

6. Панченко С.М. Флора національного природного парку “Деснянсько-Старогутський” та проблеми охорони фіторізноманіття Новгород Сіверського Полісся: Монографія / За заг. ред. д.б.н. С.Л. Мосякіна. – Суми: Університетська книга, 2005. – 170 с.
7. Почвообразование в техногенных ландшафтах. – Новосибирск: Наука, 1979. – 294 с.
8. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития. – К.: Наукова думка, 1991. – 200 с.
9. Работнов Т.А. Фитоценология. – М.: МГУ, 1992. – 352 с.
10. Тахтаджян А.Л. Флористические области Земли. – Л.: Наука, 1978. – 247с.
11. Уманова Н.Е., Филимонова Е.И., Махнев А.К. Особенности самозарастания золоотвала Рефтинской ГРЭС// Биологическая рекультивация и мониторинг нарушенных земель: материалы Междунар. науч. конф., Екатеринбург, 4-8 июня 2007 г. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. – С. 649 – 664.
12. Черепанов С.К. Сосудистые растения СССР. – Л.: Наука, 1981. – 509 с.

Стаття поступила до редакції 01.09.2009 р.; прийнята до друку 20.11.2009 р.

Неспляк О. С. - аспірант кафедри біології та екології Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника.

Рецензент: – кандидат біологічних наук, доцент кафедри лісознавства Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника Гнезділова В. І.

УДК 504.064.36:502.5(25):576.356

ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ЕФЕКТИ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

М. М. Миленька

Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника, кафедра біології та екології,
e-mail: mulenka.m@gmail.com

*З використанням модельної системи *Allium cepa* L. досліджено специфічні та неспецифічні цитогенетичні наслідки забруднення міських ґрунтів важкими металами. Виявлено інгібіцію проліферативної активності меристематичних клітин тест-об'єкту, порушення динаміки клітинного циклу, індукцію аномальних ана-телофаз та позануклеарних структур. Встановлено рівень статистичних залежностей між цитогенетичними показниками та рівнем металонавантаження.*

Ключеві слова: важкі метали, ґрунт, урбоекосистема, токсико-мутагенний фон, *Allium cepa*-тест.

*Mylen'ka M. M. Cytogenetic effects of the heavy metals soil pollution. Specific and non-specific cytogenetic effects of the heavy metals pollution the urban soil are studied by the means of the *Allium cepa* L. model system. The inhibition of the proliferous activity of the test object's meristematic cells, cell cycle dynamics distortion, induction of the abnormal ana-telophases and extranuclear structures is observed. The level of the statistical correlations between the cytogenetic data and the level metal intensity is established.*

Key words: heavy metals, soil, urboecosystem, toxic mutagenic background, *Allium cepa* test.

Вступ

Пріоритетним чинником урботехногенної трансформації екосистем є привнесення у природні біотопи широкого спектра полутантів, чільне місце серед яких належить важким металам (ВМ) [3, 18, 19]. Останні володіють не лише загальнотоксичною дією на живі організми [1, 2, 8], але й вираженою мутагенною активністю [5, 6, 9, 12, 14, 21-24]. Головним депонуючим середовищем, при цьому, є ґрунт [1]. Його висока катіонна поглинаюча здатність сприяє тривалому утриманню іонів металів, що зумовлює зростання цитотоксичних та кластогенних властивостей. Це створює реальну основу для наростання генетичного тягаря у популяціях та змінює напрям й інтенсивність мікроеволюційних процесів [6, 7]. Невідповідність філогенетично детермінованої швидкості адаптації зростаючому темпу мутаційного процесу може

спричинити кризовий стан і створити реальну загрозу існуванню багатьох біологічних видів та небезпеку для здоров'я людей [7]. Особливо гострою є дана проблема в зоні впливу потужних промислових об'єктів, зокрема паливно-енергетичного комплексу [10]. Оцінка цитогенетичних наслідків забруднення довкілля ВМ та розробка й удосконалення методів генетичного моніторингу за станом ґрунтів, як акумуляторів сумарного забруднення біосфери, є актуальним завданням біоекології та метою даного дослідження.

Матеріали та методи

Дослідження проводили у Бурштинській урбоєкосистемі монофункціонального типу, яка розташована в Галицькому районі Івано-Франківської області, у зоні впливу одного із найбільших підприємств паливно-енергетичного комплексу України – Бурштинської теплоелектростанції (БуТЕС). За функціональною класифікацією екотопів виділено дослідні ділянки, які відносяться до промислової площадки (ПП) в зоні неорганізованих викидів БуТЕС (VI), придорожніх ділянок (V), аграрної (IV) і селітебної (III) зон та зелених міських насаджень (II). В якості фонові – обрано умовно чисту територію поблизу м. Рогатин, близьку за природнокліматичними умовами (I) [19].

Відбір проб ґрунту здійснювали за методиками [15, 17] у відповідності до вимог державних стандартів № 17.04.3.01.83 та № 17.4.4.02.84. Зразки відбирали з верхнього п'ятисантиметрового горизонту [1]. У ґрунтових зразках атомно-абсорбційним методом [4, 15] визначали вміст рухомих форм плумбуму (Pb), купрум (Cu), цинку (Zn), нікелю (Ni) та кадмію (Cd).

Цитогенетичний ефект впливу полютантів визначали за допомогою тест-системи 3-4 денних проростків *Allium cepa* L. У модельному експерименті насіння цибулі пророщували у стандартизованих умовах на гомогенізованих ґрунтових зразках. Контролем слугувала дистильована вода [17].

Первинні корінці зрізали на стадії найвищої мітотичної активності (8–10 год ранку) та фіксували у суміші Кларка протягом 24 год, після чого проводили фарбування ацетокарміновим методом. З корінців готували давлені препарати загальноприйнятим методом [20]. Цитологічний аналіз проводили під мікроскопом Olympus CX-300 (збільшення 400x); мікрофотографування здійснювали за допомогою інтегрованої у мікроскоп фотонасадки Olympus SP – 500 UZ при збільшенні мікроскопа 1000x та програмного забезпечення Quick PHOTO MICRO 2,3 for Windows (Olympus).

Для встановлення цитотоксичності факторів довкілля визначали показник мітотичної активності меристематичних тканин (мітотичний індекс (MI)) і розподіл клітин за фазами мітозу. Кластогенний ефект ґрунтових умов проводили через підрахунок хромосомних аберацій (ХА) ана-телофазним методом. Паралельно визначали мікроядерний індекс (МЯІ) меристематичних клітин тест-об'єкту [24]. За результатами досліджень обчислені умовні показники ушкодженості (УПУ) та проведена подальша інтегральна оцінка екологічного стану досліджених різнофункціональних зон урбоєкосистеми. Для цього використовували формули 1–2 [17]:

$$УПУ_i = \frac{(П_{комф} - П_n)}{(П_{комф} - П_{крит})} \quad (1),$$

де $УПУ_i$ – умовний показник ушкодженості біотестора за аналізованим цитогенетичним показником; i – аналізований цитогенетичний показник; $П_{комф}$ – комфортне (контрольне) значення аналізованого параметру біотестора; $П_{крит}$ – критичне значення параметру; $П_n$ – значення параметру у кожному дослідному варіанті.

$$ІУПУ = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n УПУ_i \quad (2),$$

де ІУПУ – інтегральний умовний показник пошкодження біотестора.

Математичну обробку результатів проводили варіаційно-статистичним методом з наступними кореляційно-регресійним аналізом. Достовірність відмінності одержаних експериментальних даних із фоновими оцінювали за допомогою t-критерію Стьюдента при різних рівнях значимості α (5, 1 та 0,1%) [13]. Нульову гіпотезу відкидали при $P \leq 0,05$. Всі розрахунки проводили за допомогою редактора MS Excel 2003 та програмного пакета Statistica 7.0.

Результати та обговорення

У ґрунтах Бурштинській урбоєкосистемі має місце зростання концентрацій рухомих форм Pb, Cu, Ni та Cd та зниження концентрацій Zn порівняно з фоновією територією (табл. 1). Особливості розподілу концентрацій металів у ґрунтах визначаються характером та інтенсивністю антропогенного впливу.

Піки максимальних концентрацій Pb та Cu встановлені в придорожніх зонах урбоєкосистеми (відповідно 4,7 та 2,4 мг/кг при фонових значеннях – 0,75 та 0,57 мг/кг); Cd – у зонах аграрного використання (0,78 мг/кг при 0,14 мг/кг на фоновій території); Ni – на ПП БуТЕС (3,4 мг/кг порівняно з 1,6 мг/кг). Мінімальні концентрації важких металів у ґрунті встановлені для зони комплексного озеленення.

Таблиця 1. Концентрація рухомих форм важких металів у ґрунтах різнофункціональних зон Бурштинської урбоєкосистеми.

Функціональна зона	Значення показників (M±m), мг/кг				
	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni
I	0,75±0,02	0,57±0,07	0,14±0,02	8,6±0,38	1,6±0,12
II	1,75±0,09 ^e	0,70±0,04	0,20±0,01 ^b	8,3±0,09	2,1±0,05 ^b
III	2,2±0,07^e	0,70±0,03	0,30±0,01 ^e	6,8±0,10 ^b	2,50±0,08 ^b
IV	3,8±0,08^e	1,8±0,05 ^e	0,78±0,01^e	1,9±0,06 ^e	2,8±0,07 ^e
V	4,7±0,07^e	2,4±0,05 ^e	0,58±0,01 ^e	2,1±0,03 ^e	3,0±0,05 ^e
VI	4,2±0,07^e	2,0±0,06 ^b	0,43±0,01 ^b	3,4±0,06 ^b	3,4±0,07 ^b
ГДК	2,00	3,00	0,70	23,00	4,00

Примітка. Вірогідні зміни досліджуваних показників порівняно з фоновим значенням:

b - P<0,01; *e* - P<0,001.

У межах урбоєкосистеми можна виділити локальні едафотопи, гетерогенні за ступенем забруднення ВМ [16]. Відповідно до значень інтегрального показника забруднення (K_z), територія комплексного озеленення є помірно забрудненою ($K_z = 2,31$); селітебна зона – середньо забрудненою ($K_z = 2,70$); ПП БуТЕС, аграрна і придорожна зони характеризуються максимальним рівнем забруднення (K_z складає відповідно 4,37, 4,39 та 4,85).

Комплекс ґрунтових факторів характеризується вираженим цитогенетичним ефектом, що засвідчують результати *Allium cepa* – тесту. «Металічний пресинг» на мікроедафотопи зумовлює інгібіцію проліферативної активності меристематичних клітин тест-об'єкту (табл. 2).

Таблиця 2. Проліферативна активність клітин апікальної меристеми *A. cepa*, експонованих на ґрунтах Бурштинської урбоєкосистеми й умовні показники ушкодження (УПУ_М).

Функціональна зона	Рівень забруднення ВМ	МІ, % (M±m)	УПУ _М	Рівень пошкодження індикатора	ВМІ (відносний мітотичний індекс)
I	-	37,37±1,10	0,09	мінімальний	1
II	Помірний	28,31±0,20 ^b	0,29	нижчий середнього	0,76
III	Середній	21,31±0,24 ^e	0,58	вищий середнього	0,57
IV	Максимальний	15,81±0,12 ^e	0,81	максимальний	0,42
V		12,81±0,08 ^e	0,93	максимальний	0,34
VI		10,94±0,47 ^e	1	максимальний	0,29
Контроль		35,20±0,16	0	мінімальний	-

Примітка: Вірогідні зміни досліджуваних показників порівняно з контролем та фоновим значенням: *b* – P<0,01; *e* – P<0,001.

У рослин, експонованих на ґрунтах фонові території, величина МІ складає 37,37±1,10%. Це значення достовірно не відрізняється від контрольного. У межах урбоєкосистеми найвища мітотична активність відмічена для ґрунтів зони комплексного озеленення (28,31±0,20%). Відповідно до шкали оцінки мутагенного фону та стану генофонду [7] рівень пошкодження біотестора тут класифікується як «нижчий середнього». Ґрунти селітебних територій спричинюють пригнічення проліферативної активності меристематичних клітин *A. cepa* у 1,75 рази порівняно з фоном. Рівень пошкодження тест-об'єкта – «середній» і «вищий середнього». Високі рейтингові показники зниження МІ характерні для ґрунтів аграрної зони й придорожніх ділянок. Тут значення МІ достовірно нижчі фонових (P<0,001) і складають відповідно 15,81±0,12 і 12,81±0,08%. Значний інгібуючий вплив на мітотичну активність має комплексна дія ґрунтових чинників ПП БуТЕС, що проявляється зниженням проліферативної активності в 3,45 рази щодо фонового показника. Значення, одержані в модельному експерименті на ґрунтах аграрних і придорожніх зон та ПП БуТЕС, відповідають «максимальному» рівню пошкодження тест-об'єкта.

Зниження мітотичної активності під впливом ксенобіотиків є неспецифічною реакцією меристематичних клітин у відповідь на будь-який стресор [11]. Специфічними ж змінами є відмінності в спектрі патологій мітозу й тенденції розподілу проліферативних клітин залежно від фаз мітотичного циклу (табл. 3).

Таблиця 3. Розподіл клітин за фазами мітозу ($M \pm m$) в апікальній меристемі первинних корінців *A. cerea*, експонованих на ґрунтах різнофункціональних зон Бурштинської урбоєкосистеми.

Функціональна зона	Рівень забруднення ВМ	У відсотках до загальної кількості клітин у мітозі			
		профаза	метафаза	анафаза	телофаза
I	-	51,48±0,72	30,02±0,48	8,04±0,41	10,46±0,23
II	Помірний	47,00±0,26 ^a	33,60±0,25 ^a	7,08±0,09 ^a	12,32±0,11 ^a
III	Середній	53,77±0,58 ^a	27,22±0,56 ^b	6,01±0,08 ^b	13,01±0,19 ^b
IV	Максимальний	54,10±0,26 ^b	31,36±0,37 ^a	5,77±0,03 ^b	8,77±0,14 ^b
V		56,52±0,32 ^b	23,37±0,34 ^b	5,51±0,10 ^b	14,60±0,39 ^b
VI		62,20±0,56 ^b	15,31±0,37 ^b	5,03±0,11 ^b	17,46±0,77 ^b
Контроль		50,90±0,45	31,00±0,36	8,00±0,36	10,30±0,56

Примітка. Вірогідні зміни досліджуваних показників порівняно з контролем та фоновим значенням: *a* – $P < 0,05$; *b* – $P < 0,01$; *c* – $P < 0,001$.

Фітотоксична дія комплексу ґрунтових чинників проявлялася в одних випадках через збільшення відносної тривалості профаз та затримку клітинного циклу при переході від фази G_1 до S , в інших – у порушенні процесів утворення фрагмента та затримці цитокінезу й у функціональній блокаді веретена поділу. На це вказує переважання профазно-телофазного блоку у селітебній, аграрній, придорожній зонах і ПП БУТЕС і мета-телофазного – у зоні комплексного озеленення урбоєкосистеми.

Генотоксичний ефект едафічних факторів урбоєкосистеми зростає прямо пропорційно рівню забруднення ґрунтів ВМ (табл. 4). На фонівій території середньогрупова частота аберантних ана-телофаз становить $1,34 \pm 0,09$, що достовірно не відрізняється від контрольного показника. Кількість аберацій на одну досліджену й аберантну ана-телофазу складає, відповідно, $0,015 \pm 0,002$ та $1,084 \pm 0,10$. Відсоткова частка ана-телофазних клітин достовірно вища від фонового значення при експонуванні тест-об'єкта на ґрунтах усіх досліджених ділянок, окрім селітебної зони. Ґрунтові умови останньої спричинюють зниження показника до значення $1,25 \pm 0,06\%$. Проте зростання в 1,5 рази кількості аберацій на аберантну клітину є свідченням наявності тут доволі значного мутагенного тиску. Зниження ж відсоткової частки аберантних ана-телофазних клітин тест-об'єкта є наслідком часткової елімінації рослинним організмом імовірних генетичних порушень за рахунок затримки клітинного циклу, що збільшує час на репарацію ушкоджень ДНК. Умовний показник ушкодження складає 0,40, що відповідає «середньому» рівню пошкодження біотестора.

Таблиця 4. Рівень хромосомних аберацій (ХА) у клітинах апікальної меристеми первинних корінців *Allium cerea* L., експонованих на ґрунтах різнофункціональних зон Бурштинської урбоєкосистеми та часткові рейтинги його зміни ($ЧРЗ_{ХА}$).

Функціональна зона	Рівень забруднення ВМ	Частка аберантних ана-телофаз, ($M \pm m$), %	Кількість аберацій		УПУ _{ХА}	Рівень пошкодження біоіндикатора
			На досліджену клітину ($M \pm m$)	На аберантну клітину ($M \pm m$)		
I	-	1,34±0,09	0,015±0,002	1,084±0,10	0,05	низький
II	Помірний	2,18±0,11 ^b	0,025±0,004 ^b	1,130±0,08	0,20	нижчий середнього
III	Середній	1,25±0,06	0,021±0,004 ^a	1,616±0,42 ^a	0,40	середній
IV	Максимальний	3,67±0,16 ^c	0,046±0,007 ^c	1,226±0,23	0,48	вищий середнього
V		5,41±0,17 ^c	0,072±0,008 ^c	1,341±0,13 ^a	0,81	максимальний
VI		4,91±0,14 ^c	0,076±0,005 ^c	1,542±0,10 ^a	0,92	максимальний
Контроль		1,07±0,006	0,011±0,002	1,066±0,11	0	мінімальний

Примітка: Вірогідні зміни досліджуваних показників порівняно з контролем і фоновим значенням: *a* – $P < 0,05$; *b* – $P < 0,01$; *c* – $P < 0,001$.

Найменшим генотоксичним ефектом відзначаються ґрунти зони комплексного озеленення. Частка аберантних ана-телофаз і кількість аберацій на досліджену й аберантну клітину становлять тут відповідно $2,18 \pm 0,11\%$ і $2,71 \pm 0,10\%$; $0,025 \pm 0,004$ і $0,031 \pm 0,004$; $1,130 \pm 0,08$ і $1,170 \pm 0,13$. Ушкоджуючий вплив полютантів на хромосомний апарат *A. cerea* найбільш виражений на придорожніх ділянках і в межах ПП БУТЕС. Відсоток

аберантних ана-телофаз тут перевищує фоновий показник відповідно в 4,04 і 3,66 рази. Кількість аберацій на одну досліджену клітину вища від фонового значення у 4,80 і 5,07 рази відповідно. Достовірно більшою є й кількість аберацій на одну аберантну ана-телофазу. Цей показник складає $1,341 \pm 0,13\%$ при експонуванні тест-об'єкта на грунтах придорожніх ділянок та $1,542 \pm 0,10\%$ – на грунтах ПП БУТЕС. Значення УПІУ_{ХА} при цьому становить 0,81 та 0,92, що відповідає «максимальному» рівню ушкодження біоіндикатора за шкалою оцінки мутагенного фону та стану генофонду [56, 180].

Перебудови каріому меристематичних клітин тест-об'єкта представлені хромосомними, хроматидними та геномними аномаліями (рис. 1 А-В).

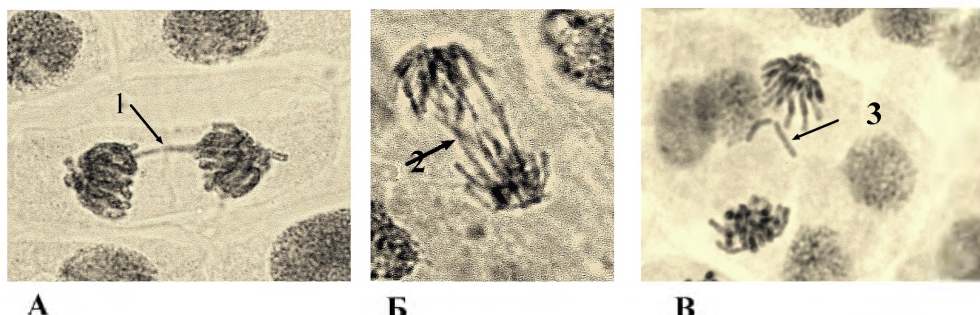


Рис. 1. Варіанти аберацій у клітинах апікальної меристеми первинних корінців *A. cere*, сформованих на грунтах різнофункціональних територій Бурштинської урбоекосистеми: А, Б – ПП БУТЕС; В – придорожньої ділянки. 1 – хроматидний міст; 2 – хромосомний міст; 3 – відставання хромосоми. Заб.: ацетокармін. Мікрофото. Зб.: А-Г – 1000х.

Аналіз спектра перебудов показав зміну співвідношення між хромосомними та хроматидними абераціями в клітинах апікальної меристеми тест-об'єкта, що формувалися на грунтах різнофункціональних територій Бурштина порівняно з фоновією територією (рис. 2). Така тенденція є ознакою хімічної природи мутагенезу [2].

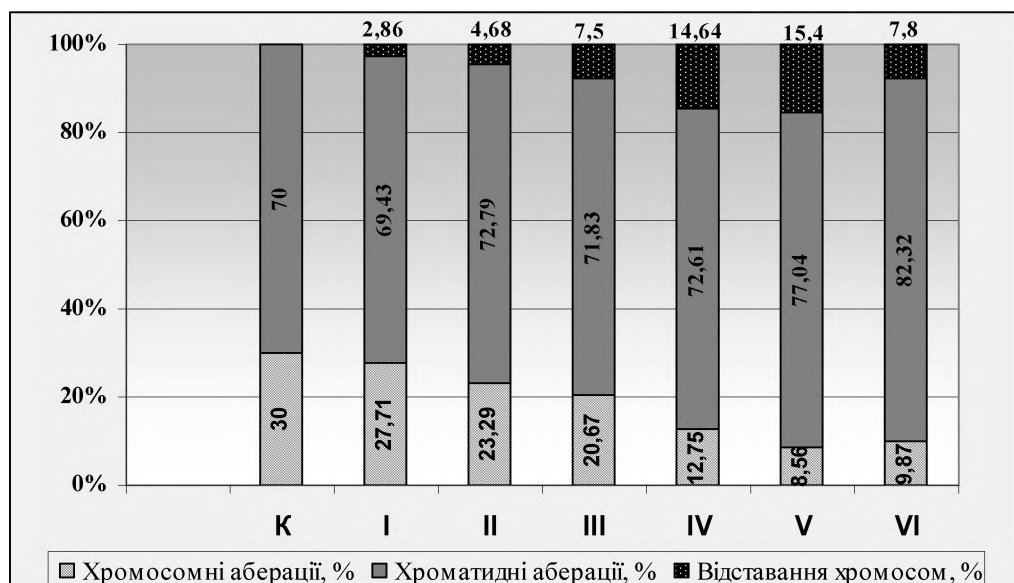


Рис. 2. Співвідношення типів аберацій у клітинах апікальної меристеми *A. cere* при експонуванні на грунтах різнофункціональних зон Бурштинської урбоекосистеми

При пророщуванні тест-об'єкту на грунтах фоновієї території співвідношення хромосомних і хроматидних аберацій близьке до спонтанного й складає приблизно 1:2,5. На помірно забруднених грунтах зони комплексного озеленення відбувається незначне зростання відсоткової частки хроматидних порушень і зміна співвідношення типів аберацій до 1:3,1. Максимальна зміна співвідношення хромосомних і хроматидних перебудов має місце на грунтах ПП БУТЕС і придорожніх ділянок. В останньому випадку частка хроматидних аберацій складає $77,04 \pm 2,55\%$, а хромосомних перебудов – $8,56 \pm 1,52\%$. Їх співвідношення рівне 1:8,1. Сукупність ґрунтових чинників урбоекосистеми спричинює також зростання кількості клітин із відставанням хромосоми. Статистично значиме збільшення ($P < 0,001$) їх частки відмічено на грунтах придорожніх ділянок і аграрного зони. Тут відсоток клітин із відставанням хромосоми становить $14,64 \pm 3,01$ та $15,40 \pm 1,45$ відповідно.

Привнесення у ґрунти ВМ індукує утворення позануклеарних структур у клітинах апікальної меристеми *A. cepa* (рис. 3 А-Б).

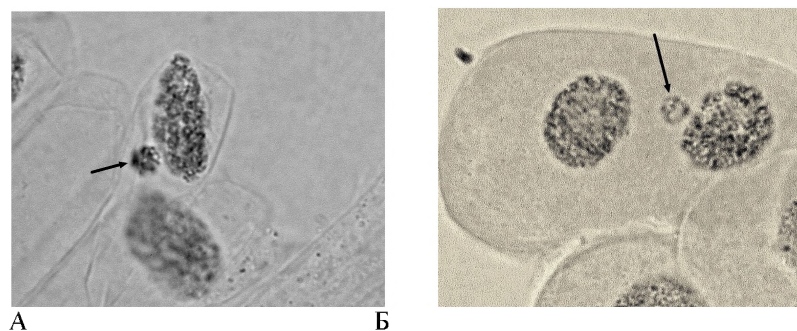


Рис. 3. Мікроядра (→) у клітинах апікальної меристеми первинних корінців *Allium cepa* L., сформованих на ґрунтах аграрної зони Бурштинської урбоекосистеми (А) та ПП БуТЕС (Б)
Заб.: ацетокармін. Мікрофото. Зб.: А – Г – 1000х

Рівень спонтанної частоти клітин із мікроядрами складає $1,93 \pm 0,07\%$, фонове значення - $2,13 \pm 0,07\%$ (табл. 5).

Таблиця 5. Абсолютний (МЯІ) та відносний (ВМЯІ) мікроядерні індекси в клітинах апікальної меристеми первинних корінців *A. cepa*, експонованих на ґрунтах різнофункціональних зон Бурштинської урбоекосистеми та умовні показники uszkodження (УПУ).

Функціональна зона	Рівень забруднення ВМ	МЯІ, %	УПУ _{МЯІ}	Рівень пошкодження індикатора	ВМЯІ (відносно фонового значення)
I	-	$2,13 \pm 0,07$	0,01	низький	1
II	Помірний	$6,78 \pm 0,09^e$	0,15	низький	3,18
III	Середній	$11,38 \pm 0,09^e$	0,30	нижчий середнього	5,33
IV	Максимальний	$33,59 \pm 0,75^e$	1	максимальний	15,74
V		$27,98 \pm 0,68^e$	0,82	максимальний	13,11
VI		$21,82 \pm 0,5^e$	0,63	високий	10,22
Контроль			0	мінімальний	-

Примітка: Вірогідні зміни досліджуваних показників порівняно з контролем і фоновим значенням: e – $P < 0,001$.

Найвищий МЯІ характерний для ґрунтів аграрної зони ($33,59 \pm 0,75\%$). Ґрунтові умови придорожніх територій спричинюють зростання МЯІ в клітинах тест-об'єкта до значення $27,98 \pm 0,68\%$. Умовний показник uszkodження складає 0,82, що за уніфікованою оціночною шкалою також характеризується як «максимальний». Цито- та генотоксичний ефект ґрунтових умов ПП БуТЕС зумовлює «високий» рівень uszkodження індикатора. Перевищення МЯІ тут складає 10,22 раза. На ґрунтах селітебної зони виявлено 11,38% клітин із мікроядрами, що характеризує пошкодження індикатора як «нижче середнього».

Гетерогенність забруднення ґрунтів ВМ зумовлює неоднорідну еколого-генетичну ситуацію в урбоекосистемі (табл. 6).

Таблиця 6. Рівень токсико-мутагенної напруги середовища в межах різнофункціональних зон Бурштинської урбоекосистеми (за *Allium cepa*-тестом).

Функціональна зона	Рівень забруднення ВМ	Значення ІУПУ	Категорія екологічної безпеки території
I	-	0,05	Безпечна
II	Помірний	0,23	Безпечна
III	Середній	0,31	Помірно небезпечна
IV	Максимальний	0,80	Надзвичайно небезпечна
V		0,92	Надзвичайно небезпечна
VI		0,84	Надзвичайно небезпечна
Контроль		0,00	—

Мінімальний токсико-мутагенний фон має місце у зоні помірного забруднення ВМ. Елімінація кластогенного та цитотоксичного ефекту ґрунтів у зоні комплексного озеленення може бути зумовлена алелопатичною дією опадів і діяльністю ризосфери. У селітебній зоні, де забруднення є середнім, мутагенний фон класифікується як «помірно небезпечний». Цитогенетичні зміни в аграрних, придорожніх зонах і на ПП БуТЕС, де сформовані поля максимальних геохімічних аномалій, відповідають «надзвичайно небезпечному» рівню мутагенної напруги.

Статистично доведено наявність функціональних залежностей між виявленими цитогенетичними змінами тест-об'єкту та рівнем металонавантаження (рис. 4).

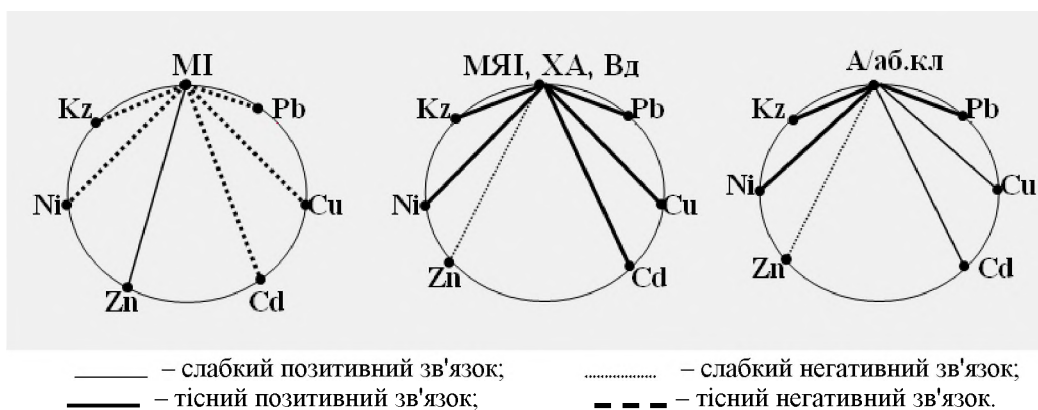


Рис. 4. Кільця кореляції цитогенетичних параметрів *A. cepa* із показниками якості ґрунту: МІ – мітотичний індекс; МЯІ – мікроядерний індекс; ХА – рівень хромосомних аберацій; Вд – відставання хромосом; ХрА – рівень хроматидних аберацій; А/д.кл – кількість аберацій на одну досліджену клітину; А/аб.кл – кількість аберацій на одну аберагентну клітину.

Позитивна достовірна кореляційна залежність ($r > 0,7$) відмічена між вмістом Pb, Ni і Cu та біомаркерами генотоксичності середовища. Слабким позитивним кореляційним зв'язком із вмістом Cu у ґрунтовому субстраті пов'язана кількість аберацій на одну аберагентну клітину ($r = 0,47$). Коефіцієнт детермінації (r^2) складає при цьому 0,22, тобто зазначений зв'язок статистично є недостовірним. З концентрацією в ґрунті Cd тісно корелюють ($r > 0,7$; $P < 0,05$) мікроядерний індекс і рівень хромосомних аберацій, показники відставання хромосом і кількості аберацій на одну досліджену клітину. Кореляційні зв'язки між вмістом Cd та іншими маркерами генотоксичності середовища є статистично недостовірними ($r^2 < 0,49$). Вміст Zn у ґрунтах досліджуваних різнофункціональних зон Бурштина можна вважати незначущим фактором формування цито- та генотоксичності середовища, що підтвердили результати множинного покрокового регресійного аналізу. Коефіцієнти кореляції Пірсона між значеннями концентрацій Zn і показниками цито- та генотоксичності ґрунту в модельному експерименті є статистично недостовірними й характеризують ступінь кореляційних залежностей як «слабкий» ($r < 0,7$). Усі аналізовані цитогенетичні параметри тест-об'єкта знаходяться в тісній позитивній кореляційній залежності ($r > 0,7$; $P < 0,05$) з коефіцієнтом сумарного забруднення (K_z). Виняток становить показник, що характеризує кількість аберацій на одну аберагентну клітину. Коефіцієнт лінійної кореляції в даному випадку становить 0,57, що свідчить про наявність середнього позитивного зв'язку. Тісний негативний достовірний ($P < 0,05$) кореляційний зв'язок встановлено між мітотичною активністю тканин апікальної меристеми *A. cepa* і концентраціями Pb, Cu, Fe, Ni та Cd ($r < 0,7$).

Залежність між аналізованими параметрами має лінійний характер. При цьому жодна з результативних ознак не визначається впливом лише одного регресора, а є функцією багатьох змінних. Стосовно кожного цитогенетичного параметра можна виділити найбільш значущу факторну ознаку. Зокрема, МІ апікальних меристем *A. cepa* перебуває в залежності, наближеній до функціональної, із значенням концентрації Pb ($r = -0,96$); мікроядерний індекс – Cd ($r = 0,98$), а рівень хромосомних аберацій – Cu ($r = 0,96$).

Висновки

Мікроедафотопи Бурштинської урбоєкосистеми характеризуються підвищеним вмістом рухомих форм Pb, Cu, Cd, Ni та зниженими концентраціями Zn порівняно з фоновою територією. Особливості розподілу концентрацій металів у ґрунтах визначаються характером та інтенсивністю антропогенного впливу. Піки максимальних концентрацій Pb та Cu встановлені в придорожніх зонах урбоєкосистеми (відповідно 4,7 та 2,4 мг/кг при фонових значеннях – 0,75 та 0,57 мг/кг); Cd – у зонах аграрного використання (0,78 мг/кг при 0,14 мг/кг на фоновій території); Ni – на ПП БуТЕС (3,4 порівняно з 1,6 мг/кг).

Цито- та генотоксичність едафічних факторів урбоєкосистеми зростає прямо пропорційно рівню забруднення ґрунтів ВМ, що проявляється в *Allium cepa*- тесті інгібіцією мітотичної активності, порушенням динаміки

клітинного циклу, зростанням відсотка аберантних ана-телофаз та індукцією мікроядер. Мінімальний токсико-мутагенний фон має місце у зоні комплексного озеленення урбоєкосистеми (ІУПУ=0,23), максимальний - на ПП БуТЕС, у придорожній та аграрній зонах (ІУПУ=0,92, 0,84 та 0,80 відповідно).

Між цитогенетичними показниками тест-об'єкту та вмістом рухомих форм ВМ у ґрунті наявні тісні лінійні кореляційні залежності. Стосовно кожного цитогенетичного параметра можна виділити найбільш значущу факторну ознаку. Мітотичний індекс апікальних меристем *A. сера* перебуває в залежності, наближеній до функціональної, із значенням концентрації Pb ($r = -0,96$); мікроядерний індекс – Cd ($r = 0,98$), а рівень хромосомних аберацій – Cu ($r = 0,96$). Аналізовані цитогенетичні параметри тест-об'єкта знаходяться в тісній позитивній кореляційній залежності ($r > 0,7$; $P < 0,05$) з коефіцієнтом сумарного забруднення (K_z).

Література

1. *Алексеев Ю. В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях / *Ю. В. Алексеев.* – Л. : Агропромиздат, 1987. – 142 с.
2. *Алов И. А.* Цитофизиология и патология митоза / *И. А. Алов.* – М. : Медицина, 1972. – 264 с.
3. Антропогенні зміни біогеоценотичного покриву в Карпатському регіоні / [ред. *М. А. Голубець*]. – К. : Наук. думка, 1994. – 170 с.
4. *Ариунушкина Е. В.* Руководство по химическому анализу почв / *Е. В. Ариунушкина.* – М.: Гидрометиздат, 1970. – 327 с.
5. *Багилев А. Б.* Генетический эффект солей тяжелых металлов как загрязнителей окружающей среды / *А. Б. Багилев* // *Успехи современной генетики.* – М. : Наука, 1982. – С. 104 – 114.
6. Генетические последствия загрязнения окружающей среды / [*Барилляк И. Р., Бужеевская Т. И., Быкорез А. И. и др.*]. – К. : Наук. думка, 1989. – 232 с.
7. *Горовая А. И.* Методологические аспекты оценки мутагенного фона и генетического риска для человека и биоты от действия мутагенных экологических факторов / *А. И. Горовая, Л. Ф. Бобырь, Т. В. Скворцова и др.* // *Цитология и генетика.* – 1996. – Т. 30, № 6. – С. 78 – 86.
8. *Довгалюк А. І.* Токсична дія іонів металів на ріст та мітотичну активність клітин коренів цибулі *Allium сера L.* / *А. І. Довгалюк, Т. Б. Калиняк, Я. Б. Блюм* // *Доп. НАН України.* – 1998. – Т. 35, № 6. – С. 175 – 178.
9. *Заичкина С. И.* Микроядра как показатель повреждения хромосомного аппарата клетки / *С. И. Заичкина, О. М. Рязанова, А. Х. Ахмадиева* // *Цитология.* – 2000. – Т. 42, № 3. – С. 281.
10. *Кизильштейн Л. Я.* Тяжелые металлы в почвах и растениях района ТЭС, работающих на угле / *Л. Я. Кизильштейн, Г. И. Гофен, Ф. Г. Перетяцько* // *Биогеохимическая индикация окружающей среды.* – Л. : Наука, 1988. – С. 25 – 26.
11. *Ковалева О. А.* Проблемы использования цитогенетических характеристик для биоиндикации генотоксических эффектов / *О. А. Ковалева, Т. Г. Глазко* // *Факторы экспериментальной эволюции организмов.* – 2004. – № 2. – С. 99 – 105.
12. *Куцоконь Н. К.* Кількість аберацій на аберантну клітину як параметр хромосомної нестабільності. Порівняльний аналіз впливу факторів різної природи / *Н. К. Куцоконь, В. Р. Безруков, Л. М. Лазаренко* // *Цитология і генетика.* – 2004. – Т. 38, № 1. – С. 55 – 62.
13. *Лакин Г. Ф.* Биометрия: учебное пособие для биол. спец. ВУЗов [4-е изд.] / *Г. Ф. Лакин.* – М.: Высш. школа, 1990. – 350 с.
14. *Лежачичус Р. К.* Химический мутагенез и загрязнение окружающей среды / *Р. К. Лежачичус.* – Вильнюс: Москла, 1983. – 232 с.
15. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами. – М.: Гидрометиздат, 1981. – 110 с.
16. *Миленька М. М.* Цитогенетична оцінка стану ґрунтів Бурштинської урбоєкосистеми / *М. М. Миленька* // *Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол.* – Вип. 49. – С. 128 – 137.
17. Наказ МОЗ України № 116 від 13.03.2007 «Про затвердження методичних рекомендацій "Обстеження та районування території за ступенем впливу антропогенних чинників на стан об'єктів довкілля з використанням цитогенетичних методів"».
18. *Паньків З.* Забруднення важкими металами ґрунтів міста Бурштин Івано-Франківської області / *З. Паньків* // *Вісник Львівського університету. Серія географічна.* – 2007. – Вип.34. – С. 189-192.
19. *Парпан В. І.* Забруднення техногенними поллютантами лісових екосистем в Івано-Франківській області / *В. І. Парпан, Д. Д. Ганжа, Ю. С. Шпарик, Т. В. Парпан* // *Наукові праці ЛАН України.* – 2004. – Вип.3. – С. 91-95.
20. *Паушева З. П.* Практикум по цитологии растений [4-е изд., перераб. и доп.] / *З. П. Паушева.* – М.: Агропромиздат, 1988. – 272 с.
21. *Ревага О.* Індукція хромосомних аберацій рідкими відходами виробництва Стебницького ДГХП «Полімінерал» у *Allium*-тесті / *О. Ревага* // *Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол.* – 2006. – Вип. 41. – С. 46 – 53.

22. Руденко С. С. Особливості впливу хімічних та фізичних чинників на цитогенетичні показники кореневих меристем *Pisum sativum* L. / С. С. Руденко, С. С. Костишин, Т. В. Морозова // Цитология и генетика. – 2002. – Т. 36, № 3. – С. 22 – 28.
23. Fiskesjo G. The Allium-test – an alternative in environmental studies the relative toxicity of metal ions / G. Fiskesjo // *Mutat. Res.* – 1988. - № 197. – P. 243-260.
24. Rank J. A modified Allium-test as a tool in the screening of the genotoxicity of complex mixtures/ J. Rank, M. Nielsen // *Hereditas.* – 1993. № 118. – P. 49-53.

Стаття поступила до редакції 01.09.2009 р.;
Стаття прийнята до друку 20.11.2009 р.

Миленка М. М. – кандидат біологічних наук, доцент кафедри біології та екології Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника.

Рецензент: зав. кафедрою біології та екології Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника доктор біологічних наук, професор Парпан В. І.

УДК 598.2:504.05(4778:230)

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВИДОВОГО РІЗНОМАНІТТЯ УГРУПОВАНЬ ОРНІТОФАУНИ МАЛИХ УРБОЕКОСИСТЕМ

П. В. Бундзяк¹, В. П. Стефурак², В. М. Слущик³, Л. П. Передерко³

1 - Городенківська гімназія імені А. Крушельницького;

2 - Кафедра медичної біології і генетики Івано-Франківського національного медичного університету;

3 - Кафедра біології та екології Прикарпатського національного університету імені В. Стефаника.

Досліджено особливості орнітофауни малих урбоекосистем Придністров'я в межах невеликих міст басейну середньої течії Дністра. Виявлено 118 видів птахів, які відносяться до 13 рядів і 31 родини. Найбільша видова різноманітність характерна для селітебних частин міст.

Ключові слова: урбоекосистеми, агроценози, орнітофауна, орнітокомплекси, біотопи, біомаса.

Bundzyak P. V., Stefurak V. P., Sluchyk V. M., Perederko L. P. Ecological features of species diversity groups of birds small urboecosystem. *The characteristics of small birds fauna urboecosystem of Pridnistrov'ya are investigated. Within the small towns of the middle stream of the basin of the Dniester found 118 species of birds belonging to 13 rows and 31 families. A most specific variety is characteristic for the fence surrounding villages of parts of cities.*

Key words: urboecosystem, agrosenoz, bird fauna, bird complexes, habitats, biomass.

Вступ

Однією із важливих екологічних проблем сьогодення є формування стійких екосистем на урбанізованих територіях, що зазнали тиску антропогенних факторів. У зв'язку з цим, вивчення екологічних особливостей орнітофауни урбоекосистем, а також визначення видів-індикаторів, які можуть бути використані при організації фауністичного моніторингу є актуальним.

Екосистеми урболандшафтів створюються ціленаправленою діяльністю людини часто без врахування екологічних особливостей тварин і, зокрема, птахів, які чутливо реагують на зміну навколишнього середовища. Склад орнітофауни, в процесі її формування на урбанізованих територіях, як і система взаємовідносин між видами визначаються, перш за все, ландшафтною специфікою даної території [1]. Створення населених пунктів дуже змінює місцеві умови існування, а тому їх орнітофауна відрізняється великою своєрідністю. Найспецифічніший її елемент представлений так званими синантропами, які знаходять біля людини особливо сприятливі умови і тісно пов'язані з її діяльністю. У населені пункти проникають і види, які зазвичай живуть поза містами чи селами. У парках, садах міст і сіл гніздяться великі синиці, горихвістки, мухоловки, зяблики та багато інших диких птахів [2, 3, 4].

Синантропів з людиною пов'язує живлення продуктами чи відходами її життєдіяльності та використання створених людиною сховищ. Синантропізм, очевидно, представляє квартирування у людських