

INSS 1996–1499

2015 №4



Российский
Журнал
Биологических
Инвазий

<http://www.sevin.ru/invasjour/>



Институт проблем экологии и эволюции
имени А.Н. Северцова
Российской Академии Наук

Российской академии наук
Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова (ИПЭЭ РАН)

Российский Журнал Биологических Инвазий

(ISSN – 1996–1499)

Основан в январе 2008 г.

Выходит 4 раза в год

Главный редактор
академик РАН Дгебуадзе Юрий Юлианович

Заместитель главного редактора
д.б.н., Петросян Варос Гарегинович

Ответственный секретарь
к.б.н., Дергунова Наталья Николаевна

Редакционная коллегия

к.б.н., Бобров В.В., д.б.н., Виноградова Ю.К., д.б.н., Давидович Петр,
д.б.н., Дзиаловски Эндрю, д.б.н., Звягинцев А.Ю., д.б.н., Ижевский С.С.,
д.б.н., Ильин И.Н., д.б.н., Крылов А.В., к.б.н., Масляков В.Ю., к.б.н., Морозова О.В.,
академик РАН, Павлов Д.С., д.б.н., Пельгунов А.Н., к.б.н., Слынько Ю.В.,
д.б.н., Телеш И.В., к.б.н., Фенева И.Ю., к.б.н., Хляп Л.А.,
д.б.н., Чжибинь Чжан, д.б.н., Шиганова Т.А., д.б.н., Щербина Г.Х.

Тематика журнала

Теоретические вопросы биологических инвазий (теория, моделирование, результаты наблюдений и экспериментов): инвазионные коридоры, векторы инвазий, адаптации видов-вселенцев, уязвимость аборигенных экосистем, оценка риска инвазий, генетические, экологические, биологические, биогеографические и эволюционные аспекты влияния чужеродных видов на биологическое разнообразие биосистем различных уровней организации.

Мониторинг инвазионного процесса (сообщения о нахождении организмов за пределами естественного ареала, динамике расселения, темпах натурализации).

Методы, средства накопления, обработки и представления данных прикладных исследований (новые разработки, моделирование, результаты исследований) с применением фактографических и геоинформационных систем.

Использование результатов исследований биологических инвазий (методы и новые фундаментальные результаты) при изучении морских, пресноводных и наземных видов, популяций, сообществ и экосистем.

Контроль, рациональное использование и борьба с видами вселенцами.

Индексирование журнала – SCOPUS, РИНЦ, Google Scholar, Academic OneFile,
Summon by Serial Solutions, OCLC, CAB International, Global Health

Адрес: Россия, 119071, Москва, Ленинский проспект, д. 33.
тел. (495) 954-75-53; факс (495) 954-55-34;

Е-mail: invasjour@sevin.ru
<http://www.sevin.ru/invasjour/>

СОДЕРЖАНИЕ

Багрикова Н.А., Бондаренко З.Д. Чужеродные растения Ялтинского горно-лесного природного заповедника: состояние изученности вопроса и перспективы исследований	2
Баранова О.Г., Бралгина (Зянкина) Е.Н. Инвазионные виды растений в трёх городах Удмуртской Республики	14
Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Бочкин В.Д. Влияние чужеродных видов растений на динамику флоры территории Главного ботанического сада РАН	22
Ворошилова И.С. Морфологическая и генетическая идентификация пресноводных дрейссенид: <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771), <i>D. rostriformis bugensis</i> Andrusov, 1897 (Dreissenidae, Bivalvia)	42
Кассал Б.Ю. Восстановление среднеиртышской популяции речного бобра	53
Костина М.В., Ясинская О.И., Барабанищикова Н.С., Орлюк Ф.А. К вопросу о вторжении клёна ясенелистного (<i>Acer negundo</i> L.) в подмосковные леса	72
Петрова С.Е. Особенности ранних этапов развития <i>Chaerophyllum aureum</i> L. – чужеродного вида зонтичных (Umbelliferae) Европейской части России	81
Решетникова Н.М. Путь появления некоторых западноевропейских видов растений в Калужской области – путь следования немецкой армии в 1941–1943 гг.	95
Суров А.В., Поплавская Н.С., Богомолов П.Л., Кропоткина М.В., Товпинец Н.Н., Кацман Е.А., Феохтистова Н.Ю. Синурбанизация обыкновенного хомяка (<i>Cricetus cricetus</i> L., 1758)	105
Третьякова А.С. Закономерности распределения чужеродных растений в антропогенных местообитаниях Свердловской области	117
Фирсов Г.А., Бялт В.В. Обзор древесных экзотов, дающих самосев в г. Санкт-Петербурге (Россия)	129

ЧУЖЕРОДНЫЕ РАСТЕНИЯ ЯЛТИНСКОГО ГОРНО-ЛЕСНОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА: СОСТОЯНИЕ ИЗУЧЕННОСТИ ВОПРОСА И ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

© 2015 Багрикова Н.А.¹, Бондаренко З.Д.²

¹ ГБУ РК Никитский ботанический сад – Национальный научный центр,
Ялта, Республика Крым, 298648, nbagrik@ukr.net

² Ялтинский горно-лесной природный заповедник,
Ялта, Республика Крым, 298600, dreada2803@mail.ru

Поступила в редакцию 27.03.2015

Приводится уточнённый список, составленный на основании анализа литературных и собственных данных, и краткая информация о 78 чужеродных видах растений на территории Ялтинского горно-лесного природного заповедника. Отмечены выявленные за последнее время виды. Дана оценка степени трансформации растительного покрова охраняемой территории на основе анализа структуры и динамики чужеродной фракции её флоры. Выделены группы по времени заноса, степени натурализации, первичному ареалу.

Ключевые слова: флора, чужеродные растения, охраняемые территории, Ялтинский горно-лесной природный заповедник, Крым.

Введение

Постоянное вмешательство человека в развитие различных экосистем, значительные темпы деградации природных фитоценозов наряду с другими факторами являются причинами пополнения региональных флор новыми чужеродными видами, а также инвазий отдельных видов в природные сообщества. Поэтому изучение чужеродных видов, в том числе инвазионных, или потенциально инвазионных, в последние десятилетия служит одним из важных направлений фундаментальных и прикладных работ [Richardson et al., 2000; Protopopova et al., 2006; Виноградова и др., 2010; Дгебуадзе, 2011; и др.] Особенно актуальны эти исследования на особо охраняемых природных территориях. И этой проблеме в последние десятилетия уделяется всё больше внимания в документах международного уровня. Так, в 2010 г., на 10-м совещании Конференции Сторон Конвенции ООН

«О биологическом разнообразии» принято Решение X/31 «Особо охраняемые природные территории» [Конференция Сторон..., 2010], в 2012 г. группой по вопросам инвазионных видов МСОП подготовлена аналитическая записка о биологических инвазиях и инвазионных чужеродных видах: «Рио+20 – Конференция ООН по устойчивому развитию» [IUCN's Policy Brief..., 2012], в 2013 г. в рамках ежегодной встречи Постоянного комитета Бернской Конвенции разработан проект «Европейское руководство по особо охраняемым природным территориям и инвазионным чужеродным видам» [European Guidelines..., 2013]. Эти вопросы обсуждаются и на конференциях, проводимых в странах СНГ.

Не менее актуален вопрос изучения чужеродных растений на охраняемых территориях Крыма, так как за последние годы всё чаще в

многочисленных публикациях приводится информация о находках новых чужеродных видов растений или отмечается изменение состава и структуры в их растительном покрове [Каменских, Миронова, 2004; Каменских, Потапенко, 2012; Крайнюк, 2012; 2013; Багрикова, 2013а; и др.], в которых индекс адвентизации флоры составляет от 3.6 до 11.2% [Костина, Багрикова, 2010; Багрикова, 2011, 2013а; Багрикова, Крайнюк, 2012; Багрикова и др., 2013, 2014; Багрикова, Резников, 2014].

Ялтинский горно-лесной природный заповедник (ЯГЛПЗ) создан в 1973 г. на южном макросклоне Главной гряды Крымских гор с целью сохранения и восстановления в естественном состоянии уникального горно-лесного природного комплекса южного горного Крыма (особенно насаждений сосны крымской) со всей совокупностью его компонентов, изучения в нём природных процессов и явлений, разработки научных основ охраны окружающей природной среды, эффективного использования природных ресурсов и экологической безопасности, улучшения почвозащитных, водоохраных, бальнеологических и эстетических свойств горных лесов, усиления их охраны (особенно от пожаров) [Vobra et al., 2013].

Для любого природного заповедника большое значение имеют размеры его территории, конфигурация границ, положение относительно транспортных систем и крупных городов, плотность населения в регионе. Эти факторы определяют доступность территории для посещения, угрозу вторжения и браконьерства. Важны также характер использования территории заповедника в прошлом, характер хозяйствования на окружающих заповедник территориях и степень их антропогенного изменения.

Ялтинский ГЛПЗ был основан на базе бывшего лесхоза, где исторически находилась значительная часть инфраструктуры Большой Ялты: линии электропередач, автодороги,

канализации, газопроводы, водопроводы, карьеры, кладбища, свалки твёрдых бытовых отходов и др. Сегодня заповедник входит в состав девяти административных районов Большой Ялты (семи поссоветов: Форос, Симеиз, Кореиз, Гаспра, Ливадия, Массандра и Гурзуф, и двух горсоветов: Алупка и Ялта). Плотное окружение урбанизированными и антропогенно нарушенными территориями, отсутствие буферной зоны ЯГЛПЗ часто приводит к обострению социально-экономических вопросов и экологических проблем [Бобра, Лычак, 2007; Бондаренко, 2012, 2014; Vobra et al., 2013].

В контексте вышесказанного несомненно актуальны исследования, направленные на оценку антропогенной трансформации растительного покрова, в том числе на основе анализа состава, структуры и динамики чужеродного компонента флоры, установления статуса чужеродных и инвазионных видов на территории Ялтинского ГЛПЗ.

Материалы и методы

Ялтинский ГЛПЗ – второй по занимаемой площади на территории Крымского полуострова и охватывает значительную часть Горного Крыма, простираясь вдоль южного побережья Чёрного моря на 49 км от Фороса на западе до Краснокаменки на востоке, в основном, в пределах высот 380–1200 м над уровнем моря. Максимальная ширина (с севера на юг) составляет 23 км. Верхняя его граница проходит по Ай-Петринской, Ялтинской и Никитской яйлам (плато), нижняя – на большей части проходит выше и ниже шоссе Севастополь – Ялта – Симферополь. В состав территории заповедника, в основном на западе (в районе Гаспры, Кацивели, Берегового Мелласа, Фороса), входит также небольшая часть побережья Чёрного моря [Дидух, 1992; Дідух, 2012; Рыфф, 2013; Vobra et al., 2013].

Общая площадь ЯГЛПЗ составляет 14 523 га. Покрытый лесом район –

11 090 га, безлесные земли – 3227 га, в том числе пашни – 4 га, сенокосы – 73 га, застроенные земли – 30 га, водные – 7 га, дороги – 155 га. Не менее 75% площади заповедника занимают хвойные и широколиственные леса центрально-европейского типа. На платообразной вершине Главной гряды леса сменяются горно-степной, луговой растительностью [Бондаренко, 2012; Дідух, 2012; Vobra et al., 2013].

В системе геоботанического районирования территория Ялтинского ГЛПЗ относится к Средиземноморской области склерофильных лесов, маквиса, шибляков, фриган и томилляров, Крымско-Новороссийской подпровинции, Горно-Крымского округа хвойных и широколиственных неморальных и гемиксерофильных лесов, степей и томилляров [Дідух, 2012]. Растительный покров заповедника наиболее полно отражает всё разнообразие и богатство флоры и растительности Горного Крыма.

Мы не ставим перед собой задачу обобщить и проанализировать все литературные источники, включая статьи в журналах и в материалах конференций, а также материалы «Летописи природы» [1983–2012], в которых в той или иной степени приводится информация о флоре или растительности Ялтинского заповедника. Отметим только, что изучением растительного покрова на территории заповедника занимались сотрудники заповедника и других организаций и учреждений (Никитский ботанический сад – Национальный научный центр, Институт ботаники им. Н.Г. Холодного НАН Украины, Таврический национальный университет им. В.И. Вернадского, Национальный ботанический сад им. Н.Н. Гришко НАН Украины, Харьковский национальный университет им. В.Н. Каразина и другие). Основное внимание большинством исследователей уделялось редким, лекарственным, хозяйственно ценным видам

[Бондаренко, 2012]. Наиболее полная информация о видовом составе растений на территории Ялтинского ГЛПЗ приводилась в монографиях Ю.Р. Шеляг-Сосонко, Я.П. Дидуа [1980], Я.П. Дидуа [1992], а также в «Проекте организации территории Оползневского лесничества...» [2003]. Всего для Ялтинского заповедника по разным источникам приводятся сведения о 1363–1376 видах [Шеляг-Сосонко, Дидуа, 1980; Дидуа, 1992; Проект организации..., 2003; Бондаренко, 2008, 2012]. На основании анализа этих работ, а также проводимой инвентаризации заносных растений на территории Крымского полуострова [Багрикова, 2013б] был составлен список чужеродных растений на территории Ялтинского ГЛПЗ [Багрикова, 2013а], который является предварительным и далеко не полным, так как специальных исследований неаборигенных растений на территории Горного Крыма, в целом, и Ялтинского заповедника, в частности, не проводилось.

В представленный в статье список видов внесены изменения на основе дополнений, приведённых в списках адвентивных растений Крыма [Багрикова, 2013б, 2014], а также проведённых авторами в 2013–2014 гг. полевых исследований и устных сообщений коллег. Выделение хроноэлементов (археофиты и кенофиты), мигроэлементов, а также групп видов по степени натурализации (эфемерофиты, колонофиты, эпекофиты и агрофиты) выполнено на основе общепринятых в последние десятилетия классификационных схем и их модификаций [Richardson et al., 2000; Протопопова, Шевера, 2005; Виноградова и др., 2010; и др.], а также работы С.К. Кожевниковой, Н.И. Рубцова [1971], с некоторыми собственными дополнениями и уточнениями [Багрикова, 2013б, 2014]. Названия таксонов приводятся согласно С.Л. Мосякина, М.М. Федорончука [Mosyakin, Fedoronchuk, 1999], с некоторыми дополнениями и

уточнениями по С.К. Черепанову [1995] и А.В. Ене [2012].

Результаты и обсуждение

Исходя из того, что заносные растения являются наиболее динамичным и нестабильным элементом любой флоры, увеличение их числа и, соответственно, индекса антропофитизации, отмечается во многих заповедниках Крыма, особенно находящихся вблизи населённых пунктов. Развитие паркового строительства, разведение декоративных, лекарственных растений, возделывание сельскохозяйственных культур и другие виды хозяйственной деятельности способствуют заносу чужеродных растений на земли ныне существующих особо охраняемых природных территорий (ООПТ) ещё до момента их организации. Анализ структуры и динамики чужеродного компонента флоры природного заповедника «Мыс Мартьян» служит ярким примером происходящих в последние десятилетия процессов проникновения заносных растений на охраняемые территории [Багрикова, Крайнюк, 2012; Багрикова и др., 2014; Багрикова, Резников, 2014].

На основании обработки флористических списков [Шеляг-

Сосонко, Дидух, 1980; Дидух, 1992; Проект организации..., 2003]. в группу чужеродных растений на территории Ялтинского заповедника включали 49 видов [Багрикова, 2013а], тогда как на всей территории Крымского полуострова, согласно последним данным [Багрикова, 2013б, 2014; Багрикова, Рыфф, 2014], к названной группе относится более 440 видов растений.

Проведённые в последнее время исследования позволили дополнить список неаборигенных растений ЯГЛПЗ 27 видами (табл.), большинство из которых (22) являются интродуцированными видами и относятся, соответственно, к группам колонофитов или агрофитов. Для 12 видов (отмечены «?») окончательно не установлено аборигенное или заносное происхождение на территории Крыма.

Таким образом, на сегодняшний день к чужеродным растениям на территории Ялтинского заповедника отнесено 78 видов из 29 семейств. Исходя из этих данных, индекс адвентизации флоры ЯГЛПЗ составляет не 3.6%, а не менее 5.4% и сходен с показателем (5.0%), приводимым для Крымского природного заповедника [Багрикова, 2013а].

Таблица. Список видов и основные характеристики чужеродной фракции флоры Ялтинского заповедника

Таксоны	ЖФ	ХрЭ	С Н	МгЭ
Apiaceae				
# <i>Bupleurum fruticosum</i> L.	S	kn	ag	M
Aprocynaceae				
? <i>Vinca minor</i> L.	P	kn	kl	M
Asteraceae				
# <i>Ambrosia artemisifolia</i> L.	A	kn	ep	NA
<i>Artemisia absinthium</i> L.	P	ar	ep	IT
<i>Artemisia annua</i> L.	A	kn	efm	As
<i>Centaurea diffusa</i> Lam.	P	ar	ep	M IT
? <i>Cichorium intybus</i> L.	P	ar	ep	M IT

Таксоны	ЖФ	ХрЭ	С Н	МгЭ
# <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	A	kn	ep	NA
# <i>Corynanthus graminifolius</i> (Spreng.) Tamamsch.	B	kn	ep	SA
# <i>Cynara scolymus</i> L. !	P	kn	kl	M
# <i>Helianthus tuberosus</i> L.	P	kn	kl	NA
<i>Senecio cineraria</i> DC.	Ss	kn	ag	M
? <i>Senecio vulgaris</i> L.	A	ar	ep	As
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill.	P	ar	ep	M
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	P	ar	ep	M
<i>Tripleurospermum inodorum</i> (L.) Sch.Bip.	BA	ar	ep	As
# <i>Xanthium albinum</i> (Widder) H.Scholtz	A	kn	ep	NA
# <i>Xanthium spinosum</i> L.	A	kn	ep	SA
Berberidaceae				
# <i>Mahonia aquifolium</i> L.	Ss	kn	ag	NA
Brassicaceae				
<i>Camelina sativa</i> (L.) Crantz	A	ar	ep	ANT
<i>Capsella bursa-pastoris</i> Medik.	A	ar	ep	E
<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl	A	ar	ep	IT
? <i>Neslia paniculata</i> (L.) Desv.	A	ar	ep	ANT
<i>Sinapis arvensis</i> L.	A	ar	ep	M
<i>Thlaspi arvense</i> L.	A	ar	ep	As
Caprifoliaceae				
# <i>Lonicera caprifolium</i> L.	S	kn	kl	M
# <i>Lonicera etrusca</i> Santi	S	kn	ag	M
# <i>Viburnum tinus</i> L.	S	kn	ag	M
Chenopodiaceae				
<i>Atriplex saggitata</i> Borkh.	A	ar	ep	IT
<i>Chenopodium botrys</i> L.	A	kn	ep	M T
<i>Chenopodium murale</i> L.	A	ar	ep	M
<i>Chenopodium opulifolium</i> Schrad. ex DC.	A	ar	ep	M
<i>Chenopodium polyspermum</i> L.	A	ar	ep	?
<i>Chenopodium vulvaria</i> L.	A	ar	ep	M
Cupressaceae				
# <i>Cupressus sempervirens</i> L.	T	kn	kl	M
# <i>Platyclusus orientalis</i> (L.) Franco	TS	kn	ag	As
Fabaceae				
# <i>Laburnum anagyroides</i> Medik.	S	kn	ag	E

Таксоны	ЖФ	ХрЭ	С Н	МгЭ
? <i>Lathyrus tuberosus</i> L.	P	ar	ep	IT
# <i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.	P	kn	kl	NA
<i>Medicago sativa</i> L.	P	kn	ep	As
? <i>Sophora alopecuroides</i> L.	S	kn	kl	M
? <i>Vicia ervilia</i> (L.) Willd.	A	ar	efm	IT
Fagaceae				
# <i>Quercus ilex</i> L.	T	kn	ag	M
Geraniaceae				
<i>Geranium pusillum</i> L.	A	ar	ep	IT
Juglandaceae				
# <i>Juglans regia</i> L.	T	ar	ag	As
Lamiaceae				
<i>Dracocephalum thymiflorum</i> L.	A	kn	efm	As?
<i>Galeopsis ladanum</i> L.	A	ar	ep	E
Liliaceae				
<i>Lilium monadelphum</i> M.Bieb.	P	kn	efm	K
Malvaceae				
<i>Malva neglecta</i> Wallr.	PB	ar	ep	IT
<i>Malva pusilla</i> Smith	PB	ar	ep	ANT
<i>Malva sylvestris</i> L.	P	ar	ep	M
Moraceae				
# <i>Ficus carica</i> L.	TS	ar	ag	M
Orobanchaceae s. str.				
? <i>Orobanche cumana</i> Wallr.	P	kn	ep	As
Oxalidaceae				
<i>Xanthoxalis corniculata</i> (L.) Small	P	kn	ep	Tr
Pinaceae				
# <i>Abies pinsapo</i> Boiss.	T	kn	kl	M
# <i>Cedrus atlantica</i> (Endl.) Carrigre	T	kn	kl	M
# <i>Cedrus deodara</i> (D.Don) G.Don fil.	T	kn	kl	As
Poaceae				
<i>Avena fatua</i> L.	A	ar	ep	IT
? <i>Bromus secalinus</i> L.	A	ar	efm	M
? <i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	A	ar	ep	As
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv. subsp. <i>crus-galli</i>	A	ar	ep	As

Таксоны	ЖФ	ХрЭ	С Н	МгЭ
Polygonaceae				
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A.Лцве	A	ar	ep	As
Ranunculaceae				
? <i>Nigella damascena</i> L.	A	kn	kl	M
Rhamnaceae				
# <i>Rhamnus alaternus</i> L.	S	kn	ag	M
Rosaceae				
# <i>Cotoneaster glaucophyllus</i> Franch.	S	kn	kl	As
# <i>Prunus divaricata</i> Ledeb.	TS	kn	ag	K
<i>Rubus idaeus</i> L.	S	kn	ag	E
Scrophulariaceae (в традиционном понимании)				
<i>Antirrhinum majus</i> L.	A	kn	ag	M
<i>Veronica arvensis</i> L.	A	ar	ep	M IT
<i>Veronica persica</i> Poir.	A	kn	ep	As
<i>Veronica polita</i> Fr.	A	ar	ep	M IT
<i>Veronica triphyllos</i> L.	A	ar	ep	E
Simaroubaceae				
# <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	T	kn	ag	As
Solanaceae				
<i>Datura stramonium</i> L.	A	ar	ep	As
<i>Hyoscyamus niger</i> L.	B	kn	ep	M
<i>Solanum nigrum</i> L.	A	ar	ep	M
Violaceae				
? <i>Viola arvensis</i> Murray	A	ar	ep	M
Vitaceae				
# <i>Vitis vinifera</i> L.	S	ar	ag	M IT?

Примечания.

– Дополнения в список чужеродных растений на территории ЯГЛПЗ.

Жизненная форма (ЖФ): T – деревья, S – кустарники, Ss – полукустарники, P – поликарпические травы, B – двулетние монокарпики, A – однолетники.

Хроноэлемент (ХрЭ, время заноса): ag – археофиты; kn – кенофиты.

Степень натурализации на территории Крымского полуострова (С Н): ag – агриофиты, ep – эпекофиты, kl – колонофиты, efm – эфемерофиты.

Мигроэлемент (МгЭ, первичный ареал): M – Средиземноморский; E – Европейский, As – Азиатский; IT – Ирано-Туранский; NA – Североамериканский; SA – Южно- и Центрально-Американский; K – Кавказский, ? – неустановленный.

Под «?» в список включены виды, аборигенное или заносное происхождение которых на территории Крыма окончательно не установлено, так как у разных авторов на сегодняшний день существуют различные точки зрения относительно их статуса.

Работы по выявлению заносных растений в Ялтинском заповеднике продолжаются, поэтому мы не проводим полный структурный анализ чужеродной фракции его флоры. Отметим только, что из приведённых в списке видов по времени заноса выделяются две группы: археофиты и кенофиты, к которым относится по 39 таксонов, тогда как в чужеродной фракции флоры всего Крымского полуострова преобладает вторая группа, включающая более 80% видов. В мигроэлементе не менее 44% таксонов относится к группе видов, первичный ареал которых охватывает Средиземноморскую флористическую область, на втором месте группа, включающая виды азиатского происхождения (21%). Что касается биоморфологической структуры, то преобладают однолетние и древесно-кустарниковые растения, на долю которых приходится, соответственно, 46 и 28%.

Заключение

Проводимые на территории заповедника исследования, а также анализ имеющихся на сегодня литературных и собственных данных позволили выявить изменения в составе чужеродной фракции флоры. В настоящее время на основе собственных исследований выделено 78 видов сосудистых растений, которые являются неаборигенными на территории Ялтинского заповедника. Соответственно индекс адвентизации флоры составляет не менее 5%.

На основании представленных в статье данных мы можем говорить об увеличении числа чужеродных видов растений территории ЯГЛПЗ. Большинство из этих видов выявлены на участках заповедника, расположенных в нижнем приморском поясе и граничащих с селитебными территориями, сельхозугодьями. Появление большинства из них связано с интродукционной и другой хозяйственной деятельностью. Сегодня

мы не имеем полной картины о проникновении чужеродных растений на остальной территории, находящейся в среднем и верхнем лесном поясе, отсутствует информация о встречаемости большинства видов, их инвазионной активности, состоянии популяций и т. д.

В перспективе для достижения практических результатов по контролю и предотвращению биологических инвазий необходимы и актуальны следующие направления исследований, которые являются общими для всех заповедных объектов Крымского полуострова: создание базы данных; флористическое и геоботаническое обследование, классификация растительных сообществ с участием инвазионных видов на основе эколого-флористического подхода Браун-Бланке; инвентаризация и осуществление постоянного мониторинга за чужеродными и потенциально инвазионными видами растений, выявление статуса видов на территории заповедника; изучение структуры популяций и репродуктивной стратегии инвазионных видов растений; исследования по прогнозированию экспансий конкретных видов, изучение инвазийного потенциала и анализ закономерностей распространения опасных неаборигенных и карантинных видов в новые локалитеты и сообщества.

Авторы будут признательны всем, кто сможет поделиться дополнительными достоверными сведениями о локализации приведённых в статье растениях, а также о находках новых видов.

Литература

Багрикова Н.А. Анализ адвентивной фракции флоры природных заповедников Керченского полуострова (Крым) // Экосистемы, их оптимизация и охрана. Симферополь: ТНУ, 2011. 4 (23). С. 3–9.

- Багрикова Н.А. Адвентивные виды растений на территориях природных заповедников Крыма // Труды Никитск. ботан. сада. 2013а. 135. С. 96–106.
- Багрикова Н.А. Структурный анализ адвентивной фракции флоры Крымского полуострова (Украина) // Укр. ботан. журн. 2013б. 70. № 4. С. 489–507.
- Багрикова Н.А. Интродукция древесных и кустарниковых растений в Никитском ботаническом саду и их натурализация на территории Крымского полуострова (Электронный журнал) // Живые и биокосные системы. 2014. № 7. // (<http://www.jbks.ru/archive/issue-7/article-9>). Проверено 6.09.2014.
- Багрикова Н.А., Бондарева Л.В., Беляева О.И., Тарасюк Е.Е. Адвентизация флоры заказника «Бухта Казачья» (г. Севастополь). 40 лет природному заповеднику «Мыс Мартъян». Тезисы междунар. конф. г. Ялта, 14–17 мая 2013 г. Ялта, 2013. С. 113.
- Багрикова Н.А., Крайнюк Е.С. Адвентизация флоры природного заповедника «Мыс Мартъян» // Синантропізація рослинного покриву України. Тези наук. допов. м. Переяслав-Хмельницький, 27–28 вересня 2012 р. Переяслав-Хмельницький, 2012. С. 11–13.
- Багрикова Н.А., Крайнюк Е.С., Резников О.Н. Особенности и перспективы изучения адвентивных видов растений заповедника «Мыс Мартъян» // Инвазионная биология: современное состояние и перспективы. г. Москва, 10-13 сентября 2014 г. М.: Макс Пресс, 2014. С. 12–17.
- Багрикова Н.А., Резников О.Н. Адвентивные растения в природном заповеднике «Мыс Мартъян»: история и перспективы их дальнейшего изучения // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартъян». 2014. 5. С. 78–87.
- Багрикова Н.А., Рыфф Л.Э. О натурализации представителей рода *Opuntia* Mill. на территории Крымского полуострова // VI ботаничні читання пам'яті Й.К. Пачоського. Тези міжнарод. наук. конф. м. Херсон, 19–22.05.2014 г. Херсон, 2014. С. 19–21.
- Бобра Т.В., Лычак А.И. Проблемы организации, содержания и охраны территории Ялтинского горно-лесного природного заповедника // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2007. Вып. 2. С. 166–169.
- Бондаренко З.Д. Флора Ялтинского горно-лесного природного заповедника // Роль объектов ПЗФ в сохранении биоразнообразия. Матер. научно-практич. конф. г. Алушта, 25–27 сентября 2008 г. Алушта, 2008. С. 8–13.
- Бондаренко З.Д. Научная деятельность Ялтинского горно-лесного природного заповедника // Записки природного заповедника «Мыс Мартъян». 2012. 3. С. 23–29.
- Бондаренко З.Д. Оценка современного состояния природно-заповедного фонда Крыма на примере Ялтинского горно-лесного природного заповедника // Вопросы географии и геоэкологии. Алма-Ата, 2014. №3. С. 54–61.
- 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.
- Дгебуадзе Ю.Ю. 10 лет исследований инвазий чужеродных видов в Голарктике // Российский журнал биологических инвазий. 2011. 1. С. 1–6.
- Дидух Я.П. Растительный покров Горного Крыма (структура, динамика, эволюция и охрана). Киев: Наукова думка, 1992. 256 с.
- Дідух Я.П. ПЗ Ялтинський гірсько-лісовий // Фіторізноманіття заповідників та національних природних парків України / Під ред. В.А. Онищенко і Т.Л. Андрієнка. К.: Фітосоціоцентр, 2012. Ч. 1. С. 390–405.
- Ена А.В. Природная флора Крымского полуострова. Симферополь: Н. Орианда, 2012. 232 с.

- Каменских Л.Н., Миронова Л.П. Конспект флоры высших сосудистых растений Карадагского природного заповедника НАН Украины (Крым) // Карадаг. История, геология, ботаника, зоология. Сб. научн. тр., посвящённых 90-летию Карадагской научной станции им. Т.И. Вяземского и 25-летию Карадагского природного заповедника. Кн. 1. Симферополь: Сонат, 2004. С. 161–223.
- Каменских Л.Н., Потапенко И.Л. О новых видах адвентивной флоры Карадагского природного заповедника // Экосистемы, их оптимизация и охрана. Симферополь: ТНУ. 2012. Вып. 6. С. 3–14.
- Кожевникова С.К., Рубцов Н.И. Опыт биоэкологического и географического анализа адвентивной флоры Крыма // Труды Гос. Никитск. ботан. сада. 1971. Т. 54. С. 5–93.
- Конференция Сторон Конвенции ООН о биоразнообразии. Решение X/31. Особо охраняемые природные территории. А. Стратегии активизации действий. В. Вопросы, требующие большего внимания. 2010. (Электронный документ) // (<http://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=12297>). Проверено 25.09.2014.
- Костина В.П., Багрикова Н.А. Аннотированный список высших растений Крымского природного заповедника // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян». 2010. Вып. 1. С. 61–142.
- Крайнюк Е.С. Аннотированный список высших сосудистых растений природного заповедника «Мыс Мартьян» // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян». 2012. 3. С. 83–105.
- Крайнюк Е.С. Современное состояние растительного покрова природного заповедника «Мыс Мартьян» // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян». 2013. 4. С. 38–46.
- Летопись природы Ялтинского горно-лесного природного заповедника. Ялта, 1983–2012. Т. 5–33.
- Протопопова В.В., Шевера М.В. Фітоінвазії. I. Аналіз основних термінів // Промышленная ботаника. Сб. научн. тр. 2005. 5. С. 55–60.
- Проект организации территории Оползневского лесничества Ялтинского горно-лесного природного заповедника и охрана его природных комплексов. Отчёт о научно-технической работе. Ялта, 2003. 361 с.
- Рыфф Л.Э. О ботанической ценности некоторых приморских участков Ялтинского горно-лесного природного заповедника // Заповедники Крыма. Биоразнообразие и охрана природы в Азово-Черноморском регионе. Матер. VII Международ. научно-практич. конф. Симферополь, 24–26 октября 2013 г. Симферополь, 2013. С. 247–253.
- Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб.: Мир и семья-95, 1995. 990 с.
- Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дидух Я.П. Ялтинский горно-лесной государственный заповедник. Ботанико-географический очерк. Киев: Наукова думка, 1980. 184 с.
- Bobra T., Lychak A., Prokopov G., Rudyk A., Amelichev G. Research and management of forest ecosystems in mountain Crimea. Yalta Mountain Forest Nature Reserve. Scientific monograph. Simferopol: Publising House “DOLYA”, 2013. 176 p.
- European Guidelines on Protected areas and IAS / Report prepared by Mr Andrea Monaco, Mr Piero Genovesi on behalf of the Bern Convention. Strasbourg, 10 June 2013 T-PVS/Inf (2013) 22. Final Version, June 2013 (Электронный документ) // (http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/econetworks/Documents/2013/AndreaMonaco_GuidelinesPA&IAS.pdf). Проверено 10.09. 2014.

IUCN's Policy Brief on Invasive and Alien Species, Biodiversity, Human Health and Food Security Biological invasions: a growing threat to biodiversity, human health and food security. Policy recommendations for the Rio+20 process drafted by IUCN SSC Invasive Species Specialist Group and Invasive Species Initiative: 2012 (Электронный документ) // (<http://www.issg.org/pdf/RioPolicybrief.pdf>). Проверено 23.09.2014.

Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine a nomenclatural checklist. Kiev, 1999. xxiv + 345 p.

Protopopova V.V., Shevera M.V., Mosyakin S.L. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine // *Euphytica*. 2006. 148 P. 17–33.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta D.D., West C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions // *Diversity and distribution*. 2000. 6. P. 93–107.

ALIEN PLANTS OF YALTA MOUNTAIN FOREST NATURE RESERVE: STATE OF KNOWLEDGE AND PROSPECTS OF RESEARCH

© 2015 Bagrikova N.A.¹, Bondarenko Z.D.²

¹ Nikita Botanical Gardens – National Scientific Centre,
Yalta, Crimea, 298648, e-mail: nbagrik@ukr.net

² Yalta Mountain Forest Nature Reserve,
Yalta, Crimea, 298600, e-mail: dreada2803@mail.ru

The verified checklist formed on the base of literature data analysis and own research results, and brief information about 78 alien plants on the territory of Yalta Mountain-Forest Nature Reserve are given. New species found recently are listed. Transformation of vegetation cover is shown according to the analysis of the structure and dynamics of the adventive fraction of flora on protected area. The groups according to the time of introduction, degree of naturalization, and origin are identified.

Key words: flora, alien plants, protected area, Yalta Mountain-Forest Nature Reserve, Crimea.

ИНВАЗИОННЫЕ ВИДЫ РАСТЕНИЙ В ТРЁХ ГОРОДАХ УДМУРТСКОЙ РЕСПУБЛИКИ

© 2015 Баранова О.Г., Бралгина (Зянкина) Е.Н.

ФГБОУ ВПО «Удмуртский государственный университет»,
Ижевск 426000, ob@uni.udm.ru, Zyankina_e@mail.ru

Поступила в редакцию 27.03.2015

Представлены результаты исследования встречаемости инвазионных видов растений в трёх городах Удмуртской Республики (Воткинск, Можга и Камбарка). Разработана шкала присутствия инвазионных видов, в соответствии с которой выделены группы видов. Проведено сравнение списков инвазионных видов растений на исследованных урбанизированных территориях. Отмечено сходство набора инвазионных видов: общими для всех урбанофлор стало 78% видов.

Ключевые слова: чужеродные виды, инвазионные растения, black-list, урбанофлоры, Удмуртия.

Введение

Проблеме инвазионных видов растений в настоящее время уделяется всё большее внимание. Активно обсуждается терминологический аппарат, для многих территорий составляются списки инвазионных видов, проводятся мониторинговые исследования успешности инвазий, выясняется инвазионный потенциал отдельных видов растений [Виноградова и др., 2010, 2011, 2013; Инвазионная..., 2014; Панасенко, 2013; и др.].

Одними из мест наибольшей концентрации чужеродных и инвазионных видов растений являются урбанизированные территории. Разнообразие путей иммиграции растений и их зачатков, большое число нарушенных местообитаний, высокая подвижность населения и многие подобные факторы приводят к тому, что урбанизированные территории становятся площадками для появления растительных инвазий и их дальнейшего расселения.

Особенно это заметно в малых городах, где территории со слабо нарушенным растительным покровом (естественные и полуестественные

ценозы), пустыри и другие подобные местообитания более представлены. Нами изучены флоры двух малых и одного среднего по численности населения городов в Удмуртской Республике (УР) – Воткинска, Можги и Камбарки. Целью наших исследований было выявление и анализ встречаемости инвазионных и потенциально инвазионных видов растений на территории исследуемых городов. При этом под инвазионными видами мы понимаем неофиты, массово встречающиеся в естественных и полуестественных фитоценозах, а также в нарушенных местообитаниях, способные, по-видимому, к внедрению в естественные и полуестественные сообщества. При этом под потенциально инвазионными видами, мы вслед за Ю.К. Виноградовой с соавторами [2011], «понимаем чужеродные виды, способные к возобновлению в местах заноса и проявляющие себя в смежных регионах в качестве инвазионных».

Удмуртская Республика (УР) по ботанико-географическому районированию европейской части России расположена в Камско-Печорско-Западноуральской

подпровинции Урало-Западносибирской таёжной провинции Евразийской таёжной области [Исаченко, Лавренко, 1980]; по ботанико-географическому районированию Удмуртии [Баранова, 2002] все три исследованных города расположены в Южном районе широколиственно-еловых лесов, в восточной части которого выражены явления остепнения. На территории всех исследованных городов имеются сходные условия для произрастания инвазионных видов растений – малые реки, на которых организованы пруды. Самым старым, имеющим более чем 250-летнюю историю, является Камбарский пруд. Территории городов Камбарка и Можга пересекает магистральная железная дорога Москва – Екатеринбург, а в Воткинске имеется тупиковый железнодорожный путь Ижевск – Воткинск. Населённость городов различна: в Воткинске проживает 98 тыс. чел., в Можге – 49 тыс., а в Камбарке – 10 тыс. чел. [Удмуртская Республика..., 2008].

Материал и методика

Выявление инвазионных видов растений города Воткинска началось в 2008 г. [Зянкина, 2013], в городах Можга и Камбарка исследования проводились в 2012–2014 гг. Изучение исследуемой территории проходило методом парциальных флор, а также традиционным для такого рода исследований маршрутным методом. Границы урбанизированных территорий принимались в рамках их административных границ. Собирался гербарный материал, сделаны флористические описания, особое внимание уделялось встречаемости и обилию инвазионных видов растений в отдельных местообитаниях. Кроме этого, использовались материалы компьютерной базы «Гербарий Удмуртского университета» (UDU) и литературных источников [Туганаев, Пузырёв, 1988; Баранова, Пузырёв, 2012; и др.]. Собранный гербарный материал хранится в Гербарии УдГУ (UDU).

Результаты и их обсуждение

В результате исследования выявлено 32 инвазионных вида сосудистых растений, входящих в 18 семейств, причём потенциально инвазионные виды не учитывались. 23 вида растений являются инвазионными для всех изученных нами урбанофлор. В целом это число достаточно сходно при сравнении с числом инвазионных видов растений в УР (по предварительной оценке 48 видов [Баранова и др., 2014а]) и г. Ижевске (37 видов [Баранова и др., 2014б]). В целом от всей чужеродной фракции флоры Удмуртии, на территории которой к 2012 г. известно произрастание 1068 чужеродных видов растений [Баранова, Пузырёв, 2012], наш показатель невелик и составляет всего лишь 3%.

В таблице отражена степень присутствия видов в урбанофлорах исследованных городов. В зависимости от представленности в естественных или искусственных местообитаниях каждому из выявленных инвазионных видов присвоено определённое количество баллов (от 1 до 4). Нами не учитывались при анализе урбанофлор виды, которые считаются инвазионными для территории УР в целом, но на исследованных территориях таковыми не являются, так как представлены единичными особями.

Исходя из принятых параметров балловой оценки видов, все виды, которым присвоен 1 балл, нами рассматриваются как потенциально инвазионные для соответствующей территории. Эти виды в данной статье нами не анализируются.

Большей части выявленных инвазионных видов присвоено 2 балла: Воткинск – 16 видов (53.3% от общего числа инвазионных видов в урбанофлоре), Камбарка – 14 (48.3%), Можга – 12 (48.0%). При этом 8 видов из этой группы встречаются на территориях всех трёх городов с одинаковой степенью присутствия: *Chaenorhinum minus*, *Hordeum jubatum*,

Таблица. Встречаемость инвазионных видов
на территории трёх городов Удмуртской Республики

№	Название вида	Воткинск	Можга	Камбарка
1	<i>Acer negundo</i> L.	4	4	4
2	<i>Amelanchier spicata</i> (Lam.) C. Koch	4	4	4
3	<i>Heracleum sosnowskyi</i> Manden.	3	4	–
4	<i>Amelanchier alnifolia</i> (Nutt.) Nutt.	3	3	3
5	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	3	3	3
6	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronqist	3	3	3
7	<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. et Gray.	3	3	3
8	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	3	3	3
9	<i>Epilobium adenocaulon</i> Hausskn.	3	3	3
10	<i>Epilobium pseudorubescens</i> A. Skvortz.	3	3	3
11	<i>Malus baccata</i> (L.) Borkh.	3	3	3
12	<i>Hippophae rhamnoides</i> L.	3	2	3
13	<i>Oenothera rubricaulis</i> Kleb.	2	2	3
14	<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.	3	2	2
15	<i>Aster salignus</i> Willd.	2	3	2
16	<i>Solidago canadensis</i> L.	3	2	2
17	<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	2	3	–
18	<i>Inula helenium</i> L.	2	–	3
19	<i>Phalacrologium septentrionale</i> (Fernald & Wiegand) Tzvelev	–	–	3
20	<i>Juncus tenuis</i> Willd.	–	–	3
21	<i>Lepidotheca suaveolens</i> (Pursh) Nutt.	2	2	2
22	<i>Solidago serotinoidea</i> A. Love & D. Love	2	2	2
23	<i>Thladiantha dubia</i> Bunge.	2	2	2
24	<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	2	2	2
25	<i>Hordeum jubatum</i> L.	2	2	2
26	<i>Lactuca serriola</i> L.	2	2	2
27	<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv	2	2	2
28	<i>Chaenorhinum minus</i> (L.) Lange	2	2	2
29	<i>Cannabis ruderalis</i> Janisch.	2	1	2
30	<i>Oenothera biennis</i> L.	2	–	2
31	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	2	–	2
32	<i>Atriplex sagittata</i> Borkh.	2	–	–
	<i>Итого</i>	30	26	29

Примечание. 4 балла – вид широко распространён в большинстве нарушенных и естественных местообитаний; 3 балла – вид широко распространён в большинстве нарушенных местообитаний и хотя бы в одном естественном; 2 балла – вид широко распространён в 2 и более нарушенных местообитаниях; 1 балл – вид широко распространён только в 1 нарушенном местообитании.

Lepidotheca suaveolens, *Setaria viridis*, *Sisymbrium loeselii*, *Solidago serotinoidea*, *Thladiantha dubia*, *Lactuca serriola*. Все эти виды широко распространены только в нарушенных местообитаниях исследованных городов. Так *Chaenorhinum minus* и *Setaria viridis* часто встречаются на городских клумбах, в щелевых местообитаниях, на газонах. *Thladiantha dubia* и *Solidago serotinoidea* образуют большие заросли на свалках мусора, у ручьёв, на теплотрассах. *Lepidotheca suaveolens* и *Sisymbrium loeselii* часто встречаются вдоль дорог, тропинок во дворах и парках, на свалках мусора. *Hordeum jubatum* и *Lactuca serriola* образуют заросли вдоль шоссе дорог, на пустырях и залежах. Такой вид, как *Atriplex sagittata*, отмечен в качестве инвазионного только в г. Воткинск. Этот вид образует заросли по обочинам шоссе дорог и на свалках мусора. *Cannabis ruderalis*, *Galinsoga parviflora*, *Oenothera biennis* являются инвазионными, встречающимися по нарушенным местообитаниям в городах Воткинск и Камбарка. Конопля сорная образует заросли вдоль дорог и на пустырях; ослинник – по залежам у садоводческих товариществ, обочинам железных дорог; галинзога – на непрополотых клумбах и огородных участках, в г. Камбарка – на картофельных полях. Все представители этой группы – либо сорные растения, либо дичающие культурные, способные составить конкуренцию местным видам на антропогенно нарушенных местообитаниях.

Инвазионных видов, которым присвоено 3 балла, меньшее число: для г. Можги отмечено 10 видов (40.0%, от общего числа инвазионных видов в урбанофлоре), г. Воткинск – 12 (40.0%), г. Камбарка – 13 (44.8%). Одинаково широко распространились по нарушенным местообитаниям исследованных городов и начали активно внедряться в естественные и полуестественные ценозы 8 инвазионных видов растений:

Amaranthus retroflexus, *Amelanchier alnifolia*, *Conyza canadensis*, *Echinocystis lobata*, *Elodea canadensis*, *Epilobium pseudorubescens*, *E. adenocaulon*, *Malus baccata*. *Malus baccata* и *Amelanchier alnifolia*, встречаясь вдоль шоссе и железных дорог, вместе с *Amelanchier spicata* часто образуют подлесок в лесопосадках. *Amaranthus retroflexus*, *Conyza canadensis*, *Epilobium pseudorubescens* и *E. adenocaulon*, распространившись по огородным участкам, полям и залежам, стали встречаться на суходольных лугах. *Echinocystis lobata* активно вселяется в прибрежные фитоценозы. *Hippophae rhamnoides* встречается в естественных местообитаниях в Воткинске и Камбарке. Этот вид, помимо обочин дорог, свалок, садовых массивов и кладбищ, где он встречается в Можге, на территории двух других городов обнаружен по опушкам лесов, на склоновых участках, а также по берегам Воткинского пруда. Два вида этой группы *Juncus tenuis* и *Phalacrocloma septentrionale* являются инвазионными только в г. Камбарка. Здесь они образуют заросли, часто монодоминантные, по обочинам шоссе дорог, по берегам городского пруда и окраинам болот. Виды этой группы, внедряясь в естественные фитоценозы и образуя монодоминантные сообщества, способны значительно изменять их внешний облик.

Acer negundo и *Amelanchier spicata* одинаково широко распространены не только в нарушенных, но и в большинстве естественных местообитаний на территориях исследуемых городов. Этим видам присвоено по 4 балла. *Acer negundo* и *Amelanchier spicata* часто можно встретить по обочинам дорог, на клумбах, кладбищах. Эти виды образуют подлесок в городских лесах, парках, скверах, часто встречаются в лесополосах. Кроме этого, *Acer negundo* обычен по берегам рек, ручьёв и городских прудов.

Такой вид, как *Heracleum sosnowskyi*, являющийся злостным инвазионным видом во флоре многих регионов Средней и Центральной части России [Виноградова и др., 2010, 2011; и др.], на территории исследуемых городов ведёт себя по-разному. Поселяясь в таких неудобных для борьбы с ним местах, как берега рек и обочины дорог, борщевик получает возможность адаптироваться и закрепиться в новой для себя местности, а затем, расширяя своё присутствие, занимать большие площади. Особенно широко он распространён в г. Можга, где его можно встретить не только на нарушенных местообитаниях, но и по берегам рек, на лугах и по опушкам лесов. При этом в г. Камбарка отмечены лишь единичные экземпляры *Heracleum sosnowskyi*, и на данный момент его нельзя признать инвазионным видом в этой урбанофлоре. В Республике Башкортостан, на границе с которой расположен г. Камбарка, на пограничных с Удмуртией территориях также отмечаются лишь единичные находки этого вида [Абрамова, 2011].

По способу заноса большая часть инвазионных видов (общее число – 19 видов; в Камбарке – 18 видов, Воткинске – 17, Можге – 14) относится к группе ксенофитов, то есть непреднамеренно занесённых растений [Туганаев, Пузырёв, 1988]. Среди них наиболее широко распространены на территории малых городов как в естественных, так и в антропогенных местообитаниях *Amaranthus retroflexus*, *Conyza canadensis*, *Elodea canadensis* и виды рода *Epilobium*. 3 вида – *Juncus tenuis*, *Oenothera rubricaulis*, *Phalacrolooma septentrionale* – встречаются в естественных местообитаниях только на территории г. Камбарка. Остальные инвазионные виды ксенофиты встречаются чаще только на антропогенно изменённых местообитаниях.

14 видов являются эргазиофитофитами (Воткинск – 14 видов, Можга, Камбарка – по 13), то есть

преднамеренно занесёнными растениями [Туганаев, Пузырёв, 1988]. 5 видов из них встречаются в естественных местообитаниях на территории всех исследуемых городов: *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *A. alnifolia*, *Echinocystis lobata*, *Malus baccata*.

Наибольшее число видов инвазионной фракции флоры обнаружено на территории Воткинска – 30 видов. Анализ инвазионной активности видов по бальной шкале критериев, разработанной для Брянской области Н.Н. Панасенко [2013], позволил выявить на территории этого города 3 вида – трансформера: *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Elodea canadensis*. Эти виды активно внедряются в естественные и полустественные местообитания, изменяя облик экосистем. Кроме этих видов в естественные местообитания активно начинают внедряться *Heracleum sosnowskyi*, *Lupinus polyphyllus*, *Malus baccata*. Высокое обилие только в нарушенных местообитаниях имеют 15 видов: *Aster salignus*, *Atriplex sagittata*, *Cannabis ruderalis*, *Galinsoga parviflora*, *Hordeum jubatum*, *Impatiens glandulifera*, *Lepidotheca suaveolens*, *Lepidium densiflorum*, *Oenothera rubricaulis*, *Oenothera biennis*, *Setaria viridis*, *Sisymbrium loeseli*, *Solidago serotinoidea*, *Thladiantha dubia*, *Lactuca serriola* L.

На территории г. Камбарка выявлено 29 инвазионных видов растений, из них те же 3 вида, что и в Воткинске, являются трансформерами. При этом довольно часто в пригородных лесах встречаются такие виды, как *Amelanchier alnifolia* и *Malus baccata*, на зарастающих берегах городского пруда и небольших водоёмах города – *Echinocystis lobata*, *Inula helenium*, *Phalacrolooma septentrionale*, *Juncus tenuis*. На антропогенно нарушенных местообитаниях широко распространены *Amaranthus retroflexus*, *Conyza canadensis*, *Lepidotheca suaveolens*, *Epilobium adenocaulon* и

E. pseudorubescens, *Sisymbrium loeselii*, *Hordeum jubatum*, *Lactuca serriola* и другие.

На территории г. Можга выявлено 27 инвазионных видов растений. Трансформерами из них являются те же 3 вида, что и в других исследованных нами городах, кроме того, появляется и четвертый вид – *Heracleum sosnowskyi*, который проявляет в урбанофлоре более высокую активность. На нарушенных местообитаниях характерно произрастание тех же видов, что и в г. Воткинск.

Хотелось бы отметить, что виды рода *Amelanchier* часто гибридизируют, и нами встречены разнообразные гибридогенные особи с выраженными в разной степени отличительными признаками родительских видов *Amelanchier spicata* и *A. alnifolia*. Эти гибриды часто встречаются как в естественных и полустественных (берега рек, сосновые леса, лесопосадки), так и в нарушенных (обочины дорог, залежи и пр.) местообитаниях.

Заключение

На территории трёх городов Удмуртской Республики представлено достаточно большое число инвазионных видов, причём наиболее богата ими территория г. Воткинска. Трансформерами из них являются 3 вида – *Acer negundo*, *Elodea canadensis* и *Amelanchier spicata*, остальные виды менее активны. Отмечено и большое своеобразие набора инвазионных видов, так как общими для всех урбанофлор является только 78% видов.

Работа выполнена в рамках базовой части государственного задания Минобрнауки РФ (грант 1.1.2404).

Литература

Абрамова Л.М. Чужеродные виды растений на южном Урале // В сб.: Сорные растения в изменяющемся мире: актуальные вопросы изучения разнообразия, происхождения и

эволюции. Мат. I межд. науч. конф. СПб.: ВИР, 2011. С. 5–10.

Баранова О.Г. Местная флора: анализ, конспект, охрана. Ижевск: Изд. Удм. унта, 2002. 199 с.

Баранова О.Г., Пузырёв А.Н. Конспект флоры Удмуртской Республики (сосудистые растения). М.; Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2012. 212 с.

Баранова О.Г., Зянкина Е.Н., Пузырёв А.Н. Инвазионные виды растений Удмуртской Республики // В сб.: Растительность Восточной Европы и Северной Азии. Мат. межд. науч. конф. Брянск: ГУП «Брянское полиграфическое объединение», 2014а. С. 17.

Баранова О.Г., Зянкина Е.Н., Пузырёв А.Н. Предварительный состав инвазионных видов растений в городе Ижевске Удмуртской Республики // В сб.: Фундаментальная и прикладная биоморфология в ботанических и экологических исследованиях. Мат. всеросс. науч. конф. с межд. уч. Киров: ООО «Радуга-ПРЕСС», 2014б. С. 304–306.

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.

Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Нотов А.А. Чёрная книга флоры Тверской области: чужеродные виды растений в экосистемах Тверского региона. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. 292 с.

Виноградова Ю.К., Галкина М.А., Майоров С.Р. Изменчивость таксонов рода *Bidens* L. и проблема гибридизации // Российский журнал биологических инвазий. 2013. № 4. С. 2–16.

Зянкина Е.Н. Представленность адвентивных видов в г. Воткинске и Воткинском районе Удмуртской Республики // Вестник Удмуртского

университета. Серия Биология. Науки о Земле. 2013. Вып. 2. С. 8–10.

Инвазионная биология: современное состояние и перспективы. Мат. раб совещ. М.: МАКС Пресс, 2014. 172 с.

Исаченко Т.И., Лавренко Е.М. Ботанико-географическое районирование // В кн.: Растительность Европейской части СССР. Л.: Наука, 1980. С. 10–28.

Панасенко Н.Н. Растения-«трансформеры»: признаки и

особенности выделения // Вестник Удмуртского университета. Серия Биология. Науки о Земле. 2013. Вып. 2. С. 17–22.

Туганаев В.В., Пузырёв А.Н. Гемерофиты Вятско-Камского междуречья. Свердловск: Изд-во Уральск. ун-та, 1988. 128 с.

Удмуртская Республика: Энциклопедия / Гл. ред. В.В. Туганаев. 2-е изд., испр. и доп. Ижевск: Удмуртия, 2008. 767 с.

INVASIVE PLANT SPECIES IN THREE CITIES OF UDMURT REPUBLIC

© 2015 Baranova O.G., Bralgina (Zyankina) E.N.

Udmurt State University,
Izhevsk, 426000, e-mail: ob@uni.udm.ru, Zyankina_e@mail.ru

Results of the study on frequency of occurrence of invasive plant species in three cities of Udmurt Republic (Votkinsk, Mojga and Kambarka) are presented. A scale of presence of invasive species was developed. Groups of species were identified in accordance with the scale. A comparison of the lists of invasive plant species in three urban areas was made. The similarity in the invasive species sets was noted: 78% of the species were common to all urban floras.

Key words: alien plants, invasion plants, black-list, urban flora, Udmurt Republic.

ВЛИЯНИЕ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ НА ДИНАМИКУ ФЛОРЫ ТЕРРИТОРИИ ГЛАВНОГО БОТАНИЧЕСКОГО САДА РАН

© 2015 **Виноградова Ю.К.¹, Майоров С.Р.², Бочкин В.Д.¹**

¹ Главный ботанический сад им. Н.В. Цицина Российской академии наук, gbsad@mail.ru

² Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, saxifraga@mail.ru

Поступила в редакцию 08.12.2014

Изучена флора территории Главного ботанического сада Российской академии наук (г. Москва), насчитывающая 856 видов из 407 родов, относящихся к 95 семействам. Впервые прослежена динамика изменения локальной флоры за долгосрочный период. Выявлено, что за 65 лет список флоры увеличился в 1.8 раза, пополнившись 62 таксонами природной флоры, 284 «беженцами» из культуры и 36 чужеродными сорными растениями. За границы территории ГBS РАН достоверно «сбежал» *Adenocaulon adhaerescens* и, предположительно, *Geum macrophyllum*. Проведён анализ видов чужеродной фракции флоры по таксономической принадлежности, жизненной форме, типу ареала и инвазионному статусу.

Ключевые слова: чужеродные виды, ботанический сад, инвазия, флора.

Введение

Проблема оценки роли чужеродных видов, «дичающих из культуры», впервые поставлена всего лишь 15 лет назад. Оказалось, что в США большинство инвазионных видов (82% от 235 древесных растений) использовались ранее с целью ландшафтного озеленения [Reichard, White, 2001]. Огромную роль в этом процессе играют также питомники, торгующие, в том числе, и потенциально инвазионными видами. Например, в Бельгии около 60 таксонов, включённых в «black-list», до сих пор числятся в прайс-листах декоративных растений [Halford et al., 2010]. Чаше всего предлагают к продаже *Robinia pseudoacacia*, *Amelanchier lamarckii*, *Quercus rubra*, *Acer negundo* и т. д. А в 5 каталогах числился даже *Heraclеum mantegazzianum*! В Британии «бегство» из культуры декоративных растений признано основным вектором расселения инвазионных видов растений. Проведён анализ корреляции между шириной продажи того или иного декоративного растения в магазинах и

его способностью «сбегать» из культуры и внедряться в природные фитоценозы [Dehnen-Schmutz et al., 2007]. Анализ выборки из 534 неаборигенных декоративных видов растений, продававшихся в Британии в XIX в., показал, что 27% этих видов отмечены вне культуры, а треть из них – успешно натурализовались. Помимо питомников, интродукция новых чужеродных растений (а также новых генотипов) в широком масштабе ведётся ботаническими садами и арборетумами, клубами любителей растений, аквариумистами, индустрией выращивания лекарственных растений и растений, применяемых при борьбе с эрозией почв и др. [Reichard, White, 2001].

Интродукционные учреждения ответственны за культивирование большинства инвазионных сорняков. Например, 19 из 34 наиболее агрессивных в мире инвазионных видов растений «сбежали» из ботанических садов [Hulme, 2011]. При изучении истории интродукции широко натурализовавшихся в России в настоящее время растений также

установлено, что все из исследованных однолетних видов (*Conyza canadensis*, *Echinocystis lobata*, *Bidens frondosa*, *Chamomilla suaveolens*, *Galinsoga parviflora* и др.) являются «беженцами» из ботанических садов [Виноградова, 2004, 2006].

В связи с возрастанием темпов фитоинвазий Конгресс европейских ботанических садов EuroGard V (Хельсинки, 2009) сформулировал новые задачи ботанических садов: признать риск культивирования чужеродных видов растений, делиться информацией о каждом случае дичания того или иного вида с другими ботаническими садами, принять «Кодекс управления поведением дичающих в ботанических садах видов». В России данный документ принят участниками конференции по сохранению биоразнообразия (Ярославль, 2011) и одобрен на Первом организационном съезде Совета ботанических садов стран СНГ при международной ассоциации Академии Наук (Москва, 2013) [Vinogradova, 2013].

Помимо просто адаптации намеренно интродуцированных видов к новым для них климатическим условиям в ботанических садах возрастает возможность возникновения новых гибридных таксонов, что провоцируется совместным культивированием аллопатричных видов. Нередко гибриды оказываются намного агрессивнее родителей, и именно они начинают расселяться. Вероятно, таким образом появилась *Amelanchier* × *spicata* [Schroeder, 1970]. Продуктом гибридизации являются также *Symphyotrichum* × *salignum* и *Symphytum* × *uplandicum*.

По-видимому, первой попыткой оценить роль ботанических садов в пополнении чужеродной фракции местной флоры было исследование М.С. Флахаульта [1899] в ботаническом саду Монпелье (Франция). Он писал, что в 1856 г. отмечено 24 натурализовавшихся вида, однако через

40 лет все они без исключения перестали размножаться. В 1893 г. другие 57 иноземных видов в ботаническом саду настолько широко распространились, что с ними велась непрерывная борьба. В 1899 г. 7 из них исчезло, 4 перестали быть широко распространёнными, но им на смену появились 9 новых видов. М.С. Флахаульта сделал заключение, что в сущности нельзя считать эти растения полностью натурализовавшимися, поскольку ни одно из них не вышло за границу ботанического сада.

Сходные данные получены Л.П. Александровым в Москве. Он показал, что из ботанического сада П.А. Демидова, насчитывающего 2224 вида, не «сбежало» ни одно растение [Александров, Некрасова, 1923].

К выводу о незначительной роли ботанических садов в обогащении флоры «иноземными» видами пришёл и известный московский ботаник А.В. Кожевников. Он описал сорную флору Ботанического сада МГУ (ныне филиал на проспекте Мира) и обнаружил, что действительно «сбежали» из ботанического сада только три вида: *Dipsacus pilosus*, *Impatiens parviflora* и *Veronica persica* [Кожевников, 1935]. А.В. Кожевников считал, что в ботаническом саду преобладают «гастролёры» — растения, появляющиеся на непродолжительное время и затем бесследно исчезающие. «Несомненно, что городское окружение препятствует натурализации растений из ботанического сада, однако, всё же мы имеем достаточно оснований полагать, что процесс этот может происходить лишь в ничтожных масштабах и по отношению лишь некоторых видов, имеющих тенденцию к чрезвычайно интенсивному расширению своего ареала», — писал он.

Прошло немногим более полстолетия, и заносные растения по числу видов сблизались с аборигенной фракцией флоры, а по площади занимаемой территории превосходят её, особенно на освоенных землях. Еще

20 лет назад основным вектором проникновения чужеродных видов на новые территории служили железные дороги [Игнатов и др., 1990]. В настоящее время вектор изменился, и значительная часть инвазионных видов — «беженцы» из культуры [Майоров и др., 2012]. Темпы «бегства» из культуры, по-видимому, сохранились, однако благодаря сильной антропогенной нарушенности ценозов, даже один «беглец» способен нанести ущерб экономике и экологии региона. Ряд инвазионных растений начали селиться в местообитаниях, где произрастают редкие и исчезающие аборигенные виды, так что угроза снижения биоразнообразия становится всё более реальной [Bjureke, 2010]. Несомненно, недопущение намеренной интродукции видов, ставших уже где-то инвазионными, осуществить много проще, эффективнее и дешевле, чем бороться с инвазионными видами [Burt et al., 2007].

По данным польских учёных, обобщивших сведения по 70 ботаническим садам Центральной Европы, в перечень чужеродных натурализующихся видов включено 187 таксонов [Galera, Sudnik-Wójcikowska, 2004b]. Более детально исследованы ботанические сады Польши, в которых «беженцы» из культуры составляют третью часть флористического списка [Galera, 2003; Galera, Sudnik-Wójcikowska, 2004a; Sudnik-Wójcikowska, Galera, 2005]. Однако, такая высокая их доля объясняется в том числе и тем, что к чужеродным видам авторы причисляют и археофиты.

Имеются также данные по видам, дичающим в ботанических садах Берлина [Graf, Rohner, 1984; Graf, 1986], Вены [Lechner, Kiehn, 2010] Бухареста [Nagoda et al., 2014], Минска [Растения..., 2014] и Батуми [Гваришвили, Ломтатидзе, 2013]. Создана база данных по видам, натурализующимся в ботанических садах ряда европейских стран [Sharing information..., 2014], в которой

обобщены сведения о наличии натурализующихся видов в ботанических садах 28 стран Европы [Jebb, 2009]. По состоянию на 2011 г. список насчитывал 640 видов с указанием района их естественного ареала и степени инвазивности. В России списки чужеродной фракции флоры составлены для ботанического сада Тверского государственного университета [Нотов А., Нотов В., 2012], Воронежского государственного университета [Лепёшкина, Муковнина, 2005], Калининградского государственного университета [Губарева, Глуховских, 2013]. Подробный обзор данных по этому вопросу приведён в нашей предыдущей работе [Vinogradova et al., 2015].

Если инвентаризация натурализующихся в ботанических садах видов проводится, то динамика чужеродной фракции флоры до сих пор не изучена. Неопубликованные данные имеются по Нью-Йоркскому ботаническому саду [Nee, личное сообщение], но и они относятся только к древесным растениям. Объясняется это просто. Ведь для того, чтобы проследить изменение флористического состава, необходимо иметь результаты первоначального обследования территории, отведённой под создание интродукционного учреждения, а это делается далеко не всегда.

К счастью для авторов, при закладке коллекций ГБС РАН инвентаризация флоры и растительности территории сада была проведена [Евтюхова, 1949]. ГБС РАН основан в 1945 г., он расположен в северной части г. Москвы, и его площадь составляет более 330 га. Большую часть территории ГБС РАН занимают коллекции и экспозиции, в центре сохранилась заповедная дубрава (118 га), по саду протекают два притока Яузы – р. Лихоборка и р. Каменка.

Многие годы сотрудники сада вели интенсивное введение в культуру растений природной флоры СССР, декоративных травянистых растений

лесных зон Голарктики и древесных растений умеренного пояса планеты. Первичное интродукционное испытание прошло более 8 тыс. таксонов [Главный..., 2005]. Со временем находившийся на окраине Москвы участок очутился в центре городской застройки и транспортных путей. Оба этих фактора – интенсивная интродукционная работа и изменение микроклимата – привели к серьёзной трансформации состава природной флоры Главного ботанического сада. Естественная растительность сохранилась только в центре сада, в заповедной дубраве, и на прилегающих к ней опушках, не занятых коллекциями и экспозициями.

Целенаправленное исследование процесса дичания растений в ботанических садах г. Москвы авторы начали около 10 лет назад. Первый список относился к видам, самовозобновляющимся в Главном ботаническом саду Российской академии наук (ГБС РАН), и насчитывал 671 вид (в том числе и не «сбегающих» с экспозиций) [Виноградова, 2006; Ботанико-географические..., 2007]. Второй список охватывал уже только виды, отмеченные вне экспозиций и коллекций в двух ботанических садах Москвы – МГУ и ГБС РАН, и включал 93 вида [Майоров, Виноградова, 2013]. Третий список, пополнившийся собственными сборами и наблюдениями авторов, приведён в монографии «Иллюстрированный каталог растений, дичающих в ботанических садах Москвы» [Майоров и др., 2013] и насчитывает 262 вида, однако гербарные данные в этой работе учтены не были. Интересно, что ряд растений повторно обнаружить не удаётся, и это касается не только одно-, двулетников или монокарпических растений, но и многолетних корневищных видов. Так, в 2012 г. *Brachybotrys paridiformis* отмечен на площади около 1 м², но в 2013 и 2014 гг. на этом месте растение найдено не было.

Тем не менее, список пополняется. Новые находки 2014 г. и ревизия гербарного материала (МНА) показали, что чужеродная фракция флоры ГБС РАН насчитывает значительно большее число таксонов.

Флора территории ГБС РАН представлена тремя категориями видов: во-первых, это коллекционные посадки, во-вторых, аборигенные (местные) виды природной флоры и, в-третьих, чужеродные «пришельцы», появившиеся в результате намеренной интродукции или случайного заноса (рис. 1). Цель настоящей работы – проследить изменения как природной, так и чужеродной фракций флоры территории ГБС РАН (с учётом не только наблюдений авторов, но и гербарных сборов) за период от закладки экспозиций открытого грунта до настоящего времени и провести анализ чужеродной фракции флоры.

Материалы и методы

Анализ динамики флоры проведён путём сравнения флористического списка, подготовленного при закладке ГБС РАН [Евтюхова, 1949], гербарных образцов, хранящихся в Гербарии ГБС РАН [МНА], и собственных наблюдений авторов в течение 1990–2013 гг. В Гербарии ГБС РАН хранятся оригинальные сборы М.А. Евтюховой, заметная часть которых определена известным знатоком флоры России д. б. н. В.Н. Ворошиловым, гербарные материалы профессора Алексея Константиновича Скворцова, который до конца своей жизни осуществлял общее научное руководство Гербарием и был одним из первых коллекторов, целенаправленно собиравших на территории ГБС РАН одичавшие чужеродные растения. В основу данной статьи легли также сборы Г.П. Рысиной, В.В. Макарова, Н.В. Костылевой, М.С. Игнатова и некоторых других коллекторов, а также, разумеется, самих авторов.

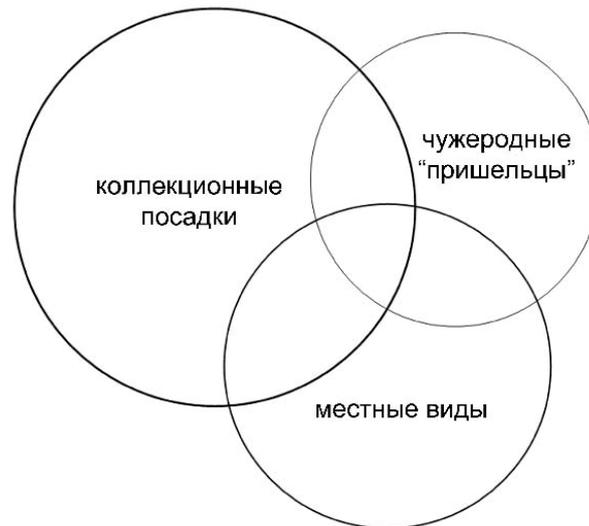


Рис. 1. Схема состава флоры ботанических садов.

По аналогии со списком М.А. Евтуховой, мы делим виды на 3 группы: (1) – вид природной флоры Московской области; (2) – «беженец» из культуры; (3) – заносное чужеродное сорное растение. Растения из выделенной ею группы 4 – посаженные и не дичающие – в нашем списке отсутствуют, поскольку на территории сада в открытом грунте культивируются в настоящее время свыше 5 тыс. интродуцированных видов (исключая декоративные формы и сорта) [Каталог..., (в печати)].

Статус инвазионной активности присвоен чужеродным видам, согласно классификации, принятой в проекте европейских ботанических садов «Sharing information and policy on the potentially invasive plants in Botanic Gardens» [Sharing information..., 2014]. Статус 1 получили чужеродные виды, массово распространённые как на территории ГБС РАН, так и за его пределами, статус 2 – виды, активно расселяющиеся по территории ГБС, не занятой коллекциями и экспозициями, статус 3 – виды, образовавшие локальные натурализующиеся популяции вне коллекций или экспозиций, а в случае вегетативного разрастания – устойчивые клоны, утратившие физическую связь с материнскими растениями, статус 4 –

виды, хотя бы единожды отмеченные вне коллекционных участков (например, согласно гербарным данным). Однако в наш список не внесены виды, самовозобновляющиеся в ботаническом саду, но не имеющие склонности к дальнейшему расселению, то есть также имеющие статус 4. Так, в ботаническом саду МГУ *Chenopodium schraderianum* много лет «сидит» на одном месте на площади менее 1/2 м², возобновляясь самосевом, но с этого места «не уходит». В ГБС РАН аналогично ведут себя *Actaea rubra* и *Potentilla centigrana*. Проведённые нами ранее исследования [Виноградова, 2006; Ботанико-географические..., 2007; Vinogradova, 2010] показали, что подобных видов насчитывается не менее 380.

При анализе чужеродных видов по жизненным формам мы применили упрощённую классификацию жизненных форм и стратегий расселения и выделили 4 группы: 1) древесные виды (включая деревья, кустарники, полукустарники, кустарнички и древовидные лианы); 2) многолетние травы, способные к вегетативному размножению; 3) многолетние травы, неспособные к вегетативному размножению и расселяющиеся семенным способом; 4) одно-, двулетники (малолетники).

Проведён анализ чужеродных видов по географическим элементам флоры, к которым добавлен культивируемый компонент (гибридогенные виды, возникшие в культуре).

Результаты

Флористический список в пору начала создания коллекций был подразделён на 4 группы: 1 – дикие растения Московской области (451 таксон); 2 – одичавшие культурные растения (9); 3 – заносные растения (14); 4 – посаженные растения (10 таксонов).

Все посаженные растения: *Populus alba*, *P. balsamifera*, *P. nigra*, *P. suaveolens*, *Spiraea chamaedryfolia*, *S. salicifolia*, *Fraxinus excelsior* и др., мы в анализ не включили, за исключением одичавшей *Caragana arborescens*. Ревизия списка показала, что за прошедшие 65 лет изменены приоритетные названия 77 видов, и в результате пересмотра таксономического статуса 4 вида отнесены в категорию подвидов: *Agrostis stolonizans*, *Atriplex hastata* auct., non *L. Rhinanthus crista galli* C.C. Gmel. и *Polygonum nodosum* Pers. *Carex gracilis*, *Luzula spicata* и *Primula officinalis*. По всей вероятности, под *Carex gracilis* подразумевалась *C. nigra*, под *Luzula spicata* – *L. multiflora*, а под *Primula officinalis* – *P. veris*, по крайней мере, в Гербарии ГБС имеются листы, собранные в то время. С учётом вышеназванных исключений будем считать, что флористический список той поры насчитывал 484 вида, относящихся к 248 родам, входящим в 69 семейств.

В качестве одичавших тогда были отмечены: *Amelanchier spicata*, *Bellis perennis*, *Crataegus sanguinea*, *Dianthus barbatus*, *Malus domestica*, *Pyrus communis*, *Prunus domestica*, *Ribes rubrum*, *Sambucus racemosa*, *Duchesnea indica* и *Ranunculus bulbosus*. Первые 9 видов были найдены на месте прежних жилых построек, а два последних, по мнению автора, одичали из посадок или

теплиц графа Шереметева, имевших большое число декоративных растений. В настоящее время на территории сада почти все эти растения сохранились, лишь *Ranunculus bulbosus* и *Duchesnea indica* не обнаружены даже при специальном поиске. Последние два вида мы отнесли к группе сорных заносных видов, поскольку их интродуцировали не намеренно, а занесли случайно с посадочным материалом или садовой землей.

К заносным в обзоре М.А. Евтюховой отнесено 8 видов, два из которых – *Lepidium latifolium* и *Salvia verticillata* – дикорастущие растения чернозёмной полосы, расширяющие ареал по железным дорогам и нарушенным местообитаниям, а остальные (*Amaranthus albus*, *Galinsoga parviflora*, *G. quadriradiata*, *Matricaria discoidea*, *Conyza canadensis* и *Elodea canadensis*) – чужеродные виды, активно натурализующиеся по Московской области в целом. Интересно, что ряд заносных видов (*Impatiens parviflora*, *Lolium perenne*, *Juncus tenuis*, *Salix euxina*, *Dianthus barbatus*, *Ranunculus bulbosus*, *Acer negundo* и *Amaranthus retroflexus*) были отнесены к полноправным членам московской флоры и зачислены в группу 1. В нашем списке они учитываются именно как заносные. Не найдены авторами в ГБС РАН *Amaranthus albus* и *Lepidium latifolium*, а элодея активность значительно снизила.

Современный флористический список сада насчитывает 856 видов из 406 родов, относящихся к 94 семействам (табл. 1). То есть, за 65 лет флора пополнилась 382 видами: 62 таксонами природной флоры, 284 «беженцами» из культуры и 36 чужеродными сорными растениями (рис. 2). Число неаборигенных видов возросло в 15 раз! Скорость появления новых чуждых естественной флоре видов составляет, согласно подсчётам, 5–6 таксонов в год. Количество эргазиофитов («беженцев» из культуры) составляет 34%, и этот результат

Таблица 1. Изменение таксономического распределения растений, произрастающих на территории ГБС РАН

	Семейство	Число видов в 1949 г.	Прибавилось за 65 лет				Современный состав флоры						
			Число видов				Число родов	Число видов					
			природное	из культуры	сорняки	Итого		природное	из культуры	сорняки	Итого чужеродных	Общее число видов	
1	Compositae	51	8	22	5	35	44	54	23	9	32	86	
2	Rosaceae	40	1	17	2	20	19	35	23	2	25	60	
3	Gramineae	48		5	6	11	32	47	5	7	12	59	
4	Cruciferae	22	7	19	3	29	31	28	19	4	23	51	
5	Labiatae	20	2	14	1	17	23	22	14	1	15	37	
6	Leguminosae	19	2	12		14	12	21	12		12	33	
7	Liliaceae	7	1	24		25	15	8	24		24	32	
8	Scrophulariaceae	14	4	9	2	15	8	18	9	2	11	29	
9	Umbelliferae	12	2	11	2	15	20	14	11	2	13	27	
10	Ranunculaceae	16	1	9		10	14	16	9	1	10	26	
11	Polygonaceae	17	3	5		8	7	20	5		5	25	
12	Cyperaceae	20	3	1	1	5	4	23	1	1	2	25	
13	Boraginaceae	7		16		16	8	7	16		16	23	
14	Caryophyllaceae	18	3	1		4	15	20	1	1	2	22	
15	Campanulaceae	8		6		6	2	8	6		6	14	
16	Salicaceae	11		1	1	2	2	10	1	2	3	13	
17	Geraniaceae	3	4	5		9	2	7	5		5	12	
18	Violaceae	7	3	2		5	1	10	2		2	12	
19	Juncaceae	10	1			1	2	10		1	1	11	
20	Onagraceae	7		2	2	4	4	7	2	2	4	11	
21	Polypodiaceae	8		2		2	8	8	2		2	10	
22	Primulaceae	6	1	2		3	6	7	2		2	9	
23	Chenopodiaceae	7			1	1	2	7		1	1	8	
24	Fumariaceae	1	1	6		7	2	2	6		6	8	
25	Crassulaceae	2		6		6	1	2	6		6	8	
26	Caprifoliaceae	3		5		5	4	2	6		6	8	
27	Papaveraceae	1		5	1	6	3	1	5	1	6	7	
28	Malvaceae	0	1	6		7	4	1	6		6	7	
29	Euphorbiaceae	2		3	1	4	2	2	3	1	4	6	
30	Aceraceae	2		4		4	1	1	4	1	5	6	
31	Solanaceae	2		4		4	4	2	4		4	6	
32	Valerianaceae	1		3		3	1	1	3		3	4	
33	Acoraceae	1		3		3	4	1	3		3	4	
34	Lemnaceae	3			1	1	3	3		1	1	4	
35	Grossulariaceae	3		1		1	2	2	2		2	4	
36	Oxalidaceae	1		2	1	3	1	1	2	1	3	4	
37	Celastraceae	1		3		3	1	1	3		3	4	
38	Convolvulaceae	1	1	2		3	3	2	2		2	4	
39	Dipsacaceae	2		2		2	4	2	2		2	4	
40	Hydrocharitaceae	1			2	2	3	1		2	2	3	
41	Urticaceae	2		1		1	2	2	1		1	3	
42	Saxifragaceae	1		2		2	3	1	2		2	3	
43	Balsaminaceae	2			1	1	1	1		2	2	3	

44	Guttiferae	2		1		1	1	2	1		1	3
45	Typhaceae	1		1		1	1	1	1		1	2
46	Fagaceae	1		1		1	1	1		1	1	2
47	Cannabaceae	1			1	1	2	1		1	1	2
48	Menyanthaceae	1		1		1	2	1	1		1	2
49	Linaceae	1		1		1	1	1	1		1	2
50	Cuscutaceae	1			1	1	1	1	0	1	1	2
51	Tiliaceae	1		1		1	1	1	1		1	2
52	Equisetaceae	5	1			1	1	6			0	6
53	Orchidaceae	5	1			1	5	6	0		0	6
54	Betulaceae	5				0	3	5			0	5
55	Plantaginaceae	4				0	1	4			0	4
56	Potamogetonaceae	2	1			1	1	3			0	3
57	Pinaceae	3				0	3	3			0	3
58	Sparganiaceae	3				0	1	3			0	3
59	Rubiaceae	7	1			1	1	8			0	8
60	Polygalaceae	3				0	1	3	0		0	3
61	Callitrichaceae	1	2			2	1	3	0		0	3
62	Alismataceae	2				0	2	2	0		0	2
63	Ulmaceae	2				0	1	2	0		0	2
64	Nympheaceae	0	2			2	2	2	0		0	2
65	Lythraceae	2				0	2	2	0		0	2
66	Haloragaceae	0	2			2	1	2	0		0	2
67	Ericaceae	2				0	1	2	0		0	2
68	Aristolochiaceae	1				0	1	1	0		0	1
69	Ophioglossaceae	0	1			1	1	1	0		0	1
70	Lycopodiaceae	1				0	1	1	0		0	1
71	Cupressaceae	1				0	1	1	0		0	1
72	Ceratophyllaceae	0	1			1	1	1	0		0	1
73	Rhamnaceae	1				0	1	1	0		0	1
74	Thymeleaceae	1				0	1	1	0		0	1
75	Pyrolaceae	1				0	1	1	0		0	1
76	Lentibulariaceae	0	1			1	1	1	0		0	1
77	Adoxaceae	1				0	1	1	0		0	1
78	Cucurbitaceae	0		3	1	4	4	0	3	1	4	4
79	Juglandaceae	0		3		3	1	0	3		3	3
80	Amaranthaceae	0		1	2	3	1	0	1	2	3	3
81	Berberidaceae	0		3		3	3	0	3		3	3
82	Oleaceae	0		3		3	3	0	3		3	3
83	Vitaceae	0		2		2	2	0	2		2	2
84	Apocynaceae	0		2		2	1	0	2		2	2
85	Iridaceae	0		4		4	3	0	4		4	4
86	Amaryllidaceae	0		5		5	3	0	5		5	5
87	Nyctaginaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
88	Butomaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
89	Paeoniaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
90	Menispermaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
91	Buxaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
92	Hippocastanaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
93	Elaeagnaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
94	Araliaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
95	Cornaceae	0		1		1	1	0	1		1	1
Итого		474	62	284	36	382	407	51 3	29 2	51	343	856

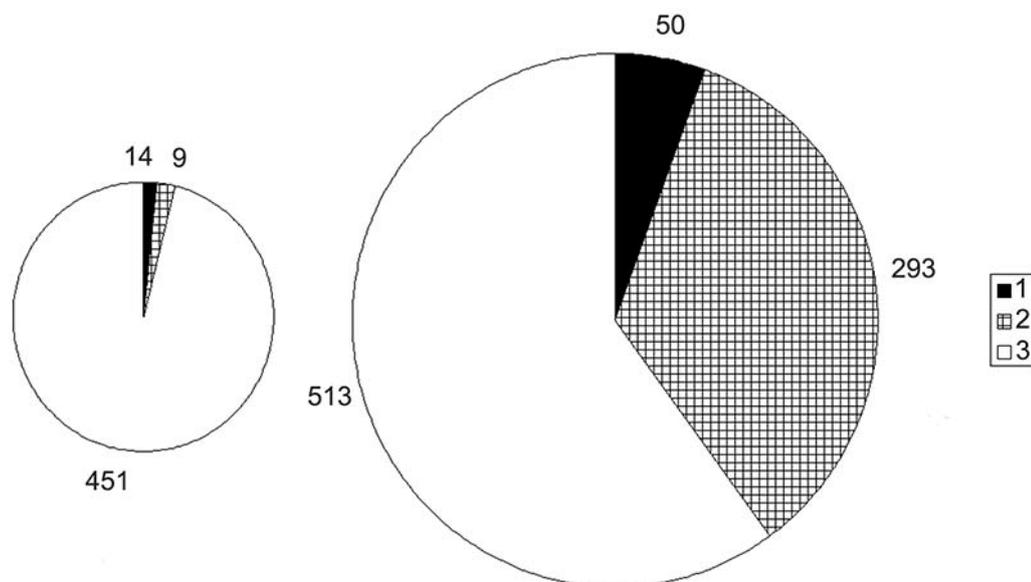


Рис. 2. Изменение состава флоры территории Главного ботанического сада Российской академии наук. 1 – сорные чужеродные растения; 2 – дичающие культивируемые растения; 3 – виды природной флоры.

аналогичен данным, полученным [Galera, 2003] в ходе изучения ботанических садов Польши (32%).

Мы считаем, что список аборигенных видов возрос в результате многолетних наблюдений за флорой территории ГБС РАН. Исходный список был составлен в течение 1–2 лет, чем и объясняется его неполнота. Помимо этого, объём некоторых видов стал приниматься более дробно, тогда как в списке 1949 г. многие виды указаны именно как s.l. В качестве поддержки нашего мнения можно привести и тот факт, что за 65 лет найден только один не указанный ранее древесный аборигенный вид – *Rubus caesius*. То есть, в случае аборигенной флоры мы имеем дело не с объективным, а с субъективным фактором, влияющим на объём флоры.

17 семейств: Amaryllidaceae, Iridaceae, Juglandaceae, Amaranthaceae, Nyctaginaceae, Paeoniaceae, Menispermaceae, Berberidaceae, Vuxaceae, Hippocastanaceae, Vitaceae, Elaeagnaceae, Araliaceae, Cornaceae, Oleaceae, Аросynaceae и Cucurbitaceae представлены только чужеродными видами. Все семейства споровых и голосеменных растений представлены только аборигенными

видами; среди покрытосеменных растений представлены исключительно местными видами 22 семейства: Sparganiaceae, Potamogetonaceae, Alismataceae, Butomaceae, Orchidaceae, Betulaceae, Ulmaceae, Aristolochiaceae, Nympheaceae, Ceratophyllaceae, Polygalaceae, Callitrichaceae, Rhamnaceae, Thymelaeaceae, Lythraceae, Haloragaceae, Pyrolaceae, Ericaceae, Lentibulariaceae, Plantaginaceae, Rubiaceae и Adoxaceae.

В 10 ведущих семейств аборигенной фракции флоры ГБС РАН входят: Compositae, Gramineae, Rosaceae, Cruciferae, Cyperaceae, Labiatae, Leguminosae, Polygonaceae, Caryophyllaceae и Scrophulariaceae (табл. 2), и этот набор, в основном, соответствует первой десятке семейств аборигенной фракции флоры Московской области. Исключением является семейство Polygonaceae, которое во флоре ГБС РАН занимает 8–9 место, но не входит в число ведущих семейств флоры Подмосковья, уступая там своё место семейству Ranunculaceae. Чужеродную фракцию флоры мы рассматриваем как общее число «беженцев» из культуры и случайно занесённых растений (группа 2 + группа 3). В чужеродной фракции

Таблица 2. Ведущие семейства флоры ГБС РАН по фракциям

Аборигенная фракция флоры		Чужеродная фракция флоры			
Семейство	Число видов	Семейство	«Беглецы» из культуры	Чужеродные сорняки	Общее число видов
			Число видов		
Compositae	54	Compositae	24	8	32
Gramineae	47	Rosaceae	23	2	25
Rosaceae	35	Liliaceae	24	–	24
Cruciferae	28	Cruciferae	19	4	23
Cyperaceae	23	Labiatae	14	2	16
Labiatae	22	Boraginaceae	16	–	16
Leguminosae	21	Umbelliferae	11	2	13
Polygonaceae	20	Leguminosae	12	–	12
Caryophyllaceae	20	Gramineae	5	7	12
Scrophulariaceae	18	Scrophulariaceae	9	2	11

Таблица 3. Изменение спектра жизненных форм видов флоры ГБС РАН

	виды природной флоры			«беглецы» из культуры			сорные заносные виды		
	1949 г.	появилось	2014 г.	1949 г.	появилось	2014 г.	1949 г.	появилось	2014 г.
Д	39	1	40	7	42	49	2	2	4
В-неп	178	13	191	1	109	110	3	6	9
В-под	139	22	161	1	80	81	2	11	13
М	95	26	121	0	53	53	7	17	24
Итого	451	62	513	9	284	293	14	36	50

Примечание: Д – древесные виды; В-неп – вегетативнонеподвижные многолетние травянистые виды; В-под – вегетативноподвижные травянистые виды; М – малолетники, терофиты.

семейство Gramineae понижает статус со 2 места до 8–9, а семейства Cyperaceae, Caryophyllaceae и Polygonaceae и вовсе выпадают из этой десятки. С другой стороны, в десятке появляется семейство Liliaceae (в широком понимании, включая луки), виды которого широко культивируются, а также Boraginaceae и Umbelliferae.

Спектр жизненных форм рассмотрен как для первоначальных (из списка М.Евтюховой), так и для «появившихся» видов. Из приведённых в таблице 3 данных видно, что за 65 лет группа «беглецов» из культуры пополнялась, в основном, вегетативнонеподвижными многолетними травами (38%) и вегетативноподвижными многолетними травами (28%), тогда как

группа сорных заносных видов пополнялась по большей части одно-, двулетними растениями – терофитами (47%). Ниже всего инвазионная активность у древесных видов: в группе «беглецов» из культуры появилось 42 древесных вида (15%), а в группе сорных заносных – 2 древесных вида (6%).

В составе современной флоры спектр жизненных форм природной фракции флоры и фракции дичающих из культуры таксонов во многом схож: первое место занимают вегетативнонеподвижные травянистые многолетники (37 и 38%, соответственно), второе – вегетативноподвижные травянистые растения (31 и 28%, соответственно), далее идут терофиты (24 и 18%) и,

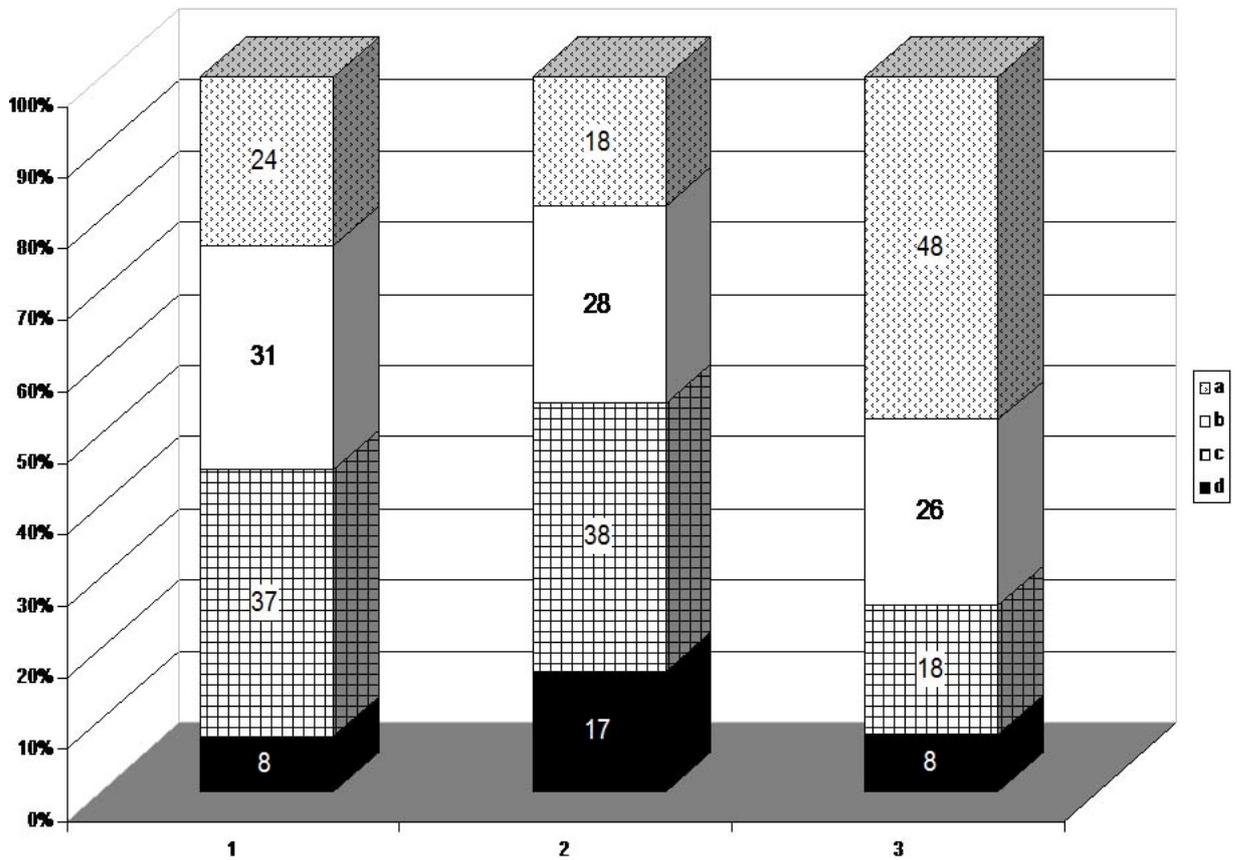


Рис. 3. Анализ современного флористического списка ГБС РАН по жизненным формам (%). 1 – виды природной флоры; 2 – виды, «сбежавшие» из культуры; 3 – чужеродные сорные виды. а – малолетники; b – вегетативноподвижные травянистые виды; с – вегетативнонеподвижные многолетние травянистые виды; d – древесные виды.

Таблица 4. Инвазионный статус видов чужеродной фракции флоры

Инвазионный статус	«Беглецы» из культуры	Чужеродные сорняки	Чужеродная фракция в целом
1	1	11	12
2	32	12	44
3	168	16	184
4	92	11	103
Итого	293	50	343

наконец, древесные растения (8 и 17%). А фракция чужеродных сорных видов демонстрирует иное соотношение: около половины её (48%) составляют малолетние растения, то есть терофиты, второе место (26%) занимают вегетативноподвижные многолетние травы, третья – вегетативнонеподвижные многолетние травы (13%), меньше всего (8%) насчитывается древесных растений (рис. 3).

Анализ чужеродного компонента флоры по степени инвазивности представлен в таблице 4. Группа трансформеров (статус 1) представлена 12 видами, причём только 1 вид – «сбежал» из культуры ГБС РАН, тогда как остальные 11, наоборот, вторглись на территорию сада извне. Группа инвазионных видов (статус 2) представлена 44 видами, причём две трети из них – «беженцы» из культуры.

Таблица 5. Распределение чужеродных видов по географическому происхождению

Географический элемент флоры (тип ареала)		«Беглецы» из культуры	Чужеродные сорняки	Чужеродная фракция в целом
1.	евразийский	93	13	106
2.	азиатский	97	9	106
3.	европейский	38	3	41
4.	европейско-средиземноморский	9	3	12
5.	североамериканский	18	18	36
6.	американский	3	2	5
7.	циркумбореальный	6	0	6
8.	пантропический	1	0	1
9.	космополит	1	1	2
10.	культигенный	27	1	28
Итого, общее число видов		293	50	343

Группа потенциально инвазионных видов (статус 3) насчитывает 184 вида, 92% из которых – «беженцы» из культуры. Группа чужеродных видов, лишь единожды отмеченных в ГБС РАН (статус 4) составляет 102 вида, подавляющее большинство которых (90%) – также являются «беженцами» из культуры.

При анализе географического происхождения видов чужеродной фракции флоры ГБС РАН выявлено, что среди «беглецов» из культуры преобладают евразийские и азиатские виды (табл. 5). Это объясняется тем, что одной из задач ботанического сада была интродукция растений флоры СССР (Сибирь, Кавказ, Средняя Азия, Дальний Восток), что определило состав коллекции и, как результат, географический набор «беглецов». Среди сорных видов, внедрившихся на территорию ГБС РАН извне, преобладают североамериканские и, в меньшей степени, евразийские виды, тогда как культуригенных видов среди них почти нет (рис. 4).

Проведение анализа чужеродной фракции флоры по экологическим группам представляется авторам нецелесообразным, поскольку агротехнические приёмы, используемые в ботанических садах, в значительной степени нивелируют различия между видами по их потребности во влаге или

плодородии почвы. Необходимо отметить только, что среди «беженцев» из культуры в ГБС РАН достаточно много околотовных видов – *Butomus umbellatus*, *Iris pseudoacorus* и др. Это связано с тем, что на территории ботанического сада была создана система искусственных водоёмов, на которые интродуцировали виды, собранные, в том числе и в Московской области. Мы относим их к «беженцам» из культуры, хотя ясно, что не «сбежать» они не могли, поскольку культивируются в границах естественного ареала видов.

Опираясь на концепцию о преодолении чужеродными видами различных барьеров при формировании вторичного ареала [Richardson et al., 2000], мы отразили процесс натурализации растений на территории ГБС РАН нижеприведённой схемой (рис. 5). Согласно имеющимся у нас (хотя и отрывочным) данным, за 65 лет в коллекции и экспозиции открытого грунта было намеренно интродуцировано около 5700 видов. Это означает, что географический барьер эти виды преодолели непосредственно с помощью человека. Большинство из них (73%) не сумели приспособиться к условиям новой родины и вскоре выпали. Из успешно культивируемых видов (то есть видов, преодолевших экологический барьер) 70% не

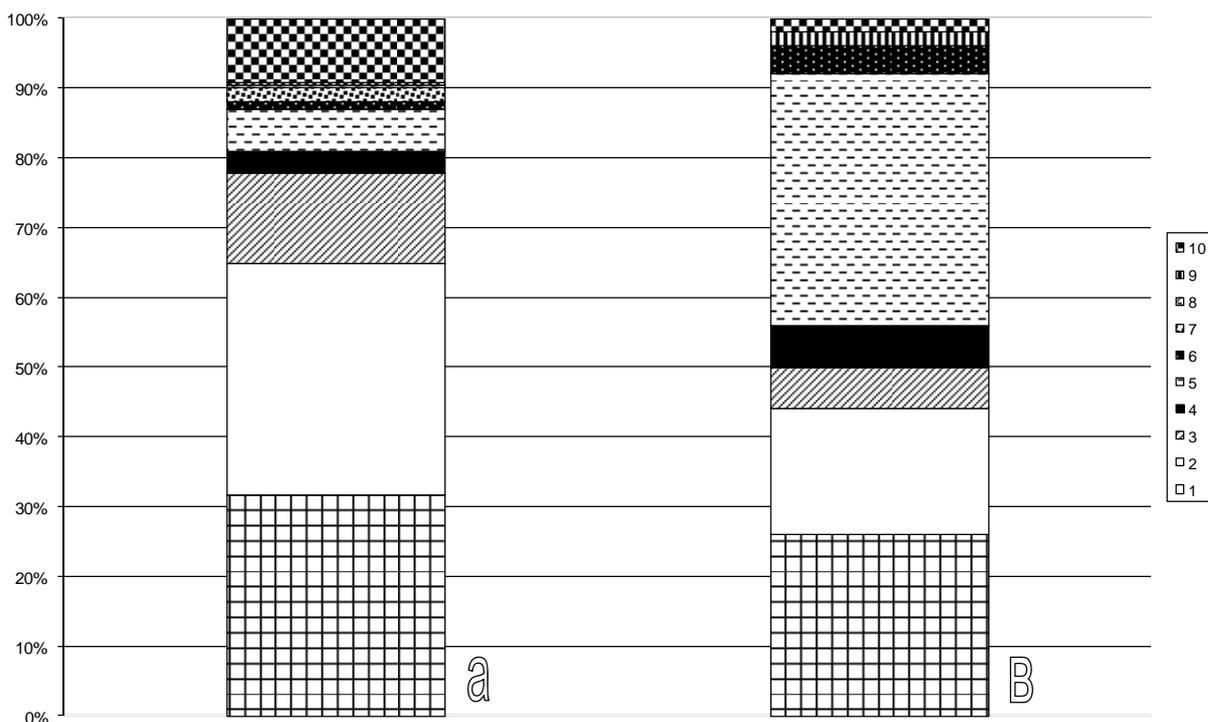


Рис.4. Соотношение видов чужеродной фракции флоры ГБС РАН по типам ареалов, в %. а – «беглецы» из культуры, в – чужеродные сорняки. 1 – евразийский; 2 – азиатский; 3 – европейский; 4 – европейско-средиземноморский; 5 – североамериканский; 6 – американский; 7 – циркумполярный; 8 – пантропический; 9 – космополит; 10 – культивируемый вид.

размножаются без помощи человека. Таким образом, преодолели репродуктивный барьер и самовозобновляются в ботаническом саду лишь 8% от намеренно интродуцированных видов. Однако часть видов не выходит за границы коллекций и экспозиций, а часть – хотя и отмечена вне посадок, расселилась на незначительное расстояние и не внедряется даже в полустественные сильно нарушенные ценозы. Ценотический барьер преодолело менее 1% от испытанных в культуре таксонов. Эти данные противоречат широко применяемому ныне в зарубежной литературе «правилу 10» [Williamson, 1993; Williamson, Fitter, 1996; Kühn et al., 2004], по которому только 10% из видов, преодолевших один из барьеров, преодолевают следующий барьер. Согласно этому правилу, преодолеть экологический барьер должен был 571 вид, но реально преодолели втрое

больше видов (1560). И это мы объясняем применением научного подхода к интродукции растений, то есть целенаправленным отбором видов, приспособленных к экологии территории ботанического сада, в частности использованием метода «климатических аналогов» Э. Майра. Репродуктивный барьер преодолели не 156, а 673 вида (в 4 раза больше!). Однако при этом ценотический барьер преодолели не прогнозируемые 67, а только 33 вида.

Оценка инвазионного потенциала натурализующихся растений демонстрирует невысокую роль коллекций Главного ботанического сада РАН в обогащении чужеродной фракции местной флоры. Большинство ускользнувших из культуры видов встречаются вне коллекций единичными особями или же образуют неустойчивые популяции. Реально за пределы экспозиций «сбежали» 33 вида,

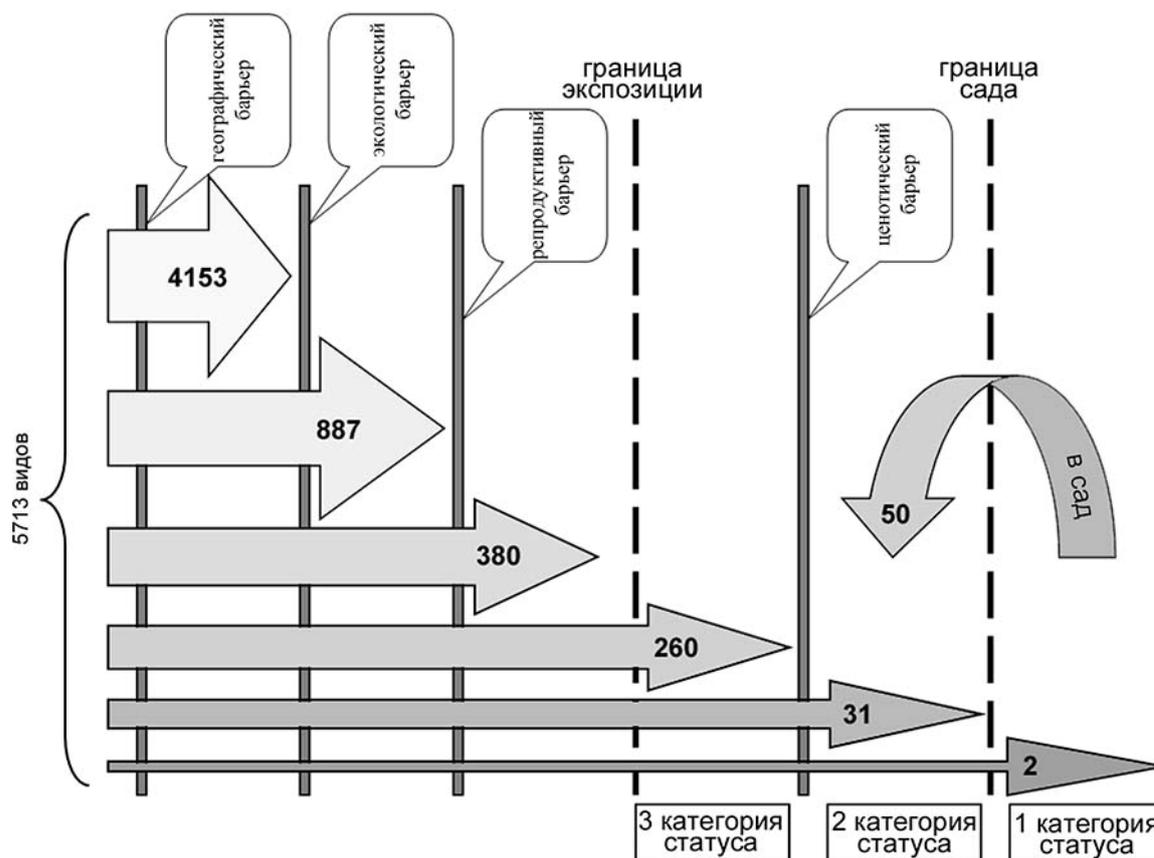


Рис. 5. Схема этапов натурализации чужеродных растений и распределение их по степени инвазивности.

имеющие 1 и 2 категории статуса инвазивности. Достаточным условием контроля распространения этих видов служит ежегодный мониторинг их расселения и прямое изъятие растений с участков, не являющихся коллекционными или экспозиционными. Достоверно из ГБС РАН «сбежал» только один вид — *Adenocaulon adhaerescens*. Предположительно отсюда же стал распространяться по Московской области *Geum macrophyllum*, однако он сам, в свою очередь, первоначально был занесён в сад как сорняк [Майоров и др., 2012]. Около полусотни видов не «сбежали» из сада, а, напротив, внедрились на его территорию как злостные чужеродные сорняки (*Bidens frondosa*, *Erigeron annuus*, *Impatiens glandulifera* и др.).

Следует ещё раз отметить, что около 380 видов успешно самовозобновляются в ГБС РАН на коллекционных участках и не имеют пока склонности к дичанию, то есть также относятся к таксонам

4 категории статуса [Ботанико-географические..., 2007]. Более 40 видов, приведённых как потенциально инвазионные в «Иллюстрированном каталоге» [Майоров и др., 2013], дичают только в ботаническом саду МГУ, а значит, можно ожидать скорого появления их спонтанных популяций и в ГБС РАН [Vinogradova et al., 2015].

Список флоры ГБС РАН постоянно пополняется новыми видами как аборигенными, так и дичающими. За последнее время обнаружены: *Coronaria coriacea* (Moench) Schischk., *Hieracium jaccardii* Zahn, *Colchicum autumnale* L., *Polystichum braunii* (Spenn.) Fee, *Vinca major* L., *Tropaeolum majus* L., *Sedum maximum* (L.) Hoffm., *Veronica spicata* L., *Oenothera villosa* Thunb. × *Oe. rubricaulis* Klebahn., *Gypsophila scorzonifolia* Ser., *Epilobium tetragonum* L., *Petrorhagia saxifraga* (L.) Link, *Hieracium sabandum* L., *Galanthus plicatus* Bieb., *Robinia neomexicana* A. Gray, *Gymnospermum smirnovii*

(Trautv.) Takht., *Verbascum lychnitis* L., *Hedera colchica* (C. Koch) C. Koch., *Geranium lucidum* L. Они не включены в изложенный выше анализ, поскольку их добавление не изменило бы характер основных закономерностей. По своему инвазионному статусу все эти чужеродные виды относятся к 4 группе, то есть встречаются одиночными экземплярами на ограниченной территории.

Борьба с дичающими в ботанических садах растениями крайне затруднительна. Так, попытка контроля распространения *Impatiens glandulifera* и *Solidago gigantea*, осуществлённая в ГБС РАН в 2007–2009 гг., успехом не увенчалась [Виноградова, 2011]. Особенно трудно бороться с малолетними растениями, поскольку они формируют почвенный банк семян. С другой стороны, численность *Adenocaulon adhaerescens* можно контролировать тщательной прополкой, что, однако, резко увеличивает трудозатраты на содержание коллекции ботанического сада [Виноградова, 2011]. Поэтому для предотвращения введения в культуру вида, который впоследствии может стать злостным сорняком, необходима предварительная оценка степени его инвазивности и последующий контроль начального этапа расселения. Возможно, это помешает появиться новым растениям-агрессорам.

Заключение

За 65 лет, прошедшие со времени закладки коллекций Главного ботанического сада, список флоры территории сада увеличился в 1.8 раз. Флора пополнилась 62 таксонами природной флоры (благодаря более тщательной инвентаризации территории), 284 «беженцами» из культуры и 36 чужеродными сорными видами. Чужеродная фракция флоры ныне включает 40% произрастающих в саду таксонов, из которых 33% «беженцы» из культуры, а 7% – чужеродные сорные растения. За пределы территории ГБС РАН вышли,

однако, только два вида – *Adenocaulon adhaerescens* и *Geum macrophyllum*.

Спектры ведущих семейств аборигенной и чужеродной фракции флоры в значительной степени различаются, но оба списка возглавляет семейство Compositae. В чужеродной фракции семейство Gramineae понижает статус со 2 места до 8–9, а семейства Superaceae, Caryophyllaceae и Polygonaceae и вовсе не попадают в десять ведущих семейств. С другой стороны, в десятке появляется семейство Liliaceae, виды которого широко культивируются, а также Boraginaceae и Umbelliferae. Отмечены дифференцирующие семейства аборигенной и чужеродной фракций флор. Только аборигенными видами представлено 28 семейств, только чужеродными – 17 семейств.

По спектру жизненных форм аборигенная фракция флоры и фракция «дичающих из культуры» видов практически не различаются, тогда как во фракции чужеродных сорных растений преобладают терофиты.

Среди «беглецов» из культуры преобладают азиатские и евроазиатские виды, что предопределено составом коллекции ГБС РАН. Фракцию чужеродных сорных растений возглавляют виды североамериканского происхождения.

К процессу натурализации видов в ботаническом саду неприменимо «правило 10», поскольку научно обоснованный подход к интродукции растений и использование агротехнических приёмов позволяет доводить до стадии семеношения гораздо большее число таксонов, чем прогнозируется этим правилом. Вместе с тем, вопреки «правилу 10», реально «сбегает» из интродукционных учреждений гораздо меньшее число таксонов.

Ботанические сады нельзя расценивать как прямых «поставщиков» инвазионных видов. Скорее их можно считать триггерами (от англ. trigger – пусковой механизм), которые лишь

запускают сложную цепочку процессов выработки высокоадаптивных видов-трансформеров. При формировании коллекций ботанических садов интродукторы намеренно переносят диаспоры растений через географический барьер. Далее при первичном интродукционном испытании идёт отбор на высокую продуктивность, устойчивость и простоту размножения, то есть на признаки, свойственные многим успешным инвазионным видам. В садах первичное испытание проходят сотни и тысячи видов. После этого посадочный маточный материал передается в питомники. Новые сельскохозяйственные, лесные, лекарственные и декоративные растения появляются на полях, в лесокультуре, в садах, парках и цветниках. В большинстве случаев именно при широком культивировании в интродукционной популяции и происходит накопление генетической изменчивости и отбор адаптивных инвазионных генотипов.

Это позволяет несколько иначе оценить механизм такого явления как «давление диаспор» (*propagule pressure*). Часто это давление рассматривают несколько механистически, понимая под ним только высокую численность потомства активно натурализующихся видов. Однако, по нашему мнению, дело не столько в массе пропагул (семян или вегетативных кусочков), сколько в возрастающей возможности появления в многочисленной спонтанной популяции новых генотипов при кроссинговере или в результате микромутаций. Увеличение числа экземпляров чужеродных растений благоприятствует успешным микроэволюционным преобразованиям популяции во вторичном ареале [Скворцов и др., 2005]. Наличие диаспор разного географического происхождения, что характерно при массовой интродукции, существенно ускоряет этот процесс.

Работа выполнена при частичной поддержке Российского Фонда Фундаментальных Исследований, проект № 15-29-02556.

Литература

Александров Л.П., Некрасова В.Л. Нескучный сад и его растительность. М.: Изд. М. и С. Сабашниковых, 1923. XXIV + 241 с.

Ботанико-географические экспозиции растений природной флоры. Итоги сохранения биоресурсов *ex situ* / Н.В. Трулевич, З.Р. Алфёрова, Ю.К. Виноградова, Н.И. Гутовская, В.М. Двораковская, Н.В. Костылева, А.Г. Куклина, И.В. Павлова, В.Г. Шатко, А.Н. Швецов. М.: ГЕОС, 2007. 224 с.

Виноградова Ю.К. Прогнозирование инвазионных процессов в ботанических садах // Жизнь в гармонии: ботанические сады и общество. Мат-лы международной конференции. Тверь, 2004. С. 25–27.

Виноградова Ю.К. Проблема мониторинга потенциальных эргазифитов // Адвентивная и синантропная флора России и стран ближнего зарубежья: состояние и перспективы. Ижевск, 2006. С. 29–31.

Виноградова Ю.К. Опыт регулирования численности популяций инвазионных видов в ботанических садах // Биологическое разнообразие. Интродукция растений. Мат-лы V Международной научной конференции. БИН РАН. СПб., 2011. С. 38–40.

Гваришвили Н., Ломтатидзе Н. Коллекция ботанического сада как источник инвазивных видов // Роль ботанических садов в сохранении биоразнообразия растений. Мат-лы юбилейной международной научно-практической конференции, посвящённой 100-летию Батумского ботан. сада. Батуми, Грузия, 8–10 мая 2013 г. Батуми, 2013. Часть 1. С. 69–71.

Главный ботанический сад им. Н.В. Цицина: История, становление и достижения / А.С. Демидов, З.Е.

- Кузьмин, В.Г. Шатко. М.: ГБС РАН; Тула: ИПП «Гриф и К», 2005. 112 с.
- Губарева И.Ю., Глуховских Е.А. Влияние интродукции растений на разнообразие естественной флоры и растительности Калининградской области // Роль ботанических садов в сохранении биоразнообразия растений. Мат-лы юбилейной международной научно-практической конференции, посвящённой 100-летию Батумского ботан. сада. Батуми, Грузия, 8–10 мая 2013 г. Батуми, 2013. Часть 1. С. 66–69.
- Евтюхова М.А. Флора и растительность территории Главного ботанического сада Академии наук СССР // Труды Главного ботанического сада. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1949. Т. 1. С. 63–86.
- Игнатов М.С., Макаров В.В., Чичев А.В. Конспект флоры адвентивных растений Московской области // Флористические исследования в Московской области. М.: Наука, 1990. С. 5–105.
- Каталог растений Главного ботанического сада им. Н.В. Цицина Российской академии наук (в печати).
- Кожевников А.В. Сорная и адвентивная флора Московского ботанического сада // Бюлл. Моск. Об-ва исп. природы. Отд. биологии. 1935. Т. 44. № 4. С. 193–203.
- Лепёшкина Л. А. Муковнина З.П. Адвентивная флора Ботанического сада и степень её натурализации // Ботанические сады как центры сохранения биоразнообразия и рационального использования растительных ресурсов. Мат. Междунар. науч. конф. М., 2005. С. 300–302.
- Майоров С.Р., Бочкин В.Д., Насимович Ю.А., Щербаков А.В. Адвентивная флора Москвы и Московской области. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. 412 с.
- Майоров С.Р., Виноградова Ю.К. Натурализация растений в ботанических садах г. Москвы // Вестник Удмуртского ун-та. Сер. Биология. Науки о земле. 2013. Вып. 2. С. 12–16.
- Майоров С.Р., Виноградова Ю.К., Бочкин В.Д. Иллюстрированный каталог растений, дичающих в ботанических садах Москвы. М.: Фитон XXI, 2013. 160 с.
- Нотов А.А., Нотов В.А. Некоторые результаты анализа инвазионной активности видов в ботаническом саду Тверского государственного университета // Проблемы изучения адвентивной и синантропной флор России и стран ближнего зарубежья: Материалы IV междунар. науч. конференции / Под ред. О.Г. Барановой и А.Н. Пузырёва. М.; Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2012. С. 154–157.
- Растения, которые дичают в ЦБС НАН Беларуси (Электронный ресурс) // (<http://hbc.bas-net.by/hbcinfo/wildingmi.php>). Проверено 20.12.2014.
- Скворцов А.К., Виноградова Ю.К., Куклина А.Г., Крамаренко Л.А., Костина М.В. Формирование устойчивых интродукционных популяций: абрикос, черешня, черёмуха, жимолость, смородина, арония. М.: Наука, 2005. 186 с.
- Bjureke K. We have introduced some of them... Do we take the responsibility to eradicate them? // Conference Programme & Book of Abstracts. 4th Global Botanic Gardens Congress. Addressing global change: a new agenda for botanic gardens. 13th – 18th June 2010, Dublin. Dublin: National Botanic Gardens of Ireland, 2010. P. 56–57.
- Burt J.W., Muir A.A., Piovia-Scott J., Veblen K.E., Chang A.L., Grossman J.D., Weiskel H.W. Preventing horticultural introductions of invasive plants: potential efficacy of voluntary initiatives // Biol. Invasions. 2007. Vol. 9. P. 909–923.
- Dehnen-Schmutz K., Touza Ju., Perrings Ch., Williamson M. The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain // Conservation Biology. 2007. Vol. 21, N 1, P. 224–231.

- Flahault M.Ch. La naturalisation et les plantes naturalisees en France // Bull. Soc. Bot. France. 1899. T. 46. P. XCI–CVIII.
- Galera H. Rośliny występujące spontanicznie w polskich ogrodach botanicznych-przegląd listy florystycznej // Biuletyn Ogródów Botanicznych. 2003. Bd. 12. S. 31–82.
- Galera H., Sudnik-Wójcikowska B. The structure and differentiation of the synanthropic flora of the botanical gardens in Poland // Acta Soc. Bot. Poloniae. 2004a. Vol. 73, No. 2. P. 121–128.
- Galera H., Sudnik-Wójcikowska B. Historyczne notowania chwastów związanych z działalnością ogrodów botanicznych Europy Centralnej // Fragm. Flor. Geobot. Polonica. 2004b. Vol. 11, No. 2. P. 293–317.
- Galera H., Sudnik-Wójcikowska B. The spread of alien plants as a side effect of the activity of botanical gardens – dispersal models // 8th International Conference “Ecology and Management of Alien Plants Invasions”. 2005. Katowice, Polska. P. 57.
- Graf A. Flora und Vegetation der Friedhöfe in Berlin West // Verh. Berliner. Bot. Vereins. 1986. Vol. 5. S. 1–183.
- Graf A., Rohner M.-S. Wiesen im Botanischen Garten Berlin-Dahlem // Verh. Berliner. Bot. Vereins. 1984. Vol. 3. S. 3–23.
- Halford M., Heemers L., Mathys C., Mahy G. Preventing introductions of invasive alien plants in Belgium: a LIFE “Information & Communication” project dedicated to the ornamental sector // 6th NEOBIOTA Conference: Biological invasions in a changing world. From science to management. 14–17 September 2010. Copenhagen: University of Copenhagen, 2010.
- Hulme Ph. Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens // Trends in Ecology and Evolution. 2011. Vol. 26, N 4, P. 168–174.
- Jebb M. Managing the invasive alien plants problem // Botanical gardens in the age of climate change. EuroGard V. Helsinki. 2009. P. 160.
- Kühn I., Brandenburg M., Klotz S. Why do alien plant species that reproduce in natural habitats occur more frequently? // Divers. Distrib. 2004. Vol. 10. P. 417–425.
- Lechner M., Kiehn M. Assessing invasive potential of plant species cultivated in Botanic Gardens in Central Europe // Conference Programme & Book of Abstracts. 4th Global Botanic Gardens Congress. Addressing global change: a new agenda for botanic gardens. 13th – 18th June 2010, Dublin. Dublin: National Botanic Gardens of Ireland, 2010. P. 126–127.
- Nagoda E., Comanescu P., Anastasiu P. “Dimitrie Brandza” Botanic garden, potential centre for the dispersal of invasive plants? // Acta Horti Bot. Bucurest. 2014. Vol. 41. DOI: 10.2478/ahbb-2014-0002.
- Reichard S., White P. Horticulture as a Pathway of Invasive Plant Introductions in the United States // BioScience. 2001. Vol. 51. N 2. P. 103–113.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions // Divers. Distrib. 2000. Vol. 6. № 2. P. 93–107.
- Sharing information and policy on the potentially invasive plants in Botanic Gardens (Electronic resource) // (<http://www.botanicalgardens.ie>). Проверено 08.05.2014.
- Schroeder F.G. Exotic Amelanchier species naturalized in Europe and their occurrence in Great Britain // Watsonia. 1970. Vol. 8. P. 155–162.
- Sudnik-Wójcikowska B., Galera H. Floristic differences in some anthropogenic habitats in Warsaw // Ann. Bot. Fennici. 2005. Vol. 42. P. 185–193.
- Vinogradova Yu.K. Monitoring on potential ergasiophyte species in botanical gardens of Russia // Conference Programme & Book of Abstracts. 4th

Global Botanic Gardens Congress. Addressing global change: a new agenda for botanic gardens. 13th – 18th June 2010, Dublin. Dublin: National Botanic Gardens of Ireland, 2010. P. 140–141.

Vinogradova J. Control of Invasive Alien Species Expansion – as a new Goal for the Botanic Garden // Gardens in our Hearts / Ed. by Iu. Naumtsev. Tver, Russia: Publ. House of the “Polypress”, 2013. P. 207–214.

Vinogradova Yu.K., Mayorov S.R., Bochkin V.D. Changes in the spontaneous flora of the Main Botanic Garden, Moscow, over 65 years // Skvortsovia. 2015. Vol. 2, N 1. P. 45–95.

Williamson M. Invaders, weeds and the risk from genetically modified organism // *Experientia*. 1993. Vol. 49. P. 219–224.

Williamson M., Fitter A. The varying success of invaders // *Ecology*. 1996. Vol. 77. P. 1661–1666.

ALIEN PLANT SPECIES AND THEIR INFLUENCE ON THE MAIN BOTANICAL GARDEN'S FLORA DYNAMICS

© 2015 Vinogradova Yu.K.¹, Mayorov S.R.², Bochkin V.D.¹

¹ Main Botanical Garden, Russian Academy of Sciences
ul. Botanicheskaya 4, Moscow, 127276 Russia. e-mail: gbsad@mail.ru

² Faculty of Biology, Lomonosov Moscow State University,
Lenin Hills, d. 1, p. 12, Moscow, 119234 Russia. e-mail: saxifraga@mail.ru

Flora of the territory of the Main Botanical Garden of the Russian Academy of Sciences (Moscow) was analyzed. It comprises 856 species from 407 genera, belonging to 95 families of vascular plants. For the first time the dynamics of the local flora was analyzed for a significantly long period. It was revealed that within 65 years the local flora increased by 1.8 times due to 62 wild species, 284 species escaped from cultivation and 34 alien weeds. The only species definitely escaped from the Garden's territory is *Adenocaulon adhaerescens*; *Geum macrophyllum* is another possibility. Alien component of the flora is characterized in means of taxonomy, life-form, type of distribution range and invasive status.

Key words: alien species, botanical garden, invasion, flora.

МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ И ГЕНЕТИЧЕСКАЯ ИДЕНТИФИКАЦИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ДРЕЙССЕНИД: *DREISSENA POLYMORPHA* (PALLAS, 1771), *D. ROSTRIFORMIS BUGENSIS* ANDRUSOV, 1897 (DREISSENIDAE, BIVALVIA)

© 2015 Ворошилова И.С.

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок; issergeeva@yandex.ru

Поступила в редакцию 14.09.2013

Дрейссениды отличаются высоким разнообразием форм раковины. Таксономические ключи, основанные на морфологических признаках, не всегда позволяют надёжно различать виды моллюсков. В таких случаях в дополнение к морфологическим признакам полезно применять генетические маркеры. В работе проанализированы моллюски, как с типичными, так и с нетипичными вариантами формы раковины. В ходе исследования показано, что положение вентролатерального угла (килевого перегиба) в передней части створки (3–5 мм от переднего края раковины) может быть надёжным диагностическим признаком для идентификации нетипичных особей *D. polymorpha* и *D. r. bugensis*.

Ключевые слова: *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis*, *D. r. bugensis*, ПЦР ПДРФ, идентификация, COI, 16S, инвазионные виды.

Введение

На протяжении многих лет дрейссениды привлекают внимание исследователей благодаря быстрому расширению границ ареала, а также важной роли, которую они играют в функционировании водных экосистем. В пресных водах Европы и Северной Америки широко распространены бугская и полиморфная дрейссены [Старобогатов, Андреева, 1994; Харченко, 1995; Venson, 2013; Heiler et al., 2013]. Расселение *D. polymorpha* вверх по Волге происходило ещё в доисторическое время [Рулье, 1848; Новский, 1960]. В дальнейшем, во второй половине XX в., большое значение имела масштабная реконструкция воднотранспортных путей. Соружение межбассейновых каналов способствовало инвазии бугской дрейссены из бассейна Чёрного моря [Журавель, 1967; Антонов, 1993; Orlova et al., 2004; Molloy et al., 2007; Heiler et al., 2013].

Пресноводные виды *D. r. bugensis* и *D. polymorpha* принадлежат к разным под родам и характеризуются значительными генетическими дистанциями по аллозимным локусам [Spidle et al., 1994]. Нуклеотидные последовательности фрагмента гена COI различаются у бугской и полиморфной дрейссены на 16–17% [Baldwin et al., 1996].

Типичных представителей этих двух видов можно идентифицировать по форме раковины. Для полиморфной дрейссены характерна уплощённая или вогнутая брюшная поверхность, которая отделена резким килем, проходящим почти параллельно брюшному краю створки. Бугская дрейссена отличается более выпуклой брюшной поверхностью и сглаженным килем, расположенным почти на равных расстояниях от спинного и брюшного краёв створки [Андрусов, 1897; Старобогатов и др., 2004]. Однако в совместных поселениях нередко

встречаются особи, не обладающие чёткими диагностическими признаками того или иного вида [Андреева и др., 2001; Grigorovich et al., 2008; Ворошилова и др., 2010; Beggel et al., 2015]. В таких случаях для идентификации видовой принадлежности используют аллозимные локусы, маркеры митохондриальной и ядерной ДНК [May, Marsden, 1992; Claxton, Boulding, 1998; Frischer et al., 2002; Molloy et al., 2007; Grigorovich et al., 2008; Hoy et al., 2010].

Опубликованы результаты экспериментальной работы, суть которой заключалась в определении разными исследователями одних и тех же моллюсков по морфологическим признакам с последующей проверкой результатов с помощью ПЦР ПДРФ-анализа фрагмента митохондриального гена COI. Установлено, что частота ошибочных определений по диагностическим ключам составляет от 6 до 25%. Более точно определены моллюски с помощью дискриминантного анализа, но даже в этом случае неправильно идентифицированы 10% особей [Beggel et al., 2015].

Исследователи обычно учитывают диагностические признаки формы раковины, определяемые для целой створки. Следует отметить, что дрейссениды образуют скопления, в которых особи неизбежно испытывают давление со стороны соседних моллюсков, входящих в состав друзы. Поскольку на ранних стадиях роста такое давление меньше, соответственно, признаки менее искажены. Таким образом, определение по стандартным диагностическим ключам в ювенильной части раковины (3–5 мм от переднего края створки у взрослых особей), вероятно, позволит избежать ошибочной идентификации видовой принадлежности пресноводных дрейссен. Целью нашей работы стала практическая проверка этого предположения.

Проблемы при определении видовой принадлежности могут быть связаны

ещё и с тем, что в популяциях бугской дрейссены обнаружены особи, которые по очертаниям сходны с подвидами *D. rostriformis*, обитающими в Каспийском море [Лизогубов, 2010]. Таким образом, необходимо проверить, происходит ли расселение солоноватоводных представителей этого вида из Каспийского моря.

В отношении систематического положения бугской дрейссены существуют разные точки зрения. Н.И. Андрусов [1897] первоначально определил особей этого вида, как *D. rostriformis*, но в дальнейшем выделил в самостоятельный вид. Ф.Д. Мордухай-Болтовской [1960], Л.А. Невеская [1963] и Е.В. Бабак [1983] считали *D. r. bugensis* пресноводным подвидом *D. rostriformis*. В ходе дальнейших ревизий *D. bugensis* и *D. rostriformis* был присвоен статус отдельных видов [Старобогатов, 1994; Rosenberg, Ludyanskiy, 1994].

Анализ фрагментов генов COI и 16S рРНК и *cyt b* митохондриальной ДНК *D. rostriformis* и *D. r. bugensis* показал, что различия между нуклеотидными последовательностями не превышают 0.4% [Stepien et al., 1999, 2003; Therriault et al., 2004]. Т. В. Терио с соавторами [Therriault et al., 2004] считали *D. r. bugensis* пресноводной расой *D. rostriformis*, поскольку морфологические различия между пресноводной и солоноватоводной формами невелики. Другие исследователи полагали, что бугская дрейссена – это подвид или же эволюционно молодой вид [Stepien et al., 2003]. В одной из последних публикаций на эту тему, на основании результатов филогенетического анализа митохондриальных и ядерных генов, авторы рекомендуют указывать бугскую дрейссену как *D. rostriformis* [Stepien et al., 2013]. Следует отметить, что для бугской и каспийской дрейссен всё же характерны свои варианты нуклеотидной последовательности митохондриальных генов 16S, COI и *cyt b* [Stepien et al., 2003; Therriault et al., 2004]. Различить пресноводную и

солонатоводную формы можно с помощью эндонуклеаз рестрикции фрагмента гена 16S рРНК или же путём секвенирования [Therriault et al., 2004].

Материалы и методы

Проанализированы моллюски из совместных поселений *D. polymorpha* и *D. r. bugensis* дельты Волги, Днепровского лимана, а также Днепровского, Веселовского, Рыбинского водохранилищ. Для генетического анализа по форме створок раковины выбраны особи, соответствовавшие типичным *D. polymorpha* и *D. r. bugensis* (по 15 особей каждого из видов), а также моллюски, с нетипичными морфотипами (32 особи *D. r. bugensis* и 33 – *D. polymorpha*). Следует отметить, что в группу «нетипичные» для анализа специально выбраны особи с такими вариантами формы раковины, которые наиболее сложны для идентификации видовой принадлежности. Видовая принадлежность всех нетипичных особей определена по положению килевого перегиба в передней части раковины.

Собранный материал фиксировали 96%-м этанолом. ДНК выделяли набором реагентов *DIAtom™DNAPrep200* согласно инструкции фирмы-изготовителя (изготовитель ООО «ИзоГен», Москва).

Синтез фрагментов генов первой субъединицы цитохром *c* оксидазы (COI) и 16S рРНК митохондриальной ДНК (мтДНК) проводили на амплификаторе AMPLY4 (Biokom) в 25 мкл буфера для амплификации фирмы «Fermentas» (Литва): 10 мМ трис-НСl (рН 8.8); 50 ммоль КСl, 2.0 ммоль MgCl₂; 0.08% Nonidet P40 (состав буфера приведён по данным фирмы-изготовителя). Смесь для амплификации содержала 100–300 нг тотальной клеточной ДНК, по 10 пмоль каждого праймера, по 200 нмоль каждого из четырёх дезоксирибонуклеотидов и 0.5–1 ед. Taq-полимеразы («Бионем», Москва).

Программа амплификации: +95 °С – 4 мин; 35 циклов синтеза ДНК: +95 °С – 50 с, +56 °С – 50 с, +72 °С – 1 мин. Этап конечной элонгации: +72 °С, 10 мин.

Амплифицировали два фрагмента митохондриальных генов. Для синтеза первой субъединицы цитохром *c* оксидазы (COI) использовали пару праймеров:

5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3',
5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA-3'
[Folmer et al., 1994].

Для амплификации фрагмента гена 16S рРНК применяли праймеры:
5'-CGCCTGTTTATCAAAAACAT-3',
5'-CCGGTCTGAACTCAGATCACG-3'
[Schubart et al., 2001].

Видовую принадлежность особей проверяли методом анализа полиморфизма длины рестриктных фрагментов (ПДРФ). Нуклеотидную последовательность COI анализировали с использованием рестриктаз *DraI* и *RsaI*, фрагмент гена 16S рРНК – рестриктазой *MspI*. Эффективность использования указанных выше эндонуклеаз рестрикции для диагностики видовой принадлежности исследуемых видов дрейссенид подтверждена в предыдущих исследованиях [Therriault et al., 2004; Ворошилова и др., 2010].

Рестрикцию полученных фрагментов проводили в буферах, рекомендованных производителем рестриктаз («Promega», США). Продукты рестрикции анализировали в 1.7%-м агарозном геле с использованием *трис*-ЭДТА-боратного буфера.

В качестве эталонных образцов длин фрагментов ДНК использовали двунитевые маркеры фирмы «Fermentas» с шагом в 50 и 100 пар нуклеотидов (Gene Ruler™ DNA Ladder). Гели окрашивали бромистым этидием (0.5 мкг/мл) и фотографировали в ультрафиолете (312 нм) цифровым фотоаппаратом «Canon» (Power Shot A400).

Сравнение нуклеотидных последовательностей фрагмента гена 16S рРНК *D. r. bugensis* и *D. rostriformis*, депонированных в NCBI, проводили

с помощью программы BLAST [BLAST..., 2013]. Номера: JX099457, AF507047, AF507048, AF038996, AY302247, DQ333745, DQ333746 [National Center..., 2015].

Положение килевого перегиба в ювенильной части створки определяли у моллюсков из поселений периферии ареала *D. polymorpha*, где на момент исследования отсутствовала *D. r. bugensis*. Анализировали выборки из реки Северная Двина (600 створок), Кубенского озера (262 створки), Белоусовского (304 створки) и Шекснинского водохранилищ (227 створок).

Результаты исследования

Во всех исследуемых нами популяциях встречались моллюски как с типичными признаками, соответствующие одному из двух видов (*D. polymorpha* или *D. r. bugensis*), так и с нетипичными вариантами формы раковины.

Установлено, что в моновидовых поселениях *D. polymorpha* форма брюшной поверхности раковины варьирует. Килевой перегиб (вентро-латеральный угол) в задней части раковины может приближаться к срединному положению между спинным и боковым краями створки. Кроме того, в редких случаях встречаются моллюски со сглаженным килевым перегибом, который проходит ближе к брюшной поверхности створки. В периферических популяциях нетипичные особи наиболее часто находят в экстремальных для вида условиях обитания на илистом грунте. Следует отметить, что для таких моллюсков характерен общий признак – килевой перегиб в передней части раковины (первые 3–5 мм от переднего края створки) расположен ближе к брюшной поверхности створки (рис. 2). Такое положение вентро-латерального угла обнаружено у всех 1393 створок *D. polymorpha* из поселений периферии ареала вида, проанализированных в этой работе. Типичные и нетипичные

варианты формы раковины дрейссенид показаны на рис. 1.

Результаты генетического анализа подтвердили правильное определение видовой принадлежности типичных и большинства нетипичных моллюсков. По выделенному нами признаку только одна из шестидесяти пяти нетипичных особей ошибочно идентифицирована как *D. polymorpha*. Килевой перегиб в передней части створки этого моллюска расположен немного ниже середины между брюшной и спинной частями раковины. Согласно результатам ПЦР ПДРФ анализа COI эта особь определена как *D. r. bugensis*.

Длины фрагментов, полученные путём рестриктового анализа участка гена 16S рРНК всех типичных и нетипичных особей *D. r. bugensis* соответствовали размерам, указанным для этого подвида в работе Т.В. Терио с соавторами [Therriault et al., 2004]. По результатам анализа ПЦР ПДРФ, в пресноводных поселениях бугской дрейссены не обнаружено гаплотипов митохондриальной ДНК фрагмента гена 16S рРНК, характерных для *D. rostriformis*, обитающей в Каспийском море. Депонированные в международной базе данных NCBI нуклеотидные последовательности 16S рРНК, длина которых составляет не менее 450 пар нуклеотидов и включает участок последовательности с наличием (или отсутствием у *D. rostriformis*) сайта рестрикции *MspI*, различаются у представителей двух подвидов не более 1%.

Обсуждение

Вследствие небольших различий по митохондриальному гену 16S рРНК *D. r. bugensis* и *D. rostriformis* образуют единый кластер филогенетического дерева [Stepien et al., 2013]. Тем не менее, варианты нуклеотидной последовательности этого гена, известные для солоноватоводного подвида *D. rostriformis* не найдены за пределами Каспия. Учитывая происхождение и экологические



Рис. 1. Варианты форм раковин: а – *D. polymorpha*, б – *D. r. Bugensis*.

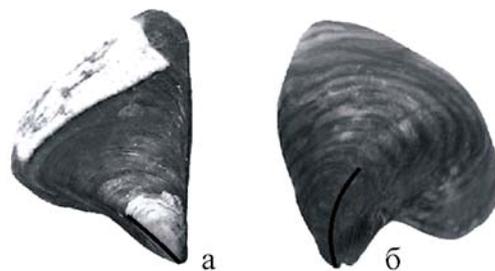


Рис. 2. Положение вентро-латерального угла в передней части раковины:
а – *D. polymorpha*, б – *D. r. Bugensis*.

особенности бугской дрейссены [Orlova, 2013], её можно считать отдельным подвидом *D. r. bugensis* и необходимо отличать от *D. rostriformis*.

В настоящее время для обозначения одного и того же пресноводного вида исследователи могут использовать различные названия (*D. r. bugensis*, *D. rostriformis* или *D. bugensis*). Если следовать рекомендации К.А. Степиен с соавторами [Stepien et al., 2013] и указывать бугскую дрейссену как *D. rostriformis*, то в конечном итоге

это может привести к ложным представлениям относительно источника инвазии.

Дрейссениды характеризуются широким диапазоном варьирования формы раковины [Карпевич, 1955; Антонов, 1997; Павлова, 2006, 2007; Сергеева, 2008]. Наличие разнообразных вариантов раковины стало причиной описания видов, часть из которых впоследствии оказалась формами внутривидовой изменчивости [Андрусов, 1897, Невеская, 1963,

Бабак, 1983]. Варьирование морфологических признаков раковины этой группы моллюсков в различных участках ареала неоднократно отмечали при изучении путей расселения и описании эколого-физиологических особенностей видов [Андрусов, 1897; Овчинников, 1933; Карпевич, 1955; Кучина, 1964; Антонов, 1983; Протасов, 2000; Павлова, 2006, 2007; Grigorovich et al., 2008; и др.].

На форму раковины дрейссенид оказывают влияние гидродинамические условия [Антонов, 1983, Протасов, 2000; Сергеева, 2008], глубина [Dermott, Munawar, 1993; Pavlova, 2012] и присутствие близкородственного вида [Павлова, 2007]. В условиях с разным режимом солёности для полиморфной дрейссены А.Ф. Карпевич [1955] выделены вариации, различающиеся по форме: *Dreissena polymorpha* var. *tschapurica* Karpevitch, *D. polymorpha* var. *marina* Pallas и подвид *D. polymorpha andrusovi* (Andr., 1897). Для бугской дрейссены описаны глубоководный и пресноводный фенотипы [Dermott, Munawar, 1993; Pavlova, 2012].

В ходе работы с коллекцией моллюсков в Зоологическом институте (ЗИН РАН) автор статьи была поражена сходством форм раковин некоторых особей *D. polymorpha* из поселений периферии ареала с вымершими видами каспийских дрейссенид. Очевидно, что некоторое подобие форм раковин может быть связано с наличием сходных рядов изменчивости близкородственных видов, обитавших в разное время в географически удалённых водных объектах. Большое количество особей с нетипичными морфологическими признаками в периферических поселениях, возможно, связано с нарушениями роста раковины под влиянием гормональных изменений, происходящих в результате стресса в экстремальных условиях обитания.

В некоторых случаях причиной присутствия нетипичных особей может быть межвидовая гибридизация. В

результате исследования нетипичных особей с использованием аллозимных маркеров ранее подтверждено существование только одной гибридной особи в Рыбинском водохранилище [Ворошилова и др., 2010]. Следует отметить, что без учёта данных генетического анализа, только по расположению килевого перегиба в передней части створки, эта гибридная особь соответствует признакам *D. r. bugensis*. Как мы отмечали ранее [Ворошилова и др., 2010], идентификация межвидовых гибридов дрейссенид морфологическим методом невозможна. Поскольку число признаков, позволяющих различать представителей этих двух видов невелико, гибридные особи могут характеризоваться не только промежуточными значениями, но и соответствовать одной из родительских особей.

Не исключено, что среди исследуемых нами моллюсков присутствовали межвидовые гибриды, однако методы анализа, применяемые в этой работе, не позволяют их идентифицировать. Предполагаем, что межвидовая гибридизация *D. polymorpha* и *D. bugensis* происходит редко, поскольку предыдущим исследователям, использовавшим метод анализа аллозимов, не удалось обнаружить межвидовых гибридов в совместных поселениях дрейссенид из Великих озёр Северной Америки [Spidle et al., 1995]. Следует отметить, что в последующих работах для идентификации дрейссенид не применяли аллозимный анализ, поэтому гибридных особей не находили, даже если они присутствовали в выборках.

Таким образом, изменение положения килевого перегиба по мере роста моллюска может стать причиной неправильной идентификации видовой принадлежности дрейссенид. Вероятно, влияние факторов среды наиболее явно сказывается на форме раковин взрослых особей в силу того, что они длительное время обитают в этих условиях

и испытывают более интенсивное воздействие. В передней (ювенильной) части раковины характерные для вида признаки в меньшей степени изменены. Поэтому они позволяют более надёжно определять видовую принадлежность моллюсков. В ходе нашей работы доля ошибочных определений по диагностическим признакам в ювенильной части створки составила 1%, что гораздо ниже, чем при идентификации моллюсков обычным способом. Для более точной диагностики видовой принадлежности нетипичных особей дрейссенид необходимо применять генетические методы.

Благодарности

Автор работы искренне признательна А.Ф. Коновалову, О.В. Болотову, Н.М. Махнович, Ю.В. Слынько и Д.П. Карабанову за помощь в сборе материала, В.С. Артамоновой, А.А. Махрову за ценные советы и замечания при выполнении работы.

Исследование проведено при финансовой поддержке РФФИ (гранты: 11-04-00697-а, 14-04-00213 – А, 14-04-31112 – мол_а) и МК-2455.2013.4.

Литература

Андреева А. М., Орлова М.И., Слынько Ю.В. Популяционно-генетический анализ *Dreissena polymorpha* (Pallas) и *Dreissena bugensis* (Andr.) в водохранилищах Верхней Волги, дельте Волги и в западной части Финского залива Балтийского моря // Чужеродные виды в Голарктике: Тез. докл. Американо-российского симпозиума по инвазионным видам. Борок. 2001. С. 9–11.

Андрусов Н.И. Ископаемые и живущие *Dreissensia* Евразии. СПб.: Типография М. Меркушева, 1897. 683 с.

Антонов П.И. Изменчивость морфологических признаков *Dreissena polymorpha* (Pallas) в различных участках её ареала // Моллюски:

Систематика, экология и закономерности распространения. Л.: Наука, 1983. С. 64–67.

Антонов П.И. О проникновении двустворчатого моллюска *Dreissena bugensis* (Andr.) в Волжские водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек: Тез. докл. Междунар. конф. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1993. С. 52–53.

Антонов П.И. Эколого-физиологическая и эколого-морфологическая характеристика двустворчатого моллюска *Dreissena polymorpha* (Pallas) Волжских водоёмов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Н. Новгород: Нижегород. гос. ун-т, 1997. 23 с.

Бабак Е.В. Плиоценовые и четвертичные дрейссениды Эвксинского бассейна. М.: Наука, 1983. 104 с.

Ворошилова И.С., Артамонова В.С., Махров А.А., Слынько Ю.В. Гибридизация двух видов дрейссен *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) и *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) в естественных условиях // Известия РАН. Сер. биол. 2010. № 5. С. 631–636.

Журавель П.А. О расселении дрейссены бугской в искусственных водоёмах // Гидробиол. журн. 1967. № 2. С. 87–90.

Карпевич А.Ф. Некоторые данные о формообразовании у двустворчатых моллюсков // Зоол. журн. 1955. Т. 34. № 1. С. 46–67.

Кучина Е.С. К вопросу о распространении моллюска *Dreissena polymorpha* Pallas в р. Северной Двине // В кн.: Биология дрейссены и борьба с ней. М.; Л.: Наука, 1964. С. 31–37.

Лизогубов Р.А. Морфологическая характеристика дрейссенид Волгоградского водохранилища // В сб.: Экология водных беспозвоночных. Матер. Междунар. конф., посвящ. 100-летию со дня рождения Ф.Д. Мордухай-Болтовского. Борок, ИБВВ РАН, 30 окт. – 2 нояб. 2010 г. Ярославль, 2010. С. 180–182.

- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. М.; Л.: Изд-во Академии наук СССР, 1960. 286 с.
- Невеская Л.А. Определитель двустворчатых моллюсков морских четвертичных отложений черноморского бассейна. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 155 с.
- Новский В.А. Находка *Dreissena polymorpha* в четвертичных слоях Рыбинского района Ярославской области // Бюл. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР. 1960. № 8–9. С. 28–29.
- Овчинников И.Ф. Современное распространение *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca) в БССР // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. 1933. Т. 1. № 3–4. С. 365–375.
- Павлова В.В. Присутствие близкородственного вида может влиять на морфологию раковин дрейссен // В сб.: Еколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження моллюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища. Матер. Міжнарод. конф. Житомир, 2006. Вып. 2. С. 208–211.
- Павлова В.В. Морфологическая изменчивость дрейссен (*Dreissenidae*, *Bivalvia*) Рыбинского водохранилища при совместном и раздельном обитании // *Ruthenica*. 2007. Т. 17. № 1–2. С. 73–77.
- Протасов А.А. Изменчивость признаков рисунка, скульптуры и формы раковин *Dreissena polymorpha* в Европейской и Североамериканской частях современного ареала // *Vestnik zoologii*. 2000. № 34. Вып. 6. С. 57–64.
- Рулье К.Ф. Исследования по Московской котловине // Моск. Ведомости. 1848. № 117. С. 2.
- Сергеева И.С. Фенотипическое разнообразие *Dreissena polymorpha* Pallas в северо-восточной части ареала // *Биология внутренних вод*. 2008. № 3. С. 53–60.
- Старобогатов Я.И. Систематика и палеонтология // В кн.: Дрейссена: Систематика, экология, практическое значение. М.: Наука, 1994. С. 18–47.
- Старобогатов Я.И., Андреева С.И. Ареал и его история // В кн.: Дрейссена: Систематика, экология, практическое значение. М.: Наука, 1994. С. 47–56.
- Старобогатов Я.И., Прозорова Л.А., Богатов В.В., Саенко Е.М. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Моллюски, полихеты, немертины / Под ред. В.В. Богатова, С.Я. Цалолихина. СПб.: Наука, 2004. Т. 6. С. 9–491.
- Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, экология, биопомехи // *Гидробиол. журн.* 1995. Т. 31. № 3. С. 3–21.
- Baldwin B.S., Black M., Sanjurjo O., Gustafsson R., Lutz R.A., Vrijenhoek R.C. A diagnostic molecular marker for zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and potentially co-occurring bivalves: Mitochondrial COI // *Mol. Mar. Biol. Biotech.* 1996. V. 5. P. 9–14.
- Beggel S., Cerwenka A.F., Brandner J., Geist J. Shell morphological versus genetic identification of quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) // *Aquatic Invasions*. 2015. V. 10. I. 1. P. 93–99.
- Benson A.J. Chronological history of zebra and quagga mussels (*Dreissenidae*) in North America, 1988–2010 // In: *Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control*. 2nd Edn., T.F. Nalepa and D.W. Schloesser. Boca Raton, FL: CRC Press, 2013. P. 9–31.
- BLAST (Электронный ресурс) // (<http://blast.ncbi.nlm.nih.gov>). Проверено 15.08.2013.
- Claxton W.T., Boulding E.G. A new molecular technique for identifying field collections of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and quagga mussel (*Dreissena bugensis*) veliger larvae applied to eastern Lake Erie, Lake Ontario, and

- Lake Simcoe // Canadian Journal of Zoology. 1998. V. 76. P. 194–198.
- Dermott R., Munawar M. Invasion of Lake Erie offshore sediments by *Dreissena*, and its ecological implications // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1993. V. 50. P. 2298–2304.
- Frischer M.E., Hansen A.S., Wyllie J.A., Wimbush J., Murray J., Nierzwicki-Bauer S.A. Specific amplification of the 18S rRNA gene as a method to detect zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) larvae in plankton samples // Hydrobiologia. 2002. V. 487. P. 33–44.
- Folmer O.M., Black W., Hoeh R. et al. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome *c* oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates // Mol. Mar. Biol. Biotechnol. 1994. V. 3. P. 294–299.
- Grigorovich I.A., Kelly J.R., Darling J.A., West C.W. The Quagga mussel invades the Lake Superior basin // J. Great Lakes Res. 2008. V. 34. P. 342–350.
- Heiler K.C.M., Bij de Vaate A., Ekschmitt Klemens, von Oheimb P.V., Albrecht C., Wilke T. Reconstruction of the early invasion history of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Western Europe // Aquatic Invasions. 2013. V. 8. № 1. P. 53–57.
- Hoy M.S., Kelly K., Rodriguez R.J. Development of a molecular diagnostic system to discriminate *Dreissena polymorpha* (zebra mussel) and *Dreissena bugensis* (quagga mussel) // Mol. Ecol. Resources. 2010. V. 10. P. 190–192.
- May B., Marsden J.E. Genetic identification and implications of another invasive species of dreissenid mussel in the Great Lakes // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1992. V. 49. P. 1501–1506.
- Molloy D.P., Bij de Vaate A., Wilke T., Giamberini L. Discovery of *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897) in Western Europe // Biol. Invasions. 2007. V. 9. P. 871–874.
- National Center for Biotechnology Information (Электронный ресурс) // (<http://ncbi.nlm.nih.gov>). Проверено 10.03.2015.
- Orlova M.I. Origin and Spread of Quagga Mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Eastern Europe with Notes on Size Structure of Populations Ch. 8 // In: Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control / 2Ed.: T.F. Nalepa, D.W. Schloesser. London; New York: CRC Press, 2013. P. 93–102.
- Orlova M.I., Muirhead J., Antonov P.I. et al. Range expansion of quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* in the Volga River and Caspian Sea basin // Aquat Ecol. 2004. V. 38. P. 561–573.
- Pavlova V. First finding of deepwater *profunda* morph of quagga mussel *Dreissena bugensis* in the European part of its range // Biological Invasions. 2012. V. 14. № 3. P. 509–514
- Rosenberg G., Ludyanskiy M.L. A nomenclatural review of *Dreissena* (Bivalvia: Dreissenidae), with identification of the quagga mussel as *Dreissena bugensis* // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1994. V. 51. P. 1474–1484.
- Schubart C.D., Cuesta J.A., Rodriguez A. Molecular phylogeny of the crab genus *Brachynotus* (Brachyura: Varunidae) based on the 16S rRNA gene // Hydrobiologia. 2001. V. 449. P. 41–46.
- Spidle A.P., Marsden J.E., May B. Identification of the Great Lakes quagga mussel as *Dreissena bugensis* from the Dnieper River, Ukraine, on the basis of allozyme variation // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1994. V. 51. P. 1485–1489.
- Spidle A.P., Marsden J.E., May B. Absence of naturally occurring hybridization between the quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and the zebra mussel (*D. polymorpha*) in the lower Great Lakes // Can. J. Zool. 1995. V. 73. P. 400–403.
- Stepien C.A., Hubers A.N., Skidmore J.L. Diagnostic genetic markers and evolutionary relationships among invasive dreissenoid and corbiculoid bivalves in North America: phylogenetic signal from

- mitochondrial 16S rDNA // Molecular Phylogenetics and Evolution. 1999. V. 13. P. 31–49.
- Stepien C.A., Taylor C.D., Grigorovich I.A., Shirman S.V., Wei R., Korniushev A.V., Dabrowska K.A. DNA and systematic analysis of invasive and native dreissenid mussels: Is *Dreissena bugensis* really *D. rostriformis*? // Aquatic Invaders. 2003. V. 14. № 2. P. 8–18.
- Stepien C.A., Grigorovich I.A., Gray M.A., Sullivan T.J., Yerga-Woolwine S., Kalayci G. Evolutionary, Biogeographic, and Population Genetic Relationships of Dreissenid Mussels, with Revision of Component Taxa. Ch.26. // In: Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control / 2Ed.: T.F. Nalepa, D.W. Schloesser. London; New York: CRC Press, 2013. P. 403–444.
- Therriault T.W., Docker M.F., Orlova M.I., Heath D.D., MacIsaac H.J. Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first report of *Mytilopsis leucophaeata* in the Black Sea basin // Molecular Phylogenetics and Evolution. 2004. V. 30. P. 479–489.

**MORPHOLOGICAL AND GENETIC IDENTIFICATION
OF FRESHWATER DREISSENIID MUSSELS:
DREISSENA POLYMORPHA (PALLAS, 1771),
D. ROSTRIFORMIS BUGENSIS ANDRUSOV, 1897
(BIVALVIA)**

© 2015 Voroshilova I.S.

I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Ac.Sc.,
Russia, 152742, Yaroslavl province, Borok, e-mail: issergeeva@yandex.ru

Dreissenids display a high diversity of shell morphology. Taxonomic keys based on shell morphology are not always able to differentiate these species with confidence. In such cases genetic markers are useful in addition to morphological features. Typical and atypical dreissenid individuals were analyzed in this study. We revealed that morphological feature, namely position of ventro-lateral shoulder at the fore part of valve (3–5 mm from the fore part), is a reliable diagnostic feature for atypical *D. polymorpha* and *D.r. bugensis*.

Key words: *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis*, *D.r. bugensis*, RFLP, COI, 16S, identification, invasive species.

ВОССТАНОВЛЕНИЕ СРЕДНЕИРТЫШСКОЙ ПОПУЛЯЦИИ РЕЧНОГО БОБРА

© 2015 Кассал Б.Ю.

ФГБОУ ВПО «Омский государственный педагогический университет»,
Омск, Россия (644099, г. Омск, наб. Тухачевского, 14), BYKassal@mail.ru

Поступила в редакцию 21.06.2012

В результате реинтродукции особей восточноевропейского и белорусского подвидов речного бобра сформировалась среднеиртышская популяция. В её развитии можно выделить 5 этапов: адаптация (1953–1966 гг.); восстановление (1967–1975 гг.); стабилизация (1976–1988 гг.); депрессия (1989–2000 гг.); расселение (2001–2012 гг., не закончен). Каждый этап аппроксимирован характеризующей его статистико-математической моделью. Полного восстановления ареала бобра речного на территории области не достигнуто, поскольку введение промысловой охоты привело к депрессии численности и разреживанию ареала. Количественное и пространственное развитие среднеиртышской популяции вида было задержано на 25 лет.

Ключевые слова: Омская область, речной бобр, реинтродукция, среднеиртышская популяция, этапы развития.

Введение

Бобр речной, или обыкновенный, *Castor fiber* L. – самый крупный грызун российской фауны. В Среднем Прииртышье известны его плейстоценовые находки [Бондарев, Кассал, 2009, 2010]. Для аборигенного подвида бобра Западной Сибири *C. f. pohlei* Serebrennikov 1929, сокращение численности популяции произошло уже к началу XVIII в. из-за роста численности людского населения Западной Сибири и постепенного увеличения ясачного оброка с 7 до 10 шкур бобра в год. Объёмы добычи превысили естественный прирост бобровой популяции; и к началу XX в. численность подвида составляла несколько десятков особей, обитавших в крайне труднодоступных местах [Лавров, 1981]. Будучи истреблённым на большей части ареала уже к началу XX в., речной бобр потерял своё промысловое значение. На территории России он сохранился в немногих районах Белоруссии, Украины, в

Воронежской, Тюменской областях и в Туве [Лавров, 1981].

С 1930-х гг. началась планомерная работа по искусственному расселению бобра в различных областях и регионах России. Из сохранившихся очагов обитания было выселено около 11 тыс. животных в 60 областей, краёв и автономных республик СССР [Наумов, 1973]. К началу 1956 г. путём завоза зверей из Кондо-Сосьвинского, Воронежского, Белорусского, Мордовского, Хопёрского и Окского заповедников, а также путём отлова и расселения зверей из вновь формируемых популяций, в Западной Сибири было создано 11 бобровых очагов: в Тюменской области 1 очаг (на р. Тевриз), в Томской области 7 очагов (на реках Нюрольке, Чертале, Махкун-Яхе, Иксе, Тетеринке, Казанке и Галке), в Алтайском крае 1 очаг (на р. Нене), в Красноярском крае 2 очага (на реках Большой Кемчуг и Ое) [Жданов, 1956]. По Омской области информация на то время отсутствовала; не было известно

и об обитании аборигенных бобров [Сидоров и др., 2005].

К настоящему времени бобр распространён, хотя и очагами, от западных границ нашей страны на восток до бассейна Амура. Общая численность его в СССР с 1930-х гг. к началу 1970-х гг. увеличилась примерно в 50 раз. В 1963 г. был начат ограниченный промысел [Наумов, 1973]. При этом демографическое состояние среднеиртышской популяции речного бобра на территории Омской области было изучено только в начале XXI в. [Кассал, 2000, 2001а, 2001б, 2005а, 2005б, 2010]. Были выделены этапы формирования популяции после реинтродукции вида в Омскую область [Кассал, 2007а, 2011], дана демографическая характеристика [Кассал, 2008б], исследованы особенности трофического [Кассал, 2007б] и строительного поведения [Кассал, 2007в, 2008а].

Цель исследования: выявление особенностей формирования среднеиртышской популяции речного бобра в результате его интродукции в Омскую область. Поставлены следующие задачи.

1. Выявить качество и динамику реинтродукции вида на территорию Омской области.

2. Дать демографическую оценку бобровой популяций на разных этапах ее формирования и охарактеризовать восстановление исторического ареала в Омской области.

3. Оценить значение добычи бобра в процессе восстановления популяции в Омской области.

Место проведения работы – Среднеиртышский район Западно-Сибирского региона – располагается в зоне южной тайги, лесостепи и степи. Его восточная часть включает среднее течение Иртыша с притоками Омь, Тара, Вагай и с низовьями Ишима. Западную половину занимает среднее течение Тобола с его уральскими притоками — Исетью и Турой. Южная граница района проходит примерно по

55° с. ш., огибая с юга бассейны Миасса – Исети, Оми, и в природно-климатическом плане соответствует границе между зоной степей и лесов. Северная граница проходит с запада на восток по водоразделам между Турой и Тавдой, Нижним Тоболом и Вагаем, верховьями Туры, Демьянки, Васюгана и Чаи. Западная граница — водораздел средней, наименее гористой части Урала. Территория Омской области (142 тыс. км²) большей частью входит в состав Среднеиртышского района Западно-Сибирского региона. Влажный и холодный климат южной окраины таёжной зоны даёт обильную аккумуляцию в почво-грунтах летних осадков. Таким образом, обеспечивается достаточная круглогодичная проточность водоёмов. На территории Омской области имеется около 16 тыс. озёр, в том числе 245 солёных, с суммарной площадью 230 тыс. га, свыше 500 рек и небольших речек общей протяжённостью 3 тыс. км. Протяжённость Иртыша в пределах области – более 1000 км. В среднеиртышской пониженной части района располагается ряд крупных озёр; множество малых озёр разбросано в южной лесостепной окраине района. В среднетобольской, более возвышенной части, крупные озёра расположены на водоразделе в верховьях Туры, Исети (Иткуль, Синара, Силач и др.). В отдельных местах здесь имеются небольшие водотоки, соединяющие верхние притоки Тобола (Большая Вязовка и др.) с верховьями Чусовой (Уфалейка, Полуночная, Чусовая и др.).

Материалы и методы

Методами работы стали полевые исследования, библиографическое исследование, вербальный, статистико-математический, графический, картографический анализ полученных в процессе наблюдений и имеющихся архивных данных, и их интерпретация с современных экологических позиций. Полевые исследования проводились в ходе комплексных экологических

экспедиций, организованных и финансируемых Омским областным клубом натуралистов «Птичья Гавань» (1987–2002, 2011–2012 гг.), Омским отделением Русского географического общества, Омским отделением РосГео и ФГУ ТФИ ПРиООС МПР России по Омской области (2003–2006 гг.), в том числе совместно с правительством Омской области (2007–2010 гг.), в Саргатском, Крутинском, Большереченском, Тарском, Седельниковском, Муромцевском, Горьковском, Нижнеомском районах Омской области. При оценке численности речного бобра использована методика Л.С. Лаврова [1952]. Были использованы кадастровые данные учётов численности вида сотрудниками Управления охотничьего хозяйства Омской области [Кадастр..., 2001]. Статистико-математический анализ данных выполнен Р.А. Жителевым. Данные о неофициальной добыче получены методами экспертных оценок и математического анализа, содержание которого изложено далее.

Основные результаты

В библиографическом исследовании установлено, что бобра в Омской области до начала Второй мировой войны выпускали дважды: в 1935 и 1937 гг. 26 особей бобра западносибирского *Castor fiber pohlei* Serebrennikov 1929 из Кондо-Сосьвинского заповедника были переселены в долину р. Демьянки, на её притоки Намытьяга и Таиньяка [Ушаков, 1936]. Однако И. Жарков [1966] указывает на переселение только 19 «североуральских» (видимо, западносибирского подвида? – авт.) бобров. В последующем, в 1950 г., в бассейне р. Демьянки обитало 5 семей западносибирского бобра общей численностью 36 особей [Телегин, 1956; Присяжнюк, Востоков, 2001]. В начале 1950-х гг. было отмечено расселение представителей этого подвида в Западное Приуралье, в бассейн р. Тавды, берущей начало в Екатеринбургской (Свердловской) обл.

Они встречались на р. Катыс, притоке р. Имгыт, и на р. Кальча; в 1960–1961 гг. в бассейне р. Демьянки обитало 40 особей в 9 поселениях [Жданов, 1969; Присяжнюк, Востоков, 2001]. В 1954 г. бобр западносибирского подвида был обнаружен на р. Пелым [Коряков, 1962], однако в середине-конце 1960-х гг. туда завозили представителей восточноевропейского подвида из Воронежского заповедника [Дёжкин, Жарков, 1960]. В 1973 г. на притоки р. Демьянки, на реки Жарниково и Куим, были выпущены ещё 8 бобров, подвиговая принадлежность которых не указана. В 1979–1981 гг. большая часть притоков среднего и верхнего течения р. Демьянки была заселена бобрами, общая численность которых составляла до 200 особей [Васин, 1985; Азаров, 1996; Присяжнюк, Востоков, 2001]. Отсюда они могли самостоятельно расселиться в верховья р. Демьянки и попасть на северо-восточную часть территории Омской области. Однако подвиговая принадлежность их неизвестна, поскольку была возможна иммиграция бобров белорусского и восточноевропейского подвигов из бассейна р. Васюган [Жданов, 1969] и других водных систем Омской, Томской и Тюменской областей [Колосов, 1975].

Начиная с 1940-х гг. для реинтродукции бобра в Западную Сибирь стали использовать племенной материал из популяций восточноевропейского *Castor fiber orientoeuropaes* Lavrov, 1981 и белорусского *C. f. belorussicus* Lavrov, 1981 подвигов, расселяемый в притоки р. Иртыш первого, второго и далее порядков (рис. 1).

Массовая реинтродукция речного бобра в Омской области началась в 1953 г., когда 48 особей белорусского подвида выпустили в реки Большой и Малый Тевриз (Тевризский район) [Третьяк, Улицкая, 1969]. На следующий год (1954 г.) здесь было обнаружено 7 поселений, в которых обитало 16 особей. Гибель зверей на первом году жизни в новых условиях

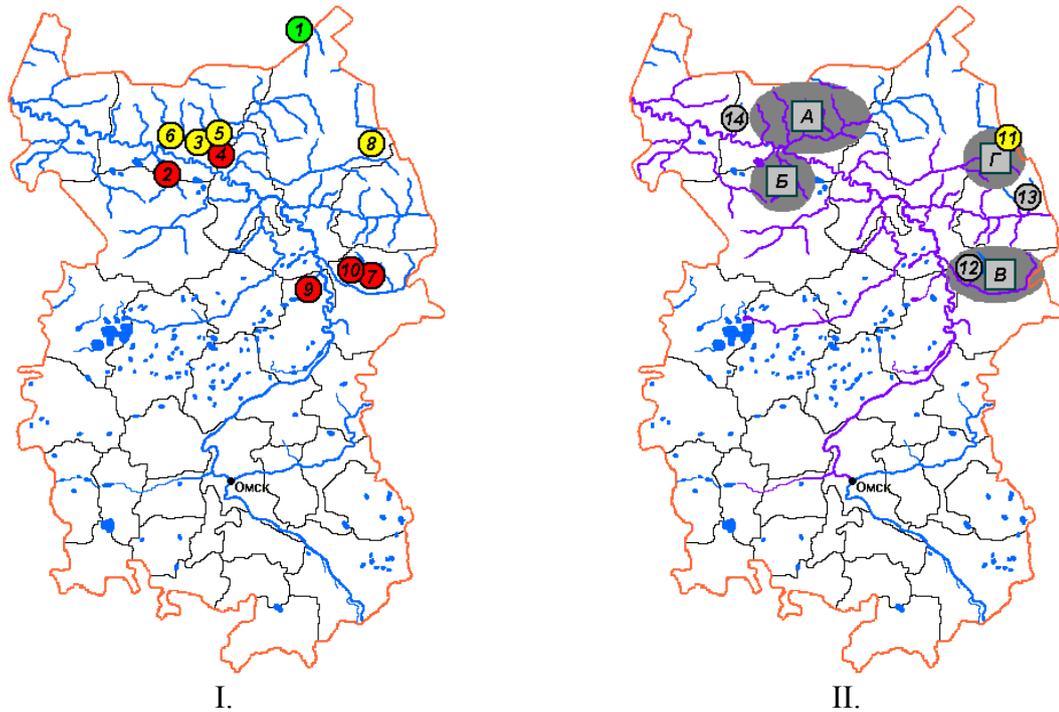


Рис. 1. Размещение мест выпуска и сформировавшихся очагов обитания речного бобра на территории Омской области в 1935–1966 гг. (I) и 1967–1975 гг. (II): 1–14 – места выпуска бобров разных подвидов (1 – западносибирского; 2, 4, 7, 9, 10 – белорусского; 3, 5, 6, 8, 11 – восточноевропейского; 12, 13, 14 – гибридных (белорусский × восточноевропейский); А–Г – сформировавшиеся очаги обитания (А – Туйский; Б – Тевризский; В – Тарский; Г – Шишский) (авт.).

обитания достигала 70%. С 1957 по 1959 г. средний прирост популяции составил 12.2%. Затем число семей начало увеличиваться, и к 1968 г. оно выросло в 4.6 раза, среднегодовой прирост составил 18.5% [Лавров, 1981].

К началу 1965 г. в Омскую область суммарно было завезено для выпуска 335 [Жарков, 1966] или 320 бобров [Жданов, 1969], а по данным Управления охотничьего хозяйства области и Омского областного общества охотников и рыболовов - 364 особи трёх подвидов (табл. 1).

В результате реинтродукции на территории Омской области сформировалось четыре очага обитания бобров.

На р. Туй, правом притоке Иртыша, сформировался Туйский очаг. Из 163 особей белорусского подвида, выпущенных здесь в 1958, 1959 и 1961 гг., к 1963 г. при неполном обследовании (всего на расстоянии 120 км) было обнаружено 49 поселений с поголовьем около 160 особей [Кадастр, 2001]. В связи с тем, что Туй

имеет разветвлённую речную сеть, а протяжённость русла превышает 500 км, участки в верхнем течении и небольшие притоки выпали из поля зрения учётников. Однако и полученные результаты позволили констатировать формирование достаточной по численности группировки бобров, которые хорошо прижились в новом месте.

На р. Тевриз, левом притоке Иртыша, сформировался Тевризский очаг. Из 48 особей белорусского подвида, выпущенных здесь в 1953 г., к 1963 г. сохранилось 20 особей в шести поселениях [Кадастр, 2001], при этом верхнее течение рек Большого и Малого Тевриза и их притоки в то время обследованы не были, поэтому возможность обитания на них других особей не исключалась.

На притоках нижнего течения р. Тара – реках Инцисс, Бергамак, Верхняя Тунгуска, Нижняя Тунгуска в пределах Омской области, в дополнение к Тарскому бобровому очагу в

Таблица 1. Выпуски бобра речного в Среднем Прииртышье в 1935–1987 гг.

Год	Место взятия племенного материала	п особей	Подвид	Окрас шерсти	Район и место (река) выпуска
1935, 1937	РФ, Кондо-Сосьвинский заповедник	26	<i>C. f. pohlei</i>	Рыжий	Тарский: Демьянка
1953	БССР (без уточнения)	48	<i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Тевризский: Б. Тевриз
1956	РФ, Хопёрский заповедник	48	<i>C. f. orientoeuropaeus</i>	Чёрный	Тевризский: Итюгас
1958	БССР (без уточнения)	48	<i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Тевризский: Таимтаит
1959	РФ, Окский заповедник	56	<i>C. f. orientoeuropaeus</i>	Бурый, чёрный	Тевризский: Тизева
1961	РФ, Воронежский заповедник	59	<i>C. f. orientoeuropaeus</i>	Бурый, чёрный	Тевризский: Тевриз, Сиг, Итюгас, Аю
1964	БССР (без уточнения)	79	<i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Муромцевский: Инцисс, Бергамак, Верхняя Тунгуска, Нижняя Тунгуска
1965	РФ, Воронежский заповедник	30	<i>C. f. orientoeuropaeus</i>	Бурый, чёрный	Тарский: Куренга
1966	БССР (без уточнения)	25	<i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Большеуковский: Тава
1966	БССР (без уточнения)	22	<i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Муромцевский: Бергамак
1968	РФ, Окский заповедник	60	<i>C. f. orientoeuropaeus</i>	Бурый, чёрный	Тарский: Куренга
1969	РФ, Тевризский и Тарский р-ны Омской обл.	20	<i>C. f. orientoeuropaeus</i> × <i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Муромцевский: Бергамак
1970	РФ, Тевризский р-н Омской обл.	12	<i>C. f. orientoeuropaeus</i> × <i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Седельниковский: Шайтанка
1970	РФ, Тевризский р-н Омской обл.	8	<i>C. f. orientoeuropaeus</i> × <i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Тевризский: Ова
1981, 1982	РФ, Тевризский р-н Омской обл.	8	<i>C. f. orientoeuropaeus</i> × <i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Большеуковский: Аев
1985, 1987	РФ, Новосибирская обл.	30	<i>C. f. orientoeuropaeus</i> × <i>C. f. belorussicus</i>	Бурый	Тарский: Уй

Новосибирской области, в 1964 г. было выпущено 79 особей белорусского подвида. К этому времени бобры с верховьев р. Тара в Новосибирской области начали заселять низовья этой реки в Омской области: уже в 1963 г. одно поселение было обнаружено на притоке р. Тара – Инцисс. Таким образом, в Омской и Новосибирской областях был сформирован обширный Тарский очаг.

На р. Куренга в верховьях р. Шиш в правобережной части бассейна Иртыша, в 1965 г. было выпущено 30 особей восточноевропейского подвида, – таким образом был сформирован Шишский очаг, где животные прижились, начали размножаться, и в областное управление охотничьего хозяйства начали поступать сообщения о том, что бобры расселились вниз по реке от мест выпуска на 120 км [Кадастр, 2001].

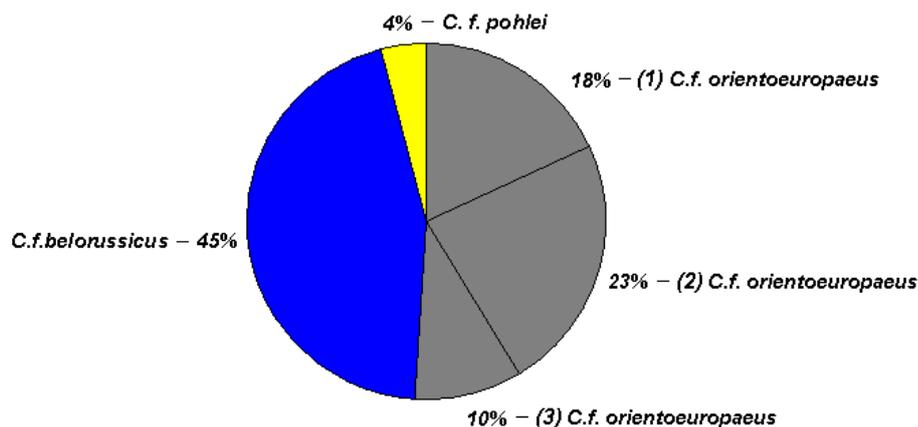


Рис. 2. Соотношение количества особей бобров разных подвидов, использованных для реинтродукции в Омской области в 1935–1968 гг. (авт.), N=501 из (1 – Воронежского заповедника; 2 – Окского заповедника; 3 – Хопёрского заповедника).

В соответствии с расположением сформировавшихся очагов численности, в местах расселения зверей были специально организованы заказники, приуроченные к берегам малых рек – притоков р. Иртыш (реки Уй, Туй, Шиш, Бергамак). В 1965–1971 гг. они получили статус Государственных бобровых заказников: Бергамакский (1965 г., площадь 24 тыс. га, Муромцевский район); Усть-Куренгинский (1966 г., площадь 10 тыс. га, Седельниковский, Тарский и Знаменский районы); Тевризский (1971 г., 10 тыс. га, Большеуковский и Тевризский районы); Туйский (1971 г., 36 тыс. га, Тевризский, Тарский и Знаменский районы). Один из них был расположен в левобережной, и три – в правобережной частях водосборной территории р. Иртыш.

Рост численности бобров происходил за счёт дополнительных выпусков на незаселённые бобром территории. К концу 1966 г. в различные районы области был осуществлён ряд выпусков белорусских и восточноевропейских бобров из Белоруссии, Воронежского, Хопёрского и Окского заповедников, всего 77 особей [Дёжкин и др., 1986; Азаров, 1996]. За счёт естественного размножения общая численность вида на территории Омской области к концу 1968 г. составляла более 500 особей.

Аналогичные процессы восстановления популяций происходили и в других областях РФ [Жданов, 1969]. После 1970-х гг., когда произошло восстановление ареала бобра в Омской области, говорить о разных подвидах и существовании отдельных очагов обитания [Nefyodov, 2006] нецелесообразно, поскольку сформировалась единая среднеиртышская популяция вида.

Тем не менее, выпуски животных продолжались. Так, в 1968 г. на р. Куренга Омское областное общество охотников выпустило 60 особей восточноевропейского бобра, несмотря на то, что к этому времени вид уже стал промысловым [Жданов, 1969].

Подвидовой состав реинтродуцированных на территорию области зверей оказался различным (рис. 2).

В 1969 г. из Тевризского и Туйского очагов для переселения в Муромцевский район было отловлено 20 бобров. К тому времени их Тевризская популяция оказалась самой многочисленной в Омской области и послужила источником для внутриобластного расселения. В 1970 г. на реках Тевриз и Туй было отловлено еще 10 пар животных, из которых 6 пар выпущено в Седельниковском районе на р. Шайтанка и 4 пары в Тевризском районе на р. Ова, – все выпуски оказались успешными (рис. 3).

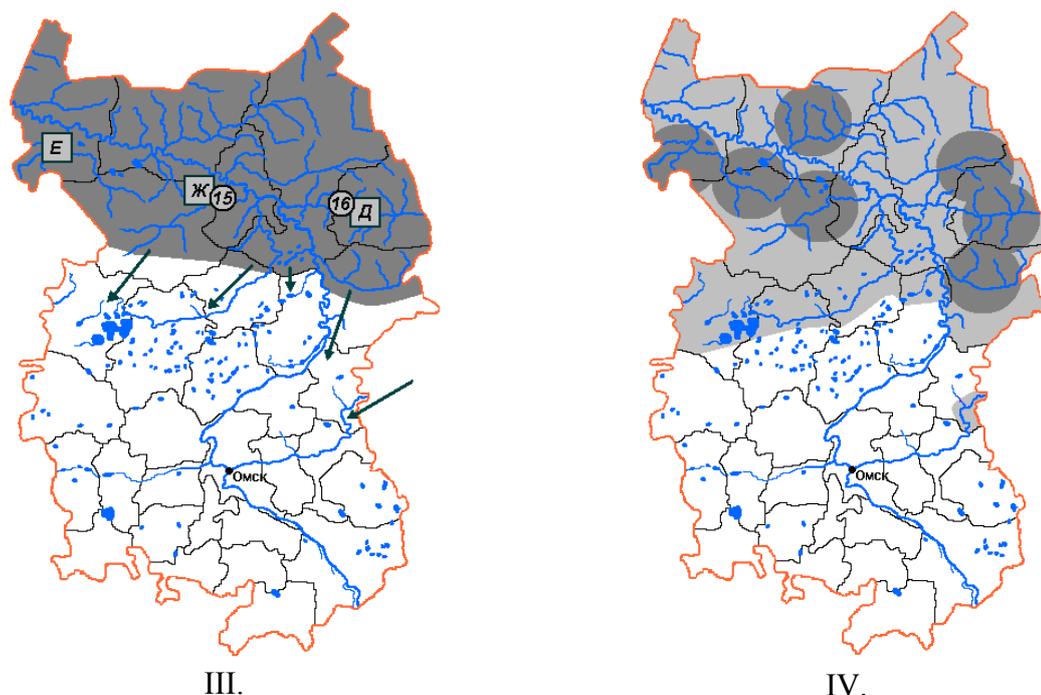


Рис. 3. Формирование ареала, места выпуска и сформировавшиеся очаги обитания бобров на территории Омской области в 1976–1988 гг. (III) и 1989–2000 гг. (IV): 15–16 – места выпуска гибридных бобров (подвидов белорусский × восточноевропейский); Д–Ж – сформировавшиеся очаги обитания (Д – Уйский; Е – Тавинский; Ж – Аевский); стрелками показаны направления естественного расселения; светло-серым полем показан разреженный ареал, тёмными пятнами - очаги наибольшей плотности (авт.).

С 1969 г. в Омской области был начат промысел бобра. За первые 4 года охоты (1969–1972 гг.) из Тевризской и Тарской популяции было добыто 50 шкур. Через 10 лет после начала охоты (в 1976 г.) в Омской области был проведён областной учёт численности бобров, в результате чего выяснилось, что их количество достигло 3000 особей. Наибольшая плотность поселения была установлена в бассейнах рек Тевриз, Туй, Тара, Шиш, отмечены поселения на реках Ишим, Кип, Ова, Ава, Ягыл-Ях, Уй, в верховьях рек Большая Демьянка, Малая Демьянка и Малая Бича, на ряде других водоёмов. Через 24 года после первого выпуска бобров в Омской области, на её территории в дополнение к уже существовавшим, сформировалось ещё три очага с высокой численностью животных: Уйский, Тавинский и Аёвский. В 1953–1975 гг. среднемноголетний прирост популяции составлял лишь 16.9% (вместо ожидаемых 20–25%). При этом объёмы добычи с 2% численности

популяции в 1973–1975 гг. увеличились до 6% в 1980 г., и продолжали расти, достигнув максимальных 11% численности популяции в 1985 г., когда в течение довольно длительного времени (с 1976 г. – в течение 10 лет) наблюдался не прирост популяции, а её постепенная убыль.

К этому же времени в Тевризском очаге наблюдалось снижение ежегодного прироста численности вида: 1972 г. – 11.4%; 1974/75 гг. – 9.6%; 1976/78 гг. – 4.7%, а численность не превышала 430–450 особей. Подобная же тенденция наметилась и в других очагах обитания. Из-за возникшего дефицита кормов началось расширение видового ареала. Бобр начал заселять озёрные водоёмы на севере Крутинского и Тюкалинского районов. Появился он и в лесостепной зоне Омской области: в Тюкалинском и в Большереченском районах. Одновременно с этим происходило его продвижение на восток по правым притокам р. Иртыш.

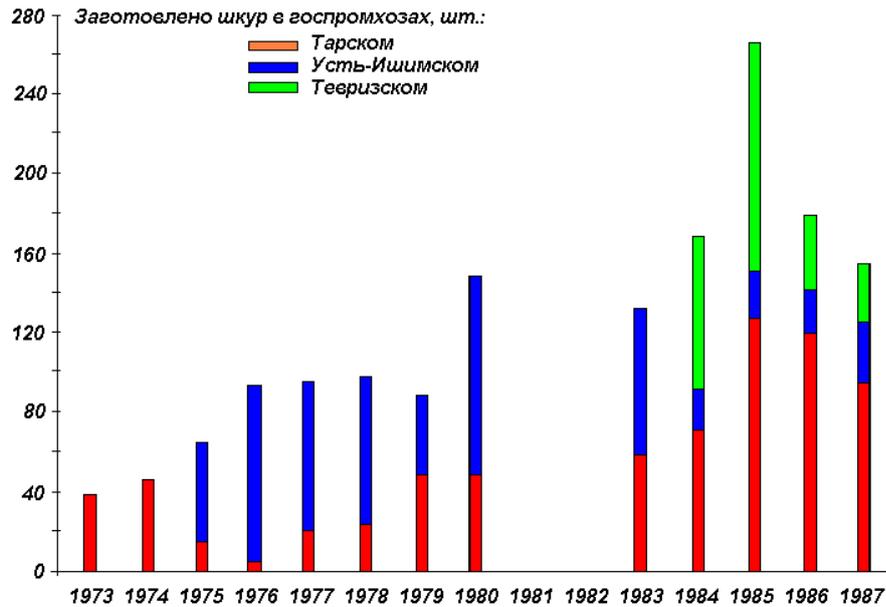


Рис. 4. Заготовлено шкур бобра на территории Омской области в 1973–1987 гг. (в 1981–1982 и с 1988 гг. данных по госпромхозам нет).

Стихийное расселение бобра по северным притокам р. Иртыш, в Омской области дополнялось выпусками зверей во вновь организуемые заказники: в 1981–1982 гг. в Большеуковском районе на р. Аев было выпущено 27 особей; 1985–1987 гг. в Тарский район (в Бобровскую дачу) Омским областным обществом охотников и рыболовов было завезено 30 животных из Новосибирской области [Сидоров, 1991].

В 1978 г., по данным Управления охотничье-промыслового хозяйства Омского облисполкома, численность бобра в Омской области составила 2700 особей [Сулимов, 1978]. По официальным данным, численность его на протяжении 1984–1988 гг. составляла 2600, 2450, 2600, 2520, 2430 особей, соответственно [Коршунов, 1990]. С этого времени учёты численности стали проводить ежегодно, а промысел зверя осуществляли три северных госпромхоза, на территории которых с 1969 по 1994 г. было заготовлено основное количество бобровых шкур (рис. 4). Наибольшие показатели добычи были отмечены в период 1981–1985 гг., но и далее они оставались высокими, до 1995 г. составляя не менее 5–7% численности популяции.

В начале 1980-х гг. численность бобра составляла 2600 особей [Доклад..., 1993]. В целом по области до середины 1980-х гг. численность вида сохранялась на уровне 2500–2600 особей [Кадастр, 2001]. К этому времени он полностью освоил р. Туй и её притоки, по 2–3 семьи появилось на р. Аю и р. Тегус на границе с Тюменской областью, на реках Яголья, Полугарь, Еголья. В 1989 г. был организован ещё один Государственный бобровый заказник – Усть-Каинсасский (площадь 19 тыс. га), расположенный на территории Седельниковского района.

Таким образом, после реинтродукции численность вида на территории Омской области увеличивалась до середины 1970-х гг., но затем, в конце 1980-х гг., произошла стабилизация численности: «...Примерная предпромысловая численность бобра, как одного из основных видов охотничье-промысловых животных, по данным учётов 1989 г., составляет 2500 особей» [Кадастр, 2001]. Экспертная оценка даёт меньшую численность вида: «...Максимальные лицензионные заготовки 1985 г. – 264 бобра – свидетельствовали о численности в тот период около 1300 особей» [Сидоров и

Таблица 2. Среднегодовое демографические показатели популяции речного бобра на территории Омской области в 1980–2000 гг.

Показатель	в 1980–1988 гг.	в 1989–2000 гг.
Численность популяции	2561	1664
Количество официально добываемых бобров	168 (6.56%)	90 (5.41%)
Количество неофициально добываемых бобров	19 (0.75%)	0 (0.00%)
Количество добываемых бобров всего (официально и неофициально)	187 (7.31%)	90 (5.41%)

др., 2001]. Причина катастрофического снижения численности вида на территории Омской области – его перепромысел [Сидоров и др., 2009].

Имевшую место стабилизацию численности бобра в Омской области в 1976–1988 гг. и резкое падение его численности в 1990-х гг. не удалось обосновать как этап многолетних циклических колебаний, связанных с 11-летним циклом солнечной активности ($r=0.02$, $p>0.05$) [Кассал, 2008б]. Не обнаружилось связи этого процесса с многолетним изменением водности притоков I и II порядков р. Иртыш в его среднем течении на территории Омской области ($r= -0.3$, $p>0.05$) [Кассал, 2008б].

Факторный анализ (оценка Крускала-Уоллиса) уменьшения численности популяции бобра на территории Омской области показал достоверность значения этого процесса ($p=0.05$), причём в 1989–2000 гг. снижение численности популяции происходило достоверно глубже и резче, чем в 1980–1988 гг. ($p=0.001$). Оценка воздействия промысла на численность популяции подтвердила установленную взаимосвязь как достоверную среднюю в 1980–1988 гг. ($r=0.53$; $p=0.05$) и достоверную сильную в 1989–2000 гг. ($r=0.65$; $p=0.05$). В целом за всё время стабилизации и последовавшей за ней депрессией численности популяции в течение 25 лет (1976–2000 гг.) при оценке полных рядов влияние объёмов добычи на численность популяции речного бобра характеризуется как достоверная средняя ($r=0.61$; $p=0.005$), при оценке рядов без выпадающих значений (за 20 лет, в 1980–2000 гг.) – как очень

сильная, с наивысшим показателем достоверности ($r=0.85$; $p=0.0001$). Различие статистических оценок обусловлено тем, что с 1980 г. объём официального промысла превысил отметку в 3.7% численности популяции.

Среднегодовое величины добычи бобра на территории Омской области в 1980–2000 гг. были рассчитаны на основании имеющихся вариационных рядов приводимых ниже показателей:

$$N_3 = -1.71 (H_3^o + H_3^k) + 2881; \quad (01)$$

$$N_4 = 8.158 (H_4^o + H_4^k) + 933, \quad (02)$$

Где: N_3 и N_4 – среднегодовое численность популяции бобра речного в 1980–1988 гг. и в 1989–2000 гг., соответственно;

H_3^o и H_4^o – среднегодовое численность официально добываемого бобра речного в 1980–1988 гг. и в 1989–2000 гг., соответственно;

H_3^k и H_4^k – среднегодовое численность неофициально добываемого бобра речного в 1980–1988 гг. и в 1989–2000 гг., соответственно.

В результате проведённых расчётов установлено, что количество официально добываемых в Омской области в 1980–1988 гг. бобров составляет 6.56% численности популяции, неофициально – ещё 0.75%, при этом доля неофициальной добычи от общего её количества составляет 10.2% (табл. 2).

При сопоставлении полученных данных о добыче (официальной и неофициальной) бобра речного на территории Омской области в 1976–2000 гг., изменение численности его популяции в 1953–2007 гг. обретает следующий вид (рис. 5).

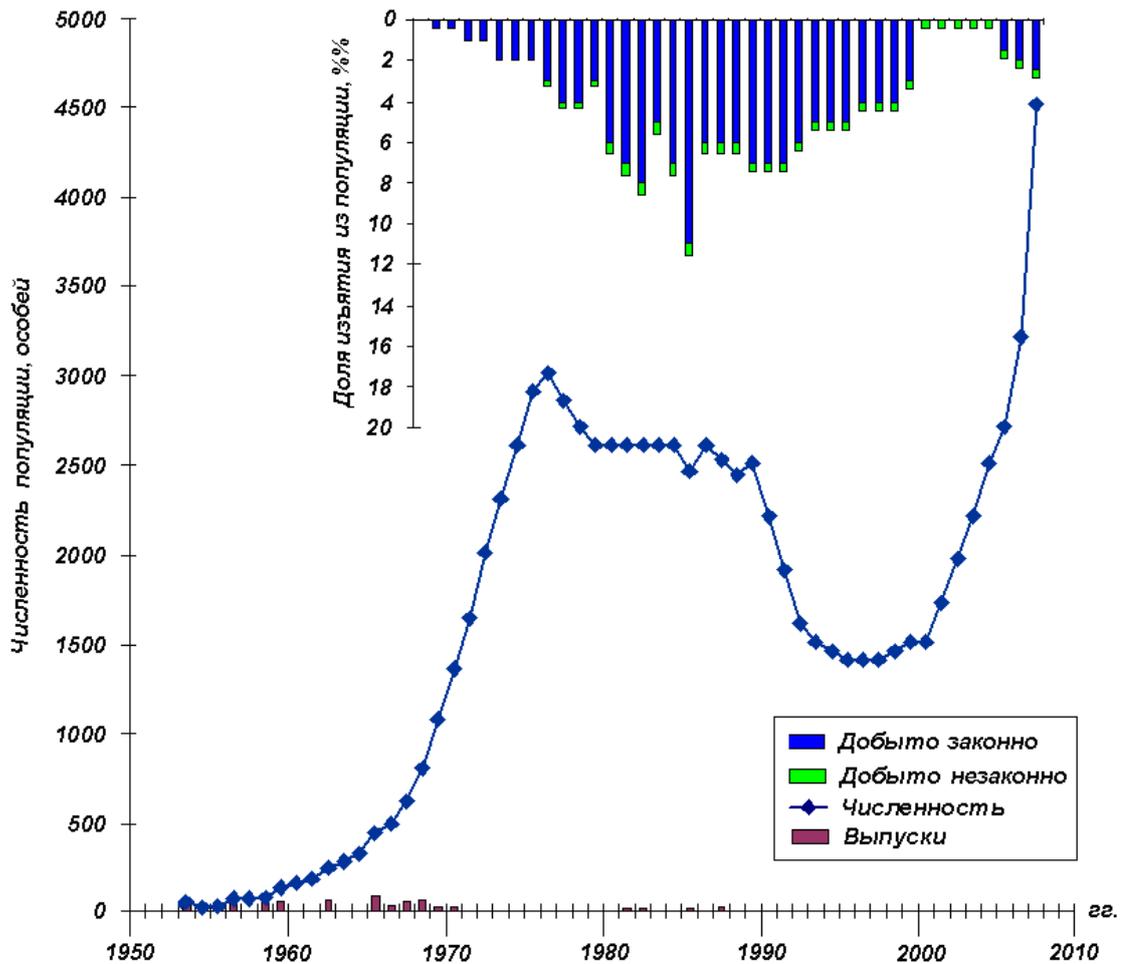


Рис. 5. Динамика численности популяции речного бобра в Омской области, 1953–2007 гг. и его добыча (авт.). Комментарии в тексте.

Вместе с тем, указывалось, что «...за 20 лет (1973–1993 гг.) на территории Омской области официально заготовлено 2794 бобровые шкуры» [Кадастр, 2001]. К этому времени, по данным Управления охотничьего хозяйства за 1995 г., в Омской области насчитывалось около 1.4 тыс. особей зверя.

В 2000 г. на учётных маршрутах общей протяжённостью 1875 км было выявлено 318 поселений бобров (рис. 6), из них 122 – слабые поселения (38%), 150 – средние поселения (47%) и только 46 – сильные поселения (15%); численность вида в Омской области не превышала показателя в 1500 особей [Кадастр, 2001]. В связи с явной депрессией численности бобра на территории области охота на него с 2000 г. была запрещена. На это же время приходится снижение общей

покупательской способности населения и сокращение спроса на кустарно выделанные шкуры, что привело к резкому сокращению незаконной (браконьерской) добычи бобра.

Запрет добычи бобра немедленно сказался на численности популяции. С 2001 г. начался её рост, и к 2007 г. наблюдалась наибольшая численность за всё время существования вида с начала его реинтродукции – 4.5 тыс. особей. При этом в местах формирования первоначальных очагов численности возникло превышение буферной ёмкости освоенных зверем биотопов, что стимулировало расселение молодых особей за их пределы. Освоение новых для бобра территорий продолжается, его численность возрастает. Его обитание установлено в западной части водосбора Больших Крутинских озёр (Ик,

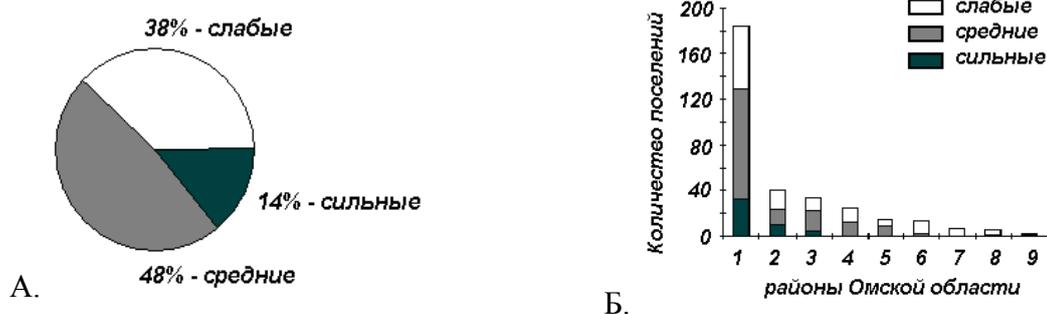


Рис. 6. Мощность поселений бобра в Омской области в 2000 г.: А – соотношение среди всех учтенных (N=318); Б – в административных районах: 1 – Тарский; 2 – Большеуковский; 3 – Усть-Ишимский; 4 – Седельниковский; 5 – Знаменский; 6 – Муромцевский; 7 – Большереченский; 8 – Тевризский; 9 – Тюкалинский районы.

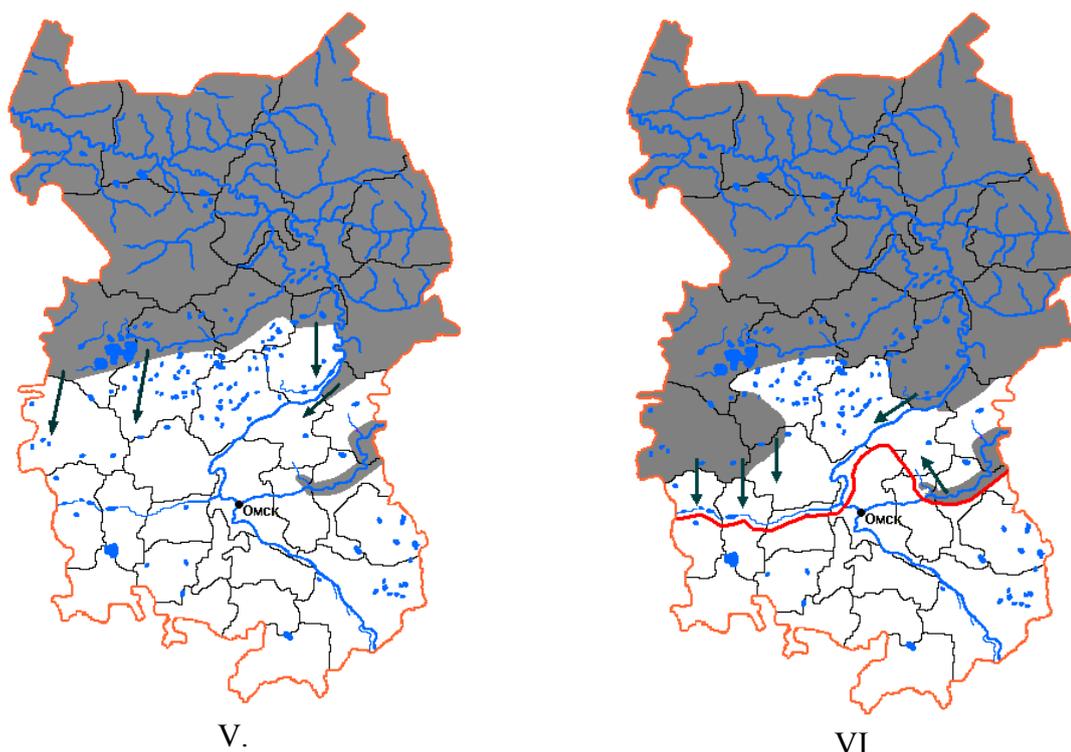


Рис. 7. Формирование ареала бобра речного на территории Омской области в 2000–2007 гг. (V) и краткосрочный прогноз (до 2015 г.) при условии отсутствия охотничьего промысла (VI): стрелками показаны направления естественного расселения; красная линия – южная граница ареала среднеиртышской популяции в XVII – начале XVIII вв. (авт.).

Салтаим, Тенис), в северной части Саргатского района, на р. Камышинке и в логе Серебрянском в Горьковском и Нижнеомском районах [Кассал, 2007г], в Нижнеомском районе в среднем течении р. Омь от впадения в нее р. Камышловки и выше [Р.Г. Валитов, устное сообщение], куда зверь проник с территории Новосибирской области. Благодаря этому бобр, реинтродуцированный в Омскую область, к концу 2007 г. в своём распространении

стремится к южным границам ареала, существовавшего на этой территории в XVII–XVIII вв. (рис. 7).

Обсуждение

Таким образом, среднеиртышская популяция бобра речного на территории Омской области была восстановлена за счёт интродукции особей двух европейских подвидов: белорусского *C. f. belorussicus* Lavrov, 1981 и восточноевропейского *C. f. orientoeuropaeus*

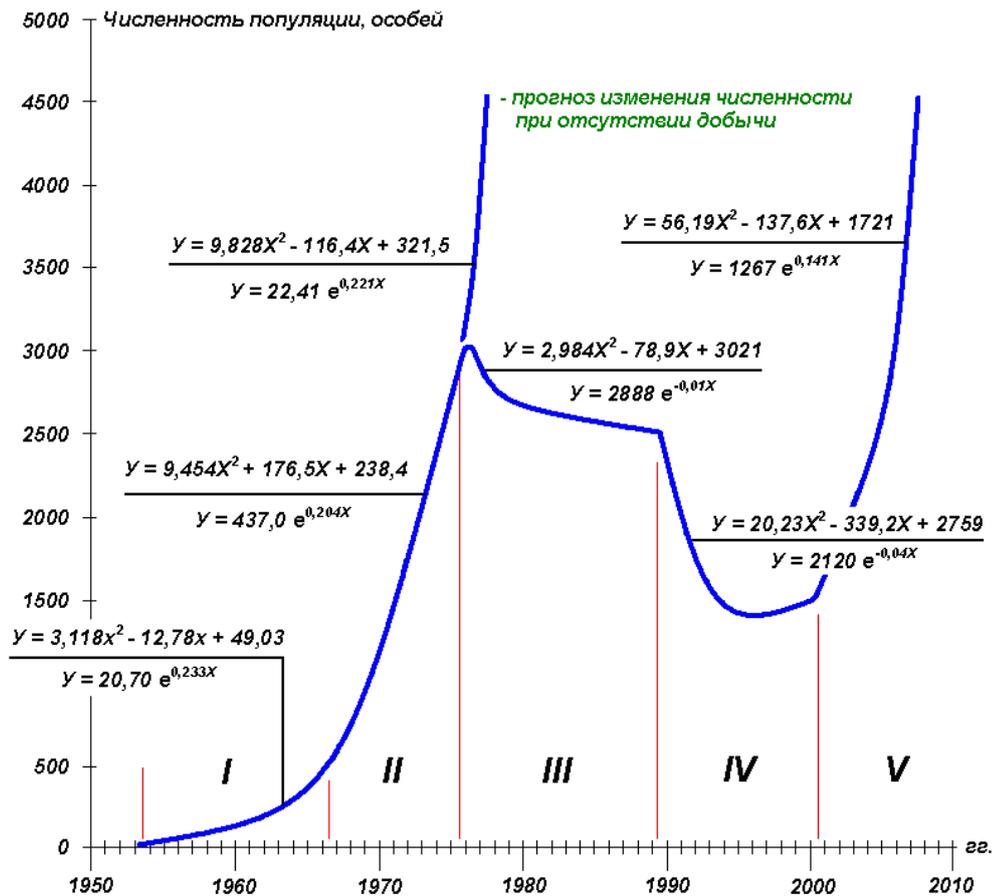


Рис. 8. Результаты аппроксимации полиномом в степени 2 (над чертой) и аппроксимация экспоненты (под чертой) изменений численности среднеиртышской популяции речного бобра, реинтродуцированного на территорию Омской области, в отдельные временные периоды 1953–2007 гг. (авт.). Латинскими цифрами указаны последовательные периоды. Комментарии в тексте.

Lavrov, 1981. Современных данных о наличии западносибирского подвида в Омской области нет. Однако в 2006 г. в зоологическом институте г. Хале (ФРГ) был выполнен генетический анализ образцов, полученных от особи, добытой на р. Верхняя Демьянка, оказавшихся перспективными на идентификацию их, как принадлежащих особи западносибирского подвида *Castor fiber pohlei* [Nefyodov, 2006], или, с большей долей вероятности, – межподвидовому гибриду с участием западносибирского подвида.

Статистико-математический анализ изменения численности в процессе формирования среднеиртышской популяции бобра на территории Омской области позволяет выявить пять этапов. Динамика численности на каждом из этапов характеризуется определённой

математической закономерностью (рис. 8).

Длительность первого из выявленных этапов 14 лет (1953–1966 гг.). Он характеризуется формированием стабильных очагов обитания реинтродуцентов и увеличением численности за счёт дополнительных выпусков и естественного размножения ранее выпущенных особей. Этот этап начинается с выпуска первых 50 особей и заканчивается достижением формируемой популяцией численности около 500 особей, со среднемноголетней численностью 179 особей и темпом изменения в +33 особи/год. Поэтому его целесообразно считать адаптационным (табл. 3).

Второй из выявленных этапов длился 9 лет (1967–1975 гг.). Характеризуется расширением ареала и

Таблица 3. Этапы формирования среднеиртышской популяции речного бобра на территории Омской области в 1953–2007 гг.

Этап	Длительность, лет (годы)	Характеристика	Среднеголетняя численность, особей	Темп изменения численности, особей/год	Среднегодовой прирост численности, %
I – адаптация	14 (1953–1966)	Формирование стабильных очагов обитания, увеличение численности за счёт выпусков и естественного размножения	179	33	18.5
II – восстановление	9 (1967–1975)	Расширение ареала и стабилизация роста численности за счёт естественного размножения	1688	286	16.9
Суммарно I и II	23 (1953–1975)		769	130	16.9
III – спад	13 (1976–1988)	Небольшой спад численности и неизменность ареала	2627	–48	–1.8
IV – депрессия	12 (1989–2000)	Разрежение ареала и уменьшение численности	1650	–91	–5.5
Суммарно III и IV	25 (1976–2000)		2158	–63	–2.9
V – расселение	12 (2001–2012, не закончен)	Восстановление численности, её дальнейшее повышение, дальнейшее расширение ареала	2683	463	17.3

стабилизацией роста численности за счёт естественного размножения адаптировавшихся к среде обитания особей, благодаря организации заказников, реализации охранных мероприятий и незначительной добычей на шкуру. Он начинается с объединения разрозненных очагов реинтродукции с общей численностью немногим более 600 особей и заканчивается достижением формируемой популяцией численности около 3000 особей, со среднеголетней численностью 1688 особей и темпом изменения в +286 особей/год. Поэтому его целесообразно считать восстановительным для ареала и численности среднеиртышской популяции.

Первый и второй этапы имеют общую тенденцию развития, поэтому могут быть объединены и рассматриваться в общем, например, при построении прогноза развития популяции в период после 1975 г.

Третий из выявленных этапов имеет длительность 13 лет (1976–1988 гг.) и характеризуется небольшим спадом численности и неизменностью ареала, за счёт изъятия из популяции особей (добыча на шкуру), количественно соответствующих её естественному приросту, при сохранении деятельности заказников с реализацией в них охранных мероприятий. Он начинается с постепенного разреживания популяции, численностью которой

около 3000 особей, и заканчивается уменьшением численности до 2500 особей, со среднемноголетней численностью 2650 особей и темпом изменения в -48 особей/год. Поэтому его целесообразно считать сдерживательным для численности и разреживающим для ареала среднеиртышской популяции.

Четвертый из выявленных этапов имеет длительность 12 лет (1989–2000 гг.) и характеризуется дальнейшим разреживанием ареала и уменьшением численности за счёт перепромысла в процессе как официальной, так и неофициальной (браконьерской) добычи, с утратой природоохранной роли заказников и отсутствием охранных мероприятий. Он начинается с общей численности популяции около 2500 особей и заканчивается падением её численности до 1500 особей, со среднемноголетней численностью 1650 особей и темпом изменения в -91 особей/год. Поэтому его целесообразно считать депрессивным для среднеиртышской популяции.

Третий и четвертый этапы имеют общую тенденцию развития, поэтому могут быть объединены и рассматриваться в общем, например, при построении проверочного прогноза развития популяции в период после 2000 г.

Пятый из выявленных этапов ещё не завершён. К 2012 г. его длительность составляет 12 лет (2001–2012 гг. и далее), характеризуется восстановлением численности до уровня 1989 г. (до открытия охоты) и повышением его до 4500 особей, дальнейшим расширением ареала и положительным ростом численности за счёт естественного размножения потомков интродуцированных особей (второго и более поколений), и незначительной неофициальной (браконьерской) добычей на шкуру. Он начинается с общей численности в 1700 особей, со среднемноголетней численностью 2683 особи и темпом изменения в $+462$ особи/год. Поэтому

его целесообразно считать расселительным относительно увеличивающегося ареала реинтродуцентов и распределительным относительно увеличивающейся численности среднеиртышской популяции.

Для выявления значения реинтродукции в истории существования среднеиртышской популяции бобра речного на территории Омской области, целесообразно сопоставить данные о численности вида за более значительный период, нежели полвека (1953–2007 гг.), – за несколько веков с того времени, когда численность аборигенного подвида (бобра речного западносибирского) определялась только ёмкостью среды обитания, а уровень антропоического влияния на популяцию был минимален, – с 1600 г. [Кассал, 2005а]. При численности среднеиртышской популяции в 1600-х гг. в 8000 особей и последующем сокращении её к концу 1800-х гг. до почти полного уничтожения, становится очевидна роль перепромысла в процессе существования вида на современной территории Омской области, как в исторической ретроспективе, так и в современности. При этом обращает на себя внимание то, что достигнутая среднеиртышской популяцией к 2007 г. численность в 4500 особей почти в два раза меньше численности популяции, бывшей в 1600 г. Даже с учётом высокого уровня антропоической агрессии и изменения среды обитания в XX – начале XXI вв., далеко не все пригодные к обитанию бобра биотопы к настоящему времени заселены, а потому достигнутая популяцией численность ещё далека от максимальной (рис. 9).

При сохраняющихся темпах роста численности популяции и благоприятных климатических условиях, к 2010 г. численность бобра в Омской области достигла бы 7000 особей, что полностью совпадало с расчётными прогностическими данными [Кассал, 2008б, 2011]. В последующем предполагалась постепенная стабилизация численности

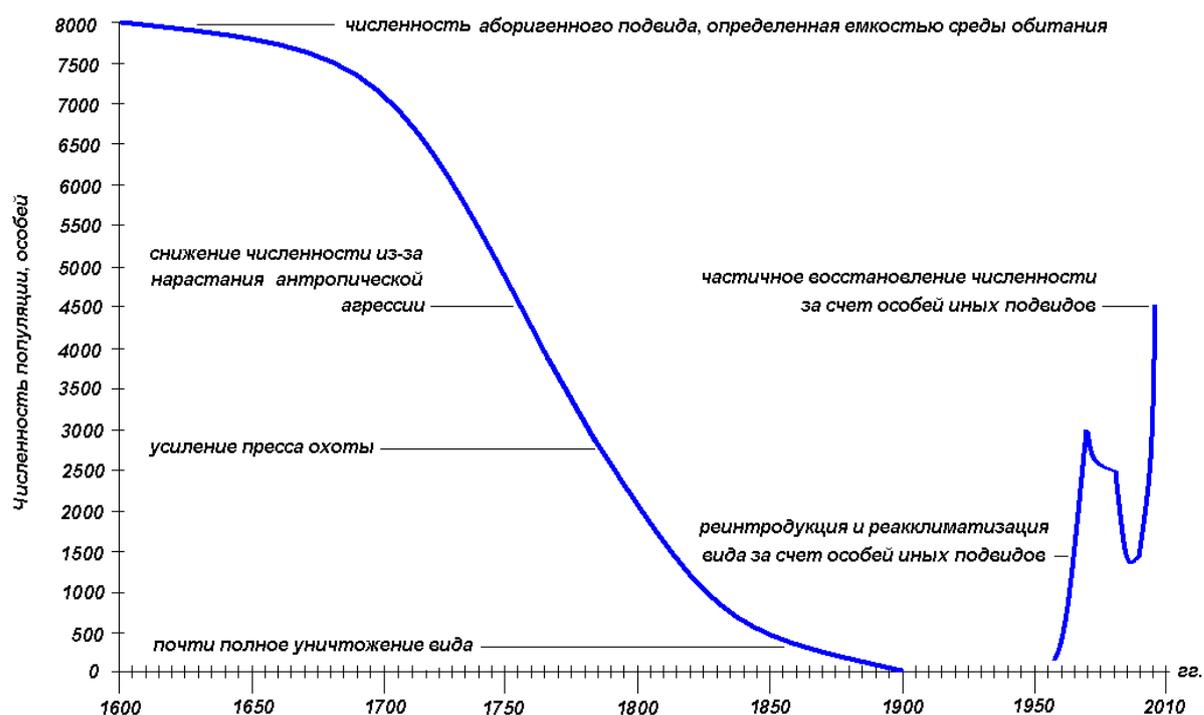


Рис. 9. Место реинтродукции в истории существования среднеиртышской популяции бобра речного на территории Омской области, 1600–2007 гг. (авт.). Данные о численности в 1600–1900 гг. восстановлены методом экстраполяции и исторической реконструкции. Комментарии в тексте.

и выходом кривой на плато на уровне 6000–8000 особей.

Однако с очередным открытием охоты на бобра, утверждённая квота добычи в сезон охоты 2005/06 гг. уже составила 108 особей (отчётные данные о добыче – 41 особь, 38% квоты, 1.5% численности популяции), в сезон 2006/07 гг. – 160 особей (отчётные данные о добыче – 71 особь, 44% квоты, 2.2% численности популяции), в сезон 2007/08 гг. – предложение о добыче 200 особей (4.4% предпромысловый численности). В этом таится определённая опасность для существования среднеиртышской популяции бобра, поскольку перепромысел в истории существования вида на территории Западной Сибири уже имел место дважды: в конце XVII – начале XVIII вв. он привёл к почти полному уничтожению вида в Среднем Прииртышье, а в 1980–2000 гг. – к подрыву численности популяции реинтродуцированного вида. Особо следует отметить, что именно охота на

интродуцированного в Среднее Прииртышье речного бобра по меньшей мере на 25 лет (с 1980 по 2004 г.) задержала рост численности и восстановление ареала вида в пределах Омской области, обусловила падение численности (1976–1988 гг.) и депрессию (1989–2000 гг.) в развитии его популяции. Если добыча бобра в Омской области (как официальная, на шкуру, так и неофициальная – браконьерская, в основном на мясо) будет производиться в суммарном объёме, превышающем 4% численности популяции, ситуация с появлением очередного сдерживающего этапа и следующего за ним депрессивного этапа в развитии популяции, пусть и на численно более высоком уровне, неизбежна. При том, что в северной части Омской области, где формируется ареал среднеиртышской популяции, отсутствуют железнодорожные коммуникации, автодороги класса «автомагистраль» и «скоростная автомобильная дорога» опасности

повреждения бобрами таких стратегических инженерных сооружений нет. Поэтому необходимости в искусственном ограничении среднеиртышской популяции бобра на современном этапе ее развития не имеется.

Выводы

1. С середины 1930-х гг. на территории Омской области была проведена реинтродукция речного бобра, как вида, преимущественно за счёт представителей восточноевропейского *Castor fiber orientoeuropaeus* Lavrov, 1981 и белорусского *C. f. belorussicus* Lavrov, 1981 подвидов. Существование особой аборигенной западносибирской подвида *Castor fiber pohlei* Serebrennikov, 1929 в Омской области остаётся недоказанным.

2. В развитии формирующейся в результате реинтродукции среднеиртышской популяции речного бобра выделено 5 этапов: адаптация (1953–1966 гг.); восстановление (1967–1975 гг.); спад (1976–1988 гг.); депрессия (1989–2000 гг.); расселение (2001–2012 гг., не закончен). Каждый этап аппроксимирован характеризующей его статистико-математической моделью.

3. В начале XXI в. на территории Омской области началось восстановление ареала среднеиртышской популяции речного бобра в границах XVI–XVIII вв., однако полного восстановления к настоящему времени не достигнуто, поскольку не все пригодные местообитания заселены, а численность составляет около половины существовавшей в XVI–XVII вв.

4. Введение промысловой добычи речного бобра на территории Омской области с 1968 г., превышение объёмов добычи (официальной и неофициальной) в 4% от численности популяции остановило, начиная с 1980 г., рост и развитие популяции, а затем привело к депрессии численности и разреживанию популяции, что прекратилось только после полного запрета добычи бобра в 2000–2004 гг. Вследствие этого количественное и

пространственное развитие среднеиртышской популяции было задержано на 25 лет, нанеся экономике области неосуществлённый ущерб. На современном этапе развития среднеиртышской популяции бобра необходимости в ее искусственном ограничении не имеется.

Литература

Азаров В.И. Редкие животные Тюменской области и их охрана. Амфибии, рептилии, птицы и млекопитающие. Тюмень: Изд-во «Вектор Бук», 1996. С. 168–169.

Бондарев А.А., Кассал Б.Ю. История и перспективы развития териофауны Среднего Прииртышья // Вестник Оренбургского государственного университета. 2009 (июнь). № 6 (100). С. 86–88.

Бондарев А.А., Кассал Б.Ю. Основные тенденции развития фауны крупных млекопитающих в неоплейстоцене Среднего Прииртышья // Проблемы экологии: Чтения памяти проф. М.М. Кожова. Тез. докл. международ. науч. конф. и международ. школы для молодых учёных (Иркутск, 20–25 сентября 2010 г.). Иркутск: Изд-во Иркутского гос. ун-та, 2010. С. 125.

Васин А.М. К проблеме сохранения аборигенных сибирских бобров // Млекопитающие в системе природопользования на Урале: Проблемы териологии на Урале. Свердловск, 1985. С. 12–14.

Дёжкин В.В., Дьяконов Ю.В., Сафонов В.Г. Бобр. М: Агропромиздат, 1986. С. 45–46, 196–197.

Дёжкин В.В., Жарков И.В. Итоги расселения речных бобров в целях восстановления их запасов и ареала в СССР // Тр. Воронежск. гос. заповедника. Воронеж, 1960. Вып. IX. С. 44–49.

Доклад Облкомприроды о состоянии окружающей природной среды Омской области в 1993 г. (рукопись).

- Жарков И.В. Итоги расселения речных бобров в СССР // Обзорная информация. М., 1966. Вып. 8. 68 с.
- Жданов А.П. Речные бобры в Западной Сибири // Десятая отчетная научная сессия. Новосибирск: З.-С. филиал АН СССР, 1956. С. 60–61.
- Жданов А.П. Современное состояние бобровых очагов в Западной Сибири, перспективы роста в них численности зверей и возможности хозяйственного использования отдельных популяций // Тр. Воронежск. гос. заповедника. Воронеж, 1969. Вып. 16. С. 126–137.
- Кадастр охотничье-промысловых видов животных Омской области / Сост. В.С. Крючков, Г.Н. Сидоров, Э.В. Кузнецов, Н.Г. Дубинина. Новосибирск: Зап.-Сиб. филиал ВНИИОЗ, 2001. 195 с.
- Кассал Б.Ю. Необходимость изучения фауны Омского Прииртышья // Приоритет экологическому образованию на рубеже XXI века / Матер. межрегион. науч.-практ. конф. по экологическому образованию. Секция 4. Омск, 2000. С. 8–10.
- Кассал Б.Ю. Кадастр, как средство познания и рационального природопользования // Естественные науки и экология: Ежегодник. Вып. 6: Межвуз. сб. науч. тр. Омск: ОмГПУ, 2001а. С. 111–122.
- Кассал Б.Ю. Лицензионные виды охотничьих животных в Омской области // Природа, природопользование и природообустройство Омского Прииртышья: Матер. III обл. науч.-практ. конф. Омск: Курьер, 2001б. С. 219–223.
- Кассал Б.Ю. Проблемы сохранения биоразнообразия на территории Омской области // Состояние и перспективы развития охраны окружающей среды в Омской области: Матер. науч.-практ. конф. Омск, 2005а. С. 54–58.
- Кассал Б.Ю. Состояние популяции бобра речного западносибирского (*Castor fiber pohlei* Serebrennikov, 1929) // Труды Зоологической Комиссии. Ежегодник. Вып. 2: Сб. науч. тр. / Под ред. Б.Ю. Кассала. Омск: Изд-во Академия, 2005б. С. 81–98.
- Кассал Б.Ю. Реинтродукция бобра речного (*Castor fiber* L.) на территорию Омской области // Омская биологическая школа. Ежегодник. Вып. 4: Межвуз. сб. науч. тр. / Под ред. Б.Ю. Кассала. Омск: Изд-во ОмГПУ, 2007а. С. 137–151.
- Кассал Б.Ю. Трофическое поведение бобра речного (*Castor fiber* L.) в Среднем Прииртышье // Омская биологическая школа. Ежегодник. Вып. 4: Межвуз. сб. науч. тр. / Под ред. Б.Ю. Кассала. Омск: Изд-во ОмГПУ, 2007б. С. 152–168.
- Кассал Б.Ю. Созидательное поведение бобра речного (*Castor fiber* L.) в Среднем Прииртышье: строительство плотин // Труды Зоологической Комиссии. Ежегодник. Вып. 4: Сб. науч. тр. / Под ред. Б.Ю. Кассала. Омск: ООО «Издатель-Полиграфист», 2007в. С. 101–112.
- Кассал Б.Ю. Две минуты орнитологии, и не только... (XIX путешествие омского натуралиста). Омск: Изд-во Академия, 2007г. 260 с.
- Кассал Б.Ю. Созидательное поведение бобра речного (*Castor fiber* L.) в Среднем Прииртышье: строительство нор и хаток // Труды Зоологической Комиссии. Ежегодник. Вып. 5: Сб. науч. тр. / Под ред. Б.Ю. Кассала. Омск: ООО «Издатель-Полиграфист», 2008а. С. 58–69.
- Кассал Б.Ю. Демографическая характеристика среднеиртышской популяции бобра речного (*Castor fiber* L.) // Труды Зоологической Комиссии. Ежегодник. Вып. 5: Сб. науч. тр. / Под ред. Б.Ю. Кассала. Омск: ООО «Издатель-Полиграфист», 2008б. С. 70–78.
- Кассал Б.Ю. Животные Омской области: биологическое многообразие. Монография. Омск: Изд-во АМФОР, 2010. С. 506–508.

- Кассал Б.Ю. Результаты реинтродукции бобра речного в Среднем Прииртышье // Териофауна России и сопредельных территорий. Междунар. совещ. (IX Съезд Териологического общества при РАН). М.: Тни КМК, 2011. С. 205.
- Колосов А.М. Охрана и обогащение фауны СССР. М.: Лесная пром-ть, 1975. С. 248.
- Коршунов В.Н. Ресурсы животного мира // Экологическая оценка природных ресурсов Омской области и их использование. Омск: Б. и., 1990. С. 75–76.
- Коряков Б.Ф. Речные бобры на Урале и восстановление их запасов // Проблемы зоологических исследований в Сибири. Горно-Алтайск, 1962. С. 22–33.
- Лавров Л.С. Количественный учёт речного бобра методом выявления мощности поселения // Методы учёта численности и географического распределения наземных позвоночных. М.: Изд-во АН СССР, 1952. С. 22–33.
- Лавров Л.С. Бобры Палеарктики. Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1981. С. 243–255.
- Наумов С.П. Зоология позвоночных. М.: Просвещение, 1973. С. 394.
- Присяжнюк В.Е., Востоков С.В. Речной бобр (западносибирский подвид) // Красная книга Российской Федерации (животные). М.: АСТ: Астрель, 2001. С. 619–621.
- Сидоров А. Коллектив крепнет // Вестник охотника и рыболова. 20.11.1991.
- Сидоров Г.Н., Крючков В.С., Мишкин Б.И. Ёмкость биотопов Омской области в отношении промысловых млекопитающих и их добыча в XX веке // Природа, природопользование и природообустройство Омского Прииртышья. Матер. III обл. науч.-практ. конф. Омск: Курьер, 2001. С. 246–251.
- Сидоров Г.Н., Малькова М.Г., Нефёдов А.А. Бобр речной (западносибирский подвид) // Красная книга Омской области / Правительство Омской области, ОмГПУ. Ответ. ред. Г.Н. Сидоров, В.Н. Русаков. Омск: Изд-во ОмГПУ, 2005. С. 220–223.
- Сидоров Г.Н., Кассал Б.Ю., Фролов К.В., Гончарова О.В. Пушные звери Среднего Прииртышья (Териофауна Омской области): Монография. Омск: Изд-во Наука, Полиграфический центр КАН, 2009. 808 с.
- Сулимов А. Месячник тишины // Омская правда. 31.05.1978.
- Телегин В.И. К экологии бобра // Тез. докл. 10-й науч. отчёт. сессии Зап.-Сиб. филиала АН СССР. Новосибирск: 3.-С. филиал АН СССР, 1956. С. 15–17.
- Третьяк Г.А., Улицкая Г.С. География Омской области. Омск: Зап.-Сиб. кн. изд-во. Омск. отд., 1969. С. 46.
- Ушаков В. Опыт реакклиматизации речного бобра // Охотник Сибири. 1936. № 10. С. 17–18.
- Nefyodov A.A. The West Siberian beaver *Castor fiber pohlei* Serebrennikov, 1929 // Beitrage zur Jagd- und Wiildforschung. 2006. Bd. 31. S. 237–245.

RESTORATION OF MIDDLE-IRTYSH POPULATION OF EUROPEAN BEAVER

© 2015 Kassal B.Yu.

Omsk State Pedagogical University,
Omsk, Russia (644099, Omsk, Tukhachevsky's emb., 14), BYKassal@mail.ru

As a result of reintroduction of individuals of Eastern European and Belarusian subspecies of European beaver populations, Middle-Irtysh population has formed. It is possible to single out 5 stages in its development, each of which has its individual statistical and mathematical characteristics: adaptation (1953-1966), recovery (1967-1975), constraining the sequence (1976-1988), depression (1989-2000), expansion (2001-2012, not finished). Complete restoration of the European beaver range in the region is not reached, since the introduction of commercial hunting led to number depression and number dilution of the range. That is why the quantitative and spatial development of the Middle-Irtysh European beaver population has been delayed for 25 years.

Key words: Omsk Region, European beaver, reintroduction, Middle-Irtysh population, stages of development.

К ВОПРОСУ О ВТОРЖЕНИИ КЛЁНА ЯСЕНЕЛИСТНОГО (*ACER NEGUNDO* L.) В ПОДМОСКОВНЫЕ ЛЕСА

© 2015 Костина М.В.¹, Ясинская О.И.¹, Барабанщикова Н.С.¹,
Орлюк Ф.А.²

¹ ФГБОУ ВПО Московский государственный гуманитарный университет им. М.А. Шолохова,
109240, г. Москва, Ташкентская, 18; mkostina@list.ru

² ФГБОУ ВПО Московский педагогический государственный университет институт биологии и
химии, 129164, г. Москва, Кибальчича, 6; baraba@list.ru

Поступила в редакцию 09.04.2015

Внедрению *Acer negundo* в сильно фрагментированные леса ближайшего Подмосковья способствуют как антропогенные, так и природные нарушения, как, например, поражение ельников короедом-типографом. Проникновению вида в лесные сообщества препятствует сомкнутость крон более 0.5, густой подлесок из рябины и подрост *Acer platanoides*. Обладая меньшей, чем у *A. platanoides* теневыносливостью, но большей плодовитостью и скоростью роста, *A. negundo* при осветлении лесных массивов постепенно продвигается вглубь леса. Способность *A. negundo* быстрее других пород образовывать многоярусные заросли затрудняет возобновление местных видов. Наблюдаемое в Москве прогрессирующее поражение листьев *A. negundo* грибной болезнью *Phyllosticta negundinis* и неинфекционным токсикозом может снизить инвазионную активность этого вида.

Ключевые слова: клён ясенелистный, инвазионный вид, лесные экосистемы, естественное возобновление, возрастная структура, смена пород, *Phyllosticta negundinis*, неинфекционный токсикоз листьев, Московская область.

Введение

Североамериканский вид – клён ясенелистный (*Acer negundo* L.) – на родине входит в состав многих фитоценозов: болота, пойменные леса, мезотрофные лиственные леса, хвойные леса с соснами и елью, дубовые редколесья, различные типы прерий и полей. Он может обитать как на переувлажнённых, так и на засушливых и бедных почвах [Виноградова и др., 2010].

Во вторичном ареале, в том числе и в Подмосковье, данный вид захватил огромный диапазон полуестественных местообитаний. Он широко распространён в городах и посёлках, где вытесняет из озеленения местные виды. Он успешно расселяется на свалках и вдоль автомобильных и железных дорог, колонизирует заброшенные

парки и поля, промзону вокруг городов и посёлков. Выраженная экспансия этого чужеродного вида и его значительный инвазионный потенциал проявляются также и в том, что он внедряется в пойменные леса Подмосковья, где может вытеснять *Salix alba* L., образуя практически мёртвопокровные заросли [Игнатов и др., 1990]. В Волго-Ахтубинской пойме *A. negundo* вторгается в сообщества гидросерии, представляющие собой начальные или пионерные стадии сукцессии [Пилипенко и др., 2006]. Стихийное распространение этого вида отмечено в антропогенно нарушенных пойменных дубравах среднего течения Хопра [Золотухин и др., 2010, 2011; Овчаренко, 2012], где он и *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. создают низкое освещение для подростка дуба, который

переходит в квазисенильное состояние и не может сформировать жизнеспособное молодое поколение. Кроме того, в окрестностях с. Тростянка происходит зарастание вырубок дуба семенным поколением *A. negundo*. Этот клён препятствует возобновлению главных лесообразующих пород (*Ulmus laevis* Pall., *Quercus robur* L.) в коренных лесах по р. Урал [Гниненко, 1995; Рябинина, Никитина, 2009; Голованов, Абрамова, 2013]. Имеются сведения, что *A. negundo* заходит в антропогенно нарушенные сосновые леса зелёной зоны г. Бийска [Шульц, Парамонов, 2012] и в пригородные сосняки г. Тюмени [Хайдукова, Казанцева, 2013].

Для лесов Подмосковья, особенно ближайшего, характерно то, что они разбиты многочисленными автомобильными и железными дорогами на небольшие выделы, которые со всех сторон окружены зарослями *A. negundo*. Кроме того, леса Подмосковья испытывают сильное антропогенное воздействие: они пронизаны сетью тропинок, в них нередко устраивают пикники, жгут костры, прокладывают траншеи и т. д.

Неблагоприятная ситуация с подмосковными лесами усугубляется ещё и массовым поражением ели короедом-типографом (*Ips typographus* L.). В настоящее время из-за отмирания большого количества деревьев происходит осветление значительных территорий. Поэтому изучение процессов, которые происходят в подмосковных лесах при вторжении в них *A. negundo*, представляется весьма актуальным.

Материалы и методы

Исследование проводили в 30 км к северо-востоку от Москвы вблизи посёлков Бахчиванджи и Чкаловский. Через посёлки проходит железная и автомобильная дороги, вдоль которых *Acer negundo* образовал густые заросли.

Четыре изученных нами участка различаются как по составу и происхождению древесных пород, так и

по степени рекреационной нагрузки. Сбор материала проводили традиционным маршрутным методом. Для выяснения соотношения числа всходов и подроста *Acer negundo* и *A. platanoides* L. на втором участке от опушки вглубь участка было заложено 3 площадки 5×5 м. Первая площадка с густым подлеском из *Sorbus aucuparia* L. располагалась рядом с опушкой. Вторая и третья площадки были заложены в глубине леса на расстоянии 50–60 м от опушки. Но на второй площадке был густой подлесок из *Sorbus aucuparia* и обильный подрост *A. platanoides*, а на третьей площадке подлесок и подрост были более редкими. В начале лета и в середине сентября проводили подсчёт ювенильных растений и подроста. Ювенильные растения *A. negundo* имеют высоту до 10–30 см. К подросту мы относили все растения высотой более 30 см и не достигшие ½ высоты взрослых деревьев [Неронов, 2002].

Результаты исследования

Первый участок (площадь 4 га) подвергается сравнительно небольшой рекреационной нагрузке. Площадь тропинойной сети составляет 15–20%. На данном участке произрастает средневозрастной сосняк. Высота сосен (*Pinus sylvestris* L.) – около 20 м. Сомкнутость крон 0.5–0.6. Подрост состоит, в основном, из *Picea abies* (L.) Link. Встречается также подрост *Acer platanoides*, реже *Tilia cordata* Mill. Подлесок, местами весьма густой, состоит из *Sorbus aucuparia* L., в него входят также *Padus avium* Mill., *Frangula alnus* Mill., *Salix caprea* L., *Rubus idaeus* L. В кустарничково-травяном ярусе преобладает *Vaccinium myrtillus* L. Постоянно встречаются *Vaccinium vitis-idaea* L., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv., *Dryopteris carthusiana* (Vill) H.P. Fuchs, *D. filix-mas* (L.) Schott, *Athyrium filix-femina* (L.) Roth, *Fragaria vesca* L. Спорадически присутствуют виды неморального

флористического комплекса – *Carex pilosa* Scop, *Convallaria majalis* L.

Результаты исследования показали, что на данном участке *Acer negundo* встречается, в основном, на опушке, обращённой к автомобильной дороге. Вглубь леса он заходит только по тропинке, вдоль которой на протяжении приблизительно 400 м произрастает шесть виргинильных растений и одно плодоносящее.

Второй участок (площадь 4 га) расположен рядом с железнодорожной станцией и подвергается сильной рекреационной нагрузке. Лес замусорен и вытоптан, много кострищ. Травяной покров нарушен на 90%.

Древостой сосны отчётливо одноярусный, средневозрастной, высотой около 25 м, с небольшой примесью берёзы. Сомкнутость крон – 0.5 и менее. По всей видимости, сосна на этом участке была посажена. Подлесок образован *Sorbus aucuparia* и *Padus avium*, изредка встречаются также *Euonymus verrucosa* Scop., *Sambucus racemosa* L., *Corylus avellana* L. и *Amelanchier spicata* (Lam.) C. Koch., на кострищах и спорадически *Rubus idaeus*. Подрост состоит, в основном, из *Acer platanoides* высотой до 4–5 м. Есть также подрост *Tilia cordata*, крайне редко встречается подрост *Quercus robur* L. и *Ulmus laevis* Pall. Некоторые деревья *Acer platanoides* и *Tilia cordata*, достигшие в высоту 15 м и более, вышли во второй ярус.

В кустарничково-травяном ярусе наряду с сорно-луговыми *Urtica dioica* L., *Geum urbanum* L., *Chelidonium majus* L., *Impatiens parviflora* DC., встречаются представители неморального и бореального флористических комплексов – *Carex pilosa*, *Convallaria majalis*, *Stellaria holostea* L., *Asarum europaeum* L., *Aegopodium podagraria* L., *Dryopteris carthusiana*, *Athyrium filix-femina*, *Vaccinium myrtillus*, *Oxalis acetosella* L.

Acer negundo чаще всего растёт вдоль тропинок, где образует аллеи из генеративных и виргинильных растений. Однако подрост этого

чужеродного вида можно обнаружить и в глубине выдела, в основном, в просветах между кронами. Подрастающие деревья, как правило, прямоствольные. Деревья, достигшие в высоту 10–13 м, вместе с *Acer platanoides* и *Tilia cordata* входят в состав второго яруса.

Проведённый в конце июня 2014 г. подсчёт ювенильных растений и подростка двух видов клёнов показал, что ювенильных растений *A. negundo* значительно больше, чем ювенильных растений *A. platanoides*, особенно на площадке 1, расположенной ближе к опушке. Подрост же на всех площадках, в основном, был представлен *A. platanoides*. Осенью число всходов *A. negundo* сильнее сократилось на площадках 1 и 2, где был густой подлесок из *Sorbus aucuparia* и много подростка *A. platanoides*, чем на площадке 3 с более разреженным подлеском и редким подростом. Число ювенильных растений *A. platanoides* осенью также снизилось, но не так значительно, как *A. negundo* (рис.).

Листья ювенильных растений *A. negundo*, в отличие от *A. platanoides*, были сильно поражены мучнистой росой (*Sawadaia tulasnei* (Fuck.) Nomma.), что свидетельствует о неблагоприятных условиях для их развития.

Третий модельный участок (площадь 10 га) в недавнем прошлом представлял собой ельник-черничник. Поражение ели типографом началось в 2007–2008 гг. Под елями, которые на треть или на половину сбросили хвою, в кустарничково-травяном ярусе всё ещё присутствуют *Vaccinium myrtillus* и *Oxalis acetosella*, но уже начинают интенсивно расти *Rubus idaeus*, *Sambucus racemosa*. Здесь много подростка *Acer negundo* возрастом три-четыре года и высотой от 0.5 до 2 м.

Там, где ели полностью сбросили хвою, а многие уже и упали, образовались очень плотные, высотой более 1.5 м, заросли *Rubus idaeus* с примесью *Urtica dioica* и *Chamerion*

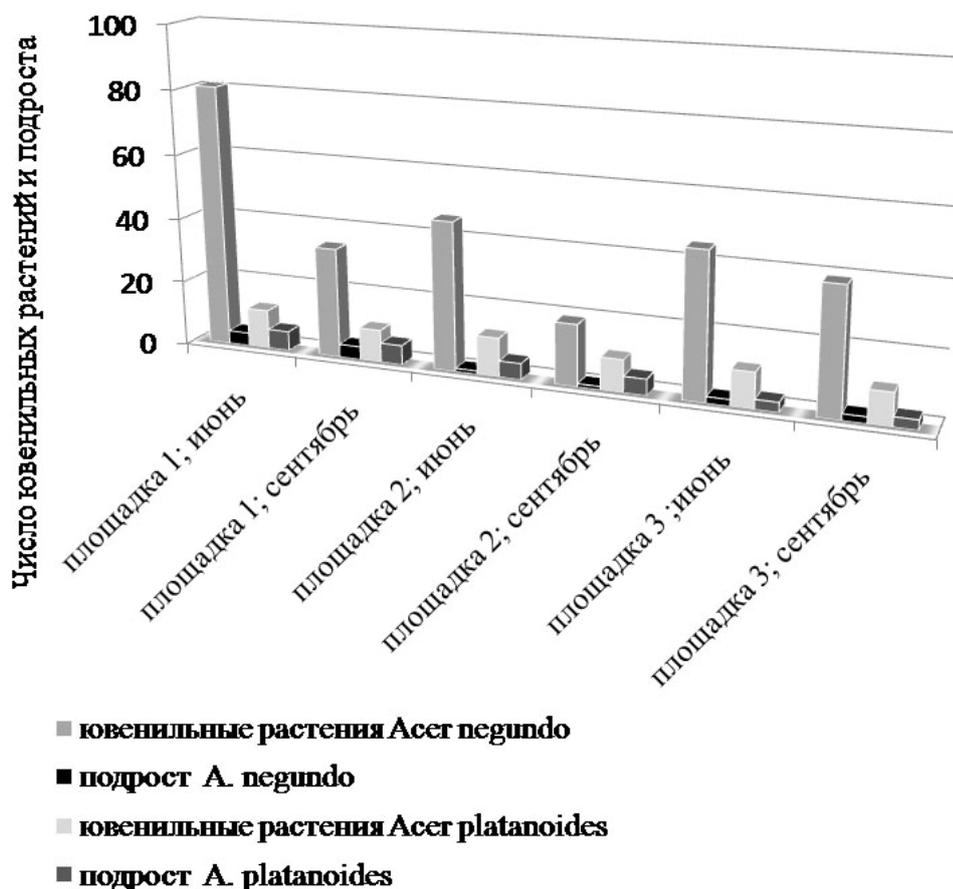


Рис. Динамика соотношения ювенильных растений и подроста *Acer negundo* и *A. platanoides* на участке №2 в 2014 г.

angustifolium (L.) Holub. Под *Rubus idaeus* в угнетённом состоянии пребывают *Oxalis acetosella*, *Impatiens parviflora*, *Convallaria majalis*, *Aegopodium podagraria*, а сеянцы древесных пород отсутствуют. Над зарослями малины (*Rubus idaeus*) возвышаются *Acer platanoides*, *Betula pendula* Roth, *Populus tremula* L., *Salix caprea*, *Sambucus racemosa*, а также *A. negundo*. Возраст всех деревьев 6–8 лет, высота – от 2.5 до 4 м. По всей видимости, *A. negundo* и другие древесные породы внедрились в малинник на более ранних этапах его существования.

Чётко прослеживается постепенное снижение численности подроста *Acer negundo* по направлению от опушки, где он уже начинает формировать заросли, вглубь участка. На расстоянии 700–1000 м от опушки в разросшейся на месте погибшего ельника малине,

встречаются только единичные экземпляры *A. negundo*.

Четвёртый участок (4 га) прилегает к многолюдному посёлку Чкаловский. Поражение ели типографом на этом сильно вытоптанном участке началось лет на пять раньше, чем на предыдущем. Большая часть елей уже упала, но кое-где ещё возвышаются остовы мёртвых деревьев. Теперь здесь произрастают *Acer platanoides*, *Padus avium*, но, в основном, данная территория занята многоярусными зарослями *A. negundo*. Под пологом древесных пород находятся *Rubus idaeus* и *Sambucus racemosa*. Следует отметить, что прямоствольных деревьев *A. negundo* высотой более 15 м немного. Они, по всей видимости, первыми внедрились под полог отмирающих елей и дали начало многочисленным молодым генеративным, виргинильным и иматурным растениям.

По нашим наблюдениям, заросли, которые образует, размножаясь самосевом, *A. negundo*, имеют ряд характерных особенностей. Типичная жизненная форма этого вида – одноствольное дерево. Более или менее ортотропный ствол формируется у данной древесной породы в двух случаях: во-первых, если дерево в процессе формирования кроны было со всех сторон равномерно освещено или, во-вторых, наоборот, затемнено, произрастая в лесу в окружении других древесных пород. При формировании чистых насаждений, пока молодые деревья этой древесной породы не сильно затевают друг друга, стволы имеют ортотропную ориентацию. В дальнейшем, при усилении взаимного затемнения, стволы деревьев не остаются прямыми, как у большинства лесообразующих пород, а начинают в разной степени изгибаться или наклоняться в сторону просветов. Изменение направления роста ствола инициируют спящие почки, из которых развиваются многочисленные так называемые «волчковые побеги», способствующие загущению кроны. При этом длина стволов не превышает 13–15 м, а продолжительность жизни деревьев сокращается, но даже самые угнетённые из них сохраняют способность к цветению и плодоношению. Поскольку для клёна ясенелистного характерны высокая семенная продуктивность и скорость роста, то образование его зарослей происходит настолько быстро, что местные лесообразующие породы не успевают прорваться в первый ярус, и их подрост постепенно угасает под его плотным пологом. Этим заросли *A. negundo* отличаются от чистых насаждений более светолюбивых аборигенных пород, таких как *Betula pendula* и *Pinus sylvestris* L., под пологом которых более теневыносливые местные виды успешно возобновляются.

Проведённое исследование показывает также, что, наряду с выраженной

агрессивностью *A. negundo* по захвату лесных сообществ, нельзя не отметить и противоположные тенденции, которые могут привести к сокращению численности этого вида. Так, в последние несколько лет в Москве листья этого клёна нередко поражаются грибным заболеванием – *Phyllosticta negundinis* (коричневая пятнистость). Болезнь проявляется в появлении красновато-коричневых пятен, распространяющихся по жилкам от центра листа к периферии. В 2014 г. из-за этой болезни многие деревья практически полностью сбросили листву уже к середине августа, что вызвало развитие второй генерации листьев.

Кроме того, листья *A. negundo* сильно повреждаются неинфекционным токсикозом, вызванным комплексом неблагоприятных экологических факторов. На начальном этапе развития этой болезни по периферии листовой пластинки появляется кремоватая кайма, дальнейшее расширение которой приводит к скручиванию и раннему опадению листьев. В наибольшей степени эта болезнь проявляется у деревьев, образующих заросли вдоль оживлённых автомобильных дорог.

Обсуждение

Изученные нами лесные участки различаются по степени участия *A. negundo* в сложении лесных массивов. Этот признак учитывался А.И. Золотухиным и его коллегами [2010, 2011], которые на основе изучения динамики пойменных дубрав Прихопёрья предложили выделять четыре уровня лесопатологической и антропогенной трансформации региональных пойменных дубрав. При выделении этих уровней учитываются также такие признаки, как полнота древостоя, степень развития подлеска, характер травяного покрова. К первому уровню относятся хорошо сохранившиеся древостои, в состав которых не входят чужеродные виды. Поскольку на всех изученных нами

модельных участках присутствует *A. negundo*, то ни один из них нельзя отнести к первому уровню. На втором модельном участке клён ясенелистный изредка встречается в нижнем ярусе леса, что характерно для 2-го уровня антропогенной трансформации, а третий модельный участок, в котором вид обычен в подлеске и выходит во второй ярус, следует отнести к 3-му уровню. На четвертом модельном участке вид распространён во всех ярусах, что характерно для 4-го уровня антропогенной трансформации.

A. negundo и *A. platanoides* – две древесных породы, которые конкурируют как в природных сообществах, так и в городском озеленении. Результаты проведённого нами исследования подтверждают данные Л.С. Усмановой [2012] о том, что *A. negundo* более плодовит и обладает более высокой скоростью роста, чем *A. platanoides*. Однако сеянцы и подрост первого более светолюбивы, по сравнению со вторым. Подрост клёна остролистного может успешно развиваться при сомкнутости крон более 0.5–0.6, его полог препятствует развитию всходов и подросту клёна ясенелистного. Однако, как уже отмечалось выше, из-за высокой семенной продуктивности и быстроты роста *A. negundo*, образовав заросли, может препятствовать возобновлению *A. platanoides*.

В городском озеленении наиболее широко используемые аборигенные виды – *A. platanoides* и *Tilia cordata* – обычно высаживают таким образом, чтобы они не образовывали сплошного полога, поэтому *A. negundo* без труда проникает в просветы между их кронами. Далее он начинает формировать заросли и препятствует возобновлению этих древесных пород. Проникновению его под полог этих древесных пород способствует также и то, что вместе с листвой осенью сгребают и плоды *A. platanoides* и *T. cordata*, тогда как плоды *A. negundo*, начинающие опадать только в конце

зимы, беспрепятственно прорастают весной и в начале лета.

Изучение сосняков на площадках 1 и 2 показывает, что вторжение *A. negundo* может происходить при сомкнутости крон менее 0.5. При более высокой сомкнутости этот вид встречается только по опушкам. Однако при этом он «забрасывает» вглубь леса множество двукрылаток, дающих многочисленные всходы. Препятствием для дальнейшего развития его всходов и подросту служат густой подлесок и подрост древесных пород, прежде всего – *A. platanoides*. Однако малейшее осветление леса в результате возрастания рекреационной нагрузки и других антропогенных вмешательств приводит к тому, что *A. negundo* начинает «продвигаться» вглубь лесного массива, где закрепляется также и благодаря способности давать поросль от основания ствола.

Одним из условий успешного вторжения клёна ясенелистного в лесные массивы является фрагментация их автомобильными и железными дорогами, а также тропинками, которые выполняют функции своеобразных коридоров распространения двукрылаток этого вида. На этот аспект успешного внедрения инвазионных видов в лесные массивы указывал А.П. Гусев [2012], отмечавший, что наибольшая встречаемость инвазионных видов характерна для лесных массивов с площадью менее 10 га.

Выявленное нами внедрение *A. negundo* на территории, занятые в недавнем прошлом ельниками, свидетельствует о том, что инвазии этого вида в лесные массивы способствует не только антропогенное воздействие. Любые природные нарушения (пожары, ветровалы, массовое поражение лесов болезнями и вредителями), приводящие к осветлению территорий при высокой фрагментации лесных массивов, способствуют их захвату этим видом. Так, по данным Е.Г. Щегловой [2013], после низовых пожаров в тополёвых

и кленовых древостоях в пойменных лесах р. Сакмары (Оренбургский регион) увеличивалась интенсивность роста и количество подраста, представленного, в основном, *A. negundo*.

Таким образом, *A. negundo* постепенно проникает в нарушенные, но ещё сохраняющие способность к самовосстановлению, подмосковные леса и может образовывать заросли на месте лесов, поражённых короедом-типографом. Однако высокая плотность зарослей этого клёна приводит к истощению почвенных ресурсов и создаёт предпосылки для распространения ряда заболеваний, сокращающих продолжительность жизни растений. Усиление этих тенденций может явиться тем фактором, который, в конце концов, сдержит агрессивную экспансию этого вида во вторичном ареале.

Заключение

Проникновению *A. negundo* в Подмосковные сосняки и ельники препятствуют высокая сомкнутость крон, густой подлесок и обильный подрост. Но высокая степень освоения этим видом полуестественных местообитаний, фрагментированность лесных массивов и осветление лесов в результате антропогенных и природных нарушений способствуют этому процессу.

Затрудняет проникновение вида в лесные массивы его меньшая по сравнению с местными широколиственными древесными породами теневыносливость ювенильных растений, подрост и взрослых растений. В ненарушенных сообществах он не может войти в состав второго яруса и подлеска. Благодаря высокой семенной продуктивности, всхожести семян и скорости роста в первые годы жизни, а также искривлению стволов в сторону света, лёгкой инициации спящих почек *A. negundo* способен быстро формировать многоярусные заросли с такой плотностью полога,

которая препятствует возобновлению местных видов древесных растений.

Литература

Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Чёрная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. 512 с.

Гниненко Ю.И. Тенденции изменения видового состава лесов в пойме р. Урал // Проблемы изучения растительного покрова Сибири. Томск, ТГУ, 1995. С. 86–87.

Голованов Я.М., Абрамова Л.М. Инвазивные виды растений в городах южной промышленной зоны Республики Башкортостан (Электронный журнал) // Известия Алтайского государственного университета. 2013. Том 1. № 3. Биологические науки. С. 27–30 // (<http://izvestia.asu.ru/2013/3-1/bios/TheNewsOfASU-2013-3-1-bios-05.pdf>) Проверено 18.10.2014.

Гусев А.П. Растительные инвазии и индикация экологического состояния ландшафта // Вестник Тюменского государственного университета. 2012. № 12. С. 181–188.

Золотухин А.А., Овчаренко А.А., Занина М.А. Сукцессионные изменения пойменных дубрав среднего течения Хопра // Научная жизнь. 2010. № 6. С. 19–26.

Золотухин А.И., Овчаренко А.А., Занина М.А., Шаповалова А.А. Эколого-ценотическая характеристика и динамика пойменных дубрав Прихопёрья // Поволжский экологический журнал. 2011. № 3. С. 134–322.

Игнатов М.С., Макаров В.В., Чичев А.В. Конспект флоры адвентивных растений Московской области // Флористические исследования в Московской области. М.: Наука, 1990. С. 5–105.

Неронов В.В. Полевая практика по геоботанике в средней полосе

Европейской России: Методическое пособие. М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2002. 139с.

Овчаренко А.А. Биоразнообразие пойменных лесов Прихопёрья // Региональные кадастры животного и растительного мира и Красные книги: Материалы Всероссийской научно-практической конференции. Тамбов: Изд-во Першина Р.В., 2012. С. 58–66.

Пилипенко В.Н., Федотова А.В., Перевалов С.Н., Сагалаев В.А. Экологические последствия влияния зарегулирования стока Волги на флору, растительность и почвенный покров дельты Волги (Электронный журнал) // Вестник Оренбургского гос. Университета. Естественные и технические науки. 2006. Том 2. № 2. С. 22–29. // (http://vestnik.osu.ru/2006_2/35.pdf)

Проверено 18.10.2014.

Рябинина З.Н., Никитина Н.В. Сукцессии пойменных лесов р. Урал в пределах оренбургского градопромышленного комплекса (Электронный журнал) // Вестник Оренбургского государственного университета. 2009. № 6. С. 319–321.

(http://vestnik.osu.ru/2009_6/100.pdf)

Проверено 18.10.2014.

Усманова Л.С. *Acer negundo* L. на северо-западе Башкортостана // Проблемы изучения адвентивных и синантропной флор России и ближайшего зарубежья. М.; Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2012. С. 197–199.

Хайдукова А.Ю., Казанцева М.Н. Естественное возобновление древесных растений в пригородных сосняках г. Тюмени // XIII международн. научно-техническая Интернет-конференция «Лес-2013» // (http://science-bsea.bgita.ru/2013/les_2013/haydukova_est.htm). Проверено 18.11.2014.

Шульц А.Н., Парамонов Е.Г. Техногенное загрязнение атмосферы и видовая смена в фитоценозе // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. 2012. № 3 (89). С. 44–46.

Щеглова Е.Г. О воздействии пожаров на окружающую среду и лесные биогеоценозы в степной зоне Оренбургского региона // Альманах современной науки и образования. Тамбов: Грамота, 2013. № 6 (73). С. 196–198.

ON THE PROBLEM OF BOX ELDER INVASION INTO THE FORESTS AROUND MOSCOW

© 2015 Kostina M.V.¹, Yasinskaya O.I.¹, Barabanshchikova N.S.¹, Orlyuk F.A.²

¹ Sholokhov Moscow State University for the Humanities, Moscow, 109240.
e-mail: mkostina@list.ru

² Moscow State Pedagogical University Moscow, 129164.
e-mail: baraba@list.ru

Anthropogenic and natural disturbances, such as affection of spruce by eight-dentated bark beetle, favor the invasion of *Acer negundo* into the strongly fragmented forests close to Moscow. Crown closure more than 0.5, as well as dense understory of rowan or *A. platanoides* young growth, prevents penetration of *A. negundo* into the forest communities. *Acer negundo* is less shade tolerant but more fertile and fast-growing than *A. platanoides*, so it invades slowly only light disturbed woodlands. Its ability to form multilayered stands faster than other trees hampers regeneration of local species. Progressing affection of *A. negundo* leaves by *Phyllosticta negundinis* fungus and non-infectious leaf toxicosis may decrease its invasive potential.

Key words: box elder, invasive species, forest communities, natural regeneration, age-class composition, stand succession, *Phyllosticta negundinis*, non-infectious leaf toxicosis, Moscow Oblast.

ОСОБЕННОСТИ РАННИХ ЭТАПОВ РАЗВИТИЯ *CHAEROPHYLLUM AUREUM* L. – ЧУЖЕРОДНОГО ВИДА ЗОНТИЧНЫХ (UMBELLIFERAE) ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ

© 2015 Петрова С.Е.

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
119991 Москва, Ленинские горы, д.1, стр. 12; petrovasveta@list.ru

Поступила в редакцию 15.12.2013

Проанализирован вторичный ареал и изучены особенности ранних этапов развития бутня золотистого (*Chaerophyllum aureum* L.) – чужеродного вида зонтичных *C. aureum*, который появился на территории европейской части России в XX в.; один из первых гербарных сборов (Московская область) датирован 1924 г. Во вторичном ареале чаще всего вид встречается в антропогенных местообитаниях: близ железных дорог, на пустырях, реже на луговинах и на опушках широколиственных лесов. В регионах, представленных гербарными сборами, *C. aureum* успешно натурализуется и создаёт устойчивые самоподдерживающиеся популяции. Он обладает комплексом гелио-мезоморфных признаков строения, что позволяет ему успешно приживаться на относительно открытых умеренно влажных местообитаниях и конкурировать с аборигенными видами. Такие особенности, как высокая всхожесть семян, значительная морфологическая, размерная и временная изменчивость прематурных особей *C. aureum*, выявленные в данной работе, могут способствовать успешной натурализации вида во вторичном ареале.

Ключевые слова: *Chaerophyllum aureum*, чужеродный вид, вторичный ареал, всхожесть семян, проростки, имматурные особи.

Введение

Внедрение чужеродных видов является в настоящее время значительной частью природных изменений и часто ведёт к существенным потерям биологического разнообразия и экономической значимости экосистем, подверженных биологическим инвазиям [Виноградова и др., 2010]. Многие растения-колонизаторы, в частности гигантские борщевики (*Heracleum sosnowskyi*, *H. mantegazzianum*) из семейства зонтичных, захватившие в последние десятилетия колоссальные площади в Европе и России, не только пагубно воздействуют на экосистемы, но и представляют опасность для здоровья человека. Некоторые виды зонтичных из других родов создают локальные инвазии, процесс их распространения

пока наблюдается лишь на ограниченной территории, однако поведение этих видов в ближайшем будущем может оказаться весьма экспансивным. Одним из таких видов является *Chaerophyllum aureum* L. – бутень золотистый, первичный ареал которого охватывает Кавказ, Среднюю и Атлантическую Европу, Средиземноморье, Малайзию, Иран. На Западном Кавказе природные местообитания бутня – это опушки лиственных и смешанных лесов, разнотравно-злаковые субальпийские луга у верхней границы леса в горах. К настоящему времени данный вид отмечен как заносный в ряде областей и городов европейской России (Ленинградская область, Карелия, Тверская, Московская, Тамбовская, Курская, Ростовская, Саратовская

области, Башкирия), где он встречается в разреженных лесах и парках, на лесных полянах и опушках [Виноградова, 2004; Пименов, Остроумова, 2012]. Распространение *C. aureum* должно быть подвергнуто дальнейшей тщательной ревизии, чтобы правильно установить границы исходного естественного ареала и своевременно выявить очаги появления вида в новых областях. *C. aureum* похож на широко распространённый в Восточной Европе *Anthriscus sylvestris*, а также на ряд других бутней, в связи с чем может оставаться незамеченным при маршрутном изучении флоры отдельных регионов. До недавнего времени *C. aureum* не значился в наиболее часто используемых определителях растений Европейской части России [Определитель сосудистых..., 1995; Иллюстрированный определитель..., 2003]. Однако в последнем выпуске Флоры средней полосы европейской части России П.Ф. Маевского [2006], а также в сводке «Зонтичные (Umbelliferae) России» [Пименов, Остроумова, 2012] данный вид уже включён в определительный ключ наряду с аборигенными бутнями. Это служит косвенным свидетельством более частой встречаемости («популярности») вида в Европейской части России.

Не исключены дальнейшее продвижение *C. aureum* в центральные и северные районы страны и активная натурализация на новых территориях. Такого же мнения придерживается А.П. Сухоруков, относя вид к «представителям нового поколения неофитов» [Sukhorukov, 2011]. Процесс расселения может идти постепенно и незаметно для исследователей, так как *C. aureum*, в отличие от гигантских борщевиков, не представляет опасности для здоровья человека. Помимо этого, бутень золотистый распространён по всей Европе, в том числе в соседних с Россией странах, так что его появление в Центральной России не вызывает большого удивления. Однако особенности расширения природного

ареала именно таких видов могут послужить моделью для выявления общих хорологических особенностей чужеродной и инвазионной фракций флоры, способствовать выявлению основных биологических закономерностей, происходящих на начальных этапах фитоинвазий, определению факторов, влияющих на процесс расселения заносных видов, а также диагностике признаков, способствующих их натурализации. В связи с этим важной задачей является своевременное исследование вторичного ареала, способов размножения, жизненной формы, онтогенеза и других биологических признаков *C. aureum*.

В данной работе изучено поведение *C. aureum* на ранних этапах развития в экспериментальных условиях, в том числе в Ботаническом саду МГУ, с целью определения адаптивных механизмов, позволяющих виду натурализоваться за пределами первичного ареала.

Методы и материалы

Карты распространения *C. aureum* на территории Европейской части России составляли на основании гербарных сборов из гербариев МГУ (MW), ГБС РАН (MHA), БИН РАН (LE).

Ранние этапы развития растений изучали в экспериментальных условиях. Зрелые плоды были собраны в конце июля 2011 г. с растений из инвазионной популяции, образованной *C. aureum* по береговой линии и на террасной части у р. Сторожка под Саввино-Сторожевским монастырём (г. Звенигород Московской обл.). Часть семян была посеяна в декабре того же года в ящики с почвой (ботанический сад МГУ). Другая часть семян была стратифицирована в течение 1.5 месяца при температуре +4 °С, а затем помещена в чашки Петри, где выдерживалась при температуре +20 °С.

Анализировали анатомическое строение семядолей и листьев имматурных растений. Срезы делали лезвием от руки. После соответствующей

щей гистохимической обработки с применением флороглюцина и соляной кислоты готовили временные препараты, срезы заключали в глицерин.

Для выявления особенностей анатомического строения семян их предварительно вымачивали в течение трёх дней в смеси вода:этанол:глицерин (1:1:1), затем делали продольные срезы через центр мерикарпия (не менее, чем в пятикратной повторности).

Число устьиц подсчитывали с помощью диафрагмы с квадратным окном известной площади, помещённой в окуляр, затем находили среднее арифметическое из полученных промеров (не менее 30) и пересчитывали на 1 мм² [Келлер, 1940]. Коэффициент палисадности – отношение высоты клеток столбчатого мезофилла к общей толщине мезофилла – выражен в процентах. Фотографии разновозрастных особей делали с помощью цифрового фотоаппарата Pentax Optio WP, фотографии срезов – с помощью цифровой фотокамеры Axiosam MRC, встроенной в микроскоп AxioPlan 2 Imagin и фотонасадки DCM 510 на микроскоп Микромед-3.

Результаты

Вторичный ареал *Chaerophyllum aureum*

Анализ гербарных сборов показал, что вид встречается в следующих регионах.

Тверская обл.: Конаковский р-н, пос. Новозавидовский; пустырь у домов на ул. Новая, 16.08.1987, Нотов А. (MW).

Владимирская обл.: Юрьев-Польский р-н, 5.25 км к В. от ст. Юрьев-Польский, окраина д. Кумино, 56°29'50" с. ш., 39°45'00" в. д., склон насыпи ж/д у моста через ручей Бабка, 17.07.2007, Серёгин А.П. (MW).

Москва: Кусково – неоднократно встречен на территории парка, сборы разных лет: 1) одичало в парке, 18.09.1977, Скворцов А.К. (МНА),

2) в березняке, 19.06.1992, Насимович Ю., Дейстфельдт Л. (МНА), 3) вдоль дорожек, в кустарниковых зарослях и под пологом леса, в массе, 55°43' с. ш., 37°48' в. д., 21.06.2001, Насимович Ю.А. (МНА);

Останкино, ГБС, одичало, 13.08.1980, Скворцов А.К. (МНА); на территории ГБС, в кустарнике неподалеку от экспозиции отдела Флоры, 25.07.1982, Игнатов М.С. (МНА); ВВЦ, у горки на газонах, 06.08.1997, Сорокин В.С. (MW);

Лосиный остров, Московская часть, кв. 37/3, заросли по ЛЭП, высота примерно 1 м, 17.07.2001, Аверченков И.М., Медведева Д.А., Насимович Ю.А., Теплов К.Ю. (МНА);

Курская ж/д, в 700 м от ст. Текстильщики (в сторону от Москвы), придорожная луговина, 21.06.1988, Бочкин В.Д. (МНА); в 1 км от пл. Текстильщики (Курская ж/д) в сторону сорт. ст. Угрешская (Малая окружная ж/д), по склону насыпи ж/д напротив автобусной ост. «Металлический завод» (что по Волгоградскому пр.), огромная колония, 01.06.1989, Бочкин В.Д. (МНА); Малая окружная ж/д, в 100 м от ж/д моста через Рязанский проспект в сторону сорт. ст. Андроновка, луговина по склону насыпи, большая колония, 18.06.1989, Бочкин В.Д. (МНА);

Юго-Восточный АО, на ветке, соединяющей Курскую ж/д и Московскую окружную ж/д (проходящей параллельно Волгоградскому проспекту), на луговине по откосу полотна в большом количестве, 16.06.1998, Сухоруков А.П. (MW);

Казанская ж/д, в 1 км от пл. Плющево в сторону от Москвы, вдоль полотна прибрежная луговина в кустарнике, 13.07.1988, Бочкин В.Д. (МНА); в 500 м от пл. Плющево (от Москвы), вдоль ж/д полотна грузовой колеи, луговина, колония, 12.06.1989, Бочкин В.Д. (МНА);

Октябрьская ж/д, в 300 м от пл. Ленинградского вокзала, по полотну ж/д, луговина, колония, 16.07.1990, Бочкин В.Д. (МНА);

Горьковская ж/д, около пл. Карачарово, в придорожных посадках *Populus*, 02.09.1990, Насимович Ю. (МНА);

Тушинский берег Химкинского водохранилища, на нарушенных залесённых участках в окрестностях пруда, образует заросли, 11.06.2010, Медведева Д.А. и Насимович Ю.А. (МНА);

Кузьминский лесопарк, кв. 18; лесная опушка у МКАД, в массе, 03.06.2012, Насимович Ю.А. (МНА); в 1 км от Волгоградского пр. к «Птичке», 12 км МКАД, на лугу вдоль ограды, 55°40'70" с. ш., 37°49'93" в. д., 30.06.2012; Бочкин В.Д., Майоров С.Р. (MW, МНА).

Московская обл.: Звенигородский р-н, окрестности Саввино-Сторожевского монастыря, высокий берег р. Москвы, 16.08.1965, Туманян С.А. (МНА); Серпухов, заросли ив вдоль ж/д в 1 км к северу от вокзала, 10.07.1980, Алексеев Ю. (МНА); Горенки, Московская улица, в парке, 09.07.1924, Назаров М.И. (MW); близ ж/д пл. Хлебниково Савёловской ж/д, у подножия ж/д насыпи, большая колония на протяжении 20 м вдоль насыпи, 26.09.2011, Виноградова Ю.К., Майоров С.Р. (MW) и почти там же – близ ж/д платформы Хлебниково Савёловской ж/д, заросли по откосу ж/д насыпи, 55°59' с. ш., 37°30' в. д., 26.08.2012, Майоров С.Р., Виноградова Ю.К. (MW, МНА); Лосиный остров, Алексеевский парк, берег Алексеевского пруда близ кв. 39, 24.06.2011, Аверченков И.М. (МНА); Балашихинский р-н, НП «Лосиный остров» у берега Алексеевского пруда, на прибрежной луговине, 29.06.2011, Майоров С.Р., Величанская Н., Прохорова А. (MW).

Тамбовская обл.: Мичуринский р-н, в 2 км севернее ст. Мичуринск-Воронежский; на луговине у ж/д полотна, обильно, 09.06.2000, Сухоруков А.П. (MW; LE); Мичуринский р-н, близ ж/д станции Кочетовка-5, в посадках *Acer negundo*, в массе, 09.06.2000, Сухоруков А.П. (LE);

Первомайский р-н, 0.5 км южнее ж/д пл. Новокленовская, на каменистом субстрате, небольшая популяция, 09.06.2002, Сухоруков А.П. (MW); Инжавинский р-н, 500 м севернее от ж/д ст. Инжавино, луговина у ж/д полотна, 10.06.2004, Сухоруков А.П., Потапов В. (MW); Тамбовский р-н, окрестности посёлка Рада, на просеке в широколиственном лесу, 27.07.2004, Сухоруков А.П. (MW; LE).

Саратов: ж/д станция Саратов-2, полоса отчуждения ж/д; 01.06.2002, Березуцкий М. (MW).

Санкт-Петербург: в северной части города между крематорием и ж/д среди кустарника, 06.07.2009, Конечная Г.Ю. (LE).

Ленинградская обл.: Лужский р-н, от ст. Оредеж к мосту после ручья, 15.06.1990, Хааре А.О. (LE) и почти там же – близ пос. Оредеж, на склоне ж/д насыпи между ст. Оредеж и ж/д мостом, 12.08.1996 (LE), а также в самом пос. Оредеж, у забора на городской улице с восточной стороны новой церкви; 14.11.2009, Конечная Г.Ю., Ефимов П.Г. (LE).

Псковская обл.: Локнянский р-н, северная окраина пос. Локня, луг у ж/д, 19.07.1998, Конечная Г.Ю., Хааре А.О. (LE).

Во всех представленных регионах вид успешно цветёт и завязывает полноценные плоды. Во многих местообитаниях *S. aureum* образует значительные по площади заросли.

Особенно интересны находки, сделанные в разное время в одном и том же районе. Например, в Московской обл. близ пл. Хлебниково Савёловской ж/д заросли *S. aureum* отмечались в 2011 и 2012 гг., в Москве в Кусковском лесопарке вид был встречен в 1977, 1992 и 2001 гг. В Ленинградской обл. повторные находки отмечались близ села Оредеж. Первые сборы, датируемые 1990 г., произведены на ж/д насыпи близ ж/д ст. Оредеж, для вида указывается большое обилие. В 1996 г. растение было собрано в том же районе повторно, а в 2009 г. вид был найден

уже в самом посёлке. Все повторные находки свидетельствуют об устойчивости, самоподдержании популяций и расширении ареала *S. aureum* как в центральных районах Европейской части России, так и в северных регионах страны.

Литературные данные позволяют дополнить список пунктов, в которых *S. aureum* был отмечен. Это Карелия, Курская, Ростовская, Саратовская области и Башкирия [Виноградова, 2004; Пименов, Остроумова, 2012].

В Тверской обл. для *S. aureum* (помимо находки 1987 г, представленной гербарным сбором в MW) имеется ещё одно указание на массовое произрастание вдоль ж/д Бологое – Великие Луги в окрестностях станции Бологое-2 и Скворцово в 2005 г. [Нотов, 2009].

В чернозёмной полосе России, по данным А.П. Сухорукова [Sukhorukov, 2011], вид распространён (помимо тех регионов, которые представлены гербарными сборами в MW, MHA, LE) в следующих пунктах: Первомайский р-н, близ ж/д ст. Богоявленск, в массе (2000), Мичуринский р-н, рядом с ж/д пл. Каменка, на ж/д полотне (2004) и между ж/д платформами Электродепо и Кочетовка-5, на лугу по опушке леса возле железной дороги (2007).

S. aureum не указывается для Тульской [Шереметьева и др., 2008], Орловской [Еленевский, Радыгина, 2005] и Калужской [Калужская флора..., 2010] областей.

Карты распространения вида в Европейской части России представлены на рисунках 1, 2.

Общая карта распространения *S. aureum* на территории России приведена в монографии «Зонтичные (Umbelliferae) России» [Пименов, Остроумова, 2012], находки в чернозёмной полосе закартированы А.П. Сухоруковым [Sukhorukov, 2011].

Ранние этапы развития

Большую часть семени, длина которого составляет 6–8.5 мм, занимает

эндосперм, зародыш относительно мелкий, 0.57–0.95 мм длиной (встречаются недоразвитые зародыши около 0.35–0.48 мм длиной), дифференцирован на осевую часть (гипокотиль и зародышевый корешок) и две хорошо развитые, несколько превышающие её по длине семядоли, почечка представлена меристематическими клетками. Отношение длины зародыша к длине семени составляет около 9% (5–12%).

В лабораторном эксперименте прорастание семян в чашках Петри началось на 4-й день после предварительной полуторамесячной стратификации, в результате около 75% семян дало всходы. При выходе из покровов семени (мерикарпия) первым появляется зародышевый корень, покрытый ближе к апексу многочисленными корневыми волосками, за ним – гипокотиль и две семядоли (рис. 3 А). Жизнеспособность полученных проростков оказалась низкой, все особи, как оставленные в чашках Петри, так и пересаженные затем в почву, погибли.

Эксперимент по изучению ранних этапов развития *S. aureum* при посеве в почву (Ботанический сад МГУ) оказался более удачным. В первый год после посева массовое прорастание началось уже в конце апреля – начале мая. Полностью сформированный проросток имеет две семядоли, гипокотиль 13–15 мм длиной и слабо развитый около 40–50 мм длиной главный корень. Семядольная пластинка ланцетная 13–14.5 мм длиной, около 1.5 мм шириной, оттянута в черешок длиной 20–25 мм; в основании черешки двух семядолей срастаются на протяжении 1–1.5 мм (рис. 3 В). К концу мая помимо проростков в ящиках были обнаружены и ювенильные растения с одним-двумя первыми листьями. Таким образом, уже в самом начале онтогенеза при густом посеве отчётливо проявилась индивидуальная изменчивость в развитии особей.

На второй год в посевочных ящиках обнаружилась ещё более выраженная



Рис. 1. Карта находок *Chaerophyllum aureum* на территории Европейской части России (по гербарным сборам из MW, MHA, LE).

Условные обозначения: ▼ место находки, 1990 дата сбора, — граница в Европейской части России.

дифференциация особей по темпам развития, мощности, размерам, числу и степени расчленённости листьев; причём, помимо имматурных растений второго года жизни, возобновивших свой рост после зимы, имелись также проростки и ювенильные растения, появившиеся из семян, не проросших в

первый год. Для морфологического описания выбраны особи, различающиеся по скорости роста и виталитетности (рис. 3 С, D). Побег у всех имматурных особей в начале второго вегетационного сезона розеточный.

Наименее мощные имматурные (рис. 3 С) растения имеют около

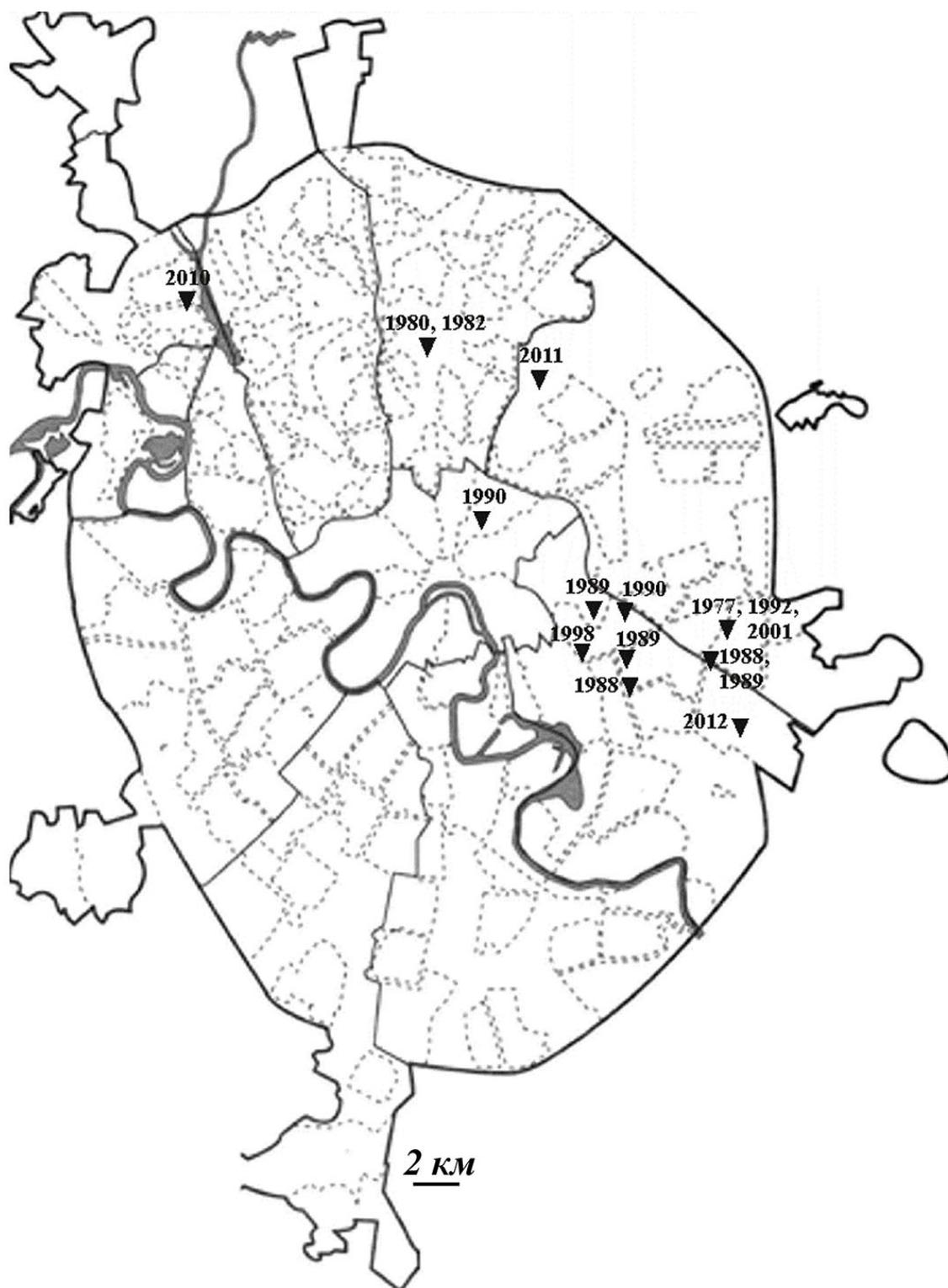


Рис. 2. Карта находок *Chaerophyllum aureum* на территории Москвы. Условные обозначения такие же, как на рис. 1.

четырёх листьев в розетке. Два первых листа бесчерешковые с редуцированной сидящей на влагалище пластинкой; далее следует черешковый (черешок около 11 мм длиной) лист с развитой (~ 25×30 мм) пластинкой, включающей два листочка первого порядка и непарный верхушечный тройчатораз-

дельный листочек. У последующего, четвертого, листа образуется три боковых листочка сложной пластинки. Гипокотиль бежевого цвета, веретеновидно утолщённый 3–4 мм в диаметре; главный корень разветвлённый тонкий (его диаметр, как правило, не превышает таковой наиболее

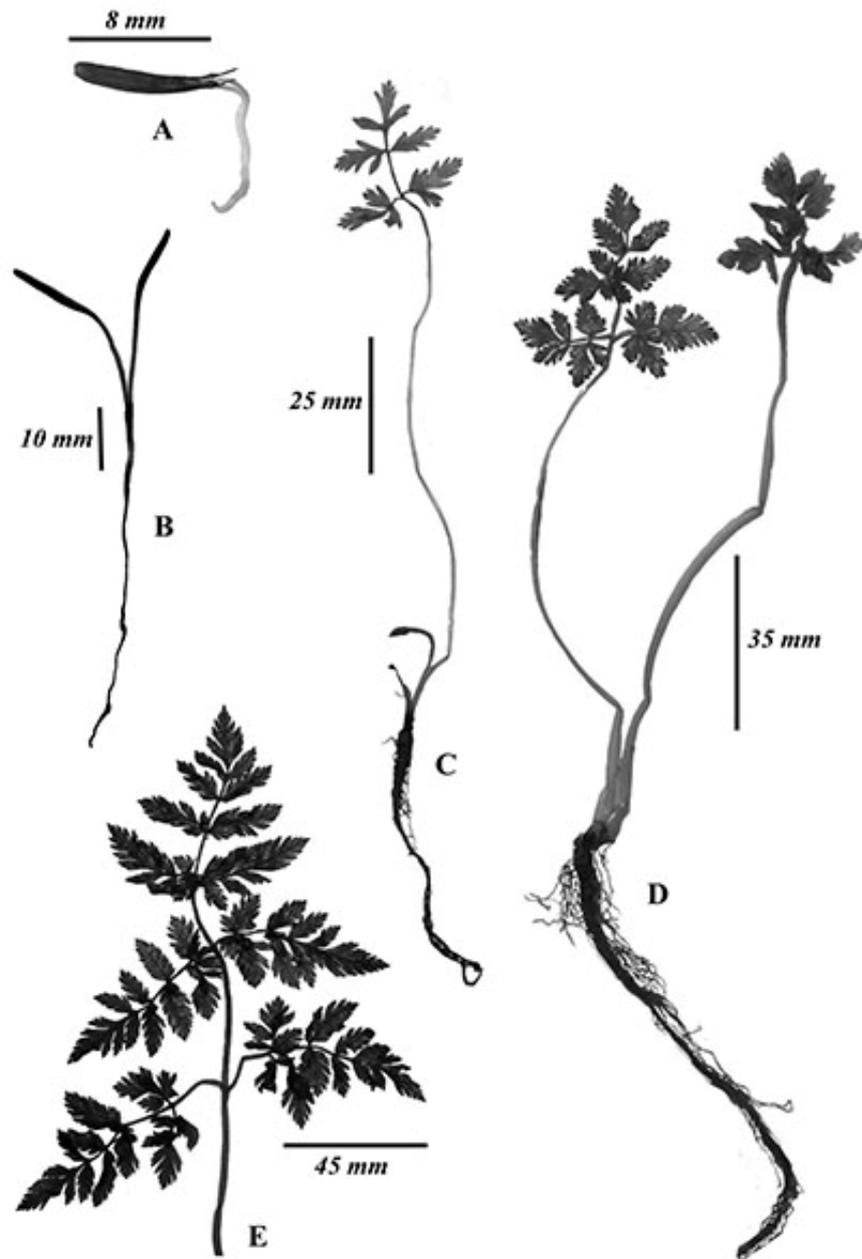


Рис. 3. Разновозрастные особи *Chaerophyllum aureum*: А, В – проростки; С, D – имматурные особи; Е – листовая пластинка розеточного листа особи к концу имматурного этапа развития.

мощного близлежащего бокового корня), углубляется в почву до 10 см.

Более развитые растения имеют при основании чешуевидные остатки от распавшихся влагалищ прошлогодних листьев. Далее следует до четырёх-пяти розеточных фотосинтезирующих листьев: каждый последующий имеет более крупную и расчленённую пластинку. Соответственно у нижнего листа три боковых листочка, у следующего

четыре, у двух верхних по пять рассечённых боковых листочков первого порядка. Пластинки около 65–110×55–120 мм; черешки около 115–170 мм длиной (рис. 3. D).

У наиболее сильно развитых имматурных особей при основании побега отчётливо выражен так называемый резид – базальный участок прироста главного побега прошлого года, втянутый в почву за счёт

контрактильной деятельности подземных осей. Метамеры резиды одеты волокнистыми основаниями отмерших прошлогодних листьев, в пазухе одного из первых листьев имеется почка возобновления. В молодой розетке второго вегетационного сезона имеется два маленьких нижних листа с редуцированной пластинкой и шесть нормально развитых фотосинтезирующих листьев (рис. 3 Е), средний размер пластинки $\sim 120 \times 140$ мм, длина черешка около 190 мм. Пластинка каждого последующего листа более сложная по сравнению с предыдущей. Гипокотиль 6–7 мм толщиной, с придаточными корнями, коричневый, морщинистый. Главный корень разветвлённый, причём многие боковые и гипокотильные корни не отличаются по длине и толщине от главного. На главном и боковых корнях низших порядков часто образуются многочисленные бугорки с группами тонких коротких эфемерных корешков, служащих для более эффективного всасывания воды без интенсивного горизонтального простираания, что важно при развитии корневой системы в условиях ограниченного пространства и высокой конкуренции. Образование такого рода множественных корней нами было отмечено и у многих других зонтичных, культивируемых в тесных посадочных ёмкостях [Petrova, 2013].

К середине июня особи высокой жизнеспособности перешли во взрослое вегетативное состояние, что ознаменовалось образованием дважды-трижды перистосложных листьев дефинитивного типа, сильным утолщением и ветвлением боковых корней и приостановкой роста главного корня. Далее наблюдалось удлинение верхних междоузлий побега и формирование системы синфлоресценции. Однако таких растений в искусственной популяции было отмечено всего два, большая часть особей сохраняла более медленные темпы индивидуального развития.

Следует отметить, что, несмотря на высокую плотность, в искусственных посадках смертность особей на прегенеративном этапе онтогенеза оказалась невысокой. Растения реагировали на многочисленность уменьшением размеров.

Анатомия разновозрастных особей

Анализ микроструктуры разновозрастных листьев, как органов, достоверно отражающих адаптацию растений к экологическим условиям, может способствовать выявлению экологического оптимума для *S. aureum* и прогнозированию наиболее подходящих для него местообитаний во вторичном ареале. В этом свете особое внимание уделено строению семядолей, так как именно семядоли, структура которых предопределена ещё на стадии зародыша, служат отражением первичного экотипа растения, исходного комплекса экологических факторов, в которых происходило становление вида.

Семядольная пластинка проростков *S. aureum* (рис. 4 А, В) 0.195–0.213 мм толщиной, дорзивентральная, амфистоматическая, покрыта толстой кутикулой. Устьичный аппарат аномоцитный, устьица в числе 347 (min 232 – max 656) на 1 мм^2 в нижней, 37 (min 0 – max 232) – в верхней эпидерме. Наружная стенка эпидермальных клеток утолщена. Клетки нижней и верхней эпидермы с поверхности изодиаметрические с прямыми клеточными стенками. В отдельных клетках видны мелкие друзы оксалата кальция. Мезофилл дифференцированный: столбчатая хлоренхима двуслойная, образована цилиндрическими или конусовидными (внутренний слой) клетками, губчатая хлоренхима пятислойная, состоит преимущественно из округлых на поперечном сечении клеток. Коэффициент палисадности около 30%.

Пластинка листьев иматурных растений (рис. 4 С) значительно тоньше семядолей 0.075–0.088 мм толщиной, дорзивентральная, гипостоматическая

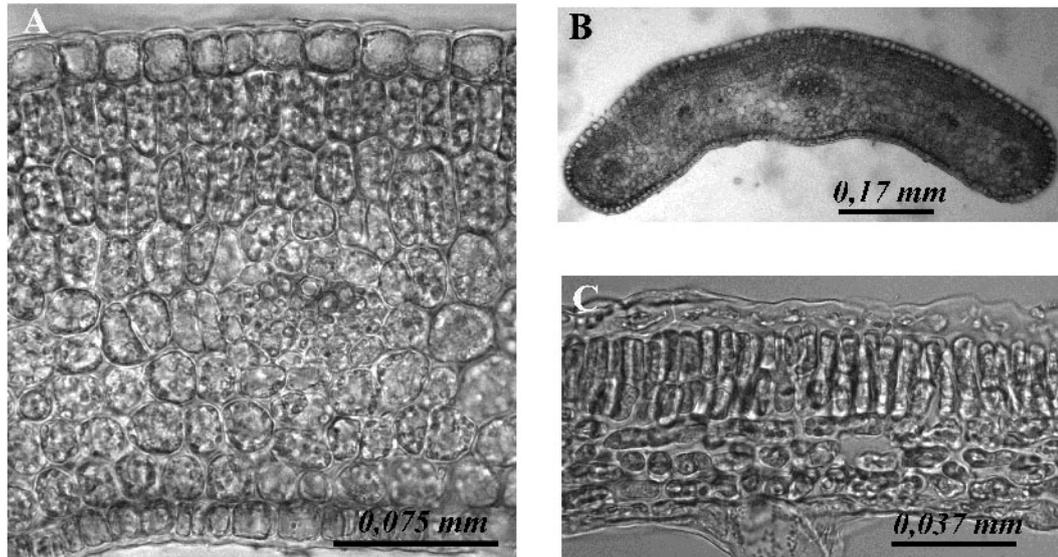


Рис. 4. Микроструктура листьев *Chaerophyllum aureum*: А, В – семядольная пластинка при разных увеличениях; С – листовая пластинка имматурной особи.

(или с немногочисленными устьицами в верхней эпидерме), опушённая. Плотность устьиц составляет 425 (min 270 – max 618) на 1 мм². Антиклинальные стенки эпидермальных клеток извилистые, зрелые устьица 0.015–0.025 мм длиной, 0.0125–0.015 мм шириной. Наружная стенка клеток эпидермы покрыта рельефным слоем кутикулы. Между покровными клетками располагаются клетки-подставки, несущие одноклеточные волоски. Мезофилл отчётливо дифференцирован: имеется один или два слоя столбчатой хлоренхимы из продолговатых цилиндрических клеток, и пятислойная губчатая хлоренхима из неправильной формы клеток. Коэффициент палисадности около 35–47%.

Обсуждение и Заключение

На основании изучения гербарных сборов (MW, МНА, LE), а также литературных данных можно предполагать, что *C. aureum* появился на территории европейской России в XX в.; первый для Европейской части России гербарный сбор (Московская обл.) датирован 1924 г.; наибольшее число сборов относится к 1990-м и 2000-м гг. Чаще всего вид встречается

в антропогенно нарушенных местах: близ железных дорог, на пустырях, реже на луговинах и на опушках широколиственных лесов. Большинство находок приурочено к железным дорогам, в связи с этим наиболее вероятно, что основным путём распространения *C. aureum* в Европейской части России являются железные дороги.

Анализ гербарных сборов показал, что в указанных регионах (г. Москва, Московская, Тверская, Владимирская, Тамбовская области) особи *C. aureum* проходят все фенофазы и завязывают плоды. Во многих местообитаниях вид образует заросли, значительные по площади, что говорит о его способности к эффективной натурализации и созданию устойчивых самовоспроизводящихся популяций на территории европейской России. Такое поведение *C. aureum* подтверждает и факт успешной интродукции вида в ботаническом саду МГУ, где он не только хорошо прижился, но и начал активно захватывать новые участки. Вид встречается также совершенно одичавшим в ГБС РАН близ экспозиций отдела флоры СССР [Игнатов и др., 1990; Майоров и др., 2012], (первые особи *C. aureum* для интродукции были

привезены в 1949 г. из Кабардино-Балкарии [Майоров и др., 2013], по-видимому, именно с тех пор началось его активное расселение по ГЭС). В изученном нами фитоценозе (Московская обл.) *S. aureum*, занесённый сюда человеком, прекрасно существует уже много лет (отмечен в районе Саввино-Сторожевского монастыря С.А. Туманян в 1965 г.), его популяция постепенно расширяет границы.

Изучение строения семян и особенностей ранних этапов развития проведено с целью выявления признаков конкурентного преимущества вида, способствующих успеху на начальных стадиях заселения во вторичном ареале. Размеры зародыша *S. aureum* (0.57–0.95 мм длиной, около 9% длины семени), по-видимому, не могут свидетельствовать о преимуществах этого чужеродного вида по сравнению с видами природной флоры, так как лежат в пределах, отмеченных для трёх аборигенных для Европейской части России видов бутней *S. aromaticum*, *S. bulbosum*, *S. prescottii* (для них рассматриваемые параметры составляют 0.71 ± 0.16 , 8%; 0.42 ± 0.18 , 7%; 1.31 ± 0.16 , 18%, соответственно), а также многих других среднерусских зонтичных [Петрова, 2008]. Обычно о более высокой энергии прорастания и жизнеспособности семян свидетельствуют более крупные относительные размеры зародыша [Тюрина, 1978]. Для прорастания семян *S. aureum*, как и многих других зонтичных, в частности близкородственных представителей рода *Chaerophyllum* [Vandelook et al., 2007], важна холодовая стратификация, таким образом, длительный зимний период, характерный для Европейской части России, является отчасти положительным, стимулирующим развитие *S. aureum* фактором. Всхожесть высокая, по предварительным данным, около 75%. В искусственных посадках и в естественных биотопах вторичного ареала (г. Москва и область) прорастание начинается в конце апреля.

При высокой плотности посева не все семена прорастают в первый год, в нашем эксперименте всходы были отмечены и на второй год, что служит важным приспособлением, позволяющим виду выбирать наиболее подходящие условия для развития. При высокой плотности особей и ощутимой внутривидовой конкуренции наблюдается значительная гетерогенность растений по времени развития, виталитетности, размерам отдельных элементов, при этом смертность остаётся невысокой. Способность реагировать на неблагоприятные условия повышением индивидуальной изменчивости, вероятно, может являться адаптивным механизмом, благоприятствующим успешному захвату и удержанию пространства во вторичном ареале. Как показали наши исследования, наиболее мощные особи с высокими темпами развития могут заканчивать прегенеративный период за 1.5 года и уже в середине второго вегетационного сезона переходить к цветению, особи низкой жизнеспособности могут оставаться в имматурном состоянии и на третьем году жизни. Такая вариабельность онтогенеза (сокращение или, наоборот, пролонгация отдельных периодов развития в зависимости от экологических условий) увеличивает гетерогенность популяции, повышая конкурентоспособность вида.

Анализ листового аппарата позволил выявить экологические предпочтения *S. aureum* и спрогнозировать биотопы, в которых можно ожидать появления и быстрой натурализации вида. Судя по микроструктуре листьев, для молодых особей *S. aureum* характерны умеренно гелио-мезоморфные черты строения (более отчётливо световые признаки выражены у проростков). Листовой аппарат обладает относительно высокой скоростью транспирации и газообмена: плотность устьиц на 1 мм^2 – 232–656 в нижней и до 232 в верхней эпидерме у семядолей, 270–618 в эпидерме у листьев имматурных растений; и

высокой фотосинтетической активностью: семядоли и настоящие листья имеют два слоя столбчатой хлоренхимы, коэффициент палисадности 30–47%. По этим показателям вид не только не уступает, но и превосходит большинство мезофильных среднерусских зонтичных из луговых и опушечных ценозов [Петрова, 2008]. Если сравнивать вид с тремя аборигенными бутнями – *C. aromaticum*, *C. bulbosum*, *C. prescottii* (для них получены следующие показатели: плотность устьиц в семядолях на абаксиальной и адаксиальной стороне – 117 ± 21 и 11 ± 8 , 233 ± 22 и 48 ± 20 , 163 ± 17 и 28 ± 15 на 1 мм^2 , соответственно; КП – 17–33, 50 (35), 26–50%, соответственно), то по своим экологическим характеристикам он оказывается к ним очень близок, особенно к двум луговым видам – бутню клубненоносному и бутню прескотта. Световая структура семядолей позволяет *C. aureum* прорасти и нормально развиваться близ железных дорог, где на протяжении всего вегетационного сезона уровень инсоляции высок, а при дальнейшем расселении осваивать более или менее осветлённые биотопы: луга, лесные опушки, светлые городские парки. Именно такие местообитания являются потенциально благоприятными для заселения *C. aureum*, здесь он может успешно конкурировать с видами природной флоры, в частности, другими представителями зонтичных. При переходе в имматурное состояние значительно менее светлюбивые, чем семядоли, молодые листья обеспечивают нормальное развитие особей *C. aureum* даже в затенении, под пологом более быстро разрастающихся видов.

Таким образом, проведённый анализ показал, что *C. aureum* встречается во многих областях Европейской части России, где он эффективно натурализуется и постепенно увеличивает площадь расселения, а

также выявил высокую всхожесть семян, значительную гетерогенность и пластичность особей исследуемого вида на ранних этапах развития, которые могут способствовать успешному закрепленю его во вторичном ареале.

Литература

Виноградова В.М. Род. 73. Бутень – *Chaerophyllum L.* // Флора Восточной Европы. М.; СПб.: Т-во научн. изд. КМК, 2004. Т. 11. С. 422–424.

Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Чёрная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. 512 с.

Еленевский А.Г., Радыгина В.И. Определитель сосудистых растений Орловской области. 2-е изд. М.: МПГУ, 2005. 214 с.

Игнатов М.С., Макаров В.В., Чичёв А.В. Конспект флоры адвентивных растений Московской области // Флористические исследования в Московской области. М.: Наука, 1990. С. 5–105.

Иллюстрированный определитель растений Средней России / И.А. Губанов, К.В. Киселёва, В.С. Новиков, В.Н. Тихомиров. М., 2003. Т. 2. 656 с.

Калужская флора: аннотированный список сосудистых растений Калужской области / Н.М. Решетникова, С.Р. Майоров, А.К. Скворцов, А.В. Крылов, Н.В. Воронкина, М.И. Попченко, А.А. Шмытов. М.: Т-во научн. изд. КМК, 2010. 548 с.

Келлер Э.Ф. Длина жилок и число устьиц на единицу площади листа как экологический признак // Растение и среда. 1940. Т. 1. С. 299–375.

Маевский П.Ф. Флора средней полосы европейской части России. 10-е изд. М.: Т-во научн. изд. КМК, 2006. 600 с.

Майоров С.Р., Бочкин В.Д., Насимович Ю.А., Щербаков А.В. Адвентивная флора Москвы и Московской области. М.: Т-во научн. изд. КМК, 2012. 412 с.

- Майоров С.Р., Виноградова Ю.К., Бочкин В.Д. Иллюстрированный каталог растений, дичающих в ботанических садах Москвы. М.: Фитон XXI, 2013. 160 с.
- Нотов А.А. Адвентивный компонент флоры Тверской области: динамика состава и структуры. Тверь: Твер. гос. ун-т, 2009. 473 с.
- Определитель сосудистых растений центра европейской России / И.А. Губанов, К.В. Киселёва, В.С. Новиков, В.Н. Тихомиров. 2-е изд., доп. и перераб. М.: Аргус, 1995. 560 с.
- Петрова С.Е. Онтоморфогенез некоторых восточноевропейских представителей семейства *Umbelliferae* Moris (*Apiaceae* Lindl.): Дисс. ... канд. биол. наук. М., 2008. 215 с.
- Пименов М.Г., Остроумова Т.А. Зонтичные (*Umbelliferae*) России. М.: Т-во научн. изд. КМК, 2012. 477 с.
- Тюрина Е.В. Интродукция зонтичных в Сибири. Новосибирск: Наука. Сибирское отд-ние, 1978. 240 с.
- Шереметьева И.С., Хорун Л.В., Щербаков А.В. Конспект флоры сосудистых растений Тульской области. М.: Изд. Бот. сада Моск. ун-та; Тула: Гриф и К^о, 2008. 274 с.
- Petrova S.E. On the development of lateral roots in some Apiaceae // Functional plant anatomy. Proceedings of the International Conference, Dedicated to 90th Anniversary of Gorn B. Kedrov. Moscow: MAKSPress, 2013. P. 148–153.
- Sukhorukov A.P. New invasive alien plant species in the forest-steppe and northern steppe subzones of European Russia: secondary range patterns, ecology and causes of fragmentary distribution // Fedd. Repert. 2011. Vol. 122. N 3–4. P. 287–304.
- Vandelook F., Bolle N., Van Assche J.A. Seed dormancy and germination of the european *Chaerophyllum temulum* (Apiaceae), a member of a trans-Atlantic genus // Ann. Bot. 2007. Vol. 100. Iss. 2. P. 233–239.

EARLY STAGES OF ONTOGENESIS OF *CHAEROPHYLLUM AUREUM* L. – ALIEN UMBELLIFERAE SPECIES OF EUROPEAN PART OF RUSSIA

© 2015 Petrova S.E.

M.V. Lomonosov Moscow State University,
119991 Moscow, Leninskie gory, 1-12; petrovasveta@list.ru

The alien range and the behavior at the early stages of development of *Chaerophyllum aureum* L. – alien Umbelliferae species in the European part of Russia have been studied. *C. aureum* has appeared in European Russia in the 20th century, one of the first records in Moscow Region dates 1924, the most specimens in the herbarium (MW, MHA, LE) refer to the 1990 and 2000 years. More often the species is found in the anthropogenic landscapes, near railways, at the wastelands, meadows and the edges of the deciduous forests. In the most regions *C. aureum* has naturalized and created stable self-reproducing populations. The vegetative organs of *C. aureum* have a set of helio-mesomorphic features that promote it to take root in the relatively open moderately moist habitats. It seems that a high rate of germination and significant polymorphism in morphology, size and time of development of *C. aureum* individuals at the early stages of ontogenesis can play an important role in the successful naturalization of the species in the different regions of European Russia.

Key words: *Chaerophyllum aureum*, alien species, alien range, germination, seedlings, immature individuals.

ПУТЬ ПОЯВЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ЗАПАДНОЕВРОПЕЙСКИХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ В КАЛУЖСКОЙ ОБЛАСТИ – ПУТЬ СЛЕДОВАНИЯ НЕМЕЦКОЙ АРМИИ В 1941–1943 ГГ.

© 2015 Решетникова Н.М.

Главный ботанический сад им. Н.В. Цицина РАН;
ул. Ботаническая, 4, Москва, 127276; n.m.reshet@rambler.ru

Поступила в редакцию 10.04.2015

На территории Калужской области в долинах рек, где дислоцировалась немецкая армия во время Великой Отечественной войны отмечено, по крайней мере, 15 западноевропейских видов в отрыве от основного ареала. Вероятно, их происхождение в регионе можно связать с заносом во время военных действий.

Ключевые слова: заносные виды растений, полемохоры, флора Калужской области, Красная книга Калужской области, Великая Отечественная война.

Летом 2014 г. я изучала флору долин рек Ресса, Пополта и Перекша в Калужской обл. (Мосальский и Юхновский районы). Они образуют единую речную систему – Перекша впадает в Пополту, а Пополта в Рессу. Вдоль всех этих рек расположены немецкие и русские окопы времён Великой Отечественной войны. Вблизи окопов мы обнаружили целый ряд редких западноевропейских растений: некоторые из них ранее были предложены к охране в области, а некоторые отмечены впервые. А.В. Щербаковым и А.Н. Сенниковым в личных беседах и статьях [Сенников, 2012; Щербаков и др., 2013] было высказано предположение о связи находок некоторых западных видов с дислокацией немецких войск во время Великой Отечественной войны, так называемом «полемохорном» происхождении видов.

Термин «полемохоры» (заносные растения, оказавшиеся за пределами естественного ареала в результате военных действий) введён в ботаническую науку финскими ботаниками [Mannerkorpi, 1944], которые наблюдали появление

заносных растений в местах дислокации подразделений советской армии в Финляндии. Изучение и мониторинг местонахождений полемохоров в Финляндии продолжается по сей день.

Большинство полемохоров заносились диаспорами в составе сена и прочего фуража, необходимого для поддержания конницы и гужевого транспорта. Как писал А.Н. Сенников, «поскольку заготовка сена оккупационными армиями непосредственно на местах была бы крайне неудобна, а местное население по понятным причинам не желало снабжать оккупантов, провизия для лошадей привозилась в огромном количестве: германской армией из южной Германии и советской армией с центра и востока Европейской России».

С целью выяснить возможную связь наличия этих видов с немецкой оккупацией во время Великой Отечественной войны, мы обратились за консультацией к научному сотруднику национального парка Угра, историку А.С. Коваленко. В районе Рессы (Пополты и Перекши) военные действия происходили в период с октября 1941 г. по март 1943 г. При анализе

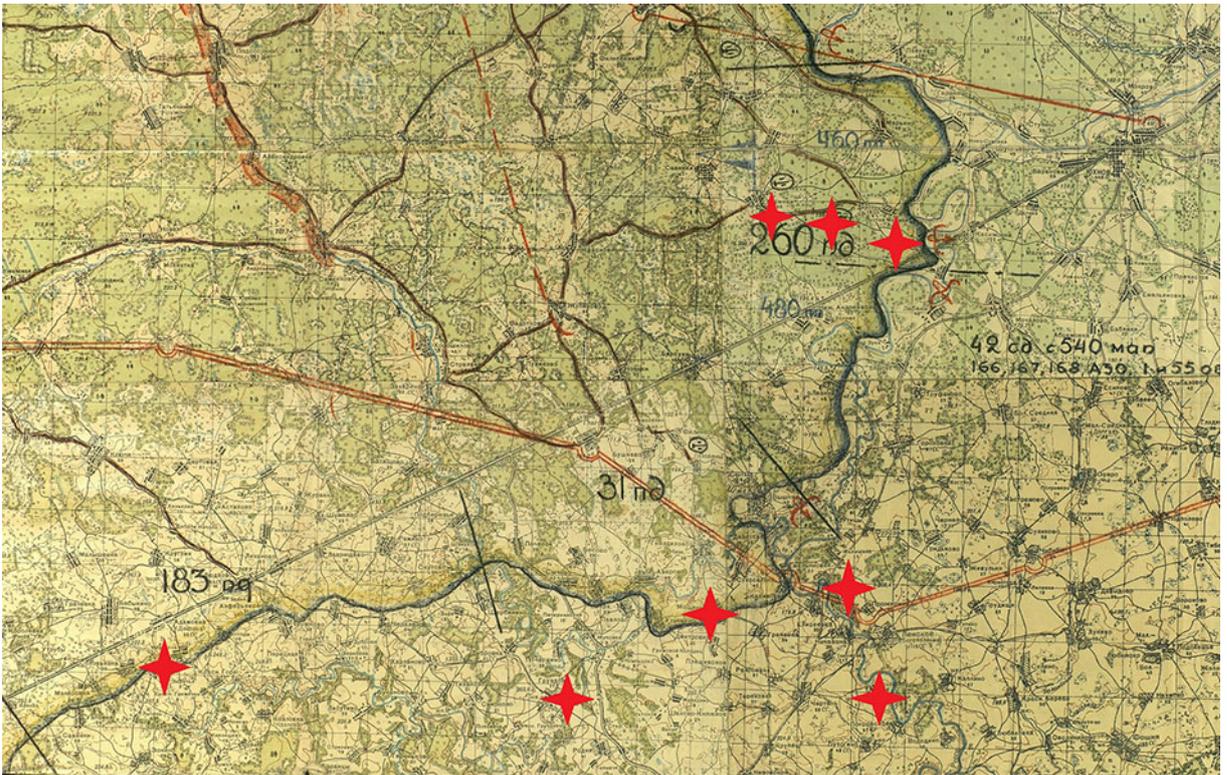


Рис. Карта группировки войск противника перед фронтом 49-й армии на 5.03.1943 г. [Карта..., 1943]. Красным обозначены места находок западноевропейских видов; несколько – на дороге из д. Рыляки в д. Харинки, где располагался немецкий штаб.

картографического материала (штабная карта 1943 г., см. рис.) выяснилось, что линия фронта по большей части проходила по долинам рек или вблизи них. Левый берег в основном был немецкий, правый – наш. Штаб немецкой 260-й пехотной дивизии располагался в стороне – вне долины реки Рессы – в д. Харинки Юхновского р-на. По словам А.С. Коваленко, немцы – согласно документальным и мемуарным источникам – благоустраивали территорию своих штабов, разбивали газоны и высаживали цветы. По мемуарным источникам [А.В. Щербаков, личное сообщение], в 1941–1942 гг. немцы (которые достаточно широко использовали гужевой транспорт) были снежной зимой отрезаны от запасов и вынуждены были перевозить сено из Европы.

В настоящее время мы занимаемся переработкой Красной книги Калужской области [2006]. И один из видов, включённых в Красную книгу,

Phyteuma spicatum L. известен в регионе по сбору из одной точки «по дороге на д. Харинки из с. Рыляки, ... сыроватый берёзово-осинник 19.06.1981, Волоснова» (KLN, MHA, MW¹); позднее вид не регистрировали. Деревня Рыляки находится у р. Рессы, и вблизи неё особенно отчётливо просматривается линия окопов. Поэтому мы вместе с учащимися школы 179 Н.А. Лапиной, М.С. Панкиным, Ф.А. Целлариусом и преподавателем Е.И. Кудрявцевой предприняли попытку отыскать обозначенную на карте штаба старую дорогу от Рыляк в Харинки (эта деревня в настоящее время не существует) и попробовать найти кольник колосистый и, возможно, другие западноевропейские растения. В результате вдоль старой дороги, идущей к месту, где была расположена

¹ Гербарий Калужского государственного университета, Гербарий Главного ботанического сада им. Цицина РАН в Москве, Гербарий Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова.

д. Харинки, нами было собрано целых 9 видов, которые можно считать западноевропейскими, и которые в области известны лишь в отдельных точках (в 1981 г. здесь же был найден *Phyteuma spicatum* (единственное местонахождение в области), который мы отыскать, к сожалению, не смогли [Решетникова, 2014]).

Лес между д. Рьялки и бывшей д. Харинки вначале сосновый с примесью берёзы, очень разреженный – почти «парковый», затем берёзовый, далее еловый и, наконец, довольно сыроватый осиновый с берёзой и примесью широколиственных пород. На месте деревни в настоящее время находятся луга, где квадратами (по-видимому, на месте бывших построек) растёт иван-чай. Старая дорога довольно хорошо читается в лесу – она обкопана небольшими валами и канавками. По ней, иногда отклоняясь в «разбитых» местах, проходит современная дорога, по-видимому, лесовозная, она пересекала две вырубki. Все редкие в области виды были найдены только вдоль старой дороги (или там, где колеи совпадали), а у новой колеи не зарегистрированы. При находке каждого редкого вида мы осматривали и лес вокруг. Изучены поляны, участки вне дороги, которые казались перспективными для поиска редких растений. Найдены довольно редкие в области растения (*Lathyrus niger* (L.) Bernh., *Chimaphila umbellata* (L.) W. Barton, *Sanicula europea* L., *Campanula cervicaria* L.), но все виды с западными ареалами были отмечены только у старой колеи или на старой обочине на небольшом валу.

Именно это совпадение: большое число редких видов на одной дороге в малонарушенном сообществе (10 видов, считая *Phyteuma spicatum*) – убеждает, что эти виды, по-видимому, всё же не редкие реликтовые в Калужской обл. растения в отрыве от основного ареала, а растения-полемохоры, появившиеся в Калужской обл. во время немецкой оккупации. А.В. Щербаковым

[Щербаков и др., 2013] предложены критерии определения полемохоров, в которые входит 10 параметров, наличие не менее трёх из которых он считает достаточным, чтобы заподозрить, что вид относится к этой категории. Нашим находкам удовлетворяют следующие критерии: 1) местонахождение видов значительно оторвано от остального ареала при том, что подходящие для растения местообитания в полосе его отсутствия имеются и не являются редкими; 2) все виды встречены в природных или малонарушенных местообитаниях, малохарактерных для проникновения чужеродных растений (лесные сообщества); 3) в нашей флоре эти виды не демонстрируют способности активно распространяться за пределы мест заноса, хотя и могут создавать длительно существующие клоны или группировки (некоторые из них культивировались в парках, и это известно); 4) некоторые виды входят в списки растений, для которых такой путь проникновения на территорию нашей страны ранее уже был указан [Sennikov, 2009; Сенников, 2012]; 5) в одном местонахождении обнаружено сразу несколько видов из упомянутых в предыдущих пунктах; 6) данные виды в природных или малонарушенных экотопах обнаружены только на временно оккупированных территориях и только в послевоенное время; 7) поблизости от мест их обнаружения имеются длительно существующие грунтовые или шоссейные дороги местного значения, а также дороги, по которым в годы войны происходили интенсивные перемещения войск и перевозки грузов; 8) места обнаружения видов располагались в пределах войскового тыла немецких соединений при стабильной линии фронта, а также/ или в местах дислокации войск.

Ещё одно соображение по поиску полемохоров. По нашим наблюдениям, в регионе [Крылов, Решетникова, 2009; Решетникова, неопубликованные данные] наиболее восприимчивы к

натурализации сосновые леса. На 267 осмотренных нами малонарушенных (урочища национального парка, памятники природы, территории, предложенные к введению в статус памятника природы) участках в Калужской обл. отмечено, начиная с 2002 г., 115 видов заносных растений. На этих участках среди растительных сообществ наибольшее число видов зарегистрировано в сосняках – 54 заносных вида (особенно уязвимы сосняки, расположенные в долинах Оки, низовьях Угры и Жиздры). Вероятно, условия для поселения чужеродных растений достаточно благоприятны, основные причины: а) в них достаточно светло; б) травяной покров разрежен, в) наличие липы свидетельствует о том, что почва не совсем бедная; г) эти участки рекреационно привлекательны – имеет место постоянный занос диаспор; возможно это одна из определяющих причин; д) в долинах рек могут присутствовать и причины, обуславливающие миграцию видов по речным долинам – выходы коренных пород, моделирующие условия существования, не свойственные данной зоне, регулярные нарушения субстрата, регулярный занос семян и др. Ряд растений, которые мы считаем полемохорами, сохранился именно в сосновых лесах (см. ниже).

В статье мы перечисляем обнаруженные в 2014 г. в долинах рек Ресса, Пополта и Перекша западноевропейские виды с краткими комментариями по их распространению в Калужской обл. и в России в целом.

Во время работ найдены пять мест произрастания редкой в Средней России *Festuca filiformis* Roug. Этот вид ранее был собран только в двух точках в 1970 г. у пос. Березичский Стеклозавод Козельского р-на, а также в 1969 и 1973 гг. у д. Горбенки Дзержинского р-на [Калужская флора..., 2010], позднее в области не встречен. Редкий средиземноморскоатлантический вид, известный в Центральной России всего из нескольких точек, в Средней России

был известен в нескольких пунктах Тверской и указан в Самарской обл. – в Жигулях [Алексеев, 1985]. Три из пяти обнаруженных нами микропопуляций располагались в сосновых лесах вдоль или вблизи линии окопов времён Великой Отечественной войны. Одна на левом берегу р. Перекша у д. Вязичня на площади около нескольких сотен квадратных метров вдоль окопов и землянок, другая – на правом берегу р. Пополта в 2 км к западу от д. Девятровка по опушке разреженного сосняка – у окопов, несколько сотен метров, третья на правом берегу р. Рессы в 3 км к северо-западу от с. Ленск у окопов – несколько десятков метров. Четвёртая группа обнаружена в сосняке у небольшого старого кладбища в долине Пополты к северу от д. Мощины недалеко от устья и была самой немногочисленной – несколько квадратных метров (рядом собрана *Koeleria pyramidata* (Lam.) Beauv. см. ниже). Пятая точка произрастания *Festuca filiformis* отмечена на дороге в немецкий штаб [Решетникова, 2014] – в 1 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки на обочине в березняке с сосной (в сосново-зеленомошном участке) на площади несколько квадратных метров. Растения цвели не обильно, но были видны характерные безостые колоски. Определение всех образцов подтверждено Н.Н. Цвелёвым.

Festuca nigrescens Lam. В Калужской обл. вид найден впервые. В Средней России этот западный вид не был зарегистрирован. Указан в Ленинградской – несколько точек и в Псковской (в окрестностях Себежа) областях [Цвелёв, 2000], а также в Белоруссии из отдельных точек в разных областях [Флора Беларуси..., 2013]. Найден на левом берегу р. Перекши, напротив д. Груздово (около 0.5 км к юго-востоку), в березняке с серой ольхой на склонах коренного берега реки, в большом числе, местами на площади несколько десятков метров (рядом с *Lapsana intermedia* Vieb. Рос и

в сероольшаннике, и в березняке выше по склону. Определение подтверждено Н.Н. Цвелёвым. Вид родства *F. rubra* L.

Helictotrichon pratensis (L.) Pilger. В Калужской обл. найден впервые, в сопредельных областях не известен. Собран в долине р. Ресса около 1 км к западу от с. Ленское (Ленск), напротив деревни, высокий открытый луговой склон коренного берега р. Рессы, в верхней части вблизи старого кладбища. Отмечено около десятка дерновин. Отличается от близкого широко распространённого *H. pubescens* (Huds.) Pilger короткими веточками метёлки и плотными дерновинами побегов. Редкий в Средней России западноевропейский вид, известный только из Тверской обл. [Маевский, 2006], а на северо-западе – из Ленинградской и Псковской областей [Цвелёв, 2000]. Возможно, именно на северо-западе проходит граница его естественного ареала.

Holcus mollis L. В области впервые найден в 2010 г. в Износковском р-не на луговине вблизи болота, и позднее в 2012 г. в Спас-Деменском р-не 3 км севернее дер. Ломакино в березняке у небольшого ручья, на площади в несколько десятков метров. Как редкий вид был включён в список растений для новой Красной книги области. Этот вид был известен в западных районах сопредельных Московской, Брянской [Маевский, 2006] и Смоленской [Фадеева, Решетникова, 2008] областей, везде редок. На северо-западе [Цвелёв, 2000] нередок, известен из ряда районов Ленинградской, Псковской и Новгородской областей. Нами найден на дороге в немецкий штаб в 3 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки, рос рядом с первым клоном *Carex brizoides* по обеим сторонам дороги, заросли шириной около 1 м и длиной около 20 м, затем ещё один клон – протяжённостью около 10 м. Растения не цвели, однако отличаются характерным опушением узлов.

Koeleria pyramidata (Lam.) Beauv. По мнению Н.Н. Цвелёва [1976], представляет собой близкое к *K. cristata* (L.) Pers. s.l. «едва заходящее в СССР из Западной Европы» растение. Во «Флоре Средней России...» [Маевский, 2006] этот вид не приводится, но известен на северо-западе России [Цвелёв, 2000] в отдельных точках Псковской и Новгородской областей. Собрана в 1 км к северу от д. Мощины на правом берегу р. Пополта, на поляне у разреженного сосняка вблизи небольшого старого заброшенного кладбища на песчаном холме. Определение подтверждено Н.Н. Цвелёвым. Росла в числе нескольких десятков дерновин. Подобные образцы нами были ранее собраны в окрестностях г. Перемышля, но определены как *K. cristata* (вид занесён в Красную книгу Калужской области). М.И. Попченко (ТСХА) заметил, что они отличаются от типичных и отвёз образцы Н.Н. Цвелёву, который определил их как *K. pyramidata*.

Lerchenfeldia flexuosa (L.) Schur. В Калужской обл. вид редок и занесён в Красную книгу. Все находки его сделаны у старых дорог или у старых усадеб – известен из Хвастовичского, Куйбышевского, Жуковского, Дзержинского и Юхновского р-нов, то есть всех районов, бывших под оккупацией. Растёт на севере европейской части России, а в средней полосе известен из разных областей – не только западных [Маевский, 2006], однако у нас все находки приурочены к мшистым участкам у дорог. Найден на дороге в немецкий штаб в 1 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки, в сосново-берёзовом лесу на мху у обочины – на двух участках площадью примерно по 2–3 м², а также в долине р. Пополта около 3 км к северу от д. Захарино, напротив (немного севернее) урочища Хорошилово у старой дороги в сосново-берёзовом зеленомошном лесу – на площади также около 2–3 м².

Phleum hubbardii Kovats. Собрана на правом берегу р. Ресса напротив д. Тимофеевское (Тимофеевка), (около 0.5 км к юго-востоку) «Тимофеевский бор» – сосняк на склоне коренного берега долины, вблизи окопов Великой Отечественной войны, а также на дороге в немецкий штаб в 1 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки, на обочине в березняке с сосной. Растения имели очень узкие (около 3 мм) метёлки 2–4 см длиной, очень небольшие колоски, примерно в 1.5 раза мельче, чем у близкой *Phleum pratensis* L. Первоначально были нами определены как *Phleum pratense* subsp. *nodosum*, однако, по мнению Н.Н. Цвелёва (в личной беседе), представляют собой другой вид, описанный с Западной Венгрии – подобные образцы известны из западных районов Украины, Белоруссии и России [Цвелёв, Пробатова, в печати]. Появление его в регионе связано, вероятно, с заносом времён Великой Отечественной войны. Этот вид в 2014 г. наблюдался также (но не был собран нами) на р. Вытебети, также в районе долговременных военных действий.

Carex brizoides L. В Калужской обл. занесена в Красную книгу, указана на самом западе в Жиздринском р-не, впервые найдена в 1983 г. А.К. Скворцовым (МНА). Также имеются (возможно, ошибочные) указания [Калужская флора..., 2010] в двух точках в долине Жиздры и Оки. В средней полосе России вид также известен из Брянской и Тверской областей, где очень редок [Маевский, 2006]. На северо-западе [Цвелёв, 2000] найдена в трёх районах Ленинградской обл. и в одной точке в Новгородской «вероятно интродуцированная, довольно редко». Нами найдена на дороге в немецкий штаб в 3 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки, встречено два клона в еловом лесу вдоль дороги на площади около 10 м², а затем вид рос на участке 10 м шириной и 100 м длиной

или даже более, потом ещё одна группа на окраине вырубки на опушке березняка – протяжённостью около 10 м.

Malva moschata L. Вид отмечен впервые в Калужской обл. Редкий западный вид, известный в Средней России из Смоленской (где на западе, по нашим наблюдениям, нередок) и Московской областей [Маевский, 2006]. На северо-западе [Цвелёв, 2000] приводится как редко культивируемый в садах – в отдельных районах Ленинградской и Псковской областей. Найден на правом берегу р. Перекши, на невысоком открытом склоне коренного берега над пойменным лугом. Рос в небольшом числе. Цветки на одних растениях белые, на других – розовые.

Heracleum sphondylium L. В области впервые отмечен в 2013 г. в Людиновском р-не у д. Погост в долине р. Болва, а также в Спас-Деменском р-не в д. Ипоть на обочине шоссе, и на обочине Варшавского шоссе у поворота к Спас-Деменску. В том же году отмечен М.Н. Сионовой также в Спас-Деменском р-не вблизи старых усадебных парков. В д. Погост отмечено два растения *H. sphondylium* × *H. sibiricum*. Западный вид, с прогрессирующим в Средней России ареалом. В последние десятилетия отмечен в нескольких р-нах в сопредельной Смоленской обл. [Фадеева, Богомолова, 2006; личные наблюдения]. На северо-западе отмечен в отдельных точках Ленинградской, Псковской и Новгородской областей. Нами собран на территории бывшей д. Харинки, где располагался немецкий штаб, встречено три или четыре группы на площади по несколько десятков квадратных метров. Растения не совсем типичные и, по-видимому, многие из них представляют собой гибрид *H. sphondylium* × *H. sibiricum* L. – они имели беловатые (но не чисто-белые) цветки, краевые цветки увеличены не у всех зонтиков и не сильно. Но от обычного *H. sibiricum* они отличались

значительно. По-видимому, этот западный вид в д. Харинки растёт уже несколько десятилетий и гибридизирует с аборигенным борщевиком сибирским.

Pimpinella major (L.) Huds. Ранее в Калужской обл. собран только в 2011 г. в одной точке у обочины просёлочной дороги, отходящей от шоссе Юхнов – Вязьма (участок, где также дислоцировались немецкие войска), где рос единично, но в 2014 г., несмотря на специальные поиски, в этом месте повторно не найден. В Средней России известен из сопредельных Брянской и Орловской [Щербаков и др., 2013], а также из Воронежской областей [Маевский, 2006] – везде регистрировался после 1945 г. А.Н. Сенниковым отнесен к несомненным полемохам Ленинградской обл., в Финляндии и Норвегии является полемохом германского происхождения [Сенников, 2012]. Найден на дороге в немецкий штаб в 1 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки. Рос на нескольких участках в сосново-берёзовом лесу на площади около 2 м² у старой обочины, и на месте старой дороги – заросли не менее 20 м вдоль колеи, далее на вырубке по старой колее – сплошные заросли около 1.5 м длиной и на месте бывшей д. Харинки по обочине дороги на лугу – около 2–3 м.

Cruciata laevipes Oriz. Впервые в Калужской обл. была найдена Г.И. Пешковой в 1967 г. у пос. Новоалександровский Спас-Деменского р-на в черноольшанике на надпойменной террасе р. Болва [Калужская флора..., 2010]. Позднее трижды собрана на железной дороге. Западноевропейский вид, растёт в Средиземноморье, Иране, на Кавказе. В Средней России известна из западных и южных областей. А.Н. Сенниковым указывается, что оба наших вида *Cruciata glabra* (L.) Ehrend., *C. laevipes* Oriz являются почти исключительно полемохами в Финляндии, зачастую обнаруженными в местах непосредственного складирования германского

сена [Сенников, 2012]. На северо-западе России они обнаружены в ряде местонахождений большей частью непосредственно к югу от черты блокады Ленинграда [Сенников, 2006]. Нами найдена на дороге в немецкий штаб, в 3 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки, на обочине в светлом березняке. Заросли шириной около 1 м и длиной около 5 м.

Achillea ptarmica L. В области впервые собран в 2007 г. в Износковском р-не в окрестностях нежилой д. Лысково по сырым лугам [Калужская флора..., 2010]. Как редкий вид включён в список растений для новой Красной книги области. В Средней России известен из Тверской, Московской, а также из некоторых других южных областей, известен в культуре. На северо-западе указывается как «частый», вероятно там может проходить естественная граница вида. Нами собран на дороге в немецкий штаб в 5 км к северо-западу от д. Рыляки по старой дороге к бывшей д. Харинки, рос у обочины на лугу-поляне, встречено несколько небольших клонов (не более 1 м).

Hieracium jaccardi Zahn. В Калужской обл. ранее была найдена ещё в одной точке – в Юхновском р-не на р. Угре у д. Беляево в 1999 и 2004 гг. [Калужская флора..., 2010], также в районе активных военных действий 1941–1943 гг. Вид рода *Hieracium*, *H. laevigatum* Willd. s.l. отнесён А.Н. Сенниковым к полемохам с оговоркой, что заносные ястребинки не были идентифицированы на местах стоянки войск, исключением является недавняя находка *Hieracium laevigatum* s.l. в Смоленской обл., далеко за пределами естественного ареала [Сенников, 2012]. Идентификация вида без специалистов затруднительна, в Средней России он указан также из отдельных точек Московской, Смоленской, Тверской и Ярославской областей [Маевский, 2006], а на северо-западе [Цвелёв, 2000] из отдельных

районов Ленинградской, Псковской и Новгородской областей. Нами *Hieracium jaccardi* Zahn. собрана у р. Ресса напротив д. Тимофеевское (Тимофеевка) в «Тимофеевском бору» – сосняк на склоне коренного берега долины, вблизи окопов Великой Отечественной войны, зеленомошно-разнотравный участок. Росло несколько сотен растений.

Lapsana intermedia Bieb. Вид отмечен впервые в Калужской обл. В Восточной Европе известен в Ленинградской обл. в парке г. Павловска и в Московской обл. в окрестностях Звенигорода у Савино-Сторожевского монастыря. Собран в окрестностях д. Груздово на правом берегу р. Перекши у опушки липового парка близ деревни, в большом числе у обочины дороги и напротив, на левом берегу р. Перекши, на обочине заросшей дороги в сероольшанике (вместе с *Festuca nigrescens* Lam.), в большом числе. Пути заноса вида неясны – но связаны или со старым парком в долине или с линией окопов у реки.

Таким образом, в 2014 г. в долинах рек Ресса, Пополта и Перекша отмечено 15 (!) западноевропейских видов: при этом на дороге в немецкий штаб времён Великой Отечественной войны отмечено 10 западноевропейских видов (считая *Phyteuma spicatum*, собранный в 1981 г. Волосновой, но не встреченный нами), ещё 9 найдено вблизи окопов того же периода (три вида – *Festuca filiformis*, *Lerchenfeldia flexuosa*, *Phleum hubbardii* – совпадают), хотя 2 из них (*Malva maschata*, *Lapsana intermedia*), возможно, связаны с парковой культурой. Интересно, что почти все из них, за исключением этих двух последних, довольно невзрачные, хотя растут большими зарослями (6 из них – злаки), поэтому их появление именно с фуражом (сеном) немецких оккупационных войск довольно вероятно.

Полученные материалы значимо подтверждают высказанное А.Н.

Сенниковым и А.В. Щербаковым предположение о роли немецкой оккупации в появлении некоторых растений на территории России и представляют интерес для историков. Многие из этих редких видов в отрыве от основных ареалов были включены в Красную книгу Калужской области [2006] или внесены в новые списки охраняемых растений региона – целых 7 (!) видов (*Festuca filiformis*, *Holcus mollis*, *Koeleria pyramidata* (как *K. cristata*), *Lerchenfeldia flexuosa*, *Carex brizoides*, *Phyteuma spicatum*, *Achillea ptarmica*). Если их происхождение можно связать с событиями Великой Отечественной войны, то, как заносные виды, они не должны охраняться. Однако их произрастание в регионе представляет собой особый исторический интерес, и их следует включить в мониторинговый список растений.

Необходимо продолжить специальные исследования территорий, где долговременно (в первую очередь летом) проходила линия фронта, и участков, где размещались немецкие штабы или склады. Особое внимание следует уделить участкам сосновых лесов.

Благодарим за организацию работ министерство благоустройства и природных ресурсов Калужской обл. и особенно О.А. Новикову. Благодарны за помощь в работе и консультации В.П. Есипову, А.С. Коваленко, А.Н. Сенникову, А.В. Щербакову, В.В. Телегановой и участникам похода в немецкий штаб – Е.И. Кудрявцевой, Н.А. Лапиной, М.С. Панкину, Ф.А. Целлариусу, а также сопровождавшим нас на маршрутах Т.А. и Ф.А. Крыловым.

Литература

Алексеев Е.Б. Овсяница нитевидная (*Festuca filiformis* Roug.) в Европейской части СССР // Новости систематики высших растений. 1985. Т. 12. С. 29–31.

- Калужская флора: аннотированный список сосудистых растений Калужской области / Н.М. Решетникова, С.Р. Майоров, А.К. Скворцов, А.В. Крылов, Н.В. Воронкина, М.И. Попченко, А.А. Шмытов. М.: Т-во научных изданий КМК, 2010. 548 с.: цв. ил. 212 с.
- Карта группировки войск противника перед фронтом 49-й армии на 5 марта 1943 г. // ЦАМО (Центральный архив Министерства Обороны Российской Федерации). Ф. 404, оп. 9739, д. 15.
- Красная книга Калужской области. Калуга: Золотая Аллея, 2006. 608 с.
- Крылов А.В., Решетникова Н.М. Адвентивный компонент флоры Калужской области: натурализация видов // Ботанический журнал. 2009. Т. 94, № 8, С. 1126–1148.
- Маевский П.Ф. Флора средней полосы европейской части России. М., 2006. 600 с.
- Решетникова Н.М. Дорога к немецкому штабу: О появлении некоторых западноевропейских видов на территории Калужской области // Инвазионная биология: современное состояние и перспективы. Материалы рабочего совещания, Москва 10–13 сентября 2014 г. М., 2014. С. 134–140.
- Сенников А.Н. Rubiaceae Juss. – Мареновые // Иллюстрированный определитель растений Ленинградской области / Ред. А.Л. Буданцев, Г.П. Яковлев. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. С. 437–446.
- Сенников А.Н. Горькая память земли: Растения-полемохоры в Восточной Фенноскандии и Северо-Западной России // Проблемы изучения адвентивной и синантропной флор России и стран ближнего зарубежья: Материалы IV Междунар. науч. конф. (Ижевск, 4–7 дек. 2012 г.). Ижевск, 2012. С. 182–185.
- Фадеева И.А., Решетникова Н.М. Новые данные по флоре Смоленской области за 2007 год // Бюл. МОИП. Отд. биол. 2008. Т. 113, вып. 6. С. 62–64.
- Флора Беларуси: Сосудистые растения. Минск, 2013. Т. 2. 447 с.
- Цвелёв Н.Н. Злаки СССР. Л., 1976. 788 с.
- Цвелёв Н.Н. Определитель сосудистых растений Северо-Западной России (Ленинградская, Псковская и Новгородская области). СПб., 2000. 781 с.
- Цвелёв Н.Н. Пробатова Н.С. Злаки (Poaceae) России (в печати).
- Щербаков А.В., Киселёва Л.Л., Панасенко Н.Н., Решетникова Н.М. Растения – живые следы пребывания группы армий «Центр» на русской земле // Флора и растительность Центрального Черноземья – 2013: Материалы межрегиональной научной конференции (г. Курск, 6 апреля, 2013). Курск, 2013. С. 198–202.
- Mannerkorpi P. Uhtuan taistelurintamalle saarpuneista tulokaskasveista // Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo. 1944. Vol. 20, Notulae 15. P. 39–51.
- Sennikov A.N. Ado Haare (1934–2008), a prominent Estonian naturalist in Russia, and his Theory of Wonderglades // Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica, 2009. Vol. 85. P. 61–67.

THE WAY OF EMERGENCE OF SOME WESTERN EUROPEAN PLANT SPECIES IN KALUGA REGION – THE PATHWAY OF THE GERMAN ARMY IN 1941–1943

© 2015 Reshetnikova N.M.

N.V. Tsytsyn Main Botanical Garden, Russian Academy of Sciences
ul. Botanicheskaya 4, Moscow, 127276 Russia. e-mail: n.m.reshet@yandex.ru

On the territory of Kaluga Oblast in the river valleys, where German Army was stationed during the Second World War, it was marked at least 15 species which native distribution areas belonged to Western Europe and to isolated localities in Eastern Europe. Probably, their emergence in the region can be connected with introduction during military operations.

Key words: alien plant species, polemochores, flora of Kaluga Oblast, the Red book Kaluga Oblast, the Great Patriotic War (the Second World War).

СИНУРБАНИЗАЦИЯ ОБЫКНОВЕННОГО ХОМЯКА (*CRICETUS CRICETUS* L., 1758)

© 2015 Суров А.В.¹, Поплавская Н.С.¹, Богомолов П.Л.¹,
Кропоткина М.В.¹, Товпинец Н.Н.², Кацман Е.А.¹, Феоктистова Н.Ю.¹

¹ Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова Российской академии наук, Москва 119071, Ленинский пр., 33; surov@sevin.ru; feoktistovanyu@gmail.com

² Центр гигиены и эпидемиологии в Республике Крым и городе федерального значения Севастополе Республика Крым, г. Симферополь 295034, ул. Набережная, 67; niko_tovp@mail.ru

Поступила в редакцию 07.07.2015

У обыкновенного хомяка (*Cricetus cricetus* L., 1758) исторически сложился обширный ареал. Однако в последнее 50-летие практически на всём ареале его численность в естественных биотопах и агроценозах резко снизилась. Наряду с этим обыкновенный хомяк стал активно заселять города, что можно рассматривать как биологическую инвазию в принципиально новую среду обитания. Сейчас городские популяции обнаружены в Вене (Австрия), ряде городов Германии, Чехии, Словакии, Польши, Российской Федерации. На примере Симферополя – где обитает самая крупная городская популяция – показано, какие ресурсы могут использоваться видом при освоении урбоценозов, какие при этом происходят изменения в экологии и поведении. Высказано предположение о том, что основными факторами, способствующими заселению обыкновенным хомяком городов, являются дополнительные экологические ресурсы, связанные со спецификой городской среды: появление новых убежищ, источников пищи и др. В свою очередь, адаптации к обитанию в городе могут определяться такими чертами как экологический оппортунизм, полифагия, высокая устойчивость к стрессу.

Ключевые слова: обыкновенный хомяк, синурбанизация, адаптации, антропогенные факторы, биологическая инвазия.

Введение

Урбанизация – уникальное и относительно новое явление. Очевидно, что урбанизация изменяет и природную среду. При этом происходит либо трансформация фрагментов прежних природных экосистем, либо формируются совершенно новых, сугубо городских ландшафтов. Для одних видов животных существование в городах абсолютно исключено, для других городские условия оказываются приемлемыми, и они заселяют биотопы, удовлетворяющие их биологическим потребностям. Для третьих, жизнь в городе может оказаться даже более благоприятной, чем в природе, и плотность населения таких видов в городах может достигать более высоких значений, чем в природных

местообитаниях. К факторам, благоприятствующим заселению городов животными, следует в первую очередь отнести большее разнообразие структуры городских ландшафтов, что увеличивает число потенциальных убежищ, а также появление дополнительных кормовых ресурсов (пищевые отходы, запасы продовольствия, плоды и семена растений, используемых для озеленения). К негативным факторам следует отнести загрязнение воды и почвы, запылённость и загазованность воздуха, повышенный уровень шума и яркий свет в ночное время, обилие собак и кошек, как домашних, так и бродячих. Кроме того, городская структура динамична – застраиваются пустыри и другие вакантные

территории, один тип застройки сменяется другим, прокладываются новые магистрали, тоннели и т. д. Таким образом, перспективность заселения городской среды определяется действием, по крайней мере, трёх векторов: способностью вида использовать преимущества существования в урбанистическом ландшафте, нейтрализацией негативных факторов городской среды и реализацией своих депонированных преадаптаций. Важно отметить, что в городах могут обитать как адвентивные (инвазионные), так и аборигенные виды. К жизни в больших городах легче приспособляются эврибионты и эврифаги, обладающие высокой плодовитостью [Карасёва и др., 1999]. Процессу синантропизации, проходящему на фоне углубления урбанизации, было дано название «sinurbization» [Andrzejewski et al., 1978] – синурбанизация. Наиболее характерными чертами синурбических популяций, согласно Луняк [Luniak, 2004], являются: рост плотности населения животных, связанный с сокращением размеров участков обитания; изменение экологической стратегии переживания зимнего периода; увеличение продолжительности жизни за счёт лучшего переживания зим, более высокой выживаемости травмированных животных в сочетании с худшими физиологическими показателями инфицированности и заражённости паразитами; удлинение сезона размножения; изменение (иногда на противоположный) циркадного ритма; изменения диеты; выработка толерантности по отношению к человеку; повышение внутривидовой агрессии; претерпевает изменения и генетическая структура популяций.

Число видов птиц и млекопитающих, которые достигают в городах более высокой численности, чем в природных биотопах, довольно значительно. Наиболее изучены в этом отношении кряква (*Anas platyrhynchos* L., 1758) и некоторые другие

водоплавающие, врановые, воробьиные, хищные птицы [Andrzejewski et al., 1978, Babińska-Werka et al., 1979; Авилова и др., 1994]. Среди млекопитающих, в частности, грызунов, это, в первую очередь, серая (*Rattus norvegicus* Berk., 1769) и чёрная крысы (*Rattus rattus* s. lato L., 1758) и домовая мышь (*Mus musculus* s. lato L., 1758). Эти виды расширили свой ареал, практически став космополитами [Кучерук, 1988]. Ряд видов, которых относят к гемисинантропам, также легко приспосабливаются к условиям жизни в антропогенно преобразованной среде, наращивают свою численность, расширяют, вслед за антропогенным преобразованием среды, свой ареал, заселяя и города. Это хорошо видно на примере полевой мыши (*Apodemus agrarius* Pallas, 1771) в г. Москве [Тихонова и др., 2012], южноамериканского грызуна *Calomys musculinus* (Thomas, 1913) в Аргентине [Chiappero et al., 2011], белоногого хомячка (*Peromyscus leucopus* Rafinesque, 1818) в парках Нью-Йорка [Munshi-South, Nagy, 2014], хорошо адаптировавшихся к жизни в зелёных зонах городов. Таким образом, в наши дни города становятся не только местами обитания некоторых аборигенных видов животных, но и ареной инвазий ряда видов в новые для них регионы [Хляп, Варшавский, 2010].

Весьма необычная ситуация сложилась с обыкновенным хомяком, численность которого за последние полвека резко снизилась практически на всем ареале [Neumann et al., 2004; 2005; Наяе, 2012]. Ещё недавно широко распространённый и промысловый, он с 1979 г. включён в приложение II Бернской конвенции в статусе строго охраняемого вида [Nechay, 2000]. В то же время, в последние несколько десятилетий его численность в ряде городов начала расти. К настоящему времени популяции обыкновенного хомяка известны в пригородах и по периферии нескольких крупных городов Германии, таких как Майнц, Мангейм, Ганновер, Франкфурт,

Геттинген, Брауншвейге [Feoktistova et al., 2013a, Thorns, 1998; Endres, Weber, 1999; Kupfermagel, 2003, Niethammer, 1982].

Крупнейшая популяция обыкновенного хомяка в Центральной Европе обитает в Вене. Время её появления неизвестно, но с 1995 г. начато её систематическое изучение [Schmelzer, Millesi, 2008]. В 2010 г. около 3000 особей обитало в зелёной зоне кладбищ, парков и садов Вены, вдоль набережных и обочин улиц, средняя плотность составляла 2.2 норы на 1 га [Hoffmann, 2011]. Крупнейшие местообитания хомяка сейчас обнаружены в зелёной зоне на юго-востоке города, где зафиксировано 250 нор на 360 га, и на главном городском кладбище (площадью 253 га), где насчитывается 965 нор. Ленточное поселение хомяка обнаружено также вдоль шоссе S1, где два десятка особей живут на участке менее чем 1 га [Hoffmann, 2011].

В Чехии в 1976–1982 гг. обыкновенный хомяк зарегистрирован в Брно [Pelikán et al., 1983]. В XX в. он был распространён по северо-восточной периферии Праги. После возведения здесь большого количества домов (в 1970-е гг.) вид сохранился на пустырях и газонах, а также в западных и юго-восточных пригородах Праги, где он обитает на заброшенных полях, в садах и на газонах в жилых кварталах [Vohralík, 2011]. С 2001 г. ведутся систематические исследования популяции обыкновенного хомяка на окраине чешского города Оломоуц, где на протяжении 6 лет она сохранялась на стабильном уровне с плотностью 1.8 особи на 1 га [Losík et al., 2007].

В Словакии в 2009 г. в южной части города Кошице отмечено обитание вида на коммунальном кладбище площадью 24 га; в 2012 г. там было отмечено 33 норы [Canady, 2013].

В 2005 г. обыкновенный хомяк был обнаружен на полях зерновых опытной станции Сельскохозяйственного университета (2.8 особи на 1 га) [Banaszek, Ziomek, 2010] Присутствие

этого вида в городских районах Люблина было подтверждено в 2011 г. [Łopucki, Szeląg, 2011].

В России самая старая городская популяция обыкновенного хомяка, по-видимому, обитает в Москве (конец XIX в.). Его обнаруживали в Матвеевском овраге, на Воробьёвых горах, в районе Люблинских полей орошения. В настоящее время его иногда встречают в южной части Москвы, в долинах малых притоков Москвы-реки в районах Орехово-Борисово, Царицыно, Капотня. Точная численность животных в городе в настоящее время неизвестна [Телицына и др., 1994].

В г. Нальчик (Кабардино-Балкария) вид обитает с 1960 г. Согласно наблюдениям и наличию жилых нор, он широко распространён и в настоящее время и заселяет в основном индивидуальный жилой сектор, фруктовые сады и огороды по всему городу (Ф.А. Темботова, личное сообщение). По данным 2015 г., аналогичная ситуация складывается и в других городах Кавказа, например, в Кисловодске (личное сообщение В.А. Тельпова).

В Крыму в 2000–2004 гг. обыкновенный хомяк был зарегистрирован в восьми городах и шести сельских населённых пунктах полуострова [Товпинец и др., 2006]. За последующие восемь лет он распространился еще шире и отмечен уже в 18 городах и 42 сельских населённых пунктах [Feoktistova et al., 2013б], включая столицу Крыма Симферополь, где присутствие хомяка датируется началом XX в. Активное исследование этой популяции началось с 1970-х гг., и сейчас именно в Симферополе обитает, вероятно, самая крупная городская популяция обыкновенного хомяка. Города, особенно крупные, представляют собой принципиально новую среду обитания, освоение которой видом, безусловно, можно рассматривать как биологическую инвазию.

В статье, в основном на примере г. Симферополь, рассматриваются изменения в поведении и экологии обыкновенного хомяка в процессе освоения городской среды.

Методика

Исследования, проведённые в г. Симферополь в 2013–2015 гг., включали: 1) обследование территории города пешими маршрутами с целью выявления следов присутствия обыкновенного хомяка (жилых и покинутых нор, кормовых столиков). Жилыми считали норы, с одним, чаще несколькими, близко расположенными и расчищенными хомяками входными отверстиями; 2) опрос местных жителей о наличии вида в разных районах города, частоте встреч, времени существования группировок, специфике сезонной и суточной активности, сведений о добывании корма, контактах обыкновенного хомяка с людьми, домашними и бродячими животными (кошками и собаками); 3) отлов хомяков живоловушками (всего 47 локалитетов, свыше 180 ловушкочасов); 4) выяснение приуроченности мест находок обыкновенного хомяка к основным типам городского ландшафта.

Результаты и обсуждение

Биотопическая приуроченность обыкновенного хомяка в г. Симферополь

Обыкновенный хомяк исходно обитал в плодородной степи и лесостепи. Как агрофил он проник в лесные зоны следом за освоением природных ландшафтов под сельскохозяйственные угодья. Город Симферополь лежит на границе освоенного под агроценозы степного Крыма и залесённых предгорий Крымских гор. В Симферополе жилые норы обыкновенного хомяка встречаются не только по периферии города, но и в центре. Нами хомяк или его жилые норы обнаружены в озеленённых жилых кварталах - 53,2% случаев, в парках и других незастроенных озеленённых землях

(кладбища, скверы, берега рек и водоёмов) – 23,4%, в озеленённых малоэтажных кварталах – 21% и в промышленных зонах – 2,4% (рис. 1).

Установлено, что в условиях Симферополя вид образует поселения, в которых насчитывается до 30 и более жилых нор. Можно выделить несколько типов поселений обыкновенного хомяка в Симферополе: 1) ленточные по полосам отчуждения вдоль магистралей, засаженных кустарником и зрелыми плодовыми и декоративными древесными породами; 2) парковые мозаичные поселения, которые образуются в основном под кронами деревьев и в кустарнике; 3) поселения, расположенные на озеленённых придомовых территориях жилых кварталов.

Высокая плотность нор отмечается уже многие годы вдоль основных магистральных улиц – Севастопольской и Киевской (поселения 1 типа). Здесь на отдельных участках в начале века регистрировали до 20 жилых нор на 100 м маршрута [Товпинец и др., 2006]. По нашим данным приблизительно такая же плотность была здесь и в 2012 г. Плотность поселения обыкновенного хомяка, зарегистрированная нами в парке им. Ю.А. Гагарина в апреле 2015 г. (поселения 2 типа) составила 20 жилых нор/га.

Симферополь в послевоенное время испытал значительный рост населения и площади застройки. В результате опроса местных жителей выяснилось, что заселение видом новых кварталов города происходило не сразу же по завершении строительства, а когда на внутриквартальных территориях сформировалась характерная для города древесно-кустарниковая растительность, начали плодоносить высаженные плодовые деревья.

Географические особенности городов, заселённых обыкновенным хомяком

Нами был проведён сравнительный анализ климатических и некоторых других географических характеристик

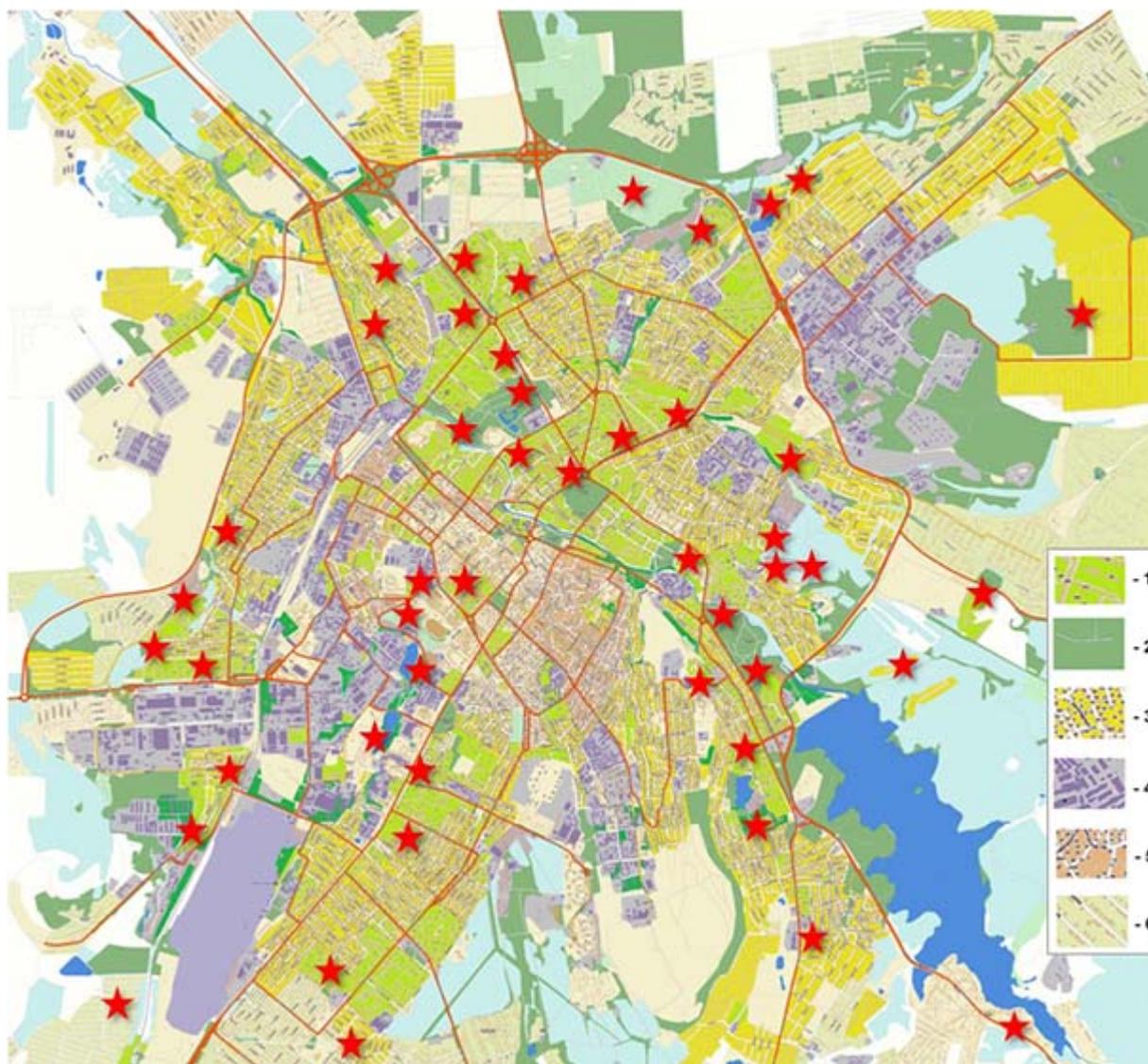


Рис. 1. Места обнаружения обыкновенного хомяка или его жилых нор в г. Симферополь (обозначены звездочками). Типы городского ландшафта: 1 – озеленённые жилые кварталы; 2 – парки и другие незастроенные озелененные земли; 3 – озелененные малоэтажные кварталы; 4 – промышленные зоны; 5 – новоосвоенные малоэтажные кварталы; 6 – плотно застроенные малоэтажные кварталы.

городов, в которых обитает обыкновенный хомяк. Все эти города (включая Симферополь) находятся в пределах исторического ареала хомяка [Niethammer, 1982] в регионах высокопродуктивного земледелия. Города, в которых в последние три десятилетия происходит рост численности хомяка, расположены в зонах широколиственных и смешанных лесов (Кошице, Люблин, Вена, Москва) или на стыке этих зон и степей (Нальчик, Симферополь), имеют сходный, климат – тёплый влажный (годовая норма осадков 500–600 мм),

с мягкой зимой (средняя зимняя температура 0°C (таблица). Сходна и сезонная динамика температур. Исключением является Москва, где зима холоднее.

Существует мнение, что исчезновение обыкновенного хомяка, сокращение его численности на большей части ареала связаны с глобальным потеплением. Однако хомяк – широкоареальный вид, обитающий в степных регионах как Восточной Сибири и Казахстана с резко континентальным климатом, так и в регионах Западной и Центральной

Таблица. Сравнение климатических, географических и демографических характеристик городов Европы, где обитает обыкновенный хомяк

ХАРАКТЕРИСТИКА	КОШИЦЕ	НАЛЬЧИК	ЛЮБЛИН	СИМФЕРОПОЛЬ	ВЕНА	МОСКВА
Координаты	48°41' N, 21°15' E	43°29' N, 43°37' E	51°14' N, 22°34' E	44°57' N, 34°06' E	48°13' N, 16°22' E	55°45' N, 37°37' E
Высота н. у. моря	208 м	490 м	200 м	250 м	170 м	156 м
Топография	Подножие западных Карпат, южная экспозиция	Северное подножие Большого Кавказского хребта	Подножие Люблинской возвышенности, сев. экспозиция	Северное подножие Крымских гор	Восточное подножие Альп	Восточная часть Среднерусской возвышенности
Гидрография	Река Горнад проходит через восточные окраины города	Малые реки Нальчик и Шалущка образуют сев. и южную границы города	Малая река Быстрица пересекает город	Малая река Салгир пересекает город	Большая река Дунай пересекает город	Большая река Москва пересекает город, есть малые реки и водоёмы
Размеры города (радиус от центра)	около 5 км	около 4–6 км	около 6–7 км	около 6–7 км	около 10 км	около 15–20 км
Размеры пригородной зоны от границ города	около 12 км	около 15–18 км	около 10 км	около 15 км	около 20 км	около 75 км
Площадь (км ²)	243	67	147	107	415	2511
Землепользование в пригородной зоне	леса, с/х земли, застройки	с/х земли, леса, застройки	с/х земли, застройки	с/х земли, леса, застройки	с/х земли, леса, застройки	леса, с/х земли, застройки
Население города (млн)	0.24	0.24	0.35	0.36	1.7	12.0
Население пригородной зоны (млн)	0.1	0.2	0.1	0.15	0.5	7.0
Осадки (мм)	650	531	538	514	649	707
Средняя температура января	-2.7 °C	-2.5 °C	-2.8 °C	0.1 °C	0.1 °C	-6.5 °C
Ср. температура июля	19.5 °C	21.4 °C	19.1 °C	23.2 °C	21.0 °C	19.2 °C
Среднегодовая температура	9.0 °C	9.6 °C	8.2 °C	11.2 °C	10.7 °C	5.8 °C

Европы с мягкими зимами и умеренно жарким летом. В настоящее время в Европейской части России хомяк практически исчез на севере ареала (Смоленская, Тверская, Ярославская области), при этом его численность по-прежнему высока в южной части – в Крыму и на Северном Кавказе. Аналогичное явление наблюдается и в Польше, где он исчез на большей части прежнего ареала, сохранившись только на юго-востоке страны, имеющем лесостепной облик. Деграция ареала вида наблюдается и в лесных регионах Западной Европы (Германия, Нидерланды, Франция). Потепление климата, если бы оно являлось фактором, определяющим изменения ареала, должно было привести к обратному результату – экспансии вида в лесную зону и его исчезновению в южных частях ареала. Учитывая, что европейские популяции хомяка, заселили современный ареал в межледниковый период (предшествующий последнему оледенению), можно полагать, что вид способен обитать как в условиях межледниковий, когда климат был значительно мягче современного, так и ледниковий, когда климатические параметры становились значительно жёстче современных [Neumann et al., 2005]. Глобальное потепление не позволяет также объяснить, почему вид, исчезая в природных биотопах и агроландшафтах, расселялся при этом в города, где климат ещё теплее, чем на окружающих города территориях.

Возможно, климат может влиять на условия зимовки хомяка, но, на наш взгляд, более значимо его опосредованное влияние, например, на состав и продуктивность растительных сообществ.

Кормовые ресурсы

В отсутствие сельскохозяйственных и дикорастущих растений, которые формируют основу питания обыкновенного хомяка в природных биотопах, в городах ведущее значение

приобретают декоративные растения и фруктовые деревья [Hufnagl et al., 2011]. Частый полив может увеличивать продуктивность городских растений во время засухи. Имеются и другие источники питания: пищевые отходы и продовольственные склады могут быть доступны для хомяков. Например, выброшенный мусор и объедки наиболее часто встречаются в районах Вены с самой высокой плотностью хомяка, что могло бы объяснить их скопление именно там [Hoffmann, 2011].

Флора Симферополя отличается большим своеобразием из-за расположения города в предгорье на границе горно-лесного пояса и зональной степи, разнообразия ландшафта, наличия речных систем и характеризуется большим количеством эндемиков и присутствием редких видов. Исторически растительность города формировалась за счёт систематического насаждения декоративных культур, закладки плодовых садов и парковых зон. Наличие развитой транспортной инфраструктуры, сельскохозяйственного производства в ближайших окрестностях приводит к постоянному пополнению флористического состава адвентивными видами [Епихин, 2008].

В Симферополе, судя по остаткам растений на кормовых столиках, погрызам и содержимому нор, основу питания обыкновенного хомяка составляют цветы и плоды каштана (*Castanea*), клёна (*Acer*), гледичии (*Gleditsia*), дуба (*Quercus*), грецкого ореха (*Juglans regia*), фундука (*Corylus maxima*), рябины (*Sorbus*), калины (*Viburnum*), бирючины (*Ligustrum*), чёрной бузины (*Sambucus nigra*), груши (*Pyrus*), яблони (*Malus*), сливы (*Prunus*) и вишни (*Prunus subg. cerasus*), а также улитки, жуки, бабочки и другие беспозвоночные. Важным кормовым ресурсом в Симферополе (а также, видимо, в других южных городах) служат овощи и фрукты, хранящиеся в подвалах жилых домов. Но, как показали наши наблюдения и опросы,

ещё более важными для поддержания городской популяции являются помойки и корм, который оставляют жители возле домов для кошек и собак. Хомяки охотно поедают его, иногда даже в присутствии потенциального хищника.

Норная деятельность

Грунт с преобладанием глины и лёсса является необходимым условием для норной деятельности хомяков в природе [Nechay, 2000]. Такие грунты характерны для перечисленных выше городов. Кроме того, в городах почва подвергается частому рыхлению на небольшую глубину, что также благоприятно для норостроения. Максимальная плотность нор имела место именно в пределах густых зарослей кустарника, хотя значительное их число встречалось и на открытой территории (как на безлесных луговинах и газонах, так и под сводом древесных крон). В застроенной части города значительное количество нор обнаружено нами в фундаментах и подвалах зданий. В целом, наличие разрушающихся фундаментов и отмолок с большим количеством трещин и отверстий, а также проложенные по поверхности и закрытые коробами коммуникации обеспечивают хомяку дополнительные убежища, которые заменяют ему истинные норы.

Конкурентные отношения с городскими животными, хищники

В условиях города хомяки редко подвергаются нападению естественных хищников: дневных и ночных птиц [Spitzenberger, Bauer, 2001], обыкновенной лисицы (*Vulpes vulpes* L., 1758), различных видов куньих (*Mustela eversmanii* Lesson 1827, *M. putorius* L. 1758, *M. erminea* L. 1758, *Vormela peregusna* Gueldenstaedt, 1770, *Martes foina* Erxleben, 1777) [Niethammer, 1982]. Тем не менее, собаки и кошки локально заменили естественных хищников. В Симферополе мы наблюдали бродячих

собак, которые охотятся на хомяков, тогда как в Вене собак обычно выгуливают на поводках, и они редко причиняют зверькам вред. Кошки могут представлять опасность для молодых особей, однако со взрослыми хомяками кошке справиться сложно. Серая крыса (*Rattus norvegicus*) является потенциальным конкурентом, но может быть и хищником для хомяка. Так, Франческини и Милези наблюдали крыс, атакующих хомяков (в основном молодых) и конкурирующих с ними за пищу [Franceschini, Millesi, 2007].

Поведенческие адаптации к городской среде

В предгорьях Алтая в естественной среде обитания ожесточённые бои между самцами обыкновенного хомяка были зафиксированы в мае-июне [Карасёва, 1962]. В городских условиях (в Вене, например) агрессивные взаимодействия между самцами происходят в апреле и мае (период активного размножения) [Franceschini et al., 2007]; после этого наблюдается снижение агонистических взаимодействий, и контакты между животными наблюдаются редко [Lebl, Millesi, 2008]. В Симферополе агрессивные взаимодействия между самцами наблюдаются в середине марта – начале апреля. В этот период встречаются животные с множественными ранами. В начале апреля у самцов происходит активный сперматогенез.

В условиях города, как показывают данные опросов жителей и наши наблюдения, зверьки появляются на поверхности и в светлое время суток, несмотря на преимущественно сумеречную и ночную активность. Следует отметить, что обыкновенный хомяк демонстрирует в Симферополе высокую устойчивость к техногенным шумам и вибрации. Это доказывается тем, что жилые норы обнаруживаются непосредственно у проезжей части самых оживлённых улиц города, по которым осуществляется интенсивное движение всех видов городского,

пригородного и транзитного пассажирского и грузового транспорта. Но, безусловно, существуют и некоторые пороговые значения шума, которые не совместимы с существованием хомяка. По устному сообщению К. Сьюц, в венском городском парке, где в течение нескольких лет проводились наблюдения за поселением хомяков, после начала строительства вблизи парка линии метро, хомяки сразу исчезли, либо их численность сильно уменьшилась.

Заключение

Обыкновенный хомяк в последнее 50-летие стал постоянным обитателем ряда городов. Он использует целый ряд преимуществ, которые обеспечивает городская среда. При этом вид успешно противостоит негативным факторам, действующим в урбоценозах, демонстрируя тем самым атрибуты успешных инвайдеров [Ehrlich, 1989]. В городах он имеет доступ к дополнительным кормовым ресурсам, что способствует созданию стойких популяций с высокой плотностью. Тем не менее хомяки стали истинными обитателями городов только в Нальчике, Симферополе и Вене, в них они успешно заселили городские районы, в которых ранее не отмечались. Все остальные упомянутые в статье популяции заселяют подходящие участки, располагающиеся по периферии городов или в пригородной зоне. Даже в Вене крупные популяции обнаружены ближе к периферии города [Hoffmann, 2011]. Исключение составляет Симферополь, где в силу пока не вполне понятных причин хомяк проник в самый центр и образовал здесь устойчивые поселения, существующие не менее 40 лет. Известно, что ряд кварталов, которые ныне составляют центр города, после войны были застроены преимущественно 2–3-этажными зданиями, которые существуют и поныне. На придомовых территориях, а также вдоль улиц были

высажены деревья и кустарники плодовых и декоративных пород, разбиты новые парки. Через два десятилетия после начала строительства эти городские кварталы были уже полностью сформированы как в плане строений, так и зелёных территорий. Следующий этап строительства пришёлся на конец 1950 – начало 1960-х гг., когда происходила застройка окраин города пятиэтажными жилыми домами. В 1970 – 1980-е гг. на окраинах города выросли кварталы многоэтажной жилой застройки, а также увеличилась доля кварталов индивидуального жилого сектора. Рост последних усилился в 1990-е гг., что было связано, в частности, с репатриацией в Крым крымских татар, а также тем, что в силу изменения экономических условий основная часть нового жилья сооружалась самим населением. Все перечисленные городские ландшафты к настоящему времени заселены обыкновенным хомяком. При этом заселение происходило, по-видимому, волнами, по мере того как завершался очередной этап строительства и происходило формирование определённого типа городского ландшафта, пригодного для обитания хомяка.

Проблема синурбанизации, несомненно, существует, но её решению не уделяется пока должного внимания. С одной стороны, город как новая среда обитания может обеспечивать существование видов как нейтральных человеку, так и представляющих определённую эпидемиологическую опасность. Обыкновенный хомяк вряд ли может рассматриваться как желательный представитель городского ландшафта из-за роющей и повреждающей деятельности, возможной опасности для здоровья человека. С другой стороны, хомяк выступает в роли экологического конкурента такого опасного синантропного вида как серая крыса, но, в отличие от последнего, не проникает в жилые помещения. Существование обыкновенного хомяка на зелёных территориях города в какой-

то степени может ограничивать сезонные выселения серой крысы из домов. В Европе рассматривается даже вопрос об интродукции обыкновенного хомяка в города для его сохранения как вида. В этом случае встанет вопрос об обеспечении необходимого для воспроизводства генетического разнообразия. Очевидно, что в условиях города может быть затруднен обмен генами между локальными популяциями, что не способствует повышению приспособленности.

Благодарности

Авторы выражают искреннюю признательность В.А. и В.В. Тельповым (Станция юных натуралистов, г. Кисловодск), чл.-корр. РАН Ф.А. Темботовой (ИЭГТ КБНЦ РАН) за сведения о распространении обыкновенного хомяка в городах Кавказа.

Исследование поддержано грантами РФФИ 14-34-50745 и 15-34-50756.

Литература

- Авилова К.В., Корбут В.В., Фокин С.В. Урбанизированная популяция водоплавающих птиц г. Москвы. М.: Аргус, 1994. 175 с.
- Епихин Д.В. Современное состояние растительного покрова г. Симферополя // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. 2008. 28 с.
- Карасёва Е.В. Изучение с помощью мечения особенностей использования территории обыкновенного хомяка в Алтайском крае // Зоол. журн. 1962. Т. ХLI, вып. 2. С. 275–285.
- Карасёва Е.В., Телицына А.Ю., Самойлов Б.Л. Млекопитающие Москвы в прошлом и настоящем. М.: Наука, 1999. 244 с.
- Кучерук В.В. Грызуны – обитатели построек человека и населённых пунктов различных регионов СССР // Общая и региональная териогеография. М.: Наука, 1988. С. 165–238.
- Телицына А.Ю., Карасёва Е.В., Степанова Н.В., Суворов А.В. Обыкновенный хомяк в Москве // Синантропия грызунов. Материалы 2-й международной конференции. Иваново, 1994. С. 92–100.
- Тихонова Г.Н., Тихонов И.А., Суворов А.В., Богомолов П.Л., Котенкова Е.В. Экологические аспекты формирования фауны мелких млекопитающих урбанистических территорий Средней полосы России. М.: КМК, 2012. 373 с.
- Товпинец Н.Н., Евстафьев И.Л., Карасёва Е.В. Склонность к синантропии обыкновенного хомяка (*Cricetus cricetus*) по наблюдениям в Крыму // В сб.: Фауна в антропогенном ландшафте. Мат. териологической школы. Вып. 8. Луганск, 2006, С. 136–145.
- Khlyap L.A., Warshavskiy A.A. Synanthropic and agrophilic rodents as invasive alien mammals // Russian Journal of Biological Invasions. 2010, Vol. 1, No. 4. P. 301–312.)
- Andrzejewski R., Babińska-Werka J., Gliwicz J., Goszczyński J. Synurbization processes in population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of populations in an urbanization gradient // Acta Theriol. 1978. V. 23. P. 341–358.
- Babińska-Werka J., Gliwicz J., Goszczyński J. Synurbization processes in a population of *Apodemus agrarius*. II. Habitats of the striped field mouse in town // Acta Theriol. 1979. V. 24. P. 405–415.
- Banaszek A., Ziomek J. The common hamster (*Cricetus cricetus* L) population in the city of Lublin. Annales Universitatis Mariae Curie Skłodowska Lublin Polonia. 2010. V. 65. №1. P. 59–66.
- Canady A. New site of the European hamster (*Cricetus cricetus*) in the urban environment of Košice city (Slovakia) // Zoology and Ecology. 2013. V. 23. № 1. P. 61–65.
- Chiappero M.B., Panzetta-Dutari G.M., Gomez D., Castillo E., Polop J.J., Gardenal C.N. Contrasting genetic structure of urban

- and rural populations of the wild rodent *Calomys musculinus* (Cricetidae, Sigmodontinae) // *Mammalian Biology*. 2011. V. 76. P. 41–50.
- Ehrlich P.R. Attributes of Invaders and Invading Processes: Vertebrates // In: *Biological Invasions: a Global Perspective* / Edited by J.A. Drake et al. SCOPE 37. Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore: Published by Wiley J. & Sons, 1989. P. 315–328.
- Endres J., Weber U. Möglichkeiten und Maßnahmen zur langfristigen Erhaltung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) im Nordbereich der Universität Göttingen // Dokumentation zum Pilot-Forschungsprojekt "Feldhamster" am Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Georg-August-Universität Göttingen, 1999. 263 p. (in German).
- Feoktistova N.Yu., Surov A.V., Tovpinetz N.N., Kropotkina M.V. Bogomolov P.L., Siutz C., Haberl W., Hoffmann I.E. The common hamster as a synurbist: a history of settlement in European cities // *Zoologica Poloniae*. 2013a. V. 58. № 3-4. P. 116–129.
- Feoktistova N.Y., Meschersky I.G., Tovpinetz N.N., Kropotkina M.V., Surov A.V. A history of Common hamster (*Cricetus cricetus*) settling in Moscow (Russia) and Simferopol (Ukraine) // *Beiträge zur Jagd und Wildforschung*. Ed. Stubbe M. Gesellschaft für Wildtier- und Jagdforschung e. 2013b. V. 38. P. 225–233.
- Franceschini C., Millesi E. Influences on population development in urban living European Hamsters (*Cricetus cricetus*) // *Proceedings of the 11th, 14th, and 15th meeting of the International Hamster Workgroup*. Budapest, Hungary 2003, Münsterschwarzach, Germany 2006 and Kerkrade, the Netherlands 2007. P. 14–17.
- Franceschini C., Siutz C., Palme R., Millesi E. Seasonal changes in cortisol and progesterone secretion in Common hamsters // *Gen. Comp. Endocrinol.* 2007. V. 152. P. 14–21.
- Haye M.J.J., Neumann K., Koelewijn H.P. Strong decline of gene diversity in local population of the highly endangered Common hamster (*Cricetus cricetus*) in the western part of its European range // *Conserv. Genet.* 2012. V. 13. P. 311–322.
- Hoffmann I.E. Distribution of Common hamsters in Vienna. // MA22-1422/2010, Municipal Department for Environmental Protection. 2011. 15 p.
- Hufnagl S., Siutz C., Millesi E. Diet composition of Common hamsters (*Cricetus cricetus*) living in an urban habitat // *Säugetierkd.* 2011. Inf. V. 8. P. 69–78.
- Kupfernagel C. Raumnutzung umgesiedelter Feldhamster *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758) auf einer Ausgleichsfläche bei Braunschweig // *Braunschweiger Naturkundliche Schriften*. 2003. V. 6. № 4. P. 857–887.
- Lebl K., Millesi E. Yearling male Common hamsters and the trade-off between growth and reproduction // In: *The Common hamster (*Cricetus cricetus*): Perspectives on an endangered species* / Eds. E. Millesi, H. Winkler, R. Hengstberger R. Biosystematics and Ecology Series, 2008. V. 25. P. 115–126.
- Łopucki R., Szełąg A. Urban and suburban populations of the common hamster: differences in density and habitat preferences // In: *Studies of animal biology, ecology and conservation in European cities* / Eds. P. Indykiewicz, L. Jerzak, J. Bohner, B. Kavanagh. 2011. UTP. Bydgoszcz: 525–532.
- Losík J., Lisická L., Hříbková J., Tkadlec E. Demografická struktura a procesy v přírodní populaci křeček (*Cricetus cricetus*) na Olomoucku // *Lynx (Praha)*, n. s. 2007. V. 38. P. 21–29.
- Luniak M. Synurbization – adaptation of animal wildlife to urban development // *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium* / Eds. W.W. Shaw, K.L. Harris, L. van Druff. 2004. Tucson, Univ. of Arizona. P. 50–55.

- Munshi-South J., Nagy C. Urban park characteristics, genetic variation, and historical demography of white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*) populations in New York City // *Peer J*. 2014. V. 2. P. 310–315.
- Nechay G. Status of hamster: *Cricetus cricetus*, *Cricetulus migratorius*, *Mesocricetus newtoni* and other hamster species in Europe. Nature and Environment series. Council of Europe Publishing. Strasbourg. 2000. 73 p.
- Neumann, K., Jansman, H., Kayser, A., Maak, S., Gattermann, R. Multiple bottlenecks in threatened western European populations of the common hamster *Cricetus cricetus* (L.) // *Conserv. Genetics*. 2004. V. 5. P. 181–193.
- Neumann K., Michaux J., Maak S., Jansman A.H., Kayser A., Mundt G., Gattermann R. Genetic spatial structure of European common hamsters (*Cricetus cricetus*) – a result of repeated range expansion and demographic bottlenecks // *Mol. Ecol.* 2005. V. 14. P. 1473–1483.
- Niethammer J. *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758) – Feldhamster // In: *Handbuch der Säugetiere Europas* / Eds. J. Niethammer, F. Krapp. Wiesbaden, 1982. Bd. 2/1, Rodentia II. P. 7–28.
- Pelicán J., Zeida J., Homolka M. Mammals in the urban agglomeration of Brno // *Acta Sc. Nat. Brno*. 1983. V. 17. № 9. P. 1–49.
- Septon G., Marks J.B., Ellestad T. A preliminary assessment of Peregrine Falcon *Falco peregrinus* recovery in Midwestern North America // *Acta orn.* 1995. 30: 65–68.
- Schmelzer E., Millesi E. Surface activity patterns in a population of European hamsters (*Cricetus cricetus*) in an urban environment // In: *The Common Hamster in Europe. Ecology, management, genetics, conservation, reintroduction. Proceedings Meeting of the International Hamster Workgroup* / Ed. G. Nechay. 2008. P. 19–22.
- Spitzenberger F., Bauer K. Hamster *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758) // In: *Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft* / Ed. F. Spitzenberger. 2001. V. 13. P. 406–415.
- Thorns, H.-J. Die Göttinger Feldhamster-Story // BUND Landesverband Niedersachsen e.V., BUNDmagazin. 1998 // 4: www.bund-niedersachsen.de/service/bundmagazin/41998/die_goettinger_feldhamster_story/
- Vohralík V. New records of *Cricetus cricetus* in the Czech Republic (Rodentia: Cricetidae) // *Lynx, n.s.* (Praha). 2011. V. 42. P. 189–196.
- World Urbanization Prospects. The 2014 Revision. New York: United Nations. 2014. 32 p.

SINURBANIZATION OF COMMON HAMSTER (*CRICETUS CRICETUS* L., 1758)

© 2015 Surov A.V.¹, Poplavskaya N.S.¹, Bogomolov P.L.¹,
Kropotkina M.V.¹, Tovpinetz N.N.², Katzman E.A.¹, Feoktistova N.Yu.¹

¹ Severtsov Institute of Ecology and Evolution, Moscow 119071, Leninsky pr., 33
surov@sevin.ru; feoktistovanyu@gmail.com

² Center for Hygiene and Epidemiology in the Republic of Crimea, Simferopol 295034, Naberezhnaya
67; niko_tovp@mail.ru

The common hamster (*Cricetus cricetus* L., 1758) historically formed an extensive area covering much of Europe and Asia. However, in the latest 50 years almost throughout the whole range its number in natural habitats and agrocenoses dropped sharply. At the same time, the common hamster began to settle the cities, that could be considered as a biological invasion. Now urban populations are found in Vienna (Austria), several cities of Germany, Czech, Slovakia, Poland and Russia. By the example of Simferopol, where the largest urban population exists, we show which resources the species can use in the city and which changes in the ecology and behavior follow this. It is suggested that the major factors favor the cities settling by the common hamster are additional environmental resources associated with the specifics of the urban environment: the emergence of new shelters, food sources etc. We assume that ecological opportunism, polyphagy, high stress resistance could be crucial for the ability to settle urban environments.

Key words: common hamster, sin-urbanization, adaptations, urban environment, anthropogenic factors, biological invasion.

ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЧУЖЕРОДНЫХ РАСТЕНИЙ В АНТРОПОГЕННЫХ МЕСТООБИТАНИЯХ СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2015 Третьякова А.С.

ФГАОУ ВПО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н. Ельцина», г. Екатеринбург, 620002; alyona.tretyakova@urfu.ru

Поступила в редакцию 08.12.2014

Представлены результаты анализа экотопического распределения чужеродных видов на территории Свердловской области. Выделено 9 вариантов антропогенных местообитаний, объединённых в 2 группы: декоративные (селитебные, парковые, кладбищенские) и рудерально-сегетальные (заводские, промышленно нарушенные, транспортные, сегетальные, прибрежно-водные, свалочные). В декоративных местообитаниях встречается 243 вида, в рудерально-сегетальных – 286 видов. Уровень сходства видового состава декоративных и рудерально-сегетальных местообитаний (коэффициент Жаккара) составляет 0.54. Общей чертой антропогенных местообитаний является крайне ограниченное число экотопически специфических видов – их доля изменяется в пределах от 1 до 20 %. Большим своеобразием видового состава отличаются транспортные, селитебные и свалочные местообитания. Одновременно их растительные сообщества характеризуются и наибольшим разнообразием чужеродных растений. Лишь небольшая часть чужеродных видов – 25 видов (7%) – проявляют высокую экотопическую активность и освоили весь спектр антропогенных местообитаний. Большая часть чужеродных растений (58%) встречаются в 2–7 местообитаниях и, таким образом, умеренно активны. Около трети (109, или 32%) чужеродных видов являются слабоактивными и отмечены в каком-либо одном местообитании.

Ключевые слова: Средний Урал, Свердловская область, антропогенные местообитания, чужеродные виды.

Введение

Исследования чужеродных растений проводятся практически во всех регионах России. Одно из наиболее важных направлений – инвентаризация видового разнообразия чужеродных растений. В последнее время вектор исследований смещается в сторону изучения процессов натурализации чужеродных видов и анализа их угрозы региональному биологическому разнообразию [Крылов, Решетникова, 2009; Виноградова и др., 2010; 2011; Панасенко, 2013; Хорун, Казакова, 2013; Стародубцева и др., 2014; и др.]. Первым шагом при оценке степени натурализации чужеродных растений является анализ их распределения в антропогенных экотопах. Это позволяет

выявить способы заноса и места наибольшей концентрации чужеродных растений в регионе. С другой стороны, это важно для понимания биологии вида, так как показывает особенности его расселения в условиях вторичного ареала, активность при освоении антропогенных экотопов и потенциальную способность к внедрению в естественные и полуестественные растительные сообщества.

В настоящее время в Свердловской обл. выполнен большой объём исследований чужеродных растений: дана подробная биоэкологическая характеристика чужеродной фракции, проведено её сравнение с аборигенной фракцией флоры региона, изучена динамика биологического разнообразия

чужеродных растений в области за весь период флористических исследований [Третьякова, Куликов, 2013; 2014]. В настоящем сообщении впервые представлены результаты, характеризующие распределение чужеродных видов в антропогенных местообитаниях на территории Свердловской обл.

Материал и методика

В основу настоящей публикации положены материалы флористических исследований, проведённых автором в 1997–2013 гг. на территории Свердловской обл. Это одна из наиболее крупных административных единиц России: её площадь 194.8 тыс. км², население 4 миллиона 428 тысяч человек. Это уникальный в биогеографическом отношении регион, так как включает Урал, восточную оконечность Восточно-Европейской и западную часть Западно-Сибирской равнин. В области представлен широкий спектр зональных вариантов растительности: северная, средняя и южная тайга, северная лесостепь.

Видовой состав чужеродных растений в городских местообитаниях и в агрофитоценозах изучен на территории г. Екатеринбурга и 10 административных районов Свердловской обл. (Красноуфимский, Артинский, Первоуральский, Сухоложский, Сысертский, Белоярский; Каменский, Туринский, Талицкий, Верхотурский). В городах обследованы территории дворов, школ, стадионов и спортивных площадок, промышленных предприятий, автомобильных и железных дорог, железнодорожных станций, а также «пустоши», газоны, садово-огородные комплексы, городские парки, полигоны твёрдых бытовых отходов (ТБО), канализационные очистные сооружения (КОС), кладбища. Для выявления видового состава сеgetальных сообществ обследованы посевы яровых (овёс, пшеница, ячмень, кукуруза), озимых (рожь) зерновых, а также пропашных культур (картофель,

морковь, свёкла, капуста, редис, турнепс).

Дополнительно, маршрутным методом, исследованы участки Свердловской железной дороги в Предуралье (Красноуфимск), в горной части (Ревда, Первоуральск, Екатеринбург, Нижний Тагил, Верхотурье), на восточном макросклоне (Арамил, Сухой Лог, Богданович, Каменск-Уральский) и в Зауралье (Талица, Туринск). Общая протяжённость маршрутов составила около 500 км. Материалы, характеризующие видовой состав чужеродных растений промышленно нарушенных территорий (золоотвал Верхнетагильской ГРЭС, г. Верхний Тагил; золоотвал Богословской ТЭЦ, г. Красноуральск), взяты из литературных источников [Чибрик, Елькин, 1991; Чибрик и др., 2004] и собственных исследований (золоотвал Красногорской ТЭЦ, г. Каменск-Уральский).

Используя существующие подходы к классификации антропогенных экотопов [Игнатов и др., 1990; Ильминских, 1994; Радыгина, Булгаков, 2007; Рудковская, 2006; Адвентивная флора Москвы..., 2012; и др.], мы выделили 9 вариантов местообитаний, которые можно объединить в 2 группы. Первую образуют декоративные местообитания (селитебные, парковые и кладбищенские), где ведущим фактором хозяйственной деятельности является интродукция. Вторую группу образуют рудерально-сеgetальные местообитания, приуроченные к заводским и промышленно нарушенным (золоотвалы ТЭЦ, ГРЭС) территориям, транспортным коммуникациям (обочины железных и автомобильных дорог), культурфитоценозам (посевы, посадки пропашных культур, сады, огороды), рекреационным прибрежно-водным участкам, свалкам (полигоны ТБО и КОСы). Здесь состав чужеродных растений формируется в большей степени стихийно.

Анализ видового состава чужеродных растений в растительных группировках антропогенных местообитаний включал оценку видового богатства и видовой специфичности, соотношение групп преднамеренно и непреднамеренно занесённых растений (доли эргазиофитов и ксенофитов) и групп по степени достигнутой натурализации (эфемерофитов, колонофитов, агриофитов и эпекофитов). Кроме того, дана оценка сходства видового состава по коэффициенту Жаккара:

$$K_{ss} = C/(A+B-C),$$

где А – общее число видов в первом сообществе, В – общее число видов во втором сообществе, С – число видов, общих для сравниваемых сообществ [Шмидт, 1984].

Результаты и их обсуждение

В декоративных местообитаниях встречается 243 вида, что составляет 68% от общего числа чужеродных растений, отмеченных в регионе. Из них 52 вида (20%) отсутствуют в рудеральных и сегетальных местообитаниях (табл. 1). Растительные группировки декоративных местообитаний отличает повышенное число интродуцированных видов (табл. 2). Эргазиофиты и ксенофиты являются здесь кодоминирующими группами: 54% видов приходится на долю

ксенофитов и 46% – на долю эргазиофитов. Видовой состав ксенофитов слагают, большей частью, широко распространённые в регионе рудеральные виды (*Artemisia absinthium* L., *Conyza canadensis* (L.) Cronq., *Lactuca serriola* L., *Lepidium densiflorum* Schrad., *Chenopodium album* L., *Melilotus albus* Medik., *Hordeum jubatum* L. и др.).

На долю стабильного компонента чужеродной фракции (группы эпекофитов и агриофитов) приходится 49% видов. Большую часть составляет группа эпекофитов (41%). Группа агриофитов представлена крайне ограниченным числом видов – 19 видов (8%). Соответственно, нестабильный компонент включает 51% видов. В нём незначительно преобладает группа колонофитов (табл. 3).

Наибольшим видовым богатством отличаются **селитебные местообитания**, представляющие собой территории сосредоточения жилых домов и административных зданий и занимающие большую часть городской площади. В растительных группировках, связанных с селитебными местообитаниями, встречается 215 чужеродных видов (табл. 1). Из них 122 вида (57 %) – ксенофиты, среди которых широко распространённые сорные растения (*Centaurea cyanus* L., *Fumaria officinalis* L., *Thlaspi arvense* L.,

Таблица 1. Показатели видового богатства и специфичности антропогенных местообитаний

Типы местообитаний	Общее число видов	Число специфичных видов	
		шт.	%
Декоративные, всего	243	52	20
В том числе:			
селитебные	215	19	9
парковые	127	9	7
кладбищенские	112	8	7
Сегетально-рудеральные, всего	286	101	35
В том числе:			
транспортные	186	38	20
заводские	86	4	5
промышленно нарушенные	88	1	1
сегетальные	105	3	3
водные и прибрежные	70	5	7
свалочные	170	19	11

Таблица 2. Соотношение групп чужеродных растений по способу заноса в антропогенных местообитаниях

Типы местообитаний	Число видов	
	Эргазиофитов, абс. / %	Ксенофитов, абс. / %
Декоративные, всего	131 / 54	112 / 46
В том числе:		
селитебные	93 / 43	122 / 57
парковые	61 / 48	66 / 52
кладбищенские	62 / 55	50 / 45
Сегетально-рудеральные, всего	98 / 34	188 / 66
В том числе:		
транспортные	56 / 30	130 / 70
заводские	32 / 37	54 / 63
промышленно нарушенные	12 / 14	76 / 86
сегетальные	29 / 28	76 / 72
водные и прибрежные	20 / 26	50 / 74
свалочные	61 / 36	109 / 64

Таблица 3. Соотношение групп чужеродных растений по степени достигнутой натурализации в антропогенных местообитаниях

Типы местообитаний	Число видов (абс./%)			
	Эфемерофиты	Колонофиты	Эпекофиты	Агриофиты
Декоративные, всего	52 / 21	73 / 30	99 / 41	19 / 8
В том числе:				
селитебные	42 / 20	58 / 27	96 / 45	19 / 8
парковые	11 / 9	49 / 38	52 / 41	15 / 12
кладбищенские	16 / 14	44 / 39	37 / 34	15 / 13
Сегетально-рудеральные, всего	95 / 33	54 / 19	116 / 41	21 / 7
В том числе:				
транспортные	45 / 24	39 / 21	86 / 46	16 / 9
заводские	12 / 14	21 / 24	40 / 47	13 / 15
промышленно нарушенные	2 / 2	8 / 9	65 / 74	13 / 15
сегетальные	25 / 24	8 / 8	63 / 59	9 / 9
водные и прибрежные	4 / 6	14 / 20	34 / 49	18 / 25
свалочные	55 / 32	18 / 11	80 / 47	17 / 10

Galinsoga parviflora Cav.). Кроме того, здесь часто встречаются дичающие культивируемые виды – эргазиофиты: *Centaurea montana* L., *Brunnera sibirica* Stev., *Rudbeckia laciniata* L., всего 93 вида (табл. 2).

В видовом составе селитебных местообитаний на долю стабильного компонента приходится 53% видов, преимущественно эпекофитов (96

видов, или 45%). В нестабильном компоненте практически равным числом видов представлены группы как колонофитов, так и эфемерофитов (табл. 3).

Сообщества селитебных местообитаний отличает не только высокое видовое богатство, но и наличие значительного числа характерных для них видов (19), например, виды-

ксенофиты *Impatiens parviflora* DC., *Datura stramonium* L., *Rumex sibiricus* Hult., *Sisymbrium irio* L., *Galinsoga ciliata* (Rafin.) Blake и эргазиофиты *Physalis alkekengi* L., *Borago officinalis* L. и др.

В группу **парковых местообитаний** нами объединены территории парков, скверов и бульваров городов, относящиеся к системе городских зелёных насаждений общего пользования. Парковые сообщества заметно уступают селитебным по уровню видового богатства: 127 чужеродных видов (табл. 1). Эргазиофиты и ксенофиты образуют примерно равные по объёму группы, насчитывающие 61 и 66 видов, соответственно (табл. 2). По доле стабильного компонента (53%) парковые местообитания находятся на одном уровне с селитебными, в них также преобладают группа эпекофитов (52 вида, или 41%). В то же время их растительные группировки отличаются по составу нестабильного компонента, в котором резко повышается доля колонофитов и, соответственно, снижается доля эфемерофитов (табл. 3).

Меньше в составе сообществ данных местообитаний и специфичных видов – 9. Среди них 6 видов декоративных растений (*Allium caeruleum* Pall. var. *bulbilliferum* Ledeb., *Syringa amurensis* Rupr., *S. villosa* Vahl, *Elaeagnus angustifolia* L., *E. commutata* Bernh. ex Rydb., *Pyrus communis* L.) и 3 вида-ксенофита (*Geum macrophyllum* Willd., *Tragopogon pratensis* L., *Chenopodium strictum* Roth.).

На участках **кладбищенских местообитаний** обнаружено 112 чужеродных видов (табл. 1). В растительных группировках, формируемых на кладбищах, высоко участие интродуцированных видов – 62 вида, или 55%. Эргазиофиты, используемые в местах погребений, отличаются высокой конкурентоспособностью, легко дичают, выходя за пределы мест посадки. Это связано с преднамеренным подбором их ассортимента: среди высаживаемых

на кладбищах растений преобладают многолетние, малотребовательные к экологическим условиям и не нуждающиеся в постоянном уходе виды. Именно интродуцированные виды придают своеобразие данным местообитаниям: *Linum usitatissimum* L., *Vinca minor* L., *Euphorbia cyparissias* L., *Verbascum densiflorum* Bertol., *Thuja occidentalis* L. Здесь хорошо выражена группа ксенофитов: 50 видов (табл. 2). В видовом составе кладбищенских местообитаний перевес в сторону нестабильного компонента – 53%. Важной особенностью данных сообществ является высокая представленность в них группы колонофитов – 44 вида, или 39% (табл. 3).

Растительные группировки **рудерально-сегетальных местообитаний** почти не отличаются от группировок декоративных местообитаний по уровню видового богатства: 286 видов (75% от общего числа чужеродных растений, встречающихся в регионе). Из них 185 видов представлены в составе сообществ как рудерально-сегетальных, так и декоративных местообитаний. Соответственно, треть видового состава – 101 вид (35%) – специфичные виды (табл. 1). Уровень сходства видового состава декоративных и рудерально-сегетальных местообитаний (коэффициент Жаккара) равен 0.54. Важной отличительной чертой рудерально-сегетальных местообитаний является доминирующее положение группы ксенофитов (66%), эргазиофиты играют второстепенную роль (табл. 2).

В рудерально-сегетальных местообитаниях наблюдается примерно равное соотношение стабильного и нестабильного компонентов среди чужеродных растений – 48% и 52%, соответственно. При этом большее число видов представлено эпекофитами (41%). В нестабильном компоненте существенно выше доля эфемерофитов – 33%. Соответственно снижается доля колонофитов (табл. 3).

Растительные группировки **транспортных местообитаний**

отличает высокое видовое разнообразие чужеродных растений – здесь обнаружено 186 видов (табл. 1). Абсолютное большинство видов являются ксенофитами (130 видов). Эргазиофиты представлены значительно меньшим числом видов (табл. 2). В стабильном компоненте, объединяющем 55% видового состава, преобладает группа эпекофитов. В нестабильном компоненте соотношение доли эфемерофитов и колонофитов – 24 и 21%, соответственно (табл. 3).

Сообщества, приуроченные к транспортным коммуникациям, отличаются наибольшим видовым своеобразием: 38 чужеродных видов встречаются только здесь. Для железнодорожных растительных группировок к таковым относятся *Artemisia dubia* Wall., *A. selengensis* Turcz. ex Bess., *Grindelia squarrosa* (Pursh) Dunal, *Atriplex patens* (Litv.) Iljin, *Ambrosia artemisiifolia* L., *Acroptilon repens* (L.) DC., *Kochia scoparia* (L.) Schrad., *K. densiflora* (Moq.) Aell., *Gypsophila perfoliata* L., *G. paniculata* L., *Cardaria draba* (L.) Desv., *Salsola collina* Pall. и др. Специфичными для растительных группировок, формирующихся вдоль автомобильных дорог, являются *Carex duriuscula* C. A. Mey., *Atriplex oblongifolia* Waldst. et Kit., *Plantago depressa* Schlecht.

Сообщества, приуроченные к **промышленно нарушенным и заводским местообитаниям**, отличаются крайне низким уровнем видового разнообразия: 88 и 86 видов чужеродных растений, соответственно (табл. 1). Основную массу видов представляют ксенофиты, доля которых в промышленно нарушенных местообитаниях составляет 86%, а в заводских – 63%. Группа эргазиофитов немногочисленна (табл. 2). Это преимущественно виды, используемые для озеленения заводских территорий и биологической рекультивации нарушенных земель, проявляющие способность к самостоятельному расселению: *Hippophaë rhamnoides* L., *Caragana*

arborescens Lam., *Onobrychis viciifolia* Scop., *Agropyron pectinatum* (Bieb.) Beauv., *Malus baccata* (L.) Borkh., *Populus balsamifera* L., *Acer negundo* L. и др.

Абсолютное большинство видового состава сообществ заводских и промышленно нарушенных местообитаний является стабильным компонентом чужеродной фракции. В частности, в группировках промышленно нарушенных местообитаний доля агиофитов и эпекофитов повышается до 89%. При этом большая часть видов – эпекофиты. Соответственно, снижается доля нестабильного компонента – групп колонофитов и эфемерофитов. Причём в промышленно нарушенных местообитаниях почти полностью отсутствуют эфемерофиты (табл. 3).

Группировки данных местообитаний отличает очень малая специфичность видового состава. Так в промышленно нарушенных местообитаниях отмечен только один специфичный вид *Apera spica-venti* (L.) Beauv. Специфичными для заводских территорий являются 4 вида: *Amaranthus blitoides* S. Wats., *Corispermum declinatum* Steph. ex Iljin, *Glaucium corniculatum* (L.) J. H. Rudolph, *Anisantha tectorum* (L.) Nevski.

В растительных группировках **сегетальных местообитаний** отмечено 105 чужеродных видов, например: *Amaranthus retroflexus* L., *Lamium amplexicaule* L., *Lactuca serriola* L., *Urtica urens* L. (табл. 1). Сегетальные сообщества образованы преимущественно ксенофитами, которых насчитывается 76 видов. Доля эргазиофитов невелика, только 28%, и это преимущественно пищевые растения, встречающиеся в посевах других культур. Например, рожь в посевах пшеницы либо овса. Некоторые эргазиофиты встречаются по обочинам полей, например *Helianthus annuus* L., *Calendula officinalis* L., *Anethum graveolens* L. (табл. 2). В сегетальных местообитаниях стабильный компонент представлен 72 чужеродными видами

(68%), в большинстве своём эпекофитами. Среди нестабильного компонента высоко участие группы эфемерофитов – 25 видов, или 24% (табл. 3). Специфичными для сегетальных сообществ являются 3 вида: *Amaranthus hypochondriacus* L., *Silene dichotoma* Ehrh., *Rhinanthus apterus* (Fries) Ostenf.

В водных и прибрежных местообитаниях произрастает небольшое число чужеродных растений – 70 видов (табл. 1). При этом видовой состав собственно «водной флоры» достаточно беден: водных растений только 3 вида (*Elodea canadensis* Michx., *Vallisneria spiralis* L., *Lemna gibba* L.), а прибрежно-водных 5 видов (*Typha laxmannii* Lerech., *Eragrostis pilosa* (L.) Beauv., *Iris pseudacorus* L., *Impatiens glandulifera* Royle, *Chenopodium polyspermum* L.). Количество чужеродных растений существенно расширяется, если рассматривать береговые обрывы, песчаные отмели, заливаемые участки поймы. Эти участки, связанные с водоёмами, представляют первичные, то есть природные нарушенные местообитания, потенциально наиболее пригодные для внедрения. Здесь часто встречаются широко распространённые чужеродные растения, например, *Amaranthus retroflexus*, *Lappula squarrosa* (Retz.) Dumort., *Convolvulus arvensis* L. Некоторые виды нередко образуют сплошные густые прибрежные заросли: *Acer negundo*, *Heracleum sosnowskyi* Manden., *Impatiens glandulifera*, *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. et Gray, *Hippophaë rhamnoides*. Уникальность видовой состава водных и прибрежных местообитаний обеспечивают 5 чужеродных видов: 3 вида настоящие водные растения и 2 вида (*Eragrostis pilosa* и *Caragana frutex* (L.) C. Koch.) обнаружены в прибрежных сообществах.

В водных и прибрежных местообитаниях по способу заноса преобладают ксенофиты, дающие 71% видовой состава (табл. 2), а по степени

достигнутой натурализации – эпекофиты, доля которых 49%. В них так же, как и в сообществах промышленно нарушенных местообитаний крайне мало эфемерофитов (табл. 3).

Основными местами концентрации заносных видов являются крупные городские свалки (полигоны ТБО) и территории КОС. В **свалочных местообитаниях** группа чужеродных растений насчитывает 170 видов (табл. 1). Среди них преобладают ксенофиты – 109 видов. Достаточно большое число эргазиофитов – 61 вид, или 36% (табл. 2). В видовом составе свалочных местообитаний сохраняется перевес в сторону стабильного компонента чужеродной фракции – преобладают эпекофиты (47%) и агрофиты (10%). В то же время, в отличие от сообществ других местообитаний, очень многочисленна группа эфемерофитов, включающая треть видовой состава – 55 видов, или 32% (табл. 3).

Специфичность видовой составу свалочных растительных группировок придают 19 видов. Среди них редкие для области чужеродные растения, например, *Bromus arvensis* L., *Xanthium albinum* (Widd.) H. Scholz, *X. strumarium* L., *Malva neglecta* Wallr., *Abutilon theophrastii* Medik., *Aegilops cylindrica* Host, *Solanum schultesii* Opiz.

На полигонах ТБО обнаружено 157 чужеродных видов. Растительные группировки свалочных местообитаний, находящихся на начальной стадии зарастания, представлены как культурными растениями, зачатки которых (семена, клубни, луковицы) попадают в грунт вместе с завезённым мусором, так и обычными рудеральными растениями. Здесь произрастают пищевые (*Allium oleraceum* L., *Anethum graveolens*, *Armoracia rusticana* Gaertn., Mey. et Scherb., *Citrullus lanatus* (Thunb.) Matsum. et Nakai, *Cucumis sativus* L., *Cucurbita pepo* L., *Lycopersicon esculentum* Mill., *Physalis philadelphica* Lam.) и декоративные растения как травянистые (*Aquilegia vulgaris* L.,

Таблица 4. Встречаемость чужеродных видов в антропогенных местообитаниях

Число экотопов, где встречается вид	Число видов	
	абс.	%
1	109	32
2	55	16
3	52	15
4	34	10
5	28	8
6	21	6
7	11	3
8	10	3
9	25	7

Dianthus barbatus L., *Hesperis matronalis* L.), так и древесные (*Acer negundo*, *Malus baccata* и др.). Одни из наиболее удивительных находок – растение персика (*Persica vulgaris* Mill.) и инжира (*Ficus carica* L.), достигающие 1.5 м высоты. Из рудеральных видов обычны *Chenopodium album*, *C. glaucum* L., *Atriplex intracontinentalis* Sukhor. На участках третьего-четвёртого года формируются почти одновидовые группировки (с двумя-тремя видами в нижних ярусах) с доминированием *Sisymbrium loeselii* L., *Artemisia absinthium*, *Conium maculatum* L. Могут встречаться интродуцированные виды – *Amelanchier spicata* (Lam.) C. Koch, *Caragana arborescens*, *Malus domestica* Borkh., *Acer negundo*, *Populus balsamifera*.

На КОСах г. Екатеринбурга обнаружено немного чужеродных видов (48). Здесь, так же, как и на полигонах ТБО, очень широко встречаются культивируемые представители тыквенных (*Cucumis sativus*, *Cucurbita pepo*) и паслёновых (*Lycopersicon esculentum*). К числу экзотических для Свердловской обл. можно отнести находки *Physalis pubescens* L., *P. philadelphica*, и *Brassica napus* L.

Лишь небольшая часть чужеродных видов – 25 видов (7%) – проявляют высокую экотопическую активность и освоили весь спектр антропогенных местообитаний (табл. 4). Среди них

Amaranthus retroflexus, *Artemisia absinthium*, *Conyza canadensis*, *Lepidotheca suaveolens* (Pursh) Nutt., *Sisymbrium officinale* (L.) Scop., *Senecio vulgaris* L., *Lepidium densiflorum*, *L. ruderale* L., *Bunias orientalis* L., *Chenopodium album*, *Epilobium adenocaulon* Hausskn., *Acer negundo* и др. Подавляющее большинство высокоактивных видов являются стабильным компонентом чужеродной фракции – эпекофитами (60%) и агриофитами (31%). Высокой экотопической активностью отличаются и два вида-колонофита: *Amaranthus retroflexus*, *Populus balsamifera*.

Большая часть чужеродных растений (58%) встречается в 2–7 местообитаниях, и таким образом эти растения являются умеренно активными. В их составе нестабильная (эфемерофиты, колонофиты) и стабильная (эпекофиты) фракции представлены практически в равном объёме – 53% и 47%, соответственно.

Около трети (109, или 32%) чужеродных видов являются слабоактивными и отмечены в каком-либо одном местообитании. Как правило, это виды, известные на территории региона лишь по единичным находкам (*Grindelia squarrosa*, *Amaranthus blitoides*, *Falcaria vulgaris* Bernh., *Malva neglecta*, *Abutilon theophrastii*) и др. и интродуцированные виды (*Rudbeckia laciniata*, *Sempervivum*

tectorum L., *Vinca minor* и др.). Большую часть слабоактивных видов составляют эфемерофиты (59%) и колонофиты (30%), то есть нестабильный компонент чужеродной фракции. Небольшое число слабоактивных видов представляют собой эпекофиты (9%) и агриофиты (2%). К числу последних относятся *Elodea canadensis*, *Lemna gibba* и *Impatiens parviflora*.

Заключение

Антропогенные местообитания играют важную роль в формировании чужеродной фракции флоры Свердловской обл. С одной стороны, – как места поселения и заноса чужеродных видов. С другой стороны – как места первичной натурализации заносных видов, места их закрепления на территории региона и расселения в условиях вторичного ареала.

В декоративных местообитаниях встречается 243 вида, или 68% чужеродных растений, известных в регионе. Наибольшее число чужеродных видов (215) отмечено в селитебных местообитаниях, тогда как в парковых и кладбищенских их почти вдвое меньше: 127 и 112 видов, соответственно. Лишь 52 вида, или 20% являются специфичными для декоративных местообитаний и отсутствуют в рудерально-сегетальных. Во флоре данных местообитаний преобладают ксенофиты и эргазиофиты. Половина видового состава (49%) приходится на стабильный компонент чужеродной фракции – группы эпекофитов и агриофитов. Другую половину образуют группы эфемерофитов и колонофитов, причём доля последних выше.

С рудерально-сегетальными местообитаниями связано 286 (75%) чужеродных видов. Преобладают ксенофиты (66%), а остальные относятся к эргазиофитам. Растительные группировки рудерально-сегетальных местообитаний заметно различаются по соотношению групп чужеродных растений с различной

степенью натурализации. В сообществах заводских, промышленно нарушенных, сегетальных, водных и прибрежных местообитаний наблюдается существенный перевес в сторону стабильного компонента чужеродной фракции. В частности, наиболее высокая доля эпекофитов отмечена в промышленно нарушенных и сегетальных группировках, а агриофитов – в водных и прибрежных. Вклад групп эфемерофитов и колонофитов существенно ниже. Причём виды-эфемерофиты практически отсутствуют в сообществах промышленно нарушенных, водных и прибрежных местообитаний. Наиболее высоко участие эфемерофитов в сообществах, связанных с транспортными коммуникациями, сегетальными сообществами и территориями бытовых свалок, что подчеркивает крайнюю нестабильность условий существования растительных группировок данных местообитаний.

Общей чертой антропогенных местообитаний является крайне ограниченное число экотопически специфичных видов – их доля изменяется в пределах от 1 до 20%. Большим своеобразием отличаются флоры транспортных, селитебных и свалочных местообитаний. Наиболее близки по видовому составу чужеродных растений селитебные и свалочные местообитания ($K_{ss} = 0.49$). К ним примыкают кладбищенские, парковые ($K_{ss} = 0.47$), заводские ($K_{ss} = 0.46$), транспортные и сегетальные ($K_{ss} = 0.43$). Комплексы чужеродных растений, связанные с промышленно нарушенными и прибрежно-водными местообитаниями, более обособлены ($K_{ss} = 0.39$).

Лишь небольшая часть чужеродных видов – 25 видов, или 7% – проявляют высокую экотопическую активность и освоили весь спектр антропогенных местообитаний. Около трети (109, или 32%) чужеродных видов являются слабоактивными и отмечены в каком-либо одном местообитании, как

правило, это виды, известные на территории региона лишь по единичным находкам, и интродуцированные виды. Их экологическая избирательность, по-видимому, связана не только с условиями того или иного местообитания, но и со временем и способом их заноса.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ и Правительства Свердловской области (проект № 13-04-96032).

Литература

- Адвентивная флора Москвы и Московской области / С.Р. Майоров, В.Д. Бочкин, Ю.А. Насимович, А.В. Щербаков. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. 412 с.
- Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Нотов А.А. Чёрная книга флоры Тверской области: чужеродные виды растений в экосистемах Тверского региона. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. 292 с.
- Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Чёрная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. 512 с.
- Игнатов М.С., Макаров В.В., Чичев А.В. Конспект флоры адвентивных растений Московской области // Флористические исследования в Московской области. М., 1990. С. 5–105.
- Ильминских Н.Г. Экологическая структура городской флоры // Актуальные проблемы сравнительного изучения флор: Материалы III рабочего совещания по сравнительной флористике. Кунгур, 1988. СПб: Наука, 1994. С. 269–276.
- Крылов А.В., Решетникова Н.М. Адвентивный компонент флоры Калужской области: натурализация видов // Бот. журн. 2009. Т. 94, № 8. С. 1126–1158.
- Панасенко Н.Н. Растения-«трансформеры»: признаки и особенности выделения // Вестник Удмуртского университета. 2013. Сер. 6. Вып. 2. С. 17–22.
- Радыгина В.И., Булгаков И.Л. Биотопы г. Орла и их флористический состав // Современные аспекты экологии и экологического образования. Назрань: Пилигрим, 2007. С. 262–264.
- Рудковская О.А. Ландшафтная организация территории г. Петрозаводска // Северная Европа в XXI веке: природа, культура, экономика: Материалы международной конференции, посвящённой 60-летию КарНЦ РАН. Петрозаводск, 2006. С. 178–180.
- Стародубцева Е.А., Морозова О.В., Григорьевская А.Я. Материалы к «Чёрной книге Воронежской области» // Российский журнал биологических инвазий. 2014. № 2. С. 133–148.
- Третьякова А.С., Куликов П.В. Адвентивный компонент флоры Свердловской области: динамика видового состава // Вестн. Удм. ун-та. 2013. Сер. 6. Вып. 4. С. 184–188.
- Третьякова А.С., Куликов П.В. Адвентивный компонент флоры Свердловской области: биоэкологические особенности // Вестн. Удм. ун-та. 2014. Сер. 6. Вып. 1. С. 57–67.
- Хорун Л.В., Казакова М.В. Флористический состав и натурализация адвентивных видов флоры Рязанской области // Вестник Удмуртского университета. 2013. Сер. 6. 2013. Вып. 2. С. 43–47.
- Чибрик Т.С., Елькин Ю.А. Формирование фитоценозов на нарушенных промышленностью землях: (биологическая рекультивация). Свердловск, 1991. 220 с.
- Чибрик Т.С., Лукина Н.В., Глазырина М.А. Характеристика флоры нарушенных промышленностью земель Урала: Учеб. пособие. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2004. 160 с.
- Шмидт В.М. Математические методы в ботанике. Л.: Изд-во ЛГУ, 1984. 156 с.

REGULARITIES OF DISTRIBUTION OF ALIEN PLANTS IN ANTHROPOGENOUS HABITATS OF SVERDLOVSK OBLAST

© 2015 Tretyakova A.S.

Ural Federal University named after the first President of Russia B. N. Yeltsin,
Yekaterinburg 620002, e-mail: alyona.tretyakova@urfu.ru

The results of alien species ecotope distribution analysis in the Sverdlovsk Oblast are presented. Nine versions of anthropogenic ecotopes pooled into two groups, decorative (residential, park, cemetery), and ruderal-segetal (factory, industrial disturbance, traffic, segetal, coastal water, landfill), are singled out. In the decorative habitats 243 species occur, in ruderal-segetal – 286 species. Level of similarity in species composition of decorative and ruderal-segetal habitats (Jaccard coefficient) is 0.54. A common feature of anthropogenous habitats is a very limited number of ecotope specific species – the proportion varies from 1% to 20%. Traffic, residential and landfill habitats are notable for their very peculiar species composition. At the same time their plant communities are characterized by the greatest diversity of alien plants also. Only a small proportion of alien species – 25 species, or 7% – shows a high ecotope activity and mastered the whole spectrum of man-made habitats. Most of alien plants (58%) are found in 2–7 habitats and thus are moderately active. About one-third (109, or 32%) of alien species are poorly active and marked in some one locality.

Key words: Middle Ural, Sverdlovsk Oblast, anthropogenous habitats, alien species.

ОБЗОР ДРЕВЕСНЫХ ЭКЗОТОВ, ДАЮЩИХ САМОСЕВ В Г. САНКТ-ПЕТЕРБУРГЕ (РОССИЯ)

© 2015 Фирсов Г.А., Бялт В.В.

Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН, ул. проф. Попова, 2,
г. Санкт-Петербург, 197273, Россия
gennady_firsov@mail.ru; byalt66@mail.ru

Поступила в редакцию 28.04.2014

Представлены результаты изучения экзотических древесных растений, дающих самосев на территории г. Санкт-Петербурга (Россия). По нашим данным, в Санкт-Петербурге самосев отмечен у 227 видов 73 родов 31 семейства. Для 49 видов из 28 родов 19 семейств самосев приводится впервые. Ряд видов обладают потенциально инвазионными качествами, что особенно заметно в последние годы на фоне потепления климата Санкт-Петербурга. Образование и сохранение самосева зависит от ряда причин, таких как наличие групповых посадок, степень задернения почвы, освещённость, отсутствие или наличие ухода и т. п. Необходим постоянный мониторинг всех видов, образующих самосев, так как некоторые из них могут быть потенциально инвазионными.

Ключевые слова: древесные растения, самосев, чужеродные виды, Северо-Запад России, натурализация.

Введение

В своей речи на закрытии IV Международного конгресса ботанических садов 18 июня 2010 г. в Дублине (Ирландия) Почётный директор Миссурийского ботанического сада Питер Рейвен сказал о проблеме исчезновения эукариотических организмов [Рейвен, 2011, с. 177]: «Мы ожидаем, что будет найдено ещё больше организмов, но при этом осознаём, что не сможем исследовать, дать название и разобраться в 12 миллионах эукариотических организмов прежде, чем большинство из них исчезнет». Далее Питер Рейвен объясняет, почему они исчезают – это, без сомнения, по классической причине разрушения мест обитания. В числе важнейших причин, влияющих на сохранение биоразнообразия, он называет распространение чужеродных видов по всему миру [с. 178]: «Например, в окрестностях Гонолулу вы найдёте много красивых лесных участков, но в них нет ни одного местного растения или животного.

На возвышенностях Галапагосских островов, где Чарльз Дарвин заложил основы теории эволюции, гуаява и другие интродуцированные растения быстро распространяются, уничтожая местную растительность». В конце XX в. добавилось ещё одно непредвиденное обстоятельство – глобальное потепление. Всё это меняет и традиционную модель деятельности ботанических садов.

Как справедливо отмечают Ю.К. Виноградова и А.Г. Куклина [2012, с. 5]: «За последние 200 лет региональная флора во многих странах претерпела весьма существенные изменения: едва ли не треть её составляют заносные (чужеродные, неаборигенные) виды, многие из которых натурализовались на новой родине и внедрились в состав естественных фитоценозов». По мнению авторов, увеличение численности и распространение таких растений связано с увеличением объёмов торговли и транспортного сообщения, особенно в последние годы.

В 2010 г. издана Чёрная книга флоры Средней России [Виноградова и др., 2010], где сделан обзор ключевых проблем фитоинвазий и обобщены данные по биологическим особенностям 52 наиболее злостных и широко распространённых инвазионных видов флоры Средней России. Из древесных растений туда вошли 9 видов: *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Amelanchier alnifolia*, *Crataegus monogyna*, *Elaeagnus angustifolia*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Hippophae rhamnoides*, *Populus alba*, *Sorbaria sorbifolia*. Выполняя рекомендации Стратегии по инвазионным видам Европы, по которой в каждом регионе следует вести учёт и контроль за расселением 100 наиболее вредоносных видов, в последующее издание «Чёрной книги» её авторам предстоит включить ещё 48 видов. В порядке обсуждения проекта “black-list” Ю.К. Виноградова, С.Р. Майоров и Л.В. Хорун [2010] предлагают список этих дополнительных видов для рассмотрения, в который из древесных предлагаются уже 18 видов: *Acer ginnala*, *Amorpha fruticosa*, *Aronia mitschurinii*, *Caragana arborescens*, *Cornus alba*, *Cotoneaster lucidus*, *Juglans mandshurica*, *Lonicera tatarica*, *Parthenocissus inserta*, *Physocarpus opulifolius*, *Prunus virginiana*, *Quercus rubra*, *Ribes aureum*, *Robinia pseudoacacia*, *Rosa rugosa*, *Sambucus racemosa*, *Ulmus pumila*, *Vinca minor* (то есть, процентное соотношение древесных видов в этом дополнительном списке намного выше, чем в первом). По мнению авторов, в этот чёрный список должны попасть те заносные растения, которые формируют инвазионные популяции хотя бы в одном из регионов Средней России. Это пространство охватывает территорию от Тверской, Ярославской и Костромской областей на севере до Белгородской, Воронежской и Саратовской областей на юге.

На протяжении десятилетий дендрологами Санкт-Петербурга отмечался

только сам факт наличия самосева (и то не сразу, и не всегда). Лишь в последнее время самосеву стало уделяться значительно большее внимание. В глобальном масштабе эта проблема стала обостряться в мире, начиная с середины XX в. (хотя большинство широко распространённых сейчас видов были занесены раньше, около 200 лет назад). Интенсивность и масштабы проникновения неаборигенных видов и их воздействия на местные виды и сообщества, а также последствия столь велики, что биологические инвазии приходится причислить к одной из главных экологических проблем человечества [Дгебуадзе, 2010]. Разработка мер по предотвращению биологических инвазий, смягчению их последствий и мониторингу – обязанность всех стран, которые подписали в 1992 г. Конвенцию о биологическом разнообразии в Рио-де-Жанейро. Предполагается, что в ближайшем будущем произойдёт ещё большее возрастание биологических инвазий. Этому способствует глобальное потепление, повышение концентрации углекислого газа и понижение содержания азота в атмосфере [Виноградова и др., 2010].

Вначале, и долгое время, на потенциальные инвазионные качества экзотов в Санкт-Петербурге не обращалось внимания. Считалось, что эта проблема может иметь место для некоторых древесных растений где-то на юге, но не в Санкт-Петербурге (устное сообщение Н.Е. Булыгина в 1980-х гг.). Однако осмотр городских зелёных насаждений Санкт-Петербурга и других городов и населённых мест, садов, парков и лесопарков в рамках выполнения проектов конца 1980-х – начала 1990-х гг. «Основные результаты и перспективы дальнейшей интродукции хвойных на Северо-Западе России» [Булыгин и др., 1989], «Дендрологические фонды садов и парков Ленинграда [Булыгин и др., 1991] и других показал, что целый ряд видов не только образуют самосев, но и

внедрились в естественные фитоценозы и нарушенные местообитания вокруг населённых мест и садовых участков. Но в то время самосеву как важной биологической особенности растений в условиях Северо-Запада России ещё не было посвящено ни одной отдельной публикации. Более значительное внимание самосеву дендрологи Санкт-Петербурга стали уделять в XXI в. – это можно видеть из списка публикаций, положенных в основу таблицы, и особенно после выхода в свет «Чёрной книги флоры Средней России» [Виноградова и др., 2010]. В эти годы уже не только дендрологам-профессионалам, но и садоводам-любителям стало бросаться в глаза всё большее распространение ряда видов древесных в урбанофитоценозах города и в ближайших пригородах Ленинградской области. Самосеву некоторых видов древесных растений в Санкт-Петербурге посвящена диссертация С.В. Васильева [2012].

Заметное потепление климата в Санкт-Петербурге отмечается с конца 1980-х гг. [Мелешко и др., 2010; Фирсов и др., 2010]. Год 1989-й оказался самым тёплым в истории Санкт-Петербурга (среднегодовая температура воздуха 7.6 °C). Реакции древесных растений на метеорологические и фенологические аномалии 1989 и 1990 гг. посвящено исследование В.Н. Комаровой и Г.А. Фирсова [1995]. В настоящее время подтверждается один из выводов, сделанных тогда: то, что в XX в. было аномалией, в условиях современного климата начала XXI в. становится нормой. Почти не уступали 1989 г. по теплообеспеченности 1994 (7.2 °C) и 2008 (7.3 °C) годы. Общий ход кривой температуры воздуха в зимние месяцы в основном повторяет ход температуры за год. По-видимому, благодаря этому у всё большего числа видов растений обнаруживается самосев, и всё большее распространение получают южные сорные виды.

Образование и сохранение самосева зависит от ряда причин. Более

обильному самосеву способствуют посадки деревьев группами, когда обеспечивается перекрёстное опыление (по сравнению с одиночными экземплярами). Влияет степень задернения почвы и её механический состав. Например, сильное задернение и уплотнённые почвы препятствуют прорастанию семян. Сильная затенённость под кронами маточных деревьев и кустарников способствует быстрому отмиранию самосева у многих видов. Во многих случаях самосев не сохраняется из-за постоянного и сплошного скашивания травы и при уходе за газонами. Стребание осенних листьев также способствует удалению опавших плодов. При изучении биологических особенностей клёнов, интродуцированных в Ленинграде, Г.А. Фирсовым отмечено, что у многих видов самосев наблюдался только в Лесотехнической академии, где рыхлились приствольные круги, в отличие от ботанического сада БИН [Булыгин, Фирсов, 1983]. Влияет и человеческий фактор – в Ботаническом саду БИН шишки *Pinus pumila* постоянно обрываются посетителями, и семена не успевают созреть.

Необходимо подчеркнуть, что и без самосева некоторые виды также могут распространяться вегетативно. В ряде случаев это может представлять некоторую угрозу аборигенной флоре. Например, очень активно распространяются вегетативно такие виды как *Swida sericea*, которая легко укореняется верхушками побегов и образует целые заросли, *Symphoricarpos rivularis* расселяется за счёт разрастания куста и подземных корневищ. Некоторые виды *Spiraea* образуют густые заросли в местах посадок и местах семенного заноса. *Sorbaria sorbifolia* также формирует большие по площади заросли в старых парках Санкт-Петербурга, по обочинам дорог и на местах брошенных хуторов. В Ботаническом саду БИН агрессивные качества проявляет *Rubus giraldianus* Focke из Северного и Центрального

Китай, хотя этот образец находится пока в вегетативном состоянии. Очевидно, в недалёком будущем данные по самосеву (см. таблицу) могут быть дополнены.

При оценке потенциальной угрозы и инвазионных качеств разных видов следует учитывать биологические особенности растений: год вступления в репродуктивное состояние, способы опыления цветков, периодичность плодоношения и др. Очень важными факторами являются количество продуцируемых плодов и способы распространения семян. Очевидно, *Quercus rubra* и *Juglans mandshurica*, не могут конкурировать с *Acer negundo* и *Fraxinus pennsylvanica*, у которых ежегодно образуется большое количество крылаток, далеко переносимых ветром. С другой стороны, некоторые крупные жёлуди и орехи могут переносить на значительное расстояние птицы – грачи, ореховки, кедровки или сойки (хотя они более характерны для пригородных районов). По-видимому, именно таким образом дуб черешчатый разносится по всему парку Сосновка и Пискаревскому лесопарку, где наблюдается много самосева при отсутствии взрослых деревьев.

На данный момент опубликованная «Чёрная книга» охватывает территорию Средней России. Многие из включенных в неё видов являются потенциально инвазионными и для Северо-Западного региона, но не все, и это особенно касается древесных видов. Многие древесные растения, интродуцированные из разных регионов земного шара с благими целями как декоративные и полезные, могут превратиться в инвазионных вредителей и даже принести серьёзный вред природным экосистемам. Инвазионные виды составляют лишь небольшую фракцию от общего числа чужеродных видов в общем составе флоры данной местности, но их влияние может быть ужасающим и опустошительным, настоящей «биологической диверсией». И это подтверждается различными публикациями и вебсайтами в

Интернете. Один и тот же вид, например, австралийские акации, могут быть инвазионными на юге Африки, но на Британских островах – редким и трудно идущим в культуре экзотом [Grimshaw, Bayton, 2009]. Заранее мы точно не знаем, как поведёт себя в культуре то или иное растение. Поэтому садоводу и интродуктору нужно быть очень внимательным, и иногда даже удалять такое растение или принимать меры к предотвращению его возможного неконтролируемого распространения. Следует также учитывать, что в условиях изменений климата и его глобального потепления некоторые экологические ниши могут стать доступными для многих новых видов, которые прежде не отличались агрессивностью в распространении. Таким образом, необходим мониторинг как новых и недавно появившихся в культуре видов, так и «старожилов» дендрологических коллекций.

В некоторых странах и регионах (особенно тропических и островных) существуют утверждённые списки потенциально инвазионных видов, которые нельзя импортировать, выращивать или распространять путём продажи питомниками внутри этих обозначенных границ [Grimshaw, Bayton, 2009]. И там, где такие правила существуют, любители растений должны и обязаны им следовать. И вероятно, подобного рода правила и регулирующие законы в дальнейшем будут всё более широко применяться. Например, служба APHIS (Animal and Plant Health Inspection Service) в США предложила ввести новую категорию в правила для импортируемых растений: “Not Authorized Pending Pest Risk Assessment” (NAPRA). Её первой целью, очевидно, стало обоснование списка тех растений, которые являются злостными сорняками по всему миру, и таким образом, могут представлять угрозу при завозе в США. А далее APHIS планирует требовать сертификат о потенциальной опасности “pest risk assessment (PRA), предвещающий

импорт растений на территорию США для тех видов, которые отсутствуют там в культуре [Grimshaw, Bayton, 2009].

Однако есть и обратная сторона медали – это может сказаться на деятельности ботанических садов и других интродукционных центров. Высказываются мнения, что во многих ботанических садах гораздо большая проблема – сохранение коллекции и предотвращение гибели экзотов, чем проблема бегства растений из коллекций в окружающую среду [Grimshaw, Bayton, 2009]. И надо не забывать, что именно ботанические сады служат очень хорошим полигоном с ограниченной и контролируемой территорией, где как раз можно безопасно испытывать виды растений, несущие потенциальную угрозу, и давать соответствующие рекомендации для лесного, сельского и садово-паркового хозяйства, для многих энтузиастов и любителей разведения растений.

Нами предпринята попытка проанализировать все доступные нам данные, как литературные, так и результаты собственных наблюдений за культивируемыми в Санкт-Петербурге и окрестностях древесными растениями, дающими здесь самосев. Как известно, способность древесных растений к размножению самосевом есть один из ведущих показателей успешного протекания процессов их акклиматизации при интродукции в новых условиях [Гурский, 1957; Некрасов, 1980; Кохно, 1982; Булыгин и др., 1986; и др.]. Однако понимание важности этого биологического качества растений пришло не сразу. Садовник Императорского Лесного института Э.Л. Вольф, который создал основы современной дендроколлекции Лесотехнического университета в Санкт-Петербурге, начал там свою работу в 1886 г.; в 1917 г. он опубликовал монографию по «морозостойкости деревянистых растений», в которую вошло около 3350 древесных пород, испытанных им

[Вольф, 1917]. Именно на данных Вольфа до недавнего времени основывались представления о зимостойкости древесных растений на Северо-Западе России. Он испытал наибольшее число видов и форм древесных растений в истории их интродукции в Санкт-Петербурге, а многие не были испытаны вообще никем, кроме Вольфа. Однако Эгберт Людвигович в этой и других своих работах не отмечал случаев появления самосева древесных экзотов в Санкт-Петербурге (хотя такие случаи, несомненно, были). В известных сводках Н.М. Андропова [1953, 1962] по дендроколлекции Лесотехнической академии самосев древесных интродуцированных видов не характеризовался. А.Г. Головачом [1980] и рядом других дендрологов в более поздних публикациях самосев также не фиксировался. А.Г. Головач [1980, с. 21] обратил внимание, что «Кроме того, *Acer platanoides*, *Betula pubescens*, *B. verrucosa*, *Padus racemosa*, *Quercus robur*, *Ulmus laevis* и *U. scabra* более чем достаточно размножились самосевом, особенно в годы гражданской и Великой Отечественной войн». Однако, этот пример относится к видам местной флоры. Далее Александр Григорьевич отмечает два вида экзотов, дёрен белый и рябинник рябинолистный, распространившихся вегетативным путём: «Значительно разрослись и размножились вегетативно в то же время *Cornus alba*, *Sorbaria sorbifolia*, различные виды *Ribes*, *Spiraea* и *Symphoricarpos*» [там же, с. 21].

По-видимому, первыми из дендрологов в Санкт-Петербурге стали отмечать наличие самосева древесных экзотов П.А. Акимов и Н.Е. Булыгин [1961]. При описании 422 наиболее интересных деревьев и кустарников дендрологического сада и парка Ленинградской лесотехнической академии они отметили самосев у 87 видов, в том числе 20 – виды местной флоры и 67 – экзоты.

Из работы Н.Е. Булыгина и Г.А. Фирсова [1981] по истории интродукции клёнов (*Acer* L.) в Ленинграде, можно узнать, что род клён был представлен в дендрологических коллекциях города 43 видами, из которых подавляющее число плодоносили, а 11 образовывали самосев.

М.М. Игнатенко [1984] в статье, посвящённой интродукции *Pinus sibirica*, отметил его самосев в городских зелёных насаждениях г. Зеленогорска.

Н.Е. Булыгин, Н.В. Ловелиус и Г.А. Фирсов [1986] при рассмотрении биоэкологических особенностей видов рода *Acer* (*Aceraceae*), культивируемых в Ленинграде, в связи с изменениями климата, отметили самосев у 13 интродуцированных видов клёна: *Acer barbinerve*, *A. campestre*, *A. ginnala*, *A. glabrum*, *A. heldreichii*, *A. mandshuricum*, *A. negundo*, *A. pseudoplatanus*, *A. pseudosieboldianum*, *A. spicatum*, *A. tataricum*, *A. tegmentosum*, *A. ukurunduense*.

Н.Е. Булыгин, Г.А. Фирсов и В.Н. Комарова [1989] привели данные о самосеве 19 видов хвойных из 6 родов двух семейств (*Cupressaceae* и *Pinaceae*) по наблюдениям Н.Е. Булыгина в 1950–1986 гг. в дендрарии Лесотехнической академии.

При изучении древесных растений «Красных книг» СССР и РСФСР в Ленинграде (по состоянию на 1988 г.) Н.Е. Булыгин и Г.А. Фирсов [1990] отметили, что здесь культивировались 44 вида охраняемых древесных растений союзного и республиканского значения. При этом репродуктивного состояния достигли 27 интродуцированных видов, из которых 18 плодоносили, а 5 видов давали самосев: *Cotoneaster lucidus*, *Larix × polonica* Racib., *L. olgensis*, *Pinus cembra*, *Syringa josikaea*.

Основная работа, где наиболее полно отмечен самосев древесных интродуцированных растений в Санкт-Петербурге – это депонированная

монография Н.Е. Булыгина, О.А. Связевой и Г.А. Фирсова «Дендрологические фонды садов и парков Ленинграда» [1991]. В ней отмечен самосев 116 видов экзотов Ленинградской области.

В учебном пособии по самостоятельному изучению древесных растений в парке и дендрарии ботанического сада Лесотехнической академии Н.Е. Булыгин и С.Г. Сахарова [2004] характеризуют уровень адаптации растений по следующей шкале: 1 – растение только в вегетативном состоянии; 2 – цветёт, но не плодоносит; 3 – плодоносит, но не образует всхожих семян (иногда всхожесть неизвестна); 4 – растение образует всхожие семена; 5 – растение возобновляется самосевом (то есть, натурализуется), по состоянию на 2000 г. Балл «5» присвоен 52 видам.

В каталоге древесных экзотов Контрольно-семенной опытной станции (в настоящее время Центр комплексного благоустройства, ЦКБ) в г. Пушкине по материалам инвентаризации 1997–2001 гг. из 167 видов хвойных и лиственных экзотов самосев давали 18 [Булыгин, Векшин, 2005].

Г.А. Фирсов и Н.В. Лаврентьев [2008] отметили редкий случай самосева у клёна серебристого (*Acer saccharinum*) в июне 2007 г., после аномально тёплой зимы 2006/07 г.

Г.А. Фирсов, И.В. Фадеева и А.В. Волчанская [2010] при изучении фенологического состояния древесных растений в садах и парках Санкт-Петербурга в связи с изменениями климата, привели примеры репродуктивного состояния некоторых видов древесных экзотов за 30-летие 1978–2007 гг. в сравнении с предыдущим 30-летием (1948–1977 гг.) и данными Вольфа. Ими выявлен самосев у 14 видов [с. 33]: «На фоне продолжающегося потепления климата, на рубеже XX и XXI вв. обнаружен самосев целого ряда видов, у которых он ранее не наблюдался (*Carpinus betulus*, *Cerasus maximowiczii*, *Spiraea*

betulifolia, *Tripterygium regelii*), что является важным показателем адаптации вида на этой территории».

Л.В. Орлова, Г.А. Фирсов, А.А. Егоров, В.Ю. Неверовский [2011] в аннотированном каталоге хвойных Санкт-Петербургской лесотехнической академии подтвердили самосев двух видов: *Abies sibirica* и *Larix decidua*.

Г.А. Фирсов и А.В. Волчанская [2012], изучавшие изменения уровней адаптированности редких видов дендрофлоры России, интродуцированных в Санкт-Петербурге за прошедшие 100 лет, отметили 4 вида Красной книги РФ, образующих здесь самосев: *Cotoneaster lucidus*, *Juglans ailanthifolia*, *Populus balsamifera*, *Taxus cuspidata*. При этом два последних вида ранее для Санкт-Петербурга не приводились.

С.В. Васильев [2012] приводит 90 таксонов древесных растений, образующих самосев на территории Санкт-Петербурга, ссылаясь на работу Н.Е. Булыгина и С.Г. Сахаровой [2004]. Однако он не говорит о том, что каталог Н.Е. Булыгина и С.Г. Сахаровой относился только к ботаническому саду Лесотехнической академии. Кроме того, в том каталоге отмечен самосев лишь 52 видов экзотов. Сам С.В. Васильев [2012] приводит список только из 27 видов. Причём 13 видов этого списка (то есть, почти половина) – это виды местной флоры (*Quercus robur* L., *Betula pendula* Roth, *Populus tremula* L. и др.). Ясно, что для таких видов образование самосева – очевидный факт. По нашему мнению, *Taxus baccata* L. в его списке приводится ошибочно, так как указание основано на ошибочном определении (и относится к *T. cuspidata* или к *T. media* Rehd.).

Г.А. Фирсов и Н.В. Терёхина [2013] при обследовании в 2011–2012 гг. дендрария Центра комплексного благоустройства в г. Пушкине выявили самосев у 33 видов, в том числе у *Populus sibirica* *pyramidalis*.

Н.В. Лаврентьев, А.Ф. Потокин и Г.А. Фирсов [2013] впервые за более чем 150 лет культуры (с начала 1850-х

гг.) в ботаническом саду ЛТУ выявили самосев *Fagus sylvatica*.

Большая работа по обследованию зелёных насаждений Санкт-Петербурга и идентификации видов, образующих самосев, была проделана В.В. Бялтом [Бялт, Бялт, 2008, 2011а, б; Byalt, Byalt, 2011; Бялт и др., 2011; Бялт и др., 2012]. Ряд интересных сведений на эту тему содержится у Н.Н. Цвелёва [2000]; И.О. Бузуновой [2001]; Л.С. Красовской [2001]; В.Н. Гладковой и Т.С. Крюгель [2001]; Е.В. Барановой и др. [2002]; А.Ю. Дорониной [2007].

Методика исследований

В таблице приводятся материалы авторов – результаты собственного изучения дендрофлоры Санкт-Петербурга с 1979–1980 гг., с учётом известных литературных источников. Данные касаются интродуцированных видов Ленинградской области. Указания авторов «Флоры Восточной Европы» [Бузунова, 2001; Красовская, 2001; Гладкова, Крюгель, 2001] относятся к Ладого-Ильменскому флористическому району, куда входит и г. Санкт-Петербург. Иногда для отдельных видов там приводятся более точные указания. Такие виды местной флоры, как *Cotoneaster integerrimus* Medik., *Euonymus verrucosus* Scop. или *Lonicera caerulea* L. s.l., в таблицу не включены. В ряде случаев сложно определить, является тот или иной вид представителем местной флоры или натурализовавшимся экзотом. Так, *Salix fragilis* L., по мнению Н.Н. Цвелёва [2000, с. 374], на Северо-Западе Российской Федерации «возможно, всюду культ. или дич. из культ., кроме наиболее южных районов». Таким же натурализовавшимся видом здесь является *Salix alba* L. [Цвелёв, 2000]. *Populus nigra* L. – местный вид флоры Северо-Запада России, но граница ареала проходит южнее Санкт-Петербурга, в Новгородской области [Цвелёв, 2000].

В графе 2 указывается год обнаружения самосева. П.А. Акимов и

Н.Е. Булыгин [1961] инвентаризацию проводили в 1959 г., поэтому для этого источника приводится этот год. В работе Н.Е. Булыгина, Г.А. Фирсова и В.Н. Комаровой [1989], посвящённой итогам интродукции хвойных, приводятся данные о самосеве по наблюдениям Н.Е. Булыгина в дендрарии Лесотехнической академии в 1950–1986 гг. Сводка Н.Е. Булыгина, О.А. Связевой и Г.А. Фирсова [1991] составлена по состоянию на осень 1990 г. Данные Н.Е. Булыгина и С.Г. Сахаровой [2004], как отмечают авторы, относятся к 2000 г. Следует иметь в виду, что год обнаружения самосева и возраст самосева – далеко не всегда одно и то же. Могли обнаружить как всходы текущего года, так и более взрослые экземпляры.

Принятые обозначения: ед. – единично, вег. – в вегетативном состоянии, всх. – всходы (год появления всходов), выс. – высота, ог. – ограниченно (умеренно), окр. – окрестности, пл. – плодоносит, пос. – посёлок, уч. – участок, экз. – экземпляр.

БИН – Ботанический сад Ботанического института им. В.Л. Комарова РАН, ЛТУ – Лесотехнический университет им. С.М. Кирова (бывшая Санкт-Петербургская лесотехническая академия), ЦКБ – Центр комплексного благоустройства в г. Пушкине (бывшая Контрольно-семенная опытная станция), ГН – городские зелёные насаждения.

Ориг. – означает оригинальные данные, приводятся впервые, не упоминаются ни в одном из перечисленных источников.

Принятые обозначения литературных источников:

- 1 – П.А. Акимов, Н.Е. Булыгин [1961];
- 2 – Н.Е. Булыгин, Г.А. Фирсов [1981];
- 3 – М.М. Игнатенко [1984];
- 4 – Н.Е. Булыгин, Н.В. Ловелиус, Г.А. Фирсов [1986];
- 5 – Н.Е. Булыгин, Г.А. Фирсов, В.Н. Комарова [1989];
- 6 – Н.Е. Булыгин, Г.А. Фирсов [1990];
- 7 – Н.Е. Булыгин, О.А. Связева, Г.А. Фирсов [1991];

- 8 – Н.Е. Булыгин, С.Г. Сахарова [2004];
- 9 – Н.Е. Булыгин, А.П. Векшин [2005];
- 10 – Г.А. Фирсов, Н.В. Лаврентьев [2008];
- 11 – Г.А. Фирсов, И.В. Фадеева, А.В. Волчанская [2010];
- 12 – Л.В. Орлова, Г.А. Фирсов, А.А. Егоров, В.Ю. Неверовский [2011];
- 13 – Г.А. Фирсов, А.В. Волчанская [2012];
- 14 – С.В. Васильев [2012];
- 15 – Г.А. Фирсов, Н.В. Терёхина [2013];
- 16 – Н.В. Лаврентьев, А.Ф. Потокин, Г.А. Фирсов [2013];
- 17 – В.В. Бялт, А.В. Бялт [2008];
- 18 – В.В. Бялт, А.В. Бялт, А.А.Егоров [2012];
- 19 – Л.С. Красовская [2001];
- 20 – Н.Н. Цвелёв [2000];
- 21 – И.О. Бузунова [2001];
- 22 – В.Н. Гладкова, Т.С. Крюгель [2001];
- 23 – А.Ю. Доронина [2007];
- 24 – А.В. Бялт, В.В. Бялт [2011а, б];
- 25 – Е.В. Баранова и др. [2002].

Результаты исследований

Результаты исследований представлены в таблице.

Обсуждение

Всего в таблицу включены 227 видов 73 родов 31 семейства. Для 49 видов из 28 родов 19 семейств самосев приводится впервые. Ряд видов обладают потенциально инвазионными качествами, что особенно заметно в последние годы на фоне потепления климата Санкт-Петербурга. Необходим постоянный мониторинг всех видов, образующих самосев. Обращает на себя внимание таксономическое разнообразие видов, образующих самосев – они представлены большим числом родов и семейств. Наибольшее число видов, образующих самосев, выявлено у представителей родов *Acer* и *Spiraea* (по 16), *Crataegus* (14), *Larix* (9) и *Lonicera* (9). У ряда видов рода *Spiraea* самосев обнаружен в последние годы. Это же относится и к роду *Vitis* – возможно, они сильнее других реагируют на глобальное потепление.

Таблица. Виды древесных экзотов, образующие самосев в условиях Санкт-Петербурга

Название видов	Год	Место нахождения	Примечание	Источник
1	2	3	5	4
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	1950–1986	ЛТУ	Самосев очень редок, в последние годы не наблюдался.	5, 7
<i>Abies nephrolepis</i> (Trautv.) Maxim.	1950–1986	ЛТУ	Очень редко, в последние годы не наблюдался.	5, 7
<i>Abies sibirica</i> Ledeb.	1959	ЛТУ	Самосев отмечался многими авторами, чаще и обильнее других видов хвойных.	1, 5, 7, 8, 12
<i>Acanthopanax sessiliflorum</i> (Rupr. et Maxim.) Seem.	2008	БИН	Найден 10.07.08 на уч. 101 БИН (Альпинарий), в 10 м от маточного куста, всх. 2001 г., ед., вег., 1.0 м выс., пересажен на питомник.	Ориг.
<i>Acer barbinerve</i> Maxim.	до 1977	ЛТУ	Самосев очень редок. Вид двудомный, без наличия мужских особей все плоды партенокарпичные и невсхожие.	4, 7, 11
<i>Acer campestre</i> L.	1959	ЛТУ	Иногда даёт самосев вокруг посадок; редко.	1, 2, 4, 7
<i>Acer campestre</i> L. subsp. <i>leiocarpon</i> (Wallr.) Pax	1981–1982	ЛТУ	Иногда даёт самосев вокруг.	7
<i>Acer circinatum</i> Pursh	1981	ЛТУ	Даёт самосев вокруг, но редко.	2
<i>Acer ginnala</i> Maxim.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Входит в ведущий ассортимент городских зелёных насаждений, обильно плодоносит, но самосев редок. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 2, 4, 7, 8, 17, 18
<i>Acer glabrum</i> Torr.	1981–1982	БИН	Маточник на уч. 133 БИН – почти засох к 2012 г., но от него на уч. 126 выращивается самосевный коллекционный экз., уже плодоносящий.	4, 7
<i>Acer heldreichii</i> Orph. ex Boiss.	1980–1982	ЛТУ		4, 7
<i>Acer mandshuricum</i> Maxim.	1959	ЛТУ	Очень редко, единично, в Нижнем Дендросаду, недалеко от маточника. Обнаружен подросток забором Сада.	1, 2, 4, 7, 8, 11
<i>Acer negundo</i> L.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	Инвазионный вид. Далеко распространяется от маточных деревьев, достигает взрослых размеров (более 7 м выс.) и плодоносит (Проспект Кима на Васильевском острове – высокий самосевный мужской цветущий экз. у забора). Необходимо принимать меры по удалению самосева. Включён в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 2, 4, 7, 8, 14, 16, 17, 18
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	1981	БИН, ЛТУ, ЦКБ	Ед., местами ог., далеко за пределами кроны маточных деревьев, вег. Может достигать значительной высоты, до 1–2 м выс. С потеплением климата распространяется шире и обильнее.	2, 4, 7, 8, 14
<i>Acer pseudosieboldianum</i> (Pax) Kom.	1981–1982	ЛТУ	Очень редко, в последние годы не наблюдался.	4, 7
<i>Acer saccharinum</i> L.	2007	БИН, ЛТУ	Под кроной и за пределами кроны маточных деревьев, как эпифит в развилке деревьев, единично – после аномально тёплой зимы 2006/07 г., недолговечен.	10, 11
<i>Acer spicatum</i> Lam.	1959	ЛТУ		1, 2, 4, 7, 8

<i>Acer tataricum</i> L.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Входит в ведущий ассортимент городских зелёных насаждений, обильно плодоносит, но самосев даёт редко (но чаще, чем клён гиннала).	1, 2, 4, 7, 8, 17, 8
<i>Acer tegmentosum</i> Maxim.	до 1977	ЛТУ	Редко и единично.	2, 4, 6, 11
<i>Acer ukurunduense</i> Trautv. et Mey.	1981	ЛТУ	Даёт обильный самосев вокруг взрослых деревьев в Верхнем дендросаду ЛТУ.	2, 4, 7
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	до 1977	ЛТУ, ГН	Наблюдается самосев в ряде парков города (Пискаревский, Сосновка и др.).	11, 14, 18
<i>Amelanchier florida</i> Lindl.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Потенциально инвазионный вид. Уже одичал в некоторых парках СПб., на берегу Финского залива и на ж/д насыпях. Обычно его не отличают от <i>A. alnifolia</i> (Nutt.) Nutt., который входит в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010]	1, 7, 18
<i>Amelanchier ovalis</i> Medik.	1959	ЛТУ	Потенциально инвазионный вид. Имеется самосев вокруг посадок в Верхнем дендросаду ЛТУ.	1, 7, 8
<i>Amelanchier spicata</i> (Lam.) C. Koch	1990	БИН, ЛТА, ЦКБ, ГН	П.А. Акимов и Н.Е. Булыгин [1961] самосева не отмечали, он появился с конца XX в. Инвазионный вид, в лесах Ленинградской области вокруг садоводств и дачных участков. Включён в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	7, 8, 9, 15, 17, 18
<i>Aronia mitschurinii</i> A. Skvorts. et Maitull. (<i>A. melanocarpa</i> (Michx.) Ell.)	1959	ЛТУ, ГН	Часто в лесах Ленинградской области вокруг садоводств и дачных участков. Предлагается для включения в Чёрную книгу флоры Средней России как растение на первых стадиях инвазионного процесса и проявляющее тенденцию к активному расширению ареала [Виноградова и др., 2010].	1, 17
<i>Armeniaca vulgaris</i> Lam.	до 2010	ГН	Обнаружены многочисленные сеянцы и подрост на Южной горсвалке СПб.	Ориг.
<i>Berberis amurensis</i> Rupr.	1959	ЛТУ		1, 7
<i>Berberis thunbergii</i> DC.	1959	ЛТУ	Иногда дичает (окр. Зеленогорска).	1, 7, 14
<i>Berberis vulgaris</i> L.	1959	ЛТУ, ЦКБ	Достигает плодоносящего состояния. Одичавшее в пос. Комарово.	1, 7, 14, 20
<i>Betula fruticosa</i> Pall.	1990	ЛТУ		7
<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	1990	ЛТУ		7
<i>Caragana arborescens</i> Lam.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Достигает 2.5 м выс. и плодоносящего состояния, ед. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8
<i>Caragana frutex</i> (L.) C. Koch	1959	ЛТУ	Ед., очень редко.	1, 7, 8
<i>Carpinus betulus</i> L.	1978– 2007	БИН	Местами обильно, под кроной маточных деревьев на питомнике БИН, особенно в начале XXI в., до 2.5 м выс., вег.	11
<i>Celastrus orbiculata</i> Thunb.	2012	БИН, ГН	Ед., может расселяться вегетативно вокруг посадок.	Ориг.
<i>Cerasus besseyi</i> (Bail.) Sok.	1959	ЛТУ		1
<i>Cerasus maximowiczii</i> (Rupr.) Kom.	1959	ЛТУ		1, 11
<i>Cerasus tomentosa</i> (Thunb.) Wall.	2012	БИН	Ед. Обнаружен на питомнике БИН 8.06.12.	Ориг.
<i>Cerasus vulgaris</i> Mill.	2011	БИН	Обнаружен 6.12.11. Кроме того, его самосев наблюдается на свалках города.	Ориг.

<i>Chamaecyparis pisifera</i> (Siebold et Zucc.) Endl.	2012	БИН	Питомник БИН и соседние участки парка, под кроной маточного дерева и за её пределами (возраст 58 лет), до 25 см выс., ед.	Ориг.
<i>Chamaecytisus ruthenicus</i> (Fisch. ex Woloszcz.) Klaskova	1959	ЛТУ	Образует самосев на садовых участках у садоводов-любителей (устное сообщение Н.Г. Цейтина)	1, 7
<i>Corylus cornuta</i> Marsh.	1990	ЛТУ		7
<i>Corylus mandshurica</i> Maxim.	1990	ЛТУ		7, 8
<i>Cotoneaster acutifolius</i> Turcz.	1959	ЛТУ	Возможно, что указание относится к <i>C. lucidus</i> .	1
<i>Cotoneaster horizontalis</i> Decne.	1990	ЛТУ		7
<i>Cotoneaster lucidus</i> Schlecht.	1988	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	Достигает крупных размеров и плодоносящего состояния, местами обильно. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	6, 7, 12, 14, 15, 17, 18, 22
<i>Crataegus almaatensis</i> Pojark.	1990	ЛТУ	У всех боярышников чаще наблюдаются отпрыски (вегетативное потомство), чем самосев. Ни один из них инвазионной угрозы пока не представляет.	7
<i>Crataegus chlorosarca</i> Maxim.	1959	ЛТУ		1, 8
<i>Crataegus douglasii</i> Lindl.	1959	ЛТУ		1, 7, 8
<i>Crataegus flabellata</i> (Bosc) C. Koch	1990	ЛТУ		7
<i>Crataegus horrida</i> Medik. (<i>C. rotundifolia</i> Moench)	1959	ЛТУ, БИН		1, 7, 8
<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.	1990	ЛТУ		7
<i>Crataegus maximowiczii</i> C.K. Schneid.	1990	ЛТУ	Даёт самосев вокруг посадок.	7
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	1990	ЛТУ	Включён в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010]. В Санкт-Петербурге инвазионной угрозы пока не представляет.	7
<i>Crataegus nigra</i> Waldst. et Kit.	1990	ЛТУ		7
<i>Crataegus pinnatifida</i> Bunge	1990	ЛТУ		7
<i>Crataegus punctata</i> Jacq.	1990	ЛТУ		7
<i>Crataegus rivularis</i> Nutt.	1990	ЛТУ		7
<i>Crataegus sanguinea</i> Pall.	1990	ЛТУ, ЦКБ	У этого вида самосев наблюдался наиболее часто из всех видов боярышников.	7, 8, 9, 14, 15, 17, 18
<i>Crataegus submollis</i> Sarg.	1959	ЛТУ	Мы находили этот вид в одичавшем состоянии в Приморском р-не СПб. (окр. Серово).	1, 7
<i>Dasiphora fruticosa</i> (L.) Rydb.	2008	ГН	Обнаружены сеянцы в парке Сосновка – на обочине дорожки в удалении от места культивирования.	17, 18
<i>Deutzia amurensis</i> (Regel) Airy-Shaw	1978–2007	БИН	Редко, но достигает взрослых размеров и плодоносит. Как эпифит на стволе <i>Malus sylvestris</i> Mill., уч. 118 БИН.	11
<i>Diervilla lonicera</i> Mill.	2011	ЛТУ	Даёт самосев и расселяется вегетативно вокруг посадок.	24

<i>Elaeagnus commutata</i> Bernh. ex Rydb.	1959	ЛТУ, ГН	Даёт самосев вокруг посадок, иногда также у дорог, в лесах и на песках морского побережья, где дичает.	1, 7, 20
<i>Euonymus pubescens</i> Stev. (<i>E. czernjaevii</i> Klok.)	2007	БИН	Экз. на уч. 132 БИН: 1.8 м выс., вег., 10 лет, ед., далеко (более 50 м) от кроны маточника. Также этот вид одичал в окр. Комарово и в торговом порту СПб. (гербарий Н.Н. Цвелёва).	Ориг.
<i>Euonymus europaeus</i> L.	1959	БИН, ЛТУ	Достигает плодоносящего состояния.	1, 7
<i>Euonymus maackii</i> Rupr.	2000	БИН	Самосевный экз., оставленный постоянно на уч. 131 БИН, достиг репродуктивного состояния и взрослых размеров. На уч. 87 до 6 м выс.	Ориг.
<i>Euonymus macropterus</i> Rupr.	1959	ЛТУ	Встречается самосев и подрост в Верхнем дендросаду ЛТУ.	1
<i>Euonymus planipes</i> (Koehne) Keohne	до 2010	БИН	Экз. на уч. 132, в корнях <i>Caragana arborescens</i> , далеко от маточного куста, более 1.5 м выс., достиг плодоносящего состояния, пересажен на питомник.	Ориг.
<i>Fagus sylvatica</i> L.	2012	ЛТУ	Редкий случай образования самосева. Найден А.Ф. Потокиным в Верхнем дендросаду ЛТУ в мае 2012 г.	16
<i>Forsythia europaea</i> Degen et Bald	2011	ЦКБ		15
<i>Fraxinus americana</i> L.	2008	ГН	Найден самосев и подрост в парке Сосновка.	17, 18
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	Инвазионный вид, засоряет территорию садов и парков самосевом. Включён в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8, 14, 15, 17, 18
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh. var. <i>lanceolata</i> (Borkh.) Sarg. (<i>F. lanceolata</i> Borkh.)	2011	ЛТУ, КЦБ	Инвазионный вид.	14, 15
<i>Genista germanica</i> L.	2009	БИН	Всх. 2008 г., уже достиг плодоносящего состояния.	Ориг.
<i>Genista tinctoria</i> L.	до 2008	БИН	На питомнике БИН, рядом с маточным растением, достигает плодоносящего состояния. Заносный вид в окрестностях Санкт-Петербурга [Цвелёв, 2000].	Ориг.
<i>Grossularia divaricata</i> (Dougl.) Cov. et Britt.	1959	ЛТУ		1
<i>Grossularia reclinata</i> (L.) Mill.		ГН	Найден одичавшим в парке Сосновка в подлеске сосняка.	17, 18
<i>Grossularia uva-crispa</i> (L.) Mill.		ГН	Найден одичавшим в парке Сосновка в подлеске сосняка.	17, 18
<i>Hippophae rhamnoides</i> L.	2013	ГН	22.09.2013: вдоль ж/д, окр. станции Любань. В парке БИН даёт отпрыски далеко от маточных растений. Включён в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	Ориг.
<i>Hydrangea heteromalla</i> D. Don (<i>H. bretschneideri</i> Dipp.)	1959	ЛТУ		1
<i>Hypericum androsaemum</i> L.	2009	БИН	Питомник БИН, ед., рядом с маточником. Уже пл. с 2010 г.	Ориг.
<i>Juglans ailanthifolia</i> Carr.	1990	БИН	Самосев уже достиг репродуктивного состояния, под кроной маточника обильно, есть за пределами кроны (разносится воронами и людьми).	6, 11

<i>Juglans × byxbyi</i> Rehd. (<i>J. ailanthifolia</i> Carr. × <i>J. cinerea</i> L.)	2012	БИН	Найден 28.08.12, всх. этого года, до 20 см выс., уч. 85 БИН, под кроной маточного дерева.	Ориг.
<i>Juglans cinerea</i> L.	1990	БИН, ЦКБ	Под кронами маточных деревьев местами обильно, до 2–2.5 м выс., достиг плодоносящего состояния.	6, 7, 13
<i>Juglans cordiformis</i> Maxim.	до 2000	БИН	Под кроной маточных деревьев местами обильно, выходы за пределы проекции кроны.	Ориг.
<i>Juglans hybrida</i> hort. (<i>J. mandshurica</i> Maxim. × <i>J. cinerea</i> L.)	до 2000	БИН	Под кроной маточников обильно, уходит за пределы кроны. Достигает крупных размеров, выше 2 м выс.	Ориг.
<i>Juglans mandshurica</i> Maxim.	1959	БИН, ЛТУ	Под кроной маточников обильно, уходит за пределы кроны. Также имеется подрост в парке ЛТУ. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8
<i>Laburnum alpinum</i> (Mill.) Bercht. et J. Presl.	1990	ЛТУ	Некоторые экземпляры имеют гибридные признаки.	7, 14
<i>Laburnum × watereri</i> (Kirchn.) Dippel.	2006	ЛТУ	Гибрид (<i>L. anagyroides</i> Medik. × <i>L. alpinum</i>), даёт самосев в ЛТУ	Ориг.
<i>Larix archangelica</i> Laws. (<i>L. sukaczewii</i> Djil.)	1959	ЛТУ	Именно из этого вида состоят старейшие лесные культуры в Линдуловской роще (с 1738 г.), где также имеется самосев.	1, 8
<i>Larix × czekanowskii</i> Szaf. (<i>L. sibirica</i> Ledeb. × <i>L. dahurica</i> Laws.)	1950–1986	БИН		5, 7
<i>Larix dahurica</i> Laws. (<i>L. gmelinii</i> (Rupr.) Rupr.)	1950–1986	БИН, ЛТУ		5, 7
<i>Larix decidua</i> Mill.	1959	БИН, ЛТУ, ГН		1, 5, 7, 8, 12
<i>Larix decidua</i> Mill. subsp. <i>polonica</i> (Racib. ex Woycicky) Domin (<i>Larix × polonica</i> Racib.)	1988	ЛТУ		6, 7
<i>Larix kaempferi</i> (Lamb.) Carr. (<i>L. leptolepis</i> Gord.)	1959	ЛТУ		1, 5, 7
<i>Larix kamtschatica</i> (Rupr.) Carr.	1950–1986	ЛТУ		5, 7
<i>Larix olgensis</i> A. Henry	1988	ЛТУ	Маточник: 20.0 м выс. в 55 лет	6
<i>Larix sibirica</i> Ledeb.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	Самый распространённый в садах и парках вид лиственницы, у которой самосев встречается наиболее часто.	1, 5, 7, 8, 9, 15, 17, 18
<i>Lonicera canadensis</i> Marsh.	1990	ЛТУ		7
<i>Lonicera chamissoi</i> Bunge ex P. Kir.	1959	ЛТУ	В последние годы самосев не наблюдался. Растения стали хуже расти, возможно, в связи с изменениями климата.	1, 7, 24
<i>Lonicera chrysantha</i> Turcz. ex Ledeb.	1990	ЛТУ	Даёт самосев вокруг посадок.	7, 8, 24
<i>Lonicera involucrata</i> (Richards.) Banks ex Spreng.	1990	БИН, ЛТУ, ГН	В 2009 г. обнаружен на питомнике БИН. Одицавшее в устье Чёрной речки вблизи пос. Серово (окр. г. Зеленогорска) и в окр. пос. Комарово.	7, 23, 24
<i>Lonicera nigra</i> L.	1948–1977	БИН, ЛТУ, ГН	Достигает большого возраста (старше 15 лет) и плодоносящего состояния. Одицавшее в лесу на уступе бл. пос. Серово и в окр. Комарово. Может стать инвазионным видом при благоприятных условиях.	11, 24, 25

<i>Lonicera × notha</i> Zabel (<i>L. ruprechtiana</i> Regel × <i>L. tatarica</i> L.)	2003	БИН, ЦКБ	В разных местах города, встречается редко, но достигает большого возраста, взрослых размеров и плодоносящего состояния.	15
<i>L. × salicifolia</i> Zabel (<i>L. ruprechtiana</i> Regel × <i>L. × xylosteroides</i> Tausch)	1959	ЛТУ	Даёт самосев вокруг посадок, очень редко.	1
<i>Lonicera tatarica</i> L.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	В разных местах города, достигает взрослого состояния и возраста. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8, 15
<i>Malus baccata</i> (L.) Borkh.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ	Местами обильно, далеко за пределами кроны маточных деревьев, до 1.5 м выс. Также найден самосев на ж/д путях в окр. ст. Александровская Приморского р-на	1, 7, 8, 15
<i>Malus × cerasifera</i> Spach (<i>M. prunifolia</i> (Willd.) Borkh × <i>M. baccata</i> (L.) Borkh.)	1959	ЛТУ	Найден подрост в окр. станции Александровская Приморского р-на.	1
<i>Malus domestica</i> Borkh.	до 2004	БИН, ЦКБ, ГН	Часто дичает в парках и лесопарках по обочинам дорожек и в мусорных местах. Достигает плодоносящего состояния.	15, 17, 18
<i>Malus prunifolia</i> (Willd.) Borkh	1959	ЛТУ, ЦКБ	Достигает взрослых размеров (до 7 м выс.) и плодоносящего состояния.	1, 15
<i>Padellus pensylvanica</i> (L. f.) Eremin et Yushev (<i>Padus pensylvanica</i> (L. f.) Sok.)	1959	ЛТУ		1
<i>Padus maackii</i> Mill.	1959	ЛТУ	Изредка встречается в лесах Ленинградской области (устное сообщение Д. Овчинникова).	1, 7, 8
<i>Padus virginiana</i> (L.) Mill.	1959	ЛТУ, ЦКБ	Даёт самосев и иногда дичает. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8, 15
<i>Paeonia lutea</i> Franch.	2010	БИН	Обнаружен на питомнике БИН, рядом с маточником, всх. этого года.	Ориг.
<i>Paeonia suffruticosa</i> Andr.	2010	БИН	Обнаружен на питомнике БИН, рядом с маточником, всх. этого года.	Ориг.
<i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kerner) K. Fritsch.	2013	БИН	Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	Ориг.
<i>Phellodendron amurense</i> Rupr.	1990	БИН, ЛТУ	На уч. 126 и питомнике БИН далеко за пределами кроны маточного дерева, в последние годы начала XXI в. заметно обильнее.	7
<i>Phellodendron japonicum</i> Maxim.	1990	БИН, ЛТУ		7
<i>Phellodendron sachalinense</i> (Fr. Schmidt) Sarg.	1990	ЛТУ		7
<i>Philadelphus coronarius</i> L.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Самый распространённый и адаптировавшийся вид среди чубушников.	1, 7, 14
<i>Philadelphus lewisii</i> Pursh	1990	ЛТУ		7
<i>Philadelphus × nivalis</i> Jacques (<i>P. pubescens</i> Lois. × <i>P. coronarius</i> L.)	2010	БИН	Найден 18.06.10, гибрид с промежуточными признаками (листья опушённые). На уч. 123, 126, 128 БИН – вдоль бровки дорожки, обильно местами, далеко за пределами кроны маточных кустов.	Ориг.
<i>Philadelphus tenuifolius</i> Rupr. et Maxim.	1959	БИН, ЛТУ	На уч. 132 БИН в 2012 г. удалён куст в корнях лжетсуги Мензиса, 1.1 м выс.	1

<i>Physocarpus capitatus</i> (Pursh) Kuntze	2009	БИН	Встречается редко, но достигает плодоносящего состояния. На уч. 131 БИН убран куст 1.2 м выс.	Ориг.
<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) Maxim.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	На питомнике БИН местами обильно, далеко от маточных кустов. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 8, 17
<i>Picea asperata</i> Mast.	2013	БИН	Найден на уч. 84 БИН, 22.06.13; всх. этого года, ед., 2 см выс., под кроной маточного дерева.	Ориг.
<i>Picea glauca</i> (Moench) Voss	1950–1986	БИН, ЛТУ	В БИН найден в 2013 г.: уч. 97, под кроной маточного дерева, всх. этого года.	5, 7, 8
<i>Picea obovata</i> Ledeb.	2013	БИН	Уч. 96 БИН, 18.06.13, ед., 3 см выс., всх. прошлого (2012) года, под кроной маточного дерева.	Ориг.
<i>Picea pungens</i> Engelm.	1959	ЛТУ		1, 5, 7, 8
<i>Pinus cembra</i> L.	1950–1986	ЛТУ	Маточник: 19.0 м выс. в 102 года (в 1988 г.)	5, 6, 7
<i>Pinus koraiensis</i> Siebold et Zucc.	1950–1986	ЛТУ		5, 7
<i>Pinus peuce</i> Griseb.	1959	БИН, ЛТУ	В последние годы встречается более обильно, далеко за пределами кроны маточных деревьев.	1, 5, 7
<i>Pinus pumila</i> (Pall.) Regel	1950–1986	ЛТУ		5, 7
<i>Pinus sibirica</i> Du Tour	1984	ЛТУ, ГН	М.М. Игнатенко [1984] отметил самосев в Зеленогорске, на проспекте Красных командиров, под пологом деревьев.	3, 5, 7
<i>Pinus strobus</i> L.	1950–1986	ЛТУ		5, 7
<i>Populus alba</i> L.	до 2000	ЛТУ, БИН, ЦКБ	На питомнике БИН достигал размеров выше 3 м выс., высажен как переросший с гряды в горшок; очень далеко от маточного дерева. Включён в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	8, 15
<i>Populus balsamifera</i> L.	2009	ГН		13
<i>Populus canadensis</i> Moench (<i>P. nigra</i> L. × <i>P. deltoides</i> Marsh.)	2010	БИН	Обильный самосев на питомнике, далеко за пределами кроны, более 50 м от маточного дерева.	Ориг.
<i>Populus deltoides</i> Marsh.	2000	ЛТУ		8
<i>Populus laurifolia</i> Ledeb.	2000	БИН, ЛТУ, ГН	Местами обильно на питомнике БИН. Изредка даёт самосев в различных местах Санкт-Петербурга.	8, 17, 18
<i>Populus nigra</i> L.	1990	ЛТУ		7, 8
<i>Populus</i> × <i>sowietica pyramidalis</i> Jabl.	2011	КЦБ		15
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. (<i>P. divaricata</i> Ledeb.)	2011	КЦБ, ГН	В ЦКБ далеко от маточника, у ограды территории, до 2.5 м выс., ед., вег. Изредка встречается самосев и подрост на обочинах дорожек в парках и лесопарках.	15, 17
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	1950–1986	ЛТУ		5, 7, 8
<i>Pterocarya rhoifolia</i> Siebold et Zucc.	до 1977	БИН	Питомник БИН и соседние участки парка, далеко за пределами кроны двух маточных деревьев (посажены до 1948 г.), обильно, постоянно удаляется. Обильное семеношение, высокая всхожесть семян, быстрый рост сеянцев. Потенциально инвазионный вид.	7, 11
<i>Punica granatum</i> L.			Обнаружены сеянцы и 2–3-летние растения на южной горсвалке СПб.	Ориг.

<i>Pyrus ussuriensis</i> Maxim.	2006	ЛТУ	Даёт самосев в Нижнем дендросаду ЛТУ.	Ориг.
<i>Quercus coccinea</i> Muenchh.	1959	ЛТУ	Высокая численность самосева.	1, 7, 8
<i>Quercus macranthera</i> Fisch. et Mey. ex Hogen.	2012	ЛТУ	Найден Н.В. Лаврентьевым. Пересажен на питомник БИН.	Ориг.
<i>Quercus rubra</i> L.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ	Высокая численность самосева при перекрёстном опылении. Массово дичает в дендрарии ЛТА. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8, 11, 14, 15
<i>Ribes aureum</i> Pursh	1990	ЛТУ	Иногда даёт самосев. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	7
<i>Ribes petraeum</i> Wulf.	1990	ЛТУ		7
<i>Ribes rubrum</i> L.	1959	ЛТУ	Массово разводится на приусадебных и садовых участках вокруг города. Иногда встречается в лесопарках и пригородных лесах.	1, 7
<i>Ribes sachalinense</i> (Fr. Schmidt) Nakai	2011	БИН	Найден 7.11.11 на питомнике БИН рядом с маточником, всх. этого года.	Ориг.
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	1959	ЛТУ	В условиях Санкт-Петербурга этот и близкий вид <i>Robinia luxurians</i> (Dieck.) С.К. Schneid. засоряют участки не самосевом, а отпрысками (вегетативно). Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7
<i>Rosa canina</i> L.	2011	БИН, ЦКБ	Давно натурализовалась, трудно провести естественную границу ареала. Распространяется как семенным путём, так и отпрысками (вегетативно).	15, 21
<i>Rosa corymbifera</i> Borkh.	до 2000	ГН		21
<i>Rosa gallica</i> L.	1959	ЛТУ		1, 7
<i>Rosa glabrifolia</i> С.А. Mey. ex Rupr.		ГН	Культивируется в садах и парках, даёт самосев и дичает в парках, на лесных полянах и опушках в окр. СПб.	20, 21
<i>Rosa glauca</i> Pourr.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Встречается нечасто, но достигает взрослых размеров, до 2.8 м выс., и плодоносящего состояния.	1
<i>Rosa majorugosa</i> Palmen et Hamet-Ahti (<i>R. majalis</i> Herrm. × <i>R. rugosa</i> Thunb.)	до 2000	ГН	На Северо-Западе России культивируется и дичает. Описана в 1996 г. из Финляндии, где также натурализовалась.	21
<i>Rosa nutkana</i> Presl.	1990	ЛТУ		7
<i>Rosa pratorum</i> Sukacz.		ГН	Даёт самосев вокруг посадок и дичает.	21
<i>Rosa rubiginosa</i> L.	до 2000	ГН	В Ленинградской области вероятно одичавшее.	21
<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	1959	ЛТУ, ГН	Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8, 17
<i>Rosa spinosissima</i> L. (<i>R. pimpinellifolia</i> L.)	1990	ЛТУ, ЦКБ, ГН	Заносное вдоль дорог.	7, 15, 17
<i>Rosa villosa</i> L.	до 2000	ГН	В Ладого-Ильменском районе вероятно одичавшее.	21
<i>Rubacer odoratus</i> (L.) Rydb.	1990	ЛТУ, ЦКБ		7, 15, 19
<i>Rubacer parviflorus</i> (Nutt.) Rydb.	1990	ЛТУ		7, 19
<i>Rubus armeniacus</i> Focke		ГН	Одичавшее в пос. Солнечное.	19

<i>Rubus crataegifolius</i> Bunge	2011	БИН	Обнаружен на питомнике БИН 25.08.11, всх. 2010 г., неподалёку от маточника, ед.	Ориг.
<i>Rubus melanolasius</i> (Focke) Kom.	2012	ГН	Одичавшее в Сестрорецке. В парке Сосновка также обнаружена большая куртина и самосев вокруг неё.	18
<i>Rubus</i> × <i>neglectus</i> Peck	До 2000	ГН	Одичавшее в окр. Большой Ижоры и Сестрорецка.	20
<i>Rubus occidentalis</i> L.	2009	БИН	Обнаружен на питомнике БИН, рядом с маточником, ед. Агрессивно распространяется вегетативным путём, укоренением верхушек растущих побегов.	Ориг.
<i>Rubus plicatus</i> Weihe et Nees	до 2000	ГН	Одичавшее на Карельском перешейке.	19
<i>Rubus sachalinensis</i> Levl.	2013	БИН	Обнаружен на питомнике БИН, 10.11.13, на соседней гряде неподалёку от маточного куста, ед.	Ориг.
<i>Rubus strigosus</i> Michx.	До 2000	ГН	Даёт самосев и даже дичает в окр. СПб. (окр. Сестрорецка).	20
<i>Salix alba</i> L.	до 1990	ЛТУ, ЦКБ	Давно натурализовался, достигает взрослых размеров и плодоносящего состояния.	7, 8, 15
<i>Salix daphnoides</i> Vill.	до 2000		Иногда дичает по песчаным берегам водоёмов.	7, 20
<i>Salix fragilis</i> L.	до 1990	БИН, ЛТУ	Давно натурализовался.	7, 8
<i>Sambucus nigra</i> L.	2008	БИН	Найден на уч. 80 БИН, всх. этого (2008) г., ед., 3–4 см выс. под кроной маточных кустов.	Ориг.
<i>Sambucus racemosa</i> L.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	Потенциально инвазионный вид, во многих местах, садах и парках. Достигает плодоносящего состояния. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	1, 7, 8, 9, 14, 15, 16, 17
<i>Solanum kitagavae</i> Schoenbeck-Temesy	2005	БИН	Первоначально завезён на питомник БИН из природных условий Кумылженского района Волгоградской области. Интенсивно распространяется по грядам и соседним участкам, достигает плодоносящего состояния и взрослых размеров.	Ориг.
<i>Sorbaria pallasii</i> (G. Don) Pojark.	2000	ЛТУ		8
<i>Sorbaria sorbifolia</i> (L.) A. Br.	2005	БИН, ГН	Г.А. Фирсов и Н.В. Терёхина [2013] отметили, что засоряет территорию ЦКБ в г. Пушкине вегетативно, отпрысками. В БИН на уч. 122 найден в корнях старого вяза (<i>Ulmus laevis</i> Pall): 0.7 м выс., в плодоносящем состоянии. В некоторых старых парках образует большие заросли. Включён в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	17, 18
<i>Sorbus hybrida</i> L.	2012	БИН	Найден 18.07.12, ед., вег.	Ориг.
<i>Spiraea alba</i> Du Roi	до 2010	ГН	Даёт самосев и иногда дичает в окр. СПб.	Ориг.
<i>Spiraea betulifolia</i> Pall.	1959	ЛТУ		1, 11
<i>Spiraea</i> × <i>billiardii</i> Herincq (<i>S. latifolia</i> (Ait.) Borkh. × <i>S. douglasii</i> Hook.)	2007	БИН	Найден на уч. 44 БИН: 1.5 м выс., пл., возраст около 10 лет, ед., далеко от маточных кустов.	Ориг.

<i>Spiraea chamaedrifolia</i> L.	1959	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	Давно натурализовался, взрослых размеров, пл.	1, 7, 15, 17, 18
<i>Spiraea fritschiana</i> C.K. Schneid.	2008	БИН	Самосев на питомнике БИН, местами обильно, за пределами кроны маточника, вег.	Ориг.
<i>Spiraea grefsheimii</i> Tzvel.	2011	БИН	Самосев на питомнике БИН, за пределами кроны маточника, ед., вег.	Ориг.
<i>Spiraea humilis</i> Pojark.	2010	БИН	В культуре недавно, с 2005 г. (из экспедиции на остров Сахалин). Самосев на питомнике БИН. Потенциально инвазионные качества такие же, как у <i>S. salicifolia</i> .	Ориг.
<i>Spiraea japonica</i> L. fil. (<i>S. bumalda</i> Burvenich)	1990	БИН, ЛТУ	На питомнике БИН местами обильно, засоряет грядки и подлежит удалению, вег.	7
<i>Spiraea latifolia</i> (Ait.) Borkh.	1990	ЛТУ		7
<i>Spiraea media</i> Fr. Schmidt	1990	ЛТУ, ЦКБ, ГН	Давно натурализовался, взрослых размеров, пл. Особенно обычен в Приморском р-не.	7, 8, 15
<i>Spiraea menziesii</i> Hook.	до 2010	ГН	Иногда дичает вокруг посадок, ЛТУ и в окр. СПб.	Ориг.
<i>Spiraea</i> × <i>pseudosalicifolia</i> A.J. Silverside	до 2010	ГН	Иногда дичает в окр. Зеленогорска, Левашово и др.	Ориг.
<i>Spiraea salicifolia</i> L.	1990	ЛТУ, ГН	Широко натурализовался, распространён в окрестностях Санкт-Петербурга: вдоль железных дорог, на свалках и т.д.	7, 8, 17, 18
<i>Spiraea</i> × <i>semperflorens</i> Zabel (<i>S. japonica</i> L. fil. × <i>S. salicifolia</i> L.)	2011	БИН	Найден на питомнике БИН, на соседних с маточным кустом грядках, вег.	Ориг.
<i>Spiraea ulmifolia</i> Scop.	1990	ЛТУ, ГН		7
<i>Spiraea</i> × <i>vanhouttei</i> (Briot) Carr.	до 2010	ГН	Даёт самосев вокруг посадок.	Ориг.
<i>Swida alba</i> (L.) Opiz. (<i>Cornus alba</i> L.)	1990	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	В разных садах и парках, местами обильно, достигает плодоносящего состояния. Потенциально инвазионный вид. Предлагается к включению в Чёрную книгу флоры Средней России [Виноградова и др., 2010].	7, 15, 17, 18
<i>Swida sericea</i> (L.) Holub. (<i>Swida stolonifera</i> (Michx.) Rydb., <i>Cornus stolonifera</i> Michx.)	1990	ЛТУ, ЦКБ	Способность к распространению примерно такая же, как и у <i>Swida alba</i> .	7, 8, 17, 18
<i>Symphoricarpos albus</i> Blake	1959	ЛТУ		1
<i>Symphoricarpos rivularis</i> Suksdorf (<i>S. albus</i> (L.) Blake var. <i>laevigatus</i> (Fern.) Blake	2003	БИН, ЛТУ, ЦКБ, ГН	Куст на уч. 121 БИН во взрослом состоянии, пл., 1.9 м выс. Имеется и на других местах. Семена, вероятно, занесены птицами.	14, 15, 17
<i>Syringa</i> × <i>henryi</i> C.K. Schneid. (<i>S. josikaea</i> Jacq. fil. × <i>S. villosa</i> Vahl)	2011	БИН, ЦКБ	В ЦКБ в г. Пушкине самосев вдоль канав, взрослых размеров и в плодоносящем состоянии. Ранее не различался от <i>Syringa josikaea</i> .	15
<i>Syringa josikaea</i> Jacq. fil.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Достигает взрослых размеров и плодоносящего состояния	1, 6, 7, 8
<i>Syringa velutina</i> Kom.	1990	ЛТУ		7
<i>Syringa villosa</i> Vahl	1990	БИН, ЛТА, ГН		7
<i>Syringa vulgaris</i> L.	1959	БИН, ЛТА, ЦКБ, ГН		1, 7, 15

<i>Taxus cuspidata</i> Siebold et Zucc. ex Endl.	2009	БИН	Самосев наблюдался неоднократно на дендропитомнике БИН, где обеспечивается перекрёстное опыление и взрыхлена почва под деревьями.	13
<i>Thuja occidentalis</i> L.	1959	БИН, ЛТУ	Достигает плодоносящего состояния. На питомнике БИН самосев местами обильно на расчищенных полутенистых влажных местах.	1, 5, 7, 8
<i>Tilia amurensis</i> Rupr.	2013	БИН	На уч. 133 и 143 БИН молодой самосев, ед., вег. за пределами кроны маточного дерева.	Ориг.
<i>Tilia</i> × <i>europaea</i> L. (<i>T. cordata</i> Mill. × <i>T. platyphyllos</i> Scop.)	1990	БИН, ЛТУ, ГН	Достигает крупных размеров, в парке БИН местами приходится удалять.	7, 8
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	1959	БИН, ЛТУ, ГН	Такие же адаптационные возможности, как и у предыдущей липы европейской. Типичные растения встречаются очень редко, чаще с промежуточными гибридными признаками.	1, 7, 8
<i>Tripterygium regelii</i> Sprague et Takeda	1978–2007	БИН		11
<i>Ulmus minor</i> Mill. (<i>U. carpinifolia</i> Gleditsch)	1990	ЛТУ		7
<i>Ulmus pumila</i> L.	1990	ЛТУ	Предлагается к включению в Чёрную книгу Средней России [Виноградова и др., 2010].	7
<i>Vinca minor</i> L.	2008	ГН	Обнаружен одичавшим в парке Сосновка, где образует большие куртины среди сосняка	17, 18
<i>Viburnum lantana</i> L.	1959	ЛТУ, БИН, ЦКБ, ГН	В ЦКБ в г. Пушкине самосев вдоль канав, взрослых размеров и в плодоносящем состоянии. Иногда наблюдается самосев в некоторых парках СПб.	1, 7, 8, 15, 24
<i>Viburnum sargentii</i> Koehne	1959	ЛТУ		1
<i>Vitis amurensis</i> Rupr.	до 2012	БИН	П.А.Акимов и Н.Е. Булыгин [1961] отмечали плодоношение, но самосева не было. В последние годы, в начале XXI в. стал потенциально инвазионным видом, засоряет грядки на питомнике БИН. От ближайших маточников до 50 м.	Ориг.
<i>Vitis labrusca</i> L.			Обнаружены сеянцы и 5–7-летние растения на Южной городской свалке СПб.	Ориг.
<i>Vitis riparia</i> Michx.	до 2012	БИН	Вероятно инвазионный вид. Ранее не отмечался, но в последние годы местами дает обильный самосев на питомнике БИН.	Ориг.
<i>Vitis vinifera</i> L.			Обнаружены сеянцы и 5–7-летние растения на Южной городской свалке СПб.	Ориг.

У ряда видов самосев был отмечен лишь однажды и другими более поздними источниками не подтверждался – например, *Cerasus besseyi* и *Viburnum sargentii* в списке П.А. Акимова и Н.Е. Булыгина [1961]. Во многих случаях отсутствуют и маточники (выпали из коллекций), которые производили семенное потомство. В противоположность этому, самосев таких видов, как

Sambucus racemosa, отмечается постоянно, и в ботанических садах города даже приходится принимать специальные меры к его удалению. За последние годы выявлены новые древесные экзоты, у которых самосев в Санкт-Петербурге ранее не отмечался.

С одной стороны, образование самосева может представлять интерес для широкой интродукции в городские парки и зелёные насаждения. С другой

стороны, возобновление самосево ведет к полной натурализации растений. В случае попадания в естественные сообщества может произойти инвазия с непредсказуемыми последствиями для растительности. Необходим мониторинг наиболее агрессивных видов и недопущение их попадания в естественные местообитания. Далеко не все виды, образующие самосев в той или иной дендрологической коллекции, могут стать инвазионными и превратиться в опасных агрессоров, что тоже нужно иметь в виду и не пытаться запретить интродукцию совсем.

Таким образом, анализ всех доступных нам данных позволяет сказать, что в Санкт-Петербурге на настоящий момент выявлено 227 видов из 73 родов и 31 семейства, у которых отмечен самосев на протяжении 1959–2013 гг., то есть, за 55 лет. В условиях Санкт-Петербурга более или менее успешно может расти свыше 1000 видов древесных экзотов. Из них только десяток видов (всего около 0.1%) стали по-настоящему инвазионными и даже представляющими угрозу аборигенным сообществам – *Swida sericea*, *Aronia mitschurinii*, *Acer negundo*, *Amelanchier spicata* и некоторые другие.

Масштабы угрозы во всех регионах мира год от года возрастают, и экономический ущерб от биологических инвазий колоссален. Конечно, в северных областях эта проблема стоит менее остро, чем, например, в тропиках, но она всё-таки существует и требует внимания.

Анализ данных по самосеву видов может быть полезен с нескольких точек зрения. Во-первых, дичающие виды могут быть рекомендованы в широкую культуру (если они ещё не культивируются повсеместно), так как они полностью адаптированы к местному климату. Во-вторых, некоторые виды могут представлять угрозу для лесных фитоценозов, и это нужно учитывать при выборе мест их культивирования. В-третьих, можно проследить, начиная с первых этапов

(появления самосева у экзотов), историю натурализации видов на данной территории. При этом следует также иметь в виду, что в связи с очень широким распространением инвазионных видов многими экспертами рассматриваются возможности их применения в народном хозяйстве [Виноградова, Куклина, 2012], что позволит уменьшить их негативное воздействие на местную природу. Кроме того, многие чужеродные растения имеют декоративные, лечебные, пищевые, силосные и кормовые достоинства. Изучение видов, образующих самосев и обладающих потенциальными инвазионными качествами, является важным шагом к сохранению природной флоры и естественного биоразнообразия.

Заключение

В Санкт-Петербурге самосев отмечен у 227 видов 73 родов 31 семейства. Для 49 видов из 28 родов 19 семейств самосев приводится впервые. Ряд видов обладают потенциально инвазионными качествами, что особенно заметно в последние годы на фоне потепления климата. Образование и сохранение самосева зависит от размещения посадок, на него влияют возраст растений, степень задернения почвы, освещённость, отсутствие или наличие ухода и т. п. Необходим постоянный мониторинг всех видов, образующих самосев, так как некоторые из них могут быть потенциально инвазионными.

Литература

Акимов П.А., Булыгин Н.Е. Наиболее интересные деревья и кустарники дендрологического сада и парка Ленинградской лесотехнической академии им. С.М. Кирова. Л.: Изд-во ЛТА, 1961. 111 с.

Андронов Н.М. О зимостойкости деревьев и кустарников в Ленинграде // Тр. Ботан. ин-та им. В.Л. Комарова АН СССР. 1953. Сер. 6, вып. 3. С. 165–220.

- Андронов Н.М. Деревья и кустарники дендрологического сада Ленинградской лесотехнической академии им. С.М. Кирова. Л.: Изд-во ЛТА, 1962. 112 с.
- Баранова Е.В., Баранов М.П., Бибикова Т.В. и др. Комаровский берег – комплексный памятник природы. СПб., 2002. 92 с.
- Бузунова И.О. Род 11. Роза, шиповник – *Rosa* L. // Флора Восточной Европы. СПб.: Мир и Семья, 2001. Т. 10. С. 329–361.
- Булыгин Н.Е., Векшин А.П. Древесные интродуценты дендрариума контрольно-семенной опытной станции в г. Пушкине // *Hortus botanicus*. 2004. Т. 2. С. 42–48. (Электронный ресурс) // (http://hb.karelia.ru/files/redaktor_pdf/1366054541.pdf). 20.04.2014.
- Булыгин Н.Е., Ловелиус Н.В., Фирсов Г.А. Биологические особенности видов рода *Acer* (*Aceraceae*), культивируемых в Ленинграде, и изменения климата // Бот. журн. 1986. Т. 71. № 1. С. 71–78.
- Булыгин Н.Е., Сахарова С.Г. Дендрология: Учебное пособие по самостоятельному изучению древесных растений в парке и дендрариуме ботанического сада ЛТА для студентов специальностей 26.04 и 26.05. СПб.: СПбГЛТА, 2004. 104 с.
- Булыгин Н.Е., Связева О.А., Фирсов Г.А. Дендрологические фонды садов и парков Ленинграда // Рукопись представлена Ботан. ин-том им. В.Л. Комарова АН СССР. Деп. в ВИНТИ 28.06.1991. № 2790 – В 91. 66 с.
- Булыгин Н.Е., Фирсов Г.А. История интродукции клёнов в Ленинграде // Рукопись представлена Ленингр. лесотехн. акад. Деп. в ВИНТИ 20.08.1981. № 4168-81 Деп. 50 с.
- Булыгин Н.Е., Фирсов Г.А. Интродукция клёнов на Северо-Западе РСФСР. Л.: ЛТА, 1983. 203 с. Деп. в ВИНТИ, № 3006-83 Деп.
- Булыгин Н.Е., Фирсов Г.А. Древесные растения «Красной книги СССР» в Ленинграде // Бюлл. Глав. ботан. сада. 1990. Вып. 157. С. 9–15.
- Булыгин Н.Е., Фирсов Г.А., Комарова В.Н. Основные результаты и перспективы дальнейшей интродукции хвойных на Северо-Западе России // Рукопись представлена Ленингр. лесотехн. акад. Деп. в ВИНТИ 15.06.1989. № 3983 – В 89. 142 с.
- Бялт А.В., Бялт В.В. Адвентивные виды рода *Lonicera* L. (*Caprifoliaceae* Juss.) на территории Санкт-Петербурга и Ленинградской области // В сб.: Леса России в XXI веке: Материалы восьмой международной научно-технической интернет-конференции. СПб.: ЛТУ, 2011а. С. 43–46.
- Бялт А.В., Бялт В.В. Адвентивные виды сем. *Caprifoliaceae* Juss. s.l. на территории Санкт-Петербурга и Ленинградской области // Российский журнал биологических инвазий. 2011б. № 2. С. 35–39. Russ.-En.
- Бялт А.В., Бялт В.В., Егоров А.А. Жимолости (*Lonicera* L.) в зелёных насаждениях Санкт-Петербурга (Byalt A.V., Byalt V.V., Egorov A.A. Honeysuckle (*Lonicera* L.) in the green areas of St. Petersburg) // Современные проблемы и перспективы рационального лесопользования в условиях рынка: Материалы Международной научно-технической конференции молодых учёных и специалистов 10–11 ноября 2011 г. СПб., 2011. С. 16–20.
- Бялт В.В., Бялт А.В. Анализ дендрофлоры Сосновского лесопарка (г. Санкт-Петербург) // Биоразнообразие: проблемы и перспективы сохранения. Материалы международной научной конференции, посвящённой 135-летию со дня рождения И.И. Сапрыгина, 13–15 мая 2008 г., г. Пенза. Пенза, ПГПУ им. Белинского, 2008. Ч. 1. С. 170–172 (Russ.).
- Бялт В.В., Бялт А.В., Егоров А.А. Флора парка «Сосновка» (г. Санкт-Петербург) // *Hortus bot.*, 2012. (Электронный ресурс) // (<http://hb.karelia.ru/>). Проверено 20.04.2014.

- Васильев С.В. Семенное размножение древесных растений в городских условиях (на примере Санкт-Петербурга): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб., 2012. 21 с.
- Виноградова Ю.К., Куклина А.Г. Ресурсный потенциал инвазионных видов растений. Возможности использования чужеродных видов. М.: ГЕОС, 2012. 186 с.
- Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Чёрная книга флоры Средней России: Чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. 512 с.
- Вольф Э.Л. Наблюдения над морозостойкостью деревянистых растений // Тр. бюро по прикл. бот., 1917. Т. 10. № 1. С. 1–146.
- Гладкова В.Н., Крюгель Т.С. Род 41. Кизильник – *Cotoneaster* Medik. // Флора Восточной Европы. СПб.: Мир и Семья, 2001. Т. 10. С. 588–592.
- Головач А.Г. Деревья, кустарники и лианы Ботанического сада БИН АН СССР. Л.: Наука, 1980. 188 с.
- Гурский А.В. Основные итоги интродукции древесных растений в СССР. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1957. 303 с.
- Дгебуадзе Ю.Ю. Предисловие главного редактора // Чёрная книга флоры Средней России: Чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. С. 3–5.
- Доронина А.Ю. Сосудистые растения Карельского перешейка (Ленинградская область). М.: Товарищество научных изданий КМК, 2007. 574 с.
- Игнатенко М.М. *Pinus sibirica* (*Pinaceae*) в окрестностях Ленинграда // Бот. журн. 1984. Т. 69. № 2. С. 196–202.
- Комарова В.Н., Фирсов Г.А. Реакция древесных растений Санкт-Петербурга на метеоаномалии 1989 и 1990 гг. // Бюлл. Глав. ботан. сада. 1995. Вып. 172. С. 8–10.
- Кохно Н.А. Клёны Украины. Киев: Наукова думка, 1982. 183 с.
- Красовская Л.С. Род 13. Рубус – *Rubus* L. // Флора Восточной Европы. СПб.: Мир и Семья, 2001. Т. 10. С. 362–393.
- Лаврентьев Н.В., Потокин А.Ф., Фирсов Г.А. *Fagus sylvatica* L. (*Fagaceae*) в Санкт-Петербургском лесотехническом университете // Вестник ОрелГАУ. 2013. № 1. С. 58–65.
- Мелешко В.П., Мещерская А.В., Хлебникова Е.И. Климат Санкт-Петербурга и его изменения. СПб.: гос. учрежд. «Главная геофизическая обсерватория», 2010. 256 с.
- Некрасов В.И. Актуальные вопросы развития теории акклиматизации растений. М.: Наука, 1980. 101 с.
- Орлова Л.В., Фирсов Г.А., Егоров А.А., Неверовский В.Ю. Хвойные Санкт-Петербургской лесотехнической академии: Аннотированный каталог. СПб.: СПбГЛТА, 2011. 88 с.
- Рейвен П. Выдержки из речи Почётного директора Миссурийского ботанического сада Питера Рейвена на закрытии IV Международного конгресса ботанических садов 18 июня 2010 г., Дублин (Ирландия) / Перевод Е.И. Русановской // Информ. бюлл. Совета бот. садов России и Беларуси. Москва, 2011. Вып. 21. С. 181.
- Фирсов Г.А., Волчанская А.В. Изменение уровней адаптированности редких видов дендрофлоры России, интродуцированных в Санкт-Петербурге за прошедшие 100 лет // Растительный мир Азиатской России. 2012. № 2 (10). С. 150–153.
- Фирсов Г.А., Лаврентьев Н.В. Клёны секции *Rubra* Рах в Санкт-Петербурге // Известия Санкт-Петерб. лесотехн. акад. 2008. Вып. 185. С. 53–61.
- Фирсов Г.А., Терёхина Н.В. Дендрологическая коллекция Центра комплексного благоустройства (г. Пушкин, Ленинградская обл.) // Бюллетень Глав. ботан. сада. 2013. № 3. С. 36–49.

Фирсов Г.А., Фадеева И.В., Волчанская А.В. Фенологическое состояние древесных растений в садах и парках Санкт-Петербурга в связи с изменениями климата // Бот. журн. 2010. Т. 95. № 1. С. 23–37.

Цвелёв Н.Н. Определитель сосудистых растений Северо-Западной России (Ленинградская, Псковская и Новгородская области). СПб.: Изд-во СПХФА, 2000. 781 с.

Byalt A.V., Byalt V.V. The adventive species of *Caprifoliaceae* Juss. s.l. family on the territory of St. Petersburg and Leningrad oblast // Russian Journal of Biological Invasions, 2011. Vol. 2, Nos. 2–3. P. 158–160. En.

Grimshaw J., Bayton R. New Trees: Recent Introductions to Cultivation. The Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew and The International Dendrology Society. 2009. 976 p.

REVIEW OF WOODY EXOTIC SPECIES PRODUCING A SELF-SOWING IN SAINT-PETERSBURG (RUSSIA)

© 2015 Firsov G.A., Byalt V.V.

Komarov Botanical Institute RAS, St. Petersburg, 197376, Prof. Popov Street, 2, Russia,
e-mail: byalt66@mail.ru, gennady_firsov@mail.ru

The results of study of exotic woody plants producing a self-sowing on the territory of Saint-Petersburg (Russia) are given. According to our data, there are 227 species of 73 genera of 31 families which produce a self-sowing here. For 49 species of 28 genera of 19 families a self-sowing has been observed for the first time. A set of species may be considered as a potentially invasive, which is especially notable with the warming of the climate of Saint-Petersburg. The production and establishment of self-sowing in many cases and in different places depends on many reasons such as cross-pollination, the type of soil and presence of weeds, the degree of illumination, the presence or lack of treatment for plants etc. The constant monitoring for all species producing a self-sowing is urgent because some of them may be aggressive and potentially invasive.

Key words: woody plants, review, self-sowing, adventive species, North-West of Russia, naturalization.