів і мінеральних добрив, у місцях поховання токсичних відходів (на території підприємств, у місцях їх зберігання або захоронення), у ґрунтах житлової забудови, у тому числі: у дитячих закладах, на дитячих майданчиках, у зоні пляжів; в орних землях (вміст пестицидів та важких металів); у ґрунтах лісосмуг; якісний склад ґрунтів згідно з агропромисловими групами (механічний склад, кам'янисті, кислі ґрунти тощо); оцінка стану ґрунтів (вміст золи, кількісний та якісний склад ґрунтової мікрофауни, ферментаційна активність ґрунтів); родючість ґрунтів (вміст гумусу, азоту, фосфору, калію, рН, бонітет, вміст обмінних основ); інвестиції; збори за землекористування та забруднення.

Блок «Водні ресурси» вирішує завдання відтворення водних ресурсів області з точки зору сталого розвитку території і містить показники, які характеризують водні ресурси та якість поверхневих і підземних вод, а саме: водозабезпеченість території; середньорічні об'єми води, яка забирається з поверхневих та підземних джерел; використання води (усього, на господарсько-питне водопостачання, на виробничі потреби, на зрошення, на сільськогосподарське водопостачання); водовідведення у водні об'єкти (усього, забруднених стічних вод, зливних вод, забруднюючих речовин); стан малих річок, прибережних зон водосховищ (переформування берегів і підтоплення територій); підтоплення міст, селищ міського типу, сільських населених пунктів (небезпечне підняття рівня ґрунтових вод); фонові концентрації речовин у річках та водоймищах; концентрації ЗР у скидах промислових підприємств, у місцях випусків стічних вод у поверхневі водні об'єкти, у місцях водозаборів, у рекреаційних зонах (хімічні, бактеріологічні, радіологічні показники); якість води у мережі питного

водопостачання (хімічні, бактеріологічні, радіологічні показники); радіаційний фон атмосферних опадів, вміст тритію в атмосферних опадах; винос забруднюючих речовин із поверхневим стоком у поверхневі водні об'єкти; якісні та кількісні показники підземних вод; гідрохімічний стан водоймищ; інвестиції; збори за водокористування (рис. 1.5).

ВОДНІ РЕСУРСИ
Водозабезпеченість території, у тому числі підземних водоносних горизонтів
Водоспоживання та використання води, у тому числі підземних водоносних горизонтів
Якість поверхневих вод Показники забруднення хімічними та мікробіологічними речовинами: <ul style="list-style-type: none"> - у місцях питних та технічних водозаборів; - у місцях скидів комунально-побутових стічних вод; - у місцях випусків стічних вод промислових підприємств; - у місцях випусків зливових вод; - у місцях проживання та відпочинку населення; - що стікають з сільгоспугідь; - на межах адміністративних територій.
Стан малих річок: <ul style="list-style-type: none"> - показники забруднення хімічними та мікробіологічними речовинами; - стан прибережної смуги.
Стан питної води: <ul style="list-style-type: none"> - на водозаборах; - на насосних станціях; - у розподільчій мережі водопостачання.
Якість ґрунтових вод
Стан підземних водоносних горизонтів
Стан водних ресурсів на природоохоронних територіях

Рисунок 1.5 – Складові компоненти блоку “Водні ресурси” регіональної системи комплексного моніторингу навколишнього природного середовища

Блок «Біологічні ресурси» містить інформацію щодо стану рослинного і тваринного світу, а саме: рослинні ресурси – фонові та поточні концентрації ЗР (хімічні, радіологічні, бактеріологічні показники) у рослинах (лісосмуг, міст, сільській місцевості), забруднення сільськогосподарських рослин (вміст

радіонуклідів, важких металів, визначення залишкових кількостей пестицидів), якісні та кількісні показники стану лісів, лісосмуг, зелених зон навколо міст (ушкодження шкідниками і хворобами, усихання тощо), оцінка впливу антропогенних чинників на стан лісів, лісосмуг, зелених зон навколо міст, стан с/г рослин (ушкодження шкідниками і хворобами, засмічення бур'янами), стан ендемічних і реліктових видів рослин; тваринні ресурси – чисельність, стан диких тварин і риб, умови мешкання та розмноження, промислові види, площа угідь, відтворення та розведення; генофонд живої природи (біологічне різноманіття, види, що зникають, рідкісні, інтродуцировані, ендемічні, реліктові види).

Блок “Рекреаційні ресурси” містить якісні і кількісні характеристики рекреаційних територій області.

Блок “Природні території з особливим статусом” містить якісні і кількісні характеристики природних територій з особливим статусом.

Блок “Мінерально-сировинні ресурси” містить дані щодо характеристик мінерально-сировинних ресурсів області та впливу їх видобутку на довкілля.

Блок “Природні екосистеми” характеризує екосистему з точки зору сталого існування і дає якісну і кількісну уяву про стан наземних і водних екосистем в регіоні та прогноз його змінювання під впливом антропогенного навантаження на засаді системи генетичних, біохімічних, фізіологічних, морфологічних та екологічних показників і містить таку інформацію про рівень мутабельності, активність ферментів, морфологічні зміни, структуру популяцій, продуктивність (рис. 1.6).

ПРИРОДНІ ЕКОСИСТЕМИ	
Наземні екосистеми	Водні екосистеми
Рівень мутабельності. Активність ферментів. Морфологічні зміни. Структура популяції. Продуктивність. Життєздатність насіння. Асиміляційна ємність.	
Біологічне різноманіття	
Видове різноманіття (ВР). Деревних рослин. ВР фіто-, зоо-, бактеріопланктону. ВР риб. ВР ссавців, рептилій, амфібій, птахів. Кількість видів рослин і тварин, що зникли. Кількість видів водної флори та фауни, що зникли.	

Рисунок 1.6 – Інформаційні складові блоку “Природні екосистеми” регіональної системи комплексного моніторингу навколишнього середовища

Блок “*Техногенний та антропогенний вплив на навколишнє природне середовище*” містить інформацію щодо якісних і кількісних показників впливу на складові навколишнього природного середовища (рис. 1.7).

ТЕХНОГЕННИЙ ТА АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА НПС	
ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ	
Атмосферного повітря	Підприємства-забруднювачі атмосферного повітря Джерела викидів Обсяги викидів забруднюючих речовин наднормативні викиди
Водних ресурсів	Підприємства-забруднювачі водних ресурсів Джерела скидів Обсяги скидів забруднених вод, зокрема зливових Наднормативні скиди
Грунтів	Джерела забруднення: сільськогосподарських земель, ґрунтів у місцях проживання та відпочинку населення, природних територій з особливим статусом Ерозія ґрунтів – природні та техногенні чинники Ендогенні та екзогенні геологічні процеси - природні та техногенні чинники
Рослин	Джерела, характер і розміри шкідливого впливу на ліс, лісосмуги, степову та байрачну рослинність у тому числі на природних територіях з особливим статусом Показники забруднення рослин: - у місцях проживання та відпочинку населення; - навкруги промислових підприємств, вздовж автомагістралей у місцях застосування мінеральних добрив та пестицидів; - лісів, лісосмуг, степової та байрачної рослинності у тому числі на природних територіях з особливим статусом Оцінка стану рослин у залежності від рівня техногенного впливу
ФІЗИЧНІ ЧИННИКИ ВПЛИВУ	
Радіоактивність Шум Електромагнітні випромінювання Вібрація	Фонові значення Джерела забруднення Рівні впливу у порівнянні з гранично-допустимими

СФЕРА ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ
Кількість, перелік місць складування і захоронення відходів (площа, обсяг, маса, характеристика, вміст особливо небезпечних сполук, клас безпеки) Реєстри відходів усіх класів безпеки Утилізація відходів (види відходів, обсяги утилізації)
ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННА БЕЗПЕКА
Екологічно небезпечні об'єкти (число, перелік, місце розташування, характеристика) Надзвичайні ситуації: аварії, пов'язані з забрудненням атмосферного повітря; аварії, пов'язані з забрудненням водних ресурсів; екологічна безпека при поводженні з отрутохімікатами
ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ОБОРОННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ І КОНВЕРСІЯ ВПК
Перелік екологічно небезпечних об'єктів Рівні забруднень навколишнього природного середовища
РЕКРЕАЦІЙНЕ НАВАНТАЖЕННЯ
(рекреаційні і селитебні зони як джерело антропогенного впливу) Перелік, стан, місце розташування і площі місць відпочинку населення Рівні забруднень природного навколишнього середовища

Рисунок 1.7 – Структура блоку “Техногенний та антропогенний вплив на навколишнє природне середовище”

Таким чином, основними складовими навколишнього природного середовища, на які спостерігається техногенний та антропогенний вплив, є:

- *атмосферне повітря* – джерела викидів, обсяги викидів ЗР від стаціонарних та пересувних джерел викидів, зокрема озоноруйнуючих речовин та речовин з невизначеними ГДК (ОБРВ) в розрізі міст, адміністративних районів, галузей виробництва, промислових підприємств; динаміка викидів ЗР по роках, по територіям та інше; наднормативні викиди; вплив викидів ЗР на інші природні ресурси (земельні, водні, біологічні), аналіз і оцінка цього впливу, транскордонний переніс ЗР тощо;

- *водні ресурси* – джерела та обсяги скидів стічних вод (неочищених, недостатньо очищених тощо), ЗР у стічних та зливових водах; наднормативні скиди; техногенне навантаження на підземні водоносні горизонти, вичерпаність

запасів підземних вод, джерела інтенсивного водовідбору для водопостачання та дренажно - осушуваних робіт при видобутку корисних копалин тощо;

- *земельні ресурси* – джерела забруднення, природні і техногенні ерозійні, ендегенні та екзогенні процеси (динаміка розвитку), проблеми підтоплення, вплив на ґрунти с/г призначення зрошення, застосування пестицидів та інших хімічних засобів захисту рослин, аналіз і оцінка цього впливу тощо;

- *біологічні ресурси* - джерела, характер і розміри шкідливого впливу на ліс, лісосмуги, біогеоценози, зелені зони навколо міст, рослинність рекреаційних зон, міст, сільської місцевості тощо; оцінка стану тварин і рослин у залежності від рівню техногенного впливу;

- *сфера поводження з відходами* – вплив місць складування і захоронення відходів, зокрема місця тимчасового розміщення та несанкціоновані сміттєзвалища (площа, обсяг, маса, характеристика, вміст особливо небезпечних сполук, клас небезпеки), кількість зареєстрованих відходів усіх класів небезпеки; утилізація відходів (види відходів, обсяги утилізації), вплив місць видалення відходів на стан довкілля;

- *фізичні чинники впливу* - радіоактивність, шум, електромагнітні випромінювання, вібрація (фонові значення, джерела забруднення, рівні впливу у порівнянні з гранично допустимими рівнями);

- *природно-техногенна безпека* - екологічно небезпечні об'єкти (перелік, місце розташування, характеристика); надзвичайні ситуації, пов'язані з забрудненням довкілля; екологічна безпека при поводженні з отрутохімікатами;

- *екологічна безпека оборонної діяльності і конверсія ВПК* - перелік екологічно небезпечних об'єктів, рівні забруднення навколишнього природного середовища;

- *рекреаційне навантаження* – в даному контексті рекреаційне навантаження розглядається як джерело антропогенного впливу на довкілля і містить: перелік, стан, місце розташування і площі місць відпочинку населення; рівні забруднення природного навколишнього середовища тощо.

Блок “Оцінка стану навколишнього природного середовища” на підставі результатів обробки інформаційних складових попередніх блоків проводить комплексний аналіз і оцінку стану та змін природних екосистем під дією інтенсивних техногенних навантажень, а також стратегію комплексного керування природними ресурсами на рівні техногенно-навантаженого регіону (рис. 1.7).



Рисунок 1.7 – Оцінка стану природних екосистем та природних ресурсів

Блок “Охорона НПС” вирішує задачі природоохоронної діяльності і відповідає за наступну інформацію:

- законодавство - регулювання природоохоронної діяльності у відповідності із законами України та нормативними актами;
- охорона атмосферного повітря - капітальні вкладення, наявність і ефективність газоочисних споруд, перелік і ефективність заходів щодо зниження викидів, контроль дотримання повітряохоронного законодавства, контроль за виконанням природоохоронних заходів;

- охорона водного басейну - капітальні вкладення, наявність і ефективність очисних споруд, перелік і ефективність заходів щодо зниження скидів, наявність і ефективність водозаборів підземних вод, перелік та ефективність заходів щодо зниження вичерпання запасів підземних вод, контроль дотримання водоохоронного законодавства;

- охорона земельних ресурсів - заходи щодо захисту ґрунтів від ерозії, ендегенних та екзогенних процесів, підтоплення тощо, рекультивація земель, капітальні вкладення, ефективність заходів, контроль дотримання законодавства у частині охорони земельних ресурсів;

- охорона довкілля у сфері поводження з відходами – заходи щодо зниження впливу промпобутових відходів на довкілля, раціонального використання відходів як вторинної сировини, розробка полігонів промпобутових відходів як техногенних родовищ; капітальні вкладення, ефективність проведених заходів, контроль дотримання законодавства у сфері поводження з відходами;

- охорона біоресурсів - заходи щодо лісовідновлення, лісонасадження, озеленення, боротьби зі шкідниками і хворобами, розведення травоядних риб - очисників водних екосистем, збереження та відновлення ареалів мешкання тварин, капітальні вкладення, ефективність заходів, контроль дотримання законодавства в частині охорони біоресурсів;

- охорона генофонду – площа заповідних територій, площа територій перспективних для заповідання, інтродукція нових видів тварин і рослин;

- контроль дотримання природоохоронного законодавства - формування фондів охорони навколишнього природного середовища, розробка та виконання державних й обласних програм в частині охорони навколишнього природного середовища, санкції за порушення природоохоронного законодавства;

- розробка планів природоохоронної діяльності – розробка науково обґрунтованих природоохоронних рішень, контроль за витратами коштів фондів охорони навколишнього природного середовища, контроль виконання природоохоронних заходів.

Таким чином, при розробці стратегії регулювання якості навколишнього середовища головним є питання організації системи спостережень, оцінки і прогнозування стану навколишнього середовища, які здатні представити інформацію для визначення пріоритетів і регулювання якості природного середовища.

В сучасному світі економічні, соціальні, технологічні та біологічні процеси настільки взаємозв'язані, що виникає необхідність розглядати сучасне виробництво як функціонування складної еколого-економічної та соціальної системи. При цьому під вказаною системою розуміється взаємозв'язок та взаємозумовленість функціонування суспільного виробництва та протікання природних процесів.

В даний час розширюється еколого-економічне моделювання, ведеться облік економічного збитку при оцінках стану природного середовища. Велика увага приділяється соціально-економічним оцінкам ефективності заходів по охороні навколишнього середовища та здоров'я людини.

РОЗДІЛ 2

ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ЯК ІНТЕГРАЛЬНИЙ ПОКАЗНИК ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ

Здоров'я населення залежить від цілого ряду факторів, зокрема, соціальних умов життя, рівня медичного обслуговування, медико-біологічного фону і стану оточуючого середовища [40-42].

В межах діапазону толерантності людина пристосовується до умов довкілля завдяки численним захисним і пристосувальним (адаптивним) реакціям організму, головні з яких: підтримання сталості властивостей внутрішнього середовища (гомеостаз), регенераційні процеси, імунітет, регуляція обміну речовин тощо. В межах оптимуму ці реакції забезпечують найефективніше функціонування, високу працездатність, ефективне відновлення. Та в разі переходу якого-небудь фактора в зону песимуму ефективність окремих адаптивних систем знижується або пристосувальна здатність взагалі втрачається (рис. 2.1). В організмі починаються патологічні зміни, що свідчить про певне захворювання. Патологічний стан під впливом несприятливих факторів середовища проявляється найчастіше в отруєннях (токсикозах), алергічних реакціях, злоякісних пухлинах, спадкових хворобах, уроджених аномаліях тощо.



Рисунок 2.1 – Діапазон толерантності організму людини

Питома вага впливу навколишнього середовища на наше здоров'я сьогодні складає більше 35%. В екологічно забруднених зонах як правило, підвищена частота алергічних захворювань, відхилень у нервово-психічному і фізичному розвитку. Токсичний вплив техногенних факторів прогностично несприятливий майже для всіх систем організму: імунної (вторинні імунodefіцитні стани), ендокринної (гіперплазія щитоподібної залози), ЦНС (гіпоксичні енцефалопатії), серцево-судинної (міокардіопатії), сечовидільної (дизметаболическі нефропатії), нейроендокринної, репродуктивної [43-45].

У населення, яке проживає в умовах сильного забруднення зростає не тільки загальне число первинної захворюваності, але й число вперше виявлених випадків захворювань органів дихання – на 12% (у т.ч. хронічний бронхіт – на 47%), гіпертонічної хвороби – на 67%, хвороб нервової системи – на 29%, системи кровообігу – на 37%, туберкульозу – на 45% [46].

За результатами багатофакторного математичного аналізу встановлено достовірну залежність захворювань ($p < 0,05$) від недиференційованого впливу в поєднанні: загальна захворюваність – з оксидом вуглецю, ендокринні хвороби – з діоксидом сірки і азоту, органів дихання – з формальдегідом, хвороби кровообігу – з діоксидом сірки [47].

Внесок екологічних факторів у розвиток ендокринної та серцево-судинної патології, хвороб крові та кровотворних органів у дорослих в середньому складає 17%-38%, у дітей – 25% - 45% [48].

Серцево-судинна система дуже чутливо реагує на різноманітні види впливу, у тому числі і на хімічні фактори виробничого і міського середовища [49]. В умовах промислових центрів спостерігається висока частота перевищення фізіологічних норм систолічного артеріального тиску у дівчат (83,3-90,9%) і у хлопчиків (58,8-72,2%) [50].

Забруднення внутрішнього середовища організму токсичними елементами техногенного походження часто супроводжується дефіцитом основних есенціальних елементів. Виявлено достовірний зв'язок між функціональним станом серцево-судинної системи і вмістом цинку в організмі [51, 52].

Причому виявлено, що абсолютна кількість металів поступають в організм як дорослого, так і дитячого населення більш всього з харчовими продуктами (81,25% - дорослі, 83,34% - діти), в порівнянні з водним (14,09 і 16,29% відповідно) та повітряним шляхами (2,58 і 2,68% відповідно) [53].

При вивченні взаємозв'язку між вмістом стронцію в організмі підлітків і функціональним станом серцево-судинної системи виявлено тенденцію до підвищення тривалості серцевого циклу і зниження загального периферичного опору судин у 91% випадків [54].

Виявлено вірогідні кореляційні зв'язки між вмістом кадмію в організмі людини і вегетативного показника ритму (дозволяє судити про перевагу парасимпатичного впливу вегетативного балансу) і вмістом свинцю ($p < 0,05$) [55]. Свинець, діючи на центральні та периферичні синапси, підвищує тонус симпатичної нервової системи, збільшує чутливість до катехоламінів, їх кількісний вміст у крові і деяких мозкових структурах [55].

Опромінення і поєднаний вплив опромінення і кадмію мають виражений деструктивний вплив на різні відділи судинного русла міокарда, причому в останньому випадку різко потенціюється ушкоджуюча дія радіації на гладенько-м'язові клітини артерій і проліферативний резерв капілярів [56].

При хімічній етіології серцево-судинні захворювання проявляються дистрофією міокарду і вегето-судинною дистонією, які розвиваються при інтоксикації нейротропними отрутами. Для одних шкідливих хімічних речовин характерна гіпертензивна реакція (наприклад, свинець, ртуть, сірковуглець, марганець, фтор), для інших – гіпотонічний стан (наприклад, тетраетилсвинець, гранозан) [57].

Показники ендокринної патології (первинна захворюваність, смертність) статистично достовірно ($p < 0,001$) вищі серед населення, що проживає на території з високим рівнем забруднення продуктів харчування токсичними хімічними речовинами, ніж серед жителів сільських районів більш благополучних у цьому відношенні [58].

На сьогоднішній день однією з найбільш актуальних проблем клінічної медицини серед ендокринних захворювань є цукровий діабет. Кількість хворих на цукровий діабет у світі налічує більше 110 млн. чоловік, щорічно загальна кількість хворих зростає на 5-7%. Середньорічний темп зростання захворюваності на цукровий діабет серед дорослого населення України, у тому числі людей репродуктивного віку за період 1993-2002 рр., становив 0,06 ($p < 0,0001$), захворюваності на тиреотоксикоз – 0,003 ($p < 0,002$) [59]. Доведено, що інсулінзалежний цукровий діабет виникає внаслідок загибелі β -клітин в результаті цитотоксичного впливу імунологічних агентів, а також деяких хімічних речовин. За умов дії сполук міді, цинку, радіоактивних речовин, оксидантів, вільних радикалів спостерігаються явища апоптозу β -клітин [60].

Погіршення екологічної ситуації призводить до поглиблення йодної недостатності у населення та росту захворюваності, насамперед у дітей. Функціонування щитовидної залози тісно пов'язане з адаптаційними, метаболічними процесами в організмі, розповсюдженість тиреопатології відображає дію екзогенних несприятливих факторів, дисбаланс мікроелементів, соціально-економічні умови життєдіяльності та інше [61].

Встановлено, що високий вміст кальцію, нікелю та фтору гальмує включення йоду у щитоподібну залозу. Посилює йодний дефіцит також надлишок хрому і бору. У той же час дефіцит молібдену, бромю, міді, марганцю, селену та цинку у гірських районах Закарпаття сприяє розвитку ендемічного зоба [62].

В умовах підвищеного рівня антропогенного забруднення території, патогенетичне значення може мати вплив галогеновмісних ксенобіотиків, які перешкоджають нормальному засвоєнню йоду. Зокрема, при одночасному вмісті фтору та йоду, при більш високій конкурентній спроможності фтору він засвоюється більше ніж йод, що призводить до порушення синтезу тиреоїдних гормонів та розвитку гіпотиреозу [63].

У сучасній науковій літературі описано вплив пестицидів на ендокринну систему, зокрема, перхлоратів, дія яких на щитовидну залозу мало чим відрізняється від дії радіоактивного йоду [45].

Встановлено помножений (мультиплікативний) ефект сумісної дії іонізуючого опромінення щитовидної залози та солей важких металів для хвороб ендокринної системи (зокрема щитовидної залози), нервової системи (зокрема вегето-судинної дистонії), органів травлення [64]. Показано, що сумісна дія іонізуючого опромінення (навіть на рівнях малої інтенсивності) та забруднювачів навколишнього середовища іншої природи здійснює на організм більш пошкоджуючий ефект, ніж окрема дія шкідливих факторів [65].

Слід відзначити, що питома вага здорових школярів, які проживають на забруднених промисловими викидами районах достовірно нижча, ніж у районах з відносно низьким вмістом хімічних забруднювачів в атмосферному повітрі [66]. За останні роки рівень захворюваності дитячого населення України зріс на 8,7%, а за окремими класами захворювань (кістково-м'язової і сечостатевої системи, системи кровообігу) – на 50-60% [67].

Забруднене атмосферне повітря негативно впливає на функціональний стан системи органів дихання та серцево-судинної системи. Зокрема, показник якості реакції серцево-судинної системи дітей 4-6 років промислових районів Дніпропетровська і Дніпродзержинська на фізичне навантаження показав, що відмічається вірогідно менший ($p < 0,05$) у порівнянні з непромисловими районами відсоток дітей з доброю функціональною спроможністю та значно більша питома вага дітей з незадовільною спроможністю [51].

У структурі захворюваності дітей, які проживають в умовах відносно високого забруднення атмосферного повітря переважає бронхолегенева патологія, пошкодження ЛОР-органів і алергічні хвороби, захворювання серцево-судинної системи [68].

У містах із розвинутою хімічною промисловістю найбільш частіше зустрічається патологія ЛОР-органів, дискінезії жовчно-видільних протоків, хвороби нервової системи [69]. Червоноградська промислова зона Львівської області кваліфікується як ендемічна геохімічна провінція і, як наслідок, розвиток в ній характерних захворювань: порушення кісткової тканини і суглобів, затримка росту і т. д., що підтверджується даними медичних оглядів [45].

Чим молодші діти, тим сильніший вплив хімічних забруднювачів атмосферного повітря. Виражена залежність частоти звертань за медичною допомогою з приводу гострих респіраторних захворювань від екологічних чинників виявляється у вікових групах 1-2 років та 3-6 років [70].

Низкою наукових досліджень доведено, що на рівень захворюваності гострими хворобами верхніх дихальних шляхів більш за все впливають аміак, діоксид сірки, пил, фосфорний ангідрид [71]. На території з високим рівнем концентрації поллютантів доквілля величини ризиків для хвороб органів дихання становлять для хлопчиків 346,3‰, для дівчаток – 368,0‰, ендокринних хвороб – відповідно 104,6‰ та 108,3‰, хвороб крові – 34,1‰ та 58,6‰, інфекційних захворювань – 40,0‰ та 61,81‰ [72].

На основі натурних досліджень встановлений прямий зв'язок між забрудненням атмосферного повітря ряду промислових міст України (Київ, Дніпропетровськ, Дніпродзержинськ, Обухів та ін.), порушеннями в окремих ланках імунної системи дитячого населення і поширеністю імунної патології [73]. У відносно здорових дітей м. Кривбас спостерігалось підвищення супресорної активності на фоні зниження імунорегуляторного індексу, а також зниження кількості СД 45 - КА лімфоцитів та підвищення імуноглобуліну Е, що свідчить про можливу алергізацію організму і може бути наслідком впливу несприятливих екологічних чинників [74].

Вивчено сполучний вплив відпрацьованих газів автомашин і викидів великих підприємств чорної металургії і коксохімії на функції дихальної і серцево-судинної систем старшокласників. Встановлено, що сполучний вплив означених факторів на школярів супроводжується зниженням у них функції дихальної системи, що виявляється у зменшенні життєвої ємності легенів і часу затримки дихання [75].

Встановлено, що забруднення атмосферного повітря сірчаним газом, формальдегідом спонукає розвитку таких офтальмологічних захворювань, як відслоєння та розриви сітчатки, хвороби судинної оболонки ока та ін. [76].

Науковими дослідженнями встановлено вплив забруднення ґрунту важкими металами на стан здоров'я населення і прогноз його можливих змін [77]. Причому, встановлено, що надходження важких металів у ґрунт залежить від наявності цих речовин у повітрі і кількості атмосферних опадів [78].

Встановлено вірогідний середньої сили зв'язок між забрудненням ґрунту свинцем та поширеністю серед дитячого населення хвороб ендокринної системи, розладу живлення, порушення обміну речовин та імунітету, вроджених аномалій, хвороб системи травлення, інфекційних та паразитарних захворювань; між концентрацією марганцю у ґрунті і поширеністю захворювань дитячого населення хворобами крові та органів кровотворення, хворобами ендокринної системи, системи кровообігу, системи травлення, шкіри та підшкірної клітковини, кістково-м'язової системи та сполучної тканини та вроджених аномалій і новоутворень [79-81].

Виявлено прямий кореляційний зв'язок між частотою виникнення ендокринних захворювань і надмірно високими концентраціями у ґрунті ртуті, свинцю, нікелю і пестицидів [79]. Серед жителів Первомайського і Володарського районів Донецької області, ґрунти яких забруднені свинцем, цинком, нікелем, важкими металами, пестицидами, частота виникнення ендокринних захворювань в 1,9 рази є вищою у порівнянні з районами, ґрунти яких менше забруднені цими речовинами [58].

Також встановлено чутливість до впливу важких металів (свинець, хром, нікель, марганець, цинк) ендокринної системи, порушення обміну речовин та імунітету; хвороб крові та органів кровотворення (марганець, цинк, хром, нікель); хвороб органів травлення (нікель, свинець, хром, марганець); вроджених аномалій (нікель, марганець, свинець) [82].

Високі рівні забруднення навколишнього середовища викликають статистично значущі зміни у соматометричних показниках фізичного розвитку, збільшення його дисгармонійності [83, 84]. Так, підвищений вміст фтору у питній воді призводить до підвищення частоти затримки та дисгармонійності фізичного розвитку як у хлопців, так і у дівчаток [85].

Комплексний вплив хімічних та радіаційних чинників призводить до погіршення показників фізичного розвитку дітей: реєструється збільшення кількості дітей з низьким рівнем фізичного розвитку та його дисгармонійність за рахунок маси тіла [86].

Припускається, що дія шкідливих чинників довкілля на фізичний розвиток опосередковується ендокринною системою. Порушення процесів обміну, імовірно, можуть відігравати роль як у виникненні ендокринних захворювань, так і безпосередньо впливати на фізичний розвиток через систему гіпофіз-кора наднирників. З іншого боку, добре відомо, що чим вища захворюваність, тим гірші показники фізичного розвитку [87]. Поряд з цим в експериментальних дослідженнях встановлено, що внаслідок дії важких металів, особливо свинцю, відбувається порушення фізичного розвитку організму, мається висока ступінь вірогідності регресії росту з вмістом свинцю у крові [45].

2.1 Стан здоров'я населення України

В останні роки в країні спостерігається незадовільна медико-демографічна ситуація, що є наслідком виснажливого техногенного типу господарювання, погіршення екологічних умов існування населення, низької ефективності економіки, низьких соціальних стандартів життя тощо. Для України характерними є тенденції до:

- скорочення чисельності населення (на 01.01.2005 р. чисельність наявного населення становила 47,3 млн. осіб, з них дітей та підлітків - лише 7,7 млн. або 16,3 %. Природний приріст населення в Україні залишався від'ємним: на кожну тисячу населення померлих налічувалося на 7 осіб більше, ніж народжених. За даними Держкомстату України найбільш швидкими темпами зменшується чисельність населення Чернігівської, Чернівецької, Сумської, Полтавської, Луганської, Черкаської та Донецької областей),

- старіння населення (питома вага осіб у віці 60 років і старше становила на цей період 21,4 % в загальній чисельності населення.).

- зниження тривалості життя (до 73 років у жінок та 61 - у чоловіків, що значно нижче за аналогічні показники у розвинутих країнах),

- падіння народжуваності (загальна кількість новонароджених зменшилася з 691 тис. - у 1999 р. до 405 тис. - у 2004 році. Хоча у 2000-2004 рр. намітилася тенденція щодо зростання кількості ново народжуваних, але вона є нестійкою).

Серед основних причин погіршення здоров'я населення - брак коштів та неефективні реформи у сфері медичного обслуговування населення. Це загострює демографічну ситуацію. Внаслідок соціально-економічних чинників зростає кількість хворих на алкоголізм і наркоманію, що сприяє поширенню ВІЛ-інфекції та туберкульозу. Боротьба з означеними захворюваннями має бути спрямована на виконання довгострокових програм профілактики, удосконалення лікувальних заходів та мобілізацію усіх ресурсів для виконання цих завдань. Нині країна знаходиться в стані епідемій туберкульозу та ВІЛ СШД, що підтверджується наступним:

- у 2004 р. захворюваність на туберкульоз органів дихання збільшилась до 33715 випадків (70,6 на 100 тис. нас.) проти 32684 випадків (67,8) у 2003 році. Рівень захворюваності у Херсонській. Миколаївській. Запорізькій і Дніпропетровській областях набагато перевищує середній показник по країні і становить від 115,0 до 73,0 на 100 тис. населення:

- протягом 1987-2004 рр. серед громадян України офіційно зареєстровано більше 60 тис. випадків захворювань на ВІЛ-інфекцію. У 2004 р. в Україні зареєстровано - 3697 випадків хвороби (7,74 на 100 тис. населення), зумовленої вірусом імунодефіциту людини проти 2354 (4,88 на 100 тис. населення) за відповідний період 2003 року.

Ситуація із захворюваннями на малярію, сибірку, сказ і гельмінтози погіршується. В етіологічній структурі захворювань відмічалися спалахи сальмонельозу (15), вірусного гепатиту А (5). дизентерії (5). токсикоінфекцій (3) та спалахи іншої етіології (7). Більшість з них було пов'язано з порушеннями вимог санітарного законодавства у сферах водопостачання, виробництва харчових продуктів, організації харчування в дитячих садках і школах. Залишається загроза

виникнення та розповсюдження холери та інших особливо-небезпечних інфекційних хвороб.

У 2004 р. в Україні зареєстровано 8307 тис. випадків паразитарних і інфекційних захворювань, що на 10,6 % менше ніж у 2003 р. (9287 тис. випадків). Кількість випадків грипу та ГРВІ становила 7993 тис. що в загальній структурі інфекційної захворюваності складало 96,2 %. Захворюваність на вірусний гепатит А після грипу і ГРЗ є найбільш соціально значимою інфекцією. Найвищий показник захворюваності відзначався у 2001 р. - 82 випадків, а у 2004 р. він зменшився до 51 випадків на 100 тис. населення.

Наявність великої кількості природних вогнищ сказу, туляремії лептоспірозу та арбовірусних інфекцій стає причиною зооантропонозних та природно-вогнищевих особливо небезпечних інфекцій. Боротьба з цими захворюваннями повинна проводитися не тільки на медикаментозному але й управлінсько-організаційному рівнях.

Взагалі, загальна захворюваність населення України у 2004 році та вплив екологічних факторів на формування різних патологій, а також смертність населення з усіх причин, показано на рисунках 2.2-2.6 [1].

Таким чином, враховуючи широке розповсюдження екологічної патології, пов'язаної із впливом шкідливих факторів на здоров'я населення, доцільним є не лише дотримання санітарно-гігієнічних і планувальних заходів з охорони навколишнього середовища, але й підвищення стійкості та адаптаційної здатності організму шляхом застосування природних біологічно активних препаратів та дотримання вимог раціонального харчування.

ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

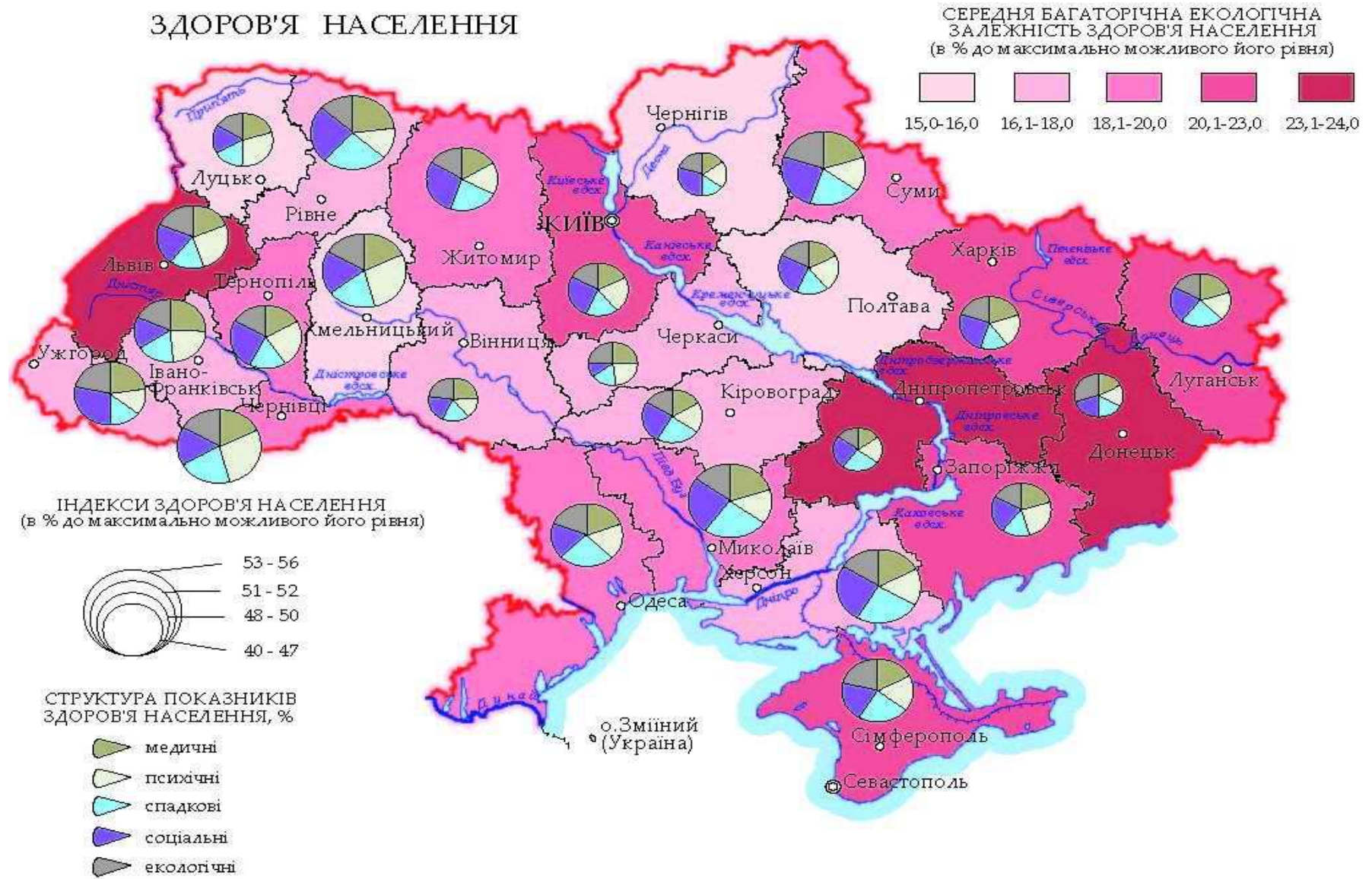


Рисунок 2.2 – Середня багаторічна екологічна залежність здоров'я населення України [1]

ЕКОЛОГІЧНИЙ РИЗИК ЗАХВОРЮВАНЬ ОРГАНІВ ДИХАННЯ



Рисунок 2.4 – Екологічний ризик захворювань органів дихання серед населення України [1]

СМЕРТНІСТЬ НАСЕЛЕННЯ

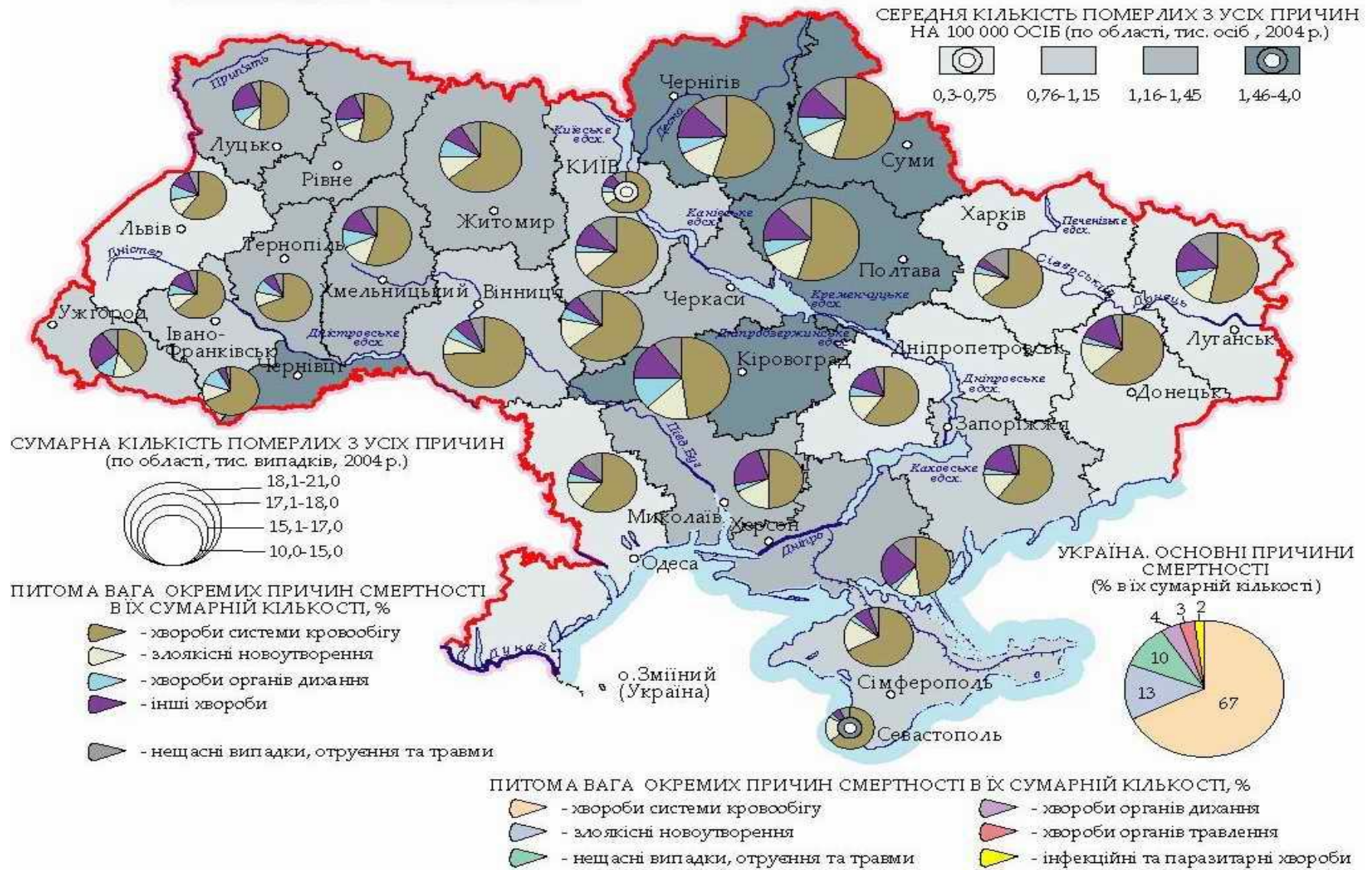


Рисунок 2.6 – Смертність населення України з усіх причин[1]

РОЗДІЛ 3

СИСТЕМИ РАНЬОГО ПОПЕРЕДЖЕННЯ ПРО ЕКОЛОГІЧНУ НЕБЕЗПЕКУ

Ще в 1937 р. С. Шварц [95] вказував на важливість розробки методів ранньої діагностики екологічно значимих антропогенних забруднень та прогнозування можливих змін.

Пізніше були розроблені системи раннього попередження в екологічному моніторингу, що дозволило оцінювати ризик завчасно до його реалізації [96]. Тому роль використання високочутливих біоіндикаторів, які сигналізують про зміну природних процесів або антропогенних змін природного середовища є дуже великою.

Система раннього попередження в екологічному моніторингу – це власне біодіагностика, яка дозволяє на основі індикаторних показників, біологічних тест-систем оцінити стан природного об'єкту в цілому, встановити норматив, предпатології, патології складних природних систем, які схильні до зовнішнього навантаження.

Біодіагностика може бути ретроспективною (аналіз попереднього досвіду), оперативною (аналіз поточного стану) та перспективною (попередження ризику).

Адекватний підбір комплексу біоіндикаторів дозволяє створити чутливу систему прогнозу можливого екологічного збитку. Для раннього попередження може використовуватися пасивна (ендоіндикація) та активна (екзоіндикація), а також прилади-біодатчики, які контролюють стан середовища. Біоіндикаторами можуть бути практично всі живі організми: бактерії, рослини, тварини та людина [97-107].

Велика роль в моніторингу раннього попередження належить біохімічним, фізіологічним, біофізичним мітогенетичним методам, які дозволяють визначити якість середовища за первинними реакціями найбільш чутливих тестів.

Такі методи використовують, як правило, на рівні локального та регіонального моніторингу при оцінці не визначених форм ризику.

Інструментальні методи аналізу забруднення орієнтовані на контроль обмеженого числа встановлених та нормованих показників.

Інструментальні методи мають ряд обмежень, тому що в атмосфері знаходиться 40-60 тис. хімічних сполук, і лише менше десяти з них можуть бути визначені за допомогою автоматичних аналізаторів [96].

З врахуванням даної обставини повністю виправдане широке використання біодіагностики в системах раннього попередження різних масштабів, як в просторі, так і в часі, так як біоіндикатори відгукуються на сукупну дію всіх забруднювачів.

Для біодіагностики важливим являється вибір зон для проведення досліджень, а також поняття про критичні (лімітовані) фактори. Зони (тест-полігони) повинні бути типовими, а найбільша чутливість біооб'єктів до антропогенного навантаження, навіть незначної інтенсивності, проявляється при критичних параметрах навколишнього середовища, тобто при ситуаціях послаблення під впливом загального несприятливого екологічного фону.

Відомо, що діапазон толерантності (стійкості) організму до різних факторів навколишнього середовища звужується в критичні періоди життя, тому біодіагностику екологічного ризику проводять не з дорослими організмами, а з ембріонами, личинками, паростками, чутливість яких до впливів є значно вищою.

Індикаторами в системі раннього виявлення ризику можуть бути види, які занесені в Червону книгу.

Для виявлення перших локальних ознак загрози особливе значення мають вимірювання багатьох параметрів чутливих індикаторів в критичних зонах.

Завдання діагностики раннього попередження складається в отриманні інформації про перші ознаки можливого неблагополуччя для прийняття завчасних профілактичних заходів. Повинні бути встановлені чіткі критерії для того, чи іншого діагнозу.

Ці критерії визначаються особливостями тест-систем та рівнем моніторингу: параметри тест-об'єкту, допустимі для благополучного діагнозу на локальному рівні, можуть виявитися ознаками регіональної катастрофи, а на глобальному рівні відповідні прояви означали б загибель сучасної біосфери.

Формування системи раннього попередження в рамках екологічного моніторингу повинно наближати нас до практичного управління станом природного середовища, створювати інформаційну основу, екологічні нормативи для майбутніх ноосферних стандартів.

3.1 Еколого-генетичний моніторинг навколишнього середовища

Головним завданням біологічного моніторингу є визначення стану біотичної складової біосфери, її реакції на антропогенний вплив, вивчення залежності "доза-ефект", відповідні реакції організмів, пошук критеріїв допустимого навантаження на природне середовище з урахуванням регіональних особливостей і визначенням критичних ланок у біосфері, які зумовлюють це навантаження.

Особливе місце в біологічному моніторингу займає генетичний моніторинг, який включає широкомасштабне вивчення генетичних наслідків забруднення навколишнього середовища на різних рівнях організації живих організмів, включаючи людину [108, 109].

У зв'язку з забрудненням навколишнього середовища і впливом несприятливої екологічної ситуації на здоров'я населення виникла необхідність розроблення уніфікованого методичного підходу до інтегральних оцінок стану довкілля за токсико-мутагенним фоном і генетичної небезпеки для людини від дії мутагенів навколишнього середовища [110].

В даній методиці пропонується структурна схема комплексного еколого-генетичного моніторингу довкілля, яка дозволяє оцінити стан природних об'єктів за токсико-мутагенним фоном, що є необхідним для визначення рівня загальної екологічної та генетичної небезпеки для людини та природи (рис. 3.1).



Рисунок 3.1. - Структурна схема еколого-генетичного моніторингу

Згідно схеми, верхній (нульовий) структурний рівень показника, включає три показника екологічного стану окремих об'єктів навколишнього середовища (атмосфери, гідросфери та педосфери) за токсико-мутагенним фоном.

Стан атмосферного повітря і території в цілому, визначали за тестами „Стерильність пилку рослин”, „Мікроядерний тест” в соматичних клітинах дітей дошкільного віку, які мешкають на території дослідження та „Ростовий фіто-тест”.

Стан гідросфери та педосфери (ґрунтів) визначають за Allium-тестом та ростовим тестом.

Усі показники необхідно привести в систему безрозмірних умовних показників ушкодженості (збереження) біоіндикаторних систем для визначення інтегральних показників, що характеризують стан окремих об'єктів, та довкілля в цілому.

Показники, що характеризують стан навколишнього середовища за токсикомутагенним фоном можуть бути застосовані для подальшого визначення загального екологічного та генетичного ризиків для людини та біоти.

Такі підходи в змозі охарактеризувати ефективність будь-якого напрямку розвитку території, встановити еколого-оптимальні нормативи якості довкілля та здоров'я населення, розробити шляхи досягнення цих нормативів, визначити пріоритети при прийнятті вірних управлінських рішень.

3.1.1 Використання мікроядерного тесту у скринінгових дослідженнях мутагенного впливу і оцінки цитогенетичного статусу організму людини

Одним із можливих скринінгових експрес-методів оцінки мутагенних впливів є метод підрахунку частоти появи МЯ в епітеліюцитах слизової оболонки порожнини рота людини [111-113]. Встановлено, що МЯ-тестування у соматичних клітинах слизової оболонки ротової порожнини людини за своєю чутливістю не поступається тестуванню по показниках хромосомних аберацій в культурі лейкоцитів периферичної крові людини та клітинах кісткового мозку тварин, і за технічним виконанням набагато простіше [114].

Започаткував МЯ-тест у 1975 році В. Шмід [115].

Фрагменти ядерного матеріалу спочатку були відкриті в еритроцитах кісткового мозку, а потім деякі дослідники [114, 116] провели вивчення рівня МЯ в еритроцитах периферійної крові та установили відповідність змін, що спостерігаються, у крові і кістковому мозку.

Надалі дослідженнями встановлено, що чутливим показником дії мутагенних факторів на організм є, також, чисельність МЯ в клітинах епітеліальних тканин [111-113] людини.

Свідомством тому є той факт, що 92% злоякісних новоутворень у людини виникають в епітеліальних тканинах. Це і не дивно, бо епітеліальні тканини вистилають або покривають внутрішні і зовнішні поверхні тіла, тому захищаючи організм людини від впливу шкідливих факторів, вони першим сприймають дію мутагенів [117-119]. Крім того, вивчення мутагенезу в клітинах епітелію більш

доступний, ніж, наприклад, в еритроцитах, клітинах кісткового мозку або лімфоцитах. По-друге, епітеліальні клітини відбирають за допомогою дуже простих, неінвазійних методів. Наприклад, клітини слизової оболонки ротової порожнини отримують шляхом мазків, взятих з внутрішньої поверхні щоки за допомогою дерев'яного шпателя, клітини бронхів — при дослідженні мокротиння, сечового міхура — при дослідженні сечі [120]. Італійськими вченими [121] розроблений метод вивчення МЯ у клітинах волосяних фолікулів, які легко вилучаються висмикненням декількох волосин.

Кількість епітеліоцитів слизової оболонки ротової порожнини з МЯ в клінічно здорових людей має певні варіації в залежності від національних ознак. Так, в індусів він коливається, за даними різних дослідників [122-126], від 0,089 до 0,470%; у філіппінців дорівнює 0,44%, канадців – 0,29%; китайців – 0,31%; чехів – 0,19%; італійців – 0,06-0,082%; французів – 0,13 %; вірменів – 0,06-0,09%. В американців кількість клітин епітелію сечового міхура з МЯ дорівнює 0,05-0,08%, а в жителів Британської Колумбії і Аргентини – вона в 10 разів вища.

Вважають [127], що така різниця може бути пов'язана з методичними особливостями реєстрації, фарбування клітин і кількістю проаналізованих клітин, а також з характером харчування. Наприклад, при нестачі білка в їжі кількість клітин з МЯ в епітелії зростає [126]. Теж саме спостерігається і при спадкових хворобах [127], алергозах [128], запаленні стравоходу [129] та дисплазії шийки матки [130]. Наведені вище дані свідчать про те, що зростання чисельності МЯ служить своєрідним “дозиметром” патологічних станів організму. Протипухлинна хіміотерапія вірогідно підвищує рівень клітин з МЯ в ротовій порожнині онкологічних хворих [112, 117, 118]. Слід додати, що між чисельністю МЯ у клітинах ротової порожнини і мікроядрами, сестринними хроматидними обмінами і хромосомними абераціями в лімфоцитах людей, що зазнали дії мутагенів, існує висока кореляційна залежність. Радіотерапія онкологічних хворих також різко підвищує число клітин з МЯ в слизовій оболонці ротової порожнини [121]. У людей, що зазнали дії формальдегіду, водночас зростає кількість клітин з МЯ слизової оболонки ротової і носової [131] порожнин.

Деякі антимуутагени (вітамін А, фізіологічно активні речовини гумусової природи та ін.), навпаки, знижують чисельність клітин з МЯ у людей, зазнавших дії мутагенів [132, 133]. Те ж саме спостерігається при туляремійній вакцинації онкологічних хворих під час проведення протипухлинної хіміотерапії.

Нарешті, МЯ-тест має ще одну позитивну особливість - він успішно піддається автоматизації [134].

Приведені дані свідчать про велику перспективність використання МЯ-тесту для скринінгу і моніторингу мутагенів будь-якої природи, в тому числі, скринінгу випадків нестабільності генома у людини [135].

3.2 Застосування Кірліан-графічної оцінки для визначення функціонального стану організму людини та якості об'єктів довкілля

Описане світіння відкрили подружжя Кірліан у 1949 році в СРСР (Кірліан). Але, ще у 1777 році професор Ліхтенберг спостерігав розрядне випромінювання. Через 100 років воно було зафіксовано на фотопластинці і одержало назву фігури Ліхтенберга. В Росії у 1882 році вчений Наркевич-Йодко виготовив електричний прилад, який зафіксував на фотопластинці світлове випромінювання навколо людей. У 1891-1900 роках досліди Ніколи Тесла наглядно показали можливість газорозрядної візуалізації живих організмів. Наркевич-Йодко за допомогою визваного випромінювання визначав біологічно активні точки.

У 1976-1978 роки була доказана висока достовірність Кірліан-діагностики фізіологічного стану організму. Роботи проводились в США організацією космічних досліджень NASA (програми Аполлон, Сатурн). У 1978 році встановлено, що Кірліан-ефект дозволяє зафіксувати на фотоплівці «життєву силу» людини, дослідження проводились в США, у Каліфорнійському університеті (Телма Мосс). У 1989 році запатентовано прилад для психофізіологічних досліджень на основі кірліан-фотографії (Романій С.Ф., СРСР, м. Дніпропетровськ). У 1998 році розроблено прилад для одержування кольорових кірліан-фотографій спочатку на фотоплівці „Полярвід” (Agnes Krawesk, Канада), потім – на звичайній кольоровій фотоплівці (Бразилія).

До початку ХХІ століття у світі було розроблено більше сотні варіантів пристроїв для візуалізації Кірліан світіння об'єктів живої й неживої природи. Вони одержали загальну назву кірліан-камери. Всі ці пристрої мають однакову основну частину. Вона складається з генератора імпульсів високої напруги, що подається на плоский ізольований електрод і який формує електричне поле. В це поле міститься досліджуваний об'єкт. При цьому кожен пристрій має свої конструктивні особливості, обумовлені типом застосовуваного для фіксації світіння фотоматеріалу або фоточутливого приймача. Крім того, одержуване зображення залежить від напруги створюваного електричного поля, його частоти й часу експозиції об'єкта в цьому полі. Найбільш відомими є пристрої, що пройшли сертифікацію у своїх країнах як діагностичні медичні пристрої. До них відносяться: *Peter Mandel Standard* – Німеччина; *GRV*-камера – Росія; *Newton Milhomins Standard* – Бразилія.

У цих пристроях здійснюється обробка зображення за допомогою ЕОМ. Зображення вводиться в ЕОМ за допомогою сканера або спеціалізованої телекамери з волоконо-оптичною системою перетворення зображення.

При Міжнародному союзі медичної й прикладної біоелектрографії (IUMSB) створена Європейська група по стандартизації встаткування для біоелектрографії, що включає дослідження кірліан-світіння. Метою роботи цієї групи є класифікація кірліан-зображень, установлення кореляційних зв'язків між кількісними параметрами зображень і психофізіологічними параметрами систем. Все це свідчить про те, що кірліан-графія сформувалася в нову науку – біоелектрографію, що бурхливо розвивається в цей час за рахунок об'єднання зусиль учених різних країн миру.

Альтернативний напрямок одержала кірліанграфія в розробках дослідників України й Канади, які створили пристрої, що дозволяють одержувати миттєво кольорові кірліан-фотографії на фотоапараті "Поляріод".

Таким чином, проведений патентний пошук і вивчення монографій основоположників методу діагностики на основі ефекту Кірліан виявив його науково-прикладне значення завдяки можливості вловлювати тонкі зміни стану й

енергетики людини в рамках цілісного підходу до здоров'я людини й оцінки його адаптаційних можливостей.

Метод кірліан-графії полягає у можливості реєстрації світіння навколо об'єктів природи під час дії на них імпульсного току високої частоти. Широке використання Кірліан-ефекту за останній час відмічено в області медичної діагностики. Крім медичної області існує можливість використання даного методу для оцінки стану рослин, мінералів і рідини.

Параметри газорозрядного зображення залежать від властивостей досліджуваного об'єкту і таким чином, аналізуючи характер світіння від об'єктів, з'являється можливість судити про енергетичний стан об'єкту у конкретний момент.

Перевагою методу серед загальноприйнятих традиційних є його неінвазивність, нетравматичність, відсутність протипоказань як за віком, так і за станом здоров'я обстежуваного, можливість багаторазового застосування в ході терапії з метою контролю її ефективності.

В умовах практичної охорони здоров'я перевага вітчизняного варіанта методу (м. Дніпропетровськ) - у простоті й доступності для користувача в силу його нетрудомісткості, малих тимчасових і фінансових витрат, тому що на рентген-плівці дослідження здійснюється в умовах звичайного рентгенкабінету з використанням стандартних матеріалів.

Доктором П. Манделом (ФРН, 1983) розроблені діагностичні карти відповідності ділянок пальців рук і ніг органам і системам організму, у чому знайшла відбиття система китайських енергомеридіанів [136]. Кірліан-фотографія пальців кінцівок людини, на яких зосереджені початкові й кінцеві точки енергомеридіанів, відображають інтегральний енергетичний стан організму. Ця методика одержала по П. Манделу назву ЕТД – «енергетична діагностика по термінальних точках».

Енергетична картина ЕТД-знімків охоплює весь рельєф фізичного, психічного й духовного життя людини й, таким чином, дає можливість заглянути

в сферу інформації, енергоінформаційного обміну в організмі, розширити розуміння здоров'я й хвороби.

На цих підставах зрозуміла залежність корони випромінювання як від стану біохімічних процесів в тканинах внутрішніх органів, так і від зовнішнього енергетичного пошкодження, проявленого ще на рівні психоемоційної сфери, вегетативних дизфункцій регуляторних систем (судинна, ендокринна, імунна, кровотворна). Тобто, використання кірліан-графічного методу дозволяє визначити шкідливу дію різноманітних фізичних факторів на досить ранньому етапі „відповіді” організму на них.

Кірліан-фотографія незамінна при визначенні впливу будь-яких зовнішніх впливів на організм людини, у т.ч. різних факторів навколишнього середовища. Вона необхідна у виробленні програм адаптації населення до несприятливих екологічних умов, при розробці технічних засобів захисту від них.

Результати кірліан-графічного дослідження порівняні зі зміною екологічної ситуації [137, 138]. дозволяють виявити взаємозв'язок між зміною екологічною ситуацією й станом здоров'я населення. Використання його перспективно в системі екологічного моніторингу, як експрес-метод, що виявляє неспецифічні ознаки передхвороби.

Обстеження дітей дошкільного віку [139, 140], що рідко мають хронічну патологію, доцільно для диференційованого встановлення впливу тих або інших негативних факторів на організм по специфічності механізмів їхньої дії на системи й органи організму.

Доросле населення менш адаптоване до погіршення екологічної ситуації. Зміни на кірліано-грамах у них можуть відбивати вже наявні захворювання, на відміну від дітей. Обстеження дорослих у системі екологічного моніторингу доцільно, як контингенту з ранньою дезадаптацією через наявність у більшості випадків хронічних захворювань.

Представляється досить доцільним використання Кірліан-графічного методу для вивчення тонких-енергетичних структур людини, моніторингу за його станом психологічного й фізичного здоров'я при застосуванні будь-яких

ментально-емоційно-почуттєвих, біоенергетичних впливів у практиці психолога, лікаря [141].

У літературних джерелах за останнім часом велика увага приділяється вивченню фізичної структури води [142-144]. Насамперед, такі дослідження проводяться для розробки нових і простих методів діагностики енергоінформаційного стану води, що залежить від великої кількості факторів: речовинного складу, структури, кінетичних параметрів і т.д. Однак усе це залишається мало вивченими питання застосовності фізичних подань до аналізу біологічних рідин і зокрема води.

Найбільше повно оцінити природні властивості води, а також вивчити можливий взаємозв'язок між забрудненням різного виду (хімічне, фізичне, мікробіологічне) і зміною тонкої структури води дозволяє метод, заснована на Кірліан-ефекті. Даний метод полягає в можливості реєстрації світіння навколо об'єктів живої й неживої природи при впливі на них імпульсного струму високої частоти [145]. Широке використання Кірліан-ефекту останнім часом відзначено в області медичної діагностики. Крім медичної області існує можливість використання даного методу для оцінки енергетичного стану рослин, мінералів і рідин [146].

Застосування Кірліан-методу може забезпечити експрес-оцінку стану води, з одержанням об'єктивних й інформативних результатів, а також їхня наочність. Також при цьому зберігається низька собівартість, методична простота й зручність дослідження.

З використанням методу Кірліан-графії можливо робити підбір мінералу з метою оздоровлення по корекції біополю з урахуванням типу Кірліан-світіння. При цьому виявлено взаємодію енергії мінералів й організму людини на рівні ефірної матерії. На кірліанограмах відображається поліпшення або погіршення корони випромінювань при контакті людини з тим або іншим каменем.

Таким чином, метод Кірліан-графії дозволяє:

1. По типу випромінювання визначити функціональний стан усього організму, окремих органів і систем.

2. Оцінити резервні можливості організму, систем адаптації при існуючих захворюваннях.
3. Виявити ознаки імунодефіциту, енергетично слабкі ланки, як схильність до тих або інших захворювань або початок їх формування.
4. Установити наявність ендо- або екзогенної інтоксикації організму або його біополю.
5. Визначити причинно-наслідковий зв'язок клінічних проявів наявних захворювань.
6. Визначити залишкові ознаки захворювання після зникнення клінічних симптомів і нормалізації лабораторних показників.
8. Вибрати оптимальні методи оздоровлення, лікування й реабілітації.
9. Індивідуалізувати застосування оздоровчих і лікувальних препаратів (біологічно активні добавки, гомеопатія, аромо-, фіто-, мінералотерапія й ін.).
10. Проводити моніторинг за станом здоров'я організму з ранньою оцінкою ефективності будь-якого лікувально-оздоровчого впливу на нього до клініко-лабораторних проявів.
11. Визначити роль психологічних факторів у розвитку захворювання.
12. Визначити активність психічної енергії людини, його природних особливостей як особистості, з рекомендаціями із профорієнтації й реалізації.
13. Визначити ступінь співзвуччя аур об'єктів живої й неживої природи.
14. Вивчити вплив на організм людини будь-яких шкідливих факторів навколишнього середовища, у тому числі технічних пристроїв.
15. Досліджувати стан енергетики рослин і тварин, мінералів і металів.
16. Досліджувати різні рідинофазні або тверді об'єкти, цілісність їх структур.

РОЗДІЛ 4

ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

4.1 Характеристика об'єктів дослідження

Об'єктами дослідження були соціоекосистеми територій Дніпропетровської області, на якій були виділені різні за видом і рівнем техногенного навантаження міста – Дніпропетровськ, Марганець, Вільногірськ, Жовті Води, Нікополь, Павлоград, і з низьким навантаженням – територія лікувально-оздоровчого комплексу "Солоний Лиман" Новомосковського району Дніпропетровської області; Західної України (міста Червоноград Львівської області і Чернівці) та АР Крим (сmt. Нікіта).

Загальна характеристика досліджуваних територій за даними [147-149] приведена в табл. 4.1.

Таблиця 4.1 – Характеристика досліджуваних територій

Регіон	Місто	Чисельність населення (тис. чол.)	Основні галузі антропогенної діяльності	Основні забруднювачі	Характеристика території за екологічним станом довкілля
Західна Україна	Чернівці	259	Легка, машинобудівна і металообробна промисловість, автотранспорт	Діоксид сірки, оксиди азоту, оксид вуглецю, вуглеводні та ін.	Надзвичайно забруднена
	Червоноград	73	Видобуток бурого вугілля	Попіл, пил від вугілля та породи, вуглеводні (гас), діоксид азоту, сірчастий ангідрид	Забруднена
Дніпропетровська область	Дніпропетровськ	1094	Металургійна, машинобудівна, хімічна промисловість, автотранспорт та ін.	Важкі метали, діоксид сірки, завислі речовини, діоксид азоту, оксид вуглецю, бенз(а)-пірен та ін.	Надзвичайно забруднена
	Нікополь	130,4	Металургійна промисловість	Сполуки марганцю, сульфур (IV) оксид, оксиди нітрогену, оксид карбону і ін.	Дуже забруднена

Продовження табл. 4.1

АР Крим	Марганець	53	Промисловість по видобутку і переробці марганцевих руд	Сполуки марганцю, сірчастий ангідрид, оксиди азоту, оксид вуглецю і ін.	Дуже забруднена
	Вільногірськ	23,9	Видобуток рідкоземельних металів – титану і цирконію	Пил, важкі метали, сульфур (IV) оксид, нітрогену діоксид (IV), радіоактивне забруднення та ін.	Дуже забруднена
	Павлоград	112,6	Видобуток вугілля, машинобудівна хімічна промисловість, автотранспорт	Важкі метали, сульфур (IV) оксид, завислі речовини, нітрогену діоксид (IV), оксид карбону, бенз(а)-пірен та ін.	Дуже забруднена
	Жовті Води	56	Видобуток і переробка уранових руд	Уран-238, радій-226, свинець-210, полоній-210 та ін.	Надзвичайно забруднена
	Солоний лиман		Викиди автотранспорту	-	Умовна чиста
	селище Нікіта	0,2	Автотранспорт	Вуглеводні, бенз(а)пірен, оксиди азоту	Умовно чиста

Екологічна характеристика Дніпропетровської області [147-151]. Україна володіє потужною мінерально–сировинною базою. У її надрах міститься близько 20 тисяч родовищ корисних копалин, у яких зосереджено 14 і 43% загальносвітових запасів залізних і марганцевих руд. За видобутком вугілля, марганцевих та залізних руд, титану, графіту, каоліну Україна належить до провідних країн світу. В основному потужний гірничопромисловий комплекс зосереджено у Центральних і Східних областях країни, до яких і належить Придніпровський регіон [1].

Дніпропетровська область є однією з найбільш індустріально–розвинених областей України, якій притаманні високий рівень урбанізації і потужна енергетична база, яка стала основою розвитку потужного гірничо–металургійного комплексу. В області виявлено більше 30 видів мінеральної сировини, яка використовується сучасною промисловістю. Відкрито та розвідано більше 300 родовищ і ділянок корисних копалин, з яких по 284 затверджено балансові запаси.

У цілому з надр області видобувається більше 50% державного видобутку різних корисних копалин. З шахт Західного Донбасу видобувається понад 11 млн.т вугілля. В області в машинобудівному комплексі виробляються як міжконтинентальні ракети, так і унікальне ковальсько–пресове обладнання та багато іншого.

Ці й інші чинники, призвели до значної деградації довкілля Дніпропетровщини, забруднення повітря, поверхневих і підземних вод, земель, накопичення в дуже великій кількості шкідливих, у тому числі високотоксичних відходів виробництва. Такі процеси тривали десятиріччями та призвели до різкого погіршення стану довкілля.

Навколишнє природне середовище області зазнає негативного впливу від викидів шкідливих речовин у атмосферу, скидів забруднених стічних вод у водойми та розміщення відходів. На території Дніпропетровської області розташовано 749 підприємств, які щорічно викидають в атмосферне повітря близько 900 тис.тонн шкідливих речовин. Переважна більшість викидів (понад 78 %) припадає на міста Дніпропетровськ, Дніпродзержинськ і Кривий Ріг, де розташований основний промисловий потенціал області.

У 2004 р. підприємства гірничо-металургійного комплексу викинули в атмосферу 629,9 тис.тонн (72,1 %) шкідливих речовин від загального обсягу викидів у області. Частина викидів від підприємств енергетики у загальному обсязі викидів становить 18,0 %, підприємств будівельного комплексу - 0,9 %, підприємств хімічної і нафтохімічної промисловості - 0,33 %.

Результати моніторингових спостережень свідчать, що в 2004 р. рівень забруднення атмосфери промислових міст залишався ще досить високим. Обсяг валових викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря від стаціонарних і пересувних джерел забруднення в 2004 р. склав 1,044 млн. тонн, що становить 17% від загальнодержавних. У 2004 р. викиди стаціонарних джерел забруднення збільшились на 39,896 тис. тонн, що на 4,6% більше, ніж у попередньому році. Кількість викидів забруднюючих речовин на душу населення області в 2004 р. склала 250,4 кг, у тому числі: твердих речовин – 37,8 кг, сірчаного ангідриду –

42,4 кг, оксидів нітрогену – 15,9 кг, карбону (II) оксиду – 135,9 кг. Частка від сумарної кількості викидів шкідливих речовин у атмосферне повітря від підприємств металургії складає 72,1%, електроенергетики – 18,0%, вугільної галузі – 5,0%, хімічної та нафтохімічної промисловості – 0,33%, сільського господарства – 0,1%.

Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря Дніпропетровської області приведена на рис. 4.1. Як видно з рис. найбільші викиди забруднюючих речовин у атмосферне повітря області спостерігаються від стаціонарних джерел забруднення, та змінюються від 1050 до 900 тис. т. Від пересувних джерел в середньому викидається від 50 до 170 тис.т. В цілому обсяг викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря області становить приблизно 1000 тис. т., з незначними коливаннями. Різких коливань обсягів викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря не спостерігається.

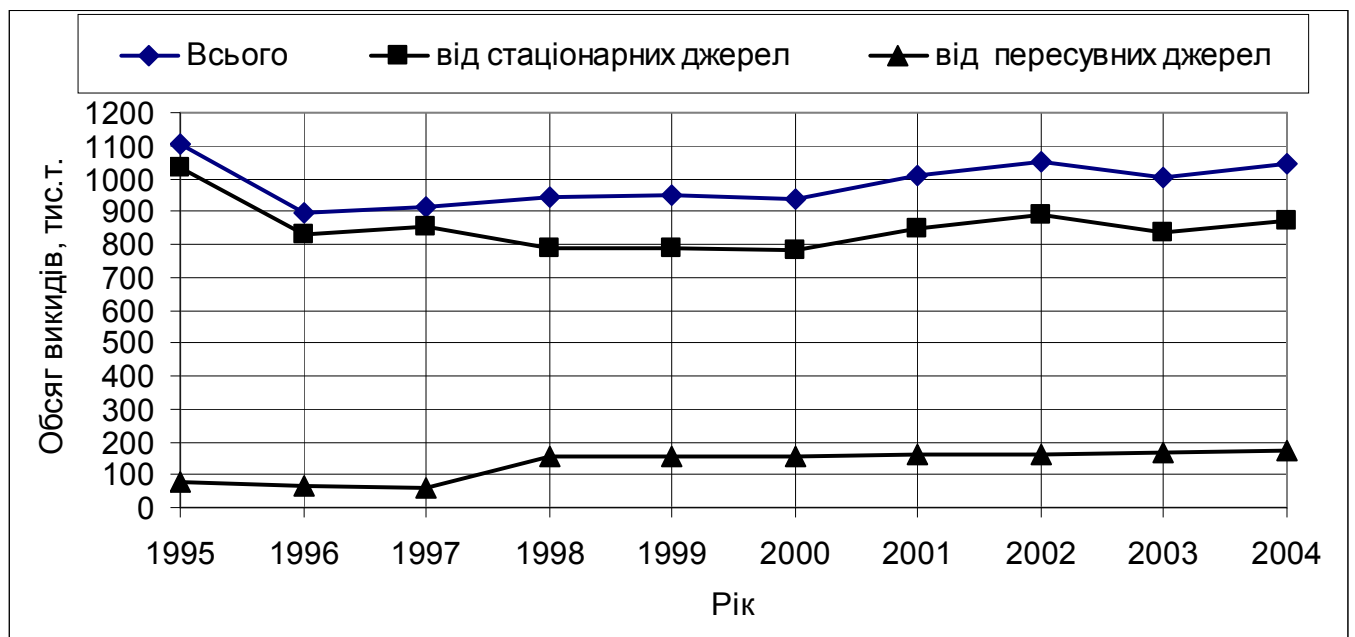


Рисунок 4.1 – Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря Дніпропетровської області

Основними забруднювачами атмосфери радіонуклідами на території Дніпропетровської області є підприємства урановидобувної і уранопереробної промисловостей. Внаслідок використання в 60-70 рр. промислових відходів

ДП "Східний ГЗК" (м. Жовті Води) у будівництві, до атмосферного повітря разом з пилом потрапляють такі радіонукліди, як U-238, Ra-236, Pb-210 та Po-210.

Обсяг забору природних вод на території Дніпропетровської області склав 1860,0 млн.м³. Скид забруднених стічних вод від одного мешканця області становить 184,9 м³ і 0,2 т забруднюючих речовин, які скидаються зі зворотними водами в поверхневі водні об'єкти.

На початок 2005 р. у Дніпропетровській області накопичено понад 8,3 млрд.т промислових відходів. З кожним роком посилюється вплив на навколишнє середовище зростання обсягу утворення побутових відходів. Проблема накопичення відходів є дуже актуальною для нашої області.

Високий рівень забруднення атмосферного повітря, води, ґрунту, продуктів харчування призводить до підвищення рівня захворюваності населення та погіршення демографічних показників. В Україні постійно зростає захворюваність населення хворобами ендокринної системи, крові та кровотворних органів, алергічними хворобами, новоутвореннями, хронічними неспецифічними хворобами органів дихання й ін. В останні роки спостерігається постійне зниження народжуваності та збільшення смертності населення, що призвело до негативних тенденцій зміни показників природного приросту та відтворення населення.

Дніпропетровськ – багатофункціональний обласний і промисловий центр.

За даними екологічних досліджень, промислові підприємства міста займають 11,3% його площі. Відходи понад 300 підприємств металургійної, коксохімічної, металообробної, будівельної і інших галузей промисловості забруднюють атмосферне повітря, ґрунти, поверхневі і підземні води [148].

Газопилові викиди в атмосферу здійснюють 171 підприємство з 7000 джерел, з яких 6200 – організовані. Підприємствами з найбільшим обсягом викидів шкідливих речовин є: Придніпровська ТЕС (71,3%), ОАО «Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського» (9,2%), ОАО «Нижньодніпровський трубопрокатний завод» (6,5%), ОАО «Дніпрококс» (3,0%), ОАО «Дніпрошина» (2,0%) [148].

У повітряний басейн міста викидається понад 80 найменувань забруднюючих речовин (завислі речовини, сірчаний ангідрид, оксид вуглецю, оксид азоту, аміак, бензол, сірководень, ацетон і ін.). Найбільший обсяг забруднюючих речовин – 97,3% від загального валового викиду стаціонарними джерелами, приходиться на: діоксид сірки (40,1%), завислі речовини (23,1%), діоксид азоту (17,4%) і оксид вуглецю (16,7%) [148].

Промислові підприємства Лівобережжя (ВАТ “Нижньодніпровський трубопрокатний завод ім. К. Лібкнехта”, ВАТ “Дніпроважбуммаш ім. Артема”, ВАТ “Дніпропетровський стрілочний завод”, ВАТ “Дніпровагонремстрой”, ВАТ “Дніпропетровський металургійний завод ім. Комінтерну” і ін.) викидають в атмосферу 9,1% шкідливих викидів, однак на частку фтористих з'єднань тут приходиться 57,2% і 100% на частку хлору.

Значний внесок в забруднення повітряного басейну міста вносить автотранспорт, на який приходиться майже 50% від загального обсягу викидів токсичних речовин. У повітрі від спалювання бензину знаходяться (% від загального вмісту в пальному): свинець – 24,5%, хлор – 8,6%, азот – 12,7%, бром – 4,0%, лужні метали – 2,6%, залізо – 1% і ін. Встановлено, що по викидах оксидів азоту автотранспорт наближається до викидів електростанцій і заводів, по сірчаному ангідриду – трохи поступаються заводам, а по свинцю – перевищують їх.

В межах міста і на приміській території знаходиться 12 невідсортованих місць складування промислових і 2 полігони побутових відходів, де накопичено 26 млн. т промвідходів і майже 100 тис. т побутового сміття. Щороку в місті утворюється до 1,5 млн. т твердих побутових відходів, з яких тільки 30% утилізується на сміттязпалювальному заводі.

Промислові шламонакопичувачі і відстійники займають площу 130 га. В них накопичено понад 27,7 млн. т вологонасичених промислових відходів усіх класів небезпеки. Вторинне використання промислових відходів не перевищує 5%.

Значний техногенний вплив позначається також на якості ґрунтів і природних вод. Скидання промислових і комунально-побутових стічних вод міста в природні водойми – ріки Дніпро, Самару, Мокру Суру – становить до 83% від загального обсягу водозабору. Близько 50 промислових підприємств міста скидають стічні води в річки, 15 з них здійснюють скид рідких неочищених стоків. В стічних водах присутні до 100 забруднюючих речовин, за 30% яких ведеться постійний лабораторний контроль [149].

На території міста в ґрунтах виявлено підвищені концентрації свинцю, міді, цинку, кобальту, нікелю, хрому, молібдену, барію, фтору. Найбільш значні площі з підвищеним вмістом свинцю знаходяться в промислових і селітебних зонах Ленінського і Червоногвардійського районів (до 5 ГДК; ГДК=30 мг/кг), на основних автомагістралях міста (вулиці Героїв Сталінграда, Космічна, Чичерина, Гагаріна і ін. (до 5 ГДК), а також в ґрунтах днищ великих балок (Аптекарьська, Рибальська, Красноповстанчеська – до 10 ГДК). Підвищений вміст хрому спостерігається в ґрунтах на більшій частині міста (до 7 ГДК; ГДК=100 мг/кг). Забруднення ґрунтів кобальтом і титаном відзначається скрізь і досягає відповідно 3 ГДК (ГДК=5 мг/кг) і 2,2 ГДК (кларк=4600 мг/кг). В центральній частині міста загальна площа забруднених марганцем ґрунтів становить 70% її території (3 ГДК; ГДК=1500 мг/кг) [148, 149].

Екологічна ситуація в м.Дніпропетровську за інгредієнтним складом забруднювачів складових біосфери оцінюється як “кризова” [150].

Екологічна ситуація м. Нікополь. Місто Нікополь – великий промисловий центр Нікопольського марганцеворудного басейну, розташований на півдні Дніпропетровської області на березі Каховського водосховища [147].

На базі Нікопольського марганцеворудного басейну працює комплекс заводів з розробки руди та гірничодобувні комплекси: ЗАТ "Нікопольський завод феросплавів", ЗАТ "Нікопольський Південнотрубний завод" із системою закритих акціонерних товариств та ін., які є основними забруднювачами навколишнього природного середовища міста. Усього в місті діє 28 основних підприємств, які мають 1618 джерел викидів забруднюючих речовин у атмосферу, з яких тільки

597 мають пилегазоочисні установки. У повітряний басейн міста щорічно викидається більш як 30,0 тис. т забруднюючих речовин (табл. 4.2), у тому числі карбону (II) оксиду (81,7%), оксидів нітрогену (4,8%), сполук марганцю (4,8%) та ін. Крім цього, від автотранспорту, у атмосферне повітря міста за даними міської СЕС надходить близько 5,0 тис. т забруднюючих речовин на рік. В сельбщній зоні періодично відмічається перевищення гранично допустимих концентрацій за завислими речовинами у 6 разів, нітрогену діоксид (IV) – у 2,8 рази, сульфур (VI) оксид – у 1,5 рази, окису марганцю у 1,3 рази. Найбільш негативний вплив на навколишнє середовище мають Нікопольський завод феросплавів та Південно-трубний завод, з їх викидами в атмосферу потрапляє сірчаний ангідрид, окисли азоту, велика кількість сполук марганцю. Ці викиди значно погіршують стан навколишнього середовища, що веде до підвищення рівня захворюваності населення.

Таблиця 4.2 – Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря м. Нікополь

Рік	Разом, тис.т.	у т.ч.					
		стаціонарні джерела					пересувні джерела
		разом	у т.ч.				
			пил	сульфуру (IV) оксид	нітрогену діоксид (IV)	карбону (II) оксид	
1999	25,535	19,736	2,655	0,261	1,019	15,571	5,799
2000	34,360	28,443	3,653	0,474	1,115	22,989	5,917
2001	33,442	27,464	3,445	0,363	0,961	22,428	5,978
2002	29,377	23,446	2,915	0,314	0,872	19,124	5,931
2003	24,913	18,862	1,868	0,218	0,863	15,724	6,030
2004	31,114	25,185	2,523	0,263	1,062	21,252	5,929

Аналіз даних табл. 4.2, вказує на те, що пріоритетними забруднювачами атмосферного повітря м. Нікополь є карбону (II) оксид та пил. Обсяг викидів за аналізуємий період коливається від 25 до 34 тис. т. на рік, причому вони

змінюються в основному за рахунок стаціонарних джерел забруднення.

Основним і єдиним джерелом водопостачання міста є Каховське водосховище. Найбільш значними джерелами забруднення та значного погіршення якості води водосховища є промислові стічні води підприємств, особливо Південно-трубного заводу, а також стоки Запорізького енергокомплексу [86].

Безпосередній вплив на радіаційну ситуацію в місті створює розташований у 10 км від міста крупний енергокомплекс, який включає Запорізьку АЕС і теплову електростанцію. Гама-фон у 30-кілометровій зоні реєструється в межах 12-15,5 мкР/год. Крім того, радіаційному забрудненню піддається єдине джерело питного водопостачання – Каховське водосховище, де відмічається збільшення об'ємної радіоактивності води у три рази з початку експлуатації АЕС і зменшення рибопродуктивності. В цілому гама-фон по місту відповідає природному радіаційному фону [86].

У результаті діяльності підприємств міста накопичено 8,8 млн.т. промислових відходів, які займають площу 61 га і є джерелами забруднення об'єктів довкілля, в першу чергу ВМ і їх солями. Значні обсяги твердих побутових відходів утворюються у комунальному секторі життєдіяльності людини, їх захоронення здійснюється на полігоні твердих побутових відходів, площею 8 га, на відстані 3-х кілометрів від міста.

Місто **Марганець** – великий промисловий центр Нікополь- Марганецького басейну. Розташований у Дніпропетровській області на березі Каховського водосховища.

Основними забруднювачами навколишнього середовища міста є: ОАО «Марганецький ГЗК», завод керамзитового гравію, рудоремонтний завод та інші.

Нараховується 400 джерел викидів, з яких тільки 150 – мають пилогазоочисні прилади. Серед забруднюючих речовин – сірчистий ангідрид, оксид вуглецю, оксиди азоту, з'єднання марганцю та інші. Найбільшим забруднювачем повітря є ГЗК, на частку якого приходиться майже 85% усіх викидів.

Великий внесок у забруднення навколишнього середовища вносить автотранспорт – 1000 т/рік.

Техногенний навантаження на всі компоненти природного середовища досить відчутне, що негативно відбивається на стан біоти і здоров'я населення.

Екологічна ситуація м. Жовті Води. Місто Жовті Води належить до старопромислових районів Дніпропетровської області, в якому інтенсивно розвинута металургійна, гірничо-видобувна, хімічна й інші екологічно небезпечні галузі промисловості. Це єдине місто в Україні, де з 50-х років проводився видобуток і переробка уранової сировини.

Економічну основу міста складають: Східний гірничо-збагачувальний комбінат (видобуток і переробка уранових руд), до складу якого входить гідрометалургійний і сірчаноокислий заводи, два уранових рудники, ремонтно-механічний завод, ВАТ "Південний радіозавод", ВАТ "Завод електронної апаратури "Електрон-Газ" та ін.

Протягом останніх десятиріч місто Жовті Води належить до зони підвищеного ризику в зв'язку зі складною радіаційною ситуацією. Населення міста змушене проживати в зоні довготривалого техногенного радіаційного забруднення. Джерелами радіаційного забруднення є склади уранової руди та породи (хвостосховища), пульповоди для транспортування радіоактивних відходів, склади радіоактивного металобрухту, викиди гірничого підприємства та гідрометалургійного заводу. Крім того, у свій час при будівництві доріг, тротуарів і житлових будинків використовували пусту породу ГЗК, яка мала підвищений радіаційний фон.

Основними джерелами забруднення атмосферного повітря міста є шахта "Нова", сірчаноокислотний завод, ТЕЦ, гідрометалургійний завод і два хвостосховища. Щорічно в повітряний басейн міста викидається приблизно 4 тис.т. забруднюючих речовин (табл. 4.3), з яких більша частина викидів належить пересувним джерелам. Приоритетними забруднювачами атмосфери від стаціонарних джерел є сульфур (IV) оксид.

Таблиця 4.3 – Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферу м. Жовті Води

Рік	Разом, тис.т.	ут.ч.						пересувні джерела
		стаціонарні джерела						
		разом	ут.ч.					
			пил	сульфуру (IV) оксид	нітрогену діоксид (IV)	карбону (II) оксид		
1999	-	0,999	0,14	0,599	0,138	0,067	н.д.	
2000	4,121	0,719	0,166	0,337	0,094	0,083	3,402	
2001	4,005	0,463	0,074	0,14	0,103	0,11	3,567	
2002	4,167	0,684	0,043	0,37	0,102	0,133	3,483	
2003	4,175	0,672	0,02	0,404	0,102	0,087	3,503	
2004	3,528	0,383	0,036	0,161	0,095	0,063	3,145	

Середній рівень гама-фону на 88 % території міста становить 16-20 МкР/рік, на 8 % – 40-50 мкР/рік, на 3 % – 150-200 мкР/рік і на 1 % – більше 250 мкР/рік. Виявлено 5417 аномальних ділянок з інтенсивністю гама-поля більше 120 мкР/рік, у т.ч. 459 осередків радіоактивного забруднення з активністю поля більше 1000 мкР/рік і 57 осередків радіоактивного забруднення більше 3000 мкР/рік. Усі аномалії пов'язані з породами, які містять підвищену кількість природних радіонуклідів. На території міста утворилися окремі локальні ділянки (до 450) з радіаційним фоном на рівні 40-500 МкР/рік (природний фон 15-22 МкР/рік). На території міста відмічається забруднення ґрунтів, води та атмосферного повітря радіонуклідами - U-238, Ra-236, Pb-210 і Po-210. У поверхневому шарі ґрунту концентрація U-238 перевищує фонову у 2-7 разів, Ra-236 – у 2-9, Pb-210 – у 2-2,5, Po-210 – у 2-17.

Тому, для забезпечення захисту населення міста від радіаційного впливу та пов'язаних з ним шкідливих чинників, оздоровлення навколишнього природного середовища та запобігання виникненню надзвичайних ситуацій техногенного характеру та забезпечення соціального захисту населення Кабінетом Міністрів України Постановою №656 від 5 травня 2003 р. затверджено Програму

радіаційного захисту населення м. Жовті Води на 2003-2012 роки.

Екологічна ситуація м. Вільногірськ. Місто Вільногірськ розташоване в північно-західній частині Дніпропетровської області. На території працює 6 промислових підприємства, самим потужним є Вільгірський гірничо-металургійний комбінат, з видобутку рідкоземельних металів – титану (ільменіту та рутилу) і цирконію (циркону), крім того у місті діє завод електровакуумного скла, а також підприємства харчової промисловості, будівельних матеріалів та ін. Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферу міста Вільногірськ приведена у табл. 4.4.

Таблиця 4.4 – Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферу м. Вільногірськ

Рік	Разом, тис. т.	ут.ч.						пересувні джерела
		Стаціонарні джерела						
		Разом	ут.ч.					
			пил	сульфуру (IV) оксид	ніпрогену діоксид (IV)	карбону (II) оксид		
1999	-	0,684	0,185	0,116	0,216	0,153	н.д.	
2000	2,859	1,060	0,443	0,195	0,119	0,283	1,799	
2001	2,934	1,150	0,331	0,076	0,397	0,312	1,784	
2002	2,466	0,717	0,285	0,072	0,200	0,129	1,749	
2003	2,293	0,635	0,247	0,049	0,153	0,144	1,658	
2004	2,400	0,727	0,107	0,062	0,152	0,234	1,673	

Промисловими підприємствами міста, щорічно викидається в атмосферне повітря приблизно 0,7-1,0 тис.т. тон забруднюючих речовин. Більше 90% викидає в атмосферу гірничо-металургійний комбінат. Від автомобільного транспорту в атмосферу щорічно поступає приблизно 1,7 тис. т забруднюючих речовин. Основними забруднювачами атмосфери міста є карбону (II) оксид, пил і пересувні джерела.

На території промислових підприємств міста накопичено 2,6 млн.т.

токсичних відходів.

Екологічна ситуація на території м. Павлоград. Місто Павлоград – центр вугільної промисловості Західно-Донбаського регіону, розташований на річці Вовча. Щорічний видобуток вугілля складає більше 11 млн.т.

На території міста розташовані 32 промислових підприємства, на яких існує приблизно 700 джерел забруднення. Основними забруднювачами довкілля є ВАТ "Павлоградвугілля", ВО "Павлоградський хімічний завод", завод хімічного машинобудування, завод "Літмаш", механічний завод, ВО "Станкозвод", а також підприємства легкої, харчової промисловості та будматеріалів.

Промислові підприємства міста, щорічно викидають у атмосферне повітря від 3 до 16 тис. т забруднюючих речовин, з яких сульфуру (IV) оксиду викидається від 1 до 2,5 тис.т. (табл. 4.5). Щорічний викид забруднюючих речовин автотранспортом складає 6 тис.т. Аналіз даних табл. 2.4 виявив збільшення обсягів викидів забруднюючих речовин у 2001-2004 роках приблизно в 2 рази в порівнянні з 1999 р. [147]

Таблиця 4.5 – Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферу м. Павлоград

Рік	Разом, тис.т.	у т.ч.						пересувні джерела
		Стаціонарні джерела						
		Разом	у т.ч.					
			пил	сульфуру (IV) оксид	нітрогену діоксид (IV)	карбону (II) оксид		
1999	8,360	3,104	0,630	1,33	0,402	0,632	5,256	
2000	9,249	3,034	0,762	1,265	0,282	0,643	6,215	
2001	19,978	13,667	0,795	1,068	0,328	0,542	6,311	
2002	19,129	12,591	0,692	0,982	0,339	0,569	6,538	
2003	19,338	12,841	0,700	1,020	0,362	0,585	6,051	
2004	22,950	16,307	1,306	2,572	0,655	1,211	6,643	

Джерелом питного водопостачання міста є р. Самара та гілка каналу Діпро - Західний Донбас. Щорічно в поверхневій воді скидається 40 тис.м³ забруднених стічних вод. Скид недостатньо очищених стічних вод у р.Вовча здійснює ПУВКХ – міські очисні споруди й очисні споруди "Павлоградського хімзаводу". У водах, що скидаються спостерігається перевищення ГДК за наступними речовинами: залізу в 27 разів, завислими речовинами – у 5 раз, нафтопродуктам – у 6 раз. Річка Самара є "примушеним колектором" стічних вод, у т.ч. шахтних мінералізованих, що призводить до забруднення водоносних горизонтів, засоленню ґрунтів і зниженню їх родючості.

Екологічний стан території с. Новотроїцьке Новомосковського району Дніпропетровської області [164]. Серед рекреаційних зон Дніпропетровської області особливе місце займає грязьове озеро Солоний Лиман, на базі якого працює лікувально-оздоровчий комплекс (ЛОК) "Солоний лиман", який розташовано на території с. Новотроїцьке і займає площу 3,1 тис. га, у межах Новомосковського та Павлоградського районів. На цій території проводиться довготривале лікування та відпочинок населення на базі мулових лікувальних грязей і мінеральних джерел.

Район озера Солоний лиман характеризується комплексом лікувально-оздоровчих природних факторів, таких як лікувальні грязі, підземні води, особливі кліматичні фактори лісостепової зони України, великий степовий масив і живописна р. Самара. З 1947 р. територія хутора Новотроїцьке визнана курортом місцевого призначення з назвою "Солоний лиман". У 50-ті роки була збудована лікарня на 100 ліжок, а сьогодні це обласна фізіотерапевтична лікарня на 500 ліжок міст, що відповідає сучасним вимогам до грязелікувальних оздоровчих курортів. Враховуючи вище наведене, дана територія, зазнає мінімального техногенного впливу.

Місто **Чернівці** - головний промисловий центр Чернівецької області, розташований у передгір'ях Карпат на річці Прут.

Основними джерелами забруднення навколишнього середовища є заводи «Індустрія», «Гравітон», «Вимірник», а також сформований навколо міста, так

званий, Чернівецький промвузол і розташовані поблизу від нього промислові центри – Кицьмань, Заставна, Новоселиця, Хотин, Глибока, Сторожинець, Вижниця.

Газоочищення забезпечується на 64% від усіх джерел викидів в атмосферу міста.

Промислово-побутові відходи складають майже 315 тис. т/рік, в тому числі тверді побутові – 300 тис. т, промислові – 14,8 тис. т, з яких 3,65 тис. т – токсичні.

Взагалі, територія м. Чернівці за екологічним станом довкілля згідно традиційних фізико-хімічних методів досліджень визначена як “надзвичайно забруднена” [1].

Місто **Червоноград**, Львівської області, розташоване на річці Західний Буг в центрі Львівсько-Волинського вугільного басейну.

Екологічну ситуацію в місті зумовлюють викиди заводів металоконструкцій, залізобетонних виробів та ін., а також Червоноградської збагачувальної фабрики, яка працює без очисних споруд, а кількість забруднювачів в її викидах перевищує ГДК в декілька разів. Щороку фабрика викидає в атмосферу 3720,86 т/рік різних речовин, в тому числі (т/рік): золи — 322,62, двооксиду азоту — 251,12, сірчаного ангідриду — 2442,28, оксиду вуглецю – 567,34, вуглеводнів (гас) - 0,250, вугільного пилу — 125,07, пилу від породи – 12,18.

Таким чином, обрані тест-полігони відрізняються як високим рівнем, так і характером техногенного забруднення, що не може не позначитися на стані живих організмів, зміни в якому можливо виявити завдяки цитогенетичного моніторингу навколишнього середовища.

У якості всеукраїнського контролю у ряді досліджень обрана територія селища Нікіта, яка входить до складу Великої Ялти АР Крим і екологічні умови якої, згідно екологічного атласу України [155], мають «сприятливі» відзначення.

Тут знаходяться науково-експериментальний фітоцентр, Нікітський ботанічний сад і заповідник “Мис Мартьян”. Чисельність місцевого населення становить близько 200 осіб. Взагалі територія контрольних досліджень

розташована в центральній частині Південного берега Криму, охоплює південну частку Кримських гір. Вона омивається Чорним морем і віднесена до курортно-кліматичної зони. Має велике ландшафтне різноманіття, унікальну рослинність і дуже важливе рекреаційне значення [156]. Флора заповідника «Мис Мартьян» представлена пухнастодубовими, ялівцевими і хвойними лісами з вкрапленнями інтродукованих видів і різноманітним трав'яним покриттям, багато представників якого віднесені до лікарських рослин Криму. Специфічна для цієї місцевості флора створює збагачену фітонцидами атмосферу, що дуже сприяє профілактиці та лікуванню легеневих хвороб.

4.2 Методи досліджень

Якість повітряного басейну, ґрунтів та водних джерел на території досліджуваних міст визначали методами біоіндикації. З цією метою були використані високочутливі індикатори (рослини, діти) і цитогенетичні тест-системи: “стерильність пилку”, “аберантність хромосом”, “мітотичний індекс” і “мікроядерний тест”.

4.2.1 Тест “Стерильність пилку рослин – фітоіндикаторів”

Тест “Стерильність пилку рослин – фітоіндикаторів”, що зростають на досліджуваних територіях, застосовувався для визначення загальної токсичності (або потенційної мутагенності) повітряного басейну і території в цілому [110].

В якості індикаторів було застосовано наступні види рослин (табл. 4.6).

Таблиця 4.6 – Перелік фітоіндикаторів, та їх класифікація за групами стійкості (чутливості) до дії несприятливих екологічних факторів.

№ п/п	Біоіндикатори		Група чутливості (стійкості)
1	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	В'юнок польовий	1
2	<i>Syringa vulgaris</i> L.	Бузок звичайний	2
3	<i>Betula pendula</i> Roth.	Береза повисла	2
4	<i>Taraxacum officinalis</i> Webb.	Кульбаба лікарська	2
6	<i>Matricaria officinalis</i> L.	Ромашка лікарська	2

Продовження табл. 4.6

7	<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	Суріпка гладколистна	2
8	<i>Chelidonium majus</i> L.	Чистотіл великий	2
9	<i>Castanea vulgaris</i> Lam.	Каштан кінський	3
10	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Акація біла	5
11	<i>Matricaria chamomilla</i> Z.	Ромашка садова	2

Оскільки групи чутливості фітоіндикаторів враховуються при оцінці якості навколишнього середовища, важливим являється їх характеристика за показником стерильності гамет в екологічно чистих ($P_{\text{комф.}}$) та максимально забруднених ($P_{\text{крит.}}$) територіях (табл. 4.7).

Відбір пилку кожного дослідженого виду рослин проводився одночасно в усіх точках спостереження. Добре розвинуті, готові до розкриття бутони квітів збиралися у суху погоду в макропопуляціях видів – біоіндикаторів, зростаючих в характерних для дослідженої території місцях.

Таблиця 4.7 – Характеристика фітоіндикаторів різних груп стійкості за ознакою “стерильність пилку”

№ групи	Характеристика групи стійкості (чутливості)	Стерильність пилку, %	
		$P_{\text{комф.}}$	$P_{\text{крит.}}$
1	Високостійкі	$0,2 \pm 0,14$	$10,0 \pm 0,95$
2	Стійкі	$0,5 \pm 0,22$	$20,0 \pm 1,26$
3	Середньостійкі	$1,0 \pm 0,30$	$30,0 \pm 1,45$
4	Чутливі	$1,5 \pm 0,38$	$40,0 \pm 1,55$
5	Високочутливі	$2,0 \pm 0,44$	$50,0 \pm 1,58$

З одної ділянки місцевості аналізувалися квітки від 30 рослин, від кожної квітки ураховувались по 100 пилкових зерен.

У деревинних та чагарникових рослин бутони збиралися у неушкоджених, здорових паростків середнього ярусу крони південної орієнтації, а у трав – з екземплярів, зростаючих у територіальному центрі мікропопуляції. Рослини були добре розвинуті і не мали ознак пригноблення.

Бутони фіксувались у момент збору у 80-градусному етанолі. Препарування проводилося під бінокулярним мікроскопом "Біолам" Р-14 з підсвітленням (збільшення 7*20 або 7*40).

Для визначення рівня стерильності пилку застосовували йодний метод забарвлення.

Встановлено, що клітини фертильного та стерильного пилку відрізняються по кількості крохмалю. Фертильні пилкові зерна повністю заповнені крохмалем, а стерильні – не містять його взагалі або мають його сліди. Фертильні пилкові зерна забарвлюються в охристо-коричневі відтінки різної потужності, а стерильні або зовсім не забарвлюються, або забарвлюються фрагментарно на 20 – 30 %, набуває слабкий практично прозорий світло-жовтий тон.

Зрілі бутони крупних одиночних квітів змішаної проби препарували на предметному склі. Пильники відокремлювалися від усіх елементів квітки за допомогою пінцета і препарувальної голки і переносили в краплю йодного розчину.

Пильники дрібних квітів розкривали препарувальною голкою на предметному склі в краплі йодного розчину і, прибравши непотрібні тканини, покривали покривним склом. При необхідності додавали ще 1-2 краплі йодного розчину. Через 2-3 хвилини, приготовлений препарат вивчали під мікроскопом.

У кожному приготовленому в такий спосіб препараті переглядали від 1000 до 3000 пилкових зерен. Підрахунок стерильних та фертильних пилкових зерен проводили під мікроскопом з застосуванням лічильника. Статистичну обробку даних проводили за допомогою метода альтернативної варіації [158].

Кількість стерильних зерен визначались в відсотках.

Стерильність – це $M \pm m$, де $3 \cdot m < M$:

$$M = G \cdot 100 / N \quad (4.1)$$

Тоді обчислювалась достатність підрахунку:

$$m = \pm \sqrt{\frac{M \cdot (100 - M)}{N}}, \quad (4.2)$$

де M – кількість (або відсоток) стерильних клітин на 100 клітин всього;

G – стерильні зерна;

N – всі зерна.

4.2.2 Тести “Аберантність хромосом” і “Мітотичний індекс”

Тести “Аберантність хромосом” і “Мітотичний індекс” в клітинах кореневої меристеми *Allium* сера L. (цибуля звичайна), що пророщувалися на зразках досліджуваних ґрунтів і водних джерел, застосовувалися для визначення їх мутагенності і токсичності, відповідно [110].

Насіння цибулі пророщувалося на фільтрувальному папері в чашках Петрі при 22⁰ С. При появі первинних корінців довжиною 7-9 мм їх фіксували в ацетоалкоголі протягом 1 години, а потім переносили у 70⁰ етанол.

Фіксатор готували шляхом змішування 96⁰ етанолу і крижаної оцтової кислоти в співвідношенні 3:1 безпосередньо перед фіксацією об'єктів.

Фарбування біооб'єктів проводили реактивом Шиффа по Фельгену з попереднім гідролізом у 0,1 н соляній кислоті при температурі 60⁰С [159]. Після фарбування проводили промивання біопроб у трьох порціях сірчаных вод і закріплення фарбування в проточній воді. Пофарбовані корінці зберігали (накопичували) у 70⁰ етанолі. Цитологічні препарати готували з 1 мм кінчиків корінців (меристем), поміщених у краплю 45% оцтової кислоти. Препарат покривали покривним склом, роздавлювали меристеми до одержання монослою кліток. Краї покривного скла заливали розплавленим парафіном. Препарат, готовий до мікроскопічних досліджень, використовували для мікроскопічного аналізу на мікроскопі "Біолам" Р-14 зі збільшенням (15*60).

На цитологічних препаратах враховували усі фігури мітозу: профазу, метафазу, анафазу, телофазу, що зустрічаються від 5 до 6 тис. переглянутих меристематичних кліток.

Мітотичний індекс виражали у промілях (число мітозів на 1 тис. кліток) за формулою 4.3:

$$MJ = \frac{m}{n} \times 1000, \quad (4.3)$$

де n – число досліджуваних клітин;

m – число поділяючихся клітин.

Абсолютний розкид визначався, виходячи з величини відносної помилки яку обчислювали за формулою 4.7:

$$A = 1,385 \sqrt{\frac{2(n-m)}{n \cdot m}}, \quad (4.4)$$

де A – відносна помилка;

1,385 - коефіцієнт при вимірах більше 100.

Зниження мітотичного індексу в порівнянні з контролем вважали результатом загально токсичної дії забруднювачів ґрунтів.

На цих же препаратах враховували клітини з аберантними (патологічними) хромосомами: мости і фрагменти в анафазах і телофазах, а також злипання і пульверизація хромосом у метафазі. Частоту зустрічаємості патологічних фігур мітозу виражали у відсотках від клітин, що поділяються, і частоту патологічних анафаз і телофаз від переглянутих аналогічних фаз мітозу (не менш 200). По зростанню числа патологічних фігур мітозу, у порівнянні з контролем судили про збільшення мутагенності ґрунтів, чи води.

Статистична обробка даних проводилась методом альтернативної варіації [158].

4.2.3 “Мікроядерний тест”

“Мікроядерний тест” в соматичних клітинах ротової порожнини у дітей дошкільного віку використовувався для оцінки загальної мутагенності території, на якій мешкають діти [160].

Процедура відбору біологічного матеріалу узгоджувалася з управлінням охорони здоров'я та санітарно-епідеміологічним управлінням. На деяких етапах відбору проб залучалися співробітники Дніпропетровської державної медичної академії.

Мазки слизової оболонки ротової порожнини відбиралися в умовах повної стерильності, щоб не інфікувати людей, які обстежуються.

Кожна серія досліджень включала групу дітей в кількості від 25 до 60 осіб із приблизно однаковим співвідношенням статі [135]. У групу для обстеження входили здорові і практично здорові діти 4-7 літнього віку, які були відібрані разом із співпрацівниками Дніпропетровської державної медичної академії за спеціальним анкетуванням [160]. Слід зазначити, що аналізували препарати за кодами, тобто анонімно, а їхню розшифровку проводили після отримання експериментальних даних.

Мазки слизової оболонки ротової порожнини брали з внутрішньої сторони правої і лівої щоки і нижньої губи за допомогою стерильного ватяного тампону на індивідуальній скіпі з послідуочим нанесенням їх на предметне скло. Фіксували мазки в суміші спирту (70%) й оцтової кислоти (3:1) або у 96%-ному етанолі. Термін фіксації складав 1 годину. Потім мазки підсушували на повітрі до того моменту, поки не зникав блиск вологи. У такому стані препарати зберігалися до фарбування. Фарбували препарати ацетоорсеїном або реактивом Шиффа за Фельгеном [110].

Аналізували препарати за допомогою мікроскопу МБІ-3 з насадкою об'єктиву 10x60. До якості препаратів пред'являли такі вимоги: 1) препаровані клітини були добре розправлені; 2) мікроядерні фрагменти були чітко обмежені, пофарбовані в той же колір, що й ядро і були розташовані на відстані не більш двох діаметрів від ядра з розмірами від 1/5 до 1/20 діаметру ядра [135]. При визначенні частоти зустрічаємості клітин з мікроядрами враховували їхню кількість і відносили до загального числа ядромістячих клітин. Аналізували до 500 клітин у кожному варіанті.

Мікроядерний індекс розраховували за частотою зустрічання мікроядер на 1 клітину. Потім обчислювали показник абсолютного розкиду даних, виходячи з величини відносної помилки, яку визначали за формулою 4.5:

$$A = 1,385 \times \sqrt{\frac{2 \times (m - n)}{m \times n}}, \quad (4.5)$$

де A – відносна помилка;

1,385 – коефіцієнт при чисельності вимірів більше 100; n – число клітин з мікроядрами;

m – загальна кількість досліджених клітин.

Потім визначали абсолютний розкид даних за формулою 4.5:

$$a = A \times X, \quad (4.6)$$

де a – абсолютний розкид даних;

A – відносна помилка;

X – мікроядерний індекс (МЯ-індекс).

4.2.4 Аналіз стану здоров'я населення

Аналіз стану здоров'я населення проведено за медико-статистичними даними СЕС досліджуваних міст розробленої методології оцінки «Здоров'я населення» за інтегральними показниками [133]. Згідно до методології ієрархічна структура цього показника характеризується наступними складовими частинами:

- здоров'я дитячого та дорослого населення;
- генетичне здоров'я;
- природний рух населення.

Для визначення інтегрального показника здоров'я дитячого та дорослого населення враховувалася поширеність хвороб за класами:

- всі хвороби;
- інфекційні та паразитарні хвороби;
- новоутворення
- хвороби крові та кровотворних органів;
- хвороби ендокринної системи, розладу живлення, порушення обміну речовин;
- психічні розлади;
- хвороби нервової системи та органів чуття;
- хвороби системи кровообігу;
- хвороби органів дихання;

- хвороби органів травлення;
- хвороби сечостатевої системи;
- хвороби шкіри та підшкірної клітковини;
- хвороби кістково-м'язової системи та сполучної тканини;
- вроджені аномалії (вади розвитку).

Для визначення генетичного здоров'я населення враховуються:

- вроджені аномалії (вади розвитку) дитячого населення;
- смертність дітей у віці до одного року;
- новоутворення у дітей та дорослого населення;

Для визначення природного руху населення враховувалися:

- народжуваність;
- смертність;
- смертність дітей у віці до одного року.

4.2.5 Методика інтегральної оцінки якості навколишнього природного середовища та здоров'я населення

У зв'язку з забрудненням навколишнього середовища і впливом несприятливої екологічної ситуації на здоров'я населення виникла необхідність розроблення інтегральних оцінок, що віддзеркалюють стан довкілля і здоров'я. В наших попередніх роботах обґрунтовувалася необхідність в створенні уніфікованого методичного підходу до таких оцінок і в розроблені нових підходів до оцінки стану довкілля за токсико-мутагенним фоном, здоров'я населення і генетичної небезпеки для людини від дії мутагенів навколишнього середовища [161, 162].

В роботі пропонується розширена схема комплексного еколого-соціального (медико-екологічного) моніторингу, яка дозволяє оцінити рівень загальної екологічної та генетичної небезпеки для людини та природи (рис. 4.2).

Як видно із схеми, верхній (нульовий) структурний рівень показника, що характеризує стан еколого-соціального (або медико-екологічного) блоку системи стійкого еколого-економічного та соціального розвитку території на локальному,

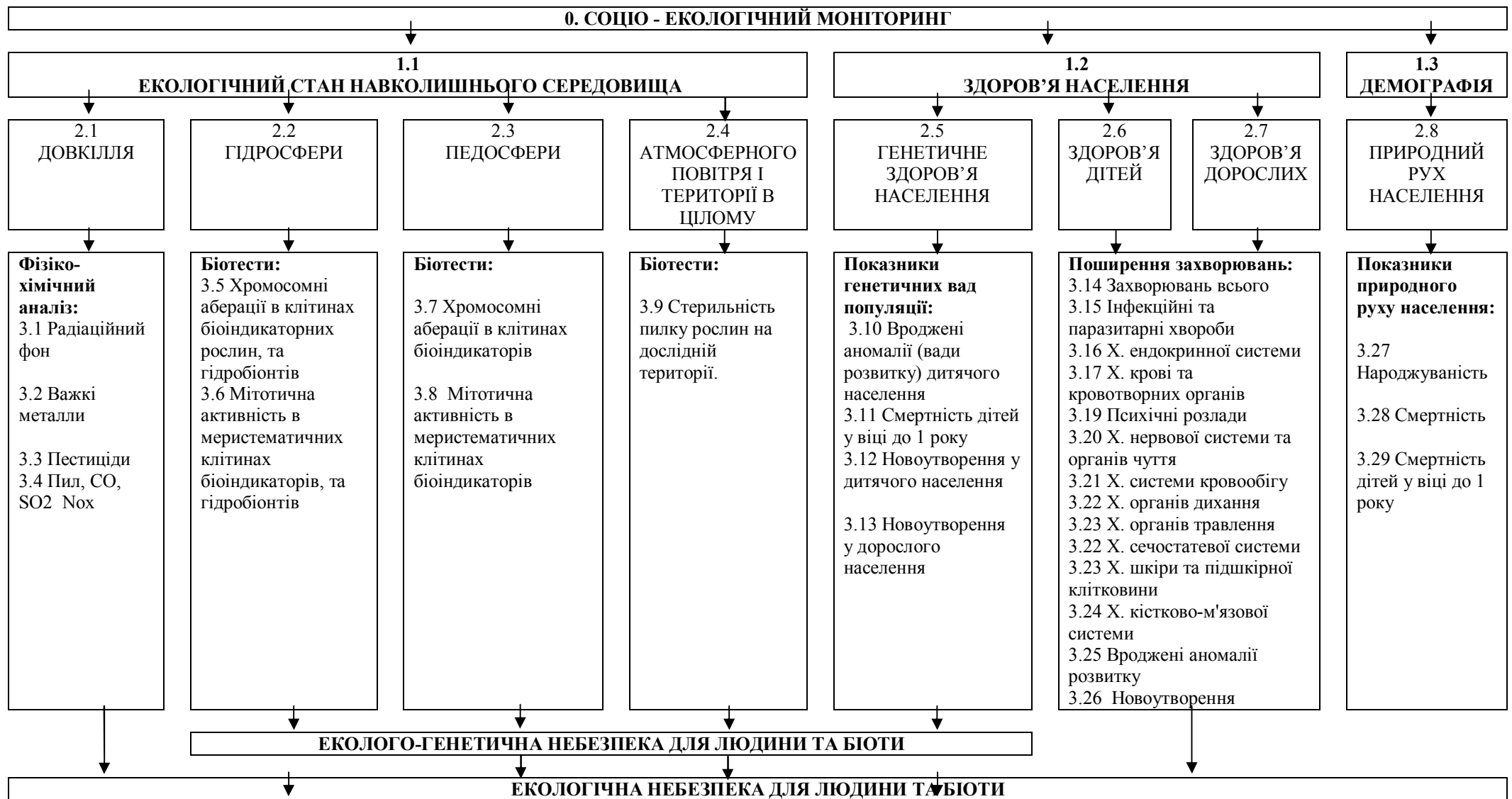


Рисунок 4.2 – Схема соціо-екологічного моніторингу

регіональному або національному рівнях включає два показника нижчого (першого) рівня: здоров'я населення і екологічний стан навколишнього середовища.

Подальша їх деталізація (другий структурний рівень) представлена показниками, які характеризують здоров'я населення, (природний рух населення, фізичне здоров'я дітей і дорослих та генетичне здоров'я) і екологічний стан навколишнього середовища (стан атмосфери, гідросфери, педосфери).

Третій структурний рівень представляють показники, які складають блоки другого структурного рівня. Так показниками природного руху населення є – народжуваність, смертність, смертність дітей у віці до 1 року. Фізичне здоров'я дитячого і дорослого населення характеризують: інфекційні та паразитарні хвороби, хвороби ендокринної системи, крові та кровотворних органів, психічні розлади, хвороби нервової системи та органів чуття, хвороби системи кровообігу, органів дихання, травлення, сечостатевої системи, шкіри та підшкірної клітковини, кістково-м'язової системи, вроджені аномалії розвитку та новоутворення. Показниками генетичних вад популяції є – вроджені аномалії розвитку, новоутворення у дитячого та дорослого населення і смертність дітей у віці до 1 року.

Токсико-мутагенну ситуацію об'єктів довкілля відображають цитогенетичні показники біоіндикаторів. Якість атмосферного повітря характеризує рівень стерильності пилку рослин, що ростуть на дослідній території і мікроядерний тест в соматичних клітинах дітей дошкільного віку, які мешкають на території дослідження.

Якість гідросфери за токсико-мутагенним фоном відображує рівень хромосомних аберацій і мітотичний індекс в клітинах екзогенних біоіндикаторів і мікроядерний тест в клітинах гідробіонтів.

Стан педосфери (ґрунтів) відображають рівні генних, хромосомних мутацій і мітотичний індекс в клітинах фітоіндикаторів.

Усі показники біоіндикаційного і популяційного блоків після приведення до безрозмірної форми можуть бути застосовані для визначення інтегральних показників другого, першого та нульового рівнів.

Застосування окремо показників, що характеризують генетичне здоров'я і стан навколишнього середовища за токсико-мутагенним фоном дозволяє отримати показники еколого-генетичної небезпеки для людини та біоти, а показники інтегрального здоров'я і стану довкілля дають можливість отримати інтегральну медико-екологічну (або еколого-соціальну) оцінку найважливішого блоку концепції стійкого еколого-економічного і соціального розвитку держави.

Тільки такі підходи в змозі охарактеризувати ефективність будь-якого напрямку розвитку території, встановити еколого-оптимальні нормативи якості довкілля та здоров'я населення, розробити шляхи досягнення цих нормативів, визначити пріоритети при прийнятті вірних управлінських рішень.

4.2.6 Методика розрахунку умовних показників пошкодження здоров'я населення і стану навколишнього середовища

Всі показники стану здоров'я та довкілля згідно з розробленою нами методикою [110], можна передати в числовій формі. Так, значення показника найнижчого структурного рівня, вираженого в його одиницях виміру, можна перевести в безрозмірну форму за допомогою розробленої нами формули 4.7:

$$УПП_i = \frac{P_{пот} - P_{комф}}{P_{крит} - P_{комф}}, \quad (4.7)$$

де $УПП_i$ – умовний показник пошкоджень біопараметра, спричинений несприятливими умовами довкілля; $P_{комф}$ і $P_{крит}$ – експертно встановлені значення біопараметра в комфортних або критичних умовах; $P_{пот}$ – реальне значення біопараметру на поточний момент.

Інтегральні умовні показники пошкодження (ІУПП) обчислюються за формулою 4.8:

$$ІУПП_i = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n УПП_i = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n \left[\frac{P_{пот} - P_{комф}}{P_{крит} - P_{комф}} \right]_i, \quad (4.8)$$

де $IУПП_i$ - один з інтегральних умовних показників пошкоджень здоров'я людини або стану навколишнього середовища; $П_{комф.}$, $П_{крит.}$, $П_{пот.}$ - відповідно комфортне, критичне і поточне значення одного з n показників.

Інтегральний показник, що характеризує стан довкілля за загальним токсико-мутагенним фоном ($IУПП_{біоінд.}$), обчислюється за формулою 4.9:

$$IУПП_{біоінд.} = \frac{1}{3} (IУПП_1 + IУПП_2 + IУПП_3), \quad (4.9)$$

де $IУПП_{біоінд.}$ – інтегральний умовний показник пошкодження тест-систем біоіндикаторів; $IУПП_1$, $IУПП_2$, $IУПП_3$ – інтегральні показники біоіндикації якості атмосфери, гідросфери та педосфери, відповідно.

Інтегральний показник, що характеризує загальне здоров'я населення, обчислюється з урахуванням експертно визначених вагомих коефіцієнтів відповідних показників за формулою 4.10:

$$IУПП_{нопул.} = 0,3 \cdot IУПП_1 + 0,3 \cdot IУПП_2 + 0,22 \cdot IУПП_3 + 0,18 \cdot IУПП_4, \quad (4.10)$$

де $IУПП_{нопул.}$ - інтегральний умовний показник пошкодження загального здоров'я населення; $IУПП_1$ – природного руху населення; $IУПП_2$ – фізичного здоров'я дітей, $IУПП_3$ – дорослого населення; $IУПП_4$ - генетичного здоров'я населення.

Інтегральний показник, що характеризує загальну екологічну небезпеку (ЕН) для людини та біоти від дії забруднювачів довкілля, обчислюється за формулою 4.11:

$$ЕН = \frac{1}{2} (IУПП_{біоінд.} + IУПП_{нопул.}), \quad (4.11)$$

де $ЕН$ – інтегральний умовний показник, що характеризує стан соціоекосистеми; $IУПП_{біоінд.}$ – інтегральний показник стану навколишнього середовища; $IУПП_{нопул.}$ – інтегральний показник стану здоров'я населення.

Інтегральний показник, що характеризує генетичну небезпеку ($ГН$) для людини та біоти від дії мутагенів навколишнього середовища, обчислюється за формулою 4.12:

$$ГН = 0,6 \cdot ІУПП_{біоінд} + 0,4 \cdot ІУПП_{генет.здор.} \quad (4.12)$$

де $ГН$ – інтегральний показник, що характеризує генетичну небезпеку;
 $ІУПП_{біоінд}$ - інтегральний показник стану навколишнього середовища;
 $ІУПП_{генет.здор.}$ – інтегральний показник генетичного здоров'я населення.

Розрахунок показників в умовних одиницях дозволяє провести порівняння і ранжування різних класів захворювання населення, що неможливо зробити у випадку, коли ці показники представлено в їх природному вимірі, а також ранжувати територію за токсико-мутагенним фоном різних об'єктів довкілля в цілому.

Значення умовних показників пошкодження (УПП та ІУПП) змінюється в межах від 0 (комфортні для життєдіяльності умови) до 1 (критичні умови). За нормативні значення показників пошкодження, які задовольняють умовам стійкого розвитку території, приймали 30% від їх комфортних значень, тобто 0,300 – нормативне значення показників пошкодження.

Для оцінки рівня пошкодження здоров'я населення і стану довкілля запропоновано використати єдину уніфіковану шкалу (табл. 4.8).

Таблиця 4.8 – Шкала оцінки стану здоров'я людини, екологічної ситуації і рівнів екологічної і еколого-генетичної небезпеки

Діапазон чисельних значень показників ушкодженості	Рівень ушкодженості біосистем і здоров'я	Стан біосистем і здоров'я людини	Оцінка екологічної ситуації
0,000 ÷ 0,150	низький	сприятливий	еталонна
0,151 ÷ 0,300	нижче за середній	насторожуючий	задовільна
0,301 ÷ 0,450	середній	конфліктний	незадовільна
0,451 ÷ 0,600	вище за середній	загрозливий	незадовільна
0,601 ÷ 0,750	високий	критичний	катастрофічна
0,751 і вище	максимальний	небезпечний	катастрофічна

4.3 Матеріал та методи досліджень методом кірліан-графії

Кожній стадії компенсаторних реакцій адаптації відповідає свій тип кірліан-світіння [163]. У нормі корона випромінювань представлена внутрішнім, середнім (стримерним) і зовнішнім (люмінесцентним) кільцями. Адаптаційні можливості організму, насамперед, характеризують стан регулюючих систем (нервово-ендокринно-імунна) і процесів дезінтоксикації (органи виведення). Їхнім функціональним порушенням передують порушення в стані енергоциркуляції системи або органа.

Методику аналізу отриманих зображень на кірліанограмах розробив П.Мандел [136].

Проводять фотографування кірліан-випромінювання, яке включає вплив на подушечки пальців рук пацієнта імпульсним струмом високої частоти, проявляють фотоматеріал звичайним способом, аналізують форму газорозрядної корони і за наявністю характерних ознак на кірліанограмах визначають наявність розладів у стані здоров'я на доклінічному етапі формування патології.

Кірліан-графічними критеріями порушення психоемоційного, імунологічного стану людини, наявності інтоксикації, типу реакцій адаптації є зміни структури газорозрядного випромінювання навколо пальців людини.

Нормальний тип кірліан-випромінювання на фотоматеріалі представлено його короною навколо пальців рук з чітким цільним внутрішнім кільцем 1, стримерним середнім 2 та зовнішнім люмінесцентним 3 (рис. 4.3).

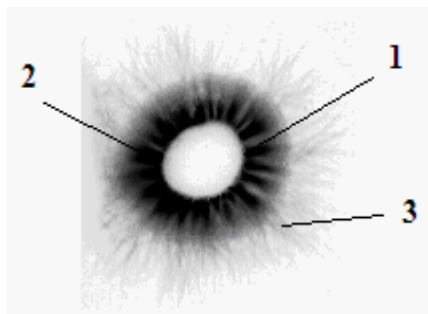


Рисунок 4.3 – Нормальний тип випромінювання

При патології, що формується, у циркуляції енергії з'являються енергоблоки, що виявляються на кірліанограмі у виді відсутності випромінювань в одному або

декількох кільцях корони (ендокринний тип випромінювання по П. Манделу) (рис. 4.4). Відсутність дефектів на внутрішнім кільці корони свідчить про функціональний характер змін в організмі (дисфункції вегето-ендокринної регуляції, часто з емоційною неврівноваженістю). Суцільні випадання через усі круги корони свідчать про стрес - стан зриву компенсаторних реакцій адаптації, що передує клітинним змінам у тканинах (рис. 4.5).

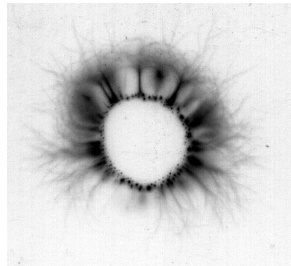


Рисунок 4.4 – Ендокринний тип випромінювання

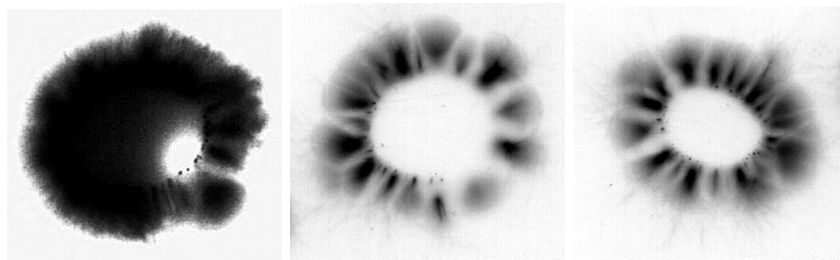


Рисунок 4.5 – Психоемоційна лабільність

При зміні функції дезінтоксикаційних систем організму на кірліанограмі з'являються точкові сполучення (токсичний тип випромінювання по П.Манделу). Вони можуть бути на внутрішньому колі (ендогенна інтоксикація) або на стримерном колі корони, що частіше відбиває формування запалення (рис. 4.6). Зовнішня інтоксикація в багатьох секторах корони (екзогенна) зв'язана з недавнім впливом зовнішнього фактора, разом з ущільненням структури рисунка корони (дегенеративний тип випромінювання по П. Манделу) є більш несприятливою, пізньою, але стійкою і з'являється у випадку тривалого контакту людини зі шкідливими токсичними або фізичними факторами, відбиває наявність або схильність до хронічних захворювань (рис. 4.7).

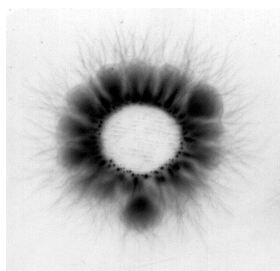


Рисунок 4.6 – Формування
запалення

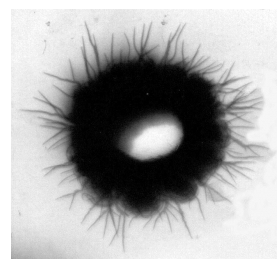


Рис. 4.7 – схильність до хронічних
захворювань

Сектори у короні випромінювання, які відповідають тим чи іншим органам і системам організму, наведені у схемі секторальної діагностики за П.Манделом (рис. 4.8). Секторальна діагностика націлює на оцінку енергоциркуляції в окремих органах для виявлення провідних за наявності порушень і призначення профілактично-оздоровлюючих заходів.

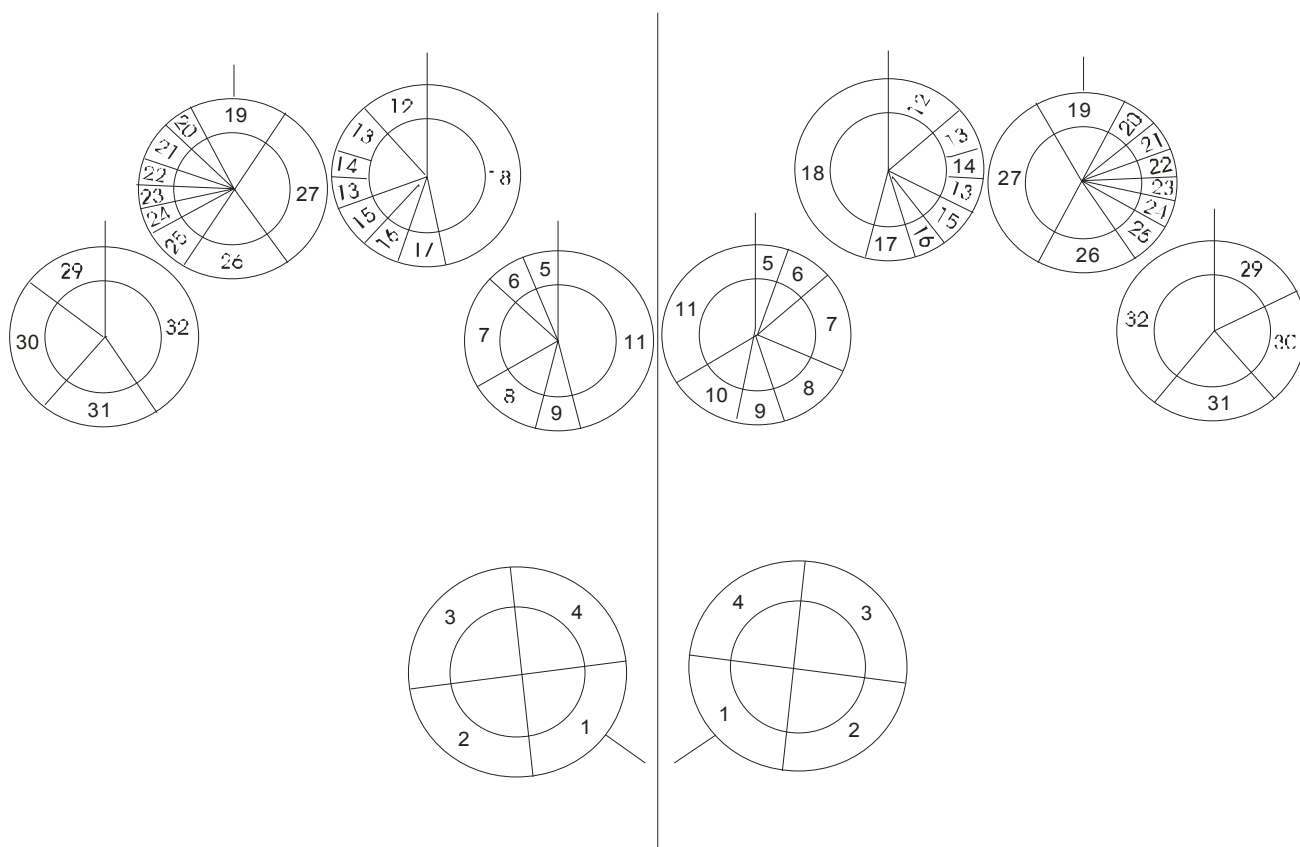


Рисунок 4.8 – Схема секторальної діагностики порушень енергоциркуляції в органах за П. Манделом

Таблиця 4.9 – Розшифровка органів і систем організму секторальної діагностики

Ліва рука	Права рука
Великий палець (1)	
1. Лобна пазуха, додаткова пазуха, верхня щелепа	1. Лобна пазуха, додаткова пазуха, верхня щелепа
2. Ніс	2. Ніс
3. Нижня щелепа, лімфоглоточне кільце, вухо	3. Нижня щелепа, лімфоглоточне кільце, вухо
4. Мигдалина, шия	4. Мигдалина, шия
Вказівний палець (2)	
Нервова дегенерація-товстий кишечник	Товстий кишечник-нервова дегенерація
5. Головний мозок	5. Головний мозок
6. Шийний відділ спинного мозку	6. Шийний відділ хребта
7. Грудний відділ спинного мозку	7. Грудний відділ хребта
8. Попереково-крижовий відділ спинного мозку	8. Попереково-крижовий відділ хребта
9. Пряма кишка	9. Куприк
	10. Апендикс
11. Товстий кишечник	11. Товстий кишечник
Середній палець (3)	
12. Зона голови та очей	12. Зона голови та очей
13. Грудна клітина	13. Грудна клітина
14. Лімфа	14. Лімфа
15. Зона живота	15. Зона живота
16. Печінь (ноги)	16. Печінь (ноги)
17. Нирки	17. Нирки
18. Циркуляція крові каналу голова-ноги	18. Циркуляція крові каналу голова-ноги
Безіменний палець (4)	
19. Голова	19. Голова
20. Навколощитовидна залоза	20. Навколощитовидна залоза
21. Щитовидна залоза	21. Щитовидна залоза
22. Тімус	22. Тімус
23. Підшлункова залоза	23. Підшлункова залоза
24. Наднирки	24. Наднирки
25. Яєчник (яєчко)	25. Яєчник (яєчко)
26. Матка (простата)	26. Матка (простата)
27. Нервова система (психіка)	27. Нервова система (психіка)
Мізинець (5)	
29. Сліпокишечна заслінка	29. Гастро-дуоденальна зона

Продовження табл. 4.9

30. Підвздошна кишка	30. Тонка кишка
31. Застійна зона лімфи, молочні залози, легкі, бронхи	31. Застійна зона лімфи, молочні залози, легкі, бронхи
32. Серце	32. Серце

На кірліанограмах аналізували ознаки вегетативних розладів загального характеру у виді випадань у короні випромінювань на всіх пальцях, нерівномірності розташування стримерів у короні. Інтоксикацію розповсюдженого характеру оцінювали за наявністю дрібних точок на внутрішньому колі корони (ендогенна або внутрішня інтоксикація, яка зв'язана з дисфункцією печінки/жовчовивідної системи), а також за наявністю зовнішніх точених вилучень у короні (екзогенна або зовнішня інтоксикація, яка зв'язана з зовнішнім впливом).

4.4 Оцінка ступеню хімічного забруднення ґрунтів

Основним критерієм гігієнічної оцінки забрудненості ґрунтів хімічними речовинами є гранично допустимі концентрації (ГДК), або орієнтовно допустима концентрація (ОДК) хімічних речовин у ґрунті [165].

Оцінка ступеня небезпеки забруднення ґрунту хімічними речовинами проводиться за кожною речовиною з урахуванням загальних закономірностей: фактичного вмісту компонентів забруднення ґрунту, перевищення понад ГДК, коефіцієнтом $K_0 = C/\text{ГДК}$, персистентність, розчинність у воді і рухомість у ґрунті і глибина забрудненого шару контрольованою речовиною й ін. [166].

Для одержання об'єктивної інформації про розподіл і міграцію токсикантів, зокрема ВМ, у таких природних системах як ґрунт-рослина, рослина-людина необхідно визначали вміст у ґрунті рухомих форм ВМ, тобто усі форми елементів, що переходять у водну та сольову витяжку [167]. Це пов'язане з тим, що саме рухомі форми забезпечують доставку металів з депонуючого середовища, яким є ґрунт, у суміжні середовища.

Гранично допустимі концентрації хімічних речовин у ґрунті встановлюється з урахуванням найменшого з чотирьох основних показників шкідливості, котрі

визначаються експериментально (транслокаційний - характеризує перехід шкідливої речовини із ґрунту до рослини, міграційний водний - характеризує здатність переходу речовини із ґрунту в ґрунтові води та водні джерела, міграційний повітряний показник шкідливості характеризує перехід речовини із ґрунту в атмосферне повітря, загально санітарний показник шкідливості - характеризує вплив забруднюючої речовини на самоочисну властивість ґрунтів і біологічну активність) [168]. Враховуючи клас небезпеки хімічного елементу, його ГДК і максимальне значення допустимого рівня вмісту елементу (K_{\max}), тобто максимальне значення з чотирьох показників шкідливості, визначали ступінь забруднення ґрунтів за одним хімічним елементом (табл. 4.10).

Таблиця 4.10 – Критерій оцінки ступеня забруднення ґрунтів неорганічними речовинами [168]

Вміст у ґрунтах, мг/кг	Категорія забрудненості ґрунтів		
	1 клас	2 клас	3 клас
Клас небезпеки речовини			
> K_{\max}	дуже сильна	дуже сильна	сильна
Від ГДК до K_{\max}	дуже сильна	сильна	середня
Від 2-х фонових значень до ГДК	слабка	слабка	слабка

Рівень забруднення ґрунтів характеризується величиною коефіцієнта концентрації K_{C_i} , який знаходили за формулою:

$$K_{C_i} = \frac{C_i}{C_{\phi}}, \quad (4.13)$$

де C_i – концентрація рухомої форми ВМ у ґрунті, мг/кг; C_{ϕ} – фонові концентрації рухомої форми важкого металу в ґрунті, мг/кг.

При поліелементному забрудненні, для оцінки забруднення територій розраховували сумарний показник забруднення, котрий представляє собою адитивну суму перевищень коефіцієнтів концентрацій одного хімічного елементу над фоновим рівнем:

$$Z_c = \sum_1^n K_{C_i} - (n-1), \quad (4.14)$$

де K_c – коефіцієнт концентрації елементу; n – число елементів. Для характеристики рівня небезпеки забруднених територій для здоров'я населення, використовували шкалу, табл. 4.11 [169].

Таблиця 4.11 – Орієнтовна оціночна шкала небезпеки забрудненості ґрунтів за показником Z_c

Категорії забрудненості ґрунтів	Величина Z_c	Зміни показників здоров'я населення біля джерела забруднення
Допустима	Менше 16	Найбільш низький рівень захворюваності дітей і мінімальна частота зустрічаємості функціональних відхилень
Помірно небезпечна	16-32	Збільшення загальної захворюваності
Небезпечна	32-128	Збільшення загальної захворюваності, числа дітей, що часто хворіють, з хронічними захворюваннями, порушення функціонального стану серцево-судинної системи
Надзвичайно небезпечна	Більше 128	Збільшення захворюваності дитячого населення, порушення репродуктивної функції жінок (збільшення токсикозів вагітності, кількості передчасних пологів, мертвонарожуваності, гіпотрофії новонароджених).

4.5 Методи статистичного аналізу

Оцінку достовірності отриманих у процесі дослідження результатів проводили з використанням методу альтернативної варіаційної статистики за Стьюдентом-Фішером [158].

Математична обробка включала такі методи: розрахунок первинних статистичних показників, виявлення відмінностей між групами за статистичними ознаками, установлення взаємозв'язку між змінними за допомогою кореляційного аналізу, установлення виду залежностей показників від досліджуваних параметрів за допомогою регресійного аналізу [157].

Парний кореляційний аналіз супроводжувався наступними статистичними

методами: обчислювалася похибка коефіцієнта кореляції, проводилося уточнення коефіцієнта кореляції, а також оцінювання коефіцієнта кореляції за z-перетворенням Р. Фішера.

Сила зв'язку між показниками оцінювалася коефіцієнтом детермінації.

Поряд з аналізом двомірних сукупностей використовували статистичний аналіз багатомірних кореляційних зв'язків. Даний аналіз включав знаходження коефіцієнтів множинної кореляції і парціальних коефіцієнтів кореляції, значимість цих коефіцієнтів визначали а величиною t-критерія Стьюдента [170].

Регресійний аналіз включав знаходження трьох типів регресійних рівнянь. Перший тип – це однофакторна лінійна регресія загального виду $y = f(x)$, другий – це двофакторна лінійна регресія загального виду $y = f(x, z)$ та багатфакторна лінійна регресія загального виду $y = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$, а також модель досліду – відрізок ряду Тейлора загального виду [170, 171].

Параметри однофакторної лінійної моделі розраховувалися чисельними методами, а дво- і восьми факторної за допомогою метода найменших квадратів.

Коефіцієнт парної кореляції при однофакторній лінійній регресії перевірявся за допомогою коефіцієнтів регресії.

Перевірка значимості рівняння багатфакторної регресії проводилася за F-критерієм, а статистична оцінка коефіцієнтів, даної регресії – за t-критерієм.

Розбіжність між експериментальними та емпіричними даними оцінювалася за критерієм Ястремького [170, 171].

Статистичну обробку даних проводили на персональному комп'ютері Pentium Intel MMX™ - 400 з використанням наступного програмного забезпечення; Microsoft Excel і Statistica V 5.5.

РОЗДІЛ 5

ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГО-ГЕНЕТИЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ БІОТИ ТА ЛЮДИНИ НА ПІДСТАВІ ЕКСПРЕС-ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ОБ'ЄКТІВ ДОВКІЛЛЯ НА ТЕХНОГЕННО-ПЕРЕВАНТАЖЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ

5.1 Генетична небезпека для організму людини від негативного впливу екотоксикантів на досліджуваних територіях

Еколого-генетична небезпека для людини на території міст Дніпропетровськ, Жовті Води, Марганець, Червоноград, Чернівці та пос. Нікіті АР Крим визначена з урахуванням екологічного стану природного середовища за токсико-мутагенним фоном (ГУПП_{біоінд.}) та параметрами інтегрального генетичного здоров'я населення (ГУПП_{попул.}).

Для оцінки токсико-мутагенного фону були використані результати біотестування за мікроядерним тестом у соматичних клітинах дітей, показниками стерильності пилку індикаторних рослин (близько 25 видів) і хромосомних аберацій у клітинах кореневої меристемі *Allium cepa* L.

Генетичне здоров'я населення визначали за доступними медико-статистичними даними про поширеність онкологічних захворювань серед дітей і дорослих, вроджених аномалій розвитку та смертності дітей віком до 1 року.

Аналіз структурних показників, що характеризують генетичне здоров'я населення досліджуваних міст представлено в табл. 5.1.

Як видно, найбільше значення інтегрального умовного показника пошкоджуваності генетичного здоров'я населення встановлено в центрі урановидобувної і уранопереробної промисловості – м. Жовті Води, друге місце зайняли міста Дніпропетровськ і Чернівці, третє – Марганець і четверте – Червоноград. Слід відзначити, що у Червонограді цей показник був найбільш близький до критерію нормативного значення. У контрольному пункті дослідження інтегральний показник, що характеризує генетичне здоров'я,

знаходився на найнижчому рівні і склав 0,102, що відповідає “благополучному” стану.

Таблиця 5.1 – Аналіз структурних показників, що характеризують генетичне здоров'я населення досліджуваних міст

Міста	Рік	Вродженні аномалії розвитку		Розповсюдженість новоутворень у дітей		Розповсюдженість новоутворень у дорослих		Смертність дітей віком до 1 року		ІУПП генетичного здоров'я
		На 1 тис. новонароджених	УПП ₁	На 1 тис. дітей	УПП ₂	На 10 тис. дорослих	УПП ₃	На 1 тис. новонароджених	УПП ₄	
Дніпропетровськ	1991-1995	147	0,490	3,4	0,309	40,5	0,567	16,3	0,466	0,458
	1996-2000	14,8	0,493	3,2	0,291	30,7	0,349	15,2	0,434	0,392
	2001-2005	15,9	0,530	4,4	0,400	30,3	0,340	13,3	0,380	0,412
Жовті Води	1996-2000	26,0	0,867	3,5	0,318	30,2	0,338	15,8	0,451	0,493
	2001-2005	24,0	0,800	5,2	0,473	35,8	0,462	15,7	0,449	0,546
Марганець	1996-2000	14,3	0,477	3,2	0,291	41,2	0,582	10,7	0,306	0,414
Червоноград	1996-2000	11,0	0,367	1,6	0,145	29,9	0,331	16,5	0,471	0,329
Чернівці	1996-2000	26,9	0,897	3,8	0,345	15,94	0,021	19,4	0,554	0,454
сел. Нікіта АР Крим	1996-2000	2,7	0,090	1,4	0,127	20,2	0,116	0,0	0,0	0,084
	2001-2005	0,96	0,032	1,1	0,100	27,3	0,273	0,0	0,0	0,102
П комф.			0		0		150		0	
П крит.			30		11		600		35	

Зі структурних складових показників генетичного здоров'я найбільш чутливими є вроджені аномалії розвитку (ВАР). За цими показниками в м. Жовті Води також відзначається найвищий рівень пошкодзованості. У м. Чернівці

спостерігається рівень вроджених аномалій розвитку, близький до Жовтих Вод. Трохи краще ситуація за цією ознакою в Дніпропетровську, потім у Марганці і менш всього виражена пошкодженість у м. Червонограді (УПП=0,367).

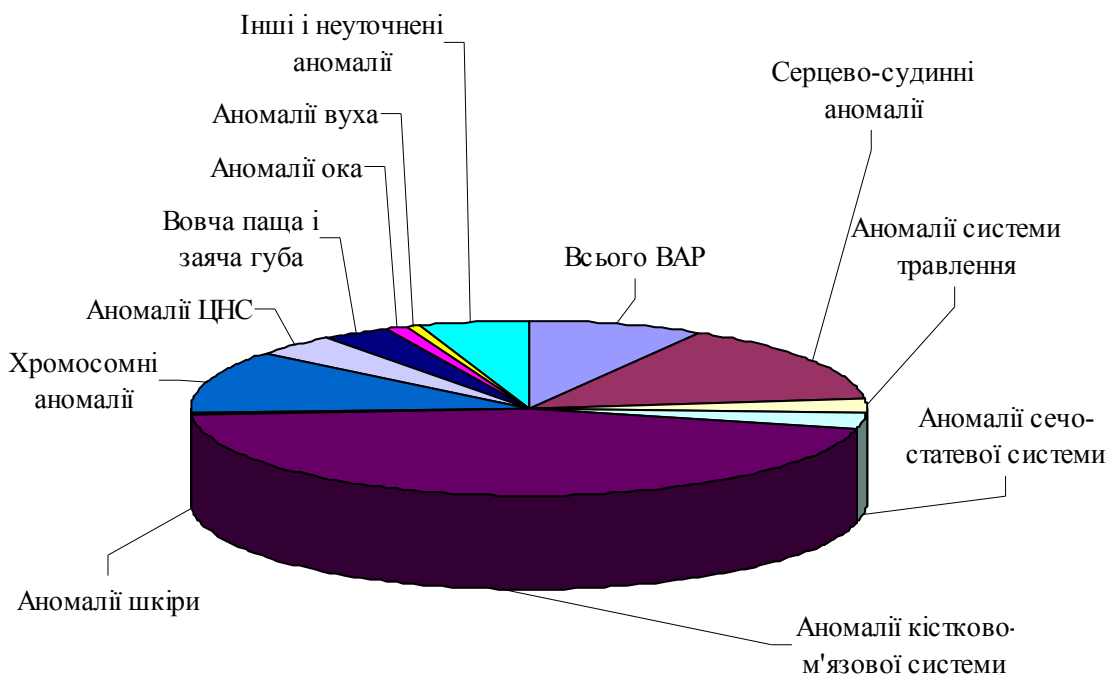
З огляду на те, що показник поширення вроджених аномалій розвитку є одним з провідних при визначенні генетичного здоров'я населення, було проведено порівняльний аналіз спектру патологій ВАР в одному з індустриальних центрів і в Україні в цілому, що ми і зробили на прикладі м. Дніпропетровська (табл. 5.2 і рис. 5.1).

Таблиця 5.2 – Порівняльний аналіз спектру деяких аномалій розвитку в м.Дніпропетровську і в Україні (взагалі на 10000 новонароджених)

Найменування патологій	Україна	м. Дніпропетровськ
1	2	3
Всього ВАР	16,5	21,0
Серцево-судинні аномалії	19,2	38,0
Аномалії системи травлення	5,8	6,1
Аномалії сечостатевої системи	17,5	7,4
Аномалії кістково-м'язової системи	58,4	112,8
Аномалії шкіри	2,3	1,2
Хромосомні аномалії	14,5	29,4
Аномалії ЦНС	4,4	9,8
Вовча паща і заяча губа	7,6	8,6
Аномалії ока	1,1	2,5
Аномалії вуха	1,5	1,2
Інші і неуточнені аномалії	64,8	13,5

Примітка: дані за 1996-2000 рр.

Дніпропетровськ



Україна

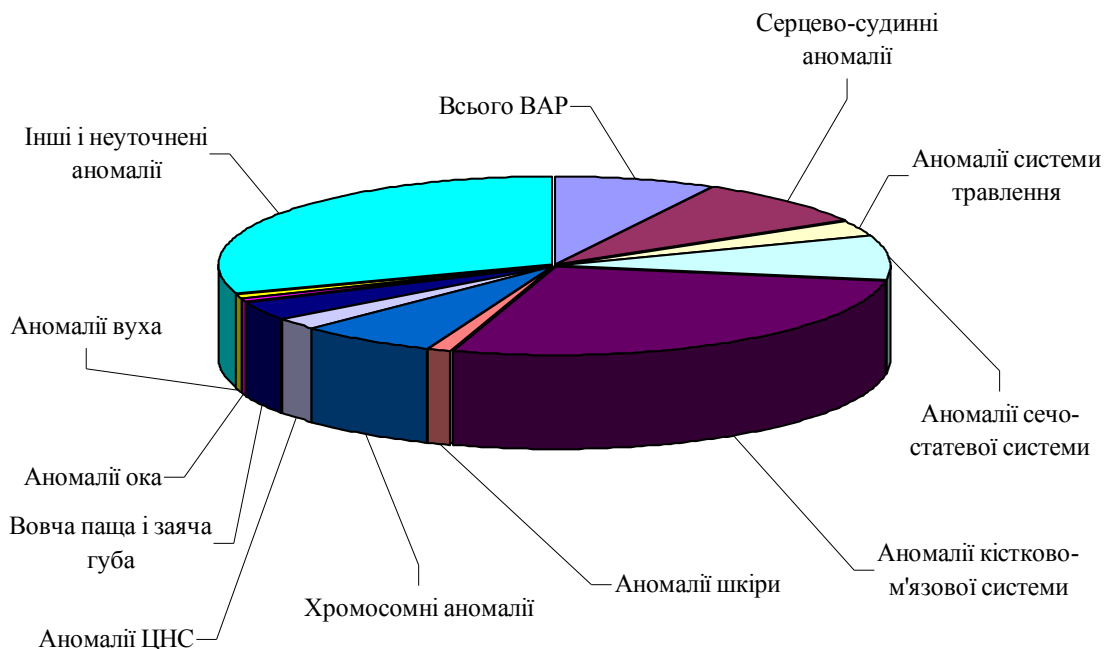


Рисунок 5.1 – Порівняльний аналіз спектру патологій ВАР в Україні та Дніпропетровську (на 10000 новонароджених)

Результати аналізу довели, що на території м. Дніпропетровська переважають аномалії кістково-м'язової і серцево-судинної систем, хромосомні патології, аномалії центральної нервової системи, частота яких перевищує середній рівень по Україні в 1,93-2,2 рази.

На підставі біоіндикації токсико-мутагенного фону, а також даних про генетичне здоров'я населення, був визначений рівень генетичної небезпеки для людей (табл. 5.3 і 5.4).

Таблиця 5.3 – Рівень еколого-генетичної небезпеки для людини (за даними біотестування і аналізу генетичного здоров'я населення)

Місто	Рік	Біоіндикаційні показники				Показники генетичного здоров'я					ГН
		УПП ₁	УПП ₂	УПП ₃	ІУПП _{біоіндик.}	УПП ₄	УПП ₅	УПП ₆	УПП ₇	ІУПП _{популяц.}	
Дніпропетровськ	1991-1995	0,372	0,352	0,484	0,403	0,490	0,309	0,567	0,466	0,458	0,425
	1996-2000	0,406	0,289	0,430	0,375	0,493	0,291	0,349	0,434	0,392	0,381
	2001-2005	0,500	0,36	0,380	0,413	0,530	0,400	0,340	0,380	0,412	0,413
Жовті Води	1996-2000	0,594	0,395	0,380	0,456	0,867	0,318	0,338	0,451	0,493	0,471
	2001-2005	0,633	0,466	0,467	0,522	0,800	0,473	0,462	0,449	0,546	0,532
Марганець	1996-2000	0,472	0,380	0,470	0,441	0,477	0,291	0,582	0,306	0,414	0,430
Червоноград	1996-2000	0,439	0,270	0,461	0,390	0,367	0,145	0,331	0,471	0,329	0,366
Чернівці	1996-2000	0,317	0,210	0,440	0,322	0,897	0,345	0,021	0,554	0,454	0,375
сел. Нікіта, АР Крим	1996-2000	0,072	0,072	0,100	0,081	0,090	0,127	0,116	0,0	0,084	0,082
	2001-2005	0,016	0,064	0,119	0,066	0,032	0,100	0,273	0,0	0,102	0,080

Примітка: в таблицях 5.3-5.7 та на рисунках 5.2-5.7 УПП₁ – показник, що був розрахований за частотою клітин з мікроядрами слизової оболонки ротової порожнини дітей дошкільного віку; УПП₂ – за частотою стерильних клітин пилку фітоіндикаторів, що ростуть на досліджуваних територіях (більш ніж 25 видів); УПП₃ – за частотою хромосомних аберацій у клітинах кореневої меристеми *Allium sera* L.; ІУПП_{біоіндик.} – інтегральний біоіндикаційний показник; УПП₄ – за частотою вроджених аномалій розвитку; УПП₅ – за поширеністю новоутворень серед

дитячого населення; УПП₆ – за поширеністю новоутворень серед дорослого населення; УПП₇ – за рівнем смертності дітей віком до 1 року; ІУПП_{попул.} – інтегральний популяційний показник; ГН – критерій генетичної небезпеки.

Таблиця 5.4 – Рівень генетичної небезпеки для людей та екологічної ситуації за цим показником у досліджуваних регіонах

Місто	Рік	ГН	Рівень пошкоджуваності біосистем	Стан тест-систем	Екологічна ситуація
Дніпропетровськ	1991-1995	0,425	Середній	Конфліктний	Незадовільна
	1996-2000	0,381	Середній	Конфліктний	Незадовільна
	2001-2005	0,413	Середній	Конфліктний	Незадовільна
Жовті Води	1996-2000	0,471	Вищий за середній	Загрозливий	Незадовільна
	2001-2005	0,532	Вищий за середній	Загрозливий	Незадовільна
Марганець	1996-2000	0,430	Середній	Конфліктний	Незадовільна
Червоноград	1996-2000	0,366	Середній	Конфліктний	Незадовільна
Чернівці	1996-2000	0,375	Середній	Конфліктний	Незадовільна
селище Нікіта, АР Крим	1996-2000	0,082	Низький	Благополучний	Еталонна
	2001-2005	0,080	Низький	Благополучний	Еталонна

Дані таблиць 5.3 та 5.4 свідчать про те, що найбільша генетична небезпека для людини від дії шкідливих екологічних факторів спостерігається у м. Жовті Води, що є відбутком загального мутагенного фону довкілля на цій території: рівень ушкодження тест-систем “вище за середній”, а їхній стан – “загрозливий”.

В умовах міст Дніпропетровську, Марганцю, Червонограду і Чернівців рівень ушкодження всіх тест-систем характеризується як “середній”, а на території цих міст їх стан можна віднести до категорії “конфліктного”.

Екологічна ж ситуація, що склалася за показником генетичної небезпеки у вище зазначених регіонах оцінена нами як “незадовільна”.

У контрольному пункті (селище Нікіта АР Крим) рівень ушкодження тест-систем і їх стан класифікується нами відповідно як “низький” та “благополучний”, що, в свою чергу, дає підставу визначити екологічну ситуацію на цій території як “еталонну”.

Важливо зазначити, що біотести в деяких випадках більш чутливо реагували на зміни екологічних умов, ніж параметри, за якими за звичай характеризують генетичне здоров'я населення.

Так, серед використаних нами біотестів найбільш чутливими до впливу негативних факторів довкілля виявилися клітини слизової оболонки ротової порожнини дітей і мерістематичних тканин рослин. В першому випадку це характеризувалося появою мікроядер, а в другому – аберацій хромосом.

Незважаючи на те, що тест “стерильність пилку індикаторних рослин” виявився менш чутливим, порівняно з іншими біотестами, він характеризує загальну токсичність (або потенційну мутагенність) забруднювачів повітряного середовища, і також має принципове значення при проведенні комплексної оцінки загального токсико-мутагенного фону довкілля.

5.1.1 Статистичний аналіз результатів досліджень

Між показниками, що характеризують токсико-мутагенний фон і генетичне здоров'я населення був проведений кореляційний аналіз (табл.5.5).

Приведені дані свідчать про дуже тісний ($r=0,942$, $p<0,05$) кореляційний зв'язок між інтегральними показниками, що характеризують генетичне здоров'я населення (ІУПП_{попул.}) і мутагенний фон довкілля (ІУПП_{біоінд.}), які, в свою чергу, мають високу кореляцію з критерієм генетичної небезпеки (0,979 і 0,991 відповідно, $p<0,05$).

Високий кореляційний зв'язок спостерігався також між показниками стерильності пилку рослин (УПП₂) і МЯ-індексом соматичних клітин організму дітей (УПП₁), а саме $r=0,961$ ($p<0,05$), хромосомними абераціями в клітинах

мерістематичних тканин рослин-індикаторів (УПП₃) і МЯ-індексом соматичних клітин організму дітей ($r=0,823$, $p<0,05$), хромосомними абераціями в клітинах рослин-індикаторів, які вирости на зразках ґрунтів і стерильністю пилку рослин ($r=0,786$, $p<0,05$).

Таблиця 5.5 – Коефіцієнти кореляції між показниками мутагенного фону довкілля і генетичного здоров'я населення ($p<0,05$)

	УПП ₁	УПП ₂	УПП ₃	ІУПП біоінд.	УПП ₄	УПП ₅	УПП ₆	УПП ₇	ІУПП попул.	ГН
УПП ₁	1,000									
УПП ₂	0,961	1,000								
УПП ₃	0,823	0,786	1,000							
ІУПП біоінд.	0,979	0,960	0,907	1,000						
УПП ₄	0,780	0,686	0,714	0,769	1,000					
УПП ₅	0,775	0,839	0,665	0,799	0,822	1,000				
УПП ₆	0,513	0,651	0,511	0,581	0,055	0,309	1,000			
УПП ₇	0,782	0,690	0,920	0,835	0,842	0,673	0,205	1,000		
ІУПП попул.	0,907	0,885	0,897	0,942	0,909	0,878	0,432	0,897	1,000	
ГН	0,963	0,943	0,916	0,991	0,838	0,843	0,528	0,873	0,979	1,000

Це дає підстави говорити про те, що за одним з названих тестів (або їх комплексом) можна відстежити динаміку рівня токсико-мутагенного фону довкілля, а також характеризувати тенденції щодо змін генетичного здоров'я населення.

Слід відзначити високу силу зв'язку ($r=0,907$, $p<0,05$) між МЯ-індексом у клітинах дітей (УПП₁) та інтегральним показником генетичного здоров'я популяції (ІУПП_{попул.}).

Що стосується складових генетичного здоров'я, то треба відзначити високий рівень кореляції частот вроджених аномалій розвитку (УПП₄) з поширеністю новоутворень серед дітей (УПП₅), а саме $r=0,822$ ($p<0,05$), та рівнем смертності дітей віком до 1 року (УПП₇), тобто $r=0,842$, ($p<0,05$).

Між частотою вроджених аномалій розвитку і поширеністю новоутворень серед дорослих (УПП₆) зв'язку майже не помітно ($r=0,055$, $p<0,05$), як не було його між показниками, які віддзеркалюють поширеність новоутворень серед дорослого і дитячого населення ($r=0,309$, $p<0,05$).

Кореляційним аналізом також було встановлено, що із вище зазначених тест-систем найвищий рівень кореляції з усіма іншими незалежними показниками має МЯ-тест (УПП₁), а найменший – показник поширеності новоутворень серед дорослих (УПП₆) (табл. 5.6 і рис. 5.2).

Таблиця 5.6 – Коефіцієнти кореляції між незалежними показниками щодо мутагенного фону довкілля і генетичного здоров'я населення

	УПП ₁	УПП ₂	УПП ₃	УПП ₄	УПП ₅	УПП ₆	УПП ₇	Середній коефіцієнт кореляції
УПП ₁	1,000	0,961	0,823	0,780	0,775	0,513	0,782	0,772
УПП ₂	0,961	1,000	0,786	0,686	0,839	0,651	0,690	0,769
УПП ₃	0,823	0,786	1,000	0,714	0,665	0,511	0,920	0,737
УПП ₄	0,780	0,686	0,714	1,000	0,822	0,055	0,842	0,650
УПП ₅	0,775	0,839	0,665	0,822	1,000	0,309	0,673	0,731
УПП ₆	0,513	0,651	0,511	0,055	0,309	1,000	0,205	0,374
УПП ₇	0,782	0,690	0,920	0,842	0,673	0,205	1,000	0,685

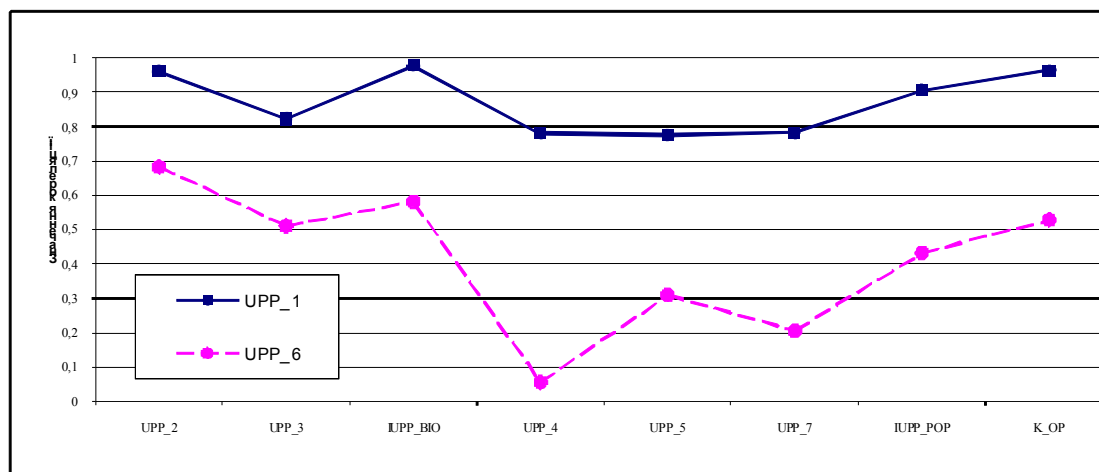


Рисунок 5.2 – Сила зв'язку між МЯ-індексом та іншими аналізованими показниками, в порівнянні з показником поширеності новоутворень серед дорослого населення

Методами регресійного аналізу досліджено зв'язок між всіма аналізованими показниками. Ця залежність описується лінійними рівняннями виду:

$$y = kx + b, \quad (5.1)$$

де y та x – показники різних біотестів, k – коефіцієнт пропорційності, b – вільний член.

В табл. 5.7 показані коефіцієнти регресійних рівнянь для всіх показників, що характеризують мутагенний фон довкілля та стан генетичного здоров'я популяції.

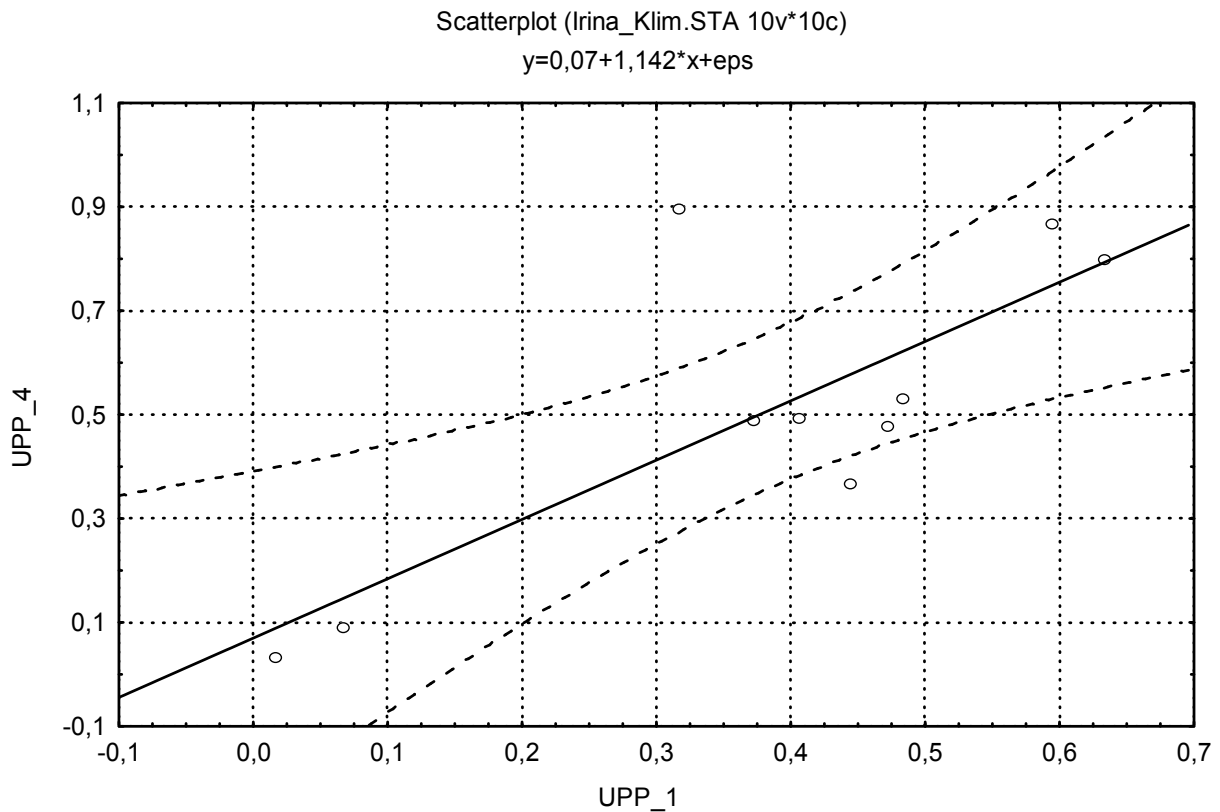
Таблиця 5.7 – Коефіцієнти регресійних рівнянь між показниками, які характеризують мутагенний фон довкілля та генетичне здоров'я популяції ($p < 0,05$)

	УПП ₁	УПП ₂	УПП ₃	ГУПП біоінд.	УПП ₄	УПП ₅	УПП ₆	УПП ₇	ГУПП попул.	К ген.неб.
УПП ₁	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,642}{0,042}$	$\frac{0,584}{0,151}$	$\frac{0,749}{0,064}$	$\frac{1,142}{0,07}$	$\frac{0,465}{0,103}$	$\frac{0,449}{0,167}$	$\frac{0,755}{0,064}$	$\frac{0,701}{0,102}$	$\frac{0,73}{0,079}$
УПП ₂	$\frac{1,44}{0,031}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,872}{0,124}$	$\frac{1,116}{0,03}$	$\frac{1,566}{0,057}$	$\frac{0,735}{0,07}$	$\frac{0,894}{0,082}$	$\frac{1,033}{0,056}$	$\frac{1,055}{0,067}$	$\frac{1,092}{0,045}$
УПП ₃	$\frac{1,16}{0,052}$	$\frac{0,773}{0,003}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,979}{0,016}$	$\frac{1,474}{0,046}$	$\frac{0,562}{0,07}$	$\frac{0,63}{0,103}$	$\frac{1,252}{0,116}$	$\frac{0,978}{0,003}$	$\frac{0,979}{0,008}$
ГУПП біоінд.	$\frac{1,279}{0,066}$	$\frac{0,849}{0,011}$	$\frac{0,841}{0,08}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{1,472}{0,009}$	$\frac{0,626}{0,061}$	$\frac{0,664}{0,106}$	$\frac{1,054}{0,017}$	$\frac{0,952}{0,036}$	$\frac{0,981}{0,014}$
УПП ₄	$\frac{0,533}{0,111}$	$\frac{0,326}{0,121}$	$\frac{0,346}{0,199}$	$\frac{0,402}{0,146}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,337}{0,11}$	$\frac{0,033}{0,321}$	$\frac{0,556}{0,071}$	$\frac{0,48}{0,126}$	$\frac{0,434}{0,138}$
УПП ₅	$\frac{1,292}{0,019}$	$\frac{0,911}{0,031}$	$\frac{0,786}{0,153}$	$\frac{1,019}{0,064}$	$\frac{2,005}{0,057}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,45}{0,212}$	$\frac{1,083}{0,048}$	$\frac{1,132}{0,051}$	$\frac{1,065}{0,059}$
УПП ₆	$\frac{0,587}{0,182}$	$\frac{0,521}{0,11}$	$\frac{0,414}{0,233}$	$\frac{0,508}{0,177}$	$\frac{0,092}{0,473}$	$\frac{0,212}{0,208}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,226}{0,275}$	$\frac{0,382}{0,239}$	$\frac{0,457}{0,202}$
УПП ₇	$\frac{0,81}{0,096}$	$\frac{0,494}{0,112}$	$\frac{0,676}{0,136}$	$\frac{0,662}{0,116}$	$\frac{1,277}{0,056}$	$\frac{0,418}{0,133}$	$\frac{0,186}{0,273}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,719}{0,116}$	$\frac{0,685}{0,116}$
ГУПП попул.	$\frac{1,172}{0,051}$	$\frac{0,786}{0,004}$	$\frac{0,822}{0,07}$	$\frac{0,931}{0,006}$	$\frac{1,719}{0,129}$	$\frac{0,68}{0,029}$	$\frac{0,488}{0,158}$	$\frac{1,12}{0,061}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,959}{0,003}$
К _{ген.неб.}	$\frac{1,271}{0,073}$	$\frac{0,847}{0,016}$	$\frac{0,857}{0,067}$	$\frac{1}{0,008}$	$\frac{1,617}{0,073}$	$\frac{0,667}{0,042}$	$\frac{0,609}{0,121}$	$\frac{1,111}{0,045}$	$\frac{0,999}{0,012}$	$\frac{1}{0}$

Примітка: 1) в чисельнику – коефіцієнт пропорційності (k); 2) в знаменнику – вільний член (b).

Наприклад, зв'язок між такими незалежними показниками, як МЯ-індекс (УПП₁) та вроджені аномалії розвитку (УПП₄), який показано на рис 5.3, встановлений наступним рівнянням:

$$УПП_4 = 1,142 \times УПП_1 + 0,07 \quad (5.2)$$

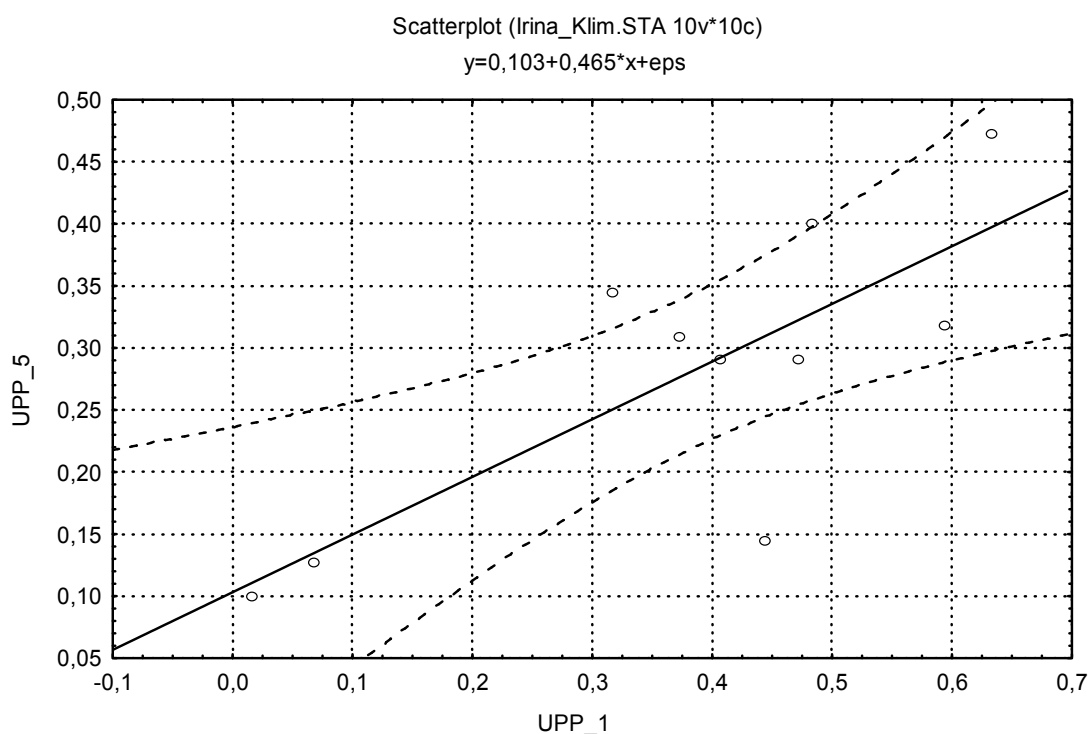


$r=0.78$; $r_1=0.61$

Рисунок 5.3 – Парний зв'язок показників УПП₁ та УПП₄ (о-експериментальні дані), графік регресійної залежності між ними (безперервна лінія)

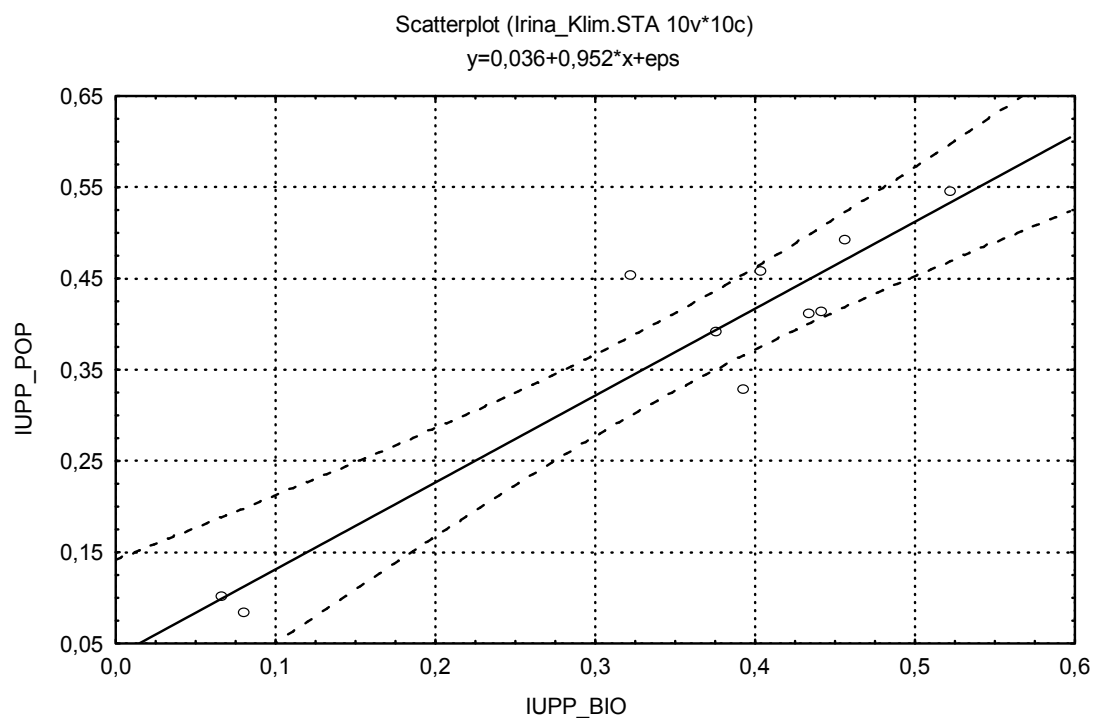
Аналогічна залежність між УПП₁ та УПП₅ показана на рис 5.4, а між ІУПП_{біоінд.} та ІУПП_{попул.} – на рис 5.5.

Слід зазначити, що під малюнками показані коефіцієнт кореляції (r) та коефіцієнт детермінації (r_1), який показує відсоток крапок, що потрапили в довірчий інтервал.



$$r=0.77; r_1=0.60$$

Рисунок 5.4 – Парний зв'язок показників УПП₁ та УПП₅ (о-експериментальні дані), графік регресійної залежності між ними (безперервна лінія)



$$r=0.942, r_1=0.81$$

Рисунок 5.5 – Парний зв'язок показників ІУПП_{біоінд.} та ІУПП_{попул.} (о-експериментальні дані), графік регресійної залежності між ними (безперервна лінія)

Для здійснення більш точного можливого прогнозу, на прикладі встановлення взаємозв'язку між УПП₂ і УПП₄ (між якими відносно невисокий коефіцієнт кореляції, а саме $r=0,686$ $p<0,05$), ми застосували рівняння, що описує квадратичну залежність між ними (рис. 5.6):

$$УПП4 = (-0,0743772) + (3,05591) \times УПП2 + (-3,0) \times УПП2^2 \quad (5.3)$$

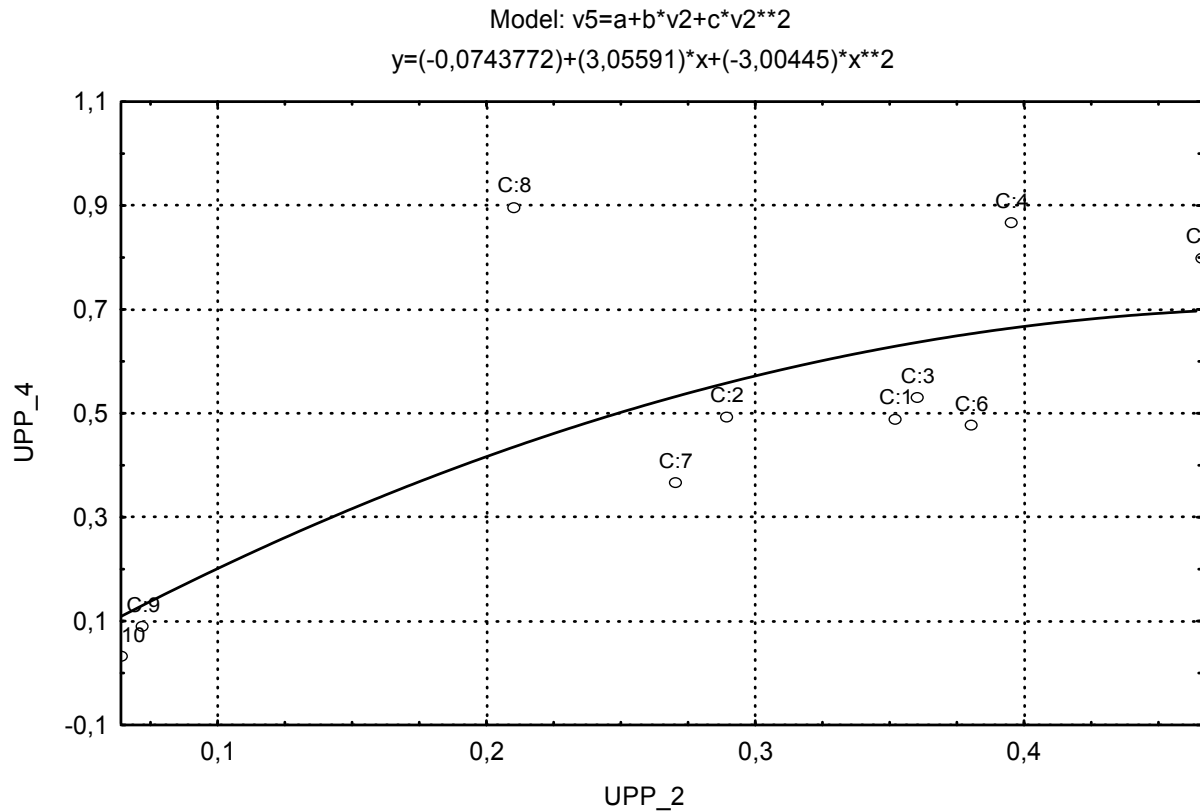


Рисунок 5.6 – Модель зв'язку між УПП₄ та УПП₂

Крім того, було визначене рівняння множинної регресії, що показує взаємозв'язок між декількома показниками (на прикладі взаємозв'язку між УПП₁, УПП₄ та УПП₅) ($r_1=0,66$):

$$УПП1 = 0,036 + 0,302 \times УПП4 + 0,685 \times УПП5 \quad (5.4)$$

Результати, що наведені в кореляційних таблицях 5.6 та 5.7 засвідчують, як було вказано вище, сильний зв'язок між показниками мікроядерного тестування дитячого населення (УПП₁) та показниками тестування за стерильністю пилку (УПП₂). Розглянемо цей зв'язок детальніше. Всього було виконано $n=10$ пар

вимірювань, що відносяться до різних населених пунктів України за різні роки спостереження. Графік Y-X типу для цих показників представлено на рис 5.7.

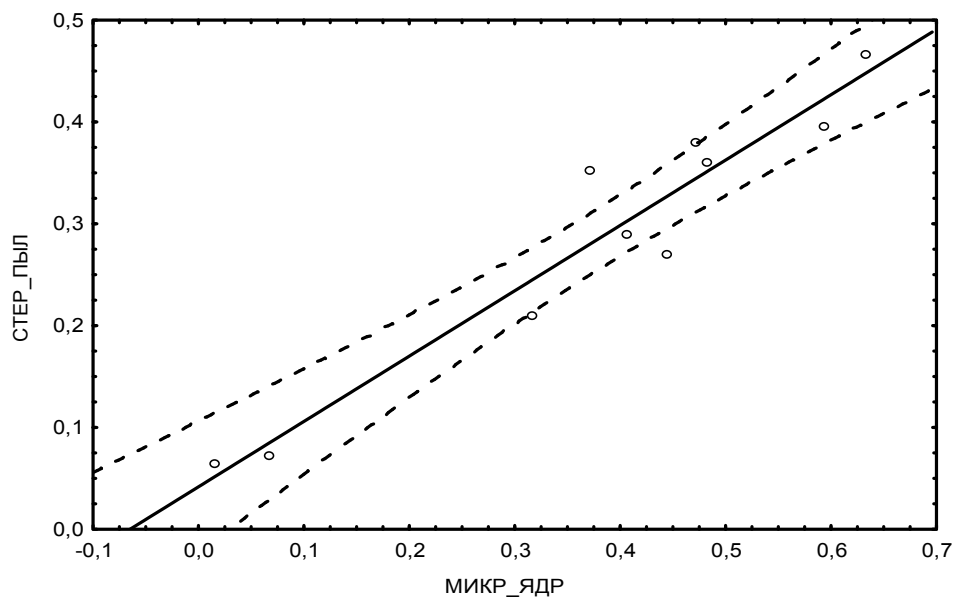


Рисунок 5.7 - Парний зв'язок показників МЯ і СП (○ - експериментальні дані), графік регресійної залежності між ними (безперервна лінія)

Дані, що наведені на рис. 5.7, а також розрахована величина $r = \text{corr}(УПП_1, УПП_2)$ емпіричного (вибіркового) коефіцієнта кореляції $r = 0,961$ дають підстави передбачати наявність суттєвого і тісного зв'язку між показниками біотестування стану навколишнього середовища в тестах мікроядерних порушень в клітинах дитячого населення і стерильності пилку рослин. Для малого числа спостережень ($n < 30$) значення вибіркового коефіцієнта кореляції r можна уточнювати згідно формули [158]:

$$R = r \left[1 + \frac{1 + r^2}{2 \cdot (n - 3)} \right] \quad R \approx 0,966 \quad (5.5)$$

Виправлена величина R ненабагато відрізняється від емпіричного значення r .

Зв'язок між показниками цих біотестів вочевидь не носить причинно-наслідкового характеру, який зазвичай є предметом статистичного дослідження. Це зв'язок “наслідок-наслідкового” виду. Факт узгодженої поведінки біотестів, які відносяться до різних царств живого світу роблять надзвичайно правдоподібним твердження, що ці біотести об'єктивно відображають загальну

для себе причинну основу – екологічну ситуацію на досліджених територіях. Так, згідно даних біотестів, населені пункти ранжуються наступним чином (табл. 5.8), в напрямку погіршення загальних показників.

Таблиця 5.9 – Ранжування міст дослідження в напрямку погіршення показників за мікроядерним тестом і стерильності пилку рослин

Назва населеного пункту	Показчик (МЯ+СП)/2
Нікіта –2001-2005	0,04
Нікіта – 1996-2000	0,07
Чернівці – 1996-2000	0,264
Дніпропетровськ – 1996-2000	0,348
Червоноград – 1996-2000	0,357
Дніпропетровськ – 1991-1995	0,362
Дніпропетровськ – 2001-2005	0,421
Марганець – 1996-2000	0,426
Жовті Води – 1996-2000	0,495
Жовті Води – 2001-2005	0,550

З метою підтвердження зв'язку між показниками біотестів перевіримо нульову гіпотезу (H_0) рівняння нулю коефіцієнта кореляції ρ генеральної сукупності. Нульова гіпотеза відкидається на відповідному рівні значущості α , якщо:

$$t_{\phi} = R \cdot \sqrt{\frac{n-2}{1-R^2}} \quad (5.6)$$

буде більшим, або дорівнювати табульованому критичному значенню параметра Стьюдента t_{st} , коли число ступенів свободи $k=n-2=8$ на відповідних рівнях значущості α (табл. 5.10).

Таблиця 5.10 – Відповідність параметра Стьюдента t_{st} рівням значущості α

α	0,05	0,01	0,001
t_{st}	2,31	3,36	5,04

Розрахунок дає $t_{\phi} = 10,643$, що суттєво більше критичного значення параметра Стюдента для всіх наведених рівнів значущості. Таким чином, нульова гіпотеза відкидається з достовірністю прогнозу, що перевищує 99,9%.

Розглянемо інтервальну оцінку коефіцієнта кореляції, для цього скористуємось z-розподілом Фішера:

$$z(R) = \frac{1}{2} \cdot \ln\left(\frac{1+R}{1-R}\right) \quad (5.7)$$

Маємо $z(R)=2,036$.

Інтервальна оцінка граничних z-образів коефіцієнта кореляції на рівні достовірності прогнозу $\gamma=1-\alpha$, визначаються за допомогою інтегральної функції нормального розподілу $t(\gamma)$ (табл. 5.11) і згідно формули 5.8.

Таблиця 5.11 – Рівень достовірності прогнозу

γ	0,95	0,99	0,999
$t(\gamma)$	1,96	2,58	3,2

$$z_{\max}(\gamma) = z(R) + \frac{t(\gamma)}{\sqrt{n-3}} \quad z_{\min}(\gamma) = z(R) - \frac{t(\gamma)}{\sqrt{n-3}} \quad (5.8)$$

Результати розрахунків $R(\gamma)_{\max}$ та $R(\gamma)_{\min}$, що відповідають $z(\gamma)_{\max}$ та $z(\gamma)_{\min}$ наведено в таблиці 5.12.

Таблиця 5.12 – Інтервальна оцінка коефіцієнта кореляції

Рівень достовірності прогнозу			
	0,95	0,99	0,999
$R(\gamma)_{\max}$	0,992	0,995	0,997
$R(\gamma)_{\min}$	0,86	0,79	0,68

Звичайним для біологічних досліджень є рівень достовірності прогнозу 0,95. На цьому рівні встановлено наступні інтервали коефіцієнта кореляції генеральної сукупності: $0,86 < \rho < 0,992$. Однак і на рівні $\gamma=0,99$ нижнє достовірне значення коефіцієнта кореляції достатньо високе $\rho=0,79$.

Таким чином, дані кореляційного аналізу засвідчують, що навіть за умов малої статистичної вибірки ($n=10$) між показниками біотестів мікроядер дитячого населення і стерильності пилку рослин встановлено ймовірний зв'язок. Цей зв'язок має логічне пояснення через єдину природу їх походження – екологічну ситуацію на досліджуваних територіях.

Встановлення суттєвого кореляційного зв'язку дозволяє перейти до розгляду відповідних лінійних регресійних рівнянь для біотестів. Рівняння регресії для опитних даних біотестування має вигляд:

$$СТ=0,642*МЯ+0,042+eps \quad (5.9)$$

При цьому коефіцієнт детермінації сягає значення 0,924. Це рівняння представлено на малюнку прямою лінією регресії. Інтервали довірливості 95% рівня представлено на ньому преривними лініями. Як можна побачити на малюнку, більшість опитних даних потрапляє в інтервал довірливості.

Звернемо увагу на те, що вилучення з регресійного аналізу двох пар даних, що відносяться до смт Нікіта, розташованих у нижньому лівому кути малюнку, практично не змінює регресійного рівняння:

$$СТ=0,646*МЯ+0,04+eps. \quad (5.10)$$

Такий слабкий вплив даних, що відносяться до смт. Нікіта і розташованих окремо від основної групи (плеяди) на результат регресійного аналізу, є ще одним логічним підтвердженням достовірності зв'язку між показниками біотестів мікроядер дитячого населення та стерильності пилку рослин.

Отже, приведений вище аналіз може дозволити відслідковувати не тільки мутагенний фон території, генетичне здоров'я населення, але і генетичну небезпеку для людини від дії шкідливих екологічних факторів.

Цитогенетичне біотестування за запропонованою нами схемою є, на нашу думку, високоефективним, коли мова йде про ранню діагностику генетичної небезпеки, яку завдають негативні фактори довкілля. Тобто з'являється реальна можливість своєчасного вживання заходів щодо зменшення рівня нагромадження мутагенів у навколишній середовищі і підвищення резистентності до них організму людей, які проживають в умовах надмірного техногенного навантаження.

5.2 Моделювання впливу забрудненості ґрунтів важкими металами на стан біоіндикаторів

Для обґрунтування можливості використання цитогенетичних методів біоіндикації для кількісної оцінки ступеню забрудненості ґрунтів рухомими формами важких металів (ВМ) встановлено залежності зміни ушкодженості біоіндикаторів від рівня забрудненості важкими металами території міст Вільногірськ, Нікополь, Жовті Води, Павлоград та лікувально-оздоровчого комплексу «Солоний Лиман».

5.2.1 Вихідна матриця за результатами досліджень

Результати фізико-хімічного аналізу вмісту ВМ у пробах ґрунту і результати біоіндикації за *Allium*-тестом та тестом "Стерильність пилку рослин" на досліджуваних територіях приведені в табл. 5.13.

Таблиця 5.13 – Вміст рухомих форм важких металів у пробах ґрунту та результати біоіндикації

№ проби	Кількість проб	C _{Mn}	C _{Pb}	C _{Zn}	C _{Cr}	C _{Cu}	C _{Ni}	C _{Co}	C _{Cd}	УПУ ₁	УПУ ₂	УПУ ₃
1	2	175,0± 5,0	60,0± 2,0	26,5± 1,0	1,8± 0,1	1,4± 0,1	2,2± 0,05	0,4± 0,03	0,02± 0,01	0,381	0,626	0,256
2	2	350,0± 5,0	40,0± 2,0	20,0± 1,0	2,6± 0,06	1,4± 0,1	1,5± 0,1	0,4± 0,03	0,02± 0,01	0,515	0,557	0,566
3	4	213,0± 2,12	75,0± 1,15	25,0± 0,91	2,0± 0,09	0,9± 0,04	0,8± 0,07	0,4± 0,02	0,02± 0,01	0,555	0,530	0,504
4	5	313,0± 1,87	25,0± 1,14	30,0± 1,05	2,0± 0,07	1,4± 0,09	1,2± 0,09	0,4± 0,02	0,02± 0,01	0,385	0,653	0,562
5	6	150,0± 3,87	90,0± 1,53	10,0± 0,97	2,0± 0,12	1,4± 0,12	2,4± 0,1	1,0± 0,05	0,3± 0,02	0,471	0,743	0,634
6	4	200,0± 4,56	90,0± 1,22	52,5± 0,87	3,2± 0,06	5,0± 0,09	4,0± 0,09	0,5± 0,02	0,5± 0,04	0,648	0,715	0,801
7	4	220,0± 8,46	35,0± 1,73	11,0± 0,91	3,8± 0,09	2,0± 0,04	2,4± 0,04	0,8± 0,04	0,02± 0,01	0,427	0,633	0,531
8	2	100,0± 5,0	50,0± 2,0	22,0± 1,0	3,8± 0,10	2,8± 0,1	2,2± 0,05	0,8± 0,04	2,0± 0,1	0,617	0,712	0,895
9	4	75,0± 1,47	260,± 1,47	13,5± 0,18	1,6± 0,09	1,4± 0,09	1,0± 0,09	0,4± 0,03	0,4± 0,03	0,465	0,478	0,308
10	3	62,5± 0,88	31,0± 0,58	6,5± 0,17	2,6± 0,17	2,0± 0,1	1,3± 0,06	0,8± 0,04	0,4± 0,04	0,517	0,632	0,631
11	6	70,0± 2,89	20,0± 0,93	3,5± 0,08	0,6± 0,04	0,8± 0,02	1,3± 0,04	0,5± 0,04	0,02± 0,01	0,105	0,036	0,120
12	5	90,0± 3,62	25,0± 1,22	5,5± 0,28	0,6± 0,04	1,0± 0,07	1,3± 0,03	0,4± 0,03	0,03± 0,01	0,193	0,102	0,239

Примітка: 1 – С – вміст рухомих форм важких металів у ґрунті, мг/кг; 2 – УПУ1, УПУ2, УПУ3 – рівень ушкодження біоіндикаторів за тестами "Стерильність пилку фітоіндикаторів", "Величина мітотичного індексу" і "Аберантність хромосом" відповідно.

5.2.2 Кореляційний аналіз між вмістом рухомих форм важких металів у ґрунтах і відгуками біоіндикаторів

Внаслідок аналізу отриманих даних з'ясувалося, що досліджувані ґрунти мають однаковий екологічний стан за результатами фізико-хімічного методу і методів біоіндикації. Тому виникла необхідність проведення статистичного аналізу даних фізико-хімічного та біоіндикаційних методів екологічної оцінки ґрунтів для того, щоб, виявивши між ними зв'язки, можна б було взаємо замінити дані дослідів і, тим самим, зменшити грошові та часові витрати на них.

Для оцінки рівня впливу ВМ на стан біоіндикаторів був проведений множинний кореляційно-регресійний аналіз. Були обчислені парний і множинний коефіцієнти кореляції у відповідності з традиційними математичними методами статистики. Результати розрахунків наведені в табл. 5.14, 5.15, 5.16 та 5.17.

Приведені дані свідчать про наявність суттєвої кореляції між вмістом рухомих форм ВМ (а саме: Pb, Zn, Cr, Cu, Cd) у ґрунті та показниками біоіндикації, розрахованими за тестом "Стерильність пилку фітоіндикаторів", оскільки коефіцієнти кореляції $R_{xy} > 0,5$. Середній кореляційний зв'язок відмічено і між показниками біоіндикації за тестом "Величина мітотичного індексу" та концентраціями рухомих форм ВМ Pb, Zn, Cr, Cu у ґрунті на досліджуваних територіях. Між показниками біоіндикації, розрахованими за тестом "Аберантність хромосом" і концентраціями рухомих форм ВМ (Cr, Cu, Ni, Co, Cd) у пробах ґрунтів також відмічено середній і сильний кореляційний зв'язок.

Таблиця 5.14 – Коефіцієнти парної кореляції між вмістом важких металів у ґрунті та рівнем ушкодженості біоіндикаторів

	C _{Mn}	C _{Pb}	C _{Zn}	C _{Cr}	C _{Cu}	C _{Ni}	C _{Co}	C _{Cd}	УПУ ₁	УПУ ₂	УПУ ₃
C _{Mn}	1	0,173	0,490	0,166	0,046	0,102	-0,288	-0,340	0,271	0,388	0,257
C _{Pb}	0,173	1	0,566	0,375	0,468	0,621	0,274	0,148	0,595	0,566	0,494
C _{Zn}	0,490	0,566	1	0,325	0,715	0,591	-0,309	0,153	0,596	0,528	0,496
C _{Cr}	0,166	0,375	0,325	1	0,644	0,570	0,522	0,543	0,773	0,699	0,772
C _{Cu}	0,046	0,468	0,715	0,644	1	0,846	0,201	0,470	0,632	0,509	0,692
C _{Ni}	0,102	0,621	0,591	0,570	0,846	1	0,341	0,275	0,411	0,476	0,511
C _{Co}	-0,288	0,274	-0,309	0,522	0,201	0,341	1	0,424	0,266	0,435	0,512
C _{Cd}	-0,340	0,148	0,153	0,543	0,470	0,275	0,424	1	0,500	0,354	0,639
УПУ ₁	0,271	0,595	0,596	0,773	0,632	0,411	0,266	0,500	1	0,844	0,852
УПУ ₂	0,388	0,566	0,528	0,699	0,509	0,476	0,435	0,354	0,844	1	0,788
УПУ ₃	0,257	0,494	0,496	0,772	0,692	0,511	0,512	0,639	0,852	0,788	1

Таблиця 5.15 – Коефіцієнти множинної кореляції між вмістом рухомих форм ВМ у ґрунті та рівнем ушкодженості біоіндикаторів за тестом "Стерильність пилку рослин"

	C _{Mn}	C _{Pb}	C _{Zn}	C _{Cr}	C _{Cu}	C _{Ni}	C _{Co}	C _{Cd}
C _{Mn}	1	0,619*	0,596*	0,786**	0,677*	0,471	0,450	0,686*
C _{Pb}	0,619*	1	0,673*	0,840**	0,717**	0,597	0,604*	0,726*
C _{Zn}	0,596*	0,673*	1	0,854***	0,665*	0,600	0,761**	0,726*
C _{Cr}	0,786**	0,840**	0,854***	1	0,792**	0,774**	0,789**	0,779**
C _{Cu}	0,677*	0,717**	0,665*	0,792**	1	0,673*	0,647*	0,672*
C _{Ni}	0,471	0,597	0,600	0,774**	0,673*	1	0,433	0,518
C _{Co}	0,450	0,604*	0,761**	0,789**	0,647*	0,433	1	0,454
C _{Cd}	0,686*	0,726*	0,726*	0,779**	0,672*	0,518	0,454	1

Примітка. Вірогідність помилки: * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$

Крім індивідуальної токсичності ВМ, має місце ефект сумачії біологічної дії – збільшення ефекту одного виду дії за наявності іншої, тобто збільшення ефекту сумісної дії одного з чинників. Тому одночасно з аналізом двомірних сукупностей було застосовано статистичний аналіз багатомірних кореляційних зв'язків (табл. 5.15, 5.16 та 6.17).

Обчислені коефіцієнти множинної кореляції вказують на те, що зв'язок є прямим у всіх випадках, тобто – це є підтвердженням того, що при збільшенні вмісту у ґрунті рухомих форм ВМ умовний показник ушкодженості біоіндикаторів набуває більшого значення, а значить – погіршується стан фітоіндикаторів.

Таблиця 5.16 – Коефіцієнти множинної кореляції між вмістом рухомих форм ВМ у ґрунті та рівнем ушкодженості біоіндикаторів за тестом "Величина мітотичного індексу"

	C _{Mn}	C _{Pb}	C _{Zn}	C _{Cr}	C _{Cu}	C _{Ni}	C _{Co}	C _{Cd}
C _{Mn}	1	0,638*	0,549*	0,752**	0,626*	0,586	0,691*	0,646*
C _{Pb}	0,638*	1	0,620 *	0,772**	0,630*	0,588	0,637*	0,629*
C _{Zn}	0,549	0,620*	1	0,768 **	0,560	0,566	0,821*	0,596
C _{Cr}	0,752**	0,772**	0,768**	1	0,703 *	0,705*	0,704*	0,700*
C _{Cu}	0,626*	0,630*	0,560	0,703*	1	0,516	0,612*	0,525
C _{Ni}	0,586	0,588	0,566	0,705*	0,516	1	0,557	0,529
C _{Co}	0,691*	0,637*	0,821**	0,704*	0,612*	0,557	1	0,473
C _{Cd}	0,646*	0,629*	0,596	0,700*	0,525	0,529	0,473	1

Таблиця 5.17 – Коефіцієнти множинної кореляції між вмістом рухомих форм ВМ у ґрунті та рівнем ушкодженості біоіндикаторів за тестом "Аберантність хромосом"

	C _{Mn}	C _{Pb}	C _{Zn}	C _{Cr}	C _{Cu}	C _{Ni}	C _{Co}	C _{Cd}
C _{Mn}	1	0,524	0,496	0,783**	0,728*	0,551	0,664*	0,814**
C _{Pb}	0,524	1	0,559	0,803**	0,718**	0,559	0,630*	0,756**
C _{Zn}	0,496	0,559	1	0,814**	0,692**	0,565	0,857***	0,755**
C _{Cr}	0,783**	0,803**	0,814**	1	0,813**	0,777**	0,783**	0,815**
C _{Cu}	0,728*	0,718**	0,692*	0,813**	1	0,706 *	0,790**	0,778**
C _{Ni}	0,551	0,559	0,565	0,777**	0,706*	1	0,625 *	0,728*
C _{Co}	0,664*	0,630*	0,857***	0,783**	0,790**	0,625*	1	0,692 *
C _{Cd}	0,814**	0,756**	0,755**	0,815**	0,778**	0,728*	0,692*	1

5.2.3 Побудова моделей прямолінійної регресії між відгуками біоіндикаторів та вмістом у ґрунті рухомих форм важких металів

Після того, як було визначено, що між вмістом у ґрунті рухомих форм ВМ і відгуками біоіндикаторів існує середній, сильний і дуже сильний зв'язок, виникає потреба у знаходженні ліній регресій різного характеру.

Моделі двохфакторної лінійної регресії. Лінійне рівняння регресії, що описує залежність між вмістом у ґрунті двох рухомих форм ВМ і параметрами біоіндикації матиме вид:

$$УПУ_i = b_0 + b_1 \cdot C_{Me1} + b_2 \cdot C_{Me2}, \quad (5.11)$$

де $УПУ_i$ – відповідні умовні показники ушкодженості, розраховані за тестами "Стерильність пилку фітоіндикаторів", "Величина мітотичного індексу" і "Аберантність хромосом", у.о.;

b_0 – вільний член рівняння;

b_1 і b_2 – параметри рівняння;

C_{Me1} і C_{Me2} – вміст у ґрунті рухомих форм відповідно першого та другого ВМ, мг/кг.

Для знаходження параметрів даного рівняння використовували метод найменших квадратів. Тісноту зв'язку між результативною ознакою та сукупністю факторних ознак визначали за допомогою сукупного коефіцієнта кореляції:

$$R_{YIVC_{Me1}C_{Me2}} = \sqrt{\frac{\sigma_{YIVC_{Me1}C_{Me2}}^2}{\sigma_{YIV}^2}}, \quad (5.12)$$

$$\sigma_{YIVC_{Me1}C_{Me2}} = \frac{1}{n} (b_0 \sum YIV_i + b_1 \sum C_{Me1} YIV_i + b_2 \sum C_{Me2} YIV_i) - YIV_i^2 \quad (5.13)$$

$$\sigma_{YIV}^2 = \frac{\sum YIV_i^2}{n} - \left(\frac{\sum YIV_i}{n} \right)^2. \quad (5.14)$$

Ступінь впливу факторів на результативну ознаку вимірювали за допомогою коефіцієнта детермінації (R^2), що характеризує частку варіації результативної ознаки, яка лінійно пов'язана з варіацією включених у рівняння регресії факторних ознак $R^2=(R)^2$.

У результаті математичного аналізу були отримані рівняння лінійних регресій і встановлені відповідні коефіцієнти кореляції і детермінації. Нижче приведені рівняння лінійних регресій, котрі мають середній і сильний зв'язок за коефіцієнтом детермінації. Аналіз приведених у табл. 5.18, 5.19, 5.20 регресійних рівнянь виявив, що поява стерильного пилку в рослин залежить від наявності у ґрунті вмісту рухомих форм ВМ (Cr, Co, Cd), оскільки коефіцієнт детермінації у відповідних залежностях досягає величини більшої за 60%.

Таблиця 5.18 – Моделі множинної лінійної регресії між показниками біоіндикації, розрахований за тестом "Стерильність пилку фітоіндикаторів" (УПУ₁) і вмістом у ґрунті рухомих форм ВМ (С_{Me1}, С_{Me2})

Модель двохфакторної лінійної регресії	Коефіцієнт множинної кореляції (R)	Коефіцієнт детермінації (D), %	Критерій Фішера	Рівень вірогідності, (P)
$УПУ_1 = 0,169 + 0,0002 \cdot C_{Mn} + 0,108 \cdot C_{Cr}$	0,786	61,8	3,819	<0,01
$УПУ_1 = 0,217 + 0,0004 \cdot C_{Mn} + 0,086 \cdot C_{Cu}$	0,677	45,8	2,756	<0,05
$УПУ_1 = 0,24 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,19 \cdot C_{Cd}$	0,686	47,0	2,827	<0,05
$УПУ_1 = 0,245 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,004 \cdot C_{Zn}$	0,673	45,3	2,728	<0,05
$УПУ_1 = 0,139 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,092 \cdot C_{Cr}$	0,840	70,5	4,642	<0,01
$УПУ_1 = 0,215 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,063 \cdot C_{Cu}$	0,717	51,3	3,082	<0,01
$УПУ_1 = 0,228 + 0,004 \cdot C_{Pb} + 0,082 \cdot C_{Co}$	0,604	36,5	2,275	<0,05
$УПУ_1 = 0,246 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,12 \cdot C_{Cd}$	0,726	52,8	3,171	<0,05
$УПУ_1 = 0,157 + 0,004 \cdot C_{Zn} + 0,093 \cdot C_{Cr}$	0,854	73,0	4,934	<0,001
$УПУ_1 = 0,271 + 0,003 \cdot C_{Zn} + 0,058 \cdot C_{Cu}$	0,665	44,2	2,668	<0,05
$УПУ_1 = 0,071 + 0,009 \cdot C_{Zn} + 0,364 \cdot C_{Co}$	0,761	57,9	3,520	<0,01
$УПУ_1 = 0,287 + 0,006 \cdot C_{Zn} + 0,119 \cdot C_{Cd}$	0,726	52,7	3,163	<0,05
$УПУ_1 = 0,191 + 0,09 \cdot C_{Cr} + 0,032 \cdot C_{Cu}$	0,792	62,8	3,897	<0,01
$УПУ_1 = 0,209 + 0,115 \cdot C_{Cr} - 0,008 \cdot C_{Ni}$	0,774	59,9	3,665	<0,01
$УПУ_1 = 0,25 + 0,125 \cdot C_{Cr} - 0,137 \cdot C_{Co}$	0,789	62,3	3,858	<0,01
$УПУ_1 = 0,211 + 0,032 \cdot C_{Cr} + 0,102 \cdot C_{Cd}$	0,779	60,7	3,726	<0,01
$УПУ_1 = 0,332 + 0,139 \cdot C_{Cu} - 0,078 \cdot C_{Ni}$	0,673	45,3	2,728	<0,05
$УПУ_1 = 0,23 + 0,084 \cdot C_{Cu} + 0,106 \cdot C_{Co}$	0,647	41,9	2,549	<0,05
$УПУ_1 = 0,29 + 0,071 \cdot C_{Cu} + 0,074 \cdot C_{Cd}$	0,672	45,2	2,726	<0,05

Примітка. Приведені в табл. 5.18-5.20 регресійні рівняння є адекватними згідно критерію Фішера.

Таблиця 5.20 – Моделі множинної лінійної регресії між показниками біоіндикації розрахований за тестом "Величина мітотичного індексу" ($УПУ_2$) і вмістом у ґрунті рухомих форм важких металів (C_{Me1} , C_{Me2})

Модель двохфакторної лінійної регресії	Коефіцієнт множинної кореляції (R)	Коефіцієнт детермінації (D), %	Критерій Фішера	Рівень вірогідності (P)
$УПУ_2 = 0,229 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,003 \cdot C_{Pb}$	0,638	40,7	2,488	<0,05
$УПУ_2 = 0,286 + 0,0004 \cdot C_{Mn} + 0,009 \cdot C_{Zn}$	0,549	30,1	1,968	-
$УПУ_2 = 0,096 + 0,0007 \cdot C_{Mn} + 0,138 \cdot C_{Cr}$	0,752	56,6	3,421	<0,01
$УПУ_2 = 0,166 + 0,0009 \cdot C_{Mn} + 0,106 \cdot C_{Cu}$	0,626	39,2	2,410	<0,05
$УПУ_2 = 0,19 + 0,0009 \cdot C_{Mn} + 0,095 \cdot C_{Ni}$	0,586	34,3	2,167	-
$УПУ_2 = 0,078 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,395 \cdot C_{Co}$	0,691	47,7	2,867	<0,05
$УПУ_2 = 0,197 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,23 \cdot C_{Cd}$	0,646	41,7	2,539	<0,05
$УПУ_2 = 0,305 + 0,001 \cdot C_{Pb} + 0,009 \cdot C_{Zn}$	0,620	38,4	2,369	<0,05
$УПУ_2 = 0,159 + 0,001 \cdot C_{Pb} + 0,137 \cdot C_{Cr}$	0,772	59,6	3,646	<0,01
$УПУ_2 = 0,272 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,093 \cdot C_{Cu}$	0,630	39,7	2,432	<0,05
$УПУ_2 = 0,293 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,069 \cdot C_{Ni}$	0,588	34,6	2,180	-
$УПУ_2 = 0,285 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,135 \cdot C_{Co}$	0,637	40,6	2,478	<0,05
$УПУ_2 = 0,326 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,125 \cdot C_{Cd}$	0,629	39,6	2,425	<0,05
$УПУ_2 = 0,126 + 0,007 \cdot C_{Zn} + 0,121 \cdot C_{Cr}$	0,768	59,0	3,598	<0,01
$УПУ_2 = 0,292 + 0,007 \cdot C_{Zn} + 0,049 \cdot C_{Cu}$	0,560	31,4	2,030	-
$УПУ_2 = 0,302 + 0,009 \cdot C_{Zn} + 0,021 \cdot C_{Ni}$	0,566	32,0	2,058	-
$УПУ_2 = 0,01 + 0,012 \cdot C_{Zn} + 0,478 \cdot C_{Co}$	0,821	67,4	4,316	<0,01
$УПУ_2 = 0,303 + 0,009 \cdot C_{Zn} + 0,11 \cdot C_{Cd}$	0,596	35,5	2,226	-
$УПУ_2 = 0,185 + 0,129 \cdot C_{Cr} + 0,03 \cdot C_{Cu}$	0,703	49,4	2,968	<0,05
$УПУ_2 = 0,196 + 0,149 \cdot C_{Cr} - 0,001 \cdot C_{Ni}$	0,705	49,7	2,986	<0,05
$УПУ_2 = 0,27 + 0,17 \cdot C_{Cr} - 0,213 \cdot C_{Co}$	0,704	49,6	2,974	<0,05
$УПУ_2 = 0,191 - 0,018 \cdot C_{Cr} + 0,153 \cdot C_{Cd}$	0,700	49,0	2,940	<0,05
$УПУ_2 = 0,349 + 0,144 \cdot C_{Cu} - 0,052 \cdot C_{Ni}$	0,516	26,6	1,805	-
$УПУ_2 = 0,253 + 0,105 \cdot C_{Cu} + 0,127 \cdot C_{Co}$	0,612	37,5	2,319	<0,05
$УПУ_2 = 0,321 + 0,097 \cdot C_{Cu} + 0,053 \cdot C_{Cd}$	0,525	27,6	1,850	-
$УПУ_2 = 0,28 + 0,096 \cdot C_{Ni} + 0,104 \cdot C_{Co}$	0,577	31,0	2,014	-
$УПУ_2 = 0,323 + 0,086 \cdot C_{Ni} + 0,109 \cdot C_{Cd}$	0,529	28,0	1,871	-
$УПУ_2 = 0,417 + 0,095 \cdot C_{Co} + 0,13 \cdot C_{Cd}$	0,473	0,224	1,613	-

Таблиця 5.20 – Моделі множинної лінійної регресії між показниками біоіндикації, розрахованими за тестом "Аберантність хромосом" ($УПУ_3$) і вмістом у ґрунті рухомих форм важких металів (C_{Me1} , C_{Me2})

Модель двохфакторної лінійної регресії	Коефіцієнт множинної кореляції (R)	Коефіцієнт детермінації (D), %	Критерій Фішера	Рівень вірогідності (P)
$УПУ_3 = 0,232 + 0,0004 \cdot C_{Mn} + 0,004 \cdot C_{Pb}$	0,524	27,4	1,845	-
$УПУ_3 = 0,341 + 0,00005 \cdot C_{Mn} + 0,008 \cdot C_{Zn}$	0,496	24,6	1,715	-
$УПУ_3 = 0,113 + 0,0003 \cdot C_{Mn} + 0,158 \cdot C_{Cr}$	0,783	61,4	3,780	<0,01
$УПУ_3 = 0,163 + 0,0006 \cdot C_{Mn} + 0,138 \cdot C_{Cu}$	0,728	53,0	3,186	<0,05
$УПУ_3 = 0,187 + 0,005 \cdot C_{Mn} + 0,129 \cdot C_{Ni}$	0,551	30,4	1,982	-
$УПУ_3 = -0,064 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,682 \cdot C_{Co}$	0,664	44,0	2,661	<0,05
$УПУ_3 = 0,177 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,34 \cdot C_{Cd}$	0,814	66,3	4,205	<0,01
$УПУ_3 = 0,268 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,005 \cdot C_{Zn}$	0,559	31,3	2,025	-
$УПУ_3 = 0,095 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,144 \cdot C_{Cr}$	0,803	64,5	4,042	<0,01
$УПУ_3 = 0,196 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,12 \cdot C_{Cu}$	0,718	51,6	3,098	<0,01
$УПУ_3 = 0,223 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,087 \cdot C_{Ni}$	0,559	31,2	2,020	-
$УПУ_3 = 0,093 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,434 \cdot C_{Co}$	0,630	39,7	2,435	<0,05
$УПУ_3 = 0,253 + 0,004 \cdot C_{Pb} + 0,24 \cdot C_{Cd}$	0,756	57,2	3,465	<0,01
$УПУ_3 = 0,11 + 0,005 \cdot C_{Zn} + 0,144 \cdot C_{Cr}$	0,814	66,3	4,211	<0,01
$УПУ_3 = 0,252 + 0,00005 \cdot C_{Zn} + 0,14 \cdot C_{Cu}$	0,692	47,9	2,877	<0,05
$УПУ_3 = 0,251 + 0,005 \cdot C_{Zn} + 0,088 \cdot C_{Ni}$	0,565	31,9	2,054	-
$УПУ_3 = -0,17 + 0,012 \cdot C_{Zn} + 0,784 \cdot C_{Co}$	0,857	73,4	4,987	<0,001
$УПУ_3 = 299 + 0,007 \cdot C_{Zn} + 0,239 \cdot C_{Cd}$	0,755	57,1	3,458	<0,01
$УПУ_3 = 0,133 + 0,117 \cdot C_{Cr} + 0,067 \cdot C_{Cu}$	0,813	66,1	4,189	<0,01
$УПУ_3 = 0,135 + 0,15 \cdot C_{Cr} + 0,028 \cdot C_{Ni}$	0,777	60,4	3,703	<0,01
$УПУ_3 = 0,102 + 0,146 \cdot C_{Cr} + 0,159 \cdot C_{Co}$	0,783	61,3	3,772	<0,01
$УПУ_3 = 0,193 + 0,129 \cdot C_{Cr} + 0,127 \cdot C_{Cd}$	0,815	66,5	4,225	<0,01
$УПУ_3 = 0,296 + 0,186 \cdot C_{Cu} - 0,069 \cdot C_{Ni}$	0,706	49,8	2,992	<0,05
$УПУ_3 = 0,046 + 0,125 \cdot C_{Cu} + 0,414 \cdot C_{Co}$	0,790	62,4	3,861	<0,01
$УПУ_3 = 0,269 + 0,102 \cdot C_{Cu} + 0,167 \cdot C_{Cd}$	0,778	60,6	3,717	<0,01
$УПУ_3 = 0,093 + 0,1 \cdot C_{Ni} + 0,407 \cdot C_{Co}$	0,625	39,0	2,400	<0,05
$УПУ_3 = 0,263 + 0,095 \cdot C_{Ni} + 0,223 \cdot C_{Cd}$	0,728	53,0	3,187	<0,05
$УПУ_3 = 0,26 + 0,313 \cdot C_{Co} + 0,213 \cdot C_{Cd}$	0,692	47,9	2,876	<0,05

При взаємодії Cr, Co, Cd з іншими ВМ збільшується ймовірність появи стерильного пилку. Така ж сама ситуація спостерігається і з появою аберантних хромосом у меристематичних клітинах фітоіндикаторів, але до вказаного переліку додається ще мідь. У випадку впливу ВМ на величину мітотичного індексу не відмічається сильного зв'язку. Таким чином, можна стверджувати, що досліджуваним металам більш притаманна мутагенна дія на живі компоненти НС, у порівнянні з токсичним впливом.

Слід відзначити, що між умовним показником ушкодженості, розрахованим за тестом "Величина мітотичного індексу", і вмістом у ґрунті цинку та хрому відмічено сильний зв'язок, такий же як між умовним показником ушкодженості, розрахованим за тестом "Аберантність хромосом" і вмістом у ґрунті цинку та кобальту. Крім того, якщо відома концентрація одного з металів, можна розрахувати вміст іншого металу у ґрунті, або знаючи концентрацію двох металів, можна визначити рівень ушкодженості біоіндикаторів. При збільшенні концентрації двох ВМ у ґрунті можна отримати прогноз про рівень ушкодження біоіндикаторів з похибкою 20% і оцінити екологічний стан ґрунтів на досліджуваній території.

Знайдені емпіричні рівняння регресії вказують на те, що при збільшенні рівня ушкодженості біоіндикаторних тест-систем на 0,1 у.о. при постійному вмісті у ґрунті рухомої форми одного з двох важких металів вміст іншого змінився в середньому на коефіцієнт $0,1b_1$, і навпаки – при постійному числі X_2 величина X_1 змінюється в середньому на коефіцієнт $0,1b_2$.

5.2.4 Моделі планування. Відрізок ряду Тейлора

З отриманих рівнянь були вибрані три регресії, які відповідно описують залежність між трьома біопараметрами та вмістом ВМ, а також мають найбільші коефіцієнти детермінації. Для того, щоб збільшити значимість вказаних рівнянь, побудували модель досліду – відрізок ряду Тейлора загального виду:

$$УПУ_i = b_0 + \sum_{i=1}^k b_i C_{Mei} + \sum_{i < j} b_{ij} C_{Mei} C_{Mej} + \sum_{i=1}^k b_{ii} C_{Mei}^2, \quad (5.15)$$

де $УПУ_1, УПУ_2, УПУ_3$ – рівень ушкодження біоіндикаторів за тестами "Стерильність пилку рослин", "Інтенсивність клітинного поділу" і "Аберантність хромосом", відповідно; b – коефіцієнти регресії.

Для знаходження коефіцієнтів регресії застосовували програму Statistica V5.5. Результати розрахунків приведені в табл. 5.21, 5.22, 5.23.

Таблиця 5.21 – Результати статистики при знаходженні коефіцієнтів регресії, яка описує частоту зустрічаємості стерильного пилку рослин і вмістом у ґрунті рухомих форм цинку й хрому

Continue...						
R= ,94079471 RI= ,88509468 Adjusted RI= ,78934024 F(5,6)=9,2434 p<,00870 Std.Error of estimate: ,07334						
N=12	BETA	St. Err. of BETA	B	St. Err. of B	t(6)	p-level
Intercpt			-,036356	,092280	-,39397	,707221
VAR3	,46881	,492499	,005423	,005697	,95191	,377898
VAR4	2,23345	,685775	,321596	,098745	3,25683	,017317
VAR5	,35438	,757634	,001253	,002678	,46774	,656477
NEWVAR	-,47116	,733208	-,000099	,000154	-,64260	,544244
NEWVAR	-1,74334	,679930	-,055569	,021673	-2,56400	,042678

Примітка: тут і надалі N – кількість тест-полігонів, R – коефіцієнт кореляції, RI – коефіцієнт детермінації, p – вірогідність помилки, B – частинні коефіцієнти регресії.

Знайшовши коефіцієнти регресії, модель досліду матиме загальний вид:

$$УПУ_1(C_{Zn}, C_{Cr}) = -0,036 + 0,005 \cdot C_{Zn} + 0,322 \cdot C_{Cr} + 0,001 \cdot C_{Zn} \cdot C_{Cr} - 0,0001 \cdot C_{Zn}^2 - 0,056 \cdot C_{Cr}^2,$$

$$R^2 = 0,885$$

Таблиця 5.22 – Результати статистики при знаходженні коефіцієнтів регресії, яка описує величину мітотичного поділу меристематичних клітин кореневої системи біондикаторів вмістом у ґрунті рухомих форм цинку та кобальту

Continue... R= ,95912132 RI= ,91991370 Adjusted RI= ,85317512 F(5,6)=13,784 p<,00307 Std.Error of estimate: ,08863						
N=12	BETA	St. Err. of BETA	B	St. Err. of B	t(6)	p-level
Intercpt			-,747830	,495586	-1,50898	,182038
VAR3	3,37755	,797528	,056550	,013353	4,23502	,005470
VAR4	1,61975	1,404546	1,712137	1,484656	1,15322	,292682
VAR5	-1,22946	,656898	-,041997	,022439	-1,87161	,110432
NEWVAR	-1,43829	,406143	-,000437	,000123	-3,54134	,012199
NEWVAR	-,37124	1,276095	-,298743	1,026905	-,29092	,780910

Модель дослідження – відрізок ряду Тейлора загального виду:

$$УПУ_2(C_{Zn}, C_{Co}) = -0,748 + 0,057 \cdot C_{Zn} + 1,712 \cdot C_{Co} - 0,042 \cdot C_{Zn} \cdot C_{Co} - 0,0004 C_{Zn}^2 - 0,299 \cdot C_{Co}^2$$

$$R^2 = 0,919$$

Таблиця 5.23 – Результати статистики при знаходженні коефіцієнтів регресії, яка описує частоту зустрічаємості аберантних хромосом у клітинах кореневої системи фітоіндикаторів і вмістом у ґрунті рухомих форм цинку й кобальту

Continue... R= ,89221390 RI= ,79604564 Adjusted RI= ,62608367 F(5,6)=4,6837 p<,04344 Std.Error of estimate: ,14277						
N=12	BETA	St. Err. of BETA	B	St. Err. of B	t(6)	p-level
Intercpt			-,422574	,798363	-,52930	,615599
VAR3	,702477	1,272721	,011873	,021511	,55195	,600921
VAR4	1,463662	2,241421	1,561796	2,391701	,65301	,537954
VAR5	,664964	1,048299	,022930	,036148	,63433	,549273
NEWVAR	-,698363	,648137	-,000214	,000199	-1,07749	,322662
NEWVAR	-,990973	2,036434	-,805013	1,654289	-,48662	,643790

Модель дослідження – відрізок ряду Тейлора загального виду:

$$УПУ_3(C_{Zn}, C_{Co}) = -0,423 + 0,012 \cdot C_{Zn} + 1,562 \cdot C_{Co} + 0,023 \cdot C_{Zn} \cdot C_{Co} - 0,0002 C_{Zn}^2 - 0,2805 C_{Co}^2, \quad R^2 = 0,796$$

Проведений двохфакторний аналіз впливу ВМ, виявив наявність синергічного ефекту, що вказує на необхідність проведення багатофакторного аналізу для встановлення зв'язків між концентрацією рухомих форм ВМ (Mn, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni, Co, Cd) і реакціями біоіндикаторів, котрі характеризують токсикомутагенну активність ґрунтів.

5.2.5 Багатофакторна лінійна регресія

Багатофакторне лінійне рівняння, яке описує прямий зв'язок між вмістом у ґрунті рухомих форм ВМ і показником ушкодженості біоіндикаторів має загальний вигляд:

$$УПУ_{1,2,3} = b_0 + b_1 \cdot C_{Mn} + b_2 \cdot C_{Pb} + b_3 \cdot C_{Zn} + b_4 \cdot C_{Cr} + b_5 \cdot C_{Cu} + b_6 \cdot C_{Ni} + b_7 \cdot C_{Co} + b_8 \cdot C_{Cd} , \quad (4.6)$$

де b_0, b_2, \dots, b_8 – параметри багатофакторної лінійної регресії;

C_{Me} – вміст у ґрунті рухомих форм ВМ (Mn, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni, Co, Cd), мг/кг.

Частинні коефіцієнти регресії $b_1 \dots b_8$ показують, як змінюється результативна ознака $УПУ_i$ зі зміною факторної ознаки (концентрація у ґрунті одного з хімічних елементів: Mn, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni, Co, Cd) на умовну одиницю за умови, що інші факторні ознаки залишаються незмінними.

Для знаходження параметрів багатофакторної лінійної моделі $b_0 \dots b_8$ використовували метод найменших квадратів, а також проводили розрахунки в стандартних пакетах MS Office та у програмі Statistica V5.5.

Вихідні матриці для знаходження коефіцієнтів регресії представлені нижче.

Вихідна матриця для знаходження коефіцієнтів регресії, що описує зв'язок між вмістом у ґрунті рухомих форм восьми ВМ та біопказником, розрахованим за тестом "Стерильність пилку фітоіндикаторів"

$$\begin{cases}
 b_0 + 90 \cdot b_{Mn} + 25 \cdot b_{Pb} + 5,5 \cdot b_{Zn} + 0,6 \cdot b_{Cr} + 1,0 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,03 \cdot b_{Cd} = 0,193, \\
 b_0 + 70 \cdot b_{Mn} + 20 \cdot b_{Pb} + 3,5 \cdot b_{Zn} + 0,6 \cdot b_{Cr} + 0,8 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,5 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,105, \\
 b_0 + 220 \cdot b_{Mn} + 35 \cdot b_{Pb} + 11 \cdot b_{Zn} + 3,8 \cdot b_{Cr} + 2,0 \cdot b_{Cu} + 2,4 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 2,0 \cdot b_{Cd} = 0,427, \\
 b_0 + 100 \cdot b_{Mn} + 50 \cdot b_{Pb} + 22 \cdot b_{Zn} + 3,8 \cdot b_{Cr} + 2,8 \cdot b_{Cu} + 2,2 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 2,0 \cdot b_{Cd} = 0,617, \\
 b_0 + 75 \cdot b_{Mn} + 260 \cdot b_{Pb} + 13,5 \cdot b_{Zn} + 1,6 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,0 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,4 \cdot b_{Cd} = 0,465, \\
 b_0 + 62,5 \cdot b_{Mn} + 31 \cdot b_{Pb} + 6,5 \cdot b_{Zn} + 2,6 \cdot b_{Cr} + 2 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 0,4 \cdot b_{Cd} = 0,517, \\
 b_0 + 150 \cdot b_{Mn} + 90 \cdot b_{Pb} + 10 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 2,4 \cdot b_{Ni} + 1,0 \cdot b_{Co} + 0,3 \cdot b_{Cd} = 0,417, \\
 b_0 + 200 \cdot b_{Mn} + 90 \cdot b_{Pb} + 52,5 \cdot b_{Zn} + 3,2 \cdot b_{Cr} + 5 \cdot b_{Cu} + 4 \cdot b_{Ni} + 0,5 \cdot b_{Co} + 0,5 \cdot b_{Cd} = 0,648, \\
 b_0 + 213 \cdot b_{Mn} + 75 \cdot b_{Pb} + 25 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 0,9 \cdot b_{Cu} + 0,8 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,555, \\
 b_0 + 175 \cdot b_{Mn} + 60 \cdot b_{Pb} + 26,5 \cdot b_{Zn} + 1,8 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 2,2 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,381, \\
 b_0 + 313 \cdot b_{Mn} + 25 \cdot b_{Pb} + 30 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,2 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,385, \\
 b_0 + 350 \cdot b_{Mn} + 40 \cdot b_{Pb} + 20 \cdot b_{Zn} + 2,6 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,5 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,515.
 \end{cases}$$

Вихідна матриця для знаходження коефіцієнтів регресії, що описує зв'язок між вмістом у ґрунті рухомих форм восьми ВМ та біопказником, розрахованим за тестом "Величина мітотичного індексу"

$$\begin{cases}
 b_0 + 90 \cdot b_{Mn} + 25 \cdot b_{Pb} + 5,5 \cdot b_{Zn} + 0,6 \cdot b_{Cr} + 1,0 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,03 \cdot b_{Cd} = 0,102, \\
 b_0 + 70 \cdot b_{Mn} + 20 \cdot b_{Pb} + 3,5 \cdot b_{Zn} + 0,6 \cdot b_{Cr} + 0,8 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,5 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,036, \\
 b_0 + 220 \cdot b_{Mn} + 35 \cdot b_{Pb} + 11 \cdot b_{Zn} + 3,8 \cdot b_{Cr} + 2,0 \cdot b_{Cu} + 2,4 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 2,0 \cdot b_{Cd} = 0,633, \\
 b_0 + 100 \cdot b_{Mn} + 50 \cdot b_{Pb} + 22 \cdot b_{Zn} + 3,8 \cdot b_{Cr} + 2,8 \cdot b_{Cu} + 2,2 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 2,0 \cdot b_{Cd} = 0,712, \\
 b_0 + 75 \cdot b_{Mn} + 260 \cdot b_{Pb} + 13,5 \cdot b_{Zn} + 1,6 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,0 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,4 \cdot b_{Cd} = 0,478, \\
 b_0 + 62,5 \cdot b_{Mn} + 31 \cdot b_{Pb} + 6,5 \cdot b_{Zn} + 2,6 \cdot b_{Cr} + 2 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 0,4 \cdot b_{Cd} = 0,632, \\
 b_0 + 150 \cdot b_{Mn} + 90 \cdot b_{Pb} + 10 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 2,4 \cdot b_{Ni} + 1,0 \cdot b_{Co} + 0,3 \cdot b_{Cd} = 0,743, \\
 b_0 + 200 \cdot b_{Mn} + 90 \cdot b_{Pb} + 52,5 \cdot b_{Zn} + 3,2 \cdot b_{Cr} + 5 \cdot b_{Cu} + 4 \cdot b_{Ni} + 0,5 \cdot b_{Co} + 0,5 \cdot b_{Cd} = 0,715, \\
 b_0 + 213 \cdot b_{Mn} + 75 \cdot b_{Pb} + 25 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 0,9 \cdot b_{Cu} + 0,8 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,530, \\
 b_0 + 175 \cdot b_{Mn} + 60 \cdot b_{Pb} + 26,5 \cdot b_{Zn} + 1,8 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 2,2 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,626, \\
 b_0 + 313 \cdot b_{Mn} + 25 \cdot b_{Pb} + 30 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,2 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,653, \\
 b_0 + 350 \cdot b_{Mn} + 40 \cdot b_{Pb} + 20 \cdot b_{Zn} + 2,6 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,5 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,557.
 \end{cases}$$

Вихідна матриця для знаходження коефіцієнтів регресії, що описує зв'язок між вмістом у ґрунті рухомих форм восьми ВМ і біопоказником, розрахованим за тестом "Аберантність хромосом"

$$\left\{ \begin{array}{l} b_0 + 90 \cdot b_{Mn} + 25 \cdot b_{Pb} + 5,5 \cdot b_{Zn} + 0,6 \cdot b_{Cr} + 1,0 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,03 \cdot b_{Cd} = 0,239, \\ b_0 + 70 \cdot b_{Mn} + 20 \cdot b_{Pb} + 3,5 \cdot b_{Zn} + 0,6 \cdot b_{Cr} + 0,8 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,5 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,120, \\ b_0 + 220 \cdot b_{Mn} + 35 \cdot b_{Pb} + 11 \cdot b_{Zn} + 3,8 \cdot b_{Cr} + 2,0 \cdot b_{Cu} + 2,4 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 2,0 \cdot b_{Cd} = 0,531, \\ b_0 + 100 \cdot b_{Mn} + 50 \cdot b_{Pb} + 22 \cdot b_{Zn} + 3,8 \cdot b_{Cr} + 2,8 \cdot b_{Cu} + 2,2 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 2,0 \cdot b_{Cd} = 0,895, \\ b_0 + 75 \cdot b_{Mn} + 260 \cdot b_{Pb} + 13,5 \cdot b_{Zn} + 1,6 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,0 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,4 \cdot b_{Cd} = 0,308, \\ b_0 + 62,5 \cdot b_{Mn} + 31 \cdot b_{Pb} + 6,5 \cdot b_{Zn} + 2,6 \cdot b_{Cr} + 2 \cdot b_{Cu} + 1,3 \cdot b_{Ni} + 0,8 \cdot b_{Co} + 0,4 \cdot b_{Cd} = 0,631, \\ b_0 + 150 \cdot b_{Mn} + 90 \cdot b_{Pb} + 10 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 2,4 \cdot b_{Ni} + 1,0 \cdot b_{Co} + 0,3 \cdot b_{Cd} = 0,634, \\ b_0 + 200 \cdot b_{Mn} + 90 \cdot b_{Pb} + 52,5 \cdot b_{Zn} + 3,2 \cdot b_{Cr} + 5 \cdot b_{Cu} + 4 \cdot b_{Ni} + 0,5 \cdot b_{Co} + 0,5 \cdot b_{Cd} = 0,801, \\ b_0 + 213 \cdot b_{Mn} + 75 \cdot b_{Pb} + 25 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 0,9 \cdot b_{Cu} + 0,8 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,504, \\ b_0 + 175 \cdot b_{Mn} + 60 \cdot b_{Pb} + 26,5 \cdot b_{Zn} + 1,8 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 2,2 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,256, \\ b_0 + 313 \cdot b_{Mn} + 25 \cdot b_{Pb} + 30 \cdot b_{Zn} + 2 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,2 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,562, \\ b_0 + 350 \cdot b_{Mn} + 40 \cdot b_{Pb} + 20 \cdot b_{Zn} + 2,6 \cdot b_{Cr} + 1,4 \cdot b_{Cu} + 1,5 \cdot b_{Ni} + 0,4 \cdot b_{Co} + 0,02 \cdot b_{Cd} = 0,566. \end{array} \right.$$

Результати розрахунків, що отримані в програмі Statistica V5.5 для знаходження параметрів лінійної регресії, яка описує залежність між біопараметрами та вмістом у ґрунті рухомих форм ВМ, приведені в табл. 5.24, 5.25, 5.26.

Таблиця 5.24 – Параметри лінійної регресії, що описує прямий зв'язок між вмістом у ґрунті рухомих форм важких металів і показником ушкодженості біоіндикаторів, розрахованого за тестом "Стерильність пилку фітоіндикаторів"

MULTIPLE R= ,96969729 RI= ,94031283 Adjusted RI= ,78114705
REGRESS. F(8,3)=5,9078 p<,08585 Std.Error of estimate: ,07475

N=12	BETA	St. Err. of BETA	B	St. Err. of B	t(3)	p-level
Intercept			,143594	,098065	1,46427	,239337
NEUVAR	,134988	,291556	,000226	,000488	,46299	,674889
VAR2	,518411	,288747	,003228	,001798	1,79538	,170467
VAR3	,155609	,588842	,001800	,006811	,26426	,808692
VAR4	,512588	,279464	,073808	,040240	1,83418	,163985
VAR5	,700350	,551348	,097241	,076552	1,27025	,293564
VAR6	-,952857	,349604	-,171009	,062743	-2,72553	,072212
VAR7	,103997	,322316	,075946	,235377	,32266	,768136
VAR8	,056687	,236533	,016078	,067087	,23966	,826038

В результаті математичних обчислень отримали наступне рівняння багатофакторної регресії:

$$\text{УПУ}_1 = 0,144 + 0,0002C_{\text{Mn}} + 0,003C_{\text{Pb}} + 0,002C_{\text{Zn}} + 0,074C_{\text{Cr}} + 0,097C_{\text{Cu}} - 0,171C_{\text{Ni}} + 0,076C_{\text{Co}} + 0,016C_{\text{Cd}} \quad (4.7)$$

$$R_1 = 0,968, R_1^2 = 0,937, F_b = 15,24, F_{11;10;0.05} = 2,865$$

Таблиця 5.25 – Параметри лінійної регресії, що описує прямий зв'язок між вмістом у ґрунті рухомих форм важких металів і показником ушкодженості біоіндикаторів, розрахованого за тестом "Величина мітотичного індексу"

Continue... R= ,92730930 RI= ,85990254 Adjusted RI= ,48630930
F(8,3)=2,3017 p<,26571 Std.Error of estimate: ,16577

N=12	BETA	St. Err. of BETA	B	St. Err. of B	t(3)	p-level
Intercept			-,213330	,217468	-,980972	,398945
MEASUR2	-,081641	,446680	-,000198	,001083	-,182773	,866630
MEASUR3	-,187116	,442377	-,001686	,003987	-,422978	,700801
MEASUR4	1,447173	,902139	,024230	,015105	1,604157	,207017
MEASUR5	,444322	,428155	,092606	,089237	1,037760	,375682
MEASUR6	-,594823	,844696	-,119544	,169762	-,704185	,532057
MEASUR7	-,289306	,535613	-,075155	,139139	-,540141	,626620
MEASUR8	,963270	,493806	1,018211	,521971	1,950704	,146173
MEASUR9	-,158983	,362382	-,065269	,148773	-,438716	,690541

Рівняння багатофакторної регресії має загальний вид:

$$\text{УПУ}_2 = -0,213 - 0,0002C_{\text{Mn}} - 0,002C_{\text{Pb}} + 0,024C_{\text{Zn}} + 0,093C_{\text{Cr}} - 0,12C_{\text{Cu}} - \\ -0,075C_{\text{Ni}} + 1,018C_{\text{Co}} - 0,065C_{\text{Cd}} \quad (4.8)$$

$$R_2 = 0,926, R_2^2 = 0,858, F_b = 6,50, F_{11;10;0.05} = 2,865$$

Таблиця 5.26 – Параметри лінійної регресії, яка описує прямий зв'язок між вмістом у ґрунті рухомих форм важких металів та показником ушкодженості біоіндикаторів, розрахованого за тестом "Аберантність хромосом"

Continue... R= ,99506041 RI= ,99014521 Adjusted RI= ,96386577 F(8, 3)=37,678 p<,00631 Std.Error of estimate: ,04438						
N=12	BETA	St. Err. of BETA	B	St. Err. of B	t (3)	p-level
Intercpt			-,154659	,058223	-2,65631	,076580
MEASUR2	,593277	,118469	,001452	,000290	5,00787	,015326
MEASUR3	,292888	,117328	,002664	,001067	2,49632	,087991
MEASUR4	-,134907	,239267	-,002280	,004044	-,56384	,612265
MEASUR5	-,108536	,113556	-,022836	,023892	-,95580	,409686
MEASUR6	1,071165	,224031	,217315	,045451	4,78132	,017392
MEASUR7	-,771356	,142056	-,202278	,037252	-5,42995	,012259
MEASUR8	,507786	,130968	,541832	,139749	3,87718	,030381
MEASUR9	,370698	,096111	,153628	,039831	3,85696	,030796

Рівняння багатофакторної регресії матиме загальний вид:

$$\text{УПУ}_3 = -0,155 + 0,001C_{\text{Mn}} + 0,003C_{\text{Pb}} - 0,002C_{\text{Zn}} - 0,023C_{\text{Cr}} + 0,217C_{\text{Cu}} - \\ -0,202C_{\text{Ni}} + 0,542C_{\text{Co}} + 0,154C_{\text{Cd}} \quad (4.9)$$

$$R_3 = 0,994, R_3^2 = 0,988, F_b = 93,11, F_{11;10;0.05} = 2,865$$

Після проведення статистичної оцінки коефіцієнтів регресії, встановлено, що найменш вагомий внесок у зазначених вище трьох восьмифакторних моделях вносять частинні коефіцієнти, які показують як у середньому змінюється результативна ознака УПУ_i зі зміною факторної ознаки – концентрація у ґрунті Mn, Pb і Zn, на умовну одиницю за умови, що інші факторні ознаки залишаються

незмінними. Тож можна зробити висновки, що їхнім внеском на появу стерильного пилку, а також зміни мітотичного процесу та появу аберантних хромосом у кореневій системі рослин можна знехтувати.

Нульовий коефіцієнт $b_0 = 0,144$ (рівняння 5.7) вказує на те, що при відсутності впливу на біоіндикатори ВМ, які знаходяться у рухомій формі в ґрунті, існує природний рівень ушкодженості (спонтанна стерильність пилку рослин), зумовлена дією метеорологічних умов (вологості повітря, ґрунтів, температури, іонізуючого випромінювання тощо). Величина $УПУ_0=0,144$ оцінюється за шкалою екологічної ситуації за результатами біоіндикації як "еталонна" екологічна ситуація, а стан біоіндикаторів "сприятливий". А знак мінус при нульових коефіцієнтах $b_0 = -0,213$ (рівняння 4.8) і $b_0 = -0,155$ (рівняння 5.9) аргументує те, що існує рівень, за якого згадані вище вісім хімічних елементів є необхідними мікроелементами для повноцінного розвитку та росту кореневої системи рослин.

Таким чином, можна зробити висновок, що отримані лінійні моделі є адекватними для прогнозування екологічного стану ґрунтів за рівнем ушкодженості біоіндикаторів від вмісту в ґрунті рухомих форм ВМ. Це дає змогу зменшити грошові витрати на проведення хімічного аналізу при проведенні допоміжної оцінки екологічного стану ґрунтів з використанням цитогенетичних методів біоіндикації. При виявленні точок із значним рівнем ушкодження біоіндикаторів, для уточнення причини появи даної патології хімічний аналіз стає необхідним.

Той факт, що на території міст, де виявлено найвищий рівень ушкодження біоіндикаторів, відмічаються високі коефіцієнти сумації забруднення ґрунтів Z_c , і навпаки, дозволив побудувати модель, яка характеризує прямий вплив негативної дії забруднених ґрунтів на рівень ушкодженості біоіндикаторів (рис. 1). Аналіз моделі виявив, що при стовідсотковій відсутності ушкодженості біоіндикаторів величина сумарного показника забруднення ґрунтів становить $Z_c \approx 4$, тобто рівень ушкодженості біоіндикаторів "низький", а рівень небезпеки території –

"допустимий". Підставивши кінцеві значення інтервалів величини ІУПУ=1 у дану модель, отримали значення величини $Z_c \approx 200$.

Підставивши кінцеві значення кожного з інтервалів шкали оцінки ушкодженості біоіндикаторів у отриману модель, визначили відповідні значення коефіцієнтів сумачі Z_c . Співставлення діапазонів шкал оцінки рівнів ушкодженості біоіндикаторів і небезпеки забрудненості ґрунтів за показником Z_c дозволило створити узагальнену оціночну шкалу оцінки небезпеки від забруднення ґрунтів ВМ за результатами біоіндикації (табл. 5.27). Отримана шкала дозволяє визначити рівень забруднення території важкими металами за відповідним рівнем ушкодженості біоіндикаторних тест-систем.

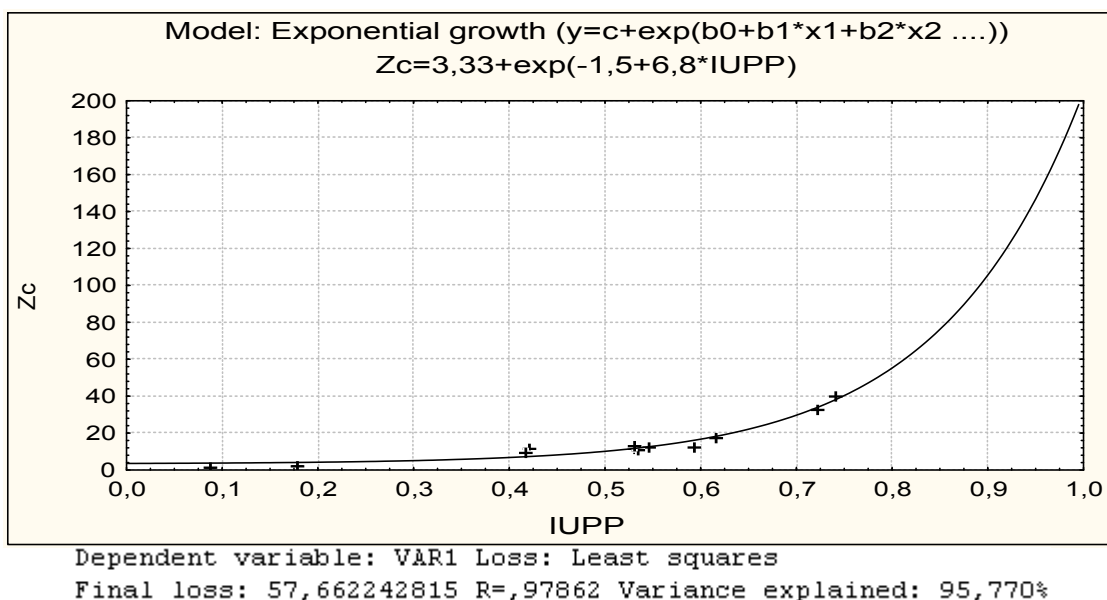


Рисунок 5.8 – Залежність коефіцієнта сумачі Z_c від інтегрального умовного показника ушкодженості біоіндикаторів ІУПУ

Таблиця 5.27 – Шкала оцінки небезпеки від забруднення ґрунтів важкими металами за результатами біоіндикації

Діапазон чисельних значень ІУПУ	Діапазон чисельних значень, Zc	Рівень ушкодженості біоіндикаторів	Стан біосистем та здоров'я людини	Екологічна ситуація	Рівень небезпеки території
0,000 ÷ 0,150	0,0 ÷ 4,0	Низький	Сприятливий	Еталонна	Допустима
0,151 ÷ 0,300	4,1 ÷ 8,0	Нижче за середній	Насторожуючий	Задовільна	Допустима
0,301 ÷ 0,450	8,1 ÷ 16,0	Середній	Конфліктний	Незадовільна	Помірно небезпечна
0,451 ÷ 0,600	16,1 ÷ 32,0	Вище за середній	Загрозливий	Незадовільна	Помірно небезпечна
0,601 ÷ 0,750	32,1 ÷ 128,0	Високий	Критичний	Катастрофічна	Небезпечна
0,751 і вище	128,1 і вище	Максимальний	Небезпечний	Катастрофічна	Надзвичайно небезпечні

5.3 Кількісна оцінка стану довкілля за біотестами та побудова моделі її зв'язку зі здоров'ям населення

За результатами біоіндикації токсико-мутагенної активності об'єктів довкілля за трьома тестами й аналізу медико-статистичних даних про стан здоров'я населення за чотирма факторами були обчислені відповідні УПУ на території міст Вільногірськ, Нікополь, Жовті Води, Павлоград та лікувально-оздоровчого комплексу «Солоний Лиман» (табл.5.28).

Таблиця 5.28 – Умовні показники ушкодженості довкілля за біотестами та здоров'я населення за медико-статистичними даними, 1999-2004 рр.

Місто	Біотести			Показники здоров'я населення			
	УПУ ₁	УПУ ₂	УПУ ₃	УПУ ₄	УПУ ₅	УПУ ₆	УПУ ₇
Нікополь	0,454	0,596	0,497	0,442	0,313	0,486	0,302
Жовті Води	0,533	0,732	0,701	0,495	0,609	0,506	0,552
Вільногірськ	0,509	0,660	0,652	0,295	0,333	0,389	0,404
Павлоград	0,491	0,544	0,446	0,352	0,478	0,484	0,515
ЛОК "Солоний Лиман"	0,145	0,066	0,174	0,389	0,262	0,326	0,259

Примітка. Тут і надалі показники визначались відповідно: $УПУ_1$ – за тестом "Стерильність пилку фітоіндикаторів"; $УПУ_2$ – за "Величиною мітотичного індексу"; $УПУ_3$ – за тестом "Аберантність хромосом"; $УПУ_4$ – за показниками природного руху населення (демографічні дані); $УПУ_5$ – за показниками генетичного здоров'я; $УПУ_6$ – здоров'я дитячого населення; $УПУ_7$ – здоров'я дорослого населення.

Для оцінки взаємного зв'язку між усіма наведеними в табл. 5.28 показниками визначались коефіцієнти їх парної лінійної кореляції, результати розрахунків наведені у табл. 5.29. Встановлено, що більшість показників має досить тісний кореляційний зв'язок між собою (приблизно в межах 0,7-1, $p < 0,05$), що дозволяє побудувати залежності зміни цих показників один від одного, окрім демографічного показника, коефіцієнти лінійної парної кореляції якого порівняно з усіма іншими показниками дуже низькі. Оскільки в нашому випадку представлена мала вибірка, було проведено уточнення коефіцієнта кореляції, які приведені в табл. 5.30.

Таблиця 5.29 – Коефіцієнти кореляції між показниками мутагенного фону довкілля та стану здоров'я населення

	$УПУ_1$	$УПУ_2$	$УПУ_3$	$УПУ_4$	$УПУ_5$	$УПУ_6$	$УПУ_7$
$УПУ_1$	1	0,983	0,919	0,053	0,640	0,788	0,744
$УПУ_2$	0,983	1	0,962	0,153	0,620	0,775	0,683
$УПУ_3$	0,919	0,962	1	0,140	0,617	0,623	0,671
$УПУ_4$	0,053	0,153	0,140	1	0,475	0,526	0,154
$УПУ_5$	0,640	0,620	0,617	0,475	1	0,735	0,940
$УПУ_6$	0,788	0,775	0,623	0,526	0,735	1	0,668
$УПУ_7$	0,744	0,683	0,671	0,154	0,940	0,668	1

Таблиця 5.30 – Уточнене значення коефіцієнтів кореляції між показниками мутагенного фону довкілля та стану здоров'я населення

	УПУ ₁	УПУ ₂	УПУ ₃	УПУ ₄	УПУ ₅	УПУ ₆	УПУ ₇
УПУ ₁	1	0,992	0,955	0,066	0,735	0,862	0,827
УПУ ₂	0,992	1	0,980	0,190	0,716	0,852	0,774
УПУ ₃	0,955	0,980	1	0,174	0,712	0,719	0,763
УПУ ₄	0,066	0,190	0,174	1	0,567	0,621	0,191
УПУ ₅	0,735	0,716	0,712	0,567	1	0,819	0,967
УПУ ₆	0,862	0,852	0,719	0,621	0,819	1	0,761
УПУ ₇	0,827	0,774	0,763	0,191	0,967	0,761	1

За коефіцієнтами детермінації, які обчислювали для встановлення сили зв'язку (табл. 5.31), відмічено дуже сильний зв'язок між показниками біоіндикації розрахованими за тестами "Величина мітотичного індексу" і "Стерильність пилку фітоіндикаторів" ($r^2=0,967$, $p<0,5$), "Аберантність хромосом" і "Стерильністю пилку рослин" ($r^2=0,845$, $p<0,5$), за "Величина мітотичного індексу" та "Аберантність хромосом" ($r^2=0,926$, $p<0,5$), а також між показниками генетичного здоров'я та здоров'ям дорослого населення ($r^2=0,884$, $p<0,5$).

Таблиця 5.31 – Коефіцієнти детермінації між показниками біоіндикації та стану здоров'я населення

	УПУ ₁	УПУ ₂	УПУ ₃	УПУ ₄	УПУ ₅	УПУ ₆	УПУ ₇
УПУ ₁	1	0,967**	0,845 **	0,003	0,410	0,620*	0,553*
УПУ ₂	0,967**	1	0,926**	0,023	0,385	0,600*	0,467
УПУ ₃	0,845**	0,926**	1	0,020	0,380	0,389	0,450
УПУ ₄	0,003	0,023	0,020	1	0,226	0,277	0,024
УПУ ₅	0,410	0,385	0,380	0,226	1	0,5408	0,884**
УПУ ₆	0,620*	0,600*	0,389	0,277	0,540*	1	0,446
УПУ ₇	0,553*	0,467	0,450	0,024	0,884**	0,446	1

Примітка: 1. * – середній зв'язок; 2. ** – дуже сильний зв'язок.

Між біоіндикаційними показниками розрахованими за тестом "Стерильність пилку рослин" і показниками, що характеризують здоров'я дитячого населення спостерігається середній зв'язок ($r^2=0,620$, $p<0,5$), за тестом "Стерильність пилку рослин" і здоров'ям дорослого населення ($r^2=0,553$, $p<0,5$), за "Величиною мітотичного індексу" і здоров'ям дитячого населення ($r^2=0,600$, $p<0,5$), а також між показниками, що характеризують генетичне здоров'я та здоров'я дитячого населення ($r^2=0,540$, $p<0,5$). Тобто, можна стверджувати, що існує кореляційний зв'язок між біоіндикаційними показниками та показниками, що характеризують здоров'я населення.

Методами регресійного аналізу було досліджено зв'язок між аналізованими показниками. Дана залежність описується лінійними рівняннями виду:

$$y = kx + b, \quad (5.10)$$

де y та x – показники різних біотестів, k – коефіцієнт пропорційності, b – вільний член.

У табл. 5.32 показані коефіцієнти регресійних рівнянь для всіх показників, що характеризують мутагенний фон довкілля та стан здоров'я населення.

Таблиця 5.32 – Коефіцієнти регресійних рівнянь між показниками, які характеризують мутагенний фон довкілля та здоров'я населення ($p<0,05$)

	УПП ₁	УПП ₂	УПП ₃	УПП ₄	УПП ₅	УПП ₆	УПП ₇
УПП ₁	$\frac{1}{0}$	$\frac{1,618}{-0,170}$	$\frac{1,194}{-0,015}$	$\frac{0,025}{0,384}$	$\frac{0,569}{0,156}$	$\frac{0,449}{0,167}$	$\frac{0,381}{0,276}$
УПП ₂	$\frac{0,598}{0,116}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,759}{0,099}$	$\frac{0,045}{0,371}$	$\frac{0,335}{0,225}$	$\frac{0,228}{0,320}$	$\frac{0,333}{0,234}$
УПП ₃	$\frac{0,708}{0,076}$	$\frac{1,219}{-0,083}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,052}{0,369}$	$\frac{0,422}{0,190}$	$\frac{0,232}{0,323}$	$\frac{0,414}{0,202}$
УПП ₄	$\frac{0,108}{0,384}$	$\frac{0,517}{0,315}$	$\frac{0,375}{0,346}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,871}{0,055}$	$\frac{0,525}{0,231}$	$\frac{0,254}{0,306}$
УПП ₅	$\frac{0,720}{0,139}$	$\frac{1,148}{0,062}$	$\frac{0,901}{0,135}$	$\frac{0,259}{0,291}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{0,514}{0,233}$	$\frac{0,847}{0,068}$
УПП ₆	$\frac{0,587}{0,182}$	$\frac{2,633}{-0,634}$	$\frac{1,672}{-0,239}$	$\frac{0,527}{0,164}$	$\frac{0,955}{-0,019}$	$\frac{1}{0}$	$\frac{1,105}{-0,078}$
УПП ₇	$\frac{1,626}{-0,286}$	$\frac{1,404}{-0,051}$	$\frac{1,088}{0,052}$	$\frac{0,093}{0,357}$	$\frac{1,044}{-0,025}$	$\frac{0,404}{0,274}$	$\frac{1}{0}$

Примітка: 1. В чисельнику – коефіцієнт пропорційності (k); 2. У знаменнику – вільний член (b).

Для встановлення залежностей між оцінками отриманими за допомогою трьох біотестів, будували залежності в вигляді лінійних функцій, за допомогою яких можна відновити відсутній біоіндикаційний параметр (рис. 5.9).

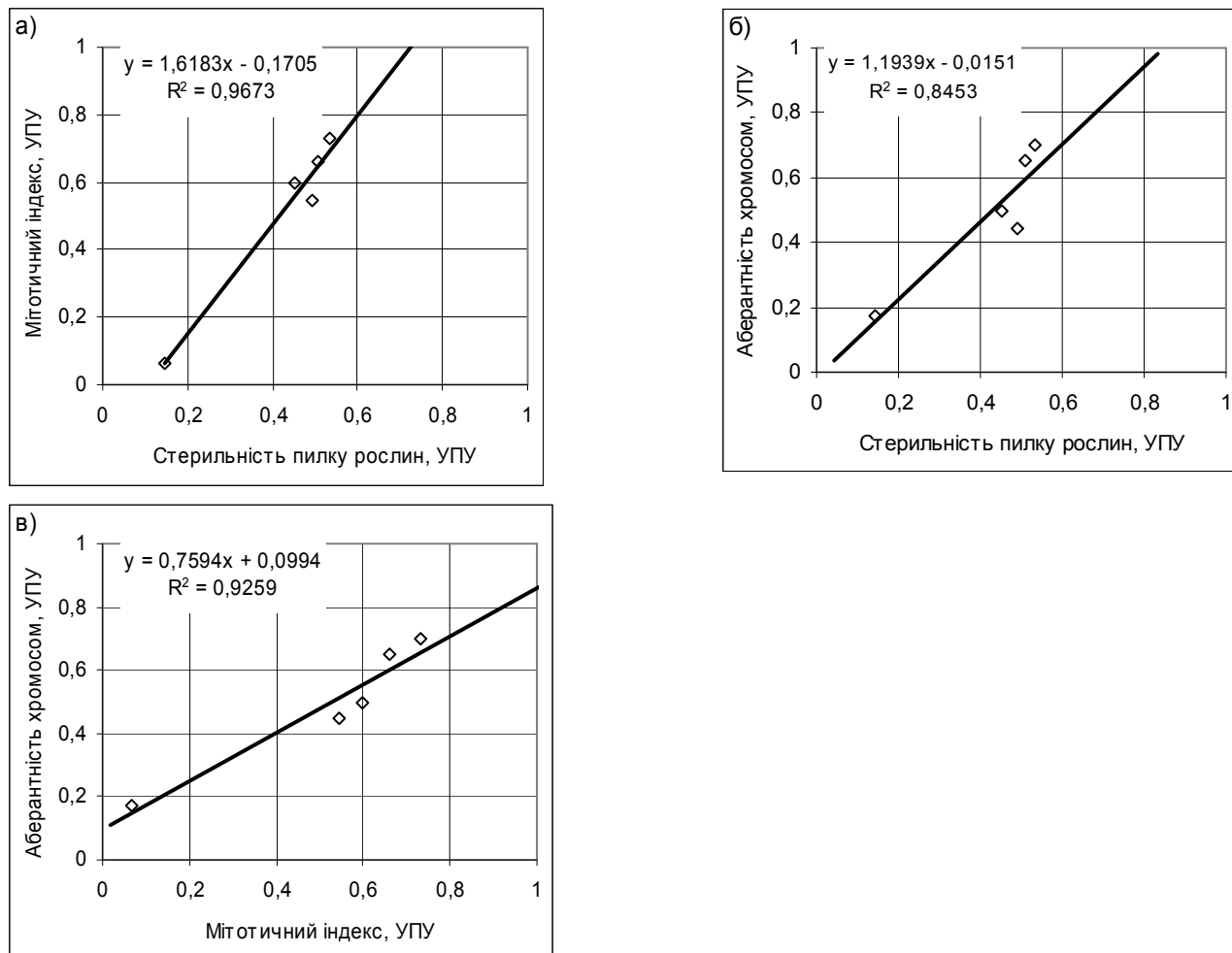


Рисунок 5.9 – Залежності між двома УПУ, визначеними за кожним з трьох запропонованих біотестів: а – мітотичний індекс і стерильність пилку рослин; б – аберантність хромосом і стерильність пилку рослин; в – аберантність хромосом і мітотичний індекс.

Подальший аналіз даних спрямований на встановлення залежностей різних складових показника здоров'я населення від отриманих оцінок стану довкілля за кожним з трьох запропонованих біотестів. Залежності будувалися, виходячи з гіпотези про їх експонентний характер, що відповідає природній, тобто фізичній суті більшості екологічних процесів і шуканих зв'язків. При цьому враховувалось,

що УПУ здоров'я практично ніколи не дорівнюють нулю, навіть при чистому довкіллі, та обмежені одиницею при такому ж граничному значенні УПУ за вибраним біотестом. При цьому припускалося, що характер зростання залежності має бути прогресивним, тобто вплив токсикантів на здоров'я має накопичувальний ефект. Відповідні залежності наведені на графіках (рис. 5.10, а, б, в).

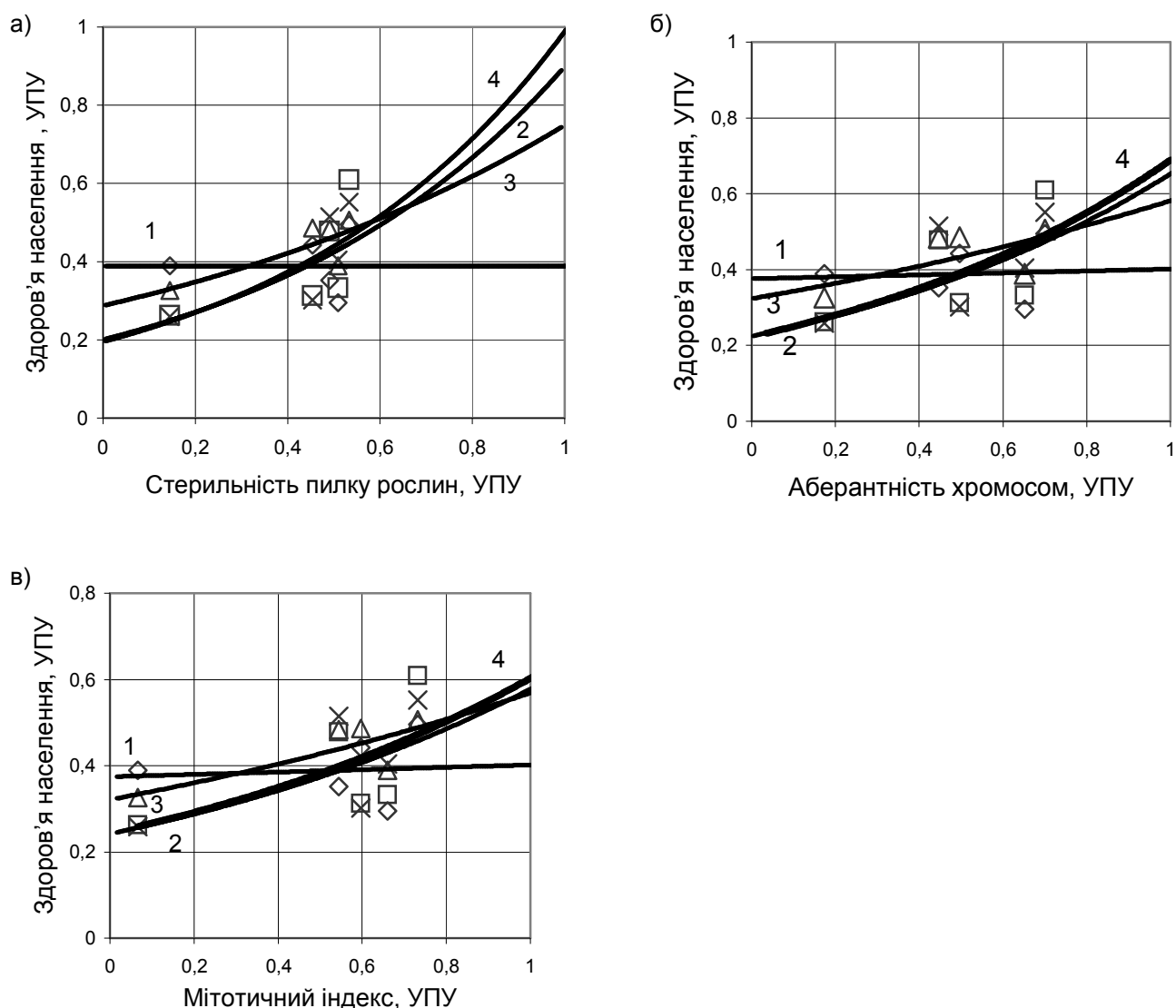


Рисунок 5.10 – Залежності різних показників здоров'я населення від оцінок стану довкілля за кожним з трьох запропонованих біотестів: а – стерильність пилку; б – аберантність хромосом; в – мітотичний індекс; 1– природний рух населення; 2 – генетичне здоров'я; 3 – здоров'я дитячого населення; 4 – здоров'я дорослого населення.

Як видно, забруднення довкілля не впливає на основні демографічні процеси, що, може бути зумовлено міграцією населення в регіони з розвинутою промисловістю, де завжди є потреба у здоровій робочій силі, незалежно від стану навколишнього середовища. Тому цей параметр (тренд 1) було виключено із подальшого аналізу закономірностей між станом здоров'я та станом довкілля, як неінформативний. Найбільшу чутливість, тобто величину зростання ушкодженості здоров'я від рівня забрудненості, дав тест стерильності пилку фітоіндикаторів, а найменшу – мітотичний індекс. Початковий рівень здоров'я населення за проведеними тестами змінювався приблизно в межах від 0,2 до 0,320 УПУ, а граничний – від 0,680 до 1,000 УПУ.

Відносно близький характер трендів 2-4 і скупченість даних указали на можливість побудови узагальненої залежності інтегрального здоров'я населення від інтегрального забруднення довкілля на основі паритетності трьох факторів здоров'я та трьох запропонованих біотестів. Ця залежність інтегрального здоров'я населення Y від рівня забруднення навколишнього середовища X була побудована з використанням усього масиву отриманих даних, окрім демографічних показників, і наведена математичною моделлю у вигляді

$$Y = Y_0 \cdot \exp(C \cdot X) = 0,2497 \cdot \exp(0,9984X), \quad R^2 = 0,604 \quad (5.11)$$

загальний вигляд якої наведено на рис.5.11.



Рисунок 5.11 – Залежність інтегрального здоров'я населення від інтегрального забруднення довкілля, оціненого за результатами біоіндикації

Аналіз отриманої залежності дозволяє зробити наступні узагальнення та висновки, які можуть бути використані для прогнозу здоров'я населення на основі даних біоіндикації стану навколишнього середовища:

1. Модель залежності інтегрального здоров'я населення від рівня забруднення навколишнього середовища, оціненого за біотестами ("Стерильності пилку рослин", "Величина мітотичного індексу" та "Аберантність хромосом"), у техногенно-навантажених промислових регіонах у вигляді експоненти загального виду з двома параметрами (Y_0 і C) адекватно описує вплив забруднення на здоров'я населення при середньоквадратичному відхиленні масиву експериментальних даних $\pm 23\%$.

2. Параметр Y_0 – характеризує рівень природної захворюваності населення в умовах навколишнього середовища, близьких до комфортних, і складає в умовних одиницях близько 0,25, тобто 25% хвороб зумовлено природою людини, а не забрудненням середовища.

3. Параметр C – характеризує інтенсивність росту захворюваності від забруднення навколишнього середовища і близький до одиниці, тобто інтегральний показник здоров'я змінюється за чисто експонентною залежністю від умовного показника забруднення, яку на практиці можна подати у вигляді математичної моделі

$$Y = 0,25 \cdot \exp(X), \quad (5.12)$$

що є чисельним вираженням встановленої закономірності та дозволяє оцінити та спрогнозувати стан забруднення довкілля та відповідного здоров'я населення, або навпаки за фактичним станом здоров'я оцінити екологічне становище відповідних територій. Характерно, що для прогнозу стану довкілля за показниками здоров'я населення можна використати ту ж саму модель у вигляді

$$X = \ln 4 \cdot Y \quad \text{або} \quad X = 1,39 + \ln Y \quad (5.13)$$

4. В області низьких значень умовного показника забруднення середовища X (початкова ділянка експонентної залежності) зміни стану здоров'я Y відносно невеликі, що пояснюється певною адаптацією населення до техногенних забруднювачів. Для оцінки граничного рівня адаптації населення до

забруднювачів проведемо дотичну до експоненти в початковій точці (тангенс кута нахилу дотичної дорівнює похідній від функції в тій же точці), що при $X=1$ досягне значення $Y \approx 0,5$, тобто інтегральний показник погіршення здоров'я складе близько 50 %.

Згадану дотичну можна назвати непрогресуючою залежністю здоров'я від забруднення, що показує, як би погіршувалося інтегральне здоров'я, якби воно змінювалося такими ж темпами, як з початку забруднення, характерного для експонентної функції в точці $X = 0$.

5. Оскільки фактичне погіршення здоров'я від забруднення середовища йде по прогресуючій (експонентній) залежності і відхиляються від дотичної у міру росту забруднення, граничне значення забруднення X оцінимо в точці досягнення експонентою рівня $X \approx 0,5$, що, у нашому випадку, відповідає значенню $X \approx 0,7$ і може бути прийнято як гранично допустиме значення (ГДЗ) інтегрального умовного показника забруднення навколишнього середовища, визначеного за біотестами "Стерильність пилку рослин", "Величина мітотичного індексу" та "Аберантність хромосом".

Таким чином, стан забруднення довкілля і відповідного здоров'я населення та прогноз цих показників можна забезпечити за даними генетичного здоров'я населення і тестів "Стерильність пилку рослин", "Величина мітотичного індексу" та "Аберантність хромосом".

5.4 Кірліан-графічна оцінка функціонального стану організму людини на промислових підприємствах

Вивчаючи несприятливу дію різноманітних факторів навколишнього середовища на здоров'я людини, екологічна наука використовує фізичні, хімічні, біологічні та інші засоби. Як правило, вони обмежені тим чи іншим конкретним фактором, що не дає змоги оцінити вплив на популяцію чи окремий організм взаємодії декілька шкідливих з них. З іншого боку, існують методи виявлення забруднення окремих екологічних факторів (наприклад, ґрунту), завдяки чому оцінюють взагалі несприятливий вплив на здоров'я людини території її

знаходження без аналізу стану окремих систем організму. Це не дає змоги провести більш специфічну профілактику захворювань у даної популяції людей. Тому в останній час більш уваги приділяється інтегративним методам в оцінці стану здоров'я населення.

Зміни навколишнього середовища впливають на біоенергетичні процеси в організмі. Тому для вирішення питання про виявлення інтегральної дії тих чи інших шкідливих факторів на організм людини в популяції і конкретно на індивід, на наш погляд, ретельної уваги заслуговують способи вивчення змін біополів людини в тих чи інших умовах існування. Закономірності, що установлені при цьому, дозволяють виявити негативний вплив існуючих несприятливих зовнішніх факторів. Знання про дію на здоров'я людини тих чи інших з них надасть змогу за отриманими даними припустити наявність конкретних. Це обумовить подальші більш специфічні дослідження на виявлення забруднення ними для надання своєчасних профілактичних заходів.

Наводимо результати спостережень закономірностей в змінах кірліан-випромінювань в залежності від умов праці та виду діяльності робітників на промисловому підприємстві

На приладі „Кірліан-фото” під час профогляду обстежили 151 робітників ГПНПК „Електровозобудування” в віці від 28 до 56 років без клінічних прояв хвороб на час обстеження. Із них пов'язані з науковою діяльністю були 31 чол. (1-а група), з заводоуправлінців – 82 чол. (2-а група), робітників цехів -38 чол. (3-я група). Більшість були жінки. Отримані результати доведені в табл. 5.33 та 5.34.

Таблиця 5.33 – Результати кірліан-графічного дослідження стану здоров'я працівників ГПНПК „Електровозобудування” (емоційна лабільність)

Параметри / Зони	1-а група		2-а група		3-я група		Всього	
	чол.	%	чол.	%	чол.	%	чол.	%
Виражена емоційна лабільність	10	32,2	31	37,8	12	31,5	53	35,1
Загальне електричне блокування	3	9,7	9	11,0	6	15,8	18	11,9
Секторальне електричне блокування:								
зона голови	10	32,2	26	31,7	11	28,9	47	31,1
сечова система	7	22,5	28	34,1	11	28,9	46	30,5
статева система	2	6,5	25*	30,5*	8	21,1	35	23,2
лімфоглоточне кільце	5	16,1	9	11,0	7	18,4	21	13,9
респіраторна сфера	2	6,5	10	12,2	5	13,2	17	11,3
товстий кишечник	5	16,1	13	15,8	6	15,8	24	15,9
хребет/нервова система	8	25,8	23	28,0	10	26,3	41	27,2
психіка	8	25,8	26	31,7	5	13,2*	39	25,8
гормональна сфера	8	25,8	21	25,6	6	15,8	35	23,2
гастродуоденальна зона	8	25,8	11	13,4	7	18,4	26	17,2
зона серця	2	6,5	8	9,8	1	2,6	11	7,3
судинна система	11	35,5	33	40,2	8	21,1*	52	34,4
гепато-біліарна система	7	22,5	24	29,3	9	23,7	40	26,5

Примітка: *- різниця статистично достовірна між 2-ю або 3-ю групами та 1-ою, ** - між 3-ю та 2-ю групами

Таблиця 5.34 – Результати кірліан-графічного дослідження стану здоров'я працівників ГПНПК „Електровозобудування” (інтоксикація)

Параметри / Зони	1-а група		2-а група		3-я група		Всього	
	чол.	%	чол.	%	чол.	%	чол.	%
Загальна інтоксикація	15	48,4	40	48,8	32	84,2*,* *	87	57,6
Сечова система	30	96,8	66	80,5*	36	94,7**	132	87,4
Статева система	26	83,9	64	78,0	36	94,7**	126	83,4
Лімфоглоточне кільце	30	96,8	63	76,8*	37	97,4**	130	86,1
Респіраторна сфера	25	80,6	55	67,1	34	89,5**	114	75,5
Товстий кишечник	24	77,4	57	69,5	35	92,0**	116	76,8
Хребет/нервова система	11	35,5	24	29,3	24	63,2*	59	39,1
Психіка	10	32,3	42	51,2	28	73,7*,* *	80	53,0
Гормональна сфера	11	35,5	36	43,9	26	68,4*,* *	73	48,3
Гастродуоденальна сфера	10	22,3	28	34,1	18	47,4	56	37,1
Зона серця	9	29,0	25	30,5	15	39,5	49	32,5
Судинна система	16	51,6	43	52,4	30	78,9*	89	59,0
Гепато-біліарна система	15	48,4	45	54,9	28	73,7*,* *	88	58,3

Примітка та ж.

З усіх аналізованих на кірліан-фотографії ознак найбільше серед обстежених працівників заводу зустрічались загальна інтоксикація (57,6%) та інтоксикація в секторах корони органів виведення речовин (сечова, респіраторна системи, товстий кишечник, гепато-біліарна система (печінка/жовчний міхур), імунітету

(лімфоглоточне кільце), регуляторних систем (психіка, гормональна, судинна, хребет/нервова система) – у 48,3%-87,4% обстежених. Такі зміни в короні випромінювання серед обстежених осіб свідчать про зниження рівня здоров'я працівників на заводі взагалі, наявність у половини з них хронічних хвороб, на що впливає і загальна екологічна забрудненість міста.

При порівнянні змін на кірліан-фотографіях працівників різних професійних підрозділів виявили наступні дані. Загальним для всіх порівняльних груп обстежених була наявність у третини робітників ознак виразної емоційної лабільності (32,2%, 37,8% і 31,5% відповідно). Випадіння енергоциркуляції в зонах психіки та судинної системи статистично достовірно частіше були у працівників наукових підрозділів та заводокерівництва. Це вірогідно пов'язано з більшим навантаженням у них ментальної і психологічної діяльності, що віддзеркалюється на функціях цих систем організму і збільшує ризик судинних захворювань, гострих кризових станів тощо (табл. 5.33, рис. 5.12, 5.13).

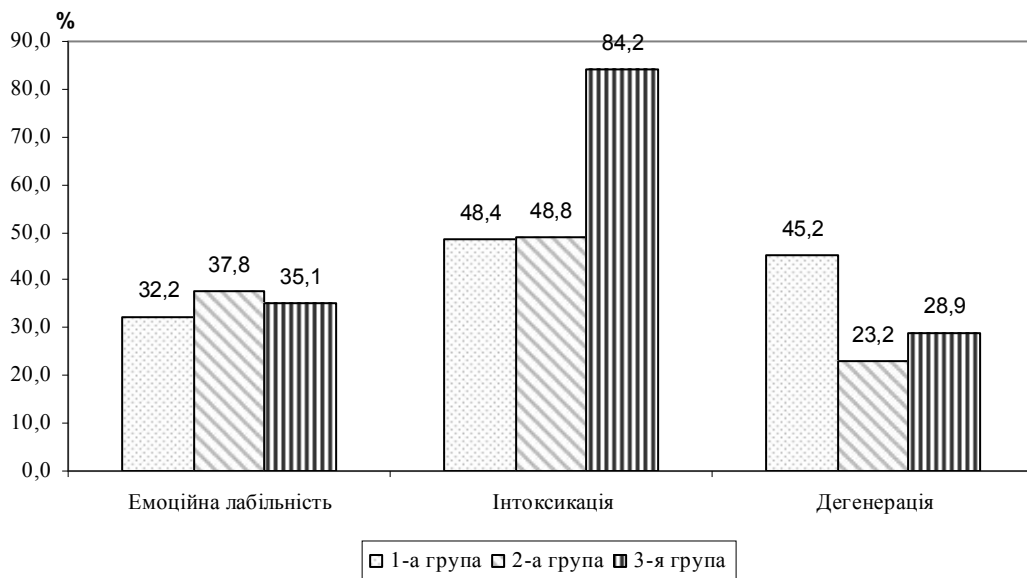


Рисунок 5.12 – Загальні результати кірліан-діагностики у працівників заводу ГПНПК „Електровозобудування”



Рисунок 5.13 – Частота зустрічаємості психоемоційної лабільності у працівників заводу ГПНПК „Електровозобудування”

У обстежених усіх груп поширена загальна інтоксикація. У працівників цехів (3-я гр.) вона зареєстрована майже вдвічі частіше і статистично достовірно перевищували показники 1-ої та 2-ої груп (48,4%, 48,8% і 84,2% відповідно) (табл. 5.34, рис. 5.12, 5.14).

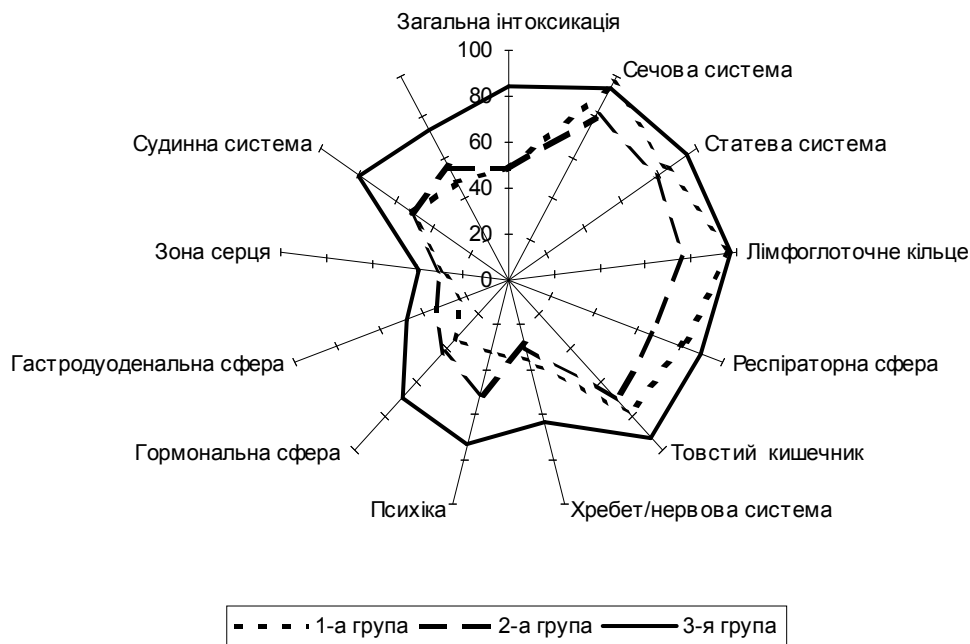


Рисунок 5.14 – Частота зустрічаємості інтоксикації у працівників заводу ГПНПК „Електровозобудування”

Досить високими у працівників усіх груп (близько і більше 70 %) були показники секторальної інтоксикації в зонах органів, пов'язаних з виведенням речовин з організму (сечова, статеві, респіраторні системи, лімфоглоточне кільце, товстий кишечник). Тобто була підвищеною їх функція детоксикації. У половини обстежених спостерігали ознаки інтоксикації і в зоні гепато-біліарної системи (печінки та жовчного міхура). Статистично більшими перелічені показники були у робітників цехів (3-я гр.). Це демонструє більшу схильність до запальних процесів у них перелічених органів, що може призвести до гострих респіраторних захворювань, циститів, аднекситів тощо. Слід зауважити про негативну тенденцію серед аналізованих показників у наукових співробітників (1-а гр.), хоча на відміну від робочих цехів вони безпосередньо із шкідливими факторами спілкуються не постійно. Більш розповсюдженими у працівників 3-ої групи ніж у групах 1 і 2 були інтоксикаційні зміни в області хребет/нервової, судинної систем, психіки, гормональної сфери, що відбиває більш важкий ступінь у них патологічного процесу та більший ризик його клінічних проявів.

У людей 1-ої групи спостерігали більш частіший дегенеративний тип випромінювання ніж в 2-ій та 3-ій групах взагалі та в окремих секторах корони, які відносяться до життєво важливих органів та систем організму (табл. 5.35, рис. 5.15). Такими були області голови, судин, серця, психічної та гормональної регуляції. Порушення енергоциркуляції можуть свідчити про схильність до склеротичних змін в цих тканинах та розвитку серцево-судинних чи судинних хвороб мозку. Значно високою була частота зустрічаємості дегенеративного типу випромінювання в області хребет/нервової системи у працівників 1-ої та 3-ої груп. У 2-ій групі вона була статистично рідшою ніж у осіб 1-ої групи. Зміни в зоні хребет/нервової системи відображають остеохондроз, який може сприяти розвитку судинних хвороб мозку.

Таблиця 5.35 – Результати кірліан-графічного дослідження стану здоров'я працівників ГПНПК „Електровозобудування” (дегенерація)

Параметри / Зони	1-а група		2-а група		3-я група		Всього	
	чол.	%	чол.	%	чол.	%	чол.	%
Загальна дегенерація	14	45,2	19	23,2*	11	28,9	44	29,1
Зона голови	13	41,9	15	18,3*	10	26,5	38	25,2
Зона серця	16	51,6	25	30,5*	11	28,9	52	34,4
Хребет/нервова система	21	67,7	32	39,0*	20	52,6	73	48,3
Грудна клітина	14	45,2	25	30,5	12	31,6	51	33,8
Судинна система	16	51,6	13	15,9*	9	23,7	38	25,2
Психіка/гормональна сфера	12	38,7	14	17,1*	9	23,7*	37	24,5

Примітка та ж.

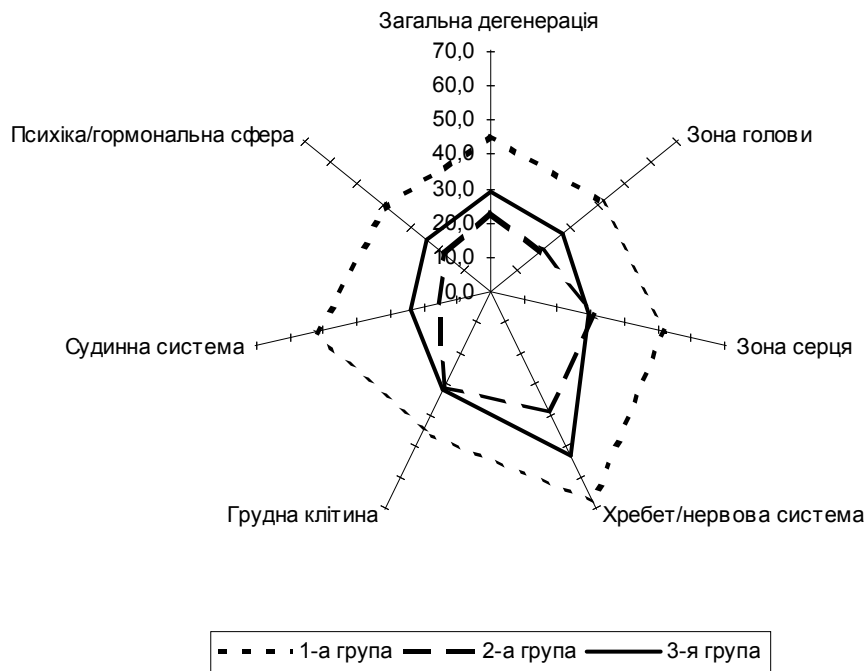


Рисунок 5.15 – Частота зустрічаємості дегенеративного типу випромінювання у працівників заводу ГПНПК „Електровозобудування”

Таким чином обстеження робітників ГПНПК „Електровозобудування” запропонованим методом виявило, що близько 80% з них мають той чи інший несприятливий фон для клінічного розвитку процесів інтоксикації, хвороб, пов'язаних з запальними чи склеротичними та обміно-дистрофічними процесами в тканинах. Отримані результати свідчать про високий ризик судинних хвороб у всіх обстежених групах. Причому, якщо в 2-ій групі вони більш вірогідні на фоні емоційної лабільності, то у працівників 3-ої – за рахунок інтоксикації та структурних змін хребта (остеохондроз чи інше). У 1-ій групі – як прояви тенденцій до розвитку склеротичних змін у тканинах, насамперед серцево-судинної системи, розладів нервової та ендокринної систем.

За отриманими результатами сумісно з кафедрою фармацевтичної хімії інституту підвищення кваліфікації лікарів ім. Шупика було розроблено і запропоновано програми щодо оздоровлення робітників заводу з врахуванням специфіки промислової діяльності.

При виявленні стійких та значних змін в короні випромінювань прицільно призначались додаткові лабораторні та інструментальні методи дослідження. Такий підхід в виявленні хвороб під час профоглядів робітників підприємства дозволив економити трудовитрати лабораторій, кошти заводу та час обстеження, знизити психологічну травматичність працівника, своєчасно надати медичну допомогу.

Таким чином, використаний нами метод кірліан-графії на приборі „Кірліан-фото” Дніпропетровського виробництва дозволяє зробити інтегративну оцінку стану здоров'я працівників промислового підприємства, виявити особливості його відповідно умовам праці, тенденцію до розвитку тих чи інших хвороб, що дає змогу розроблення більш доцільних оздоровлюючих програм.

Цей метод на нашу думку є потрібним при обстеженні робітників під час профоглядів, а також населення, що проживає в екологічно забруднених районах, як експрес метод інтегрального аналізу функціонального стану людини для оцінки екологічної безпеки, своєчасного медичного втручання, проведення профілактичних закладів.

Попередній аналіз отриманих нами результатів кірліан-графічного дослідження у працівників промислових підприємств показав переважним різний тип випромінювання залежно від підприємства. Тобто він дає змогу вивчати вплив тих чи інших промислових факторів на стан здоров'я робітників і своєчасно створювати відповідні екологічні умови праці.

РОЗДІЛ 6

ЗМЕНШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ БІОТИ ТА НАСЕЛЕННЯ В ТЕХНОГЕННО-НАВАНТАЖЕНИХ РЕГІОНАХ

Високий рівень забруднення об'єктів навколишнього середовища та підвищений мутагенний фон досліджуваних територій обумовлює необхідність проведення реабілітаційних заходів, спрямованих на підвищення захисних функцій організму. Досягти цієї мети можливо двома шляхами (рис. 6.1): за рахунок зменшення негативного впливу забруднювачів різних об'єктів довкілля на організм людини і на основі застосування природних адаптогенів (фіто- і апіпродуктів, тканинних і гумінових препаратів та ін.).

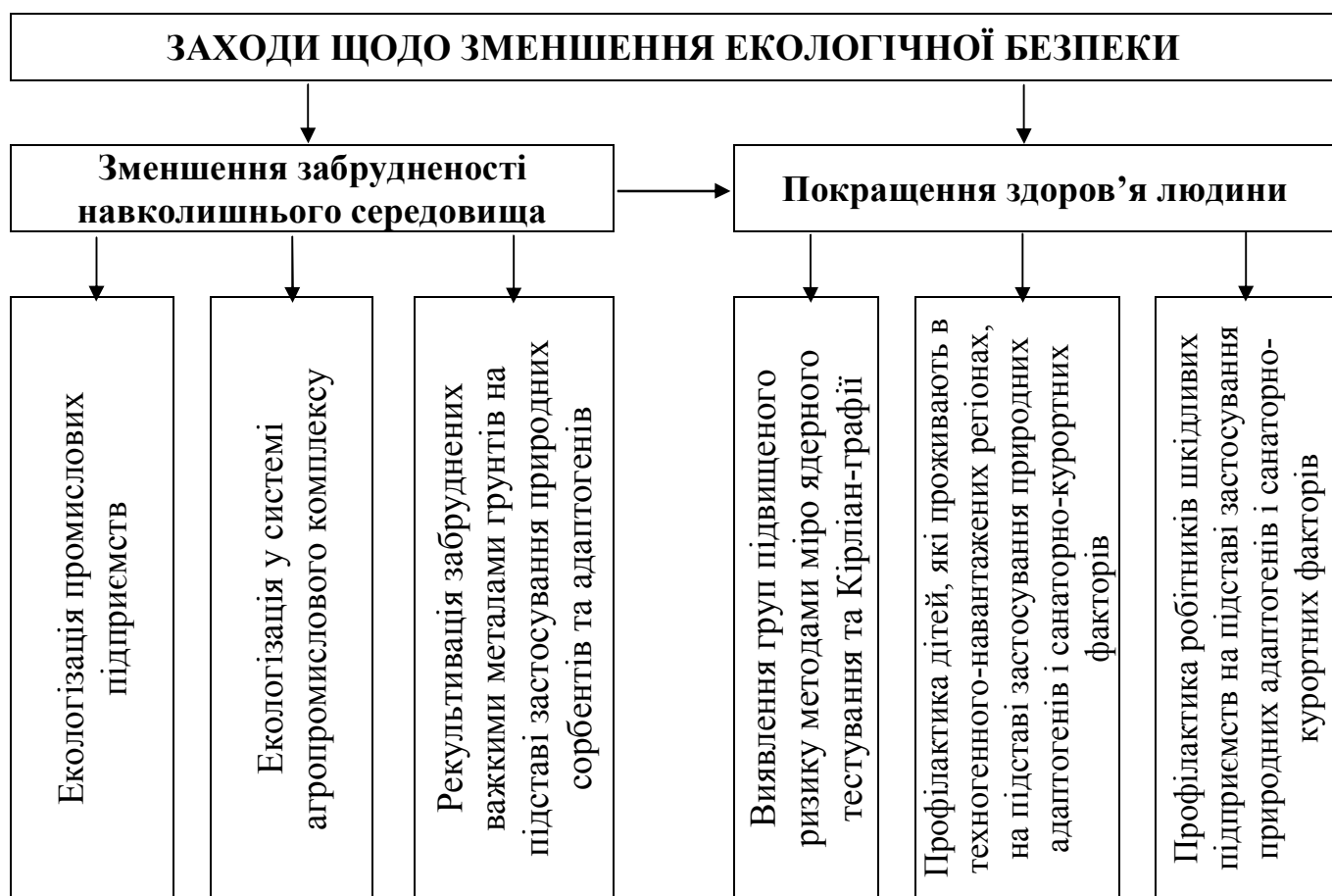


Рисунок 6.1 – Схема заходів щодо зменшення екологічної небезпеки

6.1 Засоби реабілітації ґрунтів забруднених важкими металами

У результаті проведених досліджень техногенно-навантажених міст Дніпропетровської області виявлені території з високим рівнем токсико-мутагенної активності ґрунтів і підвищеним вмістом рухомих форм важких металів (ВМ). Хімічне забруднення ґрунтів важкими металами на територіях з високим рівнем техногенного навантаження є актуальною проблемою сьогодення. Характерною особливістю ґрунтів є те, що забруднення переміщуються в них природним шляхом значно повільніше, ніж у других геосферах, у наслідок чого, вони акумулюють трансформовані забруднюючі речовини, які нерідко бувають ще токсичнішими, ніж вихідні забруднювачі, потім ці речовини потрапляють в атмосферне повітря, поверхневі й ґрунтові води та ґрунти, з яких переходять у рослини, а далі через ланцюги живлення – в організм тварин і людей. Отже, виникає необхідність попередити транслокацію ВМ за ланцюгами живлення, тим самим захистити біоту та населення, що проживає в межах активного техногенезу, від негативного впливу потенційно токсико-мутагенних об'єктів довкілля.

6.2 Методи детоксикації і рекультивації ґрунтів

Зниження рівня екологічної небезпеки від забруднення ґрунтів ВМ можливо здійснити за рахунок обмеження їх надходження із ґрунтів до рослин та організму людини. Хімічне забруднення та деградація ґрунтів представляють особливу проблему, тому що ґрунти повільно накопичують забруднюючі речовини, виконуючи при цьому протекторні функції у відношенні інших природних об'єктів. Протекторні функції полягають у здатності ґрунтів захищати підземні води від хімічного забруднення, утримувати поліюанти, зв'язувати метали в малорухомі та недоступні рослинам форми, захищаючи рослини від потрапляння в неї токсикантів.

Але, виконуючи цю захисну роль, ґрунти поступово, усе в більшій мірі самі піддаються забрудненню, і на деякому етапі досягаються такі рівні, коли ґрунтовий покрив вже не може утримувати поліюанти та стає джерелом забруднення, або руйнується зовсім. Для відновлення ґрунтів застосовуються

різні методи, спрямовані в основному на зниження токсичності та присутності ВМ [172].

Проблема реабілітації земель, забруднених ВМ дуже актуальна в багатьох країнах світу. Аналіз літературних джерел не виявив жодної універсальної методики швидкої рекультивациі сильно забруднених мікроелементами ґрунтів. Дія кожного методу обробки залежить від властивостей ґрунту, головним чином від катіонообмінної ємності та від реакції рослин, крім того ефективність методів відновлення ґрунтів визначається властивостями, рівнем і природою їхнього забруднення.

Одне з найважливіших місць у детоксикації ВМ займає внесення вапна та фосфатів з добавкою органічних речовин. Застосування вапна приводить до підвищення рН ґрунту та не завжди дає очікуваний результат – іммобілізацію мікроелементів. Метали, що присутні в ґрунті переважно в формі високомолекулярних органічних хелатів, можуть мати високий рівень розчинності навіть після сильного вапнування. Таке явище встановлене в основному для Cu, Zn і Cr [173]. Однак у більшості випадків вапно та фосфати досить істотно знижують вміст ВМ у рослинах.

Істотне значення має перерозподіл забруднювачів за профілем ґрунту в момент механічної обробки. Звичайна оранка ґрунту відвальним плугом є досить ефективним прийомом, який можна виконати звичайною сільськогосподарською технікою, що дозволяє переміщати поверхневий шар ґрунту товщиною 5 – 7 см на глибину 20 - 25 см. Ще краще використовувати спеціальну техніку для зняття та видалення верхнього забрудненого шару ґрунту, але при цьому виникають нові джерела забруднення в місцях їх складування і знижується родючість ґрунту в зв'язку з видаленням верхнього родючого шару. Для очищення ґрунту від ВМ і органічних забруднювачів часто застосовуються методи, засновані на екскавації забрудненого шару, що піддають подальшій екстракційній або термічній обробці [174, 175]. Однак, ці методи вимагають складного технічного оснащення і, як наслідок, є досить дорогими, більш того, застосування цих методів також приводить до втрати родючості ґрунту.

Найбільш значимими факторами, що підвищують стійкість ґрунтів до забруднення ВМ, є збільшення їхньої поглинальної здатності і рН за рахунок внесення меліорантів органічного та мінерального походження (торф, лігнін, гній, рослинні компости, вапно, глина, цеоліти й ін.) [176].

Природні цеоліти – гідроалюмосилікати каркасної будови, що мають порожнини та канали молекулярного розміру, достатній рівень сорбційної ємності забруднювачів, джерелом елементів харчування, і є чинником поліпшення фізичних властивостей ґрунтів. Виявлено, що низькі дози цеолітів (5 і 10 г/кг ґрунту) практично не зменшують вміст рухомих форм ВМ, високі ж – 35 – 50 г/кг – істотно зменшують кількість Zn і Pb у ґрунті. Кадмій, який є найбільш токсичним і лабільним з вивчених ВМ, слабо поглинається цеолітами, які великих дозах погіршують живильний режим ґрунтів [177].

Природні сорбенти відіграють важливу роль у трансформації і рухомості ВМ у ґрунті. Аналіз вітчизняного та зарубіжного використання глинистих адсорбентів для відновлення властивостей, запобігання забруднення ґрунту та в інших природоохоронних заходах узагальнено в [178]. Так на базі ЗАО "Кримвтормет" проводилися експерименти з використання бентонітової суспензії для санації території забрудненої ВМ [179]. Суспензія, виготовлена на основі кила різної консистенції (різна концентрація глини та води) і нанесена на забруднену поверхню, створює дезактивоване глинисте покриття. При взаємодії даного покриття з ВМ, радіонуклідами та іншими забруднювачами відбувається захват нефіксованих форм глиною. Забруднюючі частки закріплюються у шарі глинистого покриття. Отримані результати свідчать про те, що плівка суспензії бентоніту захватує ВМ у значній кількості, іноді перевищуючі в 200 разів початковий вміст у бентоніті, причому найбільш ефективно поглинаються свинець, цинк і нікель.

Ефективність сорбційних властивостей глинистих мінералів засвідчено в [180], де льосовими суглинками, які представлені в основному глинистою фракцією, відбувається поглинання тритію у твердій мінеральній фазі. Таким чином, глинисті мінерали (у даному випадку каолінит, монтморилоніт,

гідрослюда) виконують функцію геолого-геохімічного бар'єру на шляху міграції тритієвого забруднення. Велика потужність, особливості структури та речового складу льосовидних суглинків сприяли повільній інфільтрації ґрунтових вод, у процесі якої реалізувалася можливість протікання тривалих процесів сорбції тритію мінеральною середою.

За даними [181], застосування органічних добрив на ґрунтах, забруднених солями ВМ, сприяє зменшенню рухомості поллютантів і їхньому надходженні в рослини. Утворені органо-мінеральні з'єднання мають низьку розчинність, однак у деяких випадках такого ефекту не спостерігається.

Великий практичний інтерес у відновленні техногенно-забруднених земель представляють програми та рекомендації словацько-російських дослідників [182]. Найбільшої уваги здобула двох етапна програма відновлення забруднених ґрунтів тривалістю 3 – 8 років. На першому етапі рекультивації ґрунтів рекомендовано засаджувати культури здатні акумулювати токсичні елементи, при одночасному проведенні штучного підкислення ґрунтів шляхом внесення фізіологічно кислих добрив. При досягненні рівнів забруднення ґрунтів і рослин нижче ГДК починають другий етап, який включає застосування органічних і мінеральних добрив і вапнування.

У роботі [183] показано, що можливість поглинання рослинами ВМ, що знаходяться у виді вільних іонів у ґрунтовому розчині, й у виді обмінних катіонів у твердій фазі ґрунту, і накопичення поллютантів у їх вегетативній масі може бути використана для очищення ґрунту від підвищених концентрацій забруднювачів. Так, у вегетаційних польових дослідках і польових спостереженнях у зоні впливу підприємства кольорової металургії була виявлена група рослин з відносно високим коефіцієнтом біологічного поглинання міді і нікелю (салат зелений із коефіцієнтом біологічного поглинання міді та нікелю відповідно рівними 1,31 і 1,05; щавель – 0,58 і 0,78).

Рослини сильно відрізняються за здатністю поглинати та накопичувати ВМ. Деякі рослини здатні поглинати настільки велику кількість ВМ, що їх можна використовувати для очищення ґрунтів від забруднення їх ВМ [184]. Наприклад,

для вилучення з ґрунту селену можна використовувати астрагал, акацію, гірчицю білу, а сахалінська гречка здатна поглинати велику кількість свинцю, кадмію й інших ВМ, польова гірчиця здатна поглинати до 60 % селену при його вмісті 3,5 мг/кг ґрунту, провівши досліди з горцем, гречкою, щавлем також відзначають можливість використання посіву цих рослин, для поглинання важких металів, зокрема кадмію [185]. У роботі [186] показано, що амарант і редька олійна є найбільш перспективними при проведенні санації і детоксикації дерено-підзолистого супіщаного ґрунту з токсичним вмістом ВМ. На даний момент накопичена значна інформація про здатність різних культур поглинати ВМ, проте, недостатньо інформації про транслокацію ВМ у різні рослини при збільшенні вмісту ВМ у ґрунті та зміні його хімічних і біологічних властивостей.

Авторами роботи [187, 188] запропоновано спосіб хімічного зв'язування рухомих форм ВМ у нерозчинні сполуки за допомогою сорбент-меліорантів K_2CO_3 і K_2S . Внесення у ґрунт розчинів цих сполук збільшує запаси доступного для рослин калію і знижує вміст у ньому рухомих форм ВМ за рахунок їх хімічного осадження з утворенням майже нерозчинних стійких сульфідів і карбонатів. Перед проведенням рекультивації ґрунтів, забруднених ВМ, визначають вміст полютантів і, згідно з реакцією обміну, розраховують необхідну кількість сульфіду або карбонату калію, враховуючи коефіцієнт адсорбції ґрунтово-поглинального комплексу. Аерогенне внесення водних розчинів K_2CO_3 або K_2S , взятих у необхідних кількостях, проводять навесні під передпосівну культивування наземними обприскувачами з нормою витрати бакової суміші 300 л/га з подальшим загортанням у ґрунт паровим культиватором КПС-4. Проведені польові досліди показали, що вміст рухомих форм Cd у ґрунті під впливом внесення K_2CO_3 і K_2S зменшувався на 48-51%, а Pb - на 45-49%.

Таким чином, проведений аналіз виявив відсутність універсальної методики для швидкої рекультивації ґрунтів, сильно забруднених мікроелементами. Дія кожного методу обробки залежить від властивостей ґрунту та від особливостей, рівня і природи їх забруднення. Крім того ці методи вимагають використання складного технічного оснащення, застосування значних обсягів меліорантів

органічного або мінерального походження, попереднього дослідження концентрацій ВМ у ґрунтах і, як наслідок, є досить дорогими. Крім того, застосування цих методів може змінювати рН ґрунту, їх механічний склад, погіршувати живильний режим ґрунтів і можуть приводити до зменшення їх родючості. Тому для санації ґрунтів необхідно використовувати речовини, які є характерним і необхідним компонентом ґрунтів, наприклад гумінові речовини, які є досить перспективними для спрямованого відновлення антропогенно забруднених ґрунтів.

6.3 Методи застосування гумінових речовин задля детоксикації і рекультивації ґрунтів

Одним з перспективних методів обмеження надходження ВМ із ґрунтів до рослин і організму людини є використання природних адаптогенів, до яких відносяться гумінові сполуки. Це пояснюється тим, що фізіологічно активні гумінові препарати мають високі сорбційні властивості та при взаємодії з рухомими формами ВМ, утворюють слабо розчинні металоорганічні комплекси. При цьому значно знижується рухомість ВМ в об'єктах навколишнього середовища та зменшується їх негативна біологічна активність. Виконуючі найважливіші протекторні функції у біосфері, гумінові сполуки сприяють блокуванню шляхів міграції ВМ у екосистемах, виконують радіомодифікуючу дію та зменшують чисельність порушень у клітинах живих організмів [189, 190].

Відомий спосіб детоксикації і рекультивації ґрунтів [191], заснований на внесенні у ґрунти гумінового сорбенту в ефективній кількості. При цьому перешкоджається поглинання рослинами іонів металів і забруднюючих органічних сполук, забезпечується вологоутримання ґрунту і в результаті підвищується його родючість.

За даними [192] детоксикації земель і рекультивації ґрунтів, що містять токсичні сполуки відбувається шляхом внесення до земель і ґрунтів водорозчинних гумінових кислот, значення рН яких відповідає наступній умові: $pH \geq [(100 - W^1) / 25 + 2]$, де W^1 – вологість ґрунтів і земель, що підлягають

рекультивациі, мас.%. Гумінові кислоти хімічно зв'язують токсичні речовини, що містяться у землях і ґрунтах, з утворенням нерозчинних у воді сполук, забезпечуючи, таким чином, відновлення забруднених ґрунтів.

Для відновлення порушених Нижньоамурським гірничо-збагачувальним комбінатом земель використовували прискорений метод рекультивациі, технологія якого передбачає внесення культур мікроорганізмів і гумінового препарату на поверхню розкритих порід з наступним посівом бобово-злакової травосуміші [193]. Застосування даної технології сприяло швидкому утворенню в субстраті органічної речовини і відновленню біологічної активності.

У роботі [194, 195] для охорони і відновлення навколишньої природного середовища на нафто- і газодобувних підприємствах використовували гуміномінеральний меліорант, виготовлений з відпрацьованих бурових розчинів з додаванням у нього гуміно-мінерального концентрату. Винахід дозволяє забезпечити більш повне використання відпрацьованих бурових розчинів, їх детоксикацію та відновити родючість ґрунтів.

Для санації забруднених ґрунтів і детоксикації відходів гірничопромислового комплексу [196] вносили в ґрунти гумінові речовини, в якості яких використовували гуміно-мінеральний реагент, що містить гумінові кислоти і солі гумінових кислот, природно-гідратовані гумінові кислоти, гідролізовані гумінові кислоти, гідратовані та гідролізовані гуміно-мінеральні і мінеральні комплекси вихідних гуматів і каустобиолітів вугільного ряду, хімічно зв'язані з природно-гідратованими гуміновими лугами, і отримані шляхом гідратації гуматів і каустобиолітів вугільного ряду при їх змішуванні з водою та гідролізі кислот. Гуміно-мінеральний реагент вносять у ґрунт у кількості від 0,1 до 5% і перемішують із ґрунтом на глибину коренаселеного шару - оранням, дискуванням чи розпушуванням.

Таким чином, внесення у ґрунти гумінового сорбенту дозволяє хімічно зв'язувати токсичні речовини, що містяться у ґрунтах з утворенням нерозчинних у воді сполук, перешкоджати поглинанню рослинами іонів металів та забруднюючих ґрунт органічних сполук; забезпечити вологоутримання ґрунту. У

результаті ефективної детоксикації порушених ґрунтів спостерігається підвищення його родючості. Недоліками вищенаведених способів є складність технологій при застосуванні яких не спостерігається можливість зниження мутагенності деградованих ґрунтів.

6.4 Використання природних адаптогенів для санації об'єктів довкілля, ушкоджених дією техногенних чинників

Нами був розроблений спосіб детоксикації ґрунтів [197], в якому шляхом введення інших технологічних параметрів забезпечується прискорення процесів відновлення природних властивостей деградованих ґрунтів, незалежно від їх виду (чорноземні, лугові, підзолисті, дернові й ін.), при чому спостерігається можливість одночасного зниження їх токсичності та мутагенності.

Спосіб реалізується наступним чином: спочатку готують матковий 1,0% водний розчин гумату натрію при температурі води 95оС. Переважніше використовувати гумат натрію безбаластовий. Розчин для обробки забруднених ґрунтів готують шляхом розбавлення маткового розчину до концентрації 0,01-0,05% водою кімнатної температури, контролюючи рН у діапазоні 7,5-8,0.

На обраній ділянці розчин гумату натрію рівномірно розподіляють по оброблюваній поверхні ґрунту до отримання вологості 70%. Перед внесенням розчину доцільно розпушити ґрунт на глибину корененаселеного шару.

Можливість зниження токсико-мутагенної активності ґрунтів забруднених ВМ, з використанням 0,01% розчину гумату натрію, проводилася у лабораторних умовах. Зразки ґрунтів відбиралися в різних за рівнем забруднення ґрунтів містах Дніпропетровської і Донецької областей: Дніпропетровськ – гранітне родовище, Жовті Води – уранове родовище та Селідово – вугільне родовище.

Оцінка рівня зниження токсичності та мутагенності ґрунтів проводилась з використанням Allium-тесту. Встановлено, що в багатьох з досліджених варіантів спостерігається зниження інтенсивності мітотичної активності та підвищення частоти зустрічаємості аберантних хромосом у порівнянні з контролем, що свідчить про токсичну та, відповідно, мутагенну активність ґрунтів на територіях,

що піддаються впливу діяльності гірничодобувних підприємств. При обробці цих ґрунтів, 0,01% розчином гумату натрію майже в усіх варіантах дослідження відбувається статистично достовірне зниження токсичності та мутагенності в порівнянні з необробленими ґрунтами. Більш того, у 50% випадків спостерігається зниження токсичності та мутагенності оброблених ґрунтів до рівня контролю, тобто відбулося відновлення природних властивостей деградованих ґрунтів.

На рис. 6.1 і 6.2 показано зниження токсичності та мутагенності ґрунтів при обробці 0,01% розчином гумату натрію. Як видно з рис. 5.1, залежність зниження рівня токсичності ґрунтів при обробці розчином гумату натрію наближена до лінійної і може бути представлена рівнянням $y=0,52x+76,68$ ($R^2=0,75$).. При цьому, чим вище рівень токсичності деградованих ґрунтів, тим вище ефективність застосування цього природного адаптогену.

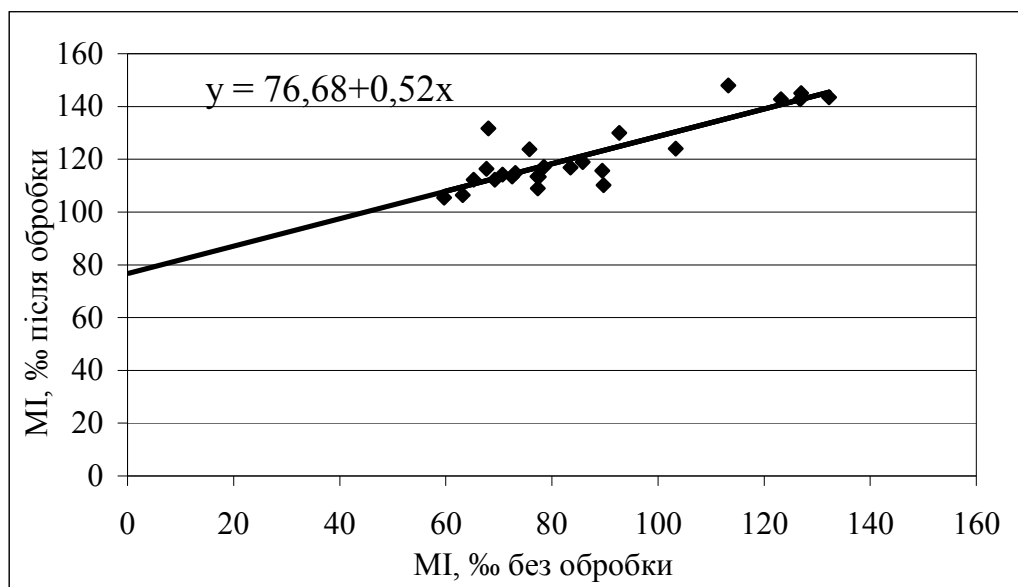


Рисунок 6.1 – Зниження токсичності ґрунтів при обробці 0,01% розчином гумату натрію

Даний рисунок також наявно ілюструє ефективність обробки забруднених ґрунтів природним адаптогеном. Залежність зниження рівня мутагенності також має лінійний характер і описується рівнянням $y=0,23x+1,96$ ($R^2=0,59$). Інтенсивність зниження мутагенності при обробці гуматом натрію залежить від

рівня мутагенності забруднених ґрунтів.

Таким чином, при використанні природних матеріалів відмічається статистично достовірне зниження токсичності та мутагенності забруднених ґрунтів при високому рівні достовірності ($\alpha=0,01$),

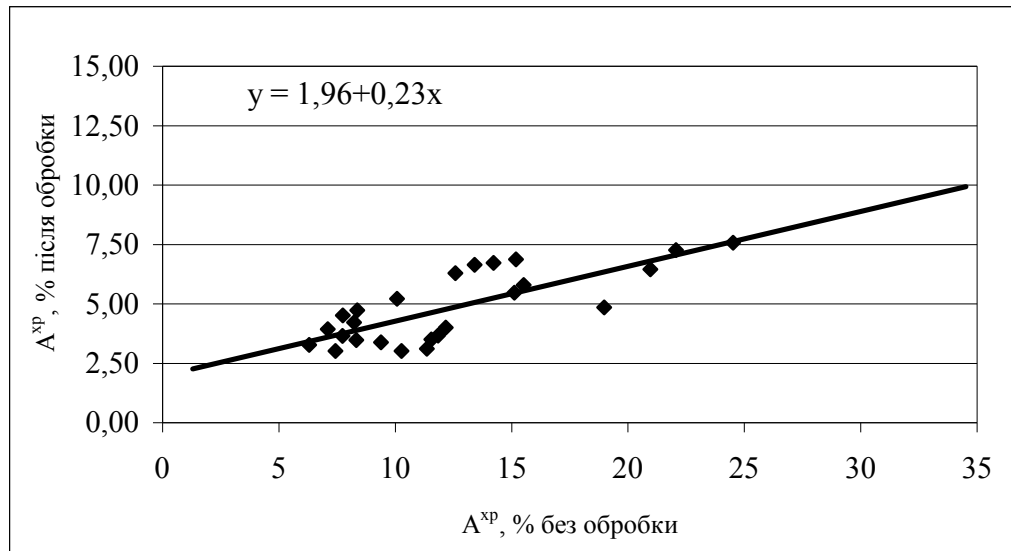


Рисунок 6.2 – Зниження мутагенності ґрунтів при обробці 0,01% розчином гумату натрію

Таким чином, запропонований нами спосіб порівняно з існуючими має суттєві переваги, бо, по-перше, забезпечує значне зниження токсичності та мутагенності ґрунтів, а по-друге, є менш трудомістким і ресурсовитратним, що підтверджує його технологічну й економічну доцільність і спрощує технологію відновлення природних властивостей ґрунтів.

Усе вище наведене, свідчить про те що гумінові речовини є досить перспективними для спрямованої санації забруднених ґрунтів, у результаті антропогенної діяльності людини.

6.5 Реабілітація організму людини природними фізіологічно активними речовинами та цитогенетична оцінка її ефективності

Для оцінки ефективності реабілітації адаптогенами організму людини, ушкодженого дією шкідливих екологічних і виробничих факторів, використовували результати мікроядерного тестування. В якості адаптогенів для

реабілітації ушкоджених організмів застосовували: гумінат, вітамінні комплекси, фіточаї, мед, прополіс, апілак та природнокліматичні фактори санаторно-курортних центрів АР Крим (фітоцентр УААН, Ялта; санаторій “Маяк”, м. Євпаторія). Дослідження проводили на дитячому і дорослому населенні міст Дніпропетровськ, Марганець і Чернігів.

Встановлено, що найбільшою мірою проявилися генетичні порушення в клітинах підлітків, що проживають на території, яка зазнала значного впливу радіонуклідних викидів внаслідок аварії на ЧАЕС – м. Чернігові. З двох промислових центрів Дніпропетровської області більш високий рівень генетичних ушкоджень відзначений у дітей м. Марганця. Досить високим рівнем цитогенетичних порушень, не залежно від статі, характеризується контингент дорослих – група працівників шкідливого виробництва м. Дніпропетровська – ВАТ “Дніпрошина”.

В усіх досліджених групах застосування природних адаптогенів у системі комплексної реабілітації ушкоджених організмів призвело до поліпшення цитогенетичного статусу ($p < 0,01$). Так, у містах Дніпропетровськ і Марганець цитогенетичний стан організму дитини, визначений як “конфліктний” і “загрозливий”, відповідно, після проведення оздоровчих курсів було поліпшено до “насторожуючого”. Аналогічна тенденція, але більшої ефективності, отримана в групі підлітків з м. Чернігова, що оздоровлювалися у санаторії “Маяк” (м. Євпаторія). Під впливом комплексного реабілітаційного курсу їх “критичний” стан за мікроядерним тестом був поліпшений до “конфліктного”. Такий же високий ефект реабілітації спостерігався на дорослих – робітниках шкідливого підприємства. Так, їх “загрозливий” стан за цитогенетичним статусом, індукований дією шкідливих виробничих факторів, був поліпшений завдяки дії адаптогенів до “насторожуючого”.

Слід відзначити, що ці експерименти проводили спільно з співробітниками медичних закладів, які в того ж контингенту обстежених виявили посилення захисних функцій імунної системи, поліпшення основних фізіологічних показників, а також пролонгований оздоровчий ефект [213]. Так, у дітей з

рецидивуючими бронхітами після оздоровчого курсу в найближчий осінньо-зимовий період в 1,5 рази знижувався рівень гострих респіраторних захворювань. За цими даними отримано патент на застосування гумінату в якості імуннокоректору для лікування хворих за вторинними імунними порушеннями [232].

Таким чином, зменшення цитогенетичних пошкоджень в організмі людини, викликаних дією шкідливих екологічних і виробничих факторів, можна досягти на основі застосування препаратів природних адаптогенів та їх сполучення зі сприятливими екологічними умовами санаторно-курортних комплексів.

Отримані дані можуть бути застосовані при обґрунтуванні та розробці Програм щодо реабілітації здоров'я населення техногенно навантажених територій

ВИСНОВКИ

1. Проведений аналіз літературних даних щодо можливості зменшення забруднення навколишнього середовища та його негативних наслідків свідчить про те, що система екологічного контролю потребує вдосконалення на підставі застосування тест-систем раннього попередження в екологічному моніторингу. Це надасть можливість встановити рівень техногенного навантаження на об'єкти довкілля і здоров'я людини, а також визначити рівні екологічної небезпеки для людини та біоти.

2. Визначення пріоритетних забруднювачів довкілля можливо здійснювати не тільки за рівнями ГДК або ГДВ забруднюючих речовин, але і за фактичним станом здоров'я населення і об'єктів довкілля (атмосфери, води та ґрунтів) які визначаються методами біоіндикації.

3. За допомогою цитогенетичних методів біоіндикації можливо визначити стан атмосфери, ґрунтів та водних джерел за рівнями токсико-мутагенної активності з урахуванням апріорних даних про те, що токсичність атмосферного повітря призводить до збільшення численності стерильного пилку рослин на досліджуваній території, а стан педосфери (верхнього шару ґрунтів) відображає частоту хромосомних мутацій та величину мітотичного індексу в меристематичних клітинах фітоіндикаторів.

4. Встановлено, що на території досліджених промислових центрів Дніпропетровської області загальна токсичність атмосферного повітря та токсичність та мутагенність ґрунтів за результатами біоіндикації у 3-3,6, у 8,2-11 і 2,5-4 рази перевищує відповідні значення на контрольній території (ЛОК "Солоний Лиман"). Найбільша токсичність атмосферного повітря та токсико-мутагенна активність ґрунтів спостерігається на територіях міст Жовті Води та Вільногірськ, екологічна ситуація в цих містах за цією ознакою оцінена як "катастрофічна".

5. Проведено ранжування територій досліджених міст за рівнем мутагенного фону довкілля, який визначено за мікроядерним тестом в соматичних клітинах

дітей дошкільного віку. Міста розташовуються наступним чином в порядку зменшення рівня мутагенного фону: Жовті Води > Марганець > Дніпропетровськ > Червоноград > Чернівці > сел. Нікіта АР Крим ($p < 0,05$).

6. Встановлено рівень еколого-генетичної небезпеки для людини з урахуванням екологічного стану природного середовища за токсико-мутагенним фоном (ІУППбіоінд.) та параметру інтегрального генетичного здоров'я населення (ІУППпопул.). Екологічна ситуація за показником генетичної небезпеки на території міст Жовті Води, Марганець, Дніпропетровськ, Червоноград і Чернівці визначена як "незадовільна", у контролі (сел. Нікіта АР Крим) – як "еталонна".

7. В результаті фізико-хімічного аналізу вмісту рухомих форм важких металів у ґрунтах встановлено, що найбільш небезпечними для здоров'я населення є ґрунти, промислової зони м. Вільногірськ, а також промислової і сельбщної зони м. Жовті Води. Таким чином, за результатами хімічного аналізу можна виділити міста з "небезпечним" забрудненням ґрунтів – м. Жовті Води та Вільногірськ, помірно небезпечним – інші досліджувані території. Слід відмітити, що на території промислових центрів спостерігається перевищення коефіцієнта сумації у 6,3 – 26 раз у порівнянні з рекреаційною зоною ЛОК "Солоний лиман".

8. На територіях тест-полігонів (промислові зони міст Жовті Води та Вільногірськ) виявлено небезпечний для здоров'я рівень забруднення ґрунтів рухомими формами ВМ, коефіцієнт сумації Z_c тут змінюється від 32,63 до 39,92, а рівень ушкодження біоіндикаторів УПУ змінюється від 0,617 до 0,895, що вказує на "критичний" та "небезпечний" стан біоіндикаторів і відповідно "катастрофічний" стан ґрунтів за токсико-мутагенною активністю, і навпаки - на контрольній території $Z_c=1,5$ (допустимий рівень забруднення ґрунтів) і $УПУ=0,036-0,120$, що вказує на "сприятливий" стан біоіндикаторів і "еталонний" стан ґрунтів. Таким чином, на територіях з підвищеним рівнем техногенного навантаження відмічається збільшення коефіцієнту сумації забруднення ґрунтів ВМ, що в свою чергу віддзеркалюється в підвищенні рівня ушкодженості біоіндикаторів і вказує на підвищення токсичності і мутагенності досліджуваних ґрунтів.

9. Установлено парні та множинні кореляційні зв'язки між вмістом у ґрунтах рухомих форм важких металів та відповідними відгуками біоіндикаторів, що дозволило обґрунтувати можливість використання методів біоіндикації - Allium-тесту для кількісної оцінки ступеню забрудненості ґрунтів токсичними речовинами, що здатні впливати на біологічні об'єкти.

10. Отримано математичну модель залежності умовних показників здоров'я населення Y від умовних показників забруднення довкілля X , визначених на основі паритетності трьох факторів – здоров'я дітей, дорослих і генетичного здоров'я і трьох запропонованих біотестів – стерильність пилку рослин, аберантність хромосом і мітотичний індекс, що з достатньою достовірністю представлена моделлю у вигляді експоненти $Y = Y_0 \cdot \exp(C \cdot X) = 0,25 \cdot \exp(X)$ ($R^2=0,604$), яка може бути використана і для прогнозу стану довкілля за показниками здоров'я населення у вигляді $X = \ln 4 \cdot Y$ або $X = 1,39 + \ln Y$. Залежність показників інтегрального здоров'я населення від інтегрального забруднення довкілля представляється прогресуючою експонентою, параметри якої визначаються рівнем природної захворюваності населення в умовах навколишнього середовища, близьких до комфортних, що складає близько 25% і не залежить від забруднення, а інтенсивність росту захворюваності від забруднення близька до одиниці, тобто зростання інтегрального показника здоров'я йде за чисто експонентною залежністю від умовного показника забруднення. Причому прогноз цих показників забезпечується за даними генетичного здоров'я населення і тестів "Стерильності пилку рослин", або "Величина мітотичного індексу".

В області низьких значень умовного показника забруднення середовища зміни стану здоров'я відносно невеликі за рахунок певної адаптації населення до забруднювачів, граничний рівень якої відповідає рівню захворюваності населення близько 0,5 (50%). Оскільки ж фактичне погіршення здоров'я прогресує з ростом забруднення, граничне значення його умовного показника, що відповідає захворюваності населення 0,5 (50%), за запропонованою моделлю складає 0,7 (70%) і рекомендується як гранично допустиме значення (ГДЗ) умовного

показника забруднення довкілля, перевищення якого не є допустимим.

11. Встановлено залежність зниження рівня токсичності ґрунтів при обробці розчином гумату натрію (100мг/л) наближена до лінійної та представлена рівнянням $y=0,52x+76,68$ ($R^2=0,75$). Залежність зниження рівня мутагенності також має лінійний характер і описується рівнянням $y=0,23x+1,96$ ($R^2=0,59$). Інтенсивність зниження токсичності та мутагенності при обробці гуматом натрію залежить від рівня токсичності і мутагенності вихідних деградованих ґрунтів.

12. Використання фізичного методу кірліан-графії методу дозволяє встановити схильність чи наявність ушкоджень ще на рівні психоемоційної сфери, а також ознаки інтоксикації, імунодефіциту, запальних процесів, їх важкість і розповсюдженість в організмі, оцінювати ступінь компенсаторної адаптації до них в умовах техногенного навантаження. Так, при обстеженні робітників ГПНПК „Електровозобудування” запропонованим методом виявлено, що близько 80% з них мають той чи інший несприятливий фон для клінічного розвитку процесів інтоксикації, хвороб, пов'язаних з запальними чи склеротичними та обміно-дистрофічними процесами в тканинах. Отримані результати свідчать про високий ризик судинних хвороб у всіх обстежених групах. За отриманими результатами сумісно з кафедрою фармацевтичної хімії інституту підвищення кваліфікації лікарів ім. Шупика було розроблено і запропоновано програми щодо оздоровлення робітників заводу з врахуванням специфіки промислової діяльності.

13. За допомогою мікроядерного тесту доведено, що поліпшити цитогенетичний статус організму людини, пошкодженого дією шкідливих екологічних та виробничих факторів, можливо шляхом застосування природних адаптогенів рослинного, тваринного та гумінового походження в комплексі із оздоровчими природнокліматичними санаторно-лікувальними факторами. Так, у дітей з цитогенетичним статусом “конфліктний”, “загрозливий” та “критичний” до оздоровлення, було досягнуто його покращення до рівня “насторожуючий”, “насторожуючий” та “конфліктний”, відповідно. У дорослих цитогенетичний

статус після оздоровлення змінився з “загрозливого” на “насторожуючий” ($p < 0,01$)

14. Таким чином, удосконалення системи контролю екологічного стану об’єктів довкілля за рахунок використання експрес-методів біоіндикації та кірліан-графії приблизить нас до адекватної оцінки екологічної ситуації на територіях з різним рівнем техногенного навантаження і своєчасного проведення реабілітаційних заходів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Національна доповідь про стан навколишнього середовища України у 2004 році. – Київ: Вид. Раєвського, 2005 р. – 227 с.
2. Программа действий. Повестка дня на 21 век и другие документы конференции в Рио-де-Жанейро в популярном изложении. – Женева: Центр “За наше общее будущее”, 1993. - 70 с.
3. Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. – М.: Наука, 1989.- 262 с.
4. Моисеев Н.Н. Человек и ноосфера. – М.: Молодая гвардия, 1990. - 352с.
5. Грубіянко В.В. Степанюк А.В. Від Антропоцентризму – до біоцентризму //Вісник НАН України. – 2002. – №4. – С. 39 – 43.
6. Амосов М. Людство. Доля чи разум // Вісник НАН України. – 1994. – № 6. – С. 27 – 43.
7. Концепція національної програми інтегрованої екологічної освіти. Проект // Вісник НАН України. – 1999. – № 11. – С. 41 – 49.
8. Волошин В.В., Горленко І.О., Кухар В.П., Руденко Л.г., Шевчук В.Я. Підходи до концепції стійкого розвитку та її інтерпретації стосовно України // Укр. географ. Журнал. – 1995. - № 3. – С. 3-10.
9. Лемешев М.Я. Эколого-экономическая модель природопользования //Всесторонний анализ окружающей природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – С. 266-276.
10. Кухар В.П. “Порядок денний на ХХІ століття” для України // Вісн. НАН України. – 1998. - № 7 – 8. - С. 17-25.
11. Костюк П.Г. Передумови сталого розвитку // Вісн. НАН України. – 1998. - № 7 – 8. С. 15 – 17.
12. Наукові основи сталого розвитку // Вісн. НАН України. – 1998. - № 7 – 8.- С. 3 – 7.
13. Закон України “Про пріоритетні напрями розвитку науки і техніки” // Вісн. НАН України. – 2001. - № 9. - С. 7 - 8.

14. Костенко Ю.І., Патон Б.Є., Шевчук В.Я. та ін. Концепція сталого розвитку України // Проблеми сталого розвитку України (підбірка матеріалів). – К.: Товариство “Знання України”. – 2000. – С. 35 – 51.
15. Трегобчук В.М. Концепція сталого розвитку для України // Вісн. НАН України. – 2002. - № 2. - С. 31 – 37.
16. Израэль Ю.А. Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка изменения состояния окружающей природной среды. Основы мониторинга // Метеорология и гидрология. - 1974. - № 7. С. 3 – 8.
17. Осуществление в СССР системы мониторинга загрязнения природной среды. Израэль Ю.А., Гасилина Н.К., Ровинский Ф.Я., Филиппова Л.М. – М.: Гидрометеиздат, 1978. - 118 с.
18. Герасимов И.П. Научные основы современного мониторинга окружающей среды // Известия АН СССР. Серия географ. - 1975. - № 3. С.4 – 8.
19. Израэль Ю.А. Гидрометеорология и контроль состояния природной среды. – В кн.: Проблемы современной гидрометеорологии. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 230 – 254.
20. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеиздат, 1984.- 560 с.
21. Израэль Ю.А. Философия мониторинга // Метеорология и гидрология. - 1990. - № 6. С. 5 - 10.
22. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеиздат, 1984. – 553 с.
23. Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. Труды II Международного симпозиума. – Л.: Гидрометеиздат, 1982. – 378 с.
24. The World Environment 1972—1982. A Report by UNEP, Ed. by Holdgate et al. Dublin: Tucooby Intern. Publ. Ltd., 1982
25. Израэль Ю.А. Об экологической программе страны. – В кн.: Человек и стихия. – Л.: Гидрометеиздат. 1986.

26. Предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. Список №1. – К.: МОЗ Украины, 1997г.
27. Ориентировочные безопасные уровни воздействия (ОБУВ) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест (№ 4414-87 с дополнениями 1-4), Список №1. МОЗ Украины, Утв. 15.01.97г., №8.
28. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочные безопасные уровни воздействия (ОБУВ) вредных веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (N 2932-83 от 24.10.83г.).-М.: Минздрав СССР, 1986.
29. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Утв. Главрыбводоом МРХ СССР, 1990г.
30. Рекомендации по проведению обобщенного показателя для оценки уровня загрязненности природных вод // Сб. научн. тр. - Харьков: ВНИИВО. - 1984. – С. 76 – 79.
31. Керівний нормативний документ. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). КНД 211.1.1.106 – 2003. Мінекоресурсів України. – Київ, 2002. – 64 с.
32. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Затв. Наказом Мінекобезпеки України від 31.03.98 №44. – К.: Символ-Т, 1998.
33. Барановський В.А. Еколого-географічний аналіз і оцінювання території України на основі картографічного моделювання: Автореферат дис... д-ра географ. наук: 11.00.11 / Київс. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. – К., 2001. – 34 с.
34. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України / Б.С.Носко, Б.С.Простер, М.В.Лобода та ін. – К.: Урожай, 1994. – 334 с.
35. Шапар А. Г., Івлєв О.Г. Вибір стратегії природокористування в регіонах з граничним техногенним навантаженням // Вісн. НАН України. – 1994. - №11 –12. - С. 50 – 55.

36. Акимова Т.А., Хаскин В.В. Основы экоразвития: Учебн. Пособие. – М.: Изд-во Рос. экон. акад., 1994. – 275 с.
37. Шапар А.Г. Від концепції – до практичних дій // Вісн. НАН України. – 1999. - № 4. - С. 12 – 19.
38. Горова А.І. Методологічні аспекти оцінки генетичних наслідків техногенезу: Зб. наукових праць “Екологія і природокористування”. - Дніпропетровськ, 2001. - Вип. 3 - С.143-151
39. Головін В.В. Методологія побудови системи комплексного моніторингу навколишнього природного середовища на техногенно навантажених територіях: Автореферат дис...канд. техн. наук: 210601 / Укр. наук.-досл. ін.-т екологічних проблем. – Харків, 2005. – 23 с.
40. Сидоренко Г.И., Румянцев Г.И., Новиков С.М. Актуальные проблемы изучения воздействия факторов окружающей среды на состояние здоровья //Гигиена и санитария. -1998. -№4. -С.3-9.
41. Сердюк А.М., Черниченко І.А. До проблеми гігієни майбутнього //Довкілля та здоров'я. -2001. -№1 (16). -С.2-4.
42. Гигиеническая наука: перспективы развития /Е.И.Гончарук, Ю.И.Кундиев, А.М.Сердюк, И.М.Трахтенберг //Журнал АМН Украины. -1998. -Т.4, №3. -С.407-415.
43. Сидоренко Г.И., Кутепов Е.Н. Методология изучения состояния здоровья населения //Гигиена и санитария. -1998. -№3. -С.35-39.
44. Дзяк Г.В., Деркачев Е.А., Огір Л.Б. та ін. Стан здоров'я населення та довкілля Придніпров'я: прогноз та шляхи оздоровлення //Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Матеріали XIV з'їзду гігієністів України, Дніпропетровськ, 19-21 травня 2004 р. - Дніпропетровськ, -2004. -Т.І. -С.37-39.
45. Кундиев Ю.И., Трахтенберг И.М. Химическая опасность в Украине и меры ее профилактики //Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Матеріали XIV з'їзду гігієністів України, Дніпропетровськ, 19-21 травня 2004 р. - Дніпропетровськ, -2004. -Т.І. -С.33-36.

46. Присяжнюк В.Е., Даценко В.М., Федоришин О.П. Гігієнічні проблеми охорони атмосферного повітря в Україні та шляхи їх вирішення //Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Матеріали XIV з'їзду гігієністів України, Дніпропетровськ, 19-21 травня 2004 р. -Дніпропетровськ, -2004. -Т.І. -С.85-88.

47. Кондратюк В.А., Панічев В.О., Литвинова О.В. та ін. Вплив забрудненого атмосферного повітря на стан здоров'я населення м. Тернополя //Вплив екопатологічних чинників на стан здоров'я дітей: Матер. Всеукр. наук.-практ. конф. 27-29 жовтня 2005 р. - Тернопіль, 2005 - С.68-69.

48. Кутепов Е.Н., Вашкова В.В., Чарыева Ж.Г. Особенности воздействия факторов окружающей среды на здоровье отдельных групп населения //Гигиена и санитария. -1999. -№6. -С. 13-17.

49. Баевский Р.М., Берсенева А.П. Оценка адаптационных возможностей и риск развития заболеваний. -М. -1997.

50. Прусаков В.М., Прусакова А.В., Маторова Н.И. Методические подходы к оценке состояния адаптации школьников в условиях йоддефицита и загрязнения атмосферного воздуха //Гигиена и санитария. -2005. -№1. -С.46-51.

51. Рублевська Н.І. Функціональний стан дихальної та серцево-судинної системи як критерій оцінки комбінованого впливу забруднювачів атмосферного повітря //Гігієна населених місць. -Вип.46. -Київ, -2005. -С.46-50.

52. Репінська О.В. Функціональний стан серцево-судинної системи у підлітків у зв'язку зі вмістом в організмі міді і цинку //Актуальні проблеми сучасної медицини: Матер. 59 Міжнар.наук.-практ.конф. студентів та молодих вчених НМУ ім. О.О.Богомольця, 2003 -125с.

53. Грищенко С.В., Гринь Н.В., Степанова М.Г. и др. Гигиеническая оценка приоритетности различных путей поступления тяжелых металлов в организм жителей экокризисного региона // Довкілля та здоров'я. - 2004. - № 1 (28). - С. 6-9.

54. Казачкіна О.В., Євстаф'єва І.А., Грушевський В.А. Функціональний стан серцево-судинної системи підлітків у зв'язку зі вмістом стронцію в організмі //Актуальні проблеми сучасної медицини: Матер. 59 Міжнар. наук.-практ. конф. студентів та молодих вчених НМУ ім. О.О.Богомольця, 2003 -85с.

55. Тимченко С.Л. Вегетативний тонус у зв'язку зі вмістом кадмію і свинцю в організмі студентів //Актуальні проблеми сучасної медицини: Матер. 59 Міжнар. наук.-практ. конф. студентів та молодих вчених НМУ ім. О.О.Богомольця, 2003. - 127с.

56. Островська С.С., Талько В.В. Роздільна і поєднана дія опромінення і кадмію на структуру судинного русла серця у щурів з експериментальною нирковою гіпертонією//Медичні перспективи. -2005. -Т.Х. -№3. -С.134-137.

57.Трахтенберг И.М., Тычинин В.А. Приоритетные аспекты проблемы кардиологического действия токсических химических веществ //Матеріали VI Конгресу кардіологів України. 18-21 вересня 2000 р. - Київ, - 2000. - С.26-27.

58. Грищенко С.В., Гринь Н.В., Коваль Е.Н. и др. Гигиеническая оценка влияния химического загрязнения пищевых продуктов на формирование эндокринной патологии среди населения Донецкой области //Гігієна населених місць. - Вип.45. - Київ, - 2005. - С.443-447.

59. Тимченко О.І., Карташова С.С., Личак О.В. та ін. Генетична складова як чинник формування здоров'я населення України / //Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. - 2005. - №1. - С.5-12.

60. Мохорт Т.В., Мельнов С.Б., Горнов В.А. Апоптоз – роль в развитии сахарного диабета I типа //Проблеми ендокринології. - 2000. -Т.46, №2. - С.8-13.

61. Тимченко А.М. Сучасні особливості регіональної розповсюженості тиреопатології серед населення //Проблеми ендокринної патології. -2003. -№3. - С.36-45.

62. Фабрі А.З. Еколого-гігієнічні аспекти поширення ендемічного зоба в різних біогеохімічних зонах Закарпаття //Ендокринологія. -2005. -ТЛО, №1. -С.41-50.

63. Загайнова О.В. Медико-генетичні проблеми дефіциту йоду//Актуальні проблеми сучасної медицини: Матер. 59 міжнар. наук.-практ. конф. студентів та молодих вчених НМУ ім. О.О.Богомольця, 2003 - 85с.

64. Романенко А.Ю., Бомко О.І., Ледощук Б.О. Окремі аспекти сумісної опромінення щитовидної залози та солей важких металів на захворюваність дітей,

евакуйованих з 30-км зони ЧАЕС (епідеміологічне дослідження) // Довкілля та здоров'я. - 2004. - № 1 (28). - С. 59-63.

65. Омельчук С.Т. Обоснование необходимости проведения мониторинга здоровья населения в зависимости от экологической ситуации // Довкілля та здоров'я. - 2002. - № 2 (21). - С. 8-11.

66. Берзинь В.И., Цыганов М.К. Особенности формирования здоровья школьников в зависимости от состояния окружающей среды //Охрана здоровья детей и подростков. -Вып.20. -Киев, Здоров'я. -1989. –С. 108-110.

67. Польша Н.С. Актуальные проблемы гигиены детей и подростков //Актуальные проблемы гигиены детей и подростков: Материалы научн.- практ. конф., Харьков 1995 р. -Х., -1995. -С.121-123.

68. Барков Л.В., Очередко О.М. Особенности функционирования сердечно-сосудистой системы у детей при воздействии атмосферных загрязнений //Гигиена и санитария. -1996. -№1. -С.8-10.

69. Кучма В.Р. Состояние здоровья детей, проживающих на экологически неблагоприятных территориях//Гигиена и санитария. -1993. -№11. -С.38-41.

70. Рукавишников В.С, Маторова Н.И., Ефимова Н.В. и др. Применение математического моделирования в системе здоровье-окружающая среда //Гигиена и санитария. - 2002. - №6. - С.65-66.

71. Краєва Л.О., Антомонов М.Ю. Вплив забруднення атмосферного повітря на захворюваність населення гострими хворобами верхніх дихальних шляхів //Гігієна населених місць. - Вип.41. - Київ, 2003. - С.71-75.

72. Богоявленская В.Ф. Показатели состояния репродуктивной функции женского организма //Врачебное дело. - 1999. - №4. - С. 17-19.

73. Е.И.Винарская, Н.А.Никонова, Л.Е.Григоренко и др. Роль факторов окружающей среды в формировании иммунного статуса населения //Гігієна населених місць. - Вип.41. - Київ, - 2003. - С.61-67.

74. Савіна О.Л. До питання гігієнічної оцінки сучасного стану забруднення атмосферного повітря в Донецько-Придніпровському регіоні та його впливу на

здоров'я дитячого населення //Гігієна населених місць. - Вип. 41. - Київ, - 2003. - С.45-59.

75. Капранов С.В. Влияние автотранспорта на функции дыхательной и сердечно-сосудистой систем у старшеклассников промышленного города // Довкілля та здоров'я. - 2004. - № 1 (28). - С. 44-47.

76. Нагорна А.М., Риков С.О., Варивончик Д.В. Комплексний вплив екологічних факторів антропогенного походження на поширеність офтальмологічної патології // Довкілля та здоров'я. - 2003. - № 2 (25). - С. 41-46.

77. Вашкулат Н.П., Пальгов В.И., Спектор Д.Р. и др. Установление уровней содержания тяжелых металлов в почвах Украины // Довкілля та здоров'я. - 2002. - № 2 (21). - С. 44-46.

78. Крамарьов С.М., Деркачов Е.А., Шевченко О.А. та ін. Екологічні та гігієнічні проблеми забруднення рухомими формами важких металів ґрунту промислових агломерацій Придніпров'я // Довкілля та здоров'я. - 2004. - № 1 (28). - С. 24-27.

79. Е.А.Деркачев, Л.Б.Огір, К.Ю.Огір, І.О.Губар. Вплив забруднення ґрунту важкими металами на стан здоров'я населення і прогноз його можливих змін //Гігієна населених місць. - Вип.45. - Київ, - 2005. - СІ59-165.

80. Гапон В.А. Особенности загрязнения территории санитарно-защитной зоны металлургического комбината тяжелыми металлами техногенного происхождения // Довкілля та здоров'я. - 2000. - № 3 (14). - С. 25-27.

81. Грузин И.И., Лысый А.Е. Характеристика факторов окружающей среды и состояния здоровья населения Кривбасса // Довкілля та здоров'я. - 2004. - № 1 (28). - С. 41-42.

82. Харковенко Н.М., Подгайская А.П., Борисова Е.В., Болонова Л.Н. Влияние окружающей среды на организм подростков-школьников промышленных городов Донецкой области //Актуальные проблемы гигиены детей и подростков: Материалы научн.-практ. конф.. Харьков, 24-25 мая 1995 г. -Х., - 1995.-137с.

83. Димитриев А.Д., Димитриев Д.А., Романова И.И. и др. Оценка воздействия антропогенного загрязнения на морфофункциональный статус детей школьного возраста //Гигиена и санитария. - 2003. - №2. - С.41-43.

84. Пікуль К.В. Аномалії розвитку у дітей з нітратно-забрудненої території //Довкілля та здоров'я. - 2003. - № 2 (25). - С. 18-20.

85. Поворозник В.В., Жовинський Е.Л., Верба О.І. Вивчення впливу підвищених концентрацій фтору у воді на формування піку кісткової маси, антропометричні параметри та фізичний розвиток підлітків Одеської області //Гігієнічні проблеми півдня України: Матеріали наук.-практ.конф., присв. 100-річному ювілею каф. заг. гігієни Одеського держ.мед.ун-ту (1903-2003). -Одеса, - 2003.-С. 153-161.

86. Гончарук Є.Г., Коршун М.М., Яворський О.П. Проблема поєднаної дії на здоров'я населення іонізуючого випромінювання і хімічних чинників навколишнього середовища //Довкілля та здоров'я. - 1996. - №1. - С.26-29.

87. Капранов С.С. Оценка физического развития детей дошкольного возраста промышленных городов //Гигиена и санитария. -1992. -№11-12. -С.49-51.

88. Ластков Д.О. Гігієнічні основи профілактики шкідливої дії фізичних виробничих чинників на гірників вугільних шахт: Дис...д.м.н. - Д., 2000. – 409 с.

89. Профессиональный риск для здоровья работников (Руководство) /Под ред. Н.Ф.Измерова и З.И.Денисова. – М.: Тривант. – 2003. – 448 с.

90. Суханов В.В., Мухин В.В., Ластков Д.О., Путилина О.Н. Комплексная гигиеническая оценка условий и характера труда (профессионального риска) горнорабочих //Медицина труда в угольной промышленности. - Донецк, - 2000.- С.57-63.

91. Риженко С.А., Іванченко О.І., Петленко Г.М., Обертас В.Г. Про нові підходи в організації і проведенні державного санепіднагляду на вугільних шахтах // Гігієна населених місць. – К., 2006. – Вип. 48. – С. 58-61.

92. Решетюк А.Л. Труд шахтера под землей //Руководство по физиологии труда /Под ред. З.М.Золиной и Н.Ф.Измерова. - М.: Медицина, - 1983. - С.340-356.

93. Руководство по оценке профессионального риска для здоровья работников. организационно-методические основы, принципы и критерии оценки. Р 2.2.1766-03. // Утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 24.06.2003. //Бюллетень нормативных и методических документов Госсанэпиднадзора. -М.: МЗ РФ, -2004. -№2. -144с.

94. Риженко С.А. Сухачов В.А. Державна санітарно-епідеміологічна служба на шляху до Світової організації торгівлі //Мед. перспективи.-2005.-№4.-С.125-128.

95. Шварц С.С. Экологические основы охраны биосферы.— Вестник АНССР, 1973, №9, с.35-45.

96. Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Значение системы раннего предупреждения в экологическом мониторинге – Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т.ХІІ. – Л., Гидрометеиздат, 1989. – С.242-250.

97. Дуган А.М., Бариляк И.Р., Журков В.С. Выявление и оценка суммарной мутагенной активности аэрозольной части химических загрязнений атмосферного воздуха некоторых промышленно развитых городов Украины// Цитология и генетика.- 1993.-27, № 4. - С.34-39.

98. Гороя А.И., Климкина И.И. Использование цитогенетического тестирования для оценки экологической ситуации и эффективности оздоровления детей и взрослых природными адаптогенами// Цитология и генетика. - 2002.- № 5. - С.20.

99. Случик І.Й. Біоіндикація стану довкілля на урбанізованій території за допомогою представників роду POPULUS L.: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. 03.00.16, Чернівці, 2000. - 18 с.

100. Kihlman B.A., Andersson H.C. Root tips of *Vicia faba* for the study of the induction on chromosomal aberration and sister chromatid exchanges//Handbook for mutagenicity test procedure. - Amsterdam: Elsevier, 1984. - P. 531-554.

101. Кордюм Е.Л., Сидоренко П.Г. Результаты цитогенетического мониторинга видов покрытосеменных растений, произрастающих в зоне

радионуклідного забруднення після аварії на Чорнобильській АЕС// Цитологія і генетика. - 1991. - №31, С.39-46.

102. Ковальчук О.В. Використання комплексної рослинної тест-системи для оцінки інтенсивності мутагенного фону, зумовленого дією факторів Чорнобильської аварії.: Дис. ... канд. мед. наук.03.00.15, Івано-Франківськ, 1998.

103. Горová А.И., Дигурко В.М., Скворцова Т.В. Цитогенетическая оценка мутагенного фона в промышленном Приднепровье// Цитология и генетика. - 1995. - №5. - С.16-22.

104. Скопцова Г.Н. Зообентос как индикатор качества воды в региональном аспекте. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. - М., 1981. - 21 с.

105. Мэннинг У.Дж, Фредер У.А. Биомониторинг атмосферы с помощью растений. - Л., Гидрометеиздат, 1985. - 144 с.

106. Пилинская, Шеметун А.М., Дыбский С.С., Бондарь А.Ю. Значение цитогенетических исследований для биоиндикации дополнительного воздействия ионизирующей радиации// I Всес. радиобиол. съезд/ М., 21-27 августа 1989/Тез. докладов. - Пушино, 1989. - С.498-499.

107. Бессонова В.П. Состояние пыльцы как показатель загрязнения среды тяжелыми металлами// Экология. - № 4. - С.45-50.

108. Барияк И.Р., Бужиевская Т.И., Быкорец А.И. и др. Генетические последствия загрязнения окружающей среды. К: Наукова думка,1989.- 229 с.

109. Бужиевська Т.І.,Коблянська Г.М.,Шейко Л.П. та інш. Генетичні чи екогенетичні наслідки Чорнобильської аварії // Цитология и генетика.- Т.30.-N4, 1996.- С.86-96.

110. Методичні рекомендації „Обстеження та районування території за ступенем впливу антропогенних чинників на стан об'єктів довкілля з використанням інтегральних цитогенетичних методів оцінки” / Рекомендовано МОЗ України (Наказ № 116 від 13.03.07.). Упоряд.: Горová А.И., Риженко С.А., Скворцова Т.В., Павличенко А.В., Миронова І.Г. – Д.: НГУ, 2007. – 25 с.

111. Арутюнян Р.М., Туманян Э.Р., Ширинян Г.С. Анализ микроядер в слизистой ротовой полости для оценки цитогенетического эффекта загрязнителей среды // Цитология и генетика. – 1990. – 24, №2. – С. 57-60.

112. Нерсисян А.К. Микроядерный тест в экзофолиативных клетках человека как метод изучения действия мутагенов/канцерогенов // Цитология и генетика . – 1996. – №5. – С.91-96

113. Суханов В.В., Петулько С.Н., Путилина О.Н., Теплова Т.Е., Бакун Г.В. Использование микроядерного теста для оценки экологической ситуации региона : Зб. доповідей науково-практ. конференції “Донбас – 2020: Охорона довкілля та екологічна безпека”. – Донецьк. - 2001. – Т.2. –С.165-167.

114. Schlegel H.F., MacGregor J.T., Everson R.B. Assessment of cytogenetic damage by quantitation of micronuclei in human peripheral blood erythrocytes // Cancer. Res. – 1986. – 46. – P. 3717-3721.

115. Schmid W. The micronucleus test // Mutat. Res. – 1975. – 31, №1. –P.9-15.

116. Меленевский А.Э., Любинский Н.Н., Романова Е.П. и др. Биодозиметрия малых доз ионизирующих излучений и других генотоксических факторов окружающей среды микроядерным методом // Доклад АН Украины.–1994.- № 1. – С. 129-134.

117. Бородай Н.В., Носа П.П., Пенезина О.П. Содержание ДНК в эпителиоцитах слизистой оболочки полости рта и экспрессия онкофетальных антигенов на Т-лимфоцитах периферической крови у женщин при дисплазиях молочных желез // Цитология и генетика. – 1998. - №2. – С. 80-87.

118. Ганина К.П., Бородай Н.В., Петунин Ю.И., Ключин Д.А., Пилипенко В.П. Опухоль-ассоциированные изменения буккального эпителия при патологии молочной и щитовидной желез у человека // Цитология и генетика. – 1999. - №6. – С. 45-52.

119. Болгова Л.С., Лобода В.И., Туганова Т.Н. Ядрышковые организаторы в процессе малигнизации бронхиального эпителия // Цитология и генетика. – 1998. - №1. – С. 79-82.

120. Rosin M. The use of the micronucleus test on exfoliated cells to identify anticlastogenic action in humans // *Mutat. Res.* – 1992. 287, N 2. – P.265- 276.

121. Sarto F., Tomanin R., Giacomelli L. Evaluation of chromosomal aberrations in lymphocytes and micronuclei in lymphocytes, oral mucosa and hair root cells of patients under antituberculous therapy // *Mutat. Res.* –1990. 228, N 2. – P. 157-169

122. Stich H.F., Rosin M. Micronuclei in exfoliated human cells as a tool for studies in cancer risk and cancer interventions // *Cancer Lett.*–1984.–22, N3.–P.241-253.

123. Stich H.F., Rosin M. Quantitating the synergistic effect of smoking and alcohol consumption with the micronucleus test on human buccal mucosa cells // *Int.J.Cancer.* – 1983. – 31, N 4. – P.305-308.

124. Nair U., Obe G., Nair J., Maru G.B. Evaluation of Frequency of micronucleated oral mucosa cells as a marker for genotoxic in chewers of betel quid with or without tobacco // *Mutat. Res.* – 1991. – 261, N 2. – P. 163-168.

125. Stich H.F., Stich W., Parida B.B. Elevated frequency of micronucleated cells in the buccal mucosa of individuals at high risk for oral cancer // *Cancer Lett.* – 1982. – 17, N2. – P. 125-134.

126. Munos N., Hayashi M., Lu J.B., Bosch F.X. Effect of riboflavin, retinol and zinc on micronuclei in buccal mucosa and of esophagus // *J. Nat. Cancer Inst.* – 1987. – 79, N 5. – P. 687-691

127. Tolbert P.E., Shy C.M., Allen J.W. Micronuclei and other nuclear anomalies in buccal smears: method development // *Mutat.Res.* – 1992. – 271, N 1. – P. 69-77

128. Айриян А.П., Оганесян Г.Г., Арутюнян Р.М. Оценка уровня микроядер в слизистой ротовой полости больных аллергозами и здоровых лиц, проживающих в сельских местностях // *Биол. журн. Армении.* – 1990. – Т.43, №6. – С. 528-529.

129. Rosin M.P., Anwar W. Chromosomal damage in urothelial cells from Egyptians with chronic *Schistosoma haematobium* infection // *Int.J. Cancer.* – 1992. – 50, N 5. – P. 539-543.

130. Chakrabarty R.H., Dutta K. Micronuclei test in routine smears from uterine cervix // *Eur.J.Gynecol.Oncol.* – 1988. –9, N 5. – P. 370.

131. Ballarian C., Sarto F., Giacomelli L. Micronucleated cells in nasal mucosa of formaldehyde-exposed workers // *Mutat.Res.* – 1992. – 280, N 1. – P. 1-7.

132. Дука Е.Д., Васильева Т.Л., Ярошевская Т.В. и др. Адаптогенный эффект гумата натрия у детей селитебной зоны: Сб. "Актуальные вопросы медицины и биологии". Вып.4. – Днепропетровск: ДМА, 1993. – 194с.

133. Горовая А.И., Бобырь П.Ф., Скворцова Т.В., Дигурко В.М., Климкина И.И. Методологические аспекты оценки мутагенного фона и генетического риска для человека и биоты от действия мутагенных экологических факторов// *Цитология и генетика.*— 1996.— Т.30, №6, С.78-86.

134. Романова Е.П., Федюк Е.А. Использование автоматизированного микроядерного теста для биологической дозиметрии лучевых поражений // *Цитология и генетика.* – 1997. – №2. – С. 61-69.

135. Дышлова В.Д. Методика исследования ядер эпителиальных клеток слизистой оболочки щеки человека: Метод. рекомендации. – К.: Изд-во ВИНТИ, 1975. – 122 с.

136. Mandel P. *Energetische Terminalpunkt-Diagnose.* Engan, 1983, 199 с.; <http://lebendige-ethik.net/4-Mandel> 3.html

137. Использование метода кирлиан-графии для экспресс-оценки функционального состояния организма человека на промышленных предприятиях / Минцер О.Л., Горовая А.И., Песоцкая Л.А. и др. // Методические рекомендации, утвержденные Минздравом Украины от 5.12.2006., Киев.

138. Использование метода кирлиан-графической оценки функционального состояния организма человека для установления интоксикации и степени адаптации к ней / Песоцкая Л.А., Третяк Н.Н., Гайдукові С.Н. и др. // Методические рекомендации, утвержденные Минздравом Украины от 5.12.2006., Киев.

139. Спосіб прогнозування ранньої дезадаптації у дітей дошкільного віку / Л.А. Пісоцька, А.І. Горова, Д.К. Рукавишникова, В.М. Лапицький, К.І. Боцман, С.А. Паплік // Патент України на корисну модель № 19465 від 15 грудня 2006 р.

140. Спосіб оцінки імунного стану організму дітей препубертатного віку / Пісоцька Л.А., Рукавишникова Д.К., Лапицький В.М., Найдьон Л.І., Боцман К.І., Безкровна Ю.А. // Патент України на корисну модель № 25154 від 25 липня 2007 р

141. Косенко В. А., Афанасьев А. С., Сорока В. В. Приборы для измерения психофизиологического состояния организма человека // Сознание и физическая реальность. – 2002. – том 7, № 3. – С. 44 – 48

142. Мякин С.В. Вода: новые представления о качестве, методы структурирования и взаимодействие с организмом человека // Сознание и физическая реальность. – 2000. - Т. 5. - № 2. С. 61 - 72.

143. Кузьменко О.Г., Курик М.В. Стандарт питної води // Інформаційна та негентропійна терапія. – 2005. - № 1. - С.43 - 44.

144. Курик М.В. Мицелярность и фрактальные кластеры биологических структур // Изв. АН СССР. Сер. физ. Наук. - 1991. - 55(9). – С. 1798 - 1803.

145. А. с. СССР, кл. G03 В 41/00. Способ фотографирования объектов в токах высокой частоты и устройство для его реализации / С.Д. Кирлиан (СССР). - № 106401, 1949 г.

146. А. с. 1241181 СССР, МКИ G 03 G 17/00. Устройство для фотографирования газового разряда от жидкофазных объектов в электрическом поле высокой напряженности / Баньковский Н.Г., Коротков К.Г. (СССР). - № 3778883/28-12; Заяв. 06.08.84; Опубл. 30.06.86, Бюл. № 24. – 2 с.

147. Статистичний щорічник України за 2000 р. // Держ. комітет статистики України. – Київ: “Техніка”. – 2001. – 598 с.

148. Экологический паспорт Днепропетровской области/ Днепр. областная гос. администрация. – Днепропетровск. – 2000. – 266 с.

149. Звіт про стан навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області за 2001 рік// Держуправління мінекобезпеки в Дніпропетровській області. – 2000. – 127 с.

150. Павлов В.О., Переметчик М.М., Колотенко В.П., Шевченко Б.Є. Екологічний паспорт міста Дніпропетровська / Управління з екології Дніпр. Міськради. – Дніпропетровськ. – 2000. – 112с.
151. Экологическая карта Днепропетровской области / Под гл. ред. А.Г.Шапаря. – Днепропетровск: ИППЭ. – 1998.
155. Барановский В.А. Экологический атлас Украины. – К.: “Географіка”, 2000. – 41 с.
156. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дидух Я.П., Молчанов Е.Ф. Государственный заповедник «Мыс Мартьян» . - К.: Наукова думка, 1985. – 256 с.
157. Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика. – Минск: Выш. школа, 1973.- 320с.
158. Лакин Г.Ф. Биометрия. - М.: Высшая школа, 1990. – 352с.
159. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений.- М.: Колос, 1970.- 255с.
160. Клімкіна І.І. Цитогенетична мутагенна небезпека як показник екологічного стану урбанізованих територій України.: Дис. ... канд. біол. наук. 03.00.15, Дніпропетровськ, 2002.
161. Горова А.І. Методологічні аспекти оцінки генетичних наслідків техногенезу // Зб. Наук. праць “Екологія та природокористування”, 2001, Вип . 3, С.143-152.
162. Горовая А.И., Скворцова Т.В., Климкина И.И. Цитогенетическое тестирование качества среды//Спец. Выпуск журнала “Екологічний вісник” – 2003. – С.502-517.
163. Пісоцька Л.А. Спосіб експрес-оцінки адаптаційних резервів організму людини / О.М. Гриценко // Деклараційний Патент України на корисну модель № 6602.—16.05.2005, Бюл. №5.
164. Озеро "Соленый Лиман" и его лечебные факторы / под ред. член-кор. АМН Украины, проф. А.В.Люлько. Днепропетровск: АПДКТ.-1997. –234 с.
165. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве (ПДК): МЗ СССР. - М., 1979, 1980, 1982, 1985, 1987.

166. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. - М.: ИМГРЭ, 1982.
167. Жук Е.А. использование показателей подвижности тяжелых металлов при эколого-геохимической оценке почв урбанизированных территорий. // Пошукова та екологічна геохімія. – 2003. - №2/3. С.82-84.
168. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами N 4266-87. Утв. МЗ СССР 13.03.87.
169. Методические указания МУ 2.1.7.730-99 "Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест" (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 7 февраля 1999 г.).
170. Богобоящий В.В, Курбанов К.Р., Палій П.Б., Шмандій В.М. Принципи моделювання та прогнозування в екології: Підручник. – Київ: Центр навчальної літератури, 2004. – 216 с.
171. Орлов А.Г. Методы расчета в количественном спектральном анализе. – 2-е изд., перераб. и доп. – Л.: Недра, 1986. – 215 с.
172. Алексеева А.С. Влияние применения нетрадиционных органических удобрений на накопление тяжелых металлов и биологическую активность дерново-подзолистых супесчаных почв: Дис...канд. биол. наук: 06.01.04.-М., 2002. – 145 с.
173. Овцов Л.П. Экологическая оценка осадков сточных вод и навозных стоков в агроценозе./ М:Изд-во МГУ, 2000. - 189 с.
174. Geuzens P.L. Soil contamination with cadmium in Flanders Review and possible sanitation techniques// Contaminated soil. 1988. V.2. 1087-1089.
175. Short J.J. An examination of various soil excavation techniques of herbicideorange contamination at the Naval construction Battalion Center, Gulfport, Mississippi// Contaminated soil. 1988. V.1. 901-909.
176. Галактионова А.А. Применение торфа и продуктов его переработки для восстановления техногенно нарушенных земель: реферативный обзор// Торфяные удобрения и питательные смеси для сада и огорода., НИИ торф. пром-ти, 1993, 21с.
177. Байдина Н.Л. Инактивация тяжелых металлов гумусом и цеолитами в

техногенно загрязненной почве// Почвоведение, 1994, №9, с. 108-112.

178. Природные адсорбенты СССР /Дистанов У.Г., Михайлов А.С., Конюхова Т.П. и др. – М.: Недра, 1990. – 208 с.

179. Аблаева Л.А. Использование бентонитовых глин Кудринского месторождения для охраны окружающей среды: Дис... канд. геол. Наук: 04.00.19.– Симферополь, 2002.– 153 с.

180. Пушкарева Р.А. Сорбция трития лессовидными породами Среднего Приднепровья // Экотехнологии и ресурсосбережение. 1997, №6. С. – 32-35.

181. Файза Салама Али Салама. Влияние органических удобрений на подвижность тяжелых металлов в почвах./ Автореф. дисс. канд. биол. наук. М., 1993, 24 с.

182. Моцик А., Калуз К., Пинский Д.Л. Мониторинг загрязняющих веществ в почвах. / Загрязняющие вещества в окружающей среде., Пушино, Братислава, 1991, с.115-137.

183. Галиулин Р.В., Галиулина Р.Р. Профилактика загрязнений ландшафтов ТМ: фиторемедиация сточных вод.// Агрехимия, 1999, №3, с. 84-91.

184. Antosiewicz D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. Acta Soc. Bot. Pol., 1992, Vol. 61, N 2, p. 281-299.

185. Anon J. Der "Dreck" kommt von oben. Landw. Wochenbl. Westfalen-Lippe. 1989, Tom 46, №45, p. 30.

186. Тарасов С.И., Комарова Н.А. Фитореабилитация почв, загрязненных бесподстилочным навозом.// Бюллетень ВИУА, 2000, №113, с. 18-21.

187. Никитина З.И., Крупская Л.Т. Экология микроорганизмов и восстановление техногенных земель.// Тезисы докл. II съезда О-ва почвоведов., РАН.. СПб., 1996, Кн. 1, С.123-124.

188. Патент України № 55960 А. Спосіб зниження вмісту рухомих форм важких металів у техногенно забрудненому ґрунті (Крамарьов С.М., Нейковський С.І., Яковишина Т.Ф.). Заявл. 05.08.2002. Опубл. 15.04.2003. Бюл. № 4.

189. Крамарьов С.М., Деркачов Е.А., Шевченко О.А. та ін. Екологічні та гігієнічні проблеми забруднення рухомими формам важких металів ґрунту

промислових агломерацій Придніпров'я. // Довкілля та здоров'я. – 2004.- №1. – С. 24-27.

190. Горовая А.И., Орлов Д.С., Щербенко О.В. Гуминовые вещества. – К.: Наукова думка, 1995.–304 с.

191. Горовая А.И., Скворцова Т.В., Павличенко А.В. Цитогенетические механизмы действия физиологически активных гуминовых веществ в нормальных и экстремальных условиях // Гігієна населених місць: Зб. наук. праць. Київ, 2003.- Вип. 42. - С.491-503.

192. Пат. 2205165 RU, МКИ С 05 F 11/02. Гуминовый сорбент, способ его получения, способ детоксикации земель и почв сельскохозяйственного назначения / А.А. Шаповалов, Ю.Г. Пуцыкин; ООО «Агросинтез». – №2001119643/13; Заявл. 18.07.01; Оpubл. 27.05.03 – 10 с.

193. Пат. 2031095 RU, МКИ С 05 F 11/02. Водорастворимые гуминовые кислоты, способ их получения способ детоксикации земель и почв сельскохозяйственного назначения / А.И. Шульгин; АОЗТ «Специальные биологические технологии». – № 94019460/15; Заявл. 09.06.94; Оpubл. 20.03.95, Бюл. №8.– 16 с.

194. Пат. 2215769 RU, МКИ С 09 К 17/40. Гуминоминеральный мелиорант, способ его получения и способ рекультивации нарушенных почв и земель с его использованием / А.И. Шульгин; ООО «Новая экология». – № 2001109023/13; Заявл. 06.04.01; Оpubл. 10.11.03 – 9 с.

195. Пат. 2002131896 RU, МКИ С 07 С 63/33. Гумино-минеральный реагент и способ его получения, способ санации загрязненных почв / А.И. Шульгин; ООО «Новая экология». – № 200231896/04; Заявл. 27.11.02; Оpubл. 27.05.04 – 9 с.

196. Пат. 2226436 RU, МКИ В 09 С 01/00. Композиция для детоксикации почв / В.С. Белоусов; ВНИИ биологической защиты растений. – №2002126650/12; Заявл. 08.10.02; Оpubл. 10.04.04 – 10 с.

197. Пат. 5960 UA, МКИ В 09 С 01/00. Спосіб зниження токсичності ґрунтів / А.І. Горова, В.Є. Колесник, В.М. Лапицький, А.В. Павличенко, О.О. Борисовська; Національний гірничий університет. – № u 200500900; Заявл.01.02.05.– 11 с.