

Liczebność i rozmieszczenie stanowisk rdestowca ostrokończystego *Reynoutria japonica* i sachalińskiego *R. sachalinensis* w Łebie (Wybrzeże Słowińskie) w 2013 roku

The number and distribution of Japanese knotweed *Reynoutria japonica* and giant knotweed *R. sachalinensis* stands in Łeba town (Wybrzeże Słowińskie region) in 2013

WŁODZIMIERZ MEISSNER

W. Meissner, Pracownia Ekofizjologii Ptaków, Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Gdański, ul. Wita Stwosza 59, 80-308 Gdańsk, e-mail: w.meissner@univ.gda.pl

ABSTRACT: Twenty one stands of Japanese knotweed and twelve stands of giant knotweed were noted in the urbanized area of the Łeba town. They grew in densities of 2.8 and 1.6 stands per km² respectively. The majority (58%) of giant knotweed stands was concentrated in the northern part of the city in the area of about 0.12 km², whereas Japanese knotweed was dispersed more evenly in the whole city area. Most often both species were found growing along fences and walls (42% of stands) and in the backyard gardens (24% of stands).

KEYWORDS: invasive alien species, distribution, northern Poland, urbanized area

Wstęp

Rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria japonica* Houtt. i sachaliński *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai pochodzą ze wschodniej Azji, skąd sprowadzono je jako rośliny ozdobne do Europy, a później także na inne kontynenty. Naturalny zasięg rdestowca ostrokończystego obejmuje północną część Japonii, Półwysep Koreański, północną część Chin i Tajwan (Beerling i in. 1994; Bailey, Conolly 2000), natomiast rdestowiec sachaliński pierwotnie występował tylko w Japonii

MEISSNER W. 2013. Liczebność i rozmieszczenie stanowisk rdestowca ostrokończystego *Reynoutria japonica* i sachalińskiego *R. sachalinensis* w Łebie (Wybrzeże Słowińskie) w 2013 roku. – Acta Bot. Cassub. 12: 25-31.

i na Sachalinie oraz na wyspie Ullung-do, leżącej między Japonią i Koreą (Bailey, Conolly 2000).

Pierwsze okazy rdestowca ostrokończystego sprowadzono do Holandii w 1825 roku, do herbarium w Leiden. W ciągu kilkunastu lat gatunek ten trafił do wielu ogrodów botanicznych i prywatnych hodowli. W roku 1847 przyznano mu tytuł najbardziej interesującej, nowej ozdobnej rośliny na kontynencie europejskim, co przyczyniło się do powszechnego sadzenia rdestowca ostrokończystego w ogrodach. Rdestowiec sachaliński pojawił się po raz pierwszy w Europie w 1855 roku, w ogrodzie botanicznym w Sankt Petersburgu, skąd później dostarczany był do hodowli w innych krajach (Bailey, Conolly 2000). Obecnie oba gatunki rdestowców: ostrokończysty i sachaliński notowane są na stanowiskach poza uprawami zarówno w Europie, jak i w obu Amerykach: Północnej i Południowej oraz w Nowej Zelandii i Afryce Południowej (Ignatov i in. 1990; Beerling i in. 1994; Germishuizen 2000; Ainsworth, Weiss 2002; Shaw, Seiger 2002; Anastasiu i in. 2007; Saldaña i in. 2009; Fuentes i in. 2011). Rdestowiec ostrokończysty należy do grupy 32 inwazyjnych gatunków roślin lądowych rozprzestrzeniających się najszybciej na świecie i wywierających negatywny wpływ na rodzime flory (Lowe i in. 2000).

W Polsce pierwsze wzmianki o rdestowcu ostrokończystym pochodzą z lat 1882 (Gniezno) i 1893 (Wrocław i Darżlubie). Z kolei pierwsze stanowisko rdestowca sachalińskiego zostało opisane w 1904 roku w Szklarskiej Porębie (Tokarska-Guzik 2005). Do połowy ubiegłego wieku stanowiska obu gatunków rdestowców były nieliczne. Jednak później, do roku 2000 zarejestrowano już 3004 stanowisk rdestowca ostrokończystego i 474 stanowiska rdestowca sachalińskiego, a w miastach i na siedliskach nadrzecznych w południowej części Polski rośliny te stały się stałym elementem lokalnej flory (Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2009).

Rdestowce jako inwazyjne gatunki roślin powodują daleko idące zmiany w środowisku. W miejscach ich występowania nie tylko powstają zbiorowiska o zmienionym, zwykle zubożałym składzie gatunkowym, ale także następuje pogorszenie jakości siedliska z powodu znacznej redukcji zawartości azotu w podłożu (Tokarska-Guzik i in. 2006; Fabiszewski, Brej 2008; Urgenson i in. 2009; Maurel i in. 2010). Zostały one uznane za gatunki niebezpieczne, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Rozporządzenie... 2011). Znaczenia nabierają więc badania nad rozmieszczeniem i określeniem wielkości populacji, co pozwoli na śledzenie tempa rozprzestrzeniania się obu omawianych gatunków. W niniejszej pracy przedstawiono wyniki inwentaryzacji gatunków z rodzaju *Reynoutria* wykonanej roku na terenie miasta Łeba w 2013 r.

1. Metody

Badania przeprowadzono na obszarze o powierzchni 7,4 km², obejmującym miasto Łeba wraz z sąsiadującą z nim osadą Rąbka (ryc. 1). Inwentaryzacja sta-

nowisk rdestowców została wykonana na terenie zajęтым przez zabudowę miejską, przemysłową oraz rekreacyjną (ośrodki wczasowe), łącznie ze skwerami i parkami miejskimi. Uwzględniono także pobocze drogi Łeba – Rąbka. Kontrolę terenu przeprowadzono w dniach 22-24.07.2013, przemierzając pieszo cały teren badań. Przynależność gatunkową napotkanych okazów określano zgodnie z cechami przedstawionymi w publikacji Fojcik i Tokarskiej-Guzik (2000). Miejsca występowania rdestowców nanoszono na mapę. Za oddzielne stanowiska uznano te, które oddzielone były od siebie o co najmniej 50 m albo które były od siebie wyraźnie rozdzielone pasem zabudowy. W obrębie każdego stanowiska oszacowano liczbę pędów, przyporządkowując je do przedziałów: do 10, od 10 do 100, od 100 do 1000 i powyżej 1000. Ponadto wyróżniono 5 typów siedlisk, w których rosły rdestowce: ogródki przydomowe, trawniki miejskie, parki i fragmenty lasów miejskich o charakterze parkowym, tereny budowy domów, przymurza i przypłocia (w tym płoty obsadzone żywopłotami).



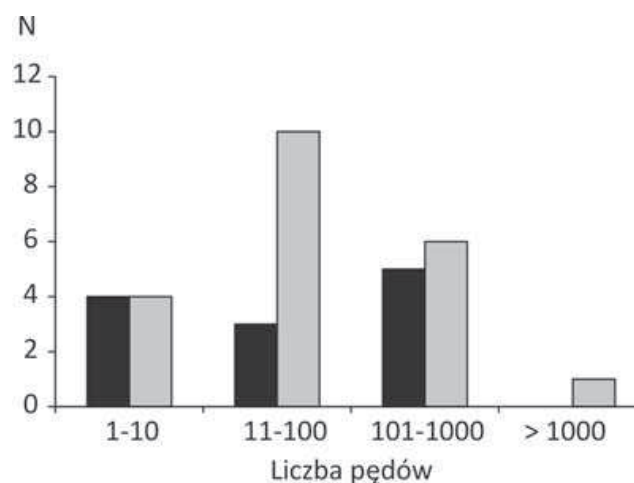
Ryc. 1. Lokalizacja stanowisk rdestowca sachalińskiego (romby) i rdestowca ostrokończystego (kółka) na terenie objętym badaniami. Linia przerywana – granice badanego obszaru, linia kropkowana – tory kolejowe. Szarymi liniami zaznaczono ulice o utwardzonej nawierzchni.

Fig. 1. Location of giant (black diamonds) and Japanese (black circles) knotweed stands in the study area. Dashed line – borders of the studied area, dotted line – railway. Grey lines indicate paving streets.

2. Wyniki

Na terenie miasta Łeba odnotowano łącznie 33 stanowiska rdestowców, w tym 21 stanowisk rdestowca ostrokończystego i 12 stanowisk rdestowca sachalińskiego. W przeliczeniu na wielkość skontrolowanej powierzchni zagęszczenie obu tych gatunków wyniosło odpowiednio 2,8 i 1,6 stanowiska na km². Nie stwierdzono występowania rdestowca pośredniego *Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtková, będącego mieszańcem między rdestowcem ostrokończy-

stym i sachalińskim. Udział stanowisk o małej (poniżej 100) i dużej liczbie pędów u obu gatunków nie różnił się istotnie statystycznie (test χ^2 ; $\chi^2 = 0,01$; $p = 0,99$) (ryc. 2). Jedyne stanowisko liczące ponad 1000 pędów dotyczyło rdestowca ostrokończystego. Oba gatunki różniły się rozmieszczeniem w obrębie badanego terenu (ryc. 1). Większość (58%) stanowisk rdestowca sachalińskiego wyraźnie skupiona była w północnej części Łeby na powierzchni 0,12 km², natomiast rdestowiec ostrokończysty rozmieszczony był bardziej równomiernie, na całym obszarze miasta (ryc. 1). We wschodniej części badanego terenu znajdowały się fragmenty nowej zabudowy miejskiej, gdzie rdestowce nie występowały. Oba gatunki najczęściej rosły w pobliżu płotów i murów (14 stanowisk) oraz na terenie ogródków przydomowych (8 stanowisk) (tab. 1).



Ryc. 2. Liczba stanowisk rdestowca sachalińskiego (kolor czarny) i rdestowca ostrokończystego (kolor szary) o różnej liczbie pędów.

Fig. 2. Number of giant (black columns) and Japanese (grey columns) knotweed stands with different numbers of shoots.

Tabela 1. Liczba stanowisk rdestowca ostrokończystego i sachalińskiego w wyróżnionych typach siedlisk.

Table 1. The number of stands of both knotweed species in distinguished types of habitats.

Gatunek Species	Typ siedliska Type of habitat					Razem In total
	ogródki gardens	przymurza i przypłocia at the walls and fences	trawniki lawns	parki parks	porzucone płace budowy abandoned building sites	
<i>R. sachalinensis</i>	2	7	1	1	1	12
<i>R. japonica</i>	6	7	2	3	3	21
Razem In total	8	14	3	4	4	33

3. Dyskusja

W skali Pomorza Gdańskiego rdestowiec sachaliński występuje rzadziej niż rdestowiec japoński (Bloch-Orłowska, Żółkoś 2012), co również miało miejsce w przypadku badanego obszaru. Mniejsza i ograniczona przestrzennie na terenie miasta Łeby liczba stanowisk rdestowca sachalińskiego w porównaniu do rdestowca ostrokończystego sugeruje, że może być to efekt rozprzestrzenienia się z jednego stanowiska. Natomiast rdestowiec ostrokończysty został najprawdopodobniej wprowadzony na badanym terenie niezależnie w wielu miejscach.

Oba gatunki rdestowców często notuje się na terenach o zaburzonych glebach (Śliwiński 2009; Tokarska-Guzik i in. 2009). Jedną z cech umożliwiających im gwałtowne rozprzestrzenianie się jest zdolność do szybkiej regeneracji z niewielkich fragmentów kłaczy (Brock i in. 1995). Antropogeniczne zmiany w siedliskach, związane z pracami ziemnymi, przyspieszają inwazję rdestowców (Pyšek, Prach 1993), co w połączeniu z faktem, że były one sadzone w ogrodach powoduje, że największe skupienia stanowisk znajdują się na terenach zurbanizowanych i na uregulowanych brzegach rzek i cieków wodnych (Pyšek 1998; Śliwiński 2009; Silaeva 2011). Na badanym terenie najwyższy odsetek miejsc występowania rdestowców zanotowano wzdłuż murów i płotów. Miejsca te prawdopodobnie są rzadziej lub mniej dokładnie koszone podczas pielęgnacji zieleni miejskiej, co sprzyja utrzymywaniu się tych gatunków.

Na Pomorzu Gdańskim występowanie rdestowców jest w przeważającej mierze związane z siedliskami antropogenicznymi na terenach miejskich, co najprawdopodobniej jest efektem rozprzestrzeniania się tych roślin z ogrodów lub przenoszenia fragmentów kłaczy wraz z podłożem (Bloch-Orłowska, Żółkoś 2012). Stanowiska znalezione w obrębie przydomowych ogrodów stanowiły 24% ze wszystkich stwierdzonych na obszarze objętym badaniami. Mogą one stanowić potencjalne źródło rozprzestrzeniania się tych gatunków na przyległe tereny, stąd w ramach kolejnych inwentaryzacji należy także uwzględnić miejsca występowania rdestowców w ogrodach.

Dane o występowaniu tych gatunków na Pomorzu Gdańskim zawarte są przede wszystkim w opracowaniach dotyczących lokalnych inwentaryzacji flory (np. Hołdyński i in. 2001; Sobisz, Truchan 2006, 2008; Lazarus, Markowski 2010). Brak jest jednak szczegółowych informacji o zagęszczeniu stanowisk rdestowców w obrębie miast, co uniemożliwia porównanie uzyskanych danych z innymi terenami na Pomorzu. Przeprowadzona w Łebie inwentaryzacja stanowisk rdestowców może stanowić podstawę do dalszego monitorowania liczebności i tempa rozprzestrzeniania się tych gatunków w oparciu o zaproponowaną procedurę badawczą.

Literatura

- AINSWORTH N., WEISS J. 2002. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (Japanese knotweed) – an underrated threat to riparian zones in Australia. – W: Proceedings of 13th Australian Weeds Conference, Council of Australasian Weed Societies, Perth, s. 130-133.
- ANASTASIU P., NEGREAN G., BAŞOU C., SÎRBU C., OPREA A. 2007. A preliminary study on the neophytes of wetlands in Romania. – W: RABITSCH W., ESSL F., KLINGENSTEIN F. (red.), Biological Invasions – from Ecology to Conservation. – Neobiota 7: 181-192.
- BAILEY J. P., CONOLLY A. P. 2000. Prize-winners to pariahs – A history of Japanese Knotweed s. l. (*Polygonaceae*) in the British Isles. – *Watsonia* 23: 93-110.
- BEERLING D. J., BAILEY J. P., CONOLLY A. P. 1994. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). – *J. Ecol.* 82(4): 959-979.
- BLOCH-ORŁOWSKA J., ŻÓŁKOŚ K. 2012. Podsumowanie stopnia zbadania rozmieszczenia inwazyjnych gatunków roślin na Pomorzu Gdańskim. – *Acta Bot. Cassub.* 11: 49-74.
- BROCK J. H., CHILD L. E., WAAL L. C., WADE M. 1995. The invasive nature of *Fallopia japonica* is enhanced by vegetative regeneration from stem tissues. – W: PYŠEK P., PRACH K., REJMÁNEK M., WADE M. (red.), Plant Invasion: General Aspect and Special Problems. Academic Publishing, Amsterdam, s. 131-139.
- FABISZEWSKI J., BREJ T. 2008. Ecological significance of some kenophytes in Lower Silesian national parks. – *Acta Soc. Bot. Pol.* 77(2): 167-174.
- FOJCIK B., TOKARSKA-GUZIŁ B. 2000. *Reynoutria* × *bohemica* (*Polygonaceae*) – a new taxon to the Polish flora. – *Fragm. Flor. et Geobot. Pol.* 7: 63-71.
- FUENTES N., MARTICORENA A., SALDAÑA A. 2011. *Fallopia sachalinensis* (F.Schmidt) Ronse Decr. (*Polygonaceae*): a new record for the alien flora of Chile. – *Gayana Bot.* 68(2): 338-340.
- GERMISHUIZEN G. 2000. *Polygonaceae*. – W: LEISTNER O. A. (red.), Seed Plants of Southern Africa. – *Strelitzia* 10: 451-453.
- HOLDYŃSKI C., KORNIĄK T., KALWASIŃSKA G. 2001. Flora synantropijna Żuław Wiślanych. – *Acta Bot. Cassub.* 2: 5-36.
- IGNATOV M. S., MAKAROV W. W., CHICHEV A. W. 1990. Konspekt flory adventivnych rastienij Moskovskoj oblasti. – W: Floristicheskie issledovania Moskovskoj oblasti. Nauka, Moskwa, s. 5-105.
- LAZARUS M., MARKOWSKI R. 2010. Florystyczna różnorodność obrzeży przyujściowego odcinka Wisły (Żuawy Wiślane). – *Acta Bot. Cassub.* 7-9: 33-54.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S., DE POORTER M. 2000. 100 of the World's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG), s. 12.
- MAUREL N., SALMON S., PONGE J.-F., MACHON N., MORET J., MURATET A. 2010. Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? – *Biol. Invasions* 12(6): 1709-1719.
- PYŠEK P. 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. – *J. Biogeogr.* 25(1): 155-163.
- PYŠEK P., PRACH K. 1993. Plant Invasions and the Role of Riparian Habitats: A Comparison of Four Species Alien to Central Europe. – *J. Biogeogr.* 20(4): 413-420.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. – Dz. U. nr 210, poz. 1260.

- SALDAÑA A., FUENTES N., PFANZELT S. 2009. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (*Polygonaceae*): A new record for the alien flora of Chile. – *Gayana Bot.* 66(2): 283-285.
- SHAW R. H., SEIGER L. A. 2002. Japanese knotweed. – W: VAN DRIESCHE R., BLOSSEY B., HODDLE M., LYON S., REARDON R. (red.), *Biological control of invasive plants in the eastern United States*. United States Department of Agriculture, Morgantown, s. 159-166.
- SILAEVA T. B. 2011. Alien species of the flora in the Sura river basin. – *Russ. J. Biol. Invas.* 2(3): 250-255.
- SOBISZ Z., TRUCHAN M. 2006. Parki podworskie północnej części Wysoczyzny Damnickiej. – *Słupskie Pr. Biol.* 3: 91-99.
- SOBISZ Z., TRUCHAN M. 2008. Materials concerning the distribution of invasive species in Central Pomerania. – *Bot. Stec.* 12: 79-85.
- ŚLIWIŃSKI M. 2009. Występowanie *Reynoutria japonica* Houtt., *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai i *Impatiens glandulifera* Royle wzdłuż strumieni Gór Sowich w okolicach Bielawy. – *Acta Bot. Siles.* 4: 91-106.
- URGENSON L. S., REICHARD S. H., HALPERN C. B. 2009. Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forests of western Washington, USA. – *Biol. Conserv.* 142: 1536-1541.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 192 ss.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., BZDEGA K., KNAPIK D., JENCZAŁA G. 2006. Changes in plant species richness in some riparian plant communities as a result of their colonisation by taxa of *Reynoutria* (*Fallopia*). – *Biodiv. Res. Conserv.* 1-2: 123-130.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., BZDEGA K., TARŁOWSKA S., KOSZELA K. 2009. Gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. – W: DAJDOK Z., PAWLACZYK P. (red.), *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 87-99.