

Ю.А. Липихина<sup>1</sup>, Н.В. Золотарева<sup>1</sup>, Е.Н. Подгаевская<sup>1</sup>, О.А. Киселева<sup>2</sup>,  
Д.В. Веселкин<sup>1</sup>

## СТРУКТУРА ЗАРОСЛЕЙ ИНВАЗИОННОГО КУСТАРНИКА *SORBARIA SORBIFOLIA* (L.) A. BRAUN И РАЗНООБРАЗИЕ РАСТЕНИЙ ПОД ЕГО ПОЛОГОМ

<sup>1</sup>Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт экологии растений и животных Уральского отделения Российской академии наук

<sup>2</sup>Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Уральский государственный медицинский университет» Министерства здравоохранения Российской Федерации

Установлено, что от периферии к центру зарослей *Sorbaria sorbifolia* (L.) A. Braun средняя длина и диаметр побега возрастают в 2 раза, объем одного побега – в 8–9 раз. В краевых зонах абсолютно преобладают молодые (1–5 лет) побеги. В центре зарослей значительна доля когорты, возраст которых больше 10 лет, но побеги возрастом 1–5 лет составляют более половины всех побегов. В центре зарослей *S. sorbifolia* обилие растений травяно-кустарничкового яруса ниже в 10–20 раз и более по сравнению с контрольным лесным сообществом, таксономическое богатство травяно-кустарничкового яруса ниже в 6–8 раз. Богатство таксонов и обилие проростков из почвенного банка семян в зависимости от обилия *S. sorbifolia* не изменялись. Средняя интенсивность освещения составила: под *S. sorbifolia* –  $4 \pm 1$  лк $\times 10^2$ ; под *Rubus idaeus* –  $7 \pm 1$  лк $\times 10^2$ ; под пологом городских сосновых лесов –  $80 \pm 10$  лк $\times 10^2$ . Густые заросли *S. sorbifolia* перехватывают около 93 % света от уровня, падающего на их кроны.

**Ключевые слова:** инвазии растений, инвазионный кустарник, биоморфология растений, возраст растений, биоразнообразие, урбанизированные леса, интенсивность освещения, затенение

**Цитирование:** Липихина Ю.А., Золотарева Н.В., Подгаевская Е.Н., Киселева О.А., Веселкин Д.В. Структура зарослей инвазионного кустарника *Sorbaria sorbifolia* (L.) A. Braun и разнообразие растений под его пологом // Промышленная ботаника. 2024. Вып. 24, № 2. С. 109–115. DOI: 10.5281/zenodo.13323906

### Введение

Инвазии чужеродных организмов – характерная черта современного этапа развития биоты [19, 31]. Последствием инвазий часто является снижение разнообразия аборигенных сообществ [17, 20, 23, 27, 29, 30], вплоть до исчезновения отдельных видов [11]. Самыми опасными являются виды-трансформеры, они активно внедряются в естественные сообщества, выступают в качестве эдификаторов, препятствуют возобновлению видов местной флоры. Спо-

собность образовывать сильно сомкнутые мало- или моновидовые локусы, группировки, заросли или сообщества – характерная особенность многих чужеродных растений, обуславливающая их потенциал становиться трансформерами [13, 30]. Особенно выражена способность к формированию замкнутых группировок с высоким уровнем доминирования у растений с клональным ростом. При этом под влиянием инвазионных растений с клональным ростом

разнообразие аборигенных сообществ снижается больше, чем под влиянием инвазионных растений других форм роста [30]. Воздействия инвазионных видов растений могут реализовываться путем влияния на световой режим сообществ, круговорот питательных веществ, разные компоненты биоты. Часто делается вывод, что затенение – это действующий механизм влияния инвазионных растений на аборигенные сообщества [12, 24, 25].

Последствия инвазий чужеродных растений в основном оцениваются через состав вегетирующих растений [21], хотя они только часть общего разнообразия растительных сообществ. Хранилищем определенной доли разнообразия, отражающим прошлые экологические условия и прошлые этапы развития сообществ, являются банки семян [26].

#### Цель и задачи исследований

Целью данной работы было исследование закономерностей формирования зарослей инвазионного вегетативно-подвижного кустарника *Sorbaria sorbifolia* и оценка разнообразия растений под его пологом путем изучения травяно-кустарничкового яруса и банка семян.

#### Объекты и методики исследований

*Sorbaria sorbifolia* (L.) A. Braun, или рябинник рябинолистный – геоксильный вегетативно-подвижный кустарник [4, 6]. Природный ареал охватывает Сибирь, Дальний Восток, Камчатку, Японию, Корею, Китай и Центральную Азию [9, 10]. Растет вдоль болот, рек, в лесах. Во вторичном ареале считается инвазионным видом [2, 3, 14, 18] или трансформером [5]. На Среднем Урале отнесен к видам, расселяющимся в нарушенных местообитаниях, которые в дальнейшем смогут внедриться в естественные сообщества [7]. Граница естественного ареала *S. sorbifolia* проходит в 1–1,5 тыс. км восточнее Екатеринбурга. В Екатеринбурге рябинник массово используется в озеленении с конца 1950-х гг. [8]. В настоящее время в лесопарках Екатеринбурга, как правило, под пологом сосновых лесов, обнаружены десятки отдельных зарослей (локалитетов) размером в десятки–первые сотни метров [22].

Данные собраны на территории Екатеринбурга – крупного города с населением 1,5 млн. человек – в двух лесопарках: Уктусском и Юго-Западном. Исследования структуры зарослей рябинника проведены на трех участках. Каждый участок соответствовал отдельному локалитету зарослей рябинника. В зарослях выделяли центральную и периферийную зоны. В центре и на периферии каждой из трех зарослей случайно закладывали по 10 учетных площадок  $50 \times 50$  см ( $0,25$  м<sup>2</sup>). Всего было выделено 60 площадок: 3 заросли  $\times$  2 зоны  $\times$  10 площадок. На каждой площадке подсчитывали число побегов *S. sorbifolia*. У каждого побега с точностью до 1 см определяли длину центральной оси. С точностью до 0,03 мм (с помощью штангенциркуля) измеряли диаметр побега на уровне поверхности почвы. На каждой площадке или рядом с ней брали по одному побегу для определения возраста. Отобрали 64 побега, у которых на срезах подсчитывали годовые кольца с помощью бинокулярной лупы. Границы между годовыми кольцами контрастировали с помощью красителя метиленовый синий.

Для исследования влияния *S. sorbifolia* на фитоценозы на 3 участках лесопарков исследовали сообщества, находящиеся в непосредственной близости друг от друга: I – сосновый лес без рябинника и малины (*Rubus idaeus* L.), II – сосновый лес с доминированием малины, III – периферия зарослей рябинника, IV – центр зарослей рябинника под пологом соснового леса. Два типа лесных сообществ – с доминированием малины (II) и леса без рябинника и малины (I) были взяты для контроля. Заросли малины исследовали, приняв во внимание филогенетическую близость (семейство Rosaceae) и сходную жизненную форму (вегетативно-подвижный кустарник) двух видов, а также их одинаковую ценогическую роль. В июне–июле 2019 г. выполнили 50 описаний растительных сообществ на площадках размером  $10 \times 10$  м: регистрировали видовой состав и проективное покрытие (в %) растений травяно-кустарничкового яруса, рассчитывали значения индексов Шеннона и Бергера-Паркера. Характеристика видового богатства – плотность видов, т.е. число видов на 100 м<sup>2</sup>. О составе и обилии банков семян судили по составу и обилию про-

ростков после экспонирования почв в вегетационных сосудах. Почву из верхних 10 см профиля отобрали на двух участках Уктусского и на одном участке Юго-Западного лесопарков в середине июля 2019 г. в трех группах сообществ (I, II и IV) на каждом участке. В каждом сообществе отбирали 3 независимые пробы (повторности). Таким образом, всего было взято 27 проб: 3 участка × 3 сообщества × 3 повторности. Каждую пробу экспонировали отдельно в пластиковом вегетационном сосуде размером 20 × 15 × 10 см в теплице с поликарбонатным покрытием, умеренно поливая. Учеты проростков выполнены в 5 туров (месяцев). В каждый тур все доступные для идентификации проростки или особи других онтогенетических состояний выпалывали, гербаризировали и определяли. Часть особей определены до рода или семейства. При анализе их учитывали как отдельный таксон.

Измерения освещенности в Уктусском и Юго-Западном лесопарках проводили внутри пробных площадей (далее – ПП) 10 × 10 м или 20 × 20 м в случайных точках. Всего выполнили по 20–60 измерений освещенности на фиксированной высоте над уровнем почвы:

– над пологом (на высотах 1,5–1,8(2) м над уровнем почвы) и под (на высоте 0,5 м) пологом листьев *S. sorbifolia* в нескольких куртинах площадью 300–4000 м<sup>2</sup>; ПП 10 × 10 м;

– над (на высоте 1,5 м) и под (на высоте 0,5 м) пологом листьев *R. idaeus* в нескольких куртинах площадью 300–1500 м<sup>2</sup>; ПП 10 × 10 м; эти измерения использовали как контрольные к измерениям в зарослях *S. sorbifolia*;

– в случайных местах со средней сомкнутостью крон *Pinus sylvestris* L.; на высоте 0,5 и 1,5 м; ПП 20 × 20 м.

Измерение освещенности проводили с помощью люксметра ТКА-ПКМ 43 (*L*; в люксах, ×10<sup>2</sup>). В 2020 г. произведено 900 измерений освещенности, в 2021 г. – 1000 измерений.

### Результаты исследований и их обсуждение

Максимальный зарегистрированный возраст побега *S. sorbifolia* составил 26 лет. Для возможности реконструкции возрастного состава побегов проанализировали зависимости между

возрастом и морфологическими параметрами в ограниченной выборке из 64 побегов. Зависимости оптимально аппроксимировались логистической кривой: для длины побега  $R^2 = 0,568$ ; для диаметра  $R^2 = 0,743$ . Уравнения, обратные к уравнениям логистических кривых, по которым построены аппроксимации, использовали для расчета возраста 395 побегов *S. sorbifolia*, totalmente учтенных на 60 площадках. Значения морфологических параметров побегов сильно и статистически значимо увеличивались от периферии к центру зарослей. В центре длина и диаметр побега были больше в среднем в 2 раза, объем одного побега – в среднем в 8–9 раз. Плотность расположения побегов оказалась примерно на 40 % выше в периферийных частях зарослей по сравнению с центральными. Закономерно, что в краевых зонах абсолютно преобладают молодые побеги, а в центре значительна доля когорт, возраст которых больше 10 лет. Вместе с тем важно отметить, что и в центральных частях зарослей побеги возрастом 1–5 лет составляют более половины всех побегов [22].

Выявлено значительное влияние зарослей рябинника на травяно-кустарничковый ярус. Видовое богатство травяно-кустарничкового яруса последовательно снижалось в ряду сообществ I, II, III, IV. В центре зарослей *S. sorbifolia* число видов травяно-кустарничкового яруса было меньше в 4 раза, чем на периферии, в 6 раз – чем в зарослях *R. idaeus* и почти в 8 раз – чем в сообществах без *S. sorbifolia* и *R. idaeus*. Избирательное изменение состава травяно-кустарничкового яруса в присутствии *S. sorbifolia* видно при анализе значений коэффициентов сходства Брея-Кертиса. Сообщества IV обладают наименьшим сходством как между собой ( $BC = 0,13 \pm 0,03$ ;  $n = 36$ ), так и с сообществами других групп ( $BC$  от  $0,08 \pm 0,01$  до  $0,18 \pm 0,02$ ;  $n = 108–117$ ). Относительно гомогенную группу представляют сообщества I и II: среднее сходство ( $BC$ ) внутри них и между ними составляет от  $0,34 \pm 0,01$  до  $0,38 \pm 0,02$  ( $n = 66–156$ ). Сообщества на периферии зарослей *S. sorbifolia* (III) относительно гомогенны внутри себя ( $BC = 0,35 \pm 0,02$ ;  $n = 78$ ), но их сходство с другими сообществами невысокое ( $BC$  от  $0,18 \pm 0,02$  до  $0,28 \pm 0,01$ ;

$n = 117-169$ ). Из 143 видов, зарегистрированных в травяно-кустарничковом ярусе, в сообществах I отмечено 113 видов, II – 108, III – 88, IV – 35, т.е.  $\gamma$ -разнообразие травяно-кустарничкового яруса в присутствии *S. sorbifolia* в 3 раза ниже, чем на участках без *S. sorbifolia* и *R. idaeus*.

Видовое богатство проростков из почвенного банка семян характеризовали, подсчитывая число таксонов, установленное за 5 туров наблюдения: 1) в одном сосуде; 2) в трех сосудах (повторности почвы из одного сообщества на одной пробной площади). В первом случае число таксонов в разных сообществах было следующим: I –  $8,3 \pm 0,8$ ; II –  $6,3 \pm 1,0$ ; IV –  $7,6 \pm 1,0$  видов/сосуд. При подсчете числа таксонов в трех сосудах оценки видового богатства были выше: I –  $15,7 \pm 2,9$ ; II –  $13,0 \pm 2,0$ ; IV –  $13,0 \pm 1,0$  видов/3 сосуда. В то же время в обоих случаях различия между сообществами I, II и IV незначимы: первый способ подсчета –  $F(2; 24) = 1,09$  ( $P = 0,3537$ ); второй способ –  $F(2; 6) = 0,65$  ( $P = 0,5550$ ). Также не удалось установить изменения числа проростков в связи с ценотической обстановкой, в которой отбирали почву: I –  $34 \pm 7$ ; II –  $29 \pm 5$ ; IV –  $25 \pm 5$  проростков/сосуд ( $F(2; 24) = 0,72$ ;  $P = 0,4953$ ). В составе проростков из банка семян во всех сообществах не обнаружено каких-либо заметных особенностей. Внутри групп и между группами сообществ средние значения коэффициента сходства Брея-Кертиса варьировали в диапазоне  $0,19-0,27$ , и группы сообществ не различались между собой. Из 49 зарегистрированных в составе банка семян видов в сообществе I отмечен 31 вид, II – 24, IV – 30. В целом в составе видов, проросших из банка семян, преобладают многолетники. Наиболее обычными видами как в наземной части сообщества, так и в банке семян, были *Betula* spp., *Carex pediformis* var. *macroura* (Meinsh.) Worosch., *C. montana* L., *Epilobium angustifolium* L., *Fragaria vesca* L., *Glechoma hederacea* L., *Luzula pilosa* (L.) Willd., *Ranunculus monophyllus* Ovcz., *Sambucus sibirica* Nakai, *Urtica dioica* L., *Veronica chamaedrys* L., *Viola nemoralis* Kütz. В банке семян проростки *S. sorbifolia* отмечены только под кронами *S. sorbifolia*, а *Rubus idaeus* встречены во всех группах сообществ – и на лесных участках без *S. sorbifolia* и

*R. idaeus*, и под кронами *R. idaeus*, и под кронами *S. sorbifolia*. Почти половина таксонов, проросших из банка семян (21 вид из 49), не были зарегистрированы в наземной части фитоценоза. Наиболее обычными среди таксонов, специфичных только для банка семян, были *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Epilobium* sp., *Melilotus* sp., *Plantago major* L., *Poa pratensis* L., *Sonchus arvensis* L. Таким образом, по сравнению с контрольными сообществами таксономическое разнообразие растений под пологом рябинника снижается как на уровне видов, так и на уровне родов и семейств. В банке семян не наблюдается значимое влияние рябинника на число таксонов, по сравнению с контролем [1]. Это может отчасти объясняться тем, что банк семян находится в почве, не подвергаясь неблагоприятным воздействиям [15], и поэтому менее чувствителен к влиянию инвазионных растений по сравнению с сообществами [16].

Сильное затенение создается в лесах под пологом *S. sorbifolia* ( $L = 4 \pm 1$  лк $\times 10^2$ ), так же, как и в контрольных сообществах с *R. idaeus* ( $L = 7 \pm 1$  лк $\times 10^2$ ) на высоте 0,5 м от почвы. Под пологом городских сосновых лесов света заметно больше ( $L = 80 \pm 10$  лк $\times 10^2$  на высоте 1,5 м), особенно в краевых и опушечных зонах ( $L = 96 \pm 14$  лк $\times 10^2$  на высоте 1,5 м). Густые заросли *S. sorbifolia* перехватывают около 93 % света от уровня, падающего на их кроны. Это значимо больше, чем уровень перехвата света в местообитаниях, принятых в качестве контрольных: заросли *R. idaeus* перехватывают около 82 %. Условия освещения под кронами *S. sorbifolia*, по-видимому, близки к таковым, какие можно считать достаточным объяснением угнетения подпологовой растительности [28].

### Выводы

Комплексные исследования показали, что во вторичном ареале рябинник образует обширные жизнеспособные заросли и способен удерживать занятое местообитание неограниченно долгое время. Несмотря на то, что в Свердловской области рябинник пока не относят к опасным инвазионным растениям, результаты нашей работы свидетельствуют о том, что он может выступать

сильным эдификатором, существенно влияя на структуру естественных сообществ.

Работа выполнена в рамках темы госзадания Института экологии растений и животных Уральского отделения Российской академии наук № 122021000092-9.

1. Веселкин Д.В., Золотарева Н.В., Липихина Ю.А., Подгаевская Е.Н., Киселева О.А. Разнообразие растений в зарослях инвазивного *Sorbaria sorbifolia*: разный эффект для травяно-кустарничкового яруса и банка семян // Экология. 2020. N 6. С. 417–426.
2. Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. 494 с.
3. Лукаткин А.С., Хапугин А.А. Инвазионные виды растений во флоре Саранска // Проблемы озеленения крупных городов. Сборник материалов XX Международного научно-практического форума (Москва, 12–13 сентября 2018 г.). М., 2018. С. 67–70.
4. Мазуренко М.Т., Хохряков А.П. Структура и морфогенез кустарников. М.: Наука, 1977. 160 с.
5. Панасенко Н.Н. Растения-«трансформеры»: признаки и особенности выделения // Вестник Удмуртского университета. Серия: Биология. Науки о земле. 2013. Вып. 2. С. 17–22.
6. Серебряков И.Г. Жизненные формы высших растений и их изучение // Полевая геоботаника. М.; Л.: Наука, 1964. Т. 3. С. 146–205.
7. Третьякова А.С. Закономерности формирования и экологическая структура флоры урбанизированных территорий Среднего Урала (Свердловская область): дис. ... д-ра биол. наук. Екатеринбург, 2016. 384 с.
8. Федосеева Г.П., Благодаткова Т.С., Оконешникова Т.Ф. Оптимизация системы озеленения города Екатеринбурга // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Биология. Экология. 2011. Т. 4, N 2. С. 94–108.
9. Флора Сибири. Rosaceae / под ред. А.В. Положий, Л.В. Малышева. Новосибирск: Наука. Сибирское отделение, 1988. 200 с.
10. Флора СССР. Т. 9 / под ред. В.Л. Комарова. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1939. 539 с.
11. Blackburn T.M., Bellard C., Ricciardi A. Alien versus native species as drivers of recent extinctions // Frontiers in Ecology and the Environment. 2019. Vol. 17, N 4. P. 203–207.
12. Bravo-Monasterio P., Pauchard A., Fajardo A. *Pinus contorta* invasion into treeless steppe reduces species richness and alters species traits of the local community // Biological Invasions. 2016. Vol. 18, N 7. P. 1883–1894.
13. Dickson T.L., Hopwood J.L., Wilsey B.J. Do priority effects benefit invasive plants more than native plants? An experiment with six grassland species // Biological Invasions. 2012. Vol. 14, N 12. P. 2617–2624.
14. Dobravolskaitė R., Gudžinskas Z. Alien plant invasion to forests in the vicinity of communal gardens // Botanica Lithuanica. 2011. Vol. 17, N 2–3. P. 73–84.
15. Fenner M., Thompson K. The ecology of seeds. Ed. 2. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 260 p.
16. Gooden B., French K. Impacts of alien grass invasion in coastal seed banks vary amongst native growth forms and dispersal strategies // Biological Conservation. 2014. Vol. 171. P. 114–126.
17. Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities // Journal of Ecology. 2009. Vol. 97, N 3. P. 393–403.
18. Jurševska G. Invasive tree taxa in major dendrological plantations in Jelgava district // Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis. 2007. Vol. 7, N 2. P. 149–158.
19. Kleunen van M., Dawson W., Essl F., Pergl J., Winter M., Weber E., Kreft H., Weigelt P., Kartesz J., Nishino M., Antonova L.A., Barcelona J.F., Cabezas F.J., Cárdenas D., Cárdenas-Toro J., Castaño N., Chacón E., Chatelain C., Ebel A.L., Figueiredo E., Fuentes N., Groom Q.J., Henderson L., Inderjit, Kupriyanov A., Masciadri S., Meerman J., Morozova O., Moser D., Nickrent D.L., Patzelt A., Peller P.B., Baptiste M.P., Poopath M., Schulze M., Seebens H., Shu W., Thomas J., Velayos M.,

- Wieringa J.J., Pyšek P. Global exchange and accumulation of non-native plants // *Nature*. 2015. Vol. 525. P. 100–103.
20. Lanta V., Hyvonen T., Norrdahl K. Non-native and native shrubs have differing impacts on species diversity and composition of associated plant communities // *Plant ecology*. 2013. Vol. 214, N 12. P. 1517–1528.
21. Levine J.M., Vila M., D'Antonio C.M., Dukes J.S., Grigulis K., Lavorel S. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions // *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological sciences*. 2003. Vol. 270, Iss. 15–17. P. 775–781.
22. Lipikhina Yu.A., Zolotareva N.V., Podgaevskaya E.N., Veselkin D.V. The thicket structure explains *Sorbaria sorbifolia*'s ability to be a transformer in the secondary range // *Russian Journal of Ecology*. 2022. Vol. 53, N 6. P. 456–463.
23. Maron J.L., Marler M. Effects of native species diversity and resource additions on invader impact // *The American Naturalist*. 2008. Vol. 172, N S1. P. 18–33.
24. Nilsson C., Engelmark O., Cory J., Forsslund A., Carlborg E. Differences in litter cover and understory flora between stands of introduced lodgepole pine and native Scots pine in Sweden // *Forest Ecology and Management*. 2008. Vol. 255, N 5–6. P. 1900–1905.
25. Reinhart K.O., Gurnee J., Tirado R., Callaway R.M. Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success // *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*. 2006. Vol. 16, N 5. P. 1821–1831.
26. Thompson J. *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford: Oxford University Press, 2005. 293 p.
27. Veselkin D.V., Dubrovin D.I. Diversity of the grass layer of urbanized communities dominated by invasive *Acer negundo* // *Russian Journal of Ecology*. 2019. Vol. 50, N 5. P. 413–421.
28. Veselkin D.V., Dubrovin D.I., Rafikova O.S., Lipikhina Yu.A., Zolotareva N.V., Podgaevskaya E.N., Pustovalova L.A., Yakovleva A.V. Shading and light interception in thickets of invasive *Acer negundo* and *Sorbaria sorbifolia* // *Russian Journal of Biological Invasions*. 2022. Vol. 13, N 1. P. 22–31.
29. Vila M., Espinar J.L., Hejda M., Hulme Ph.E., Jarošík V., Maron J.L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y., Pyšek P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems // *Ecology Letters*. 2011. Vol. 14, N 7. P. 702–708.
30. Vila M., Rohr R.P., Espinar J.L., Hulme Ph.E., Pergl J., Roux J.J.L., Schaffner U., Pyšek P. Explaining the variation in impacts of non-native plants on local-scale species richness: the role of phylogenetic relatedness // *Global Ecology and Biogeography*. 2015. Vol. 24, N 2. P. 139–146.
31. Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A., Losos E. Quantifying threats to imperiled species in the United States // *Bioscience*. 1998. Vol. 48, N 8. P. 607–615.

Поступила в редакцию: 04.03.2024

UDC 582.093-152.42:630\*181.21:574.1

**THE STRUCTURE OF THICKETS OF THE INVASIVE SHRUB  
*SORBARIA SORBIFOLIA* (L.) A. BRAUN AND THE VARIETY  
OF PLANTS UNDER ITS CANOPY**

**Yu.A. Lipikhina<sup>1</sup>, N.V. Zolotareva<sup>1</sup>, E.N. Podgaevskaya<sup>1</sup>, O.A. Kiseleva<sup>2</sup>, D.V. Veselkin<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>*Institute of Plant and Animal Ecology of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences*

<sup>2</sup>*Federal State Budgetary Institution of Higher Professional Education «Urals State Medical University» of the Ministry of Healthcare of the Russian Federation*

It was found that from the periphery to the center of *S. sorbifolia* thickets, the average length and diameter of the shoot increase by 2 times, the volume of one shoot by 8–9 times. In the periphery zones, young (1–5 years old) shoots absolutely predominate. In the center of the thickets, there is a significant proportion of cohorts older than 10 years, but shoots aged 1–5 years account for more than half of all shoots. In the center of the *S. sorbifolia* thickets, the abundance of plants of the grass-shrub layer is 10–20 times lower or more compared to the control forest community; the taxonomic richness of the grass-shrub layer is 6–8 times lower. The richness of taxa and the abundance of seedlings from the soil seed bank did not change depending on the abundance of *S. sorbifolia*. The average illumination intensity was as follows:  $4 \pm 1 \text{ lx} \times 10^2$  under *S. sorbifolia*;  $7 \pm 1 \text{ lx} \times 10^2$  under *Rubus idaeus*;  $80 \pm 10 \text{ lx} \times 10^2$  under the canopy of urban pine forests. Dense thickets of *S. sorbifolia* intercept about 93 % of the light from the level falling on their crowns.

**Key words:** plant invasions, invasive shrub, plant biomorphology, plant age, biodiversity, urbanized forests, light intensity, shading

---

**Citation:** Lipikhina Yu.A., Zolotareva N.V., Podgaevskaya E.N., Kiseleva O.A., Veselkin D.V. The structure of thickets of the invasive shrub *Sorbaria sorbifolia* (L.) A. Braun and the variety of plants under its canopy // Industrial botany. 2024. Vol. 24, N 2. P. 109–115. DOI: 10.5281/zenodo.13323906

---