

## АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ

УДК 577.3:612.14

**І. М. ГУДКОВ**, д-р біол. наук, проф.

*Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ*

### НАСЛІДКИ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС У ФЛОРИ ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ

У теперішній час через 25 років після аварії на Чорнобильській АЕС навіть на територіях з високими рівнями радіонуклідного забруднення не виявлено явних загроз існуванню рослинності. Проте, очевидні прояви реакцій, які свідчать про явні і беззаперечні ознаки радіаційних уражень окремих видів рослин. Особливого значення набувають генетичні ефекти, котрі є наслідком порушень стабільності геному і є причиною виникнення мутацій, розшарування популяцій, випадіння окремих видів та, можливо, інших ефектів.

**Ключові слова:** наслідки аварії, Чорнобильська АЕС, флора, прилеглі території

### Гудков И. Н. ПОСЛЕДСТВИЯ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС ВО ФЛОРЕ ПРИЛЕГАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ

В настоящее время через 25 лет после аварии на Чернобыльской АЭС даже на территориях с высокими уровнями радионуклидного загрязнения не выявлено явных угроз существованию растительности. Тем не менее, очевидны проявления реакций, свидетельствующих о явных и несомненных радиационных поражениях отдельных видов растений. Особое значение приобретают генетические эффекты, являющиеся последствием нарушений генома и причиной возникновения мутаций, расслоения популяций, выпадения отдельных видов и, возможно других эффектов.

**Ключевые слова:** последствия аварии, Чернобыльская АЭС, флора, прилежащие территории

### Gudkov I. CONSEQUENCES OF CHERNOBYL NPP ACCIDENT FOR FLORA OF ADJOINING TERRITORIES

Currently, 25 years after the Chernobyl NPP accident, even in areas with high levels of radionuclide contamination overt threats for the existence of vegetation are not detected. However, the reactions that show clear and undeniable signs of radiation lesions of certain species of plants are obvious. Genetic effects, which are the result of violations of the genome stability of and cause mutations, separation of populations, loss of individual species and possibly other effects are of particularly importance.

**Keywords:** consequences, Chernobyl NPP, flora, adjoining territories

Проблема збереження на техногенно порушених територіях, в тому числі на забруднених радіонуклідами, автохтонної біоти вважається надзвичайно важливою. Саме тому дослідження стану і змін у фітоценозах поблизу аварійної Чорнобильської АЕС у теперішній вже віддалений після аварії період слід вважати надзвичайно актуальними.

Взагалі, на тлі багатогранної діяльності людини, як правило, дуже важко виділити вплив того чи іншого чинника на прояв окремих біологічних ефектів, в тому числі і на зміни у фітоценозах. І навпаки, практично повне припинення господарчої діяльності, як це трапилося в зоні аварії, котре супроводжува-

лося евакуацією населення і вивезенням великого поголів'я свійських тварин, спричинило у досить короткий строк до дуже інтенсивних змін характеру рослинності не тільки в колишніх агроценозах, але й у природних фітоценозах і біоценозі в цілому.

Не викликає сумнівів, що одним з основних діючих чинників на біоту в зоні аварії слід вважати іонізуючу радіацію. Саме тому дуже важливо оцінити в цих умовах вплив на сукцесійні явища безпосередньо радіобіологічних ефектів, які могли зумовити певні зміни у складі рослинності, що відбулися за чверть століття.

При дії іонізуючих випромінювань на

угруповання організмів різних таксономічних груп навіть у порівняно невисоких дозах, далеких від рівня летальних для найбільш радіочутливих компонентів фітоценозу, в його структурі можуть відбуватися значні зміни. Це пояснюється тим, ще навіть незначне пригнічення росту і розвитку, репродуктивної здатності одного-двох видів рослин може супроводжуватись порушенням ценотичних зв'язків і забезпечити сприятливі умови для розвитку інших видів. І в цій ситуації більш небезпечним для фітоценозу може бути тривале хронічне опромінення, ніж разове гостре, так як діючи на рослину протягом багатьох послідовних поколінь, воно може призводити до накопичення поступових відхилень в розвитку того чи іншого виду. Після ж гострого опромінення порушення у фітоценозі в наступні роки можуть відновлюватись.

Безсумнівно, головними чинниками, що спричиняють порушення ценотичних зв'язків у фітоценозі, є радіобіологічні реакції най-

більш радіочутливих видів. І для цього наперед усе необхідно, щоб під впливом опромінення ступінь ураження репродуктивної здатності окремих видів досягала певного рівня. Широко розповсюджена думка про те, що рослини у порівнянні з тваринами, а тим більше з ссавцями, людиною, мають надзвичайно високу радіостійкість, помилкова. Базується вона на ранніх дослідженнях, які проводилися з насінням – фазою розвитку, у котрій рослини знаходяться у стані глибокого спокою і у котрій дійсно мають низьку чутливість до всіх чинників, в тому числі й до іонізуючої радіації. При проростанні насіння і початком вегетації радіочутливість рослин підвищується у десятки разів. І якщо у цих періодах розвитку порівняти радіочутливість організмів різних таксономічних груп, то стає очевидним, що серед видів вищих рослин є як дуже радіочутливі види, так і дійсно досить радіостійкі (табл. 1).

Таблиця 1

**Порівняльна радіочутливість деяких видів вищих рослин і ссавців  
(гостре  $\gamma$ -опромінення) [1]**

| Рослини   |                       | Ссавці              |                       |
|-----------|-----------------------|---------------------|-----------------------|
| Вид       | ЛД <sub>50</sub> , Гр | Вид                 | ЛД <sub>50</sub> , Гр |
| Триліум   | 0,5–1                 | Морська свинка      | 1,5–3                 |
| Лілія     | 1,5–2                 | Вівця               | 1,3–4                 |
| Сосна     | 1–3                   | Корова              | 1,5–5,5               |
| Ялина     | 3–5                   | Коза                | 2–5,5                 |
| Береза    | 3–5                   | Осел                | 2–5,5                 |
| Боби      | 3–5                   | Верблюди            | 2,5                   |
| Горох     | 7–9                   | Людина              | 2,5–4                 |
| Цибуля    | 9–11                  | Мавпа               | 2,5–5,5               |
| Квасоля   | 10–13                 | Свиня               | 2,5–6                 |
| Ячмінь    | 13–17                 | Кінь                | 2,5–6                 |
| Пшениця   | 13–18                 | Собака              | 3,5–4                 |
| Помідор   | 15–18                 | Миша                | 4,5–7                 |
| Кукурудза | 18–22                 | Кішка               | 5–7                   |
| Огірок    | 20–24                 | Ховрашок            | 6–9,5                 |
| Конюшина  | 25–30                 | Кролик              | 8–10                  |
| Редис     | 45–50                 | Монгольська піщанка | 10–13                 |

Хоча рівні небезпечних для фітоценозів доз можуть істотно відрізнятись від доз, що викликають помітне порушення ростової чи якоїсь іншої реакції у окремих видів рослин, порівняльне вивчення радіочутливості ком-

понентів фітоценозу відіграє значну роль у вирішенні питання радіаційної безпеки для нього. При цьому необхідно враховувати, що ценотичні зміни можуть відбуватися не тільки при інгібуючих дозах випромінювань, а й

при стимулюючих, які у десятки разів менші за вказані у табл. 1 півлетальні дози. Посилення росту і розвитку одних видів внаслідок прояву радіаційного гормезису створює для них певні переваги у фітоценозі, що може супроводжуватись погіршенням умов для розвитку інших компонентів фітоценозу аж до їх повного випадіння.

Так як зміни фітоценозу спричиняються переважно хронічним опроміненням, то потужність дози є більш важливою характеристикою впливу на нього, ніж загальна доза радіації. Безпечною потужністю дози для фітоценозу слід вважати таку, яка при будь-якому

часі опромінення не викликає його зміни. Є всі підстави вважати, що вона повинна не на багато перевищувати рівень природного радіаційного фону.

В. А. Шевченко та ін. [2] найважливіше значення у змінах біоценозів під впливом іонізуючих випромінювань радіоактивних випадіннь надають генетичним ефектам, котрі на їх думку є основною причиною змін у складі угруповань як рослин, так і тварин. Вони так уявляють зміни у фітоценозах за різних потужностей доз хронічного опромінення, діапазон яких може включати до шести-дев'яти порядків величин (табл. 2).

Таблиця 2

Радіобіологічні ефекти у радіочутливих видів фітоценозу за різних потужностей доз

| Рівень | Радіобіологічний ефект      | Потужність дози, Гр/год. |
|--------|-----------------------------|--------------------------|
| 1      | Біохімічні зміни            | $\leq 10^{-6}$           |
| 2      | Аберації хромосом           | $10^{-6}-10^{-5}$        |
| 3      | Видимі мутації              | $10^{-3}-10^{-5}$        |
| 4      | Зміни у структурі популяцій | $10^{-2}-10^{-3}$        |
| 5      | Випадіння окремих видів     | $10^{-2}$                |
| 6      | Збіднення фітоценозу        | $>10^{-2}$               |
| 7      | Деградація фітоценозу       | $> 10^{-1}$              |

По мірі збільшення потужності дози в ценозі зміни по зростаючій охоплюють такі ефекти, як біохімічні зміни, аберації хромосом, видимі мутації, зміни генетичної структури популяції, випадіння радіочутливих видів, збіднення угруповання і, зрештою, як найсильніший ефект – деградація фітоценозу. Автори виділяють діапазон потужностей доз, за котрих починають виявлятися очевидні генетичні ефекти – лише  $10^{-6}-10^{-4}$  Гр/добу. Наприклад, за потужності дози  $2 \times 10^{-5}$  Гр/добу генетичні ефекти стійко реєструються у хвойних порід. При 0,1 Гр/добу і вище проявляються практично всі види генетичних ефектів у більшості видів рослин. Випадіння радіочутливих видів рослин спостерігаються, починаючи з потужності дози  $10^{-2}$  Гр/добу.

Генетичне ураження фітоценозів може призвести до незворотних змін у далеких поколіннях аж до двадцятого. Проводячи протягом 7 років розпочаті у 1986 р. дослідження В. А. Шевченко та Л. І. Гриніх [3–4] за по-

казниками кількісної оцінки клітин з абераціями хромосом у меристемах та частоти виявлення ембріональних летальних мутацій вивчали перебіг мутаційного процесу у популяціях трав'янистих, чагарникових та деревних порід. Одержані ними результати однозначно свідчать про те, що зі збільшенням щільності радіонуклідного забруднення території генетичний вантаж протягом перших 2–3 років зростав. У наступних поколіннях частота мутацій зменшувалася, однак швидкість зниження ступеню прояву генетичних ефектів у потомстві значно відставала від швидкості зниження потужності дози радіації, котра за 10 років знизилася на три порядки.

О. Д. Коломієць [5] протягом 15 генерацій, починаючи з 1986 р., досліджувала кінетику мутаційної мінливості чотирьох генотипів озимої пшениці, підданій дії опромінення у 10-кілометровій зоні АЕС протягом квітня-серпня 1986 р. У першу вегетацію кількість рослин з морфологічними аномаліями склала

60–80%, у другу також в зоні відчуження при самосіві досягало 60%. При цьому чітко виділялися родини з різкими відхиленнями ознак від вихідних форм, основною причиною яких була стерильність колосу. У рослин, третя вегетація яких проходила також у зоні відчуження, теж переважала часткова і повна стерильність, череззерниця, вкорочений колос та інші. У рослин, що вирощувалися з цього покоління на порівняно чистому ґрунті за межами зони, стерильність проявлялася у 2–3 рази рідше, але утворення морфологічних аномалій тривало з високою частотою. Спостерігалися зміни лінійних розмірів і форми окремих органів, кількості органів, зафарблення, ступеню кущистості, поява воскового нальоту на листах та інші.

Таким чином, мутагенний вплив на рослини забрудненого радіонуклідами середовища, як і наслідки гострого і хронічного опромінення іонізуючою радіацією, протягом багатьох років можуть реалізовуватися у наступних поколіннях і не можна виключати, що генетичні ефекти можуть призвести до певних зсувів у структурі фітоценозів.

Відомі роботи українських і російських дослідників про випадіння або послаблення позицій у фітоценозах деяких видів рослин. І це не завжди представники найбільш радіочутливих родин.

Так, спостерігаючи після аварії за станом грястиці звичайної (*Dactylis glomerata* L.) – рослини з відносно радіостійкої родини злаків у 30-кілометровій зоні навколо Чорнобильської АЕС В. І. Шершунова і В. Г. Зайнуллін встановили, що на ділянках з високою щільністю радіонуклідного забруднення її кількість різко знижується аж до повного випадання з фітоценозу [6]. В аналогічних умовах П. Г. Сидоренко та ін. [7] відзначали збільшення до 30% кількості нежиттєздатного пилку у конюшини повзучої (*Trifolium repens* L.), іванчаю, або хамерії вузьколистої (*Chamaenerium angustifolium* L.) і куколиці білої (*Melandrium album* L.). Виявлені й інші види, що поступово зменшують свою репродуктивну функцію.

Вивчення якості насіння однорічних рослин, що росли протягом декількох поколінь на забруднених радіонуклідами територіях, в ос-

новному свідчить про стабільність продукційного процесу. Так, Н. Ю. Фролова и др. [8–9] наводить дані про дослідження насінневого потомства більш як 20 видів вищих рослин з декількох ценопопуляцій, що були піддані дії опромінення при потужностях доз від 0,1 до 800 мР/год (гамма-фон у серпні 1986 р.). Виявилося, що як за масою 1000 насінин, так і за схожістю більшість видів не відрізнялися від умовно контрольних, що росли за мінімальних рівнях опромінення. Проте, у деяких видів, зокрема подорожника ланцетolistого (*Plantago lanceolata* L.), насіннева продуктивність помітно зменшувалася.

Істотне погіршення життєздатності насіння кульбаби звичайної (*Taraxacum officinale* L.) виявила В. М. Позолотіна [10].

Описані також пригнічення розвитку фіалки ранкової (*Viola matutina* Klok.) [11], горошку волохатого (*Vicia villosa* L.) та мишачого (*V. cracca* L.) [12] та деяких інших видів.

Більшість цих видів також не відносяться до радіочутливих родин. Проте за нашими даними деякі з них є кальцефілами і калієфілами, тобто можуть накопичувати у тканинах підвищені кількості їх хімічних аналогів – ізотопів, в тому числі і радіоактивних, відповідно стронцію і цезію (табл. 3).

Саме за рахунок цього в них в умовах однакового радіонуклідного забруднення можуть формуватися високі дози внутрішнього опромінення, значно більші, ніж в інших більш радіочутливих видів. Тим більше, що поглинена доза опромінення для різних видів навіть в одній екосистемі, в однакових умовах забруднення залежить і від деяких інших факторів, зокрема типу радіонуклідного забруднення території, інших, окрім згаданих, біологічних особливостей рослин. Наприклад, цезій, у тому числі і радіоактивний, який рівномірно розподіляється в організмі хребетних, при надходженні в рослини концентрується переважно в клітинах, що діляться, створюючи часом високі дози локального опромінення критичних тканин вищих рослин – меристем. Стронцій, який у хребетних переважно накопичується у скелеті, при надходженні в рослини більш-менш рівномірно розподіляється по ній, складаючи основний компонент клітинних оболонок

Таблиця 3

Радіочутливість, вміст кальцію і калію та, відповідно,  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у деяких видів рослин, підданих випадінню в зоні радіаційного впливу аварії на Чорнобильській АЕС

| Вид                      | ЛД <sub>50</sub> ,<br>Гр* | ЛД <sub>100</sub> ,<br>Гр* | Ca,<br>мг/100 г | K,<br>мг/100 г | $^{90}\text{Sr}$ ,<br>Бк/кг | $^{137}\text{Cs}$ ,<br>Бк/кг |
|--------------------------|---------------------------|----------------------------|-----------------|----------------|-----------------------------|------------------------------|
| Грястиця звичайна        | –                         | 25                         | 85±26           | 146±38         | 67±7                        | 102±23                       |
| Конюшина повзуча         | 125                       | –                          | 96±18           | 160±23         | 78±7                        | 89±10                        |
| Іван-чай                 | –                         | –                          | 69±17           | 236±40         | 56±8                        | 139±14                       |
| Куколиця біла            | ≥50                       | ≥100                       | 74±31           | 143±30         | 60±12                       | 98±12                        |
| Подорожник великий       | 10                        | –                          | 78±22           | 151±24         | 68±11                       | 96±21                        |
| Подорожник ланцетолистий | 10                        | –                          | 82±34           | 124±22         | 56±16                       | 87±9                         |
| Фіалка ранкова           | 800                       | –                          | 150±21          | 215±32         | 88±32                       | 123±29                       |
| Горошок волохатий        | ≥18                       | ≥37                        | 105± 42         | 163±18         | 96±12                       | 109±12                       |
| Горошок мишачий          | 17                        | 37                         | 112± 25         | 156±15         | 89±9                        | 115±18                       |
| Кульбаба звичайна        | ≈25                       | ≈50                        | 67±38           | 151±17         | 39±7                        | 107±22                       |
| Щавель кінський          | ≈100                      | –                          | 64 ± 12         | 33±12          | 40±10                       | 24±4                         |
| Райграс високий          | ≈25                       | ≈50                        | 42 ± 23         | 45±16          | 34±7                        | 56±8                         |
| Копитняк звичайний       | –                         | –                          | 79 ± 16         | 21±19          | 71±15                       | 20±6                         |

\* за даними О. І. Преображенської для насіння [13]

[14]. Саме тому дози опромінення рослин, що ростуть в однакових умовах, можуть розрізнятися в десятки разів. І саме цим пояснюється невідповідність ступеня прояву радіобіологічних ефектів відносно невисоким дозам загального опромінення, яке часто-густо спостерігається на забруднених радіонуклідами територіях.

В дослідях з тими ж радіочутливими кінськими бобами нам вдалося зареєструвати збільшення кількості клітин з абераціями хромосом у кореневих меристемах проростаючого насіння, одержаного від рослин, що були сформовані у зоні впливу аварії за потужностей доз  $10^{-3}$ – $10^{-2}$  Гр/добу [15]. Цікаво, що за цих рівнів опромінення у батьківських рослин спостерігали прискорення росту рослин, тобто радіаційну стимуляцію, а у меристемах проростків на тлі збільшення кількості клітин з абераціями відзначали збільшення кількості мітотичних клітин, що також свідчить про стимуляційні процеси.

Взагалі при розгляді дії іонізуючої радіації як на фітоценози, так і біоценози в цілому, у ніякому разі не можна ігнорувати можливий прояв її стимуляційної дії. Ще восени 1986 р. у деяких країнах центральної Європи реєстрували суттєве збільшення урожаю ба-

гатьох сільськогосподарських видів рослин. У деяких північних районах України врожай зернових і зернобобових культур на 10–30% перевищували середні за попередні і наступні 20–24 роки. Саме у 1986 р. в Україні був зібраний рекордний за всю її історію врожай зерна – 51 млн. т.

Стимуляційні явища серед дикорослих трав'янистих видів рослин відзначалися на території Білорусі [16]. Протягом вегетаційного періоду 1986 р. як у 30-кілометровій зоні, так і за її межами відзначали дуже сильну стимуляцію приросту річних пагонів деяких деревних видів рослин [3].

Угорський дослідник А. Сабо розрахував сумарні дози зовнішнього опромінення, які могли отримати рослини у деяких регіонах на території Угорщини протягом вегетаційного періоду 1986 р., і показав, що для багатьох видів вони наближаються до стимулюючих. Саме цим він пояснює швидкий ріст і розвиток рослин, а також накопичення ними біомаси у той драматичний рік, які спостерігали багато дослідників [17].

Збільшення схожості та енергії проростання насіння, сили й швидкості росту рослин, посилення окремих фізіолого-біохімічних процесів, прискорення поділу клітин у

меристемах і, зрештою, підвищення продуктивності відзначали багато авторів при вирощуванні рослин на експериментальних ділянках у зоні радіаційного впливу аварії й у більш пізні роки.

Безперечно, ці явища, котрі можна трактувати як прояв радіаційного гормезису, не можна розцінювати як позитивні – вони є одним з проявів соматичної дії іонізуючої радіації на рослини, специфічною реакцією, наслідки якої при систематичних проявах в умовах фітоценозів важко передбачити.

Всі ці дані однозначно свідчать про те, що сукцесійні процеси можуть бути зумовлені саме за рахунок ослаблення позицій виду внаслідок дії іонізуючої радіації.

**Висновок.** Оцінюючи ситуацію в цілому, можна констатувати, що у теперішній час через 25 років після аварії на Чорнобильській АЕС навіть на територіях з високими рівнями радіонуклідного забруднення не виявлено явних загроз існуванню рослинності. Проте очевидні прояви реакцій, які свідчать про явні і беззаперечні ознаки радіаційних уражень окремих видів рослин. Особливого значення набувають генетичні ефекти, котрі є наслідком порушень стабільності геному і є причиною виникнення мутацій, розшарування популяцій, випадіння окремих видів та, можливо, інших ефектів. У цьому немає протиріч, так як кумулятивні радіобіологічні процеси тривають протягом багатьох поколінь, що дозволяє припустити можливість неповної реалізації віддалених наслідків опромінення натеper. Крім того, негативній дії випромінювань протистоїть потужна система відновлювальних процесів, в цілому система надійності, що призвана забезпечити стабільність автохтонного складу біоценозу. І ця система проявляється на різних рівнях організації рослин – від молекулярної репарації до регенерації.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І. М. Сільськогосподарська радіобіологія / І. М. Гудков, М. М. Віннічук – Житомир: ДАУ, 2003. – 472 с.
2. Шевченко В. А. Генетические последствия для популяций растений радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с Чернобыльской аварией / В. А. Шевченко, В. И. Абрамов, В. А. Кальченко и др // Радиационная биология. Радиационная экология. – 1996. – Т. 36, вып. 4. – С. 531–545.
3. Шевченко В. А. Цитогенетические эффекты в природных популяциях *Crepis tectorum*, подвергающихся хроническому облучению в районе Чернобыльской АЭС. Индукция аббераций хромосом в течение первых двух лет после аварии / В. А. Шевченко, Л. И. Гриних. // Радиобиология. – 1990. – Т. 30, вып. 6. – С. 728–734.
4. Шевченко В. А. Цитогенетические эффекты в популяциях *Crepis tectorum*, произрастающих в Брянской области, наблюдавшиеся на 7-й год после аварии на Чернобыльской АЭС / В. А. Шевченко, Л. И. Гриних // Радиационная биология. Радиационная экология. – 1995. – Т. 35, вып. 5. – С. 720–725.
5. Коломієць О. Д. Геномна нестабільність і віддалені ефекти хронічного та гострого опромінення рослин / О. Д. Коломієць // Радіобіологічні ефекти опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи. – К.: Наук. думка, 2008. – С. 33–69.
6. Шершунова В. И. Мониторинг природных популяций *Dactylis glomerata* L. в зоне аварии на ЧАЭС / В. И. Шершунова, В. Г. Зайнуллин // Радиационная биология. Радиационная экология. – 1995. – Т. 35, вып. 5. – С. 690–695.
7. Сидоренко П. Г. Цитогенетические исследования покрытосеменных растений, произрастающих в условиях радионуклидного загрязнения / П. Г. Сидоренко, Е. Л. Кордюм, Е. И. Прядко, Г. Н. Каркуцкий // Радиобиологический съезд. Киев, 20–25 сентября 1993 г. Тез. Докл. Ч. 3. – Пушино: Научный центр РАН, 1993. – С. 907–908.
8. Фролова Н. П. Возрастание частоты тератологических изменений в проростках *Plantago lanceolata* L. пятой послеаварийной репродукции в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС / Н. П. Фролова, О. Н. Попова, А. И. Таскаев // Радиобиология. – 1993. – Т. 33, вып. 2. – С. 179–182.
9. Фролова Н. П. Итоги мониторинга семян отдельных представителей растительности в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / Н. П. Фролова, О. Н. Попова, А. И. Таскаев // Радиобиологический съезд. Киев, 20–25 сентября 1993 г. Тез. докл. Ч. 3. – Пушино: Научный центр РАН, 1993. – С. 1055–1056.
10. Позолотина В. Н. Жизнеспособность семенных поколений одуванчика в условиях хронического облучения в зоне ЧАЭС / В. Н. Позолотина, П. И. Юшков, Н. В. Куликов // Экология. – 1991. – № 5. – С. 81–84.
11. Попова О. Н. Эколого-географическое испытание семенного потомства *Viola matutina* Klok. из 30-километровой зоны аварии на Чернобыльской АЭС / О. Н. Попова, Н. П. Фролова, А. И. Таскаев // Радиационная биология. Радиационная экология. – 1994. – Т. 34, вып. 6. – С. 872–876.
12. Гудков И. Н. Радиационный мониторинг загрязненной радионуклидами территории в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС с использованием дикорастущего растения горошка мышиного (*Vicia cracca* L.) / И. Н. Гудков, И. В. Цибульская, Е. А. Иванова // Наук. вісник Чернівецького ун-ту. – 2008. – Вип. 417. – С. 69–78.

13. Михеев А. Н. Гетерогенность распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  и обусловленные ими нагрузки на критические ткани главного корня проростков / А. Н. Михеев. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – N 39, вып. 6. – С. 663–666.
14. Преображенская Е. И. Радиоустойчивость семян растений / Е. И. Преображенская – М.: Атомиздат, 1971. – 232 с.
15. Гудков И. Н. Противолучевая защита растений с помощью солей металлов в условиях радиоактивного загрязнения территории / И. Н. Гудков, В. Е. Кицно, С. Н. Грисюк. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Т. 39, № 2/3. – С. 349–353.
16. Гудков И. Н. Цитогенетическое поражение бобов и гороха в зоне влияния Чернобыльской АЭС / И. Н. Гудков, Ж. З. Гуральчук, Е. А. Иванова. // Междунар. конф. «Генетические последствия чрезвычайных радиационных ситуаций» Тез. докл. – Москва: Изд-во Рос. ун-та дружбы народов. – 2002. – С. 42–43.
17. Дмитриева С. А. Биологические эффекты воздействия ионизирующей радиации на растения / С. А. Дмитриева, В. И. Парфенов // Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. – Минск: Наука і техника, 1995. – С. 275–337.
18. Szabo A.S. Did the radioactive contamination in Hungary due to the disaster at the Chernobyl nuclear power station had a biopositive effect on plant / A.S. Szabo. // J. Radiol. and Nucl. Chem.: Lett. – 1987. – V. 119, N 6. – P. 503–511.

Надійшла до редколегії 26.09.2011

УДК 911+504

**А. Н. НЕКОС**, канд. геогр. наук, проф.

*Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна*

## ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ЯКОСТІ ҐРУНТІВ ТА РОСЛИННОЇ ПРОДУКЦІЇ ПРИРОДНИХ ЗОН ТА РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

Надано результати емпіричних досліджень трофогеографії, щодо показників концентрації важких металів у ґрунті та рослинній продукції у різних природних зонах та регіонах України. Значення показника розрахованого географічного фону мікроелементів для овочевої продукції розрізняються за природними зонами.

**Ключові слова:** трофогеографія, моніторинг, екологічна безпека, рослинні продукти харчування, хімічні елементи, важкі метали

### **Nekos A. COMPARATIVE ANALYSIS OF SOIL QUALITY AND PLANT PRODUCTION OF NATURAL AREAS AND REGIONS OF UKRAINE**

The paper presents results of empirical research regarding trofogeography concentrations of heavy metals in soil and plant production of natural areas and regions of Ukraine. Value of the index calculated by the geographical background of trace elements to vegetables vary in natural areas.

**Keywords:** trofogeography, monitoring, environmental safety, plant foods, chemicals, heavy metals

### **Некос А. СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ КАЧЕСТВА ПОЧВ И РАСТИТЕЛЬНОЙ ПРОДУКЦИИ ПРИРОДНЫХ ЗОН И РЕГИОНОВ УКРАИНЫ**

Представлены результаты эмпирических исследований трофогеографии относительно показателей концентрации тяжелых металлов в почве и растительной продукции природных зон и регионов Украины. Значение показателя рассчитанного географического фона микроэлементов для овощной продукции различаются по природным зонам.

**Ключевые слова:** трофогеография, мониторинг, экологическая безопасность, растительные продукты питания, химические элементы, тяжелые металлы

**Постановка проблеми.** Екологічна безпека сьогодні є однією з актуальних проблем сучасності. Значущість досліджень екологічної безпеки не викликає сумнівів у фахівців різних профілів. Особливий клас екологічної безпеки – безпека рослинних продуктів хар-

чування повсякденного вжитку і ґрунтів, на яких вони вирощені. Науковими дослідженнями якості рослинної продукції багато десятиліть займалися переважно сільськогосподарські науки, у меншій мірі біологічні та інші. З часом виникла ціла серія питань, що стосуються формування якості рослинної продукції, які не знаходили свого пояснення в