

РАСПРОСТРАНЁННОСТЬ ИНВАЗИОННЫХ ВИДОВ В ЗАСТРОЙКЕ РАЗЛИЧНОГО ВОЗРАСТА И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ЗЕЛЁНУЮ ИНФРАСТРУКТУРУ НА ПРИМЕРЕ МОСКОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

© 2024 Кадетов Н.Г.*, Чернышов М.П.**

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, 119991 Россия

*e-mail: biogeonk@mail.ru

**e-mail: maxim.chernyshov.01@gmail.com

Поступила в редакцию 28.08.2023. После доработки 19.10.2024. Принята к публикации 22.10.2024

Проблема биологических инвазий является одной из наиболее значимых в свете их экологических и экономических последствий, особенно остро стоящей в урбанизированных ландшафтах. В работе рассматривается влияние ключевых видов инвазионных растений на зелёную инфраструктуру территорий с различными возрастами застройки в границах Московской агломерации. По результатам проведённых исследований обнаружена чёткая граница в качественном и количественном составе инвазионных растений в застройке до и после 1990-х годов. С обеих сторон от этой границы отмечена тенденция к увеличению случаев встреч инвазионных видов вместе с возрастом застройки, а также сила их воздействия на элементы зелёной инфраструктуры. Прослеживаются экстремумы суммарного числа регистраций ключевых видов – два максимума, приходящиеся на территории застройки 1990-х и 1960-х годов и два минимума – застройка 1980-х и 2010-х годов. Для каждого возраста застройки было рассчитано экологическое и экономическое воздействие каждого из ключевых видов. Было показано, что наиболее уязвимы к воздействию инвазионных видов районы застройки после 1990-х годов, а наименее – застройки 1980-х.

Ключевые слова: инвазионные виды, элементы зелёной инфраструктуры, восприимчивость к инвазиям, оценка влияния видов, Московская агломерация.

DOI: 10.35885/1996-1499-17-4-37-48

Введение

Проблема биологических инвазий – одна из наиболее значимых в контексте устойчивого развития. Особенно остро она стоит в урбанизированных ландшафтах с присущей им динамичностью и известной нестабильностью [Рысин, Рысин, 2012; Климанова и др., 2020]. В Европейской России насчитывается более 1000 чужеродных видов высших растений, из которых более 200 – инвазионные [Виноградова и др., 2010; Сенатор, Виноградова, 2023]. За последние два десятилетия, благодаря активным исследованиям, вопросам, связанным с распространением и негативным влиянием инвазионных видов, стало уделяться большее, чем прежде, внимание [Виноградова и др., 2022 и др.]. Однако большинство выходящих работ затрагивают проблему инвазионных видов вне контекста урбанизированных ландшафтов.

В русскоязычной литературе работы, содержащие информацию об инвазионных ви-

дах в городах, преимущественно посвящены выявлению городской флоры в целом или изучению растительности урбанизированных территорий [Григорьевская, 2000; Панасенко, 2003; Мининзон, 2004; Шлотгауэр, 2010; Третьякова, 2011; Нотов, Нотов, 2012; Сенатор, Баранова, 2013; Ильминских, 2014; Складар, 2017; Третьякова и др., 2021, и др.]. Реже встречаются работы, посвящённые изучению влияния и/или распространения какого-либо вида в городских условиях [Виноградова, 2006; Голованов, Абрамова, 2013; Веселкин, Прокина, 2016; Арепьева, Куликова, 2017; Куклина и др., 2020, и др.]. Лишь немногие работы связаны с Московской агломерацией – крупнейшей в России и одной из крупнейших в Европе как по площади, так и по численности населения [Меланхолин и др., 2008; Швецов, 2008; Дейсфельдт и др., 2011; Майоров и др., 2012; Бочкин, Виноградова, 2016; Майоров и др., 2020, и др.].

В числе важных особенностей Московской агломерации – её расположение на стыке ше-

сти ландшафтов трёх физико-географических провинций – Московской, Москворецко-Окской и Мещёрской [Анненская и др., 1997]. Также специфика её определяется ходом развития, которое происходило почти строго от центра к периферии. Развитие города, его влияния и во многом застройки шло «волнами» по широко известным «кольцам» (частью изначально бывшим оборонительными укреплениями), в разное время определявшим границы собственно Москвы: Бульварное кольцо (бывший Белый город), Садовое кольцо (бывший Земляной город), Камер-Коллежский вал, Московская кольцевая автодорога (МКАД) и др. В начале 1960-х годов Москва значительно расширила свои границы: в неё было включено множество прилегающих подмосковных городов и посёлков (в том числе г. Тушино, г. Бабушкин, с. Алтуфьево, с. Бибирево и др.), с последующим замещением сельской застройки городской и значительным увеличением плотности населения. Вся эта территория в границах МКАД была практически застроена с нуля в 60–80-е гг. XX в. Также в сферу Московской агломерации попало множество пригородных посёлков, в которых частная застройка постепенно начала сменяться многоэтажными домами. На эти же годы пришёлся заметный рост как числа биологических инвазий в регионе, так и численности популяций соответствующих видов [Майоров и др., 2012; Майоров и др., 2020]; увеличился их вклад в формирование зелёных насаждений в границах агломерации.

Учитывая особенности развития Москвы и продолжающееся расширение городской застройки в рамках агломерации, актуальным представляется рассмотрение вопросов влияния инвазионных видов растений на городские экосистемы и подходов к борьбе с ними с учётом возраста и типа застройки. Особое значение эта тема приобретает с учётом начавшейся реализации планов по «реновации» жилой застройки в Москве.

Целью работы стала оценка распространённости инвазионных видов растений в застройке различных возрастов. Для её достижения были поставлены следующие задачи: определение ключевых видов; выбор и обследование модельных участков с различны-

ми возрастными застройками; анализ характера распространения ключевых видов; балльная оценка последствий внедрения инвазионных видов и на её основе – оценка восприимчивости элементов зелёной инфраструктуры территорий различного возраста застройки к инвазиям ключевых видов; выработка базовых рекомендаций по борьбе с инвазионными видами.

Материалы и методы

В качестве ключевых были выбраны одни из наиболее характерных и широко распространённых в Московской агломерации инвазионных видов, относящихся преимущественно к различным экобиоморфам: клён ясенелистный (*Acer negundo* L.), борщевик Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden.), золотарники канадский (*Solidago canadensis* L.) и гигантский (*S. gigantea* Ait.), недотроги мелкоцветковая (*Impatiens parviflora* DC.) и железистая (*I. glandulifera* Royle), мелколепестник канадский (*Erigeron canadensis* L.), а также виды рода рейнутрия (*Reynoutria* spp.). Встреченные золотарники преимущественно принадлежали к *Solidago canadensis*. Однако оба вида рассматривались вместе, учитывая их схожие экологические и биологические особенности, а также трудности при определении растений в молодом и/или угнетённом состоянии в значительно трансформированных местообитаниях. Близкая ситуация с видами рода рейнутрия. В Москве и Подмоскowie широко распространена имеющая гибридное происхождение рейнутрия богемская (*Reynoutria* × *bohemica* Chrtek et Chrtkova), встречающаяся значительно чаще, чем родительские рейнутрия японская (*R. japonica* Houtt.) и представленная в основном в культуре рейнутрия сахалинская (*R. sachalinensis* (Fr. Schmidt ex Maxim.) Nakai) [Майоров и др., 2012; Майоров и др., 2020]. В связи со сложностью определения и близостью биологии и экологии [Панасенко, 2021] в настоящей работе виды рода рассматриваются вместе. Отметим, однако, что в абсолютном большинстве изученных популяций согласно приводимым диагностическим признакам [Маевский, 2014] растения принадлежали к *Reynoutria* × *bohemica*.

Для оценки распространения ключевых видов в разных типах и возрастах городской застройки были выбраны модельные участки, расположенные в пределах общей Московской физико-географической провинции [Анненская и др., 1997]: окрестности ул. Мясницкая в историческом центре Москвы; северо-восток Москвы – районы Ростокино, Свиблово, Северное и Южное Медведково, Бибирево, Отрадное, Алтуфьево; микрорайон Павшинская Пойма; посёлок Тарасовка и его окрестности. Основываясь на открытых данных о времени сооружения тех или иных зданий – moscowmap.ru; kontikimaps.ru; retromap.ru и др., были составлены градации возраста застройки: от 0 до 5 лет; 5–15; 15–30; 30–40; 40–50; 50–65 лет; 65 лет и старше.

Выбранные участки представляют собой довольно характерные по типу и возрасту застройки территории. Окрестности ул. Мясницкая (участок вошёл в черту города в XIV в.) имеют устоявшуюся застройку рубежа XIX–XX вв. – средний возраст застройки составляет около 110 лет. Группа районов на северо-востоке Москвы представляет собой характерное сочетание различных по возрасту застройки фрагментов, свойственное окраинным частям Москвы: ближе к центру преобладает застройка конца 50-х – начала 60-х, на периферии – 70–80-х годов XX в. Район Ростокино представляет собой типичную застройку поздних 50-х – начала 60-х годов XX в. (средний возраст застройки 60–65 лет) с характерным вкраплением промзон. В Сви-

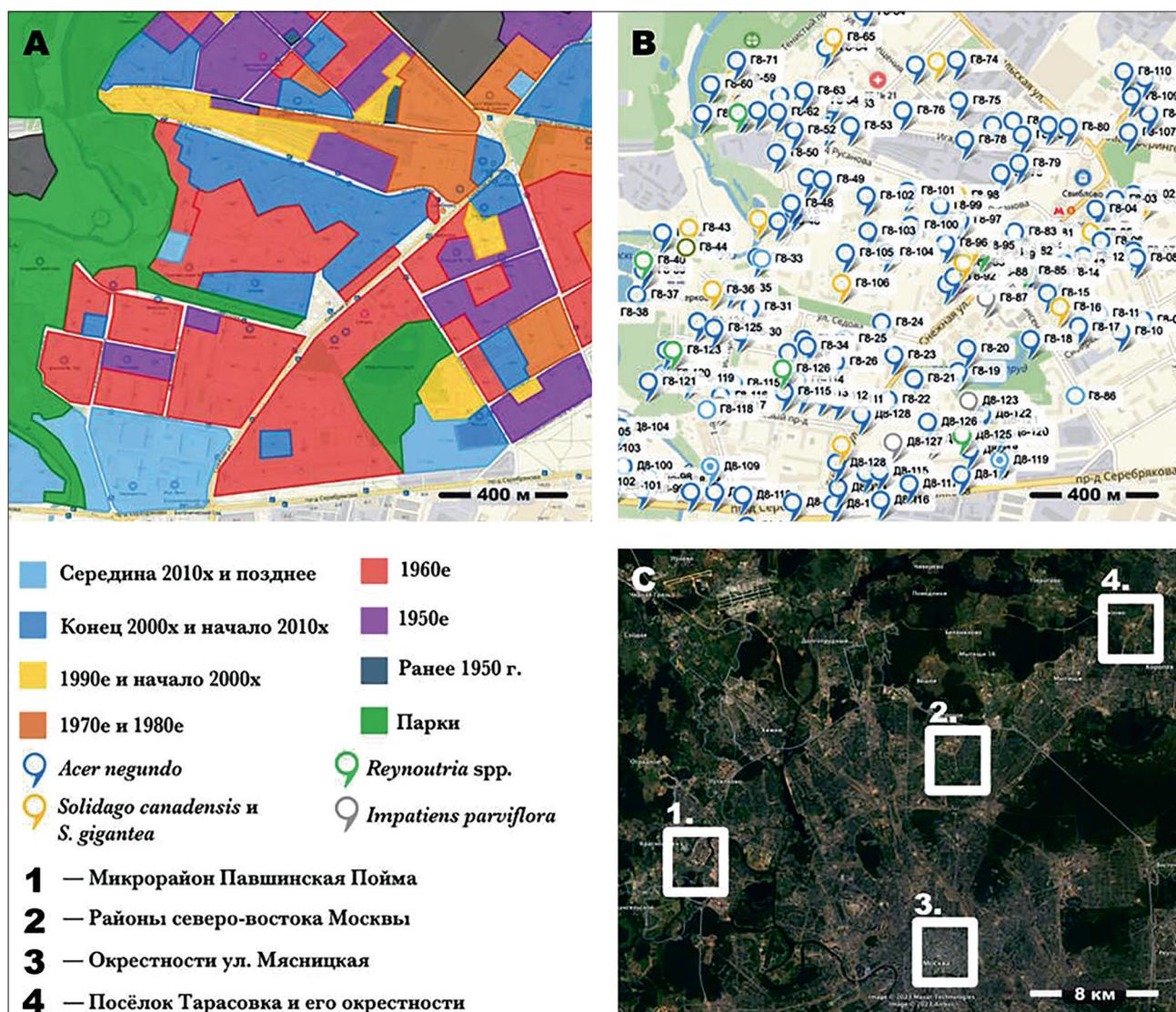


Рис. 1. Карта застройки различного возраста (А), встреч ключевых видов (В) в районе Свиблово и расположения модельных участков (С). Цвета соответствуют периодам застройки территории (А) и обнаруженному в данной точке виду (В).

блово (рис. 1) застройка сменяется на более позднюю – конца 1960-х годов, однако средний возраст застройки по району намного меньше (около 35 лет) за счёт большого числа зданий, построенных в 2000-е годы. Библирево, Отрадное и Алтуфьево представлены исключительно застройкой середины 70-х годов XX в., частью заместившей собой сельскую застройку бывшего посёлка Лианозово, частью – построенной на месте сельскохозяйственных угодий, что представляет интерес для сравнения с территориями, застроенными с нуля уже в XXI в. Северное и Южное Медведково застроены преимущественно многоэтажными домами середины 70-х годов XX в., также построенными на месте посёлков. Однако здесь присутствуют вкрапления застройки начала 2010-х годов, заместившей собой часть многоэтажных домов второй половины прошлого века. Последний участок городской застройки представлен микрорайоном Павшинская Пойма – современные здания возрастом до 15 лет – и расположен вне МКАД. Посёлок Тарасовка является примером населённого пункта с преимущественно сельской застройкой середины – второй по-

ловины XX в., вошедшего в сферу влияния агломерации.

Полевые обследования проводились в 2017–2018 гг. Пройдено более 150 км маршрутов. На исследуемых территориях детально обследованы озеленённые участки – элементы зелёной инфраструктуры (табл. 1), для полученных долей было вычислено среднее значение и стандартное отклонение (табл. 2). Значения, не отклоняющиеся от среднего более чем на 2, принимались нами как сравнимые. В ходе маршрутов регистрировались все встречи ключевых видов с указанием численности и/или плотности популяций и занимаемой ими площади. Учитывались жизненные состояния и фенотипы растений.

Для каждого вида были составлены индивидуальные градации численности, границы которых проводились при обработке полевых материалов на основе наиболее часто встречающихся значений (количества особей или занимаемой ими площади) (табл. 3). Группы особей одного вида, произрастающих в непосредственной близости друг от друга, считались одной «точкой». Отделение одной точки от другой происходило по нали-

Таблица 1. Элементы зелёной инфраструктуры (по Климанова и др., 2020; Кадетов, Чернышов, 2021)

Газоны		
Палисадники	Цветочные клумбы	Маловозрастные
		Средневозрастные
		Старовозрастные
	Огороды	Однолетние
		Многолетние / Двулетние
	Сады	Маловозрастные
Средневозрастные		
Старовозрастные		
Скверы и аллеи	Хвойные насаждения	
	Смешанные насаждения	
	Широколиственные насаждения	
	Мелколиственные насаждения	
Речные и приречные территории	Заросли гидрофитов	
	Околоводные и водные заросли (преобладают гидрофиты)	
	Ивовые и ольховые сообщества	
Луга	Пойменные луга	
	Суходольные луга на склонах	
	Мезофитные луга (в том числе сеянные и луговины)	
	Залежи	

Таблица 2. Доля элементов зелёной инфраструктуры на территориях с различными возрастами застройки, %

Возраст застройки, лет Элемент зелёной инфраструктуры	0–5	5–15	15–30	30–40	40–50	50–65	65+	Ср. знач.	
Газоны	38	30	27	13	9	7	23	21	11
Палисадники	16	32	21	24	22	33	18	24	6
Скверы и аллеи	21	25	33	53	55	57	59	43	15
Речные и приречные территории	12	6	1	3	3	1	0	4	4
Луга и схожие сообщества	13	7	18	7	11	2	0	8	6

Таблица 3. Градации числа растений в одной точке для ключевых видов (приводится число особей / побегов в точке, если не указано иное)

Численные градации Виды	a	b	c	d	e	f
<i>Acer negundo</i>	1–3	4–8	9–20	21–50	51–250	250+
<i>Solidago canadensis</i> и <i>S. gigantea</i>	1–3	4–20	20–100	101–500	501–1500	1500+
<i>Reynoutria</i> spp.	0–1 м ²	1–3 м ²	4–10 м ²	11–30 м ²	31–100 м ²	100+м ²
<i>Impatiens parviflora</i>	1–7	8–30	31–100	101–700	700–2000	2000+
<i>Impatiens glandulifera</i>	1–7	8–20	21–70	71–350	351–1500	1500+
<i>Erigeron canadensis</i>	1–4	5–20	21–70	71–350	351–1500	1500+
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	1–3	4–8	9–20	21–50	51–250	250+

чию между краями точек участка не менее 1,5–2,0 м.

Для оценки восприимчивости к инвазиям территорий с различными возрастами застройки использована оценка влияния ключевых видов на элементы зелёной инфраструктуры [Кадетов, Чернышов, 2021, 2022] по экологическим и экономическим параметрам (табл. 4). Проведённые ранее работы показали высокий уровень корреляции между экологическим и экономическим влиянием ключевых видов, что позволяет рассматривать эти параметры совместно. Для более детальной оценки экономического влияния внедрения инвазионных

видов можно использовать компенсационную стоимость восстановления исходных зелёных насаждений [Селиховкин и др., 2023].

Для каждого элемента зелёной инфраструктуры оценивали восприимчивость к инвазиям по отношению к ключевым видам по экологическим и экономическим параметрам, отражающим потенциальную вероятность трансформации в результате инвазии и возможные негативные экономические последствия внедрения вида соответственно. При разработке критериев оценки ориентиром служили критерии, данные в протоколе GISS (Generic impact scoring system). Прото-

Таблица 4. Балльные оценки влияния ключевых видов на зелёную инфраструктуру (большее значение соответствует большему влиянию)

Вид	Влияние на зелёную инфраструктуру	Экологическое	Экономическое
<i>Acer negundo</i>		1,381	1,095
<i>Solidago canadensis</i> и <i>S. gigantea</i>		1,190	0,810
<i>Reynoutria</i> spp.		1,714	1,810
<i>Impatiens parviflora</i>		0,820	0,429
<i>Impatiens glandulifera</i>		1,000	0,667
<i>Erigeron canadensis</i>		0,905	1,095
<i>Heracleum sosnowskyi</i>		1,857	1,571

кол GISS основан на оценке влияния инвазионных видов по экологическим и социально-экономическим параметрам. Для каждого параметра выделено несколько категорий (например, влияние на экосистемы вследствие конкуренции с аборигенными видами или влияние на инфраструктуру). Влияние рассчитывается по каждой категории. Всего выделено 6 уровней влияния (от 0 до 5): нулевой уровень соответствует отсутствующему воздействию или отсутствию данных в нём, пятый уровень – это крупномасштабное воздействие с большим ущербом и/или полным уничтожением, угрозами для видов (включая локальное исчезновение), высокими экономическими издержками [Nentwig et al., 2016].

По экологическому и экономическому параметрам была проведена балльная оценка – присваивались значения от 0 до 2 (чем больше значение, тем больше восприимчивость элемента к инвазиям / тем выше инвазионная активность вида).

Например, значение «1» по экологическому параметру соответствовало риску частичного и точечного угнетения и замещения видов исходного сообщества инвазионным, по экономическому – нанесению видом экономического ущерба с необходимостью небольших затрат для преодоления последствий. Значение «2» по экологическому параметру соответствовало доминированию инвазионного вида в рамках элемента зелёной инфраструктуры или полному вытеснению им аборигенных видов, по экономическому – значительному экономическому ущербу, наносимому внедрившимся видом элементу зелёной инфраструктуры, с необходимостью существенных затрат. Баллы присваивались на основе степени трансформированности подвергшихся инвазиям элементов зелёной инфраструктуры на территориях с различным возрастом застройки.

Интегральное значение влияния для каждого вида (т.е. его влияние на зелёную инфраструктуру в целом) рассчитывалось исходя из присвоенных виду баллов в каждом элементе зелёной инфраструктуры. Это значение рассчитывалось по формуле

$$j = \frac{\sum_{n=1}^u (a_n)}{u},$$

где a_n – экологическое / экономическое воздействие на элемент зелёной инфраструктуры со стороны каждого вида; u – количество элементов зелёной инфраструктуры.

Статистическая обработка результатов проводилась путём определения корреляции. Для оценки применимости типа корреляционного анализа был проведён предварительный тест на нормальность распределения числовых рядов с помощью подсчёта асимметрии и эксцесса рядов данных. В случае существенного отличия распределения от нормального применялось вычисление ранговой корреляции Спирмена. Достоверность полученного коэффициента корреляции была проверена с помощью t-критерия Стьюдента.

Результаты и обсуждение

Для сравнения воздействия разных видов на зелёную инфраструктуру различных возрастов застройки была вычислена суммарная численность и число встреч на 1 км² (рис. 2). Посчитаны коэффициенты корреляции Спирмена между количеством встреч и возрастом застройки. Сильная отрицательная корреляция между возрастом застройки и числом встреч на 1 км² наблюдается для *Solidago* spp., *Reynoutria* spp., и *Erigeron canadensis* (с уровнем значимости 0,10). Для остальных инвазионных видов статистически значимая корреляция между числом встреч и возрастом застройки не прослеживается.

Для каждого возраста застройки сделана попытка оценить влияние ключевых видов, умножив присвоенные каждому виду баллы (см. табл. 4) на количество встреч этих видов на 1 км². С учётом особенностей произрастания *Reynoutria* spp. вместо числа встреч учитывалась занимаемая площадь. Таким образом, можно оценить воздействие каждого вида на территориях с различным возрастом застройки, а также общую восприимчивость территории к инвазиям (табл. 5).

Наиболее восприимчивыми к инвазиям ключевых видов типами застройки являются районы новостроек (0–5 и 5–15 лет), исследованные на примере микрорайона Павшинская Пойма, и недавней застройки в районе Южное Медведково, а также районы застройки 1990–2005 гг. Здесь отмечено наибольшее

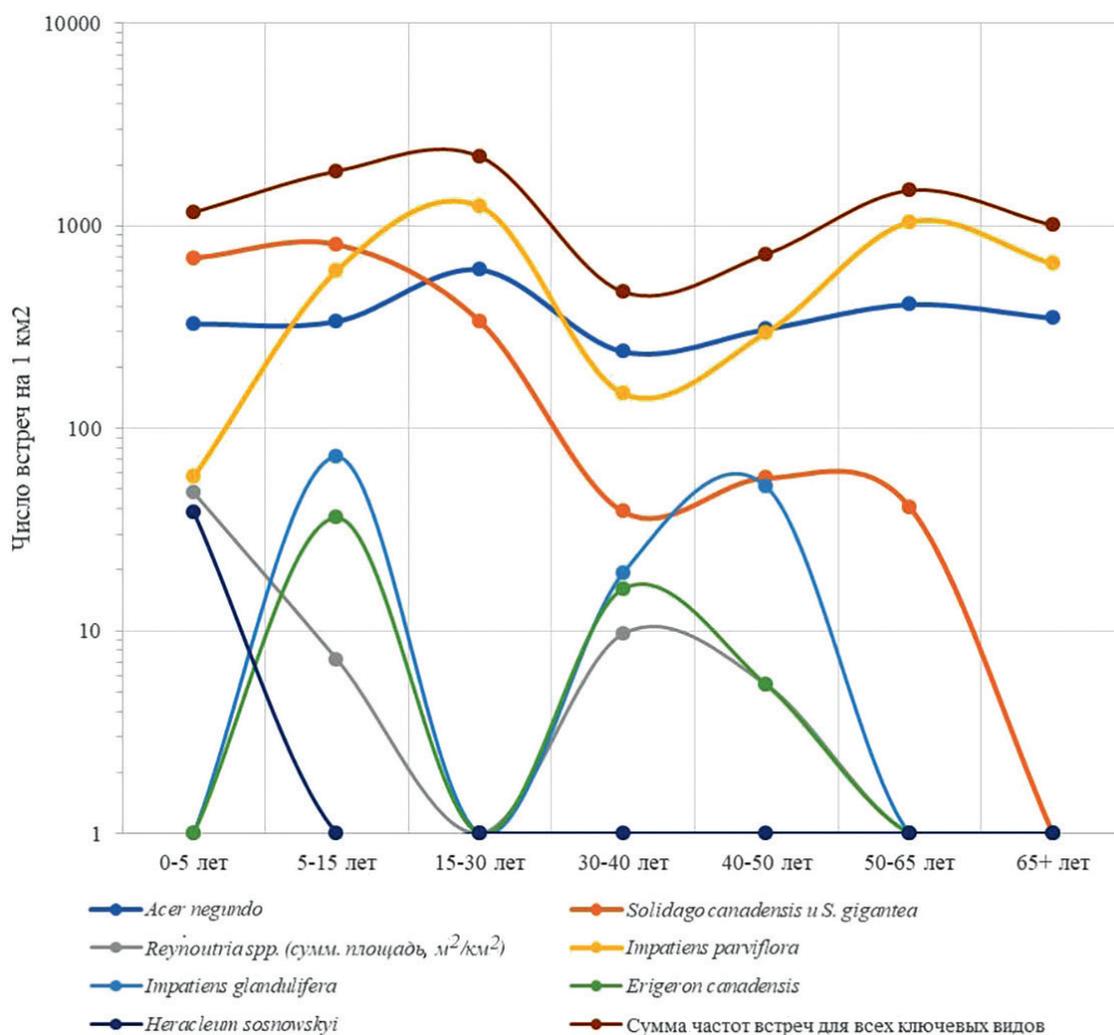


Рис. 2. Число встреч ключевых видов на 1 км² в различных возрастах застройки, логарифмическая шкала.

число встреч ключевых видов (см. рис. 2). Это, вероятно, связано с особенностями зелёной инфраструктуры – абсолютным преобладанием (более 3/4) молодых искусственных насаждений в сочетании с сохранившимися по долинам рек и оврагам относительно «природными» сообществами. Немаловажную роль сыграло наличие значительного числа фрагментов территории с нарушенным грунтом, являющимся благоприятной средой для расселения многих инвазивных видов, в частности *Solidago canadensis*, *S. gigantea* и *Impatiens parviflora*.

При увеличении возраста застройки до 15–30 лет вместе с увеличением участия деревьев, в том числе *Acer negundo*, в сложении элементов зелёной инфраструктуры возрастает число встреч *Impatiens parviflora*, что, вероятно, связано с особенностями её экологии [Виноградова и др., 2010; Прохоров, 2020].

Она предпочитает сравнительно нарушенные затенённые и равномерно увлажнённые местообитания, которые формируются вместе с древесным пологом. *Impatiens glandulifera* встречается заметно реже в новой застройке, чему способствуют зачастую отмечающийся недостаток затенения и неравномерная увлажнённость почв. Также на подобных территориях отмечаются значительно более крупные, чем на участках с другими возрастными застройки, популяции *Solidago spp.* и *Reynoutria spp.* В числе возможных причин подобного – особенности расселения этих видов. *Reynoutria spp.* способна произрастать в относительно сухих условиях на различных типах почв [Walls, 2010]. *Solidago canadensis* также способен к росту в сухих условиях и местах со слабым затенением. Его семена и корневища, так же как корневища *Reynoutria japonica*, выдерживают промораживание по-

Таблица 5. Экологическое (верхние ячейки) и экономическое (нижние ячейки) влияние ключевых видов на зелёную инфраструктуру территорий с различным возрастом застройки, в баллах (градиент цвета от зелёного к красному (и от белого к серому) показывает увеличение влияния вида)

Возраст застройки, лет Вид	0–5	5–15	15–30	30–40	40–50	50–65	65+
<i>Acer negundo</i>	451,59	465,91	836,94	329,66	425,56	563,65	483,36
	358,16	369,51	663,78	261,46	337,52	447,04	383,35
<i>Solidago canadensis</i> и <i>S. gigantea</i>	824,43	961,61	400,83	46,08	67,57	48,59	-
	560,61	653,9	272,57	31,34	45,95	33,04	-
<i>Reynoutria</i> spp.	82,42	12,39	-	16,59	9,27	-	-
	87	13,08	-	17,51	9,78	-	-
<i>Impatiens parviflora</i>	47,28	493,69	1021,85	121,61	243,69	853,67	532,85
	24,73	258,18	534,38	63,6	127,44	446,43	278,66
<i>Impatiens glandulifera</i>	-	72,29	-	19,36	51,35	-	-
	-	48,19	-	12,9	34,24	-	-
<i>Erigeron canadensis</i>	-	32,70	-	14,59	4,89	-	-
	-	39,59	-	17,67	5,92	-	-
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	71,43	-	-	-	-	-	-
	60,44	-	-	-	-	-	-
Общее влияние	1477,14	2038,60	2259,62	547,89	802,33	1465,92	1016,21
	1 090,93	1 382,45	1 470,73	404,47	560,84	926,51	662,01

чвы [Werner et al., 1980; Beerling, 1993], что может повысить их конкурентоспособность в районах новой застройки, для почв которых характерно отсутствие опада и соответственно более сильное промерзание. Полиплоидные формы *Solidago* в вегетативном состоянии выдерживают резкие колебания температуры [Lu et al., 2020]. Также на расселение этих видов на участках новой застройки может влиять низкий уровень знаний населения об опасности инвазионных видов и шире – низкий уровень экологической культуры. *Solidago* spp. и *Reynoutria* spp., а также *Acer negundo* до сих пор нередко используются населением в озеленении (придомовые палисадники и т.п.) из-за их быстрого роста и определённых эстетических свойств. В местах, где отсутствует контроль за популяциями подобных видов, можно наблюдать огромные их заросли. Остальные виды зачастую внедряются не прямым участием человека, а посредством встраивания в сообщества, уже нарушенные более ранним воздействием. Наименее устойчивыми на территории микрорайона Павшинская Пойма являются мезофитные луга, залежи и ивово-ольховые сообщества близ берегов Москвы-реки и её

притоков (ныне частью утрачены в результате обустройства набережной), что отчасти связано с высокой динамичностью пойменных сообществ и их восприимчивостью к фитоинвазиям [Илларионова, 2023, и др.].

На территориях с застройкой 1980-х годов и старше наблюдается значительно меньшее число встреч ключевых видов относительно застройки 1990-х годов и младше – как общее, так и отдельно для каждого вида. Во многом это связано не только со сравнительно сформировавшимся и стабильным видовым составом сообществ, но и с незначительной долей (менее 15%) сравнительно молодых сообществ, в которых отсутствует (или слабо развит) древесный ярус и сомкнутый травяной покров.

В целом можно сказать, что с увеличением возраста застройки увеличивается число встреч ключевых видов, а также их воздействие на элементы зелёной инфраструктуры. Вероятно, подобное распределение связано с постепенной заменой более молодыми сообществами исходных – вследствие отмирания элементов древостоя. Также наблюдается одновременный рост числа встреч *Impatiens parviflora* и *Acer negundo*. Тем не менее срав-

нительно небольшим остаётся число встреч (а также численность) используемых в декоративных целях инвазионных видов – *Solidago* spp. и *Reynoutria* spp. Вероятнее всего, за счёт сложившегося видового состава палисадников внедрение «декоративных» инвазионных видов маловероятно благодаря контролю со стороны человека и перечисленным выше экологическим особенностям этих видов (в частности, *Solidago canadensis*).

По результатам проведённых исследований чётко прослеживаются экстремумы числа регистраций ключевых инвазионных видов по возрастам застройки – два максимума и два минимума (см. рис. 2).

Первый из максимумов – более выраженный – связан с периодом 1990-х годов, второй – менее яркий – с застройкой 1950–1960-х годов (застройка возрастом 50–65 и более лет). Отметим, что число регистраций травянистых растений (например, *Solidago* spp., *Impatiens parviflora*) увеличивается более существенно. Главный максимум можно связать с тем, что более молодые сообщества обладают меньшей устойчивостью к инвазиям (см. табл. 5). Максимум в застройке 1950–60-х годов отчасти объясняется изменениями в составе и главным образом в структуре элементов зелёной инфраструктуры в соответствующей застройке с увеличением её возраста. Так, постепенно распадаются созданные сразу после застройки посадки (в том числе погибают деревья).

Наиболее выраженный минимум приурочен к застройке возрастом 30–40 лет. Это можно объяснить устойчивостью сообществ-ровесников застройки вследствие их сбалансированности, а также отсутствия выпадения элементов структуры сообщества (древостоя и т.д.), связанного с их возрастом. Менее выраженный минимум наблюдается в современной застройке. Отчасти он может быть связан с активным созданием и поддержанием искусственно созданных сообществ палисадников и газонов, отчасти – с недостаточным для формирования полноценного древесного яруса возрастом сообществ.

Приведённые данные говорят о том, что разработка экологически обоснованной современной схемы озеленения как при прове-

дении подобных работ «с нуля», так и при обновлении озеленения в районах более старой застройки играет важную роль в предотвращении инвазий. Застройка 1970–80-х годов (возрастом около 30–40 лет) характеризуется наименьшей восприимчивостью к инвазиям (см. табл. 5) за счёт того, что озеленение изначально осуществлялось преимущественно без использования соответствующих видов и в основном ещё не начало сменяться. Предельный возраст лиственных деревьев в городской застройке составляет 40–50 лет [Разинкова, 2014]. При отмирании деревьев – как естественном, так и при участии человека – происходит изменение состава сообществ, и в такие нарушенные сообщества легче могут внедряться инвазионные виды. Подобные изменения элементов зелёной инфраструктуры, происходящие с увеличением возраста застройки, отчасти обуславливают увеличение числа инвазий в застройке 1950–1970-х годов. Запрет использования *Acer negundo* в посадках и постепенное удаление его из состава насаждений *может*, по авторским оценкам, уменьшить совокупный экологический ущерб от инвазий на 30% и более (см. табл. 5).

Следует проработать возможность регламентирования или пропаганды отказа от использования исследованных ключевых видов в палисадниках ввиду их негативных воздействий. Так, виды *Reynoutria* spp. могут причинить серьёзный вред зелёной инфраструктуре и городскому хозяйству в целом. *Reynoutria* spp. затеняет местные растения, что приводит к сокращению биоразнообразия, а также способна повреждать фундаменты и лёгкие постройки. Заросли *R. japonica* увеличивают эрозию почв при весеннем половодье, так как местные дерновинные виды вытесняются, а почва оказывается не защищённой от смыва. Корневища могут повреждать гидротехнические сооружения [Виноградова и др., 2010]. Виды *Solidago* не следует сажать в людных местах из-за присущего им аллергенного действия [Виноградова и др., 2010].

Застройка пригородной части агломерации, изученная на примере посёлка Тарасовка и его окрестностей, сравнительно маловосприимчива к инвазиям. Здесь играет

большую роль вовлечённость существенной части населения в садоводство и огородничество. В настоящее время здесь производится обновление озеленения – вырубка старых деревьев и посадка новых, среди которых большая часть – это аборигенные виды (*Acer platanoides*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis*). Однако за границами поселения, на месте заброшенных сельскохозяйственных угодий, присутствуют значительные по площади заросли *Heracleum sosnowskyi*, который активно расселяется. Меры борьбы здесь должны быть направлены в основном на искоренение имеющихся популяций инвазионных травянистых многолетников – в основном на бывших сельскохозяйственных угодьях. Однако говорить об эффективном решении данной проблемы можно только при наличии соответствующей программы в рамках всего региона. Наиболее проработаны методы мониторинга и борьбы с *Heracleum sosnowskyi* [Методология..., 2020; Каплин, 2023, и др.], который вместе с тем в собственно урбанизированных территориях Московской агломерации встречается реже остальных видов, хотя, несомненно, требует особых мер борьбы [Далькэ и др., 2019].

Районы с исторической застройкой, например окрестности ул. Мясницкая, расположенные в центре Москвы, практически не подвержены воздействию инвазионных видов в первую очередь в силу небольших площадей, занятых элементами зелёной инфраструктуры. Зелёные насаждения здесь представлены преимущественно скверами и аллеями с возрастом посадок около 50–60 лет. При создании новых элементов озеленения (клумбы, газоны) и уходе за ними в какой-то мере вероятно учитывается оценка влияния инвазионных видов: ни один из ключевых видов, а также из видов, включённых в «Чёрную книгу флоры Средней России» [Виноградова и др., 2010], не был отмечен при их обследовании.

Заключение

В урбанизированных ландшафтах инвазионные виды являются чрезвычайно значимой проблемой, в особенности в таких густозаселённых регионах, как Московская агломерация.

В результате сопряжённого анализа устойчивости элементов зелёной инфраструктуры модельных участков с разными типами застройки вместе с уровнем воздействия ключевых видов установлено, что наибольшей устойчивостью к инвазиям обладает зелёная инфраструктура территорий застройки 1970–1980-х годов, а наименьшей – застройка 1990-х годов.

Прослеживается чёткая граница в качественном и количественном составе инвазий в застройке возраста до и после 1990-х годов. В более новой застройке наблюдается в целом значительно большее число встреч *Acer negundo*, *Impatiens parviflora*, а также *Solidago canadensis* и *S. gigantea*, чем в застройке более старой. Прослеживается тенденция увеличения числа инвазий в застройке как более старой (до 1990-х годов), так и более молодой (начало 2000-х годов и моложе). Однако этот рост числа инвазий, вероятно, является следствием различных факторов. Для новой застройки подобное увеличение количества инвазий может служить следствием изменения в стратегиях озеленения придомовых территорий «с нуля», а для более старой – постепенным распадом созданных сразу после застройки посадок (в частности, гибелью деревьев).

В числе основных мер по борьбе с инвазионными видами первоочередное значение имеют экологическое просвещение населения (в первую очередь в районах новостроек и «реновации»), создание экологически обоснованных планов озеленения и мониторинг состояния элементов зелёной инфраструктуры. Также важно дальнейшее изучение экологических и физиологических особенностей ключевых видов в целях разработки новых методов борьбы с их распространением.

Литература

- Анненская Г.Н., Жучкова В.К., Калинина В.Р., Мамай И.И., Низовцев В.А., Хрусталёва М.А., Цесельчук Ю.Н. Ландшафты Московской области и их современное состояние. Смоленск: Изд-во Смол. гуманит. ун-та, 1997. 296 с.
- Арепьева Л.А., Куликова Е.Я. Сообщества с участием *Solidago canadensis* и *S. gigantea* в городах Курск, Брянск и Минск // Бюллетень Брянского отделения РБО. 2017. № 3 (11). С. 38–43.

- Бочкин В.Д., Виноградова Ю.К. Характеристика флоры железных дорог г. Москвы // Вестник Пермского университета. Серия: Биология. 2016. № 2. С. 89–95.
- Веселкин Д.В., Прокина Н.Э. Микоризообразование у клёна ясенелистного (*Acer negundo* L.) в градиенте урбанизации // Российский журнал биологических инвазий. 2016. Т. 9, №1. С. 31–40.
- Виноградова Ю.К. Формирование вторичного ареала и изменчивость инвазионных популяций клёна ясенелистного (*Acer negundo* L.) // Бюллетень Главного ботанического сада. 2006. Вып. 190. С. 25–48.
- Виноградова Ю.К. Ключевые направления изучения фитоинвазий в России // Фитоинвазии: остановить нельзя сдаваться: мат. Всероссийской науч.-практ. конф. с междунар. уч. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2022. С. 29–39.
- Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Чёрная книга флоры Средней России (Чужеродные виды растений в экосистемах Средней России). М.: Геос, 2010. 494 с.
- Григорьевская А.Я. Флора города Воронежа. Воронеж: Изд-во Воронеж. гос. ун-та, 2000. 200 с.
- Голованов Я.М., Абрамова Л.М. Инвазивные виды растений в городах южной промышленной зоны Республики Башкортостан // Известия АлтГУ, 2013. Т. 1, № 3. С. 27–30.
- Далькэ И.В., Чадин И.Ф., Малышев Р.В., Захожий И.Г., Тишин Д.В., Харевский А.А., Солод Е.Г., Шайкина М.Н., Попова М.Ю., Полюдченков И.П., Тагунова И.И., Лязев П.А., Беляева А.В. Морозоустойчивость борщевика Сосновского по результатам лабораторных и полевых экспериментов // Российский журнал биологических инвазий. 2019. Т. 12, № 4. С. 12–26.
- Дейсфельдт Н.А., Насимович Ю.А., Теплов К.Ю. Аннотированный список видов сосудистых растений московской части Лосиног острова // Предварительные итоги изучения флоры «Лосиног острова». М., 2011. С. 7–70.
- Илларионова О.А. Зелёная инфраструктура приречных территорий в крупных городах России: автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 2023. 24 с.
- Ильминских Н.Г. Флорогенез в условиях урбанизированной среды. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2014. 470 с.
- Кадетов Н.Г., Чернышов М.П. Влияние инвазионных видов растений на элементы зелёной инфраструктуры городов на примере Московской агломерации // Социально-экологические технологии. 2021. Т. 11, № 3. С. 305–321.
- Кадетов Н.Г., Чернышов М.П. Оценка экономического и эстетического влияния инвазионных видов растений на элементы зелёной инфраструктуры городов на примере Московской агломерации // Фитоинвазии: остановить нельзя сдаваться: мат. Всероссийской науч.-практ. конф. с междунар. уч. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2022. С. 298–305.
- Каплин В.Г. Распространение инвазивного вида борщевика Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) (Ariaceae) в Ленинградской области // Российский журнал биологических инвазий. 2023. № 2. С. 87–106. DOI: 10.35885/1996-1499-16-2-87-106
- Климанова О.А., Колбовский Е.Ю., Илларионова О.А. Зелёная инфраструктура города: оценка состояния и проектирование развития. М.: Тов-во науч. изд. КМК, 2020. 324 с.
- Куклина А.Г., Каштанова О.А., Ткаченко О.Б., Келдыш М.А., Червякова О.Н. Фитосанитарный мониторинг инвазионных видов гибридогенного комплекса *Reynoutria* Houtt. (Polygonaceae) // Бюллетень Главного ботанического сада. 2020. № 2. С. 63–68. DOI: 10.25791/BVGRAN.02.2020.1054
- Маевский П.Ф. Флора средней полосы европейской части России. 11-е изд. М.: Тов-во науч. изд. КМК, 2014. 635 с.
- Майоров С.Р., Бочкин В.Д., Насимович Ю.А., Щербаков А.В. Адвентивная флора Москвы и Московской области. М.: Тов-во науч. изд. КМК, 2012. 538 с.
- Майоров С.Р., Алексеев Ю.Е., Бочкин В.Д., Насимович Ю.А., Щербаков А.В. Чужеродная флора Московского региона: состав, происхождение и пути формирования. М.: Тов-во науч. изд. КМК, 2020. 576 с.
- Меланхолин П.Н., Быков А.В., Бочкин В.Д., Шашкова Г.В. Флора природного заказника «Долина реки Сетунь» (г. Москва). М.: Тов-во науч. изд. КМК, 2008. 107 с.
- Методология и способы ограничения распространения и искоренения гигантских борщевиков. Минск: БелНИИТ «Транстехника», 2020. 52 с.
- Мининзон И.Л. Флора Нижнего Новгорода. Нижний Новгород: НОНО, 2004. 104 с.
- Нотов А.А., Нотов В.А. Флора города Твери: динамика состава и структуры за 200 лет. Тверь: ТвГУ, 2012. 256 с.
- Панасенко Н.Н. Флора сосудистых растений города Брянска // Ботанический журнал. 2003. Т. 88, № 7. С. 45–52.
- Панасенко Н.А. Роль инвазионных растений в современных процессах преобразования растительного покрова: дис. ... докт. биол. наук. Брянск, 2021. 326 с.
- Проخورов В.Н. Инвазионный потенциал недотроги мелкоцветковой (*Impatiens parviflora* DC.) // Ботаника. Исследования. 2020. № 49. С. 323–333.
- Разинкова А. К. Долголетие и жизнеспособность деревьев в городских посадках (на примере г. Воронежа) // Современные проблемы науки и образования. 2014. № 2. С. 604.
- Рысин Л.П., Рысин С.Л. Урболесоведение. М.: Тов-во науч. изд. КМК, 2012. 240 с.
- Селиховкин А.В., Нехаева М.Ю., Мельничук И.А. Экономические и социальные последствия инвазий вредителей и патогенов древесных растений в Санкт-Петербурге // Российский журнал биологических инвазий. 2023. Т. 16, № 2. С. 163–171. DOI 10.35885/1996-1499-16-2-163-171
- Сенатор С.А., Баранова О.Г. Сравнительный анализ флор городов Среднего Поволжья // Вестник Удмуртского университета. Серия: Биология. Науки о Земле. 2013. Вып. 4. С. 37–46.

- Сенатор С.А., Виноградова Ю.К. Инвазионные растения России: результаты инвентаризации, особенности распространения и вопросы управления // Успехи современной биологии. 2023. Т. 143, № 4. С. 393–402. DOI: 10.31857/S0042132423040099
- Скляр Е.А. Особенности распространения адвентивных видов растений на территории города Курска на основе данных сеточного картирования // Бюллетень Брянского отделения РБО. 2017. № 3 (11). С. 15–18.
- Третьякова А.С. Флора Екатеринбурга. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2011. 192 с.
- Третьякова А.С., Баранова О.Г., Сенатор С.А., Панасенко Н.Н., Суткин А.В., Алихаджиев М.Х. Урбанофлористика в России: современное состояние и перспективы // Turczaninowia. 2021. 24. 1. С. 125–144. DOI: 10.14258/turczaninowia.24.1.15
- Швецов А.Н. Дикорастущая флора города Москвы: автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2008. 23 с.
- Шлотгауэр С.Д. Основные закономерности формирования урбанофлоры Дальнего Востока России // Бюллетень Главного ботанического сада. 2010. Вып. 196. С. 102–107.
- Beerling D.J. The Impact of Temperature on the Northern Distribution Limits of the Introduced Species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in North-West Europe // Journal of Biogeography. 1993. No 20 (1). P. 45–53. <https://doi.org/10.2307/2845738>
- Lu H., Xue L., Cheng J., Yang X., Xie H., Song X., Qiang S. Polyploidization-driven differentiation of freezing tolerance in *Solidago canadensis* // Plant Cell Environ. 2020. No 43 (6) P. 1394–1403. <https://doi.org/10.1111/pce.13745>
- Nentwig W., Bacher S., Pyšek P., Vilà M., Kumschick S. The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species // Environmental Monitoring and Assessment. 2016. Vol. 188 (5). P. 315. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5321-4>
- Walls R. Hybridization and Plasticity Contribute to Divergence Among Coastal and Wetland Populations of Invasive Hybrid Japanese Knotweed s.l. (*Fallopia* spp.) // Estuaries and Coasts. 2010. No 33 (4). P. 902–918. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9190-8>
- Werner P.A., Bradbury I.K., Gross R.S. The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis* L. // Canadian Journal of Plant Science. 1980. No 60. P. 1393–1409.
- Справочно-информационный портал о Москве: <https://www.moscowmap.ru>
- Интерактивная карта возраста домов Москвы: <https://kontikimaps.ru/how-old/>
- Галерея исторических карт: <http://retromap.ru>

THE PREVALENCE OF INVASIVE SPECIES IN TERRITORIES WITH BUILDINGS OF VARIOUS AGES AND THEIR IMPACT ON GREEN INFRASTRUCTURE ON THE EXAMPLE OF THE MOSCOW AGGLOMERATION

© 2023 Kadetov N.G.*, Chernyshov M.P.**

Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991, Russian Federation

*e-mail: biogeonk@mail.ru

**e-mail: maxim.chernyshov.01@gmail.com

The problem of biological invasions is one of the most significant, in view of environmental and economic consequences, especially acute in an urbanized landscape. The paper examines the influence of model species of invasive plants on the green infrastructure of territories with different ages of urban development within the boundaries of the Moscow agglomeration. The analysis of the distribution of model species in key territories was carried out. According to the results of the conducted studies, a clear boundary was found in the qualitative and quantitative composition of invasions on areas of pre- and post- 1990s construction. On both sides of this border, there is a tendency towards increasing the number of invasions along with the age of development, as well as the strength of their impact on the elements of green infrastructure. The extremes of the total number of registrations of model species are clearly traced – two maxima occurring on territories of the development of the 1990s and 1960s and two minima – the development of the 1980s and 2010s. The ecological and economic impact of each of the model species was calculated for each age of development. It has been shown that the areas of development after the 1990s are the most vulnerable to the effects of invasive species, and the areas of the 1980s construction are the least vulnerable. The main measures to combat the spread of invasive species in an urbanized landscape are proposed.

Keywords: invasive species, elements of the city's green infrastructure, susceptibility of urban development to invasions, species hazard, Moscow agglomeration.