

Spatiotemporal modeling of invasive arthropod spread in urban ecosystems with recreational areas

A. Fokin¹ | L. Bondareva²✉

Article info

Correspondence Author
L. Bondareva
E-mail:
lnubip69@gmail.com**Citation:** Fokin, A., & Bondareva, L. (2026). Spatiotemporal modeling of invasive arthropod spread in urban ecosystems with recreational areas. *Scientific Progress & Innovations*, 29(1), 81–86. doi: 10.31210/spi2026.29.01.13¹ Institute of Bioenergy Crops and Sugar Beet, National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine, 25 Klinichna St., Kyiv, 03110, Ukraine² National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, 15 Heroiv Oboronny St., Kyiv, 03041, Ukraine

This article examines contemporary approaches to modeling the spread of invasive species in urban ecosystems, considering their spatiotemporal dynamics and the functional heterogeneity of the environment. The relevance of this study stems from the need to enhance the accuracy of predicting invasion processes in urban ecosystems, where conventional bioclimatic models often fail to capture the complex mosaic structure of the environment. The study aims to develop and formalize a spatiotemporal model of invasive arthropod spread in urban ecosystems with recreational areas, considering their role as attractors, repellents, and ecological traps. The objectives included analyzing the spatial structure of urban ecosystems, identifying patterns of population distribution, and assessing the influence of environmental connectivity on invasion processes. The methodology was based on a spatially explicit discrete matrix approach, in which the urban ecosystem was modeled as a 10×10 grid. Contagion (Kc) and structural connectivity (Ksh) coefficients were applied to evaluate spatial patterns and simulate population spread scenarios. The results demonstrate that the degree of saturation of urban ecosystems with recreational areas, as well as their spatial connectivity, determines the nature of invasion processes. It was found that at a Schroeder coefficient of $Ksh \geq 0.6$, a network of ecologically connected localities is formed, enabling active biotic exchange and facilitating the spread of invasive species. In contrast, at $Ksh < 0.6$, the system becomes fragmented, and the infiltration process follows a probabilistic pattern based on Markov transitions. It was also established that the type of spatial distribution (uniform, random, or aggregated) significantly influences the formation of population clusters and their rate of spread. Recreational areas were shown to have a dual function, acting either as centers of population accumulation or as barriers, thereby creating an ecological trap effect. An analytical relationship describing the rate of population infiltration as a function of trophic specialization, resource availability, and spatial structure of the environment is proposed. The findings highlight that incorporating the spatiotemporal organization of urban ecosystems significantly improves the accuracy of invasion predictions. The practical significance of the study lies in the application of the model for identifying high-risk zones and optimizing the management of urban green spaces.

Keywords: urban ecosystems, spatiotemporal modeling, recreational localities, ecological connectivity, Schroeder coefficient.

Просторово-часова модель поширення інвазійних членистоногих в урбоекосистемах з рекреаційними локалітетами

А. В. Фокін¹ | Л. М. Бондарева²✉¹ Інститут біоенергетичних культур та цукрових буряків НААН України
Київ, Україна² Національний університет біоресурсів і природокористування України,
Київ, Україна

У статті розглянуто сучасні підходи до моделювання поширення інвазійних видів в урбоекосистемах з урахуванням їх просторово-часової динаміки та функціональної неоднорідності середовища. Актуальність досліджень зумовлена необхідністю підвищення точності прогнозування інвазійних процесів у міських екосистемах, де класичні біокліматичні моделі не враховують складну мозаїчну структуру середовища. Метою дослідження є розроблення та формалізація просторово-часової моделі поширення інвазійних членистоногих в урбоекосистемах із рекреаційними локалітетами з урахуванням їх ролі як атракторів, репелерів та екологічних пасток. Завдання включали аналіз просторової структури урбоекосистем, визначення типів розподілу популяцій та оцінку впливу зв'язаності середовища на інвазійні процеси. Методика досліджень базувалась на використанні просторово-дискретного матричного підходу з моделюванням урбоекосистем у вигляді матриці 10×10 , а також застосування коефіцієнтів контагіозності (Kc) і структурної зв'язаності (Ksh) для оцінки просторових характеристик середовища та сценаріїв поширення популяції. У результаті встановлено, що рівень насиченості урбоекосистем рекреаційними зонами та ступінь їх зв'язаності визначають характер інвазійних процесів. Показано, що за значення коефіцієнта Шредера $Ksh \geq 0.6$ формується мережа екологічно зв'язаних локалітетів, що забезпечує активний біотичний обмін і сприяє поширенню інвазійних видів. Водночас за $Ksh < 0.6$ система характеризується фрагментованістю, а процес інфільтрації набуває ймовірнісного характеру з використанням марківських переходів. Визначено, що тип просторового розподілу (рівномірний, випадковий або контагіозний) істотно впливає на формування осередків популяції та швидкість їх поширення. Доведено, що рекреаційні локалітети можуть виконувати подвійну функцію – виступати як осередки накопичення популяцій або як бар'єри, формуючи ефект екологічної пастки. Запропоновано аналітичну залежність швидкості інфільтрації популяції від трофічної спеціалізації виду, ресурсної забезпеченості та просторової структури середовища. У висновках підкреслено, що врахування просторово-часової організації урбоекосистем суттєво підвищує ефективність прогнозування інвазій. Практичне значення роботи полягає у використанні моделі для ідентифікації зон підвищеного ризику та оптимізації управління міськими зеленими насадженнями.

Ключові слова: урбоекосистема, просторово-часове моделювання, рекреаційні локалітети, екологічна зв'язаність, коефіцієнт Шредера.**Бібліографічний опис для цитування:** Фокін А. В., Бондарева Л. М. Просторово-часова модель поширення інвазійних членистоногих в урбоекосистемах з рекреаційними локалітетами. *Scientific Progress & Innovations*. 2026. № 29 (1). С. 81–86.

Вступ

Сучасна парадигма використання інформаційних підходів у системах захисту рослин від шкідників передбачає комплексне застосування методів прогнозування поширення інвазійних видів, визначення потенційних ареалів адвентивних організмів на основі біокліматичних показників, аналіз змін кліматичних предикторів, а також оцінювання трансформації трофічної структури екологічних ніш у біо- та агроценозах під впливом глобальних кліматичних змін. Такі підходи дозволяють моделювати ризики інвазій і оцінювати потенційну шкідливість видів [15, 21, 23, 24].

Разом із тим, суттєвим обмеженням зазначених підходів є недостатнє врахування просторово-часової динаміки урбоєкосистем, яка у поєднанні з популяційною динамікою членистоногих значною мірою визначає характер, швидкість та конфігурацію інвазійних процесів [1, 4, 6, 17]. Урбоєкосистеми створюють специфічні умови середовища, що можуть як сприяти інвазіям, так і перешкоджати їм. Зокрема, урбоєкосистема може виступати як атрактор або репелер для інвазійних видів. Така подвійність зумовлена екологічними характеристиками виду-вселенця (зокрема, його гемерофільністю або гемерофобністю), особливостями первинного ареалу та історією експансії. У ряді випадків середовище, що на початкових етапах колонізації виступає як атрактор, згодом трансформується в репелер, формуючи так звану екологічну пастку. Теорія екологічної пастки розглядається як одне з найбільш переконливих пояснень феномену різкого зниження чисельності популяцій інвазійних видів після фази їх стрімкого поширення [8, 14, 16, 23].

Атракторні властивості урбоєкосистем реалізуються через низку факторів, серед яких ключовими є ефект «теплого острова», що впливає на кліматичні переваги видів, формування нових екологічних ніш, які підвищують ймовірність акліматизації, а також зниження щільності або ефективності агентів біотичного регулювання (ентомофагів, хижаків, ентомопатогенів), що сприяє інтеграції інвазійних видів у нові угруповання.

Важливим аспектом функціонування екосистем є також просторовий розподіл їхніх структурних елементів, який визначає характер їхньої динаміки [5, 11]. Характеристики розподілу – рівномірність, випадковість і контагіозність – виступають індикаторами типу екосистеми та визначають особливості її реакції на інвазійні процеси [9, 20]. Інтеграція теорії просторових розподілів із концепцією «атракторів-репелерів» дозволяє формувати більш адекватні моделі прогнозування інвазій.

Таким чином, сучасний підхід до моделювання інвазійних процесів передбачає врахування просторово-часової динаміки урбоєкосистем, їх типологічних характеристик та функціонування як атракторів, репелерів або екологічних пасток, що дозволяє підвищити точність прогнозів на етапах колонізації та акліматизації видів-вселенців [10].

Мета дослідження

Метою дослідження є розроблення та формалізація моделі поширення популяцій інвазійних членистоногих в урбоєкосистемах із рекреаційними локалітетами на основі аналізу їх просторово-часової динаміки, з урахуванням структурної організації середовища, типів просторового розподілу та функціонування урбоєкосистем як атракторів, репелерів і екологічних пасток.

Матеріали і методи

Дослідження просторово-часової динаміки популяцій інвазійних членистоногих в урбоєкосистемах із рекреаційними локалітетами виконано із застосуванням просторово-дискретного матричного підходу, який дозволяє формалізувати мозаїчну структуру міського середовища та процеси формування локальних осередків підвищеної чисельності популяцій.

Об'єктом моделювання була умовна урбоєкосистема, представлена у вигляді матриці розмірності (10×10) , елементи якої відповідають окремим локалітетам середовища (урбанізовані території, рекреаційні зони, проміжні ділянки). Рекреаційні локалітети розглядалися як ділянки із підвищеною екологічною ємністю, здатні виконувати функції атракторів або репелерів інвазійних видів.

Моделювання здійснювали у декілька етапів. На першому етапі формували фонову матрицю з мінімальною відмінною від нуля дисперсією значень, що забезпечує можливість коректного визначення типу просторового розподілу (рис. 1).

1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Рис. 1. Варіант вертикально орієнтованої фонові матриці 10×10 з рівномірним $(0,09)$ розподілом за критерієм Сведберга (K_c)

На другому етапі задавали початкові умови інвазійного процесу, включаючи локалізацію первинного осередку та умовні параметри популяції. На третьому етапі визначали характер просторового розподілу показників із використанням коефіцієнта контагіозності за критерієм Сведберга (K_c), який обчислювали як відношення дисперсії до середнього значення. Залежно від отриманих значень розподіл класифікували як рівномірний ($K_c < 1$), випадковий ($K_c = 1$) або контагіозний ($K_c > 1$). Високі значення

Кс відповідають формуванню агрегованих осередків популяцій, що характерно для паркових зон, тоді як низькі значення відображають рівномірне розселення в щільно урбанізованих територіях.

Для оцінювання ступеня просторової зв'язаності рекреаційних локалітетів використовували коефіцієнт Шредера (Кш), який визначає співвідношення площ придатних для існування ділянок до загальної структури середовища. Порогове значення $Kш \geq 0,6$ розглядалося як умова формування біотичного обміну між локалітетами та виникнення екологічних коридорів.

Формалізацію процесів інфільтрації інвазійних популяцій здійснювали з урахуванням двох сценаріїв: за умов $Kш \geq 0,6$, коли формується мережа зв'язаних локалітетів із можливістю активного біотичного обміну та за умов $Kш < 0,6$, коли система характеризується фрагментованістю і обмеженою міграцією. У першому випадку застосовували трендову модель взаємозв'язку між коефіцієнтами Кс і Кш, у другому – ймовірнісний підхід на основі марківських переходів між станами системи.

Швидкість інфільтрації популяцій інвазійних видів визначали на основі аналітичної залежності, що враховує відстань до периферійної зони, трофічну спеціалізацію виду, придатність ресурсної бази та ступінь зв'язаності середовища. Час у моделі розглядався як дискретна величина, а зміни станів системи – як послідовність переходів між локалітетами.

Модель базується на низці припущень: однорідність умов у межах окремого елемента матриці, дискретність простору і часу, а також відсутність прямого врахування короткострокових кліматичних коливань і міжвидової конкуренції. Незважаючи на це, запропонований підхід дозволяє адекватно відтворити основні закономірності просторової

організації та поширення інвазійних популяцій в урбоекосистемах [10].

Результати та їх обговорення

Площа міських зелених ділянок, їхня просторово-функціональна зв'язаність і структура рослинності є ключовими чинниками, які визначають розподіл рослинних угруповань і пов'язаних з ними груп комах. Фрагментація урбофітоценозів створює умови, за яких інвазійні рослини можуть закріплюватися на ізолюваних ділянках, формуючи стабільні осередки, які згодом слугують джерелами поширення як самих рослин, так і спеціалізованих або інвазійних членистоногих-поліфагів. Тому просторове планування зелених зон розглядається як ефективний інструмент зниження ризику інвазій рослин і фітофагів у межах міста. Це підкреслює, що результати просторового аналізу можуть безпосередньо трансформуватися в практичні рішення щодо управління міськими зеленими насадженнями.

Відомо, що використання локалітетів з придатними місцями існування як проміжного етапу процесу інфільтрації (взаємодія окремих локалітетів як мережі) можливе лише за умови співвідношення їх до матриці не менше 0,6 – так званий коефіцієнт Шредера (Кш) [13]. Значення $Kш = 0,6$ – порогове, з нього починають проявлятися властивості рекреаційних зон, завдяки яким стає можливим не лише приваблювати членистоногих (функція атрактивності), а й утримувати їх – створювати екологічно стійкі осередки для існування. За $Kш \geq 0,6$ у рекреаційних зонах, аналогічно периферійній – 9% зоні [7], формується рух популяцій гемерофобів – біотичний потік, який є синтезом видового різноманіття, динаміки чисельності та екологічних ніш (табл. 1).

Таблиця 1

Оптимізаційна матриця значень коефіцієнту Шредера в урбоекосистемі з рекреаційними зонами (пояснення у тексті)

Етап еволюції урбоекосистеми, %	Насиченість урбоекосистеми рекреаційними зонами, %								
	10	20	30	40	50	60	70	80	90
10	1	2	3	4	5	6	7	8	9
20	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5
30	0,33	0,67	1	1,33	1,66	2	2,33	2,67	3
40	0,25	0,5	0,75	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25
50	0,2	0,4	0,6	0,8	1	1,2	1,4	1,6	1,8
60	0,17	0,33	0,5	0,67	0,83	1	1,17	1,33	1,5
70	0,14	0,28	0,43	0,57	0,71	0,86	1	1,14	1,28
80	0,12	0,25	0,37	0,5	0,62	0,75	0,87	1	1,12
90	0,11	0,22	0,33	0,44	0,55	0,67	0,78	0,89	1

Примітки: рядки – етапи урбанізації; стовпці – частка рекреаційних зон.

Інтерпретація значень коефіцієнту Шредера оптимізаційної матриці буде такою:

- за співвідношення $0,6 \leq x < 1$ формується мережа рекреаційних зон у яких є потенціал до обміну біотою (основна характеристика – можливість циркуляції біоти);
- оптимізаційна пряма 45° , уособлена значеннями «1», показує, що «зелені» зони стануть непроникним бар'єром на маршруті інфільтрації популяції інвайдера-гемерофоба до периферії еко-

системи, вони спрацюють як і периферійна зона, приваблюючи членистоногих;

- за > 1 – екосистема тягнє до фрагментованої первинної екосистеми (основна характеристика – активна циркуляція біоти), види-вселенці будуть активно колонізувати ці локалітети і з часом використовувати їх як плацдарм для подальшої експансії;
- зазначень, що значно перевищують 1 рекреаційні зони зливаються, зникає розшарування екосистеми на власне урбоекосистему та її периферію;

- За $0 < x < 0,6$ залежність швидкості інфільтрації від рекреаційних локалітетів на маршруті падає, і хоча вони залишаються осередками, придатними для підвищення чисельності нового виду, він потрапляє до них випадково, обмін біотою між рекреаційними зонами мінімізується.

Формалізацію процесів інфільтрації доцільно проводити за двох умов: $K_{ш} \geq 0,6$ та $K_{ш} < 0,6$. У першому випадку важливою є порогова модель старту біотичного обміну між рекреаційними зонами урбо-екосистеми (рис. 2).

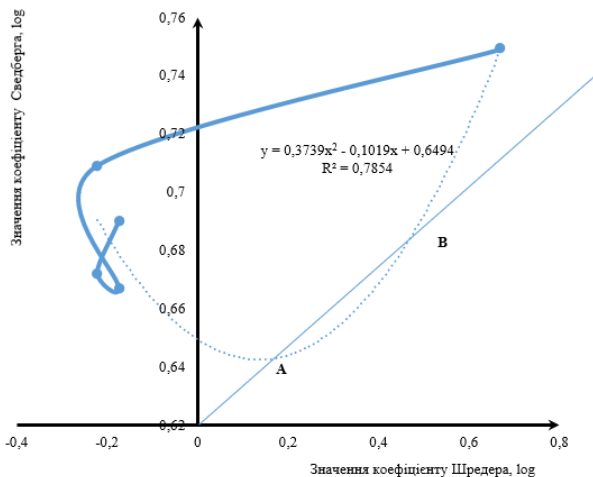


Рис. 2. Порогова модель старту біотичного обміну між рекреаційними зонами урбо-екосистеми, $K_{ш} 0,6-0,67$; А, В – стійкі стани рівноваги системи

Ця модель визначається як поліном тренду ($R^2=0,7854$) залежності логарифмів значень коефіцієнтів Сведберга та Шредера, побудований за значеннями варіантів (приклад одного з варіантів показано на *рисунку 3*): 30 : 20; 50 : 30; 60 : 40; 80 : 50 та 90 : 60 (% насичення атрактивними точками, % з яких є рекреаційними зонами) оптимізаційної матриці (*табл. 1*).

$$\log K_c = 0,3739 \log K_{ш}^2 - 0,1019 \log K_{ш} + 0,6494 \quad (1)$$

де K_c – значення коефіцієнту Сведберга;
 $K_{ш}$ – значення коефіцієнта Шредера.

1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	11	12	11	12	1	12	11	2	2
1	12	1	1	11	1	1	12	1	1
1	11	12	11	12	11	1	11	1	1
1	12	11	1	1	12	1	12	1	1
1	11	1	11	12	11	12	1	1	1
1	12	1	12	1	12	11	1	1	1
12	11	12	11	12	11	12	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Рис. 3. Урбо-екосистема з рекреаційними зонами: варіант 50 : 30 (50 % насичення атрактивними точками, 30 % з яких є рекреаційними зонами, визначені за допомогою генератора випадкових чисел), $K_{ш} = 0,6$

Нулі-ізокліни кривої тренду та оптимізаційної прямої 45° визначають два екстремуми А і В, що відповідають станам рівноваги системи – значення K_c 4,3752 та 4,8977, діапазон між якими можна визначити як діапазон рівноваги.

Формалізацію моделі інфільтрації за умови $K_{ш} < 0,6$ доцільно провести на основі ймовірнісних марківських переходів між станами. При цьому важливо розрізняти рекреаційні зони регулярні, які виникли в результаті реалізації містобудівних проєктів, і фрагментарні – залишки похідної екосистеми, у межах якої еволюціонувала урбо-екосистема. Перші, з порівняно незначною площею, характеризуються стабільністю; другі, навпаки, часто мають значну площу, але під тиском забудови поступово зменшуються, а отже, є динамічними.

Трьохтактна інфільтрація (регулярні трофічні ніші). За умови $K_{ш} < 0,6$ рекреаційні зони не мають біотичного обміну і не можуть бути бар'єром для інфільтрації з урбо-екосистеми; потрапляння популяції з E_1 до E_2 є малоімовірною подією, так само, як і збільшення чисельності (*табл. 2*).

Таблиця 2

Матриця ймовірностей переходу $E_1 \rightarrow E_3$ за інфільтрації популяції гемерофоба із екологічної пастки урбо-екосистеми з рекреаційними зонами

$i \rightarrow j$	у	E_1	E_2	E_3
E_1	$X_1^{-1} \rightarrow 0$	$P_{12} < 0,5$	$P_{13} < 0,5$	
E_2	$P_{21} > 0,5$	$X_2^{-1} \rightarrow 0$	$P_{23} = 0,5$	
E_3	0	$P_{32} = 0,5$	$X_3^{-1} \rightarrow \max$	

Але ймовірність переходу вже $E_2 \rightarrow E_3$ значно зростає. Тобто, для особин, які потрапили до рекреаційних зон, шанси вийти з екологічної пастки у 9 % периферію збільшуються. Трофічна спеціалізація також втрачає сенс, оскільки регулярні рекреаційні локалітети, попри незначний розмір, мають більше трофічних ресурсів порівняно з випадковими нерегулярними локалітетами, розглянутими у моделі дво-тактної інфільтрації. Перехід з E_n до E_{n+1} буде менш витратним, якщо здійснюється у напрямі зменшення чисельності популяції або зменшення ймовірності самого переходу (порівняно з попереднім).

Запропонована модель може бути використана для ідентифікації потенційних маршрутів поширення інвазійних видів у межах міських агломерацій.

Марківські ланцюги для цього сценарію будуть мати вигляд:

$$E_1 \rightarrow E_1 \rightarrow E_2 \rightarrow E_2 \rightarrow E_3, \text{ для } P=1 \quad (3)$$

$$E_1 \rightarrow E_3, \text{ для } P<1 \quad (4)$$

Отримані результати підтверджують, що врахування просторово-часової структури урбо-екосистем є ключовим фактором у моделюванні інвазійних процесів. На відміну від класичних підходів, орієнтованих переважно на кліматичні або біокліматичні предиктори, запропонована модель дозволяє врахувати внутрішню мозаїчність середовища та функціональну роль його елементів, що узгоджується із сучасними підходами урбо-екології [1, 18, 21].

Використання коефіцієнтів контагіозності (Кс) та структурної зв'язаності (Кш) відповідає сучасним уявленням ландшафтно-екології, згідно з якими просторова конфігурація середовища визначає інтенсивність біотичних потоків і патерни поширення організмів [5, 11, 14]. Встановлено порогове значення $K_{sh} \geq 0,6$, що узгоджується із сучасними дослідженнями екологічної зв'язаності, де показано, що саме порогові ефекти визначають формування функціональних екологічних мереж [22].

Інтеграція концепції «атрактор – репелер – екологічна пастка» у формалізовану модель дозволяє пояснити варіабельність поведінки інвазійних видів у міських умовах. Зокрема, для *Cameraria ohridella* (Deschka & Dimic, 1986) міські насадження каштана виступають як атрактори на початкових етапах колонізації, але в подальшому можуть формувати умови екологічної пастки через виснаження ресурсів та підвищення тиску природних ворогів [3, 12]. Аналогічно, *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) демонструє високу адаптивність до урбанізованих територій, однак його просторовий розподіл суттєво залежить від структури зелених зон і ландшафтно-гетерогенності [19].

Сучасні дослідження також підтверджують, що фрагментація та конфігурація урбофітоценозів визначають формування осередків інвазійних видів та їх подальше поширення [2, 17]. У цьому контексті рекреаційні локалітети можуть виконувати функції екологічних коридорів або бар'єрів, що безпосередньо впливають на сценарії інвазій.

Порівняно з традиційними моделями поширення видів (SDM), які базуються переважно на кліматичних змінних, сучасні дослідження підкреслюють необхідність інтеграції локальних просторових факторів, особливо для урбанізованих територій [20, 24]. Запропонована модель відповідає цій тенденції, оскільки враховує структурну неоднорідність середовища та його функціональну організацію.

Разом з тим, модель має певні обмеження. Вона базується на припущенні однорідності умов в межах окремих елементів матриці та не враховує поведінкові аспекти організмів і короткострокову кліматичну мінливість, що відзначається як один із ключових викликів сучасної інвазійної екології [15, 23]. Подальші дослідження мають бути спрямовані на поєднання запропонованого підходу з геоінформаційними технологіями та емпіричними даними.

Таким чином, результати дослідження узгоджуються із сучасними тенденціями розвитку інвазійної урбоекології і підтверджують перспективність використання просторово-орієнтованих моделей для прогнозування поширення інвазійних видів у міських екосистемах, що відкриває можливості для інтеграції моделі з GIS-технологіями та системами фітосанітарного моніторингу.

Висновки

Розроблено модель поширення інвазійних членистоногих в урбоекосистемах, що поєднує просторові характеристики середовища (Кс, Кш) з концепцією «атрактор–репелер–екологічна пастка». Встановлено порогове значення насичення урбоекосистеми

рекреаційними зонами, що відповідає значенню коефіцієнта Шредера ($K_{sh} \geq 0,6$), яке визначає перехід до активного біотичного обміну та формування екологічних коридорів. Показано, що тип просторового розподілу елементів урбоекосистеми визначає сценарії формування та поширення популяцій інвазійних видів. Доведено ключову роль рекреаційних локалітетів у регуляції інвазійних процесів як факторів, що можуть виступати атракторами.

Перспектива подальших досліджень полягає у можливості використання розробленої моделі для прогнозування поширення інвазійних членистоногих в урбоекосистемах, ідентифікації зон підвищеного ризику та оптимізації управління міськими зеленими насадженнями.

ДЕКЛАРАЦІЇ

Етична заява

Не застосовується.

Фінансування

Дослідження не отримувало зовнішнього фінансування.

Конфлікт інтересів

Автори стверджують про відсутність конфлікту інтересів.

Подяки

Немає.

Декларація щодо використання ШІ та технологій на основі ШІ

Автори заявляють, що не використовували штучний інтелект або технології на основі ШІ під час підготовки цього рукопису.

References

1. Alberti, M. (2005). The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, 28 (2), 168–192. <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>
2. Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18 (6), 581–592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
3. Bondareva, L., & Tarnavskyi, N. (2023). The main factors influencing the damage and population dynamics of *Cameraria ohridella* (Deschka & Dimic, 1986) in urban plantations of Kyiv region. *Biological Systems: Theory and Innovation*, 14 (3-4). [https://doi.org/10.31548/biologiya14\(3-4\).2023.012](https://doi.org/10.31548/biologiya14(3-4).2023.012)
4. Buenrostro, J. H., & Hufbauer, R. A. (2022). Urban environments have species-specific associations with invasive insect herbivores. *Journal of Urban Ecology*, 8 (1). <https://doi.org/10.1093/jue/juac011>
5. Fletcher, R. J., Smith, T. A. H., Troy, S., Kortessis, N., Turner, E. C., Bruna, E. M., & Holt, R. D. (2024). The prominent role of the matrix in ecology, evolution, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 55 (1), 423–447. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722-025653>
6. Flickinger, H. D., & Dukes, J. S. (2024). A review of theory: Comparing invasion ecology and climate change-induced range shifting. *Global Change Biology*, 30 (12), e17612. <https://doi.org/10.1111/gcb.17612>
7. Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process* (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>

8. Fokin, A. V., Adamchuk, O. S., & Mishchenko, O. A. (2025). Construction of complex systemic preparations for beekeeping and plant protection based on the principle of neural networks. *Scientific and Production Journal Beekeeping of Ukraine*, 15, 112–119. <https://doi.org/10.32782/beekeepingjournal.2025.15.13>
9. Strogatz, S. H. (2018). *Nonlinear dynamics and chaos: With applications to physics, biology, chemistry, and engineering* (2nd ed.). CRC Press
10. Fokin, A. V., Moroz, S. Yu., & Adamchuk, O. S. (2026). *Theoretical aspects of designing plant protection systems against phytophagous insects*. Phoenix Publishing House.
11. Forman, R. T. T. (1995). *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
12. Freise, J. F., Heitland, W., & Tosevski, I. (2002). Parasitism of the horse chestnut leaf miner, *Cameraria ohridella* Deschka and Dimic (Lep., Gracillariidae), in Serbia and Macedonia. *Anzeiger Für Schädlingskunde*, 75 (6), 152–157. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0280.2002.02046.x>
13. Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198540663.001.0001>
14. Hanski, I., Kinne, O., & Bazzaz, F. A. (2005). *The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss*. International Ecology Institute.
15. Hastings, A., Cuddington, K., Davies, K. F., Dugaw, C. J., Elmendorf, S., Freestone, A., Harrison, S., Holland, M., Lambrinos, J., Malvadkar, U., Melbourne, B. A., Moore, K., Taylor, C., & Thomson, D. (2004). The spatial spread of invasions: new developments in theory and evidence. *Ecology Letters*, 8 (1), 91–101. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00687.x>
16. Schlaepfer, M., Runge, M., & Sherman, P. (2002). Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, 17 (10), 474–480.
17. Kowarik, I. (2023). Urban biodiversity, ecosystems and the city. Insights from 50 years of the Berlin School of urban ecology. *Landscape and Urban Planning*, 240, 104877. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104877>
18. Liu, N., Liu, Z., & Wu, Y. (2025). Direct and indirect impacts of urbanization on biodiversity across the world's cities. *Remote Sensing*, 17 (6), 956. <https://doi.org/10.3390/rs17060956>
19. Nixon, L. J., Acebes-Doria, A., Kirkpatrick, D., & Leskey, T. C. (2024). Influence of deployment method and maintenance on efficacy of sticky card traps for *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae). *Journal of Economic Entomology*, 117 (5), 2003–2008. <https://doi.org/10.1093/jee/toae192>
20. Pan, R., Zhang, J., Xue, W., Xia, Q., Liu, J., Yan, J., Ling, H., & Jin, X. (2025). Research on the evolution and optimization of ecological networks in arid areas based on machine learning and multi-source remote sensing data. *Environmental and Sustainability Indicators*, 27, 100830. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100830>
21. Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., & Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and Socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 127–157. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012>
22. Rao, X., Li, J., & Li, J. (2025). Multi-scale differences in landscape connectivity evaluation and protection strategies: a case study of Chongqing, China. *Scientific Reports*, 15 (1), 4965. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-88629-6>
23. Renault, D., Manfrini, E., Leroy, B., Diagne, C., Ballesteros-Mejia, L., Angulo, E., & Courchamp, F. (2021). Biological invasions in France: Alarming costs and even more alarming knowledge gaps. *NeoBiota*, 67, 191–224. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59134>
24. Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P. J., Dormann, C. F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Aroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J. J., Leitão, P. J., Park, D. S., Peterson, A. T., Rapacciolo, G., Schmatz, D. R., Schröder, B., Serra-Diaz, J. M., Thuiller, W., Yates, K. L., Zimmermann, N. E. & Merow, C. (2020). A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, 43 (9), 1261–1277. <https://doi.org/10.1111/ecog.04960>

ORCID

A. Fokin  <https://orcid.org/0000-0002-6872-0421>
 L. Bondareva  <https://orcid.org/0000-0002-8171-2338>



© 2026 by the author(s). This is an open-access article distributed under the Creative Commons Attribution License <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.