

УДК 631.53.027.34(045)

<sup>1</sup>Д.І. Гудков, д.б.н.  
<sup>2</sup>Н.Л. Шевцова, к.б.н., с.н.с.  
<sup>3</sup>А.А. Явнюк, студ.

## ВПЛИВ ХРОНІЧНОГО ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ НА ПРОРОСТАННЯ ТА СХОЖІСТЬ НАСІНИН ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО

<sup>1,2</sup>Інститут гідробіології НАН України

<sup>1</sup>E-mail: digudkov@svitonline.com

<sup>2</sup>E-mail: shevtsovanl@rambler.ru

<sup>3</sup>Національний авіаційний університет

<sup>3</sup>E-mail: a\_yavnyuk@ukr.net

*Досліджено біологічні характеристики насіння очерету звичайного в умовах хронічної дії іонізуючого опромінення. Виявлено дозові залежності показників життєздатності та частоти аномалій проростків у водоймах із різним рівнем радіонуклідного забруднення. Встановлено високий відсоток аномалій та зниження показників життєздатності насінневого потомства очерету у найбільш забрудненими радіонуклідами водоймах.*

*Results of the common reed's seeds biological characteristics research in long-term radiation exposure conditions are represented. Dose relationships between liability indexes and abnormalities frequency of germs in water bodies with different levels of radionuclide contamination are indicated. High abnormalities percent and reduced liability indexes of common reed's seed progeny in the most radionuclide contaminated water are defined.*

*Исследованы биологические характеристики семян тростника обыкновенного в условиях хронического воздействия ионизирующего облучения. Определены дозовые зависимости показателей жизнеспособности и частоты аномалий проростков в водоемах с разным уровнем радионуклидного загрязнения. Установлены высокий процент аномалий и снижение показателей жизнеспособности семенного потомства тростника внаиболее загрязненных радионуклидами водоймах.*

### Постановка проблеми

Складна радіоекологічна ситуація, в якій опинилася Україна після аварії на Чорнобильській АЕС в 1986 р., вимагає комплексних, систематичних досліджень як швидкоплинних, так і віддалених наслідків радіаційного опромінення людини та біоти на різних рівнях організації живих організмів за умови підвищеного дозового навантаження.

### Аналіз останніх досліджень і публікацій

Досвід радіобіологічних досліджень, накопичений в Україні та за кордоном [1; 2], свідчить про необхідність регулярного спостереження за динамікою мутаційного процесу в ряді поколінь досліджуваних популяцій для виявлення закономірностей накопичення або виведення негативних мутацій.

Нині іонізуюче випромінювання вважають стрес-агентом, а стресову реакцію – захисною за суттю та за біологічною спрямованістю як у разі радіаційного опромінення, так і у разі інших видів стресів [3; 4].

Стресовий характер впливу визначає неспецифічність реакції клітин на опромінення [3; 5].

Сукупність таких реактивних змін є біохімічним шоком, окислювальним стресом.

Серед відповідних реакцій, що виникають у клітинах унаслідок дії стресових чинників, відзначені такі неспецифічні реакції:

- гальмування ростових процесів;
- морфологічні зміни;
- припинення експресії більшості генів;
- індукція синтезу стресових білків.

**Мета** роботи – дослідити радіобіологічні реакції вищих водяних рослин на прикладі очерету звичайного на дію хронічного радіаційного опромінення.

Проведені дослідження необхідні для подальшого встановлення особливостей відповіді біосистем на іонізуюче опромінення як на генетичному, так і на популяційному рівні.

Інформація про рівень та динаміку мутаційного процесу в хронічно опромінюваних популяціях рослин дозволить оцінити ймовірність та темпи мікроеволюційних змін, а також допоможе вирішити питання про можливе господарське використання забруднених у результаті Чорнобильської аварії територій [6].

#### Матеріали та методи дослідження

Для оцінювання віддалених наслідків хронічної дії іонізуючого опромінення у водоймах Чорнобильської зони відчуження відібрали насіння очерету звичайного *Phragmites australis* (Trin) Ex. Steud, 2009 р. вегетації.

Досліджували зразки насіння очерету замкнутих водойм заплави р. Прип'ять – оз. Глибоке, Далеке, Азбучин, Янівського затону, водойми-охолодника (ВО) Чорнобильської АЕС, а також з вдсх. Київського поблизу с. Лютіж та оз. Вербне, що знаходиться в межах р-ну Оболонський м. Києва. Оз. Вербне та вдсх. Київське є водоймами з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення.

Оскільки в умовах радіаційного опромінення рослини отримують дозу як від радіонуклідів у навколишньому середовищі, так і від інкорпорованих, необхідно розраховувати сумарну потужність поглиненої дози.

Для оцінювання дозового навантаження в полігонних та фонових водоймах сумували отриману дозу від радіонуклідів, інкорпорованих у тканинах очерету, від радіонуклідів у воді, від фонових джерел, використовуючи дозові перерахункові коефіцієнти [7].

До уваги брали радіоізотопи  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ , оскільки вони є основними дозоутворюючими радіонуклідами.

Обчислення потужності поглиненої дози здійснювали за формулою

$$D_{tot} = D_{ext} + D_{int},$$

де  $D_{tot}$  – потужність сумарної поглиненої дози, мкГр/год;

$D_{ext}$  – потужність поглиненої дози від зовнішніх джерел, мкГр/год;

$D_{int}$  – потужність поглиненої дози від внутрішніх джерел мкГр/год;

Зовнішню дозу  $D_{ext}$  обчислювали за формулою

$$D_{ext} = \sum_i C_i^{wat} \times DCC_{ext,i} + D_{bkg},$$

де  $C_i^{wat}$  – середня питома активність радіонукліду у водному середовищі, Бк/кг;

$DCC_{ext,i}$  – дозовий перерахунковий коефіцієнт для зовнішнього опромінення, мкГр/год на Бк/кг;

$D_{bkg}$  – доза, отримана від фонових джерел, мкГр/год.

Коефіцієнт  $DCC_{ext,i}$  визначається як відношення між потужністю поглиненої дози від радіонукліду та його концентрацією в навколишньому середовищі, в цьому випадку – у воді.

Внутрішню дозу  $D_{int}$  обчислювали за формулою

$$D_{int} = \sum_i C_i^{int} \times DCC_{int,i},$$

де  $C_i^{int}$  – середня питома активність інкорпорованого радіонукліду у тканинах очерету, Бк/кг;

$DCC_{int,i}$  – дозовий перерахунковий коефіцієнт для внутрішнього опромінення, мкГр/год на Бк/кг.

Коефіцієнт  $DCC_{int,i}$  визначається як відношення між потужністю поглиненої дози від інкорпорованого радіонукліду та його концентрацією у тканинах очерету.

Результати обчислення сумарної поглиненої дози наведено в табл. 1.

Насіння пророщували в чашках Петрі на стелажі з освітленням 5–10 кЛк за температури 20–24°C. Життєздатність насіння оцінювали за показниками технічної схожості, енергії проростання, періоду появи першого – останнього паростка та виживаності [8].

Таблиця 1

**Потужність сумарної поглиненої рослинами дози у водоймах  
з різним рівнем радіонуклідного забруднення**

Водойма	Поглинена доза, мкГр/год		Радіаційний фон, мкГр/год		Сумарна поглинена доза			
	від радіо- нуклідів у воді	від інкорпо- рованих радіо- нуклідів	міні- маль- ний	макси- маль- ний	мкГр/год		сГр/р.	
					міні- мальна	макси- мальна	міні- мальна	макси- мальна
Оз. Глибоке	0,06	0,28	4,37	17,46	4,70	17,79	4,12	15,59
Оз. Далеке	0,04	0,24	4,91	5,71	5,18	5,98	4,54	5,24
Оз. Азбучин	0,02	0,13	0,55	1,37	0,70	1,52	0,61	1,33
Янівський затон	0,01	0,02	0,38	0,71	0,40	0,73	0,35	0,64
ВО ЧАЕС	0,002	0,17	0,14	0,16	0,13	0,12	0,27	0,45
Київське вдсх. (с. Лютиж)	0,0002	0,02	0,17	0,22	0,20	0,24	0,17	0,21
Оз. Вербне (Київ)	0,00001	0,001	0,06	0,12	0,06	0,12	0,05	0,11

Для характеристики процесу проростання насіння найбільш вагомим показником є схожість, яка характеризує здатність насіння до утворення нормально розвинутих паростків [8].

Технічну схожість  $B$  як кількісний показник обчислювали за формулою

$$B = \frac{n100}{N},$$

де  $n$  – кількість паростків;

$N$  – кількість зернівок, взятих для пророщування.

Показник енергії проростання характеризує одночасність появи сходів [9].

Енергію проростання розраховували згідно з формулою

$$E_{grm} = \frac{n_{trd}100}{N_n},$$

де  $E_{grm}$  – енергія проростання;

$n_{trd}$  – кількість насінин, що проросли за першу третину часу пророщування, яка в нашому випадку становила дев'ять діб;

$N_n$  – кількість насіння, взятого для пророщування.

Вживаність розраховували за формулою

$$S = \frac{N_{srv}100}{N_{grm}},$$

де  $S$  – вживаність;

$N_{srv}$  – кількість паростків, що вижили;

$N_{grm}$  – кількість паростків, які зійшли.

Дослідження аномалій паростків показали, що окрему групу становлять хлорофільні, або пігментні порушення. Їх кількість може бути індикатором сумарної частоти мутування в першому наближенні [9].

У паростків зустрічаються аномалії, класифіковані як «скрученість» гіпокотилів, коренів, листя та всього паростка до повного порушення нормального геотропізму. Це зумовлено різною швидкістю поділу ініціальних клітин, які формують змінений орган, чи подальшого розтягнення. Інший тип порушень, який часто зустрічається, – некрози коренів та сім'ядолей у паростків, є також генетично зумовленим. На прикладі паростків аміброброксину доведено, що некрози коренів виникають при мутації певних генів [10].

Для визначення аномалій росту досліджували сумарну частоту паростків, які мають такі порушення:

– спільну точку росту кількох основних коренів;

– корені, які ростуть із листа;

– відсутність кореня.

Статистичне обчислення проводили за допомогою стандартних методів варіаційної статистики та кореляційного аналізу [11].

Дослідження життєздатності насінневого потомства очерету звичайного водойм зони відчуження виявило певні відхилення (табл. 2).

Рослини з найбільш забруднених водойм лівобережної заплави р. Прип'ять відрізняються зменшеними показниками енергії проростання зернівок та виживаності. Відмічено аномальну затримку проростання зернівок – до 19 та 26 діб.

Порушення динаміки появи паростків зернівок показано рис. 1.

Якщо за нормою паростки зернівок повинні з'являтися майже одночасно на 2–9 добу, як у випадку рослин з контрольного оз. Вербне, то в рослин із полігонних водойм поява паростків у зернівок розтягнута в часі та відрізняється двома максимумами.

Найменші порушення динаміки схожості спостерігаються в зернівок очерету з Янівського затону, в якому на пісковій дамбі 2000 р. будівництва росте молода популяція очерету.

На другу добу в рослин із Янівського затону з'являється 59,6 % паростків від загальної їх кількості, на п'яту добу – 11,2 %, на дев'ятнадцяту добу знову спостерігається незначне підвищення – до 14,6 %.

Найбільш аномально процес появи паростків зернівок відбувався в рослин з оз. Глибоке (потужність поглиненої дози до 16 сГр/р), де їх максимальна кількість з'являється на дев'яту та дев'ятнадцяту добу (27,6 %, та 23,7 % відповідно), а на другу добу – лише 14,5 %.

Таблиця 2

**Показники життєздатності насінневого потомства очерету звичайного 2009 р. вегетації з різним рівням радіонуклідного забруднення водойм**

Водойма	Сумарна поглинена доза, сГр/р	Період схожості паростка, доба		Технічна схожість	Енергія проростання	Вживаність
		перший	останній			
Оз. Глибоке	4,08 – 15,55	2	26	0,60±0,14	0,31±0,12	0,38±0,11
Оз. Далеке	4,53 – 5,23	2	26	0,59±0,06	0,49±0,09	0,35±0,07
Оз. Азбучин	0,59 – 1,31	2	26	0,67±0,18	0,47±0,12	0,42±0,12
Янівський затон	0,35 – 0,64	2	19	0,55±0,09	0,46±0,12	0,47±0,12
ВО ЧАЕС	0,27 – 0,45	2	19	0,73±0,11	0,57±0,14	0,53±0,13
Оз. Вербне (Київ)	0,05 – 0,11	2	9	0,93± 0,16	0,91±0,33	0,64±0,18

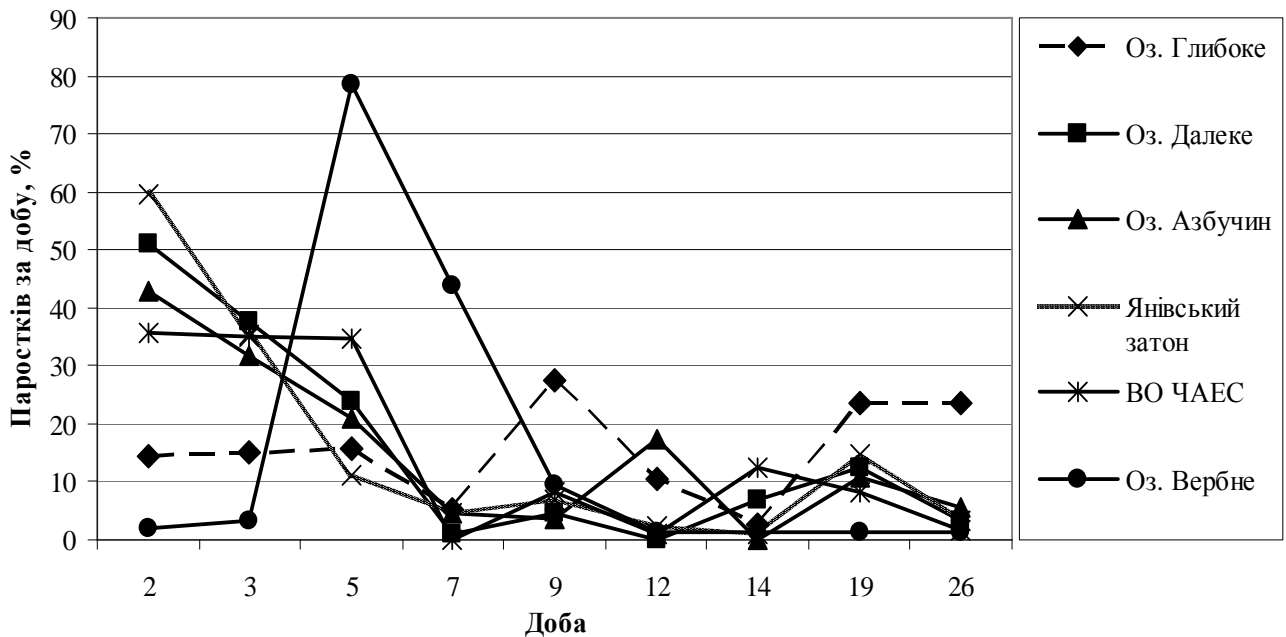


Рис. 1. Динаміка схожості зернівок очерету звичайного з різним рівнем радіонуклідного забруднення водою

У ході аналізу показників життєздатності зернівок у водоймах із різним рівнем радіонуклідного забруднення – технічної схожості, енергії проростання та виживаності було виявлено зворотну дозову залежність досліджуваних показників (рис. 2).

Від’ємну кореляцію зареєстровано між поглиненою рослиною дозою та показниками технічної схожості ( $r = -0,637$ ) енергії проростання ( $r = -0,833$ ), та виживаністю ( $r = -0,491$ ).

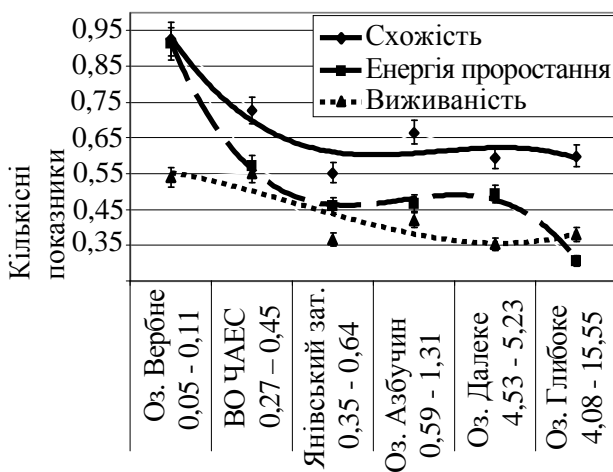


Рис. 2. Дозова залежність показників життєздатності зернівок очерету звичайного

Протягом дослідження було відмічено високу частоту аномалій різних типів у паростків із найбільш забруднених водою Чорнобильської зони відчуження порівняно зі зразками з фонових водою (рис. 3).

Найбільше аномалій зафіксовано в паростків з оз. Далеке (68,67 %), Азбучин (52,00 %), Глибоке (48,67 %) найменше – з вдсх. Київського поблизу с. Лютіж (14 %) та оз. Вербного (8 %), де сумарна поглинена доза не перевищує 0,21 сГр/р.

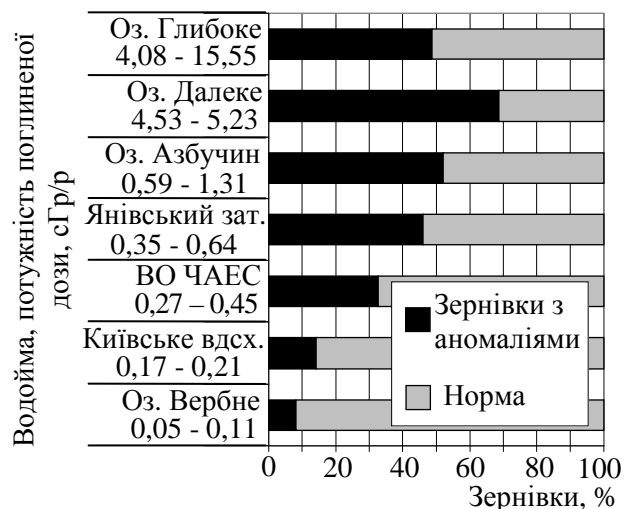


Рис. 3. Сумарна частота аномалій паростків очерету

Кореляційну залежність обчислювали між середньою поглиненою рослинами дозою та різними типами аномалій методом Z за Фішером для малих вибірок [12 між частотою:

- некрозів коренів та дозою ( $r = 0,536$ );
- ростових аномалій ( $r = 0,539$ ) та дозою.

Кореляції між частотою хлорофільних аномалій та дозою не зареєстровано ( $r = 0,001$ ). Однак частота «скрученості» коренів та листя корелює з дозою  $r = 0,908$ .

### Висновки

Життєздатність насінневого потомства очерету звичайного, що сформувалася в градієнті радіоактивного забруднення водойм Чорнобильської зони відчуження, зменшується з підвищенням потужності поглиненої рослиною дози. Високі кількісні показники аномалій у насінневному потомстві опромієних рослин зумовлені накопиченням генетичних порушень у популяціях, які ймовірно впливають також на хід онтогенезу та життєздатність насіння.

Результати проведених досліджень дозволяють уявити багаторічну динаміку накопичення генетичних порушень очерету звичайного у водоймах зони відчуження.

Дослідження показників репродуктивної здатності насінневого потомства одного з видів-домінантів фітоценозів водяних рослин Чорнобильської зони відчуження може бути рекомендовано до використання в радіоекологічному моніторингу радіоактивно забруднених водних екологічних систем.

### Література

1. *Моргун В.В.* Скринінг генетичної післядії радіонуклідних забруднень через 13 років з часу аварії на Чорнобильській АЕС / В. В. Моргун, В. Ф. Логвиненко, Р. А. Якимчук // Доповіді НАН України, 2001. – № 2. – С. 183 – 185.
2. *Позолотина В.Н.* Отдаленные эффекты в популяциях растений из зон радиоактивного и химического загрязнения / В.Н. Позолотина, Е. В. Антонова, В. С. Безель // Радиационная биология. Радиоэкология, 2010. – Т. 50, № 4. – С. 414 – 422.
3. *Гудкова Н. В.* Анатомія листків паростків озимої пшениці в умовах радіаційного та температурного стресів / Н. В. Гудкова, Г. Г. Мартин // Український ботанічний журнал. – 2001. – Т. 58, № 6. – С. 731 – 736.
4. *Барабай В. А.* Стресс в развитии радиационного поражения. Роль регуляторных механизмов / В. А. Барабай, С. А. Олейник // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Т. 39, № 4. – С. 438 – 443.
5. *Тестов Б. В.* Неспецифичность действия радиационного излучения на организм / Б. В. Тестов, Т. Д. Афонина // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды: тез. докл. Междунар. конф. БИО-РАД-2001. (Сыктывкар, 20 – 24 марта 2001 г.). – Сыктывкар, 2001. – С. 246 – 247.
6. *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. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36, № 4. – С. 531 – 545.
7. *Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment* / Eds.: J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Vørretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. – 395 p.
8. *Демидовская Л.Ф.* Морфологоанатомические особенности паростка и цикл его развития / Л.Ф. Демидовская, Р.А. Кириченко // Труды Института ботаники АН Казах.ССР. – 1964. – № 19. – С. 109–135.
9. *Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты* / В.Н. Позолотина, И.В. Молчанова., Е.Н. Караваева и др. – Екатеринбург: Изд-во «Гощинский», 2008. – 204 с.
10. *Идентификация гена, включенного в контроль развития корневой системы у Arabidopsis thaliana* / А.А. Томилов, Н.В. Томилова, О. А. Огаркова, В. А. Тарасов // Генетика, 2001. – Т. 37, № 1. – С. 35 – 36.
11. *Закс Л.* Статистическое оценивание / Л. Закс. – М.: Статистика, 1976. – 530 с.
12. *Лакин Г. Ф.* Биометрия. – 2 изд., перераб. / Г. Ф. Лакин. – М.: Высш. шк., 1973. – 338 с.

Стаття надійшла до редакції 18.01.2011.