

ЗАСТОСУВАННЯ РОСЛИННИХ ТЕСТ-СИСТЕМ ДЛЯ ОЦІНКИ КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ СТРЕСОРІВ РІЗНОЇ ПРИРОДИ НА ЕКОСИСТЕМИ

Рослинні тест-системи можуть бути застосовані для моніторингу комбінованого впливу стресорів довкілля (іонізуючого випромінювання, УФ, важких металів, пестицидів тощо). Фізіолого-біохімічні та цитогенетичні параметри рослинних тест-систем є придатними для кількісної оцінки ефектів поєднаної дії факторів в умовах реальних рівнів техногенного забруднення.

The plant can be used for monitoring of the combined environment stressor influence (ionizing radiation, UV, heavy metals, pesticides and others). The physiological, biochemical and cytogenetical parameters of plant test-system are acceptable for a quantitative estimation of the combined action of the factors in conditions of real technogenic pollution levels.

У реальних умовах людина і біота зазнають комплексного впливу великої кількості забруднювачів середовища, в тому числі з вираженою генотоксичною активністю. Внаслідок немонофакторного характеру дії стресорів сумарна генотоксична активність середовища (повітря, води, ґрунту) важко прогнозується на підставі мутагенності його окремих компонентів, оскільки окремі речовини, вступаючи у взаємодію одна з одною, спроможні активуватися або інактивуватися різноманітними зовнішніми чинниками і залежать, наприклад, від умов мікроклімату в кожний конкретний момент. Реальні екосистеми з цієї точки зору практично не досліджені. Першочергове значення мають комплексна оцінка екологічної ситуації, організація і проведення моніторингу довкілля, що включає, з одного боку, спостереження за джерелами антропогенного впливу, а з іншого – спостереження за станом компонентів навколишнього середовища, в тому числі за відгуками (реакціями) біологічних систем різного рівня інтеграції на вплив антропогенних факторів. Так, серед найбільш актуальних проблем сучасної радіоекології виділяють радіоекологічний моніторинг, екологічне нормування (гранично

допустимого радіаційного навантаження на людину та біоту), визначення екологічних ризиків (генетичних і соматичних), еквідозиметрію, ландшафтну паспортизацію територій [1].

Слід відмітити, що як прямий моніторинг за мутаціями у людини, так і хімічний аналіз вмісту мутагенів в об'єктах навколишнього середовища є дуже трудомісткою, вартісною та важко виконуваною роботою, яка, крім того, не дає уявлення про ефекти комбінованої дії різних факторів в малих дозах на організм. Недостатньо опрацьованою є також методика кількісної оцінки ризиків генотоксичної комбінованої дії стресорів довкілля. У зв'язку з цим на перший план виступає задача розробки методологічних основ та методичних підходів для кількісної оцінки комбінованого впливу різних типів забруднювачів на екосистеми. В цьому відношенні рослинні тест-системи мають істотні переваги. Простота обліку ефектів та інтерпретації результатів, чутливість і відтворюваність результатів робить доцільним їх застосування для оцінки екологічних ризиків при поєднаній дії факторів різної природи.

Метою роботи було, спираючись на літературні та власні дані, оцінити можливість застосування та ефективність різних рослинних тест-систем для

кількісної оцінки ефектів взаємодії факторів різної природи (фізичних факторів – іонізуюче випромінювання, УФ, хімічних – важких металів, пестицидів тощо).

Біологічний моніторинг

Вирішення екологічних проблем у зв'язку з забрудненням навколишнього середовища потребує розробки і впровадження системи екологічного моніторингу, завданням якою є організація систематичних досліджень за змінами біосфери; оцінка змін, що спостерігаються; прогноз і визначення тенденцій у зміні біосфери [2]. За допомогою моніторингу виявляють критичні ситуації, критичні фактори, що діють в середовищі, та критичні (найчутливіші) елементи біосфери. Рослини можна вважати найбільш зручними об'єктами для біологічного моніторингу забруднення навколишнього середовища, оскільки вони є первинними ланками трофічних ланцюгів, виконують основну роль в поглинанні різноманітних забруднювачів і постійно зазнають їх впливу внаслідок закріплення на субстраті.

Перспективним напрямком в системі біомоніторингу є застосування різнорівневих біомоніторів [3]. Ефекти впливу стресорів реалізуються в послідовності реакцій, що відбуваються на різних рівнях організації біосистем. Всі реакції на вплив стресових факторів розвиваються в рамках структурно-функціональної ієрархії конкретної біологічної системи (від клітини до екосистем) [4, 5]. Пошкоджуючі ефекти на нижчих рівнях часто нівелюються на більш високих рівнях організації біологічних систем і тому не завжди виявляються через видимі фізіологічні реакції організмів, хоча можуть відігравати суттєву роль у спадкових та відтворювальних процесах у більш віддалений період дії токсикантів та мутагенів.

Більшість реакцій біосистем мають певний поріг чутливості або стійкості до дії стресора. Будь-яка підпорогова доза для одного ефекта може виявитися одночасно надпороговою для іншого ефекта і навпаки. Якщо реакції мають виражений пороговий характер, дозова залежність має істинне плече. Є підстави вважати, що для власне біологічної дії іонізуючої радіації, як і для інших факторів нерадіаційної природи, існує поріг [4].

Радіобіологічні реакції, що мають істинний поріг і в своєму прояві залежать від поглинутої дози (затримка клітинного поділу, гальмування процесів росту, індукція стерильності, гостра променева хвороба, втрата функції органом), класифікуються МКРЗ як детерміновані [4, 6]. У рослин детерміновані ефекти оцінюються за інтегральними параметрами – висотою рослин, біомасою рослини та її окремих частин, порушенням (модифікацією) корелятивних зв'язків при розвитку рослинного організму. До детерміністичних ефектів можна віднести

стимуляцію прояву флуктуючої асиметрії у рослин, що проявляється як ненаправлене відхилення від чіткої білатеральної симетрії, зокрема, у будові листової пластинки. Так, показано, що гостре опромінення у високих дозах (5 Гр і вище) проростків сої та квасолі збільшувало ступінь асиметрії складного листка пропорційно дозі опромінення [7].

У випадку стохастичних (ймовірнісних) ефектів від дози фактора залежить не інтенсивність реакції біологічної системи, а лише частота прояву ефекту. До прояву стохастичних ефектів іноді потрібні досить тривалі проміжки часу (латентний період), коли реалізуються потенціальні пошкодження на клітинному рівні. Вони можуть проявлятися у формі цитогенетичних пошкоджень, які пов'язують зі станом підвищеного ризику. Прикладами стохастичних ефектів є поява мутацій хромосомних аберацій, трансформація клітин, втрата проліферативної активності клітинами як наслідок цитогенетичних ушкоджень та інші. При досягненні стохастичними ефектами (зокрема, рівня летальних мутацій) певного порогу у величині їх прояву на відповідному рівні біологічної організації вони можуть зумовлювати розвиток детерміністичних ефектів на вищому рівні організації.

В біологічному моніторингу застосовують як детерміновані, так і стохастичні ефекти дії факторів.

Фітоценотичний моніторинг та біоіндикація

В моніторингових дослідженнях використовують метод біоіндикації. Застосовують методи біоіндикації, в основі яких лежить визначення змін видового складу і структури біоценозів. Перспективним підходом до біоіндикації забруднення довкілля є біоценотичний, який враховує зміни структури природних угруповань організмів. Найбільш важливим показником екологічного неблагополуччя є зменшення видового різноманіття та падіння біологічної продуктивності екосистем, зміна чисельності видів (популяцій), зміна домінантних форм.

Рослини є чутливими індикаторами наявності в ґрунті, воді, повітрі тих чи інших хімічних елементів, речовин. В якості фітоіндикаторів застосовують ряд представників природної флори, які відрізняються за рівнями спонтанної стійкості (чутливості) до дії несприятливих факторів.

Об'єктами дослідження при фітоценотичному моніторингу є види рослин з різною ценотичною роллю: домінанти, кодомінанти, асектатори з різним ступенем покриття [8]. За участю рослин у складі біоценозів (фітоценозів) можна з досить великою точністю визначити радіаційний баланс, вологість, кислотність, засоленість, валовий вміст поживних

речовин (трофність), а також наявність у субстраті тих чи інших елементів, які відображають сутність абіогічного екологічного впливу місцезростання на розвиток рослинності [9]. Важливою задачею фітоіндикації є розробка наукових основ і надійних методів діагностичної оцінки впливу кліматичних, едафічних, орографічних та інших екологічних факторів на флористичний склад, структуру, розвиток і динаміку рослинності [9].

Зміни екологічних умов та зростання забруднення середовища внаслідок посилення антропогенного навантаження на біосферу приводять до глобальних змін природних типів рослинності і формування нових типів рослинних угруповань, які характеризуються значним зменшенням видового різноманіття при зростанні конвергентності флори, що особливо виражено на урбанізованих територіях. Розробка індикаційних шкал для великої кількості рослин та фітоценозів дозволяє оцінювати як вплив окремих екологічних факторів, так і комбіновану дію кількох факторів.

Одним з напрямків біологічної (біогеохімічної) індикації забруднення довкілля є визначення якісного та кількісного вмісту певних хімічних елементів та їх сполук в біооб'єктах як тест-індикаторів техногенного забруднення [10, 11]. Відомо, що на територіях з підвищеним вмістом тих чи інших мікроелементів відбувається їх надлишкове (вище фізіологічно обумовленого) накопичення в окремих компонентах біоти, які можуть бути використані в якості біологічних індикаторів. Наприклад, при оцінці екологічного стану прісноводних гідроєкосистем в якості біоіндикаторів використовували планктон, водні рослини, двостворчаті моллюски, кілька видів риб (їх тканини та органи) [10]. Вищі водяні рослини (очерет, рогіз) накопичують органічні токсиканти, зокрема, пестициди, в кореневищах [11].

Організми-концентратори, які використовують в якості індикаторів забруднення екосистем, отримали назву моніторів, а їх накопичувальна здатність кількісно характеризується коефіцієнтом накопичення K_n – відношенням аналітично визначених речовин в досліджуваних організмах та їх органах до їх вмісту в середовищі (воді, ґрунті) [11, 12]. Рослини характеризуються високими значеннями коефіцієнтів накопичення по відношенню до радіонуклідів (порядку 2,5-35 в залежності від виду рослин та радіонукліду) [50].

При біоіндикації радіонуклідного забруднення встановлюють значення параметрів накопичення радіонуклідів в різних компонентах екосистем. Зміни встановлених співвідношень вмісту радіонуклідів в різних компонентах екосистем, як правило, свідчить про їх додаткове надходження у середовище [12, 13].

При концентраціях радіонуклідів в екосистемах та їх компонентах, що створює потужність дози опромінення, яка перевищує 0,4-

4,0 Гр/рік, і відповідає концентрації ^{137}Cs в компонентах екосистеми близько 200-1000 кБк/кг, можна очікувати прояву явних екологічних ефектів – кількісних і якісних змін видової структури угруповань, зміну радіостійкості окремих видів, зменшення приросту біомаси і навіть повної загибелі окремих популяцій (як це спостерігалось у випадку „рудого лісу” в зоні Чорнобильської АЕС) [4]. У зоні відчуження Чорнобильської АЕС були проведені багаторазові детальні описи рослинних угруповань і геоботанічні описи для виявлення тенденцій динаміки рослинного покриву з метою прогнозування його подальшого розвитку [14, 15].

Одним з найважливіших напрямків у вивченні наслідків антропогенного впливу на екосистеми є дослідження мутаційних процесів, що відбуваються в природних популяціях рослинних організмів [16]. У зв'язку з цим особливу увагу привертають цитогенетичні методи діагностики рівня забруднення довкілля, які дозволяють зафіксувати вплив мутагенів на генетичному рівні при короткочасній і хронічній дії, а також при комбінованій дії фізичних і хімічних факторів довкілля. У зв'язку з цим цитогенетичні методи контролю за змінами навколишнього середовища, що дозволяють оцінити комбіновану (поєднану) дію всіх несприятливих факторів на організми в залежності від дози та часу їх впливу, мають безперечну перевагу над широко поширеними методами фізико-хімічного контролю, які не дозволяють оцінити сумарну дію екоотоксикантів безпосередньо на організм [2, 3].

Реєструючи різні цитогенетичні параметри можна оцінити мутагенні і цитогенетичні ефекти впливу техногенного забруднення на живі структури, тобто визначити рівень мутагенного фону, і оцінити ступінь впливу екологічних факторів на генофонд рослин, тварин і людини або оцінити генетичний ризик для біоти і людини від дії мутагенних факторів довкілля [2, 3].

Для оцінки мутагенності *in situ* широко використовується аналіз мітотичних або мейотичних клітин рослин, що належать до досліджуваних екосистем. При цьому перевага надається ендогенним біоіндикаторам. Інформативним джерелом оцінки репродуктивного стану популяцій і прогнозування їх продуктивності є дані аналізу мейозу в мікроспорогенезі та фертильності зрілих пилкових зерен [8]. Зручними об'єктами для дослідження хромосомного апарату у рослин з метою біоіндикації забруднювачів є проростки [16].

Було показано, що в зоні Чорнобильської АЕС в 1987 р. при поглинутих дозах 0,7-1,1 Гр рівень хромосомних аберацій в генеративних органах сосни був у 2-3 вищим за спонтанний, а життєздатність пилку зменшилась на 30%, зросла кількість морфологічних аномалій в пилку [17]. Проведення в 1991-1995 рр. цитогенетичного

дослідження 94 видів покритонасінних рослин з різною ценотичною роллю, що росли в умовах різних рівнів радіонуклідного забруднення в 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС з діапазоном γ -фону 25-40000 мкР/год, не виявило суттєвих відхилень від норми у протіканні процесів мейозу в мікроспорогенезі, утворенні спорад і пилкових зерен та мітози в кореневій меристемі проростків, отриманих з насіння, зібраного на ділянках з різними забрудненнями. У деяких видів рослин (*Jasione montana* L., *Hypericum perforatum* L., *Chamaenerium angustifolium* (L.) Scop., *Oenothera biennis* L.) були виявлені порушення в мікроспорогенезі і морфології пилкових зерен, рівень яких корелював з рівнем хронічного опромінення [8]. Зокрема, кількість аномалій у *Oenothera biennis* на ділянках з рівнем γ -радіації до 85 мкР/год складала 0,5-2%, а на ділянках з рівнем γ -радіації 3 мР/год підвищувалась до 57% [8].

Відомо, що хронічне опромінення та накопичення радіонуклідів у рослинах може спричинювати генетичні пошкодження та появу мутацій при потужності дози 0,001 Гр/добу [18], проте їх внесок у мінливість популяцій є незначним. Припускають, що процес екологічних зсувів, пов'язаний з елімінацією чутливих видів, і перебудова структури угруповань починається при досягненні порогу потужності дози порядку 0,01 Гр/добу і вище [15]. Це свідчить про те, що зміни структури фітоценозів та характеру сукцесій рослинних угруповань визначаються в першу чергу не радіонуклідним забрудненням, а зняттям антропогенного пресу [8, 14].

Біотестування

Найбільш доступним і досить інформативним методом контролю токсичності та мутагенності різних факторів є біотестування. Біотестування – це процедура встановлення токсичності та мутагенності окремих хімічних сполук, зразків води, ґрунту та повітря для біологічних об'єктів, яка ґрунтується на кількісних оцінках зміни життєво важливих функцій, виявленні летальної дії та мутацій у біооб'єктів (тест-об'єктів або тест-культур) [11]. За технологією – це експеримент, що проводиться з дотриманням певних методичних вимог. Досліди, в яких проводиться визначення токсичності або мутагенності, називають біотестами (bioassay, biotesting).

Біотести проводять в лабораторних умовах, а також безпосередньо в природних умовах (*in situ*), наприклад, біля випусків стічних вод (екотестування) [11]. Серед тест-об'єктів розрізняють індикаторні види, що мають універсальне значення та представницькі види, які характерні для певних екосистем [11].

Важливіми характеристиками тест-систем є

Чутли рюван
вість і с т ь
до дії резуль
стрес татів,
о р і в можли
(мутаг вість
енів), робот
відтво и на

рівні мічніс
малих т ь
до з скрині
факто н г а
р і в [1 9].
мутаг Д л я
енів, вибор
еконо у тест-

СИСТЕ ВЕЛИК М І Е

Таблиця

Рослинні тест-системи [3, 20, 21]

Тест-системи	Морфологічні, анатомічні, фізіолого-біохімічні параметри	Цитогенетичні параметри
Пилок рослин	Морфологія пилкових зерен	Стерильність пилку
Пиляки бутонів та квіток		Мейоз у мікроспорогенезі, кількість аномалій
Перший справжній листок злаків (ячменю)	Довжина листка, анатомічні аномалії	Цитологічні пошкодження
Корені проростків	Швидкість росту коренів, утворення бічних коренів, об'єм кореневої системи	
Апікальна меристема первинного кореня проростків		Мітотичний індекс Хромосомні аберації
<i>Tradescantia</i> – волоски тичинкових ниток (ВТН-тест), – апікальна меристема коренів		– рецесивні мутації зі зміною забарвлення клітин тичинкових волосків – мітотичний індекс, хромосомні аберації
Веgetативні органи рослин	Довжина коренів Висота стебел рослин Коефіцієнт галуження коренів та стебел Кількість утворених метамерів	Вихід соматичних мутацій (хлорофіли)
Листки рослин	Структурно-функціональний стан фотосинтетичного апарату листків рослин	
Рослини ряски <i>Spirodella polyrrhiza</i>	Утворення дочірніх щитків, гальмування їх утворення та зміна кількості	
Протонема мохів	Швидкість росту	
Культура ізольованих коренів, колеоптилів	Швидкість росту коренів, колеоптилів	
Культура клітин	Приріст біомаси	Мітотичний індекс Хромосомні аберації
Цілісна рослина	Біомаса рослин, кількість утворених квітконосів, суцвіть, квіток	
Плоди	Маса плодів, кількість утвореного насіння в плоді та на рослину	
Насіння	Всхожість польова та лабораторна	

ЗНАЧЕННЯ НАНН Я КОНКРЕ

Література

1. Кутлахмедов Ю.А., Глазко В.И., Михеев А.Н. Нерешенные проблемы современной радиоэкологии // *Агроэкологічний журнал*. – 2005. – № 3. – С. 83-86.
2. Бариляк І.Р., Дуган О.М. Еколого-генетичні дослідження в Україні // *Цитология и генетика*. – 2002. – Т. 36, № 5. – С. 3-10.
3. Горовая А.И., Бобырь Л.Ф., Дигурко В.М., Скворцова Т.В. Методические аспекты определения мутагенного фона и генетического риска для человека и биоты от действия мутагенных экологических факторов // *Цитология и генетика*. – 1996. – № 6. – С. 78-86.
4. Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Зотов В.П. и др. Медико-биологические последствия Чернобыльской катастрофы: Отдаленные радиоэкологические и радиобиологические проблемы и анализ эффективности контрмер по защите био- и экосистем от последствий Чернобыльской катастрофы (в 2-х частях). – Киев: МЕДЭКОЛ, 2000. – 293 с.
5. Костюк А.Н., Михеев А.Н. Проблема фенотипического стресса и адаптации у растений // *Физиология и биохимия культ. растений*. – 1997. – № 2. – С. 81-92.
6. Радиационная безопасность // *Рекомендации МКРЗ, 1990 г.* / Публ. 60 МКРЗ. Ч. 1. – М.: Энергоатомиздат, 1994. – 192 с.
7. Кравец Е.А., Гродзинский Д.М., Рожко И.И., Бережная В.В., Шилина Ю.В., Овсянникова Л.Г. Морфологическая асимметрия растений как реакция на действие ионизирующего излучения // *Агроэкологічний журн.* – 2005. – № 3. – С. 62-66.
8. Кордюм Е.Л., Сидоренко П.Г. Результаты цитогенетического мониторинга видов покрытосеменных растений, произрастающих в зоне радионуклидного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС // *Цитология и генетика*. – 1997. – Т. 31, № 3. – С. 39-46.
9. Григора І.М., Соломаха В.А. Основи фітоценології. – Київ: Фітосоціоцентр, 2000. – 240 с.
10. Леонова Г.А. Биогеохимическая индикация природных и техногенных концентраций химических элементов в компонентах водных экосистем (на примере водоемов Сибири) // *Электронный журнал "Исследовано в России"*. – 2004. – С. 2196-2198.
11. Романенко В.Д. Основи гідроекології. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.
12. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології. – К.: Вища шк., 2003. – 319 с.
13. Зарубин О.Л. Оптимизация выбора биотических объектов для комплексной оценки радионуклидного загрязнения водоемов // *Медико-биологические проблемы противолучевой и противохимической защиты*. – Санкт-Петербург: ООО "Издательство "Фолиант", 2004. – С. 453.
14. Балашов Л.С. Прогноз розвитку рослинного покриву в зоні відчуження Чернобыльської АЕС // *Укр. ботан. журн.* – 1999. – Т. 56, № 4. – С. 388-393.
15. Дідух Я., Кордюм Є., Андрієнко Т., Прудко О., Сидоренко П., Ситник К. Фітоценотичний та цитогенетичний моніторинг рослинного покриву в умовах хронічного опромінення, спричиненого аварією на Чернобыльській АЕС / Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. – Київ, 1994. – 22 с.
16. Горова А.І., Скворцова Т.В., Клімкіна І.І., Павличенко А.В., Бучавий Ю.В. Цитогенетичний моніторинг довкілля та здоров'я людини // *Вісн. Укр. тов-ва генетиків і селекціонерів*. – 2005. – Т. 3, № 1-2. – С. 36-47.
17. Рабочие материалы Международной конференции "Десятилетие после Чернобыля: воздействие на окружающую среду и дальнейшие перспективы". – Вена, МАГАТЭ, 1996. – С. III-1 – III-20.
18. Шевченко В.А. Генетические последствия аварии на Чернобыльской АЭС // *Биол. журн. Армении*. – 1989. – 42, № 9-10. – С. 875-878.
19. Дубинин Н.П. Новое в современной генетике. – М.: Наука, 1986. – 222 с.
20. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. – Киев: Наук. думка, 1989. – 384 с.
21. Grant W.F. The present status of higher plant bioassays for the detection of environmental mutagens // *Mutat. Res.* – 1994. – № 10. – P. 175-185.
22. Grant W.F. Higher plant assays for the detection of chromosomal aberrations and gene mutations – a brief historical background on their use for screening and monitoring environmental chemicals // *Mutat. Res.* – 1999. – № 426. – P. 107-112.
23. Fiskesjö G. The Allium test – an alternative in environmental studies: the relative toxicity of metal ions // *Mutat. Res.* – 1988. – № 197. – P. 243-260.
24. Rank J., Nielsen M.H. A modified Allium test as a tool in the screening of the genotoxicity of complex mixtures // *Hereditas*. – 1993. – № 118. – P. 49-53.
25. Grant W.F., Owens E.T. Chromosome aberration assays in *Pisum*

- for the study of environmental mutagens // *Mutat. Res.* – 2001. – № 488. – P. 93-118.
26. Gichner T., Badaev S.A., Demchenko S.I., Relichova J., Sandhu S.S., Usmanov P.D., Usmanova O., Veleminsky J. Arabidopsis assays for mutagenicity // *Mutat. Res.* – 1994. – № 310. – P. 249-256.
 27. Rodrigues G.S., Te-Hsiu Ma, Pimentel D., Weinstein L.H. tradescantia bioassays as monitoring systems for environmental mutagenesis: a review // *Crit. Rev. Plant Sci.* – 1997. – 16, № 4. – P. 325-359.
 28. Довгалюк А.И., Калиняк Т.Б., Блюм Я.Б. Оценка фито- и цитотоксической активности соединений тяжелых металлов и алюминия с помощью корневой апикальной меристемы лука // *Цитология и генетика.* – 2001. – Т. 35, № 1. – С. 3-9.
 29. Ковальчук Л.Є., Орел Н.О. Трансгенні рослини як модельний об'єкт для визначення інтенсивності мутагенного фону довкілля // *Вісн. Укр. тов-ва генетиків і селекціонерів.* – 2005. – Т. 3, № 1-2. – С. 72-79.
 30. Kovalchuk O., Kovalchuk I., Hohn V. Effect of chemical and nuclear pollution on the genetic make up of plants. 11 years after Chernobyl // *Proc. Ann. Meeting of FMI.* – Moutreux, Switzerland. – 1997. – P. 11-21.
 31. Гродзинський Д.М., Міхєєв О.М., Кравець О.А., Гуца М.І., Шиліна Ю.В., Бережна В.В., Тордія Н.В., Слинявчук Г.Д., Зелена Л.Б. Генотоксичний вплив радіонуклідного забруднення ґрунтів на меристеми рослин // *Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень.* – 2003. – № 2 (10). – С. 61-71.
 32. Баранов А.В., Левин В.И. Влияние радионуклидного загрязнения на фазы прорастания высших растений // *Медико-биологические проблемы противолучевой и противохимической защиты.* – Санкт-Петербург: ООО "Издательство "Фолиант", 2004. – С. 53-54.
 33. Тулупов П.Е., Лапина Н.Ф., Ласточкина Л.А., Сурнин В.А. Исследование "токсичности" белковых препаратов методом биоиндикации // *Экология.* – 1993. – № 3. – С. 87-91.
 34. Цыцугина В.Г., Флору Х., Поликарпов Г.Г. Генотоксические эффекты в популяциях гидробионтов в районах с повышенным естественным радиационным фоном // *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля.* – 2005. – Вип. 3, Ч. 2. – С. 87-91.
 35. Буторина А.К., Калаев В.Н. Анализ чувствительности различных критериев цитогенетического мониторинга // *Экология.* – 2000. – № 7. – С. 206-210.
 36. Гороява А.И., Скворцова Т.В., Климкина И.И., Павличенко А.В. Цитогенетическое тестирование качества среды // *Антропогенно-змінене середовище України: ризики для здоров'я населення та екологічних систем.* – Київ: Чорнобильінтерінформ, 2003. – С. 502-517.
 37. Куцоконь Н.К., Лазаренко Л.М., Безруков В.Ф., Рашидов Н.М., Гродзинський Д.М. Кількість аберацій на клітину як параметр хромосомної нестабільності. 2. Порівняльний аналіз впливу факторів різної природи // *Цитология и генетика.* – 2004. – Т. 38, № 1. – С. 55-62.
 38. Куцоконь Н.К., Безруков В.Ф., Лазаренко Л.М., Рашидов Н.М., Гродзинський Д.М. Кількість аберацій на аберантну клітину як параметр хромосомної нестабільності. 1. Характеристика дозових залежностей // *Цитология и генетика.* – 2003. – Т. 37, № 4. – С. 20-26.
 39. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Закономерности распределения абераций хромосом по клеткам гидробионтов при действии ионизирующего излучения // *Радиобиология.* – 1993. – Т. 33, № 2. – С. 205-313.
 40. Гераскин С.А., Дикарев В.Г., Дикарева Н.С. Влияние сочетанного радиоактивного и химического (тяжелые металлы, гербицид) загрязнения на выход цитогенетических нарушений в интеркалярной меристеме ярового ячменя // *Радиационная биология. Радиоэкология.* – 2002. – Т. 42, № 4. – С. 369-383.
 41. Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. – М.: Наука, 1976. – 280 с.
 42. Бондарь А.Г., Статюха Г.А. Планирование эксперимента в химической технологии. – Киев: Вища школа, 1976. – 184 с.
 43. Петин В.Г., Жураковская Г.П., Пантوخина А.Г., Рассохина А.В. Малые дозы и проблемы синергического взаимодействия факторов окружающей среды // *Радиационная биология. Радиоэкология.* – 1999. – Т. 39, № 1. – С. 113-126.
 44. Динева С.Б., Абрамов В.И., Шевченко В.А. Генетические последствия действия нитрата свинца на семена хронически облучаемых популяций *Arabidopsis thaliana* // *Генетика.* – 1993. – Т. 29, № 11. – С. 1914-1920.
 45. Петин В.Г., Жураковская Г.П., Комарова Л.Н., Рябова С.В. Зависимость синергизма факторов окружающей среды от их интенсивности // *Экология.* – 1998. – № 5. – С. 383-389.
 46. Селезнева Е.М., Ратников А.Н., Гончарова Л.И., Жигарева Т. Особенности длительного действия кадмия и ультрафиолетового излучения на ячмень // *Радиационная биология. Радиоэкология.* – 2004. – Т. 44, № 2. – С. 183-187.
 47. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. – К.: Наук. думка, 2002. – 216 с.
 48. Гродзинский Д.М. Радиобиология. – К.: Либідь, 2000. – 448 с.