

Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej



Kampinoski Park Narodowy
2016

**Metody zwalczania obcych gatunków roślin
występujących na terenie
Puszczy Kampinoskiej**

**Pod redakcją
Artura Obidzińskiego, Ewy Kołaczkowskiej i Anny Otręby**

**Kampinoski Park Narodowy
Izabelin 2016**

Recenzja: Prof. dr hab. Władysław Danielewicz
Redakcja naukowa: Artur Obidziński, Ewa Kołaczkowska, Anna Otręba
Redakcja techniczna: Dorota Flaga
Projekt okładki: Agnieszka Obidzińska
Fotografia na okładce: Izabela Sachajdakiewicz

Publikacja dofinansowana przez:
Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej,
Oddział Warszawski Polskiego Towarzystwa Botanicznego,
Wydział Leśny Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
oraz Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego



Copyright ©: Kampinoski Park Narodowy, Izabelin 2016

Wydawca: Wydawnictwo BioDar
ul. Kronikarza Galla 8/4
30-053 Kraków

Druk: PBMedia Sp. z o.o.
al. J. Piłsudskiego 73
10-449 Olsztyn

ISBN 978-83-935777-3-6

Nakład: 500 egz.

Zalecany sposób cytowania rozdziału:

Kołaczkowska E. 2016. Kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & A. Gray s. 9–13; [W:] A. Obidziński, E. Kołaczkowska, A. Otręba. 2016. Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. Wydawnictwo BioDar, Izabelin–Kraków.

Spis treści

Wprowadzenie	5
<i>Anna Otręba</i>	

Gatunki jednoroczne

Kolczurka klapowana <i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. & A. Gray	9
<i>Ewa Kołaczkowska</i>	
Niecierpek gruczołowaty <i>Impatiens glandulifera</i> Royle	16
<i>Anna Bomanowska, Wojciech Adamowski</i>	
Niecierpek drobnokwiatowy <i>Impatiens parviflora</i> DC.	25
<i>Wojciech Adamowski, Anna Bomanowska</i>	
Uczep amerykański <i>Bidens frondosa</i> L.	32
<i>Dorota Michalska-Hejduk, Dominik Kopeć</i>	

Byliny

Gatunki z rodzaju barszcz <i>Heracleum</i> spp.	39
<i>Izabela Sachajdakiewicz</i>	
Gatunki z rodzaju nawłóć <i>Solidago</i> spp.	51
<i>Dominik Kopeć, Dorota Michalska-Hejduk</i>	

Gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. 59

Izabella Kirpluk

Wierzbownica gruczołowata *Epilobium ciliatum* Raf. 66

Dorota Michalska-Hejduk, Dominik Kopec

Drzewa

Czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. 73

Anna Otręba

Dąb czerwony *Quercus rubra* L. 89

Beata Woziwoda, Artur Obidziński

Klon jesionolistny *Acer negundo* L. 98

Piotr Mędrzycki

Robinia akacyjowa *Robinia pseudoacacia* L. 106

Artur Obidziński, Beata Woziwoda

Regulacje prawne dotyczące zwalczania obcych gatunków roślin w Polsce 121

Izabella Kirpluk

Wprowadzenie

Anna Otręba

Problem niekontrolowanego rozprzestrzeniania się gatunków obcego pochodzenia został dostrzeżony na świecie w drugiej połowie XX wieku. Wraz z jego nasilaniem się, stał się aktualnie jednym z głównych zagrożeń zachowania swoistości biologicznej wielu regionów świata (ryc. 1). Z tego powodu przeciwdziałanie inwazjom biologicznym okazało się nowym ważnym zadaniem w ochronie przyrody. Nie jest to jednak zadanie łatwe, bo dotyczy zjawiska cały czas kształtującego się. Warto przy tym zauważyć, że większość dotychczasowych badań poświęcono biologii gatunków inwazyjnych oraz ekologii ich ekspansji. Stosunkowo nieliczne prace skupiały się na metodach przeciwdziałania inwazjom. Równoległe z postępowaniem badań nad inwazjami instytucje zajmujące się czynnie ochroną przyrody rozpoczęły zwalczanie gatunków inwazyjnych. Wydaje się, że suma zgromadzonej dzisiaj wiedzy, płynącej zarówno z badań nad biologią gatunków inwazyjnych, jak i z oceny zabiegów zwalczania pozwala na pierwsze wnioski dotyczące skuteczności stosowanych metod.

Podjęwając kolejne zabiegi przeciwdziałania inwazjom warto zapoznać się z doświadczeniami poprzedników w tym względzie. Doświadczenia te często opisane są w rozproszonych i trudno dostępnych publikacjach. Z tego powodu w ramach projektu pt. „Inwentaryzacja i monitoring przyrody ożywionej w Kampinoskim Parku Narodowym z uwzględnieniem siedlisk przyrodniczych i gatunków Natura 2000”, finansowanego w latach 2011–2015 z Narodowego Funduszu Ocho-

ny Środowiska i Gospodarki Wodnej, przygotowano między innymi przegląd metod zwalczania kilkunastu najbardziej agresywnych taksonów roślin inwazyjnych występujących w Kampinoskim Parku Narodowym. Zadanie to podjęło Regionalne Centrum Ekologiczne na Europę Środkową i Wschodnią (REC Polska) we współpracy ze specjalistami z ośrodków naukowych współpracujących z Kampinoskim PN. Zebrane materiały ujednolicone pod względem redakcyjnym pragniemy niniejszym udostępnić szerszemu gronu odbiorców. Nie przekazujemy w nich prostych recept na sukces w przeciwdziałaniu inwazjom, bo takich prawdopodobnie nie ma, ale mamy nadzieję, że zgromadzona wiedza pomoże czytelnikom wybierać najskuteczniejsze metody działań.



Ryc. 1. Dąb czerwony w obwodzie ochronnym Wilków w Kampinoskim PN
(fot. A. Kęłbowska 2013)

Gatunki jednoroczne

Kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* (Michx.)

Torr. & A. Gray

Ewa Kołaczkowska

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* (ryc. 2) we wtórnym zasięgu zwykle występuje na siedliskach antropogenicznych, w pobliżu miejsc uprawy, takich jak: przypłocia, przychacia, przydroża, w okolicach wysypisk śmieci, ogródków działkowych, cmentarzy, niekiedy także na ugorach i miedzach, skąd przedostaje się na siedliska półnaturalne i zbliżone do naturalnych, przede wszystkim na brzegi rowów melioracyjnych, rzek i jezior, a także na skraje łągów czy zarastające wilgotne łąki (Dajdok i Kącki 2009, Sudnik-Wójcikowska 2011). Lokalnie jest częsta w fitocenozach ziołorośli nadrzecznych z rzędu *Convolvuletalia sepium* oraz szuwarów: mozgowego *Phalaridetum arundinaceae* i mallowego *Glycerietum maximae* (Kołaczkowska 2010). Obficie pojawia się ponadto na siedliskach inicjalnych, właściwych zbiorowiskom z klasy *Bidentetea*, powstałych w wyniku naturalnych zaburzeń (odsłonięte po wezbraniu wód skarpy, ławice śródrzeczne, świeże odsypy brzeżne), jak również na podobnych siedliskach, lecz powstałych w wyniku działalności człowieka, np. nasypy, sztucznie umocnione brzegi (ryc. 3).



Ryc. 2. Liście i kwiaty kolczurki klapowanej (fot. E. Kołaczkowska 2013)

Kolczurka figuruje na liście stu najbardziej inwazyjnych gatunków roślin, zwierząt i grzybów w Europie (Vilà i in. 2009), została także uwzględniona w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. 2011 nr 210, poz. 1260). Jej silną ekspansję na terenie Polski obserwuje się w ostatnich kilkudziesięciu latach (Sowa i Warcholińska 1994, Tokarska-Guzik 2005, Zając i in. 2011). Wnika do siedlisk przyrodniczych Natura 2000, takich jak: ziołorośla górskie *Adenostylin alliariae* i ziołorośla nadrzeczne *Convolvuletalia sepium* (kod siedliska: 6430) oraz zalewane muliste brzegi rzek (3270), łągi wierzbowe, topolowe, olszowe, jesionowe *Salicetum albae*, *Populetum albae* wraz z olsami źródłkowymi *Alnion glutinoso-incanae* (91E0) – (GIOŚ 2012). Największe zagrożenie dla rodzimej różnorodności biologicznej gatunek ten powoduje w zbiorowiskach ziołorośli nadrzecznych, ze względu na silną konkurencyjność



Ryc. 3. Kolczurka klapowana łatwo rozprzestrzenia się na wilgotnych łąkach wzdłuż cieków wodnych (fot. E. Kołaczkowska 2010)

wobec rodzimych gatunków roślin zielnych polegającą na ograniczaniu dostępu światła. Kolczurka z łatwością kolonizuje kolejne odcinki linii brzegowych, ponieważ jej nasiona mogą przemieszczać się wraz z prądem wody.

Metody mechaniczne

Do mechanicznych metod usuwania osobników kolczurki należy zaliczyć wrywanie lub koszenie roślin przed wydaniem nasion (ryc. 4). Najlepsze efekty daje wrywanie siewek wiosną, wtedy gdy są łatwe do zidentyfikowania i całkowitego usunięcia. Aby zabiegi te były skuteczne, należy powtarzać je corocznie przez kilka kolejnych sezonów. Skoszone lub wyrwane rośliny oraz ich części powinny się spalać lub w inny sposób utylizować poza obszarem chronionym, tak aby nie stwarzały możliwości dalszego rozprzestrzeniania się gatunku (Klotz 2007, Pilkington 2011, IOP).



Ryc. 4. Jednokrotne ręczne usuwanie kolczurki nie zlikwidowało stanowiska. W następnym roku kolczurka osiągnęła pokrycie podobne jak przed zabiegiem, osada Krzywa Góra w Kampinoskim PN (fot. M. Turtoń 2013)

Metody chemiczne

Skuteczne są również metody chemiczne: oprysk bądź smarowanie liści preparatami zawierającymi glifosat. Zabieg powinien być przeprowadzony wiosną, zanim kolczurki wytworzą pędy przykrywające inne rośliny – nie należy stosować herbicydów wobec pędów kolczurki wspinających się po innych roślinach ze względu na znaczne ryzyko zniszczenia gatunków właściwych dla danego siedliska (Browning 2012). Nie zaleca się również zwalczania kolczurki środkami chemicznymi w pobliżu cieków czy zbiorników wodnych, ponieważ istnieje wysokie prawdopodobieństwo przedostania się ich do wód¹ (Klotz 2007).

Metody biologiczne

Nie są znane skuteczne metody biologiczne zwalczania kolczurki kłapowanej (Klotz 2007). Buszko (2015) w badaniach nad możliwością zwalczania roślin inwazyjnych przez owady w Polsce zaobserwował jedynie, że kolczurka była odwiedzana przez zapylaczy, natomiast nie stwierdził zjadania rośliny.

Metody kombinowane i inne

Obok bezpośredniej eliminacji istotne jest również ograniczenie handlu nasionami i całymi roślinami, niedopuszczanie do wprowadzania

1 Zastosowanie na obszarach leśnych, a w szczególności na terenach chronionych, środków chemicznych zawierających glifosat budzi obecnie kontrowersje (Starfinger i in. 2003). Początkowe doniesienia o biodegradowalności glifosatu w środowisku okazały się błędne. Jego obecność stwierdza się w glebie, wodzie i krwi ludzkiej, a szereg badań prowadzonych w ostatnich latach wskazuje na jego szkodliwy wpływ na zdrowie człowieka. Ponadto zauważono, że toksyczność preparatów zawierających glifosat jest wielokrotnie większa od samej substancji czynnej (Kwiatkowska i in. 2013). W wielu krajach europejskich np. w Niemczech, w Belgii, we Włoszech zabronione jest używanie środków chemicznych na obszarach chronionych i wrażliwych przyrodniczo (Muys i in. 1992, Starfinger i in. 2003), zaś na Węgrzech są one dopuszczone do stosowania (Csiszár i Korda 2015). Także w polskich parkach narodowych i rezerwach przyrody obowiązuje zakaz stosowania chemicznych i biologicznych środków ochrony roślin (art. 15 ust. 12 Ustawy o ochronie przyrody). [Przyp. red.]

gatunku do ogrodów (zwłaszcza położonych w pobliżu cieków) oraz edukacja społeczeństwa w celu zaniechania dalszej uprawy (Klotz 2007, 2009; Dajdok i Kącki 2009). Zalecenie to wydaje się być niezwykle ważne w przypadku obszarów cennych przyrodniczo, w pobliżu których mieszkańcy uprawiają kolczurkę w przydomowych ogrodach. Csiszár i Korda (2015) podają także, że gatunek ten jest wrażliwy na długoterminowe podtopienie.

Ocena skuteczności metod zwalczania

W Polsce do tej pory nie eliminowano kolczurki na dużą skalę. Jeżeli są podejmowane lub planowane działania zmierzające do eliminacji rośliny, polegają zazwyczaj na mechanicznym usuwaniu tego gatunku na terenach cennych przyrodniczo: w parkach narodowych, np. Wigierskim, Biebrzańskim, Borów Tucholskich czy specjalnych obszarach ochrony siedlisk Natura 2000, np. PLH120090 Biała Tarnowska (RZGW). W przypadku znacznego zaawansowania inwazji efektywność usuwania jest znikoma (C. Werpachowski – Biebrzański PN informacja ustna). Okazjonalne akcje eliminowania gatunku z udziałem wolontariuszy mogą jednak przyczynić się do podniesienia świadomości społeczności lokalnej w zakresie inwazji obcych gatunków roślin, a zatem należałoby traktować je jako formę działań prewencyjnych.

Za najważniejsze działanie zaradcze należy uznać działania prewencyjne (edukację) zapobiegające masowemu rozprzestrzenianiu się tego gatunku nad brzegami wód. Kolczurka może być również eliminowana podczas zabiegów usuwania innych inwazyjnych gatunków roślin na brzegach wód (Dajdok i Kącki 2009).

Bibliografia

- Browning S. 2012. Controlling Weedy Vines in Acreage Trees. Acreage eNews – August 2012. University of Nebraska – Lincoln. <http://acreage.unl.edu/aug-2012#Vines>, dostęp on-line 30.07.2015.
- Buszko J. 2015. Możliwość zwalczania roślin inwazyjnych przez owady. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 143–151.

- Csiszár Á., Korda M. 2015. Summary of invasive plant control experiments. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 203–235.
- Dajdok Z., Kącki Z. 2009. Kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*. [W:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 38–41.
- Dz.U. 2004 nr 92, poz. 880 (z późn. zm.). Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, z późniejszymi zmianami.
- Dz.U. 2011 nr 210, poz. 1260. 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.
- GIOŚ. 2012. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Gatunki obce i inwazyjne w monitoringu siedlisk przyrodniczych w latach 2009–2011. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. http://www.gios.gov.pl/siedliska/pdf/gatunki_obce_2009_2011_siedliska.pdf, dostęp on-line 10.01.2014.
- IOP. Instytut Ochrony Przyrody Polska Akademia Nauk. Gatunki obce w Polsce. <http://www.iop.krakow.pl/ias/gatunki>, dostęp on-line: 07.06.2013.
- Klotz S. 2007. *Echinocystis lobata*. DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org>, dostęp on-line: 07.06.2013.
- Klotz S. 2009. *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & Gray, wild cucumber (*Cucurbitaceae*, *Magnoliophyta*). [W:] P. E. Hulme, W. Nentwig, P. Pyšek, M. Vilà (red.). DAISIE. Handbook of alien species in Europe. Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology 3, Springer, Dordrecht: 347.
- Kołaczkowska E. 2010. Obce inwazyjne gatunki roślin w krajobrazie dolin Świdra i Rządzy. Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego 13, Komisja Krajobrazu Kulturowego PTG, Sosnowiec: 152–163.
- Kwiatkowska M., Jarosiewicz P., Bukowska B. 2013. Glifosat i jego preparaty – toksyczność, narażenie zawodowe i środowiskowe. *Medycyna Pracy* 64, 5: 717–729.
- Muys B., Maddelein D., Lust N. 1992. Ecology, practice and policy of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) management in Belgium. *Silva Gandavensis* 57: 28–45.
- Pilkington S. 2011. *Echinocystis lobata*. [W:] Great Britain Non-natives Factsheet Editor. Biological Records Centre. Centre for Ecology and Hydrology. Natural Environment Research Council. http://www.brc.ac.uk/gbnn_admin/index.php?q=node/193, dostęp on-line: 07.06.2013.
- RZGW. Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Krakowie. Przywrócenie drożności korytarza ekologicznego doliny rzeki Biała Tarnowska RZGW, Kraków. <http://www.losos.org.pl>, dostęp on-line: 11.04.2014.

- Sowa R., Warcholińska U. 1994. The list of American flowering plant species established in Poland (kenophytes). *Thaiszia – Journal of Botany* 4: 197–210.
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M., Schepker H. 2003. From desirable ornamental plant to pest to accepted additional to the flora? – the perception of alien tree species through the centuries. *Biological Invasions* 5: 323–335.
- Sudnik-Wójcikowska B. 2011. Rośliny synantropijne. *Flora Polski*. MULTICO Oficyna Wydawnicza, Warszawa.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Keno-phytes) in the Flora of Poland. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Vilà M., Bañnou C., Gollasch S., Josefsson M., Pergl J., Scalera R. 2009. One Hundred of the Most Invasive Alien Species in Europe. [W:] P. E. Hulme, W. Nentwig, P. Pyšek, M. Vilà (red.). *DAISIE. Handbook of alien species in Europe. Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology* 3. Springer, Dordrecht: 265–268.
- Zajac A., Tokarska-Guzik B., Zajac M. 2011. The role of rivers and streams in the migration of alien plants into the Polish Carpathians. *Biodiversity: Research and Conservation* 23: 43–56.

Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* Royle

Anna Bomanowska, Wojciech Adamowski

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* (ryc. 5) preferuje podłoża wilgotne i zasobne w składniki odżywcze. Najczęściej zasiedla brzegi cieków i zbiorników wodnych, nadrzeczne kamieńce, szuwały i zbiorowiska welonowe oraz lasy i zarośla łągowe (Beerling i Perrins 1993, Dajdok i in. 1998, Kostrakiewicz-Gierałt 2015, Matthews i in. 2015). Występuje na skrajach lasów, w zadrzewieniach jesionowych, topolowych, wierzbowych oraz olsach, bywa również spotykany na wilgotnych, ekstensywnie użytkowanych łąkach (ryc. 6, Bomanowska i Adamowski 2014, Csiszár i Korda 2015, Kostrakiewicz-Gierałt 2015). Występuje także w zbiorowiskach ruderalnych (np. na przychaciach,



Ryc. 5. Pokrój niecierpka gruczołowatego w czasie kwitnienia
(fot. E. Kołaczowska 2009)

wysypiskach) i sporadycznie jako chwast w uprawach (Kirpluk 2003, Kirpluk i Bomanowska 2014). Uprawiany jako roślina ozdobna ma tendencje do dziczenia na przydrożach i wokół ogródków. Rośnie tam często w towarzystwie innych inwazyjnych gatunków roślin, takich jak rdestowiec ostrokończysty i kolczurka kłapowana (Bomanowska i in. 2014). Wyniki eksperymentów (Skálová i in. 2013) wskazują na możliwość jego wkraczania na siedliska suchsze i uboższe niż zajmowane dotychczas.

Chittka i Schürkens (2001) wykazali, że ze względu na dużą

produkcję nektaru niecierpek gruczołowaty może zmniejszać częstość odwiedzin zapylaczy na rosnących w pobliżu rodzimych roślinach. Cawoy i in. (2012) obserwowali zmniejszenie częstości odwiedzin przez pszczoły kwiatów rodzimych roślin na obszarach opanowanych przez niecierpka przy jednoczesnym wzroście częstości odwiedzin przez trzmiele. Gruntmann ze współautorami (2013) wykazali, że roślina ta jest w stanie skutecznie konkurować z bylinami, np. pokrzywą. Liczne prace wskazują na silne allelopatyczne oddziaływanie tego gatunku w warunkach laboratoryjnych (Vrchotová i in. 2011, Gruntmann i in. 2013, Ruckli i in. 2014), jednak eksperymenty przeprowadzone w warunkach terenowych tego faktu nie potwierdzają (Del Fabbro i in. 2014).

Tickner ze współautorami (2001), a ostatnio Greenwood i Kuhn (2014) zwrócili uwagę na możliwość przyspieszania erozji brzegów cieków porośniętych przez rośliny tego gatunku, zwłaszcza przy wysokich stanach wody zimą i wczesną wiosną. Informacje na temat wpływu



Ryc. 6. Niecierpek gruczołowaty zasiedlający wilgotne łąki, wieś Górki w Kampinoskim PN (fot. I. Kirpluk 2013)

niecierpka gruczołowatego na różnorodność biologiczną są rozbieżne. Hulme i Bremner (2006) obserwowali zmniejszenie liczby gatunków roślin na powierzchniach opanowanych przez niecierpka, podczas gdy Hejda i Pyšek (2006) nie odnotowali takiej zależności.

Metody mechaniczne

Zalecane metody mechanicznego zwalczania niecierpka gruczołowatego to ręczne wyrywanie pojedynczych roślin i ich niewielkich skupień lub niskie koszenie w przypadku masowego występowania (Weber 2003, Csiszár i Korda 2015, Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015). Koszenie zalecane jest także na stromych brzegach rzek i jezior, gdy wyrywanie mogłoby naruszyć spójność gleby i doprowadzić do erozji wodnej (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015). Głównym założeniem zwalczania mechanicznego powinno być wyeliminowanie jak największej liczby nasion niecierpka, a nie tylko samo usunięcie dorosłych roślin, bo, jak wskazują wyniki najnowszych badań, nawet niedojrzałe nasiona tego gatunku mogą kiełkować w znacznym procencie (Janczak i Zieliński 2012). Najlepszym terminem na usuwanie roślin w całości jest moment tuż przed zakwitnięciem, ponieważ rośliny uszkodzone wcześniej są w stanie wypuścić nowe pędy i wydać nasiona (Helmisaari 2010, Csiszár i Korda 2015). W przypadku koszenia ważne jest koszenie blisko ziemi, poniżej pierwszego węzła (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015, Matthews i in. 2015, Puza i Krzysztofiak 2015). Zabiegi mechanicznego usuwania należy powtarzać 2–3 razy w roku przez kilka, a nawet kilkanaście lat (Puza i Krzysztofiak 2015). Skuteczny w walce z inwazją niecierpka może być także wypas zwierząt (Dajdok i Pawlaczyk red. 2009, Helmisaari 2010).

Dawson i Holland (1999), a także Matthews ze współautorami (2015) zwrócili uwagę na zakres planowanych zabiegów w dolinach rzek i potoków, a przede wszystkim konieczność ich prowadzenia od źródeł do ujścia cieku ze względu na przenoszenie nasion niecierpka przez wodę oraz osady rzeczne. Eliminację mechaniczną przez wyrywanie lub wykopywanie roślin oraz likwidację siedlisk ruderalnych bę-

dących potencjalnymi miejscami występowania gatunku rekomendują specjaliści z Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie (IOP). Zebrany materiał powinien być zapakowany w szczelne worki, przetransportowany poza obszar chroniony i spalony ze względu na możliwość zawleczenia żywotnych nasion oraz potencjalne oddziaływania allelopatyczne (Vrchotová i in. 2011, Gruntmann i in. 2013, Ruckli i in. 2014, Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015). Usunięte rośliny można także kompostować poza obszarem chronionym do czasu ich naturalnego rozkładu (minimum 2–3 lata), na podłożu zabezpieczonym przed przenikaniem odcieków do gleby i wody, przy czym warstwę biomasy należy każdorazowo przesypywać czarną ziemią (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015). Należy także niszczyć odrosty na przyzmachach kompostowych.

Mimo stwierdzonej skuteczności mechanicznych metod zwalczania niecierpka gruczołowatego (Csiszár i Korda 2015, Bierežnoj-Bazille i Werbachowski 2015, Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015) w praktyce nie zawsze można je stosować, ponieważ rośnie on często na siedliskach trudno dostępnych (Csiszár i Korda 2015, Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015).

Metody chemiczne

Skuteczne zwalczanie chemiczne tego gatunku prowadzono przy użyciu substancji składającej się z estrów n-butylowych, zwanej kwasem 2,4-dichlorofenoksyoctowym, w ilości 6–9 litrów na hektar (Beerling i Perrins 1993, Best Practice Management Guidelines). Niecierpek gruczołowaty jest także wrażliwy na glifosat, jednak ze względu na częste występowanie wzdłuż cieków wodnych możliwości zastosowania substancji chemicznych do jego zwalczania są ograniczone (Wadsworth i in. 2000, Botond 2015).

Metody biologiczne

Możliwości biologicznego zwalczania niecierpka gruczołowatego były przedmiotem licznych badań. Burkhart i Nentwig (2008) eksperymentalnie udowodnili, że żaden z występujących w Szwajcarii pasożytów ani fitofagów nie ma większego wpływu na wzrost i reprodukcję nie-

cierpka gruczołowatego. Kollmann ze współautorami (2007) obserwowali w Szwajcarii nierozpoznaną infekcję wirusową, która jednak nie wpłynęła znacząco na reprodukcję niecierpka. W zachodnich Himalajach, w miejscach naturalnego występowania niecierpka gruczołowatego, jest on często silnie porażany przez pasożyty grzybowe i uszkodzany przez fitofagi (Tanner 2011). Obserwacje Schmitza (2001, 2005, 2007) i Buszki (2015) wykazały, że w Europie na liściach niecierpka gruczołowatego żerują gąsienice kilku gatunków motyli z rodziny miernikowców i sówek oraz zawisaka zmrocznika gładyusza. Na liściach spotykane są także miny muchówki *Phytoliriomyza melampyga*. Nie stwierdzono jednak znaczącego osłabienia kondycji roślin zaatakowanych przez te owady (Buszko 2015). Największe nadzieje, jako ewentualna broń biologiczna do walki z niecierpkim gruczołowatym, budzi rdza, oznaczona jako *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae*, ze względu na dużą wybiórczość w stosunku do gospodarza (Tanner i in. 2015).

Metody kombinowane i inne

Konieczny jest monitoring nielegalnych wysypisk śmieci i ich likwidowanie. Ze względu na możliwość zawleczenia nasion niecierpka z glebą lub na sprzęcie mechanicznym należy unikać wwożenia materiału glebowego na obszary chronione, a remonty dróg ograniczać tam do niezbędnego minimum.

Ocena skuteczności metod zwalczania

Zwalczanie mechaniczne niecierpka gruczołowatego prowadzi się obecnie m.in. w parkach narodowych – Biebrzańskim (Biereźnoj-Bazille i Werpachowski 2015), Karkonoskim (Przewoźnik 2015), Wigierskim (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015) i Tatrzańskim (Dajdok i Pawlaczyk red. 2009) oraz w Zaborskim Parku Krajobrazowym (Zaborski...). Na najszerszą skalę działania eradykacyjne prowadzi się w Wigierskim Parku Narodowym (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015, Puza i Krzysztofiak 2015). Wdrożona metoda polega na ograniczaniu liczebności populacji niecierpka poprzez ręczne wyrywanie lub wykaszanie

kwitnących okazów przed wydaniem owoców, czyli od maja do sierpnia. Wstępne wyniki wskazują, że przy mechanicznym usuwaniu niecierpka gruczołowatego najważniejsze są: sposób usuwania roślin (wyrwanie lub koszenie), liczba przeprowadzonych zabiegów eliminacji oraz terminy ich wykonywania. Zabiegi mechanicznego usuwania niecierpka gruczołowatego należy przeprowadzać kilkakrotnie w sezonie wegetacyjnym, w różnych stadiach rozwojowych rośliny, nie tylko kwitnienia, jednak przed zawiązaniem przez nią owoców (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015, Puza i Krzysztofiak 2015). Na terenie Wigierskiego PN, po dwóch latach prowadzenia zabiegów z odpowiednią częstotliwością oraz w odpowiednich terminach, znacznie ograniczono występowanie tego gatunku na oczyszczanych powierzchniach. Zaobserwowano także pojawianie się gatunków rodzimych na powierzchniach wcześniej całkowicie zajętych przez ten gatunek (Puza i Krzysztofiak 2015).

We wczesnej fazie inwazji gatunku możliwym wydaje się jej powstrzymanie przy zastosowaniu opisanych metod mechanicznych. Jednak, jak pokazuje przykład Kampinoskiego Parku Narodowego, dużym utrudnieniem w skutecznym zwalczaniu jest uprawa niecierpka gruczołowatego w przydomowych ogródkach, a także jego obecność na siedliskach ruderalnych. W związku z tym efektywność podjętych działań będzie w znacznym stopniu zależała od wprowadzenia regulacji prawnych umożliwiających zwalczanie gatunku na gruntach prywatnych znajdujących się na obszarach chronionych i w ich otulinach. Obecnie możliwe jest usuwanie pojedynczych stanowisk występujących na gruntach skarbu państwa i w porozumieniu z właścicielami na terenach prywatnych. Ważnym zadaniem jest edukacja miejscowej społeczności mająca na celu doprowadzenie do zaniechania uprawy tej rośliny.

Bibliografia

- Beerling D. J., Perrins J. 1993. Biological flora of the British Isles. *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens Roylei* Walp.). *Journal of Ecology* 81: 367–382.
- Best Practice Management Guidelines. Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*). http://www.conservationvolunteers.ie/images/buttons/submenus/news_and_advice/downloads/naa_bpmg_hb.pdf, dostęp on-line: 14.12.2013.

- Biereznoj-Bazille U., Werpachowski C. 2015. Inwazyjne gatunki roślin w ekosystemach Biebrzańskiego Parku Narodowego – pierwsze próby zwalczania. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 11–25.
- Bomanowska A., Adamowski W. 2014. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* Royle. [W:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin: 40–43.
- Bomanowska A., Ferchmin M., Kirpluk I., Otręba A. 2014. Inwazyjne gatunki roślin we florze Puszczy Kampinoskiej. [W:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin: 25–35.
- Botond M. 2015. On the possibilities and international experience of invasive plant control. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 11–15.
- Burkhardt K., Nentwig W. 2008. Control of *Impatiens glandulifera* (Balsaminaceae) by Antagonists in its Invaded Range? Invasive Plant Science and Management 1, 4: 352–358.
- Buszko J. 2015. Możliwość zwalczania roślin inwazyjnych przez owady. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 143–151.
- Cawoy V., Jonard M., Mayer C., Jacquemart A.-L. 2012. Do abundance and proximity of the alien *Impatiens glandulifera* affect pollination and reproductive success of two sympatric co-flowering native species? Journal of Pollination Ecology 10: 130–139.
- Chittka L., Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. Nature 411: 653.
- Csiszár Á., Korda M. 2015. Summary of invasive plant control experiments. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 203–235.
- Dajdok Z., Anioł-Kwiatkowska J., Kącki Z. 1998. *Impatiens glandulifera* Royle in the floodplain vegetation of the Odra river (West Poland). [W:] U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (red.). Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Backhuys Publishers, Leiden: 161–168.
- Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Dawson F. H., Holland D. 1999. The distribution in bankside habitats of three alien invasive plants in the U.K. in relation to the development of control strategies. Hydrobiologia 415, 1: 193–201.
- Del Fabbro C., Güsewell S., Prati D. 2014. Allelopathic effects of three plant invaders on germination of native species: a field study. Biological Invasions 16: 1035–1042.
- Greenwood P., Kuhn N. J. 2014. Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. Journal of Soils and Sediments 14, 3: 637–650.

- Gruntman M., Pehl A. K., Joshi S., Tielbörger K. 2013. Competitive dominance of the invasive plant *Impatiens glandulifera*: using competitive effect and response with a vigorous neighbour. *Biological Invasions* 16, 1: 141–151.
- Hejda M., Pyšek P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation. *Biological Conservation* 132, 2: 143–152.
- Helmisaari H. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. www.nobanis.org, dostęp on-line: 05.08.2013.
- Hulme P. E., Bremner E. T. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43, 1: 43–50.
- IOP. Instytut Ochrony Przyrody Polska Akademia Nauk. Gatunki obce w Polsce. <http://www.iop.krakow.pl/ias/gatunki/106>, dostęp on-line: 07.01.2014.
- Janczak B., Zieliński J. 2012. Wybrane aspekty biologii nasion inwazyjnego terofita *Impatiens glandulifera* Royle (*Balsaminaceae*). *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 226–233.
- Kirpluk I. 2003. Antropofity siedlisk ruderalnych wsi puszczańskich Kampinoskiego Parku Narodowego. [W:] R. Andrzejewski (red.). *Kampinoski Park Narodowy. Monografia, T. 1. Przyroda Kampinoskiego Parku Narodowego*, Izabelin: 275–283.
- Kirpluk I., Bomanowska A. 2014. The occurrence of alien species in settlement areas of Kampinos National Park with a particular consideration of invasive alien species. *Biodiversity: Research and Conservation Suppl.* 1: 55.
- Kollmann J., Bañuelos M. J., Nielsen S. L. 2007. Effects of virus infection on growth of the invasive alien *Impatiens glandulifera*. *Preslia* 79: 33–44.
- Kostrakiewicz-Gieralt K. 2015. The effect of habitat conditions on the abundance of populations and selected individual and floral traits of *Impatiens glandulifera* Royle. *Biodiversity: Research and Conservation* 37: 51–58.
- Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. 2015. Zwalczenie niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* w Wigierskim Parku Narodowym i w jego bezpośredniej otulinie. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). *Zwalczenie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”*, Krzywe: 75–88.
- Matthews J., Beringen R., Boer E., Duistermaat H., Odé B., van Valkenburg J. L. C. H., van der Velde G., Leuven R. S. E. W. 2015. Risks and management of non-native *Impatiens* species in the Netherlands. *Netherlands Food and Consumer Product Safety Authority*, Utrecht.
- Przewoźnik L. 2015. Działania podejmowane w Karkonoskim Parku Narodowym w celu zwalczania lub ograniczenia rozprzestrzeniania się gatunków obcych. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). *Zwalczenie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”*, Krzywe: 39–45.

- Puza I., Krzysztofiak L. 2015. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* – dwa lata usuwania, osiągnięte rezultaty, wstępne wnioski. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 115–125.
- Ruckli R., Hesse K., Glauser G., Rusterholz H.-P., Baur B. 2014. Inhibitory Potential of Naphthoquinones Leached from Leaves and Exuded from Roots of the Invasive Plant *Impatiens glandulifera*. *Journal of Chemical Ecology* 40, 4: 371–378.
- Schmitz G. 2001. Beurteilungen von Neophytenausbreitung aus zoologischer Sicht. *Braunschweigen Geobotanische Arbeiten* 8: 269–285.
- Schmitz G. 2005. Zur trophischen und zeitlich-räumlichen Einnischung zweier auf *Impatiens* (Balsaminaceae) lebender Geometridae (Lepidoptera): *Xanthorhoe biriviata* (Borkhausen, 1764) und *Ecliptopera capitata* (Herrich-Schäffer, 1839). *Entomologische Zeitschrift mit Insektenbörse* 115, 5: 221–226.
- Schmitz G. 2007. Neue Nachweise von monophagen Herbivoren am neophyten *Impatiens glandulifera*: *Siobla sturmi* (Klug, 1817) (Hymenoptera: Tenthredinidae) und *Xanthorhoe biriviata* (Borkhausen, 1794) (Lepidoptera: Geometridae). *Entomologische Zeitschrift mit Insektenbörse* 117, 2: 60–62.
- Skálová H., Jarošík V., Dvořáčková Š., Pyšek P. 2013. Effect of Intra- and Interspecific Competition on the Performance of Native and Invasive Species of *Impatiens* under Varying Levels of Shade and Moisture. *PLOS ONE* 8, 5: e62842.
- Tanner R. A. 2011. An Ecological Assessment of *Impatiens glandulifera* in its Introduced and Native range and the Potential for its Classical Biological Control. PhD Thesis, School of Biological Sciences Royal Holloway, University of London (maszynopis).
- Tanner R. A., Ellison C. A., Seier M. K., Kovács G. M., Kassai-Jäger E., Berecky Z., Varia S., Djeddour D., Singh M. C., Csiszár Á., Csontos P., Kiss L., Evans H. C. 2015. *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* var. nov.: a fungal agent for the biological control of Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*). *European Journal of Plant Pathology* 141: 247–266.
- Tickner D. P., Angold P. G., Gurnell A. M., Mountford J. O. 2001. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography* 25, 1: 22–52.
- Vrchotová N., Šerá B., Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. *Plant, Soil and Environment* 57, 2: 57–60.
- Wadsworth R. A., Collingham Y. C., Willis S. G., Huntley B., Hulme P. E. 2000. Simulating the spread and management of alien riparian weeds: are they out of control? *Journal of Applied Ecology* 37, Suppl. 1: 28–38.
- Weber E. 2003. Invasive plants species of the world: a reference guide to environmental weeds. CABI Publishing, Wallingford.
- Zaborski Park Krajobrazowy. http://www.zaborskipark.pl/page,635,Zwalczenie_gatunkow_inwazyjnych, dostęp on-line: 17.12.2013.

Niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* DC.

Wojciech Adamowski, Anna Bomanowska

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* (ryc. 7) jest rozpowszechniony na siedliskach ruderalnych, jak wysypiska śmieci, tereny zabudowane, pobocza dróg, tereny kolejowe, a także jako chwast na obrzeżach pól uprawnych, w sadach i ogrodach (Trepl 1984, Adamowski i Bomanowska 2014, Matthews i in. 2015). Często pojawia się w zbiorowiskach okrajkowych oraz różnych typach zarośli i lasów, jak buczyny, grądy, łęgi. Bywa głównym składnikiem runa leśnych zbiorowisk zastępczych na siedliskach lasów liściastych (ryc. 8, Trepl 1984, Tokarska-Guzik 2005, Chmura i in. 2008). Rozprzestrzenianiu niecierpka drobnokwiatowego sprzyjają zaburzenia wierzchniej warstwy gleby, takie jak wykroty i buchtowiska dzików. Może on również kolonizować powalone pnie drzew (Piskorz i Klimko 2001).

Vrchotová ze współautorami (2011) stwierdzili w warunkach laboratoryjnych oddziaływania allelopatyczne wyciągów z niecierpka drobnokwiatowego. Jednak sugerowane wcześniej wypieranie rodzimego niecierpka zwyczajnego *I. noli-tangere* przez niecierpka drobnokwiatowego (Weisse 1966–67) nie zostało jak dotąd potwierdzone. Čuda ze współautorami (2015) eksperymentalnie wykazali brak przewagi niecierpka drobnokwiatowego nad niecierpkim zwyczajnym w mieszanej hodowli. Roślina ta wydaje się być raczej wskaź-



Ryc. 7. Pokrój niecierpka drobnokwiatowego w czasie kwitnienia (fot. J. Adamczyk 2008)

nikiem degradacji siedliska niż jej przyczyną (Chmura i Sierka 2006, Godefroid i Koedam 2010). Do podobnych wniosków doszedł Hejda (2012) wskazując na słabo rozwinięty system korzeniowy i szybkie zmniejszanie się pokrycia tego gatunku w czasie sezonu wegetacyjnego. Jako jedną z przyczyn sukcesu niecierpka drobnokwiatowego Csontos (1986) wymienia istnienie nieskolonizowanej wcześniej niszy ekologicznej w pewnych typach lasów na Węgrzech.

Metody mechaniczne

Pomimo znacznego rozpowszechnienia niecierpka drobnokwiatowego w Europie (Trepl 1984) i Polsce (Tokarska-Guzik 2005) w literaturze brak obszerniejszych informacji dotyczących jego zwalczania.

Coombe (1956) jako skuteczną metodę powstrzymywania jego ekspansji proponował koszenie i ręczne wyrywanie roślin przed dojrzaniem pierwszych nasion, a więc w maju–czerwcu. Do podobnych wniosków doszli także Matthews ze współautorami (2015). Po jednorazowym usu-



Ryc. 8. Niecierpek drobnokwiatowy pod nasadzeniem sosnowym na siedlisku grądu (fot. E. Kołaczkowska 2007)

nięciu niecierpka Csontos (1986) stwierdził w kolejnym roku, że populacja liczyła 14% stanu wyjściowego. Eliminację mechaniczną przez wyrywanie lub wykopywanie roślin z całym systemem korzeniowym oraz likwidację siedlisk ruderalnych będących potencjalnymi miejscami występowania gatunku rekomendują na obszarach chronionych specjaliści z Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie (IOP). Kompostowanie zebranego materiału nie gwarantuje utraty żywotności nasion, stąd też zalecaną metodą jego utylizacji jest spalanie (IOP). Zaleca się kilka kontroli stanowiska w sezonie wegetacyjnym (od końca maja do września–października) ze względu na rozciągnięte w czasie kiełkowanie niecierpka, łatwość regeneracji po uszkodzeniach i możliwość przeoczenia siewek wśród otaczającej roślinności runa (Adamowski i Keczyński 1998).

Metody chemiczne

W literaturze nie udało się znaleźć informacji na temat chemicznego zwalczania niecierpka drobnokwiatowego. W rejonie Puszczy Białowieskiej zaobserwowano zanik stanowisk tego gatunku na terenach kolejowych po zastosowaniu bliżej nierozpoznanych herbicydów (W. Adamowski npbl.).

Metody biologiczne

Dotychczasowe obserwacje nad możliwościami zwalczania niecierpka drobnokwiatowego przez owady nie dają zadowalających rezultatów. Pomimo że liście są zjadane przez gąsienice zawisaka zmrocznika gładysza oraz niektórych gatunków motyli z rodziny miernikowców i sówek, a także minowane przez muchówki *Phytoliriomyza melampyga*, to stopień uszkodzenia nie powoduje znaczącego osłabienia kondycji roślin (Buszko 2015). Pewne nadzieje na zahamowanie ekspansji niecierpka drobnokwiatowego daje zawleczenie do Europy specyficznego dla tego gatunku pasożytniczego grzyba – rdzy *Puccinia komarovii* (Bacigalová i in. 1998) oraz mszycy *Impatientinum asiaticum* (Tambs Lyche i Heie 1973, Schmitz 1998, Eliašová 2011). Rdza *Puccinia komarovii* w sprzyjających warunkach może powodować lokalnie na-

wet 100% śmiertelność niecierpka i znaczne zmniejszenie produkcji nasion (Bacigalová i in. 1998), jednak stopień porażenia roślin jest bardzo zmienny w przestrzeni i czasie (Piskorz i Klimko 2006).

Metody kombinowane i inne

Należy unikać uszkodzania górnych warstw gleby w lasach w czasie wykonywania niezbędnych zabiegów w drzewostanach (zaleca się ścinę i zrywkę drzew zimą, przy zamrzniętym gruncie i występującej pokrywie śnieżnej). Ze względu na możliwość zawleczenia nasion niecierpka z glebą lub na sprzęcie mechanicznym nie należy wwozić materiału ziemnego na tereny chronione, a remonty dróg ograniczać tamże do niezbędnego minimum. Konieczny jest także monitoring i likwidowanie pojawiających się dzikich wysypisk śmieci.

Ocena skuteczności metod zwalczania

Próby zwalczania niecierpka drobnokwiatowego przez jego wrywanie przed wydaniem owoców prowadzi się obecnie m.in. w parkach narodowych: Babiogórskim (Ochrona gatunków...), Biebrzańskim (Biereżnoj-Bazille i Werpachowski 2015), Wigierskim (Dajdok i Pawlaczyk red. 2009) i Wolińskim (Woliński PN), a także w Zaborskim Parku Krajobrazowym (Zaborski PK). Ręczne, kilkakrotne usuwanie rośliny przeprowadzono także w obszarze Natura 2000 Biała PLH 220016 w województwie pomorskim (Florczak i in. 2015). Usunięte rośliny zapakowano w szczelne worki plastikowe i wywieziono poza obszar działania, gdzie były zutilizowane przez spalanie lub kompostowane do naturalnego rozkładu w specjalnie przygotowanych do tego celu miejscach. Przeprowadzone prace znacznie ograniczyły występowanie niecierpka drobnokwiatowego na zainfekowanym obszarze (Florczak i in. 2015). Sukcesem zakończyła się także próba likwidacji niewielkiego stanowiska niecierpka drobnokwiatowego w Białowieskim Parku Narodowym (Adamowski i Keczyński 1998). W celu uniknięcia zawleczenia zdolnych do kiełkowania nasion niecierpka na okoliczne wysypiska śmieci zebrany i wyniesiony poza stanowisko materiał su-

szo no przez do bę w temperaturze 105oC (Adamowski i Keczyński 1998). Obserwacje wykazały jednak znaczną czaso- i pracochłonno ść takiego podej ścia: od momentu podj ěcia zwalczania do eksterminacji stanowiska minęło 9 lat (W. Adamowski i A. Keczyński npbl.).

Istotną przeszkodą w skutecznym zwalczaniu niecierpka drobnokwiatowego mo że być jego znaczne rozpowszechnienie i długotrwała obecno ść w otoczeniu, a wi ěc łatwo ść powtórnej inwazji. Rozprzestrzenianiu mo że sprzyja ć tak że szeroka amplituda ekologiczna (Coombe 1956, Chmura i in. 2008) i najwi ěksza plastyczno ść morfologiczna wśród rosnących w Europie przedstawicieli tego rodzaju (Skálová i in. 2013). Jedynie dotychczas mo żliwe do podj ěcia dzia łania ochronne to niszczenie nowo zaobserwowanych „ognisk infekcji” poprzez ręczne wyrywanie kwitnących okazów.

Bibliografia

- Adamowski W., Keczyński A. 1998. Czynna ochrona zbiorowisk leśnych Białowieckiego Parku Narodowego przed wkroczeniem *Impatiens parviflora*. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 17, 1: 49–55.
- Adamowski W., Bomanowska A. 2014. Niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* DC. [W:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy. Izabelin: 43–46.
- Bacigalova K., Elias P., Šrobarova A. 1998. *Puccinia komarovii* – a rust fungus on *Impatiens parviflora* in Slovakia. Biológia (Bratislava) 53, 1: 7–14.
- Biereźnoj-Bazille U., Werpachowski C. 2015. Inwazyjne gatunki roślin w ekosystemach Biebrzańskiego Parku Narodowego – pierwsze próby zwalczania. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 11–25.
- Buszko J. 2015. Możliwość zwalczania roślin inwazyjnych przez owady. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 143–151.
- Chmura D., Sierka E. 2006. Relation between invasive plant *Impatiens parviflora* and species richness of forest floor vegetation. Polish Journal of Ecology 54, 3: 417–428.
- Chmura D., Sierka E., Orczewska A. 2008. Autecology of *Impatiens parviflora* DC. in natural forest communities. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – Botanica Steciana 11: 17–27.

- Coombe D. E. 1956. *Impatiens parviflora*. Journal of Ecology 44: 701–712.
- Csontos P. 1986. Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest. Abstracta Botanica 10: 341–348.
- Čuda J., Skálová H., Janovský Z., Pyšek P. 2015. Competition among native and invasive *Impatiens* species: the roles of environmental factors, population density, and life stage. AoB PLANTS 7: plv033.
- Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Eliašová M. 2011. The phenological synchrony between alien aphid *Impatiensium asiaticum* Nevsky and its host – alien plant *Impatiens parviflora* DC. [W:] B. Šiška, M. Hauptvogel, M. Eliašová (red.). Bioclimate: Source and Limit of Social Development International Scientific Conference, 6th–9th September 2011, Topoľčianky, Slovakia: 51.
- Florczak B., Gadomska A., Grabowska-Paliszkiewicz J., Miotke M. 2015. Walka z niecierpkim drobnokwiatowym *Impatiens parviflora* w obszarze Natura 2000 Biała PLH 220016 w województwie pomorskim. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Zwalczenie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 91–94.
- IOP. Instytut Ochrony Przyrody Polska Akademia Nauk. Gatunki obce w Polsce. <http://www.iop.krakow.pl/ias/gatunki/107>, dostęp on-line: 07.01.2014.
- Godefroid S., Koedam N. 2010. Comparative ecology and coexistence of introduced and native congeneric forest herbs: *Impatiens parviflora* and *I. noli-tangere*. Plant Ecology and Evolution 143, 2: 119–127.
- Hejda M. 2012. What Is the Impact of *Impatiens parviflora* on Diversity and Composition of Herbal Layer Communities of Temperate Forests? PLOS ONE 7, 6:e39571.
- Matthews J., Beringen R., Boer E., Duistermaat H., Odé B., van Valkenburg J. L. C. H., van der Velde G., Leuven R. S. E. W. 2015. Risks and management of non-native *Impatiens* species in the Netherlands. Netherlands Food and Consumer Product Safety Authority, Utrecht.
- Ochrona gatunków i siedlisk naturalnych położonych w Babiogórskim Parku Narodowym. <http://www.siedliska.bgpn.pl/index.php/rosliny-inwazyjne>, dostęp on-line: 18.12.2013.
- Piskorz R., Klimko M. 2001. Kolonizacja powalonych drzew i buchtowisk dzików przez *Impatiens parviflora* DC. w zbiorowiskach *Galio silvatici-Carpinetum* wybranych rezerwatów Wielkopolskiego Parku Narodowego. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 334, Botanika 4: 151–163.
- Piskorz R., Klimko M. 2006. The effect of *Puccinia komarovii* Tranzsch. infection on characters of *Impatiens parviflora* DC. in *Galio sylvatici-Carpinetum* (R. Tx. 1937)

- Oberd. 1957 forest association. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 75, 1: 51–60.
- Schmitz G. 1998. Alien plant-herbivore systems and their importance for predatory and parasitic arthropods: the example of *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) and *Impatiens asiaticum* Nevsky (Hom.: Aphididae). [W:] U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (red.). *Plant invasions: ecological mechanisms and human responses*. Backhuys Publishers, Leiden: 335–345.
- Skálová H., Jarošík V., Dvořáčková Š., Pyšek P. 2013. Effect of Intra- and Interspecific Competition on the Performance of Native and Invasive Species of *Impatiens* under Varying Levels of Shade and Moisture. *PLoS ONE* 8, 5: e62842.
- Tambs Lyche H., Heie O. E. 1973. Sudden appearance of large numbers of an Asiatic aphid on *Impatiens parviflora* in Europe. *Entomologiske Meddelelser* 41, 3: 167–173.
- Tokarska-Guzik B. 2005. *The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kynophytes) in the Flora of Poland*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Trepl L. 1984. Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. *J. Cramer, Vaduz*.
- Vrchotová N., Šerá B., Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. *Plant, Soil and Environment* 57, 2: 57–60.
- Weisse B. 1966–1967. Untersuchungen über die Konkurrenzbeziehungen von *Impatiens parviflora* und *Impatiens noli-tangere*. *Berichte der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker*, N. F. 8: 101–122.
- Woliński PN. Woliński Park Narodowy. <http://www.wolinpn.pl/index.php?page=28&artykul=35>, dostęp on-line: 09.01.2014.
- Zaborski PK. Zaborski Park Krajobrazowy. http://www.zaborskipark.pl/page_635,Zwalczanie_gatunkow_inwazyjnych, dostęp on-line: 17.12.2013.

Uczep amerykański *Bidens frondosa* L.

Dorota Michalska-Hejduk, Dominik Kopec

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Uczep amerykański *Bidens frondosa* (ryc. 9) zasiedla wilgotne miejsca ruderalne, jak przydrożne rowy, szlaki kolejowe, brzegi cieków i zbiorników wodnych, a także coraz częściej siedliska naturalne, gdzie współtworzy zbiorowiska klasy *Bidentetea*, dla których jest gatunkiem charakterystycznym w obrębie związku *Chenopodium fluviatile* (ryc. 10, Matuszkiewicz 2001). Dąbska (1984) opisała nawet zespół uczepu amerykańskiego *Bidentetum melanocarpae*. Gatunek ten występuje w zbiorowiskach szuwarowych klasy *Phragmitetea*, m.in. w szuwarze trzcinowym, oczeretu jeziornego, kosaćca żółtego, mozgi trzcinowatej; w zbiorowiskach zioloroślowych, np. *Filipendulo-Geranium*



Ryc. 9. Formujący się owocostan uczepu amerykańskiego (fot. A. Otręba 2008)

i zaroślach wierzbowych, m.in. *Salicetum triandro-viminalis* (Kucharski 1992, Urbisz i in. 2009, Sudnik-Wójcikowska 2011), a także, choć zdecydowanie rzadziej, w fitocenozach łąk świeżych (Grzelak 2012). Prowadzone w ostatnich latach badania w dolinie Bzury pokazują, że niestabilne warunki wodne sprzyjają ekspansji uczepu amerykańskiego (Kopec i in. 2014).

Wysoka wydajność reprodukcyjna i zdolność do szybkiego rozprzestrzeniania się uczepu amerykańskiego mogą przyczynić się do wypierania przez niego rodzimych gatunków siedlisk

nadwodnych (Gruberowá i in. 2001), np. wyczyńca czerwonożółtego *Alopecurus aequalis*, łobody oszczepowatej *Atriplex prostrata* oraz brodobrzanki rozpierzchłej *Catabrosa aquatica* (Urbisz i in. 2009). Często spotykany w populacjach mieszanych z uczepem trójlistkowym *Bidens tripartita* i uczepem zwisłym *Bidens cernua* wykazuje silną konkurencyjność także wobec tych gatunków (skuteczne rozsiewanie oraz kiełkowanie w niższych temperaturach).

Metody mechaniczne

Według Urbisz i współautorów (2009) najefektywniejszą metodą zwalczania uczepu amerykańskiego jest eliminacja mechaniczna poprzez koszenie. Takie działania zaleca się na obszarach chronionych, zarówno w zbiorowiskach naturalnych, jak i półnaturalnych. Koszenie powinno być wykonywane regularnie, zwłaszcza przed okresem kwitnienia, w celu uniemożliwienia wydania przez rośliny nasion. Jedynym znanym obszarem chronionym w Polsce, w którym zalecono podjęcie



Ryc. 10. Uczep amerykański opanował runo pod nasadzeniami drzew na łąkach, sąsiedztwo zbiornika Mokre Łąki w Kampinoskim PN (fot. A. Kęłbowska 2014)

takich działań ochronnych, jest Rezerwat Piskorzaniec (województwo łódzkie, powiat Przedborski). Plan ochrony dla tego rezerwatu zaleca koszenie powierzchni zdominowanych przez uczepek amerykański w terminie 15 czerwca – 15 lipca przez kolejne trzy lata (Michalska-Hejduk i in. 2009). Nie ma jednak informacji dotyczącej realizacji tego zapisu w praktyce.

Metody chemiczne

Jako najbardziej skuteczną metodę chemiczną podaje się stosowanie glifosatu. Jego efektywność zwiększa się dodając niejonowe i jonowe środki pomocnicze (Sharma i Singh 2000). Wyniki badań prowadzone na uczepie amerykańskim wykazały, że najlepsze efekty uzyskuje się poprzez dodanie do glifosatu metylowanego oleju roślinnego.

Metody biologiczne

Eksperymenty prowadzone w Korei (Han i in. 2009), gdzie uczepek amerykański jest uciążliwym chwastem na polach ryżowych, dowodzą, że spośród dziewięciu gatunków owadów, których larwy żerowały na uczepie amerykańskim, tylko jeden gatunek jest monofagiem ograniczającym się do rodzaju *Bidens*. Jest to motyl *Hadjina chinensis*. Autorzy eksperymentu zwracają jednak uwagę, że niezbędne są dalsze badania nad możliwością wykorzystania tego owada do biologicznej walki z uczepem. W Europie, gdzie uczepek amerykański nie stanowi problemu gospodarczego, jak dotąd nie przeprowadzono eksperymentów tego typu.

Metody kombinowane i inne

W literaturze nie znaleziono informacji na temat kombinowanych metod zwalczania uczepu amerykańskiego.

Ocena skuteczności metod zwalczania

W literaturze nie znaleziono informacji na temat skuteczności zwalczania uczepu amerykańskiego.

Bibliografia

- Dąbska J. 1984. Zbiorowiska roślinne jezior Jelonek i Świętokrzyskie w Gnieźnie. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią, Seria B 35: 137–144.
- Gruberová H., Bendová K., Prach K. 2001. Seed ecology of alien *Bidens frondosa* in comparison with native species of the genus. [W:] G. Brundu, J. Brock, I. Camarada, L. Child, M. Wade (red.). Plant invasions: species ecology and ecosystem management. Backhuys Publishers, Leiden: 99–104.
- Grzelak P. 2012. Sprawozdanie z etapu I inwentaryzacji roślinności wodnej i nadwodnej Kampinoskiego Parku Narodowego. Raport z realizacji zadania w ramach projektu „Inwentaryzacja i monitoring przyrody ożywionej w Kampinoskim Parku Narodowym z uwzględnieniem siedlisk przyrodniczych i gatunków Natura 2000”. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin (maszynopis).
- Han Y.-G., Cho Y., Kim Y., Lim H., Kwon O., Nam S.-H. 2009. Insect herbivores associated with the introduced weed *Bidens frondosa* L. (Asteraceae) in Korea, and their potential role as augmentative biological control agents. *Entomological Research* 39, 6: 394–400.
- Kopec D., Ratajczyk N., Wolańska-Kamińska A., Walisch M., Kruk A. 2014. Floodplain forest vegetation response to hydroengineering and climatic pressure – A five decade comparative analysis in the Bzura River valley (Central Poland). *Forest Ecology and Management* 314: 120–130.
- Kucharski L. 1992. Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w wodach i na siedliskach wilgotnych Polski. [W:] M. Ławrynowicz, U. Warcholińska (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź: 17–33.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Michalska-Hejduk D., Kopec D., Pisarek W. 2009. Studium geobotaniczne do planu ochrony rezerwatu Piskorzaniec. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Łodzi, Łódź (maszynopis).
- Sharma S. D., Singh M. 2000. Optimizing foliar activity of glyphosate on *Bidens frondosa* and *Panicum maximum* with different adjuvant types. *Weed Research (Oxford)* 40, 6: 523–533.
- Sudnik-Wójcikowska B. 2011. Rośliny synantropijne. Flora Polski. MULTICO Oficyna Wydawnicza, Warszawa.
- Urbisz A., Urbisz A., Błażycza B., Tokarska-Guzik B. 2009. Uczep amerykański *Bidens frondosa*. [W:] Z. Dajdok, P. Pawlacyk (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 52–53.

Byliny

Gatunki z rodzaju barszcz *Heracleum* spp.

Izabela Sachajdakiewicz

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Kaukaskie barszcze: Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* i Mantegazziego, inaczej olbrzymi *Heracleum mantegazzianum* (ryc. 11) wnikają do zbiorowisk antropogenicznych, półnaturalnych oraz o charakterze naturalnym. Potwierdzono ich występowanie na obrzeżach pól uprawnych, łąkach i pastwiskach, nieużytkach, na brzegach i w sąsiedztwie cieków oraz zbiorników wodnych, wzdłuż szlaków komunikacyjnych, na obrzeżach zadrzewień śródpolnych i lasów, a także na siedliskach ruderalnych w obszarach zurbanizowanych (ryc. 12, Sachajdakiewicz 2008). Skutkiem obecności barszczy w środowisku jest wypieranie rodzimych gatunków roślin, co może doprowadzić do zmiany charakteru dotychczasowych zbiorowisk roślinnych (Korniak i Środa 1996). Liczba gatunków roślin w płatach opanowanych przez barszcze w porównaniu z fitocenozaami bez jego udziału może spaść nawet o 62–69% (Sobisz 2007).

Ze względu na zawartość w soku kaukaskich barszczy furokumaryn – związków o działaniu fototoksycznym – gatunki te stanowią zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi oraz zwierząt. Coraz częściej przypuszcza się, że związki kumarynowe mogą sprawiać, iż barszcz oddziałuje allelopatycznie na inne gatunki roślin (Gniazdowska 2005).



Ryc. 11. Kwiatostan i liście barszczy Sosnowskiego (fot. I. Sachajdakiewicz 2007 – barszcz.edu.pl)

Metody mechaniczne

Mechaniczne zwalczanie małych populacji barszczy jest uważane za metodę najbardziej przyjazną środowisku, jednak wymaga ono dużej uwagi i nakładu pracy (IUCN 2011). Zastosowanie takich zabiegów jest najbardziej efektywne, jeśli są prowadzone wczesną wiosną. Ogólne powodzenie w kontrolowaniu populacji barszczy tą metodą zależy od rozmiarów roślin i wielkości płatów. Najlepsze efekty można osiągnąć w miejscach, gdzie rośliny te występują nielicznie i gdzie dostęp do nich jest stosunkowo łatwy (MacDonald i Anderson 2012).

Koszenie barszczy skutecznie ogranicza wytwarzanie nasion i ich rozsiewanie, jednak nie niszczy całkowicie roślin (Żurek 2002). Jest często stosowane w celu zapobieżenia tworzeniu się banku nasion w rzekach (EPPO 2009), jednak ścięte pędy szybko odrastają.



Ryc. 12. Kaukaskie barszcze często występują na obrzeżach porzuconych pól
(fot. I. Sachajdakiewicz 2006)

Zależnie od wielkości i dostępności terenu porośniętego barszczami w metodzie tej wykorzystuje się duże kosiarki lub ręczne kosy i wykaszarki. Ścinanie, aby utrudnić roślinom ponowny wzrost i magazynowanie substancji odżywczych w korzeniach, powinno być powtarzane co dwa tygodnie według McDonald i Anderson (2012), 2–3 razy z sezonu według Nielsen i współautorów (2005), 2–4 razy w sezonie według Adamczewskiego i Paradowskiego (2006). Istotne jest, aby przeprowadzić zabieg przed wydaniem nasion przez rośliny (ryc. 13).

Inną metodą mechanicznego ograniczania populacji barszczy jest ścinanie kwiatostanów. Jej celem jest zapobieganie produkcji nasion przy jednoczesnym zaciemnianiu siewek przez wegetatywne części dojrzałych osobników – głównie liści (Nielsen i in. 2005). Ścinanie kwiatostanów jest najbardziej skuteczne, jeśli prowadzi się je, kiedy ostatnie kwiatostany zaczynają kwitnąć. Gdy baldach jest ścięty zbyt wcześnie, powoduje



Ryc. 13. Wycinanie kaukaskich barszczy nożycami
(fot. I. Sachajdakiewicz 2012)

to u rośliny silną regenerację nowych kwiatostanów i produkcję jeszcze większej liczby nasion (Lutyńska 1980). Zbyt późne usunięcie kwiatostanu może skutkować późniejszym dojrzewaniem nasion na już ściętych, pozostawionych na ziemi baldachach (Nielsen i in. 2005). Kwiatostany należy ostrożnie odciąć od lodyg, a następnie włożyć do szczelnych czarnych plastikowych toreb tak, by żaden owoc nie pozostał na zewnątrz. Nie należy usuwać owocostanów, ponieważ bardzo trudno jest je ściąć unikając rozproszenia nasion (MacDonald i Anderson 2012). Przy prowadzeniu zwalczania omawianą metodą szczególnie ważne jest późniejsze monitorowanie stanowisk w okresie dojrzewania nasion i konsekwentne ponawianie zabiegów, jeśli rośliny wytworzą kolejne kwiatostany (MacDonald i Anderson 2012). Zwalczenie populacji następuje dopiero po kilkuletnim starannym stosowaniu metody (Nielsen i in. 2005, Pyšek i in. red. 2007).

Kaukaskie barszcze rozmnażają się przede wszystkim generatywnie. Gatunki te są zazwyczaj monokarpiczne, co oznacza, że kwitną i owocują jeden raz w cyklu rozwojowym, a po wydaniu owoców zamierają (Korniak i Środa 1996, Kabuce i Priede 2010). Metodą zwalczania wykorzystującą ten mechanizm jest osłanianie baldachów. Ma ona na celu dopuszczenie do pełnego wykształcenia się nasion przy jednoczesnym zabezpieczeniu przed ich wysianiem. Następnie szczelne osłony zawierające dojrzałe owocostany muszą zostać zebrane i zniszczone (Wrzesińska 2006).

Z technicznego punktu widzenia, stosowanie zarówno osłaniania, jak i ścinania kwiatostanów jest trudne i pracochłonne. Rośliny w trakcie kwitnienia osiągają do kilku metrów wysokości, przez co dostęp do kwiatostanów jest znacznie utrudniony, zwłaszcza w gęstych płatach barszczy (MacDonald i Anderson 2012). Dla umożliwienia ścinania osobników kwitnących przy jednoczesnym zachowaniu bezpiecznej odległości od rośliny wynaleziono specjalne narzędzie („hogweed tool”) składające się z zaokrąglonego ostrza zamocowanego na długiej ręczce (Nielsen i in. 2005).

Innym sposobem likwidacji barszczy jest zniszczenie szyi korzeniowej i korzeni (Stupnicka-Rodzyńkiewicz 1996, Wrzesińska 2006). Zabieg polegający na przecięciu korzenia ostrym szpadłem należy prze-

prowadzić na głębokości 10–25 cm pod powierzchnią ziemi (Nielsen i in. 2005). Metodę tę stosuje się zazwyczaj wczesną wiosną i powtarza w połowie lata (EPPO 2009). Zabieg powinien skutkować zniszczeniem korzenia palowego i obumarciem rośliny lub przynajmniej ograniczeniem jej szans na odbicie (EPPO 2009, IUCN 2011). Z uwagi na pracochłonność, zabieg ten jest zalecany w stosunku do stanowisk poniżej 200 osobników (Nielsen i in. 2005, Klingenstein 2007).

Wyrwanie lub wykopywanie roślin przynosi efekty w odniesieniu do małych osobników, ale jest niepraktyczne w stosunku do dużych (EPPO 2009). Może być jednak najłatwiejszą metodą zwalczania barszczy, przydatną do stosowania na mało licznych stanowiskach (Wojtkowiak i in. 2008).

Wykopywanie roślin przynosi najlepsze efekty w stosunku do osobników jednorocznych lub dwuletnich, których korzeń palowy nie sięga jeszcze zbyt głęboko (u starszych roślin może sięgać ponad metr w głąb). Wykopywanie jest najbardziej efektywne wiosną (MacDonald i Anderson 2012). W przypadku, gdy cały korzeń nie zostanie usunięty istnieje możliwość, że roślina będzie odrastała i konieczne będzie powtórzenie zabiegu lub zakrycie miejsca jego przeprowadzenia czarną folią w celu powstrzymania odrostów z korzeni (MacDonald i Anderson 2012).

Większość nasion jest skoncentrowana w wierzchniej warstwie gleby. Jej odwrócenie przez głęboką orkę ogranicza kiełkowanie oraz powoduje zniszczenie siewek będących w pierwszej fazie rozwoju. Prowadzenie zabiegów agrotechnicznych na stanowiskach barszczy jest na ogół trudne, ponieważ często porastają one tereny niedostępne dla maszyn rolniczych, np. zagłębienia terenu, strome zbocza, bezpośrednie otoczenie śródpolnych zapustów. Takie działania mogą jednak przyczynić się do znacznego zmniejszenia inwazji (Wrzezińska 2006, MacDonald i Anderson 2012).

Zabiegi agrotechniczne dają najlepsze wyniki, jeżeli rośliny są wcześniej niszczone mechanicznie bądź chemicznie (Nielsen i in. 2005, EPPO 2009). Nie prowadzą one jednak do całkowitego wyeliminowania barszczy (Nielsen i in. 2005, Wrzezińska 2006).

Niezależnie od zastosowanej metody zwalczania usunięte mechanicznie rośliny i ich fragmenty nie powinny być palone ani kompostowane (MacDonald i Anderson 2012). Nie należy również układać ich w stosy, bowiem takie działanie może zniszczyć istniejącą pokrywę roślinną i stworzyć korzystne warunki do kiełkowania oraz wzrostu barszczy (Klingenstein 2007). Szczątki roślin powinny zostać umieszczone w szczelnie zamkniętych czarnych, plastikowych workach i pozostawione na słońcu przez tydzień, by wyschły zanim zostaną zutyliczowane (MacDonald i Anderson 2012).

Metody chemiczne

Stosowanie środków chemicznych jest obecnie jednym z najpopularniejszych sposobów walki z barszczami. Metody chemiczne polegają na podaniu herbicydów na powierzchnię roślin (oprysk bądź mazakowanie) lub na ich aplikacji do ich wnętrza (iniekcja w łodygę lub korzeń). Zabiegi te dają najlepsze efekty wczesną wiosną (marzec–maj). Zaleca się prowadzenie oprysków, kiedy rośliny mają 20–50 cm wysokości i, w razie potrzeby, powtórzenie zabiegów na nowo wzeszłych osobnikach przed końcem maja (EPPO 2009).

Barszcze wykazują wrażliwość na środki chemiczne zawierające glifosat i triklopyr (Nielsen i in. 2005, Pyšek i in. red. 2007, Miklaszewska 2008). Po zastosowaniu glifosatu obserwuje się jednak szybkie odrastanie roślin (Domaradzki i Badowski 2011, MacDonald i Anderson 2012). Natomiast imazapyr zapobiega kiełkowaniu, ale może mieć negatywny wpływ na inne rośliny (EPPO 2009).

Użyteczne w zwalczaniu barszczy może okazać się wykorzystanie mieszanki triklopyru, fluoksypiry i chlopyralidu. Eliminuje ona młode rośliny oraz zapobiega ich odrastaniu z części podziemnych (Domaradzki i Badowski 2011). Stosowanie glifosatu i mieszanki MCPA + fluoksypyr + chlopyralid dało dobre efekty w kontroli barszczy na Łotwie (Domaradzki i Badowski 2011). Efekty w zwalczaniu tych gatunków może przynieść też mieszanka flazasulfuronu i glifosatu. Badania IUNG Wrocław wykazały, że zastosowanie jej w stosunku do barszczy osiągnęło

skuteczność na poziomie 86% po 2 tygodniach, 92% – po 4 tygodniach, 98% – po 6 i 8 tygodniach (Badowski 2014).

Dokładne zalecenia dotyczące chemicznego zwalczania barszczy – dawki herbicydów, harmonogram dokonywania oprysków, częstość prowadzenia akcji itp. – zostały podane również przez Stupnicką-Rodzinkiewicz i Klimę (1996) oraz Żurek (2002).

Metody biologiczne

Wykorzystanie szkodników owadzich do zwalczania inwazyjnych barszczy jest mało popularne, ale trwają badania nad jego skutecznością. Wśród wielu gatunków owadów zasiedlających barszcze na szczególną uwagę zasługują *Cavariella theobaldki* Gill-Bragg, *Depressaria pastinacella* Dup., *Philophylla heraclei* L., *Phytomyza spondylii* R.-D. (Guzik 1994, Wrzesińska 2006), *Aphis fabae* Scop., *Tetranychus urticae* Koch., *Lygus campestris* L., *Lygus kalmi* L. (Guzik 1994), *Dysaphis laubertii* Börn, *Pyramyzus heraclei* Burner, *Orthops campestris* L. i *Orthops kalmi* L. (Wrzesińska 2006), *Liophloeus tesselatus* (EPPO 2009).

Barszcze kaukaskie są w ojczyźnie zasiedlane przez wiele gatunków grzybów, jednak żaden z nich nie może być, ze względów bezpieczeństwa fitosanitarnego, wprowadzony do Europy (EPPO 2009).

Szkodliwy wpływ na barszcze może mieć zacienianie przez drzewa, przy czym barszcz olbrzymi jest wrażliwszy na takie działanie niż barszcz Sosnowskiego. Stwierdzono, że gatunkiem dobrze zacieniającym barszcze jest buk *Fagus sylvatica*, podczas gdy jodły *Abies* sp. i wierzby *Salix* sp. wykazują mniejsze działanie w tym zakresie (Nielsen i in. 2005, EPPO 2009). Zalesianie jest rozpatrywane jako opłacalna i korzystna dla środowiska metoda walki z barszczem na terenach, które mogą być zagospodarowane w ten sposób (Klingenstein 2007).

Metody kombinowane i inne

Za skuteczną formę kontroli stanowisk barszczy uważa się wypasanie zwierząt hodowlanych (Nielsen i in. 2005). Duże znaczenie mają w tym przypadku porcje roślin zjadanych przez zwierzęta. Te lepiej

czują się, jeśli ich dieta oprócz barszczy zawiera inne gatunki roślin. Dlatego w przypadku dużych i gęstych płatów przed zastosowaniem wypasu zaleca się wykoszenie barszczy tak, by umożliwić tam wzrost innych gatunków roślin (EPPO 2009). Wypas najlepiej prowadzić na początku sezonu wegetacyjnego, bowiem zwierzęta preferują młode i świeże rośliny (Nielsen i in. 2005).

Do zwalczania barszczy zaleca się wykorzystanie owiec, kóz, koni, bydła oraz świń (Nielsen i in. 2005, EPPO 2009, IUCN 2011). Z uwagi na fototoksyczne właściwości zawartych w soku barszczy furokumaryn, mogących powodować obrażenia skóry i błon śluzowych również u zwierząt, do wypasu powinno się wybierać rasy o gęsto owłosionej bądź ciemnej skórze (np. owce czarnogłowe). Intensywność wypasu powinna być dostosowana do zagęszczenia stanowiska i etapu wzrostu roślin. Zaleca się większe zagęszczenie zwierząt na wiosnę (w przypadku owiec 20–30 szt./ha) i mniejsze pod koniec czerwca (5–10 szt./ha), kiedy rośliny są już osłabione, a większość ich biomasy została zgryziona (EPPO 2009).

Wypasanie owiec może doprowadzić do zmniejszenia liczebności stanowiska barszczy w ciągu 2 lat i do całkowitego jego zwalczania w ciągu 5 lat (EPPO 2009). Stosowanie tej metody z czasem powoduje powstanie gęstej darni odpornych na zgryzanie roślin i ogranicza powierzchnię gleby dostępnej dla kiełkowania barszczy (Nielsen i in. 2005).

Najszerzej stosowaną metodą zwalczania barszczy w Polsce jest wykaszanie połączone z użyciem środków chemicznych, brak jednak danych o efektywności tych działań (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2009). Przykładem skutecznego eliminowania barszczu Sosnowskiego są działania prowadzone w latach 2004–2008 na terenie Wigierskiego Parku Narodowego, gdzie stosowano osłanianie kwiatostanów, karczowanie roślin, usuwanie wierzchniej warstwy gleby, głęboką orkę i wapnowanie (Krzysztofiak 2009). Działania te przyniosły efekt w postaci znacznego ograniczenia populacji. Zwalczanie barszczu Sosnowskiego prowadzi również Pieniński Park Narodowy przy użyciu metod mechanicznych, z dopuszczeniem zastosowania środków chemicznych w otulinie Parku (Wróbel 2008).

Wiele z wyżej opisanych metod kontroli inwazji może spowodować całkowite zniszczenie pokrywy roślinnej. Dlatego każdy z zabiegów niszczenia barszczy powinien zakładać odtworzenie roślinności (Pyšek i in. red. 2007). Strategia jej odtworzenia powinna być dopasowana do lokalnych warunków siedliskowych oraz zapewniać ochronę gleby przed erozją (Nielsen i in. 2005). Na terenach otwartych, gdzie barszcz był usuwany mechanicznie i chemicznie, dobre efekty przynosi stosowanie mieszanek traw sianych gęsto (4000 szt./m² wschodzących siewek) dobranych z rodzimych, odpornych na zalewanie gatunków. W literaturze zachodnioeuropejskiej zaleca się stosowanie mieszanek: kupkówki pospolitej *Dactylis glomerata* i kostrzewy czerwonej *Festuca rubra* (50:50), kostrzew trzcinowej i czerwonej *F. arundinacea* i *F. rubra* (35:65) oraz życicy trwałej *Lolium perenne*, kostrzewy czerwonej *F. rubra* i wiechliny łąkowej *Poa pratensis* (12:35:53). Przed obsiewem pomocne jest koszenie (gdy barszcz osiąga wysokość 20–30 cm) oraz stosowanie herbicydów selektywnych (Klingenstein 2007, EPPO 2009).

W Polsce testowano skuteczność mieszanki agresywnych gatunków traw (złożonych m.in. z: kupkówki pospolitej, kostrzew – trzcinowej, łąkowej i czerwonej, życicy – trwałej i wielokwiatowej, tymotki łąkowej i wiechliny łąkowej, a także kostrzycy *Festulolium*) w kontrolowaniu populacji barszczy w otulinach i na łąkach Doliny Kanału Bydgoskiego. Przeprowadzone tam badania opierały się na użyciu metody chemicznej, mechanicznej i rewegetacji (Łyszczarz 2012). Badania wskazują, że zastosowanie agresywnych gatunków traw oraz koszenie łąk wyraźnie ograniczyły ekspansywne zachowania barszczy.

Większość zabiegów związanych ze zwalczaniem populacji barszczy powinna być prowadzona na początku sezonu wegetacyjnego i powtórzona kilkakrotnie w danym roku i kolejnych latach tak, by doprowadzić zarówno do obumarcia korzeni, jak i oczyszczenia gleby z nasion (Klingenstein 2007).

Z uwagi na toksyczne właściwości barszczy osoby uczestniczące w jego zwalczaniu powinny unikać dotykania roślin. W tym celu podczas pracy powinny mieć na sobie wodoodporną odzież, długie rękawice oraz okulary ochronne (Nielsen i in. 2005). Sprzęt i maszyny

używane podczas zwalczania barszczy należy na bieżąco oczyszczać (zwłaszcza bieżniki opon), aby nasiona nie przedostały się poza teren objęty inwazją (EPPO 2009).

Szczegółowe wytyczne dotyczące zwalczania barszczy kaukaskich na terenie Polski zostały opracowane na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska i są dostępne na jej stronach internetowych (GDOŚ 2014).

Ocena skuteczności metod zwalczania

Warunkiem wyeliminowania lub znacznego ograniczenia populacji barszczy jest połączenie kilku metod zwalczania (Pyšek i in. red. 2007). Same metody chemiczne względem barszczy nie są wystarczające. W celu likwidacji tych roślin niezbędne jest bowiem zniszczenie szyi korzeniowej i korzeni, a żaden z dotychczas stosowanych środków chemicznych nie spowodował skutecznych uszkodzeń tych części (Stupnicka-Rodzyńkiewicz 1996, Wrzesińska 2006). Same metody mechaniczne są natomiast nieopłacalne w odniesieniu do większych populacji.

Szacuje się, że w 2003 roku w Niemczech roczny koszt walki z barszczami wyniósł ok. 10 mln euro (Reinhardt 2003), a w Estonii zwalczanie barszczy na wybranych powierzchniach w latach 2003–2010 pochłonęło 435 tys. euro (Kabuce i Priede 2010). Informacje z Polski dotyczące budżetu przeznaczanego przez pojedyncze podmioty na walkę z tymi gatunkami nie mogą być traktowane jako wyznacznik kosztów, bowiem na ogół kwoty te odzwierciedlają ograniczone możliwości ekonomiczne danych jednostek, a nie środki, jakie faktycznie należałoby ponieść na lokalne zwalczanie barszczy.

Omawiane gatunki są trudne w zwalczaniu. Niektóre źródła podają, że koszenie w okresie między kwitnieniem i owocowaniem wraz z iniekcjami z preparatów zawierających glifosat do korzenia pozwalają na skuteczne usunięcie rośliny (Csiszár i Korda 2015). Biorąc jednak pod uwagę toksyczne właściwości wspomnianych herbicydów zarówno dla ludzi, jak i środowiska przyrodniczego, należy promować mechaniczne metody eliminacji barszczy, a także skupić się na poszukiwaniu innych skutecznych sposobów ich zwalczania.

Bibliografia

- Adamczewski K., Paradowski A. 2006. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) PIORiN IOR, Poznań (ulotka).
- Badowski M. 2014. Badania nad skutecznością zwalczania barszczu Sosnowskiego. <http://www.farmer.pl/produkcja-roslinna/ochrona-roslin/badania-nad-skutecznooscia-zwalczaniabarszczu-sosnowskiego,49445.html>, dostęp on-line: 10.09.2014.
- Csiszár Á., Korda M. 2015. Summary of invasive plant control experiments. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna-İpoly National Park Directorate, Budapest: 203–235.
- Domaradzki K., Badowski M. 2011. *Heracleum sosnowskyi* Manden. – possibilities of chemical control on ruderal habitats in Poland conditions. [W:] C. Bohren, M. Bertossa, N. Schoenenberger, M. Rossinelli, M. Conedera (red.). 3rd International Symposium Environmental Weeds and Invasive Plants. 2nd–7th October 2011, Monte Verità, Ascona, Switzerland: 80.
- EPPO. 2009. European and Mediterranean Plant Protection Organization. Data sheet on Invasive Alien Plants: *Heracleum mantegazzianum*, *Heracleum sosnowskyi* and *Heracleum persicum*. EPPO Bulletin 39: 489–499.
- GDOŚ. 2014. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Wytyczne dotyczące zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) na terenie Polski. http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/29914/Wytyczne_dotyczace_zwalczania_barszczu_Sosnowskiego_Heracleum_sosnowskyi_i_barszczu_Mantegazziego_Heracleum_mantegazzianum_na_terenie_Polski.pdf, dostęp on-line: 01.10.2014.
- Gniazdowska A. 2005. Oddziaływania allelopatyczne – „nowa broń” roślin inwazyjnych. Kosmos 54, 2–3: 221–261.
- Guzik J. 1994. Ocena stopnia zagrożenia rodzimej flory Polski oraz niebezpieczeństwa jakie może stwarzać dla człowieka barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) – na podstawie wyników badań w południowej części kraju. Instytut Botaniki PAN w Krakowie (maszynopis).
- IUCN. 2011. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. Management information for the giant hogweed *Heracleum mantegazzianum* (Sommer & Levier). http://www.issg.org/database/species/reference_files/hermet/hermet_man.pdf, dostęp on-line: 25.07.2013.
- Kabuce N., Priede N. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum sosnowskyi*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. www.nobanis.org, dostęp on-line: 25.07.2013.
- Klingenstein F. 2007. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum mantegazzianum*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. www.nobanis.org, dostęp on-line: 25.07.2013.
- Korniak T., Środa M. 1996. Występowanie *Heracleum sosnowskyi* Manden. w północno-wschodniej Polsce. Zeszyty Naukowe Akademii Techniczno-Rolniczej im. Jana i Jędrzeja Śniadeckich w Bydgoszczy 196, Rolnictwo, 38: 157–163.

- Krzysztofiak L. 2009. Zwalczenie barszczu Sosnowskiego na Suwalszczyźnie. [W:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 138–142.
- Lutyńska R. 1980. Badania nad aklimatyzacją i wykorzystaniem barszczu Sosnowskiego jako rośliny pastewnej. Biuletyn Instytutu Hodowli i Aklimatyzacji Roślin 139, Radzików.
- Lyszczarz R. 2012. Możliwości ograniczenia występowania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) w otulinach i na łąkach Doliny Kanału Bydgoskiego. *Ekologia i Technika* 20, 2: 75–80.
- MacDonald F., Anderson H. 2012. Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): Best Management Practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council, Peterborough, Ontario.
- Miklaszewska K. 2008. Barszcz Sosnowskiego – obcy gatunek inwazyjny: biologia, zagrożenia, zwalczenie. *Postępy w Ochronie Roślin* 48, 1: 297–300.
- Nielsen C., Ravn H. P., Nentwig W., Wade M. (red.). 2005. The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe. Forest & Landscape Denmark, Hørsholm.
- Pyšek P., Cooch M. J. W., Nentwig W., Ravn H. P. (red.). 2007. Ecology and Management of Giant Hogweed. CABI International, Atheneum Press, Gateshead.
- Reinhardt F., Herle M., Basiansen F., Streit B. 2003. Economic impact of the spread of alien species in Germany, Federal Environmental Agency, Berlin.
- Sachajdakiewicz I. 2008. Ocena skali inwazji barszczu olbrzymiego (*Heracleum mantegazzianum* s.l.) w północno-wschodniej i centralnej Polsce, porównanie skuteczności badań ankietowych i terenowych. Praca dyplomowa, Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania, Warszawa (maszynopis).
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. 2009. Barszcz olbrzymi cz. III. Metody kontroli. *Przegląd Komunalny* 2: 62–65.
- Sobisz Z. 2007. Phytocoenoses with *Heracleum sosnowskyi* Manden. in Central Pomerania. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – Botanica Steciana* 11: 53–56.
- Stupnicka-Rodzyńkiewicz E., Klima K. 1996. Ekspansja *Heracleum sosnowskyi* Manden. na terenie stacji doświadczalnej i okolicznych polach w Czyrnej k. Krynicy. *Zeszyty Naukowe Akademii Techniczno-Rolniczej im. Jana i Jędrzeja Śniadeckich w Bydgoszczy* 196, *Rolnictwo* 38: 165–172.
- Wojtkowiak R., Kawalec H., Dubowski A. P. 2008. *Heracleum sosnowskyi* Manden L. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 53, 4: 137–142.
- Wróbel J. 2008. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) w Pieninach. *Pieniny – Przyroda i Człowiek* 10: 37–43.
- Wrzesińska D. 2006. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.), inwazyjny chwast i metody jego zwalczania. *Postępy Nauk Rolniczych* 53, 3: 39–50.
- Żurek H. 2002. Metoda i technika zwalczania barszczu Sosnowskiego. Wydawnictwo IMUZ, Falenty.

Gatunki z rodzaju nawłóć *Solidago* spp.

Dominik Kopeć, Dorota Michalska-Hejduk

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Nawłocie: późna *Solidago gigantea* i kanadyjska *Solidago canadensis* (ryc. 14 i 15) należą do najbardziej inwazyjnych roślin spotykanych w Polsce. Najczęściej opanowują miejsca zaburzone w wyniku działania czynników naturalnych, np. powodzi w dolinach rzecznych, lub antropogenicznych, np. zniszczenia pokrywy glebowej i szaty roślinnej wskutek działań gospodarczych lub zaniechania użytkowania. Zasiedlają przede wszystkim siedliska wilgotne, głównie lasy i zarośla, łąki i brzegi rzek. Występują także na przydrożach, ugorach, nasypach i groblach stawów (Nowak i Kącki 2009, Kabuce i Priede 2010). Dzięki zdolności szybkiego rozmnażania i wzrostu skutecznie ograniczają wzrost innych gatunków i łatwo stają się dominantami, szczególnie na



Ryc. 14. Pokrój kwiatostanu nawłoci późnej (fot. A. Otręba 2014)



Ryc. 15. Pokrój kwiatostanu nawłoci kanadyjskiej (fot. A. Otręba 2014)

odłogach i porzuconych użytkach zielonych (ryc. 16, Weber 2003, Weber i Jacobs 2005). Siedliska Natura 2000, na których gatunki te stanowią szczególny problem lub na których znajdują się ich optima występowania w Polsce to: łąki trzęślicowe (kod siedliska: 6410), ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (6430) oraz niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (6510).

Wzrost pokrycia nawłoci późnej w płacie roślinności powoduje istotne zmniejszenie się różnorodności biologicznej, przy czym wpływ ten jest większy niż w przypadku nawłoci kanadyjskiej (Szymura M. i Szymura T. H. 2011). Masowe występowanie nawłoci prowadzi do zubożenia różnorodności nie tylko rodzimej szaty roślinnej, ale także fauny, zwłaszcza zapylaczy będących wąskimi specjalistami pokarmowymi. Wykazano, że na łąkach trzęślicowych zajętych przez nawłocie spada siedmiokrotnie liczebność dzikich pszczół. Stwierdzono także negatywny wpływ inwazji nawłoci na liczebność i różnorodność bzy-



Ryc. 16. Nawłoc kanadyjska na pierwszym planie i późna – na drugim, na porzuconych polach, Leszno w otulinie Kampinoskiego PN (fot. E. Kołaczowska 2007)

gów oraz motyli dziennych (Jezierska-Domaradzka i Domaradzki 2012). Przekształcanie składu florystycznego zbiorowisk gatunków rodzimych powoduje również zmiany ugrupowań organizmów związanych z danym siedliskiem, takich jak np. owadożerne ptaki (Tryjanowski i in. 2011). Obecność nawłoci powoduje także zmiany w środowisku glebowym. Akumulacja toksycznych allelopatyn oraz spadek koncentracji makro- i mikroelementów prowadzi do zmian fizyczno-chemicznych właściwości gleby (Jezierska-Domaradzka i Domaradzki 2012). Inwazyjności sprzyja także tworzenie mieszańców z rodzimymi gatunkami. W Europie stwierdzono tworzenie się hybryd ze skrzyżowania nawłoci kanadyjskiej *Solidago canadensis* z nawłocią pospolitą *S. virgaurea* (Jezierska-Domaradzka i Domaradzki 2012, Pliszko 2013).

Metody mechaniczne

Na początku ekspansji skuteczne jest punktowe wyrywanie lub wykopywanie roślin (Nowak i Kącki 2009). Efektywną metodą ich elimi-



Ryc. 17. Po dwóch latach trzykrotnego w sezonie wykaszania łąki zdominowanej przez nawłoc, spadł udział nawłoci a wzrósł gatunków rodzimych, Polana Opaień w Kampinoskim PN (fot. A. Otręba 2014)

nacji jest regularne koszenie (przynajmniej dwa razy w roku: w maju i sierpniu). Działania te powinny być prowadzone przez kilka lat (Kabuce i Priede 2010). Skuteczne w walce z nawłocią późną jest koszenie jej raz w roku i ściółkowanie lub koszenie dwa razy do roku bez ściółkowania przez okres 3 lat (Hartmann i Konold 1995, Weber i Jacobs 2005). Najlepsze rezultaty daje koszenie dwa razy w roku: pierwsze w początku czerwca i kolejne w początku września, stosowane przez 3–4 lata (Szépligeti i in. 2015, Csiszár i Korda 2015).

Wielokrotne koszenie zostało zastosowane w Kampinoskim Parku Narodowym w dwóch cennych pod względem przyrodniczym kompleksach łąk: Opaleń i Pociecha. W 2013 i 2014 roku trzykrotnie w sezonie koszone stanowiska z nawłocią – dwa pierwsze zabiegi wykonano ręcznie, a trzeci mechanicznie. W roku 2015 odnotowano znaczny spadek pędów nawłoci (ryc. 17).

Pojedyncze wycinanie może nieznacznie zmniejszyć gęstość pędów, natomiast jednorazowe koszenie w ciągu roku i orka mogą wywołać efekt odwrotny (wzrost gęstości osobników w roku następnym). Ściółkowanie zmniejsza żywotność nawłoci silniej niż samo koszenie, hamuje jej wzrost i zwiększa konkurencyjny wpływ innych roślin (Weber i Jacobs 2005). Kolejnym ze sposobów zwalczania nawłoci jest rotacja gleby przez orkę latem w suchych warunkach pogodowych (Kabuce i Priede 2010) lub talerzowanie gleby (Visnyovszky 2015).

W ramach mechanicznych metod zwalczania stosuje się również pokrycie terenu po koszeniu folią. Metoda ta wpływa jednak niszcząco także na wszystkie inne rośliny (Weber i Jacobs 2005, Kabuce i Priede 2010). Pokrycie gleby folią zaleca się na okres trzech miesięcy. Ponieważ taki sposób eliminacji tworzy otwartą przestrzeń, która może zostać zrekolonizowana przez gatunki inwazyjne, zabieg należy prowadzić w połączeniu z wysiewem roślin strączkowych i gatunków rodzimych (Weber i Jacobs 2005).

Bardzo skuteczną metodą jest zalewanie stanowisk nawłoci na okres dłuższy niż 10 dni, szczególnie w dolinach rzek i na obszarach bagiennych, gdzie wysoki poziom wód występuje naturalnie (Weber i Jacobs

2005). Można też zastosować okresowe podtopienie przez budowanie zastawek na rowach melioracyjnych (Cservenka i in. 2015).

Metody chemiczne

Młode rośliny – bardziej wrażliwe na herbicydy – mogą być eliminowane za pomocą metod chemicznych. Odpowiednie do tego celu są herbicydy kontaktowe. Starsze osobniki w okresie wegetacji są odporne na ich działanie (Nowak i Kącki 2009). Z badań Domaradzkiego i Badowskiego (2012) wynika, że stuprocentowo skuteczne w walce z *Solidago gigantea* są: herbicyd zawierający triklopyr, mieszanina triklopyru, fluorksyppyru i chlopyralidu oraz mieszanina flazasulfuronu z glifosatem. Zastosowanie tych środków spowodowało po pięciu miesiącach bardzo słabe (nieprzekraczające 5%) odrastanie *S. gigantea*. Wysoce efektywnym działaniem (90–98% skuteczności) wyróżnia się także herbicyd zawierający glifosat oraz mieszanina flumioksazyny z glifosatem. Zabiegi wykonywano wiosną, na początku okresu wegetacji (w fazie do 8 liści *S. gigantea*). Badania Shena i współautorów (2005) oraz Yuana (2008) dowodzą, że najlepsze efekty w walce z ekspansją nierodzimych gatunków nawłoci (97–100% skuteczności) zapewniają herbicydy: metsulfuron metylowy, sulfometuron metylowy, imazapyr, flazasulfuron i chlorsulfuron (Domaradzki i Badowski 2012).

Metody biologiczne

Jeśli celem ochrony na danym obszarze nie są zbiorowiska roślin zielnych, dobrym sposobem działań zaradczych może być przyspieszenie sukcesji roślin drzewiastych. Zwarcie roślinności zwiększa ocienienie i pogarsza warunki siedliskowe dla nawłoci (Nowak i Kącki 2009, IOP).

Biologiczne metody ograniczania wzrostu nawłoci mogą być brane pod uwagę, gdyż w naturalnym zasięgu zarówno alokacja biomasy, jak i fizjologia nawłoci są silnie uzależnione od presji roślinożerców. Fauna owadów żerujących na roślinach z rodzaju nawłoc w Ameryce Północnej obejmuje 122 gatunki fitofagów (Fontes i in. 1994). Jednak tylko 14 z nich jest ograniczonych do rodziny astrowatych *Asteraceae* i tylko

osiem może być uznanych za gatunki pomocne przy kontroli nawłoci. W Europie presja roślinożerców owadzych na nawłocię jest bardzo niska. Dla przykładu, w Szwajcarii znanych jest 18 fitofagów żerujących na nawłoci kanadyjskiej (Weber 2000), jednak żaden z nich nie jest selektywny w stosunku do nawłoci i żaden nie był zbadany pod kątem przydatności do biologicznej walki z roślinami rodzaju nawłoc (Sheppard i in. 2006).

Nawłoc późną skutecznie eliminować może wieloletni intensywny wypas bydła (Szépligeti i in. 2015), a nawłoc kanadyjską – wypas owiec, zwłaszcza gdy po wstępnym wykoszeniu dojrzałych okazów owce zjadają odrosty (Visnyovszky 2015). Należy jednak zadbać, aby zwierzęta nie jadły wyłącznie nawłoci, bo ta zawiera duże ilości saponin (Visnyovszky 2015).

Metody kombinowane i inne

W roku 2013 na terenie Kampinoskiego PN przeprowadzono eksperymentalne prace w płacie łąki opanowanej przez nawłoc późną na powierzchni 20 m². Ścięto kwiatostany i wykopano pędy nawłoci wraz z rozłogami, a następnie rozplantowano na odsłoniętej glebie biomasę pozyskaną z sąsiedniej łąki. W następnym roku stwierdzono jedynie pojedyncze pędy nawłoci na tym poletku.

Na terenach odłogowanych, po przywróceniu ich do użytkowania rolniczego, intensywna uprawa mechaniczna i konkurencyjne oddziaływanie rośliny uprawnej powodują całkowitą eliminację nawłoci późnej z tego terenu na kilka lat (Domaradzki i Badowski 2012). Po wykoszeniu skuteczność eliminacji wspomaga stosowanie oprysków (Csiszár i Korda 2015), sianie trawy (Kabuce i Priede 2010) lub okresowe zalewanie terenu (Cservenka i in. 2015).

Ocena skuteczności metod zwalczania

Skuteczność prowadzonych działań zależy od kilku czynników: warunków przyrodniczych (uwilgotnienie siedliska), wielkości obszaru opanowanego przez nawłocię oraz obecności innych gatunków, np. rzad-

kich i chronionych (Kabuce i Priede 2010). Znając te parametry należy dobrać odpowiednią metodę walki z inwazyjnymi gatunkami nawłoci. Szereg procedur, zwłaszcza łączenie kilku metod i ponawianie zabiegów okazuje się dalece skuteczne w eliminacji tych roślin (Mihály 2015).

Bibliografia

- Cservenka J., Magyari M., Petróczi I., Békássy G. 2015. The control of giant goldenrod in the Felső-Kongó meadows by Szigliget. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 61–66.
- Domaradzki K., Badowski M. 2012. Możliwość chemicznego ograniczania występowania *Solidago gigantea* na terenach odlogowanych. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo C 584: 17–23.
- Fontes E. M. G., Habeck D. H., Slansky F. Jr. 1994. Phytophagous insects associated with goldenrods (*Solidago* spp.) in Gainesville, Florida. Florida Entomologist 77: 209–221.
- Hartmann E., Konold W. 1995. Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea* et *canadensis*): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung. [W:] R. Böcker, W. Konold, S. Schmidt-Fischer (red.). Gebietsfremde Arten. Ecomed, Landsberg: 93–104.
- IOP. Instytut Ochrony Przyrody Polska Akademia Nauk. Gatunki obce w Polsce. <http://www.iop.krakow.pl/ias/gatunki>, dostęp on-line: 07.06.2013–15.01.2014.
- Jezińska-Domardzka A., Domaradzki K. 2012. *Solidago canadensis* jako potencjalny gatunek energetyczny – zagrożenia dla środowiska przyrodniczego oraz ocena naturalnych zasobów surowca na przykładzie wybranych odlogowanych pól w powiecie ząrowskim na Dolnym Śląsku. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo C 584: 43–52.
- Kabuce N., Priede N. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Solidago canadensis*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org>, dostęp on-line: 01.06.2013.
- Mihály B. 2015. On the authorisation of chemical treatments against invasive plants. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 35–37.
- Nowak A., Kącki Z. 2009. Gatunki z rodzaju nawłoc – *Solidago* spp. [W:] Z. Dajdok, P. Pawlaczek (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 80–86.
- Pliszko A. 2013. A new locality of *Solidago* × *niederederi* Khok (Asteraceae) in Poland. Biodiversity: Research and Conservation 29: 57–62.

- Shen G.-H., Yap H.-M., Guan L.-Q., Qian Z.-G., Ao Y.-S. 2005. Distribution and infestation of *Solidago canadensis* L. in Shanghai suburbs and its chemical control. *Acta Agriculturae Shanghai* 21, 2: 1–4.
- Szépligeti M., Kun R., Bartha S., Bodoncz L., Szentirmai I. 2015. Experience gained from the control of giant goldenrod in the Órség National Park. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control*. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 131–135.
- Sheppard A. W., Shaw R. H., Sforza R., 2006. Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research (Oxford)* 46: 93–117.
- Szymura M., Szymura T. H. 2011. Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenozy. [W:] Z. Kącki, E. Stefańska-Krzaczek (red.). *Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej*. *Acta Botanica Silesiaca* 6: 195–212.
- Tryjanowski P., Dajdok Z., Kujawa K., Kałuski T., Mrówczyński M. 2011. Zagrożenia różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym: czy badania wykonywane w Europie Zachodniej pozwalają na poprawną diagnozę w Polsce? *Polish Journal of Agronomy* 7: 113–119.
- Visnyovszky T. 2015. The conservation management of Canadian goldenrod in the Aggtelek National Park. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control*. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate. Budapest: 197–201.
- Weber E. 2000. Biological flora of central Europe: *Solidago altissima* L. *Flora* 195: 123–134.
- Weber E. 2003. *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds*. CABI Publishing, Wallingford.
- Weber E., Jakobs G. 2005. Biological flora of central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. *Flora* 200: 109–118.
- Yuan G. 2008. Study on the Control of *Solidago canadensis* by Spraying Metsulfuron-methyl. *Journal of Anhui Agricultural Sciences* 32: 14188–14189.

Gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp.

Izabella Kirpluk

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Rdestowce: ostrokończysty *Reynoutria japonica* i sachaliński *Reynoutria sachalinensis* (ryc. 18 i 19) uznane zostały za jedne z najbardziej inwazyjnych gatunków w Polsce (Tokarska-Guzik i in. 2012) i znalazły się wśród 16 gatunków roślin, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. 2011 nr 210, poz. 1260). Rdestowiec ostrokończysty jest jednym ze 100 najbardziej inwazyjnych gatunków na świecie (GISD 2010), a według DAISIE jedną z osiemnastu najbardziej inwazyjnych roślin na świecie.

Rdestowce są jeszcze dość często uprawiane w ogródkach jako rośliny ozdobne, czasami sadzone w formie żywopłotów. Z uprawy łatwo



Ryc. 18. Pokrój liści rdestowca ostrokończystego (fot. I. Kirpluk 2013)



Ryc. 19. Pokrój liści rdestowca sachalińskiego (fot. I. Kirpluk 2013)

przedostają się na inne siedliska. Najpierw opanowują siedliska ruderalne, wilgotne rowy, przedostając się później w doliny rzeczne i do lasów łęgowych. Rdestowiec ostrokończysty na różnego rodzaju mokradłach, w otoczeniu zbiorników wodnych tworzy własne zbiorowisko *Polygonetum cuspidati*. Niekiedy wkracza do zbiorowisk leśnych, jednak najczęściej występuje na obrzeżach lasów, liniach oddziałowych, przy ścieżkach leśnych (ryc. 20). Znacznie częściej bywa spotykany poza terenami leśnymi, na siedliskach antropogenicznych. Rośnie na przydrożach, nasypach kolejowych, nieużytkach przemysłowych, tworząc ubogie florystycznie zbiorowiska (Chmura i in. 2011).

Liczni autorzy wskazują na negatywny wpływ rdestowców, w tym zwłaszcza rdestowca ostrokończystego, na skład i bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych. Dotyczy to przede wszystkim naturalnych siedlisk w dolinach rzecznych (np. Beerling 1991, Tokarska-Guzik i in.



Ryc. 20. Rdestowiec pośredni *Reynoutria × bohemica* opanowujący łąkę świeżą, wieś Adamówek w Kampinoskim PN (fot. A. Otręba 2015)

2006). Rdestowiec ostrokończysty szybko tworzy gęste monokultury zubożając drastycznie lokalną roślinność, co ma ogromny wpływ na różnorodność biologiczną ekosystemów naturalnych. Powoduje też trwałe zmiany siedliskowe (GISD 2010), przy czym kłącza rdestowców wytwarzają substancje hamujące rozwój innych roślin (Kowalczyk 2009, ISC).

Metody mechaniczne

Stosowane metody mechaniczne to: koszenie, wycinanie ręczne, wycinka przy użyciu specjalnych maszyn, przekopywanie podłoża, wykopywanie całych roślin (za pomocą specjalnie zaprojektowanego do tego celu sprzętu), wypalanie, usuwanie gleby zawierającej kłącza (Tokarska-Guzik i in. 2009).

W warunkach polskich rzadko jest zalecane usuwanie całych pokładów ziemi z rdestowcem (Dajdok i in. 2011). Brak jest miejsc, gdzie można by profesjonalnie utylizować wykopane czy skoszone rośliny, najlepiej wraz z ziemią, w której rosły. Ziemię wraz z rdestowcem należy usuwać do głębokości zalegania kłączy, a więc nawet do kilku metrów (Alberternst i Böhmer 2011). Dostępne źródła (GISD 2010) podkreślają, że pełny sukces można osiągnąć, kiedy mamy do czynienia z małymi populacjami rdestowca w początkowym stadium kolonizacji. Działania te należy przeprowadzać konsekwentnie do czasu całkowitego



Ryc. 21. Pędy rdestowca ostrokończystego odrastające po oprysku glifosatem, działka prywatna we wsi Górki, w Kampinoskim PN (fot. I. Kirpluk 2013)

pozbycia się roślin. Wydobytej ziemi nie wolno używać do wypełniania przydroży, dróg itp. Ziemia musi zostać wywieziona i przerobiona na kompost w temperaturze co najmniej 70°C (Alberternst i Böhmer 2011). Z kolei źródła brytyjskie zalecają spalanie ziemi z kłęczami rdestowca w specjalnych piecach do spopielenia. Spopielenie resztki należy umieścić w licencjonowanym składowisku odpadów (Environment Agency 2013). Spalanie roślin na miejscu jest niewskazane, gdyż powoduje zubożenie siedliska (Alberternst i Böhmer 2011) i nie zapobiega odrośnięciu rdestowców z kłeczy (GISD 2010).

Okrywanie powierzchni czarną folią nie przynosi pożądanego rezultatu (Alberternst i Böhmer 2011). Folia powinna być mocno dociśnięta do powierzchni ziemi, aby zapobiec podnoszeniu jej przez rozrastające się pędy. Metodę tę ze względów praktycznych można stosować jedynie na małych powierzchniach.

Metody chemiczne

W zwalczaniu rdestowca dopuszczalne są metody selektywne, np. mazażowanie czy też aplikacje dopędowe za pomocą specjalnych pistoletów do nastrzykiwań (Tokarska-Guzik i in. 2009, 2012). Zabiegi te są czasochłonne, gdyż wymagają aplikacji środka chemicznego do każdego pędu. Skuteczność tych zabiegów nie jest duża (ryc. 21). Zastosowanie środków chemicznych na obszarach chronionych jest kwestionowane z uwagi na dużą szkodliwość dla środowiska (Tokarska-Guzik i in. 2012). Nie należy ich używać w pobliżu zbiorników i cieków wodnych (Alberternst i Böhmer 2011). Metoda chemicznego zwalczania nie może być jedyną, która zostanie zastosowana.

Metody biologiczne

Niektórzy autorzy (Djeddour i in. 2008) polecają zwalczać rdestowca ostrokończystego metodą biologiczną. Jednak możliwość utraty kontroli nad wprowadzonymi do środowiska naturalnymi wrogami gatunków inwazyjnych sprawia, że najczęściej wybierane są metody bezpieczniejsze, choć kosztowniejsze, jak zwalczanie mechaniczne

(Tokarska-Guzik i in. 2012). Wykorzystanie roślinożernych owadów, które ograniczają wzrost pędów i liści oraz patogenów, np. grzybów, brane jest pod uwagę w Wielkiej Brytanii i Stanach Zjednoczonych (Pyšek 2006).

Korzystna może okazać się renaturyzacja roślinności, np. wprowadzanie sadzonek rodzimych wierzb (Tokarska-Guzik i in. 2007). Pojawianie się i rozrastanie rdestowca nad ciekami wodnymi utrudniają takie rośliny, jak mozga trzcinowata *Phalaris arundinacea*, trzcina pospolita *Phragmites australis*, gatunki z rodzaju lepiężnik *Petasites* oraz olsza czarna *Alnus glutinosa* (Alberternst i Böhmer 2011).

Metody kombinowane i inne

Tradycyjną metodą kontroli populacji rdestowca może być wypas bydła, owiec lub koni (Pyšek 2006, Tokarska-Guzik i in. 2007, 2009, Alberternst i Böhmer 2011). Sposób ten ogranicza rozprzestrzenianie się roślin, ale nie eliminuje ich całkowicie. Wskazane jest, aby wypas prowadzony był wiosną, gdy pędy rdestowca są młode, gdyż później łodygi drewnieją i nie są już atrakcyjne dla zwierząt. Z doświadczeń wynika, że najkorzystniejszy i najmniej kosztowny jest wypas owiec, szczególnie na dużych powierzchniach wzdłuż cieków wodnych, gdzie roślinność nie jest naturalnego pochodzenia. Wypas koni czy bydła powoduje niszczenie darni, a w pobliżu cieków wodnych także eliminację rodzimych gatunków nadwodnych. Bardzo ważne jest, zanim rozpocznie się wypasanie owiec, aby usunąć stare, suche pędy rdestowca z ostatniego roku. Suche pędy są ostre i łatwo mogą pokaleczyć się nimi pasące zwierzęta (Alberternst i Böhmer 2011).

Ze względu na możliwość zawleczenia drobnych części pędów czy kłaczy rdestowca z glebą lub na sprzęcie mechanicznym należy unikać wwożenia ziemi na tereny cenne przyrodniczo, a remonty dróg na tych terenach ograniczyć do niezbędnego minimum. Bardzo istotne jest skrupulatne oczyszczenie narzędzi, maszyn do wykopywania, opon pojazdów, ubrań, butów itd. z najmniejszych śladów ziemi, gdyż mogą zawierać propagule rdestowca.

Kolejnym ważnym działaniem, jakie należy podjąć, jest informowanie lokalnej społeczności o zagrożeniach związanych z występowaniem roślin z rodzaju *Reynoutria* i o zakazie ich uprawy na nowych stanowiskach.

Ocena skuteczności metod zwalczania

Zwalczanie rdestowca ostrokończystego powinno polegać na stosowaniu metod kompleksowych – chemicznych i mechanicznych – jednocześnie kilka razy do roku (Dajdok i in. 2011). Samo ścinanie pędów (nawet wielokrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego), koszenie i wykopywanie kłaczy nie gwarantują pożądanego skutku, podobnie jak stosowanie tylko środków chemicznych. Zabiegi te tylko doraźnie zmniejszają żywotność roślin, bo z części podziemnych szybko wyrastają nowe pędy. W przypadku zastosowania jedynie ścinania można się spodziewać jeszcze intensywniejszego i gęstszego wzrostu roślin (GISD 2010).

Zabiegi zwalczające rdestowca japońskiego podjęte w Kampińskim Parku Narodowym, jak również doświadczenia brytyjskie i czeskie przytoczone w pracach Tokarskiej-Guzik i współautorów (2007, 2009) pokazują, że zaniechanie systematycznego usuwania rdestowca może zakończyć się powrotem do sytuacji pierwotnej.

Bibliografia

- Alberternst B., Böhmer H. J. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. www.nobanis.org, dostęp on-line: 02.12.2015.
- Beerling D. J. 1991. The effect of riparian land use on the occurrence and abundance of Japanese knotweed *Reynoutria japonica* on selected rivers in South Wales. *Biological Conservation* 55, 3: 329–337.
- Chmura D., Nejfeld P., Borowska M., Mazur M., Sroka D., Waligóra A., Sikora A. 2011. Penetracja siedlisk Kotliny Oświęcimskiej i jej otoczenia przez inwazyjne gatunki z rodzaju *Reynoutria*. *Nauka Przyroda Technologie* 5, 4: 1–8.
- DAISIE. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europa. <http://www.europe-aliens.org>, dostęp on-line: 02.12.2015.
- Dajdok Z., Śliwiński M., Romański M., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L. 2011. Gatunki inwazyjne jako zagrożenie dla bioróżnorodności. [W:] *Poradnik dla pracowników parków narodowych*. Edycja 4. Wigierski Park Narodowy. http://www.wig.org.pl/inf_i_rozw/budowa_por/por4_4.htm, dostęp on-line: 15.12.2013.

- Djeddour D. H., Shaw R. H., Evans H. C., Tanner R. A., Kurose D., Takahashi N., Seier M. 2008. Could *Fallopia japonica* be the first target for classical weed biocontrol in Europe? XII International Symposium on Biological Control of Weeds: 463–469.
- Dz.U. 2011 nr 210, poz. 1260. 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.
- Environment Agency 2013. Managing Japanese knotweed on development sites. Ver. 3. The knotweed code of practice. Environment Agency, Bristol. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/296930/LIT_2695_df1209.pdf, dostęp on-line: 14.12.2013.
- GISD 2010. Global Invasive Species Database. *Polygonum cuspidatum* (Sieb. & Zucc.). <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=91&fr=1&sts=sss&lang=EN>, dostęp on-line: 02.12.2015.
- ISC. Invasive Species Compendium. *Fallopia japonica*. <http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=23875&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>, dostęp on-line: 15.12.2013.
- Kowalczyk B. 2009. Rdestowiec japoński (*Reynoutria japonica* Hoult.) – gatunek inwazyjny i leczniczy – rozprzestrzenianie się w gminie Krzyżanowice (Kotlina Raciborska). *Annales Academiae Medicae Silesiensis* 63, 6: 48–53.
- Pyšek P. 2006. *Fallopia japonica*. DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org>, dostęp on-line: 15.12.2013.
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Knapik D., Jenczała G. 2006. Changes in plant richness in some riparian plant communities as a result of their colonization by taxa of *Reynoutria* (*Fallopia*). *Biodiversity: Research and Conservation* 1–2: 123–130.
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Koszela K. 2007. Zróżnicowanie gatunkowe flory i zagrożenia wywołane inwazyjnymi gatunkami roślin na obszarze chronionego krajobrazu polsko-czeskich meandrów Odry. [W:] Lis J. A., Mazur M. A. (red.). *Przyrodnicze wartości polsko-czeskiego pogranicza jako wspólne dziedzictwo Unii Europejskiej*. Centrum Studiów nad Bioróżnorodnością, Uniwersytet Opolski: 151–167.
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Tarłowska S., Koszela K. 2009. Gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. [W:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.). *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 87–99.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa.

Wierzbownica gruczołowata *Epilobium ciliatum* Raf.

Dorota Michalska-Hejduk, Dominik Kopec

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Wierzbownica gruczołowata *Epilobium ciliatum* (ryc. 22) występuje na siedliskach o znacznym zróżnicowaniu. Najczęściej jest stwierdzana na siedliskach zaburzonych, jednak pojawiała się również jako gatunek pionierski, zwłaszcza na glebach żyznych (Jäger 1986). W Polsce podawana była z miejsc ruderalnych i brzegów wód (Rutkowski 2008), a także jako gatunek inwazyjny w lasach i na nieużytkach (Tokarska-Guzik 2005). W ostatnich latach coraz częstsze są doniesienia o jej występowaniu na przekształconych torfowiskach wysokich i niskich (Budyś 2008, Sadowska 2011) oraz przesuszonych łąkach (Michalska-Hejduk 2001). Wierzbownica gruczołowata preferuje zarówno ciężkie gleby wapienne, jak i niewapienne (Myerscough i Whitehead 1966).



Ryc. 22. Pokrój wierzbownicy gruczołowatej (fot. D. Michalska-Hejduk 2013)

O szerokiej amplitudzie ekologicznej wierzbownicy gruczołowatej może świadczyć również fakt, że była notowana w 14 z 25 siedlisk w badaniach prowadzonych w północno-zachodniej Polsce (Myśliwy 2014). Badania prowadzone w Kampinoskim Parku Narodowym dowodzą, że w ciągu ostatnich 25 lat *E. ciliatum* wyraźnie rozszerzyła spektrum zajmowanych siedlisk. W latach 90. XX wieku jej obecność stwierdzano jedynie w fitocenozach dwóch zespołów ze śmiałkiem darniowym – *Stellario-Deschampsietum* i *Deschampsietum caespitosae*

(Michalska-Hejduk 2001). W latach 2008–2009 stwierdzano ją najczęściej w fitocenozach przesuszonych łąk z dominacją śmiałka darniowego *Deschampsia caespitosa*, jednak poza tym była obecna w fitocenozach różnych zbiorowisk szuwarowych (*Caricetum acutiformis*, *Caricetum hudsoni*, *Caricetum gracilis*, *Carici-Agrostietum caninae*), często o zaburzonych stosunkach wodnych oraz w fitocenozach łąk z kostrzewą czerwoną *Festuca rubra* (Michalska-Hejduk i Kopeć 2011). Obserwowano ją również w płatach o mechanicznie uszkodzonej darni. Gatunek ten zasiedlał glebę odkrytą na buchtowiskach oraz w koleinach powstałych w wyniku poruszania się sprzętu rolniczego (ryc. 23, Michalska-Hejduk i Kopeć 2014).

Podstawowym zagrożeniem ze strony wierzbownicy gruczołowatej dla rodzimej flory jest zdolność do krzyżowania się z innymi gatunkami wierzbownic (Lawalree i Reichling 1960, Holub i Kmeťová 1988, Krahulec 1999), zwłaszcza że wiele europejskich wierzbownic ma zbliżone wymagania siedliskowe (Strogulc Krajšek i Jogan 2004). Innym zagrożeniem jest tworzenie rozległych jednogatunkowych skupień



Ryc. 23. Wierzbownica gruczołowata zasiedliła buchtowiska dzików na wilgotnych łąkach, sąsiedztwo wsi Władysławów w Kampinoskim PN (fot. D. Michalska-Hejduk 2013)

w miejscach o odkrytej glebie (np. buchtowiska), co może ograniczać rozwój innej roślinności. Zagadnienie to nie było jednak dotychczas przedmiotem badań (IOP).

Metody mechaniczne

Ze względu na niewielkie rozmiary i podobieństwo do wielu gatunków rodzimych bezpośrednio eliminowanie wierzbownicy gruczołowatej przez jej wrywanie, wykopywanie lub wykaszanie jest ryzykowne.

Metody chemiczne

Badania Altlanda (2004) wykonane w Ameryce Północnej, dotyczące zwalczania tam rodzimej, lecz występującej jako uciążliwy chwast *Epilobium ciliatum*, dowodzą skuteczności kilku środków biobójczych. Eksperyment obejmował 11 preparatów w formie granulatu oraz siedem w sprayu. Były to preparaty zawierające jako substancje czynne oksyfluorfen, fluminoxazin oraz oksadiazon. Skuteczność w zmniejszeniu populacji wierzbownicy była największa przy użyciu preparatów zawierających ostatnią z wymienionych substancji (Altland 2004). Inne badania wykazały uodpornienie niektórych biotypów wierzbownicy na stosowanie herbicydów opartych o triazynę i parakwat (Buckle i in. 1987, Clay 1989).

Z badań Myerscougha i Whiteheada (1966) wynika, że w zwalczaniu tego chwastu w hodowli szkółkarskiej najlepsze rezultaty osiąga się stosując herbicydy w ciągu 3 do 5 dni po podlewaniu roślin. Taki sposób jest szczególnie ważny w okresie od połowy do końca lata, gdy rośliny są w fazie rozsiewania nasion.

Metody biologiczne

Nie są znane skuteczne biologiczne metody walki z wierzbownicą gruczołowatą.

Metody kombinowane i inne

Wkrajach o dłuższym niż w Polsce okresie wegetacyjnym zaleca się łączenie ręcznego usuwania i stosowania herbicydów. I tak, np. w Australii zaleca się

okazjonalne ręczne usuwanie wierzbownicy w okresie od stycznia do maja i od listopada do grudnia. W okresie szczytu wegetacji (czerwiec–październik) zaleca się tam regularne usuwanie ręczne wsparte w lipcu–wrześniu stosowaniem herbicydów (Brown i Brooks 2002, Department...). Zastosowanie herbicydów do zwalczania wierzbownicy gruczołowej na obszarze chronionym, takim jak park narodowy, nie jest możliwe. Przeprowadzone badania w Kampinoskim PN (Michalska-Hejduk i Kopeć 2011) wskazują, że prawdopodobnie jedyną możliwą metodą powstrzymania inwazji tego gatunku jest poprawa warunków hydrologicznych, tzn. niedopuszczanie do przesychniania siedlisk hydrogenicznych. Tezę tę potwierdza fakt, że w fitocenozach bez oznak degeneracji, zwłaszcza spowodowanej przesuszeniem siedlisk, gatunek ten nie był notowany (Michalska-Hejduk i Kopeć 2011).

Ocena skuteczności metod zwalczania

Dotychczasowe badania dowodzą, że stosowanie samych herbicydów nie zawsze zapewnia zadowalającą kontrolę nad wierzbownicą gruczołową. Dla upraw kluczowe znaczenie w zwalczaniu tego chwastu ma odpowiednia kombinacja nawadniania i używania herbicydów (Altland 2004, Notthern-willowherb...). W Polsce brak jest obecnie badań oceniających skuteczność metod zwalczania wierzbownicy gruczołowej. Z tego m.in. powodu, ale również ze względu na dużą skalę inwazji kontrola gatunku nie jest możliwa (IOP).

Bibliografia

- Altland J. 2004. Northern Willowherb Control in Nursery Containers. North Willamette Research and Extension Center. Oregon State University: 54–58.
- Brown, K., Brooks, K. 2002. Bushland Weeds: A Practical Guide to their Management. Environmental Weeds Action Network, Greenwood.
- Budyś A. 2008. The synanthropisation of vascular plant flora of mires in the coastal zone (Kashubian Coastal Region, N Poland); range, reasons for, and spatial characteristics. *Monographiae Botanicae* 98: 1–55.
- Bulcke R., Verstraete F., Himme M., van Stryckers J., 19857. Biology and control of *Epilobium ciliatum* Rafin. (syn. *E. adenocaulon* Hausskn.). [W:] R. Cavarolo, D. W. Robinson (red.). Proc. European Commission Experts Group. Dublin 12–14 June 1987. Weed control on vine and soft fruits: 57–67.

- Clay D., V. 1989. New developments in triazine and paraquat resistance and co-resistance in weed species in England. [W:] Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference, Weeds: 317–324.
- Department of Parks and Wildlife. Western Australian Herbarium. *Epilobium ciliatum* Raf. [W:] FloraBase – the Western Australian Flora. <https://florabase.dpaw.wa.gov.au/browse/profile/6132>, dostęp on-line: 07.06.2013–15.01.2014.
- Holub J., Kmetová E. 1988. *Epilobium* L. [W:] L. Bertová (red.). Flóra Slovenska IV/4. Veda, Bratislava: 433–489.
- IOP. Instytut Ochrony Przyrody Polska Akademia Nauk. Gatunki obce w Polsce. <http://www.iop.krakow.pl/ias/gatunki>, dostęp on-line: 07.06.2013–15.01.2014.
- Jäger E. J. 1986. *Epilobium ciliatum* Raf. (*E. adenocaulon* Hausskn.) in Europa. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Halle 35, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 5: 122–130.
- Krahulec F. 1999. Two new hybrids of *Epilobium ciliatum* (*Onagraceae*). Preslia 71: 241–248.
- Lawalree A., Reichling L. 1960. *Epilobium adenocaulon* Hausskn. au Grand-Duche de Luxembourg, en Belgique et en Allemagne occidentale. Archives de l'Institut Grand-Ducal de Luxembourg, Section des Sciences naturelles, physiques et mathématiques N. S. 27: 89–105.
- Michalska-Hejduk D. 2001. Stan obecny i kierunki zmian zbiorowisk nieleśnych Kampinoskiego Parku Narodowego. Monographiae Botanicae 89: 1–134.
- Michalska-Hejduk D., Kopeć D. 2011. Expansion of *Epilobium ciliatum* into non-forest communities of Kampinos National Park (Poland). [W:] Book of abstracts 11th International Conference on the Ecology and Management of Alien Plant Invasions. Szombathely, Hungary: 98.
- Michalska-Hejduk D., Kopeć D. 2014. Wierzbownica gruczołowata *Epilobium ciliatum*. [W:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i w jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy. Izabelin: 65–68.
- Myerscough P. J., Whitehead F. H. 1966. Comparative biology of *Tussilago farfara* L., *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., *Epilobium montanum* L. and *Epilobium adenocaulon* Hausskn. I. General biology and germination. New Phytologist 65: 192–210.
- Myśliwy M. 2014. Plant invasions across different habitat types at floristic survey. Applied Ecology and Environmental Research 12, 1: 193–207.
- Notthern-willowherb management. http://oregonstate.edu/dept/nursery-weeds/feature_articles/willowherb/willowherb_control_page.htm, dostęp on-line: 07.06.2013–15.01.2014.
- Rutkowski L. 2008. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski Niżowej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Sadowska A. 2011. The vascular plant flora of peatlands submitted to anthropic pressure in the Równina Błot Przymorskich microregion and the Płutnica river valley (the Pobrzeże Kaszubskie region, N Poland). Acta Botanica Cassubica Monographiae 4: 1–166.
- Strogulc Krajšek S., Jogan N. 2004. *Epilobium ciliatum* Raf., a new plant invader in Slovenia and Croatia. Acta Botanica Croatica 63, 1: 49–58.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Keno-phytes) in the Flora of Poland. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.

Drzewa

Czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.

Anna Otręba

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Czeremcha amerykańska *Padus serotina* (ryc. 24) zarówno w Europie, jak i w pierwotnym zasięgu rośnie na glebach o szerokim spektrum trofii i wilgotności. Głównie spotykana jest jednak na glebach piaszczystych i ubogich, o kwaśnym odczynie, gdzie była celowo wprowadzana (Starfinger 1997, Closset-Kopp i in. 2010, Halarewicz 2012). Występuje w wielu zbiorowiskach leśnych i nieleśnych, a także w parkach, na cmentarzach i w zieleni miejskiej (Muys i in. 1992, Starfinger 1997, Vanhellemont 2009). Dynamiczny rozwój jej populacji obserwowano w monokulturach sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*, na plantacjach sosny czarnej *Pinus nigra* lub modrzewia europejskiego *Larix decidua* (Starfinger i in. 2003, Juhász 2008). W warunkach Polski na wkraczanie czeremchy amerykańskiej podatne są drzewostany sosnowe na siedliskach boru mieszanego świeżego, lasu mieszanego świeżego i lasu świeżego (ryc. 25, Rutkowski i in. 2002, Halarewicz 2012). Czeremcha często opanowuje porzucone pola, łąki i pastwiska, oraz zadrzewienia śródpolne, wrzosowiska i zdegenerowane bagna (Deckers i in. 2005, Adamczak 2007, Juhász 2008, Starfinger 2010).

W Europie czeremcha amerykańska jest zaliczana do 100 najbardziej inwazyjnych gatunków organizmów (DAISIE). W Pol-



Ryc. 24. Liście i owoce czeremchy amerykańskiej (fot. A. Otręba 2014)

sce jest najczęściej zwalczanym gatunkiem na terenach chronionych (Najberek i Solarz 2011). Gęsty podszyt czeremchy ogranicza odnawianie się i wzrost rodzimych gatunków drzewiastych, zwłaszcza wymagających dużej ilości światła, jak dąb czy sosna. Negatywny wpływ dotyczy zarówno odnowienia naturalnego, jak i podsadzeń sztucznych (Starfinger i in. 2003, Juhász 2008, Głowacka red. 2014). Występowanie czeremchy amerykańskiej w lasach przyczynia się również do zmniejszenia bogactwa gatunkowego i obfitości runa (Starfinger 1997, Chabrerie i in. 2010, Halarewicz 2012, Halarewicz i Żołnierz 2014). Czeremcha amerykańska wytwarza związki o działaniu allelopacyjnym, takie jak prunazyna i amigdalina, które mogą wpływać na wzrost i rozwój innych roślin (Csiszár 2009, Robakowski i in. 2012). Dotychczasowe badania nad wpływem *Padus serotina* na środowisko glebowe nie dały jednak jednoznacznych wyników (Starfinger i in. 2003, Halarewicz 2012). Ściółka z liści tego gatunku charakteryzuje się wysoką



Ryc. 25. Czeremcha amerykańska w drągowinie sosnowej, obwód ochronny Janówek w Kampinoskim PN (fot. A. Otręba 2006)

zawartością azotu, magnezu i potasu oraz ulega szybkiemu rozkładowi (Muys i in. 1992, Lorenz i in. 2004). Niektórzy autorzy notowali wzrost (Plichta i in. 1997, Vanderhoeven i in. 2005), a inni stwierdzili spadek pH w górnych poziomach gleby (Starfinger i in. 2003).

Metody mechaniczne

Do mechanicznych metod zwalczania czeremchy amerykańskiej zalicza się cięcie, wrywanie i obrączkowanie (ryc. 26). Metody te wymagają dużego nakładu pracy i wielokrotnego powtarzania (Starfinger 2010), jednak na obszarach cennych przyrodniczo wydają się najwłaściwsze ze względu na niewielkie efekty uboczne.

Cięcie bez stosowania innych zabiegów nie przynosi dobrych rezultatów, ponieważ czeremcha amerykańska wytwarza obfite odrośla z pozostawionego pnia (Marquis 1990, Starfinger i in. 2003, Halarewicz 2012, Namura-Ochalska 2012, Annighöfer i in. 2012). Z tego powodu powtarzane cięcia stosuje się tylko dla utrzymania dróg dostępu w głąb lasu bądź w ramach pielęgnowania upraw leśnych (Starfinger i in. 2003, Głowacka red. 2014).

W celu ograniczenia regeneracji czeremchy testuje się cięcie pni na wysokości ok. 0,5–1 m nad ziemią. W doświadczeniu przeprowadzonym w Belgii taki zabieg, a następnie 1–2 krotne obcinanie odrośli, skutkowało zamarciem ok. 50% osobników (Van den Meersschaut i Lust 1997). W Polsce tego typu postępowanie zastosowano w Borach Tucholskich na powierzchni kilku hektarów z pozytywnym rezultatem oraz w Wigierskim Parku Narodowym (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015). W Kampinoskim Parku Narodowym w rejonach masowego występowania czeremchy na dużych powierzchniach stosuje się cięcie na wysokości 1 m, a następnie systematycznie co kilka lat przycina się wyrosłe pędy odroślowe. Takim działaniem objęto ponad 1000 ha lasu w Leśnictwie Różin. W wyniku tego zabiegu zamarło blisko 30% traktowanych w ten sposób drzew (Namura-Ochalska i Borowa 2015).

Innym rozwiązaniem jest cięcie poniżej szyi korzeniowej przy użyciu szpadla lub siekiery. Zabieg jest w dużym stopniu skuteczny,



Ryc. 26. Eksperymentalne określanie skuteczności cięcia i obrączkowania czeremchy amerykańskiej w obwodzie ochronnym Lipków w Kampinoskim PN; A – odrosty po cięciu pnia przy ziemi, B – odrosty po cięciu pnia na wysokości 1 m, C – obrączkowanie na wysokości 1 m (fot. K. Marciszewska 2015)

wymaga jednak znacznego nakładu pracy (Starfinger 2010, Namura-Ochalska 2012). Przeprowadzona w ten sposób redukcja czeremchy w eksperymentalnych zabiegach w Kampinoskim PN skutkowała zmniejszeniem liczebności populacji na poziomie 80–90% (Janik 2015). Sposób ten wydaje się przydatny do usuwania drzew o rozmiarach uniemożliwiających wyrwanie ręczne, a niewymagających jeszcze karczowania maszynowego.

Skuteczne jest ręczne wyrwanie mniejszych osobników i karczowanie większych przy użyciu maszyn (Muys i in. 1992, Starfinger 2010). W Belgii, w Niemczech i na Węgrzech wyrwane są osobniki o wysokości do 2 m (Muys i in. 1992, Starfinger i in. 2003, Csiszár i Kor-da 2015). W Polsce sposób ten zalecał Ferchmin (1986) w pierwszym opracowaniu poświęconym zwalczaniu czeremchy amerykańskiej na terenie Kampinoskiego PN. Jest on też stosowany w Wigierskim PN (Dajdok i in. 2007). Wyrwanie większych drzew wymaga użycia traktorów lub koni. Usuwanie mechaniczne realizowano od 1986 roku w lasach w okolicach Berlina na powierzchni blisko 10 tys. ha (Starfinger i in. 2003) oraz na mniejszych obszarach, np. na terenach chronionych w Belgii (Eurosite 2011).

Ujemną stroną wyrwania są wysokie koszty i powstawanie zaburzeń w strukturze gleby (Muys i in. 1992, Starfinger 2010). W pierwszych latach po zabiegu należy się też liczyć z pojawieniem się licznych siewek z krótkotrwałego banku nasion, a także z możliwością pojawienia się odrośli korzeniowych (Muys i in. 1992, Starfinger i in. 2003). Wyrwanie i karczowanie przynosi szczególnie dobre rezultaty, gdy w runie i podszycie występują konkurencyjne dla czeremchy amerykańskiej rodzime gatunki drzew i krzewów (Muys i in. 1992).

W przypadku braku konkurencji ze strony innych roślin i w warunkach zwiększonej dostępności światła po zabiegu może dojść do dynamicznego wzrostu przeoczonych osobników i siewek, a w konsekwencji do utraty oczekiwanego efektu. Wysoką skuteczność wyrwania uzyskano w Kampinoskim PN w dwóch niezależnych od siebie doświadczeniach (Namura-Ochalska 2012, Janik 2015). Na poletkach

doświadczalnych nie odnotowano osobników wyrastających z odrośli korzeniowych. Jednak w praktyce, przy szerokim rozprzestrzenieniu czeremchy amerykańskiej zabieg ten jest mało realny do wykonania ze względu na wysoką pracochłonność i trudności w egzekwowaniu starannej pracy od pracowników z zatrudnionych firm (doświadczenia z Kampinoskiego PN).

Kolejnym sposobem mechanicznego zwalczania czeremchy jest obrączkowanie, które polega na niszczeniu łyka i kambium na całym obwodzie pnia. W doświadczeniu przeprowadzonym w Belgii skuteczność tego zabiegu wahała się w granicach 44–90%, przy czym najlepsze rezultaty otrzymano podczas obrączkowania wykonywanego zimą. W eksperymencie tym po zaobrączkowaniu usuwano pędy odroślowe wyrastające poniżej obrączki i w razie potrzeby niszczone regenerujące się tkanki na obrączce (Van den Meersschaut i Lust 1997). Na Węgrzech w celu usprawnienia wykonywania obrączki zamiast ośnika użyto łańcucha od pilarki. Jednak przy zbyt wąskiej opasce (o szerokości łańcucha) drzewa odtwarzały połączenie tkanek. Dopiero wykonanie dwóch opasek – każdej o szerokości dwóch łańcuchów – skutkowało obumieraniem koron drzew. Zabieg przeprowadzano w lutym, a pędy odroślowe pojawiające się poniżej opaski pozostawiano. W tym zabiegu zaobserwowano, że pędy odroślowe zamierały w latach z niskimi opadami, a przeżywały, gdy było więcej deszczu (Demeter i Lesku 2015). Annighöfer ze współautorami (2012) uznali obrączkowanie za stosunkowo najbardziej skuteczny sposób spośród metod mechanicznych zastosowanych w eksperymencie przeprowadzonym we Włoszech.

Metody chemiczne

Stosowanie środków chemicznych przeciwko czeremsze amerykańskiej rozpoczęto w Holandii w latach 50. i 60. XX wieku, gdzie wykonywano oprysk preparatem zawierającym kwas 2,4,5-trichlorofenoksyoctowy (2,4,5-T). Jednak z uwagi na jego szkodliwość dla fauny glebowej i zdrowia człowieka użycie tej substancji zostało zabronione (Muys i in. 1992, Starfinger i in. 2003).

Od połowy lat 70. XX wieku w celu eliminacji czeremchy amerykańskiej w Europie stosuje się preparaty zawierające glifosat. Wysoką skuteczność tego środka (śmiertelność ponad 90%) osobników uzyskano przy różnych sposobach aplikacji preparatu: 1) oprysk pędów odrosłowych w lipcu, w pierwszym roku po zimowym ścięciu drzew przy ziemi; 2) aplikacja na świeżo ścięte tuż nad ziemią pnie preparatem o pięciokrotnie większej zawartości substancji czynnej niż w przypadku oprysku; 3) aplikacja do pnia rosnącego drzewa przez skośne nacięcia wykonane wokół pnia (metoda *hack-and-squirt*) – ilość preparatu dla drzew o pierśnicy od 5 do 25 cm – od 0,75 g do 4,05 g lub za pomocą specjalnego aplikatora – dawka 1 ml preparatu dla drzewa o pierśnicy poniżej 20 cm (Van den Meersschaut i Lust 1997).

Wysoką skuteczność użycia glifosatu odnotowano również na Węgrzech, gdzie substancja ta jest aplikowana w różne sposoby w ciągu całego okresu wegetacji. W przypadku młodych osobników lub cienkich pędów odrosłowych preparat (o stężeniu 50–100%) nakładano pędzlem na ścięte pędy, zdarty pasek kory lub na cienką korę (wokół pędu na długości 0,5–1 m). Iniekcję preparatu do wywierconych otworów lub smarowanie pni stosowano względem drzew większych (Demeter i Lesku 2015, Csiszár i Korda 2015, Veró i Csóka 2015). Skuteczny był również oprysk liści wykonany w sezonie wegetacyjnym preparatem o stężeniu 5%, z dodaniem substancji zwiększających jego przyczepność. Gorsze rezultaty przyniosło stosowanie oprysku we wrześniu, pomimo użycia znacznie bardziej stężonego (33–50%) roztworu (Csiszár i Korda 2015).

W Puszczy Kampinoskiej użycie glifosatu na doświadczalną skalę również przyniosło bardzo dobry rezultat. Roztwór o stężeniu 50% stosowano w zaciosy bądź na świeżo ścięte pnie i pędy (Namura-Ochalska 2012, Namura-Ochalska i Borowa 2015). W lasach państwowych w Polsce, w przypadku silnego zachwaszczenia upraw leśnych, m.in. przez czeremchę amerykańską, zaleca się stosowanie pod koniec okresu wegetacyjnego oprysków preparatami zawierającymi glifosat (Głowacka red. 2014). Jednorazowy oprysk jednak nie eliminuje cze-

remchy. Zabieg musi być powtórzony z uwagi na pojawiające się nowe siewki i młode rośliny, do których preparat nie dotarł. Siewki pojawiają się przez 3–4 lata (Namura-Ochalska 2012, Demeter i Lesku 2015) i przez ten czas należy kontrolować powierzchnię objętą zabiegiem.

W polskich parkach narodowych i rezerwach przyrody obowiązuje wprawdzie zakaz stosowania chemicznych i biologicznych środków ochrony roślin wynikający z Ustawy o Ochronie Przyrody (Dz.U. 2004 nr 92), jednak w Roztoczańskim Parku Narodowym, z uwagi na znaczny zasięg rozprzestrzenienia się czeremchy amerykańskiej, rozważa się umieszczenie w planie ochrony zapisu dopuszczającego użycie środków chemicznych (Radliński i in. 2015).

Metody biologiczne

Jako alternatywę dla stosowania środków chemicznych w walce z czeremchą amerykańską w Holandii w latach 80. XX wieku rozpoczęto doświadczenia nad wykorzystaniem rodzimego gatunku grzyba chrząstkoskórnik purpurowego *Chondrostereum purpureum*. Grzyb ten występuje pospolicie w strefie umiarkowanej na półkuli północnej, rozwija się w drewnie wielu gatunków liściastych powodując obumarcie tkanek i czasami śmierć całych roślin. Próba zastosowania zawiesiny zawierającej grzybnię chrząstkoskórnik na ścięte pniaki czeremchy amerykańskiej okazała się wysoce skuteczna, zamarło blisko 90% pni (Scheepens i Hoogerbrugge 1989). Nieco gorszy, lecz zadowalający rezultat (śmiertelność czeremchy na poziomie 60%), uzyskano w doświadczeniu przeprowadzonym w Belgii (Van den Meersschaut i Lust 1997). W obu przypadkach stwierdzono brak zależności efektu zabiegu od jego terminu (wiosna, jesień) oraz wysoką skuteczność użycia niskich zawartości grzybni w zawieszynie.

pozytywne doświadczenia z zastosowaniem chrząstkoskórnik purpurowego zaowocowały wyprodukowaniem i zarejestrowaniem bioherbicydów. Powstały co najmniej dwa preparaty: produkcji holenderskiej – pod koniec XX wieku – i kanadyjskiej – zarejestrowany w roku 2002 (de Jong 2000, Bailey i Mupondwa 2006). Jednakże produkt holenderski nie

znajduje się w aktualnej ofercie firmy, która go stworzyła (Koppert Biological System). Mimo to dalsze badania poświęcone wykorzystaniu grzybnicy chrząstkoscórnikowej do przeciwdziałania wytwarzania odrosli przez szereg gatunków liściastych przynoszą pozytywne rezultaty, np. w Kanadzie śmiertelność ściętych olsz czerwonych *Alnus rubra* już w pierwszym roku wyniosła 92% (Becker i in. 2005).

Zastosowanie chrząstkoscórnikowej wiąże się z ryzykiem zainfekowania sadów, gdyż u drzew z rodzaju *Prunus* grzyb ten wywołuje chorobę zwaną srebrzystością liści. Jednak oceniono, że zagrożenie jest niewielkie (Jong i in. 1990, Jong 2000).

Metody kombinowane i inne

Do zwalczania czeremchy amerykańskiej często stosowana jest metoda łącząca cięcie i oprysk środkiem chemicznym na pędy i pniaki świeżo po ścięciu bądź na wyrosłe pędy odrosłowe lub wrywanie młodych osobników i oprysk (Muys i in. 1992, Starfinger 1997, Starfinger i in. 2003, Vanhellefont 2009, Demeter i Lesku 2015). Jest ona w dużym stopniu skuteczna i stanowi kompromis pomiędzy stosowaniem środków chemicznych mających działania uboczne i kosztownej siły roboczej.

Z uwagi na zróżnicowane zagęszczenia i rozmiary rosnących razem na jednej powierzchni okazów przeznaczonych do usunięcia stosuje się różne sposoby mechanicznego i chemicznego zwalczania. W Roztoczańskim PN wykonuje się cięcie i usuwanie pędów odrosłowych, wrywanie 1–2-letnich siewek i obrączkowanie drzew. Zabiegi te były w ostatnich latach prowadzone na powierzchni ok. 200 ha w roku łącznie w stosunku do czeremchy amerykańskiej i świdośliwki kłosowej *Amelanchier spicata* (Radliński i in. 2015). W Wigierskim PN łączy się wrywanie, cięcie na wysokości z następującym po nim usuwaniem odrosli i mechaniczne uszkodzanie szyi korzeniowej (Krzysztofiak L. i Krzysztofiak A. 2015).

W przypadku rozległego występowania czeremchy amerykańskiej metody mechaniczne i chemiczne nie są wystarczające, ponieważ nie zapobiegają powrotowi czeremchy. Najskuteczniejsze wtedy wydają

się działania hodowlane, prowadzące do uzyskania wielowarstwowej struktury drzewostanów zgodnych z roślinnością potencjalną (Muys i in. 1992, Rutkowski i in. 2002, Starfinger i in. 2003). Czeremcha amerykańska jedynie w młodości jest cieniowytrzymała, z wiekiem wykazuje cechy gatunku światłoządnego (Marquis 1990, Starfinger 1997, Closset-Kopp i in. 2007). W wielogatunkowych lasach liściastych w Ameryce Północnej jest wypierana przez inne gatunki. Podobnie lasy o wielowarstwowej strukturze w Europie są odporne na jej inwazję (Starfinger i in. 2003, Vanhellemont i in. 2009, Otręba 2012). Podstawowym działaniem hodowlanym jest wprowadzanie podsadzeń cieniodajnych rodzimych gatunków liściastych, np. grabu i buka. W Kampinoskim PN w latach 2003–2013 podsadzenia wykonano na łącznej powierzchni 27 ha według następującej procedury (Otręba i in. 2014, Namura-Ochalska i Borowa 2015): 1) jesienią roku poprzedzającego podsadzenia ścięto (na wysokości ok. 0,5 m lub przy ziemi) i uprzętnięto z powierzchni czeremchę amerykańską rosnącą w dolnej warstwie drzewostanu; 2) wczesną wiosną, tuż przed sadzeniem, odsłonięto glebę na talerzach (ok. 40 × 40 cm) ręcznie przy pomocy motyk leśnych; 3) posadzono kilkuletnie sadzonki klonu zwyczajnego *Acer platanoides*, klon jaworu *A. pseudoplatanus*, grabu pospolitego *Carpinus betulus*, buka pospolitego *Fagus sylvatica*, lipy drobnolistnej *Tilia cordata* i dębu szypułkowego *Quercus robur* w więźbie 1,5 × 1,5 m (4,4 tys./ha); 4) przez ok. 10 lat wycinano odrastające pędy czeremchy aż do momentu osiągnięcia zwarcia przez podsadzone gatunki – w zależności od obfitości pojawiania się pędów odroślowych czeremchy zabieg ten wykonywano jeden lub dwa razy w sezonie w pierwszych latach po posadzeniu, a następnie raz w roku lub co dwa lata; 5) część sadzonek zabezpieczono przed zgryzaniem w rejonach, gdzie były narażone na presję zwierzyny.

Podsadzenia stosowano głównie w rejonie masowego występowania czeremchy często w miejscach z prześwietlonym drzewostanem po wiatrołomie. Wykonywano je na powierzchniach 1–2 ha z myślą, by w przyszłości stanowiły źródło diaspor i konkurencję dla inwazyjnych drzew obcego pochodzenia. Zastosowane zabiegi doprowadziły do

niemal całkowitej eliminacji czeremchy (Otręba i in. 2014, Namura-Ochalska i Borowa 2015).

Innym działaniem hodowlanym zastosowanym w Kampinoskim PN było selektywne wycinanie (tuż przy ziemi lub wyżej) czeremchy rosnącej w bezpośrednim sąsiedztwie gatunków rodzimych (Borowa inf. ustna, Otręba i in. 2014). Ponadto w warunkach Polski Środkowej, Rutkowski ze współautorami (2002) jako profilaktykę przed wkraczaniem czeremchy proponują zaniechanie zrębów zupełnych oraz preferowanie gatunków liściastych na siedlisku lasu mieszanego świeżego i boru mieszanego świeżego, pomimo mniejszych korzyści ze sprzedaży surowca drzewnego.

W Danii i Holandii stosowano także wypas, który dał umiarkowane efekty w stosunku do siewek i młodych odrosli. Krowy, owce i kozy zjadały młode pędy mimo zawartości glikozydów cyjanogennych (Vanhellemont 2009).

Ocena skuteczności metod zwalczania

Mimo że przeciwdziałanie inwazji czeremchy amerykańskiej ma w Europie długą historię, dotąd nie opracowano efektywnych metod kontroli, które nie niosłyby dodatkowych negatywnych skutków w ekosystemach. Ponadto zwalczanie jest bardzo kosztowne i długotrwałe, a sukces łatwo może być zniweczony przez ponowne wkroczenie gatunku (Muys i in. 1992, Starfinger i in. 2003, Otręba i in. 2014, Radliński i in. 2015). Czeremcha amerykańska była najczęściej zwalczanym gatunkiem obcego pochodzenia w Niemczech, jednak skuteczność tych działań stwierdzono jedynie w 27% przypadków (Kowarik i Schepker 1998). Podczas gdy wyeliminowanie czeremchy amerykańskiej z małego obszaru przy starannym wykonywaniu zabiegów i jego powtarzaniu jest możliwe, to z dużego wydaje się być mało realne. Według Starfingera i współautorów (2003) nierealnym jest usunięcie gatunku z lasów, gdzie występuje na znacznych powierzchniach, gdyż nawet przy kooperacji wszystkich właścicieli i zaangażowaniu ogromnych środków istnieć będzie ryzyko reinwazji gatunku z ogrodów, zadrzewień przydrożnych i nadrzecznych.

Dlatego autorzy Ci proponują strategię „wait and see” („począkać i zobaczyć”), która zakłada, że w toku sukcesji dominacja czeremchy będzie maleć, co potwierdziły zabiegi hodowlane przyspieszające ten proces, stosowane w Kampinoskim PN (Otręba i in. 2014).

Koszt likwidacji gatunku na powierzchni 1 ha zależy przede wszystkim od zagęszczenia czeremchy amerykańskiej i jej rozmiarów oraz od zastosowanej metody. Zdecydowanie tańsze od metod mechanicznych jest użycie herbicydów. Pomimo wysokich kosztów związanych z pracami hodowlanymi uzyskany efekt jest o wiele bardziej trwały. Koszt stosowania herbicydów w wybranych przypadkach wahał się od 150 do 950 euro/ha (Muys i in. 1992, Starfinger 1997, Veró i Csóka 2015), koszt usuwania mechanicznego od 40 do 5350 euro/ha (Muys i in. 1992, Starfinger 1997, Otręba i in. 2014), a podsadzeń hodowlanych wyniósł 1200 euro/ha (Otręba i in. 2014).

Łączne koszty mechanicznej walki z czeremchą amerykańską prowadzone w lasach ochronnych w okolicach Berlina na powierzchni 750 ha wyniosły w ciągu dwudziestu lat 10 milionów euro (Starfinger i in. 2003). W Kampinoskim PN na ograniczanie inwazji czeremchy amerykańskiej w latach 2003–2013 wydano 900 tys. zł. Dzięki znacznemu zakresowi prac udało się miejscami ograniczyć dalsze rozprzestrzenianie gatunku, jednak ciągle jest to początek długotrwałych działań. Szersze omówienie czynności podjętych w Kampinoskim PN i ocena efektów prac została przedstawiona w publikacjach Otręby i współautorów (2014) oraz Namury-Ochalskiej i Borowej (2015). Masowe występowanie czeremchy amerykańskiej powoduje też straty ekonomiczne w leśnictwie poprzez podnoszenie kosztów prac związanych z pielęgnacją lasu i pozyskaniem drewna (Muys i in. 1992).

Bibliografia

- Adamczak A. 2007. *Acer negundo* L. i *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. jako kenofity inicjujące rozwój formacji drzewiastej na odłogach. Przegląd Przyrodniczy 18, 1/2: 243–253.
- Annikhöfer P., Schall P., Kawaletz H., Mölder I., Terwei A. 2012. Vegetative growth response of black cherry (*Prunus serotina*) to different mechanical control methods in a biosphere reserve. Canadian Journal of Forest Research 42, 12: 2037–2051.

- Bailey K., Mupondwa E. K. 2006. Developing microbial weed control products: commercial, biological and technological considerations. [W:] H. P. Singh, D. R. Batish, R. K. Kohli (red.). Handbook of sustainable weed management. Food Products Press, Nowy Jork, Kanada, Oxford: 431–474.
- Becker E., Simon F., Shamoun S. F., Hintz W. E. 2005. Efficacy and environmental fate of *Chondrostereum purpureum* used as a biological control for red alder (*Alnus rubra*). Biological Control 33: 269–277.
- Chabrerie O., Loinard J., Perrin S., Saguez R., Decocq G. 2010. Impact of *Prunus serotina* invasion on understory functional diversity in European temperate forest. Biological Invasions 12: 1891–1907.
- Closset-Kopp D., Chabrerie O., Valentin B., Delechappelle H., Decocq G. 2007. When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in r/K-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests? Forest Ecology and Management 247: 120–130.
- Closset-Kopp D., Saguez R., Decocq G. 2010. Differential growth patterns and fitness may explain contrasted performances of the invasive *Prunus serotina* in its exotic range. Biological Invasions 13: 1341–1355.
- Csiszár Á. 2009. Allelopathic effects of invasive woody plant species in Hungary. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 5: 9–17.
- Csiszár Á., Korda M. 2015. Summary of invasive plant control experiments. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical experiences in invasive alien plant control. Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 203–235.
- DAISIE. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europa. <http://www.europe-alien.org>, dostęp on-line: 03.02.2014.
- Dajdok Z., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., Romański M., Śliwiński M. 2007. Rośliny inwazyjne w Wigierskim Parku Narodowym. Wigierski Park Narodowy, Krzywe.
- De Jong M. D. 2000. The BioChon story: deployment of *Chondrostereum purpureum* to suppress stump sprouting in hardwoods. Mycologist 14, 2: 58–62.
- De Jong M. D., Scheepens P. C., Zadoks J. C., 1990. Risk analysis for biological control: a Dutch case study in biocontrol of *Prunus serotina* by the fungus *Chondrostereum purpureum*. Plant Disease 74: 189–194.
- Deckers B., Verheyen K., Hermy M., Muys B. 2005. Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. Ecography 28: 99–109.
- Demeter L., Lesku B. 2015. Eradication of invasive alien plants in the southern Nyírség area of the Hortobágy National Park Directorate. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical experiences in invasive alien plant control. Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 75–80.
- Dz.U. 2004 nr 92, poz. 880 (z późn. zm.). Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, z późniejszymi zmianami.

- Eurosite. 2011. Invasive Black cherries in Belgium. Improving the practice & quality of nature conservation. http://www.eurosite.org/files/EU_NGO_2011_-_Invasive_species_-_2_-_Black_cherry_-_Belgium.pdf, dostęp on-line: 03.02.2014.
- Ferchmin M. 1986. Metody eliminacji gatunków obcych rodzimej dendroflorze w Kampinoskim Parku Narodowym. Czeremcha późna (czeremcha amerykańska). KPN, Izabelin (maszynopis).
- Głowacka B. (red.). 2014. Środki ochrony roślin, środki biobójcze oraz produkty do rozkładu pni drzew leśnych zalecane do stosowania w leśnictwie w roku 2015. IBL Analizy i Raporty 23: 74.
- Halarewicz A. 2012. Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* (Ehrh.) Borkh. w wybranych fitocenozach leśnych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Wrocław.
- Halarewicz A., Żolnierz L. 2014. Changes in the understorey of mixed coniferous forest plant communities dominated by the American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). *Forest Ecology and Management* 313: 91–97.
- Janik D. 2015. Rozmnażanie wegetatywne czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. w Kampinoskim Parku Narodowym. Praca magisterska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa (maszynopis).
- Juhász M. 2008. Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). [W:] Z. Botta-Dukát, L. Balogh (red.). The most important invasive plants in Hungary. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót: 77–84.
- Koppert Biological Systems. <http://www.koppert.com>, dostęp on-line: 07.12.2015.
- Kowarik I., Schepker H. 1998. Plant invasions in northern Germany: human perception and response. [W:] U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (red.). Plant invasions. Ecology and human response. Backhuys, Leiden: 109–120.
- Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. 2015. Ochrona rodzimej flory przed gatunkami roślin obcego pochodzenia na obszarach Natura 2000 „Ostoja Wigierska”, „Sandr Brdy” i „Roztocze Środkowe”. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe: 9–18.
- Lorenz K., Preston C., Krumrei S., Feger K.-H. 2004. Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *European Journal of Forest Research* 123: 177–188.
- Marquis D. A. 1990. *Prunus serotina* Ehrh. Black cherry. [W:] R. M. Burns, B. H. Honkala (red. tech.). *Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agricultural Handbook 654*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington DC: 238–249.
- Muys B., Maddelein D., Lust N. 1992. Ecology, practice and policy of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) management in Belgium. *Silva Gandavensis* 57: 28–45.

- Najberek K., Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych. [W:] Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. Wyd. internetowe. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 624–639.
- Namura-Ochalska A. 2012. Walka z czeremchą amerykańską *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. – ocena skuteczności wybranych metod w Kampinoskim Parku Narodowym. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 190–200.
- Namura-Ochalska A., Borowa B. 2015. Walka z czeremchą amerykańską *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w leśnictwie Różin w Kampinoskim Parku Narodowym; ocena skuteczności wybranych metod. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. *Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”*, Krzywe: 127–142.
- Otręba A. 2012. Wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na rozprzestrzenianie się czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) w Puszczy Kampinoskiej. Praca doktorska, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa (maszynopis).
- Otręba A., Kurek P., Wiatrowska B. 2014. Program zwalczania inwazyjnych gatunków drzewiastych obcego pochodzenia w Kampinoskim Parku Narodowym – zakres i skuteczność. [W:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i w jego sąsiedztwie. *Kampinoski Park Narodowy, Izabelin*: 89–97.
- Plichta W., Kuczyńska I., Rutkowski L. 1997. The effect of American cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) plantations on organic and humus horizons of cambic arenosols in a pine forest. *Ekologia Polska* 45, 2: 385–394.
- Radliński B., Tronkowska M., Tittenbrun A. 2015. Gatunki obce i inwazyjne na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego i Roztocza Środkowego. [W:] L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. *Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”*, Krzywe: 31–40.
- Robakowski P., Bieliniś E., Stachowiak J., Bułaj B. 2012. Wzrost zawartości azotu w liściach i lotne związki allelochemiczne siewek dębu bezszypułkowego *Quercus petraea* i czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* w różnych warunkach oświetlenia i konkurencji. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 208–216.
- Rutkowski P., Maciejewska-Rutkowska I., Łabędzka M. 2002. Właściwy dobór składu gatunkowego drzewostanów jako jeden ze sposobów walki z czeremchą amerykańską (*Prunus serotina* Ehrh.). *Acta Scientiarum Poloniae. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 1, 2: 59–73.
- Scheepens P. C., Hoogerbrugge A. 1989. Control of *Prunus serotina* in forests with the endemic fungus *Chondrostereum purpureum*. [W:] E. S. Delfosse (red.). *Proceedings of the VII International Symposium on Biological Control of weeds*,

- 6–11 March 1988, Rome, Italy. Istituto Sperimentale del la Patologia Vegetale (MAF): 545–551.
- Starfinger U. 1997. Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe [W:] J. H. Brock, M. Wade, P. Pyšek, D. Green (red.). Plant Invasions: Studies from North America and Europe. Backhuys Publishers, Leiden: 161–171.
- Starfinger U. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Prunus serotina*. Online Database of The North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org>, dostęp on-line: 02.02.2014.
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M., Schepker H. 2003. From desirable ornamental plant to pest to accepted additional to the flora? The perception of alien tree species through the centuries. *Biological Invasions* 5: 323–335.
- Van den Meererschaut D., Lust N. 1997. Comparison of mechanical, biological and chemical methods for controlling Black cherry (*Prunus serotina*) in Flanders (Belgium). *Silva Gandavensis* 62: 90–109.
- Vanderhoeven S., Dassonville N., Meerts P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil* 275: 169–179.
- Vanhellemont M. 2009. Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium. https://lirias.kuleuven.be/bitstream/123456789/264077/1/Margot_Vanhellemont_doctoraat.pdf, dostęp on-line: 30.01.2014.
- Vanhellemont M., Verheyen K., De Keersmaecker L., Vandekerkove K., Hermy M., 2009. Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? *Biological Invasions* 11: 1451–1462.
- Veró G., Csóka A. 2015. Experience of invasive alien plant management in the steppe oak woods of Nagykovács and in Turjánvidék. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical experiences in invasive alien plant control. Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 189–195.

Dąb czerwony *Quercus rubra* L.

Beata Woziwoda, Artur Obidziński

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Dąb czerwony *Quercus rubra* (ryc. 27) występuje w pełnym spektrum siedlisk borowych i lasowych – z wyłączeniem lasów wysokogórskich – począwszy od borów suchych i świeżych, poprzez bory i lasy mieszane, a skończywszy na siedliskach łęgów i olsów (Magni-Diaz 2004, Woziwoda 2008, Woziwoda i in. 2014b). W Polsce większość (antropogenicznych) stanowisk zlokalizowana jest na siedliskach świeżych, głównie na preferowanym przez dąb czerwony siedlisku lasu mieszanego świeżego, co w lasach państwowych stanowi 36% powierzchni oraz na siedlisku boru mieszanego świeżego – 24% (ryc. 28, Woziwoda i in. 2014b). Dąb czerwony jest także często notowany na siedliskach antropogenicznych, takich jak: hałdy powyrobiskowe, przydroża czy tereny zielone.

Gatunek ten samoistnie rozprzestrzenia się poza powierzchnie, na których był posadzony, przenikając stopniowo do sąsiadujących wydzieleń leśnych lub „wędrując” wzdłuż ścieżek i dróg leśnych, skąd skutecznie wnika na nowe stanowiska (Adamowski i in. 2002, Chmura 2004, 2009, Gazda i Szłaga 2008). Zbiorowiska leśne z udziałem dębu czerwonego są uboższe florystycznie, a nawet skrajnie ubogie w przypadku, gdy tworzy on silnie zwarty podszyt lub drzewostan (Riepšas i Straigyte 2008, Jakubowska-Gabara i Woziwoda 2009, Marozas



Ryc. 27. Liście dębu czerwonego
(fot. J. Adamczyk 2003)

i in. 2009, Chmura 2013). Dotyczy to zarówno lasów posadzonych na gruntach porolnych, jak i lasów o charakterze naturalnym (Danusevičius i in. 2002, Woziwoda i in. 2014a). Dotychczas nie stwierdzono, by którykolwiek z rodzimych gatunków mszaków naziemnych i roślin zielnych zyskiwał na obecności dębu czerwonego, choć wykazano, że starsze drzewa są zasiedlane przez rodzime gatunki porostów (Kubiak 2006). Co więcej, gatunek ten hamuje, a w niektórych przypadkach wręcz uniemożliwia naturalne odnowienie i wzrost rodzimych drzew i krzewów (Marozas i in. 2009, Rédei i in. 2010, Woziwoda i in. 2014a, Kwiecień 2012).

Kiełkowanie roślin jest utrudnione m.in. przez obecność zwartej warstwy ściółki dębowej zalegającej na dnie lasu przez cały rok (Dobryłowska 2001, Bzdęga i in. 2012). Wzbogacanie gleb w substancje organiczne pochodzące z rozkładu liści dębu czerwonego, jak też oczekiwane pozytywne działanie fitomelioracyjne (Bellon i in. 1977, Murat 2002) nie zostało dotychczas potwierdzone.



Ryc. 28. Dąb czerwony w drugiej warstwie drzewostanu, obwód ochronny Sieraków w Kampinoskim PN (fot. L. Przewoźnik 2012)

Metody mechaniczne

W usuwaniu dębu czerwonego ze zbiorowisk leśnych wskazane jest stosowanie metod mechanicznych polegających na wycinaniu okazów z warstwy podszytu lub z niższej warstwy drzewostanu. Zabiegi takie prowadzono m.in. w Wigierskim Parku Narodowym (Stowarzyszenie...) i w rezerwacie Stara Buczyzna w Rakowie (Dz. Urz. Woj. Wielkopolskiego 2008 nr 40, poz. 81). Prace te są kosztowne (Reinhardt i in. 2003) i wymagają kilkakrotnych powtórzeń. Ze względu na biologiczną zdolność dębu czerwonego do tworzenia odrośli z pni konieczne jest objęcie powierzchni wycinki kilkuletnim monitoringiem i usuwanie pędów odrosłowych aż do skutku (ryc. 29).

W drzewostanach, gdzie dąb czerwony występuje jedynie jako domieszka, wycinka drzew wydaje się być metodą opłacalną. Natomiast w istniejących zwartych drzewostanach dębowych III klasy wieku lub starszych, zajmujących powierzchnię powyżej 1 ha, wskazane jest, ze wzglę-



Ryc. 29. Ścięcie dębów czerwonych na wysokości 0,5 m nad ziemią, a następnie odcinanie odrośli skutkuje obumieraniem drzewek po 3–5 latach, obwód ochronny Zamczysko w Kampinoskim PN (fot. A. Kęłbowska 2013)

dów ekonomicznych, pozostawienie drzew do wieku rębności. Efektywne usuwanie dębu ze stanowisk, gdzie osiągnął on wiek reprodukcyjny, wiąże się bowiem z koniecznością uprzedniego usunięcia podrostu, nalotu oraz nasion spod okapu drzew dojrzałych w celu wyeliminowania spontanicznych odnowień gatunku. Nowe okazy z banku nasion zdeponowanego w glebie mogą pojawiać się w sprzyjających warunkach przez okres kilku lat. Usuwanie diaspor polega na grabieniu ściółki i żołądździ, a następnie wywiezieniu ich z powierzchni i spaleniu w kontrolowanych warunkach. Podrost i młode drzewa (zwykle poniżej 25 lat), tworzące niższą warstwę drzewostanu, zaleca się wycinać ręczną piłą spalinową. Powierzchnie wycinki także wymagają monitorowania i interwencji w przypadku pojawienia się pędów odrosłowych. Siewki i młode okazy pozostające w warstwie runa można wrywać ręcznie. Ze względu na wysoką wartość energetyczną dębu czerwonego (USDA 2002) pozyskane z wycinki drewno może zostać wykorzystane jako surowiec opałowy.

Metody chemiczne

Znana jest metoda oprysku nalotu i siewek gatunków inwazyjnych drzew roztworem glifosatu w stężeniu 1–5% w zależności od zwalczanego gatunku. Środek ten jest skuteczny także w przypadku dębu czerwonego, jednak jego stosowanie na obszarach chronionych jest niewskazane ze względu na negatywne oddziaływania na inne organizmy żywe.

Metody biologiczne

Istnieją grzyby patogeniczne, np. *Phytophthora ramorum* oraz owady żerujące na dębie czerwonym, np. żerujące na żołądździach chrząszcze z rodziny ryjkowcowatych *Curculio* spp. Jednak nie jest możliwe wykorzystanie tych gatunków do walki biologicznej z ich żywicielem. Po pierwsze, istnieje wysokie prawdopodobieństwo zasiedlenia przez te organizmy także naszych rodzimych dębów (Domański i in. 1977, Mitchell i in. 2010). Po drugie, aktualna znajomość powiązań biocenotycznych dębu czerwonego z innymi składowymi ekosystemów leśnych w jego nowym areale występowania jest dalece niewystarczająca (Woziwoda i in. 2012).

Metody kombinowane i inne

Z powodu obserwowanej zdolności dębu czerwonego do tworzenia licznych odrośli z pni i z szyi korzeniowej po wycięciu drzewa (Hibbs 1983, Sander 1990, Dressel i Jäger 2002, Reinhardt i in. 2003, Otręba i Ferchmin 2007, Rédei i in. 2010, Woziwoda i in. 2014a) konieczne może okazać się traktowanie bezwzględnie wszystkich pniaków środkami chemicznymi hamującymi odnowienia wegetatywne. Przy zwalczaniu gatunków inwazyjnych najczęściej stosuje się glifosat. Powierzchnie świeżo ściętych pniaków pokrywa się 20% roztworem tego związku.

Brak odnowień dębu czerwonego pod zwartymi koronami drzew liściastych zachęca do podjęcia działań hodowlanych umożliwiających zbudowanie podszytu, a następnie niższego piętra drzewostanu z gatunków cienioznośnych pod okapem dębu czerwonego. Celem tych działań byłaby stopniowa przebudowa drzewostanów z dębem czerwonym.

Wskazane jest także tworzenie na granicy wydzielen z dębem czerwonych stref buforowych złożonych z gatunków liściastych (grab zwyczajny *Carpinus betulus*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, buk zwyczajny *Fagus sylvatica*) w celu ograniczenia rozprzestrzeniania się tego gatunku na sąsiednie powierzchnie.

Na siedliskach mezotroficznych, gdzie pojawiają się konkurencyjne dla dębu czerwonego gatunki liściaste, skuteczny w zwalczaniu dębu jest powtarzany kilkakrotnie zabieg kontrolowanego wypalania lasu (Crow 1988). Wielokrotne powtarzanie tego zabiegu jest konieczne, ponieważ sporadyczne pożary działają stymulująco na wzrost dębu czerwonego (Archambault i in. 1990). Starsze i większe okazy często przeżywają pożar. Zniszczenie przez ogień części nadziemnej osobników młodszych inicjuje tworzenie licznych odrośli z pni i szyi korzeniowej (Fowells 1965, Kruger i Reich 1989). Pożarzyska są także masowo zasiedlane przez nowe siewki (Fowells 1965). Ten sposób eliminowania dębu czerwonego jest raczej niemożliwy do stosowania na terenach leśnych, zwłaszcza prawnie chronionych, ze względu na potencjalną możliwość utraty kontroli nad ogniem.

Przechodzenie dębu czerwonego z warstwy runa do podszytu może być częściowo ograniczone presją dużych roślinożerców (Stange i Shea 1998). Usytuowanie paśników zimowych w obrębie lub sąsiedztwie drzewostanów dębowych może sprzyjać żerowaniu jeleniowatych na podrostach dębu. Nie są jednak znane przykłady i efektywność zastosowania tej metody.

Turyści zwiedzający tereny chronione powinni być informowani o możliwości nieświadomego wspomaganie ekspansji gatunku. Spontaniczne zbieranie żołądzi pod nasiennikami, ich przenoszenie, niekiedy na znaczne odległości, a następnie „beztroskie” pozbywanie się nasion w innych miejscach jest jedną z dróg rozprzestrzeniania gatunku.

Ocena skuteczności metod zwalczania

Dotychczas brak jest określonych procedur eliminowania lub ograniczania liczebności dębu czerwonego w ekosystemach naturalnych lub półnaturalnych. Wynika to m.in. z faktu, że jest on nadal postrzegany przez przyrządek jego wartości komercyjnej oraz z braku jednoznacznych uregulowań prawnych i zasad postępowania z gatunkami wprowadzonymi do lasów jako produkcyjne (Kuc i in. 2012, Kwiecień 2012, Referowska-Chodak 2012). Rosnąca świadomość zagrożeń ze strony gatunków introdukowanych (Król 1988, Danielewicz 1993, Danielewicz i Maliński 1997, Szwagrzyk 2000, Woziwoda 2012) sprawia, że w planach ochrony obszarów prawnie chronionych coraz częściej zamieszczane są wskazania aktywnego zwalczania tego gatunku metodami mechanicznymi, np. przez wycinanie okazów z warstwy podszytu lub z drugiego piętra drzewostanu. Działania takie podejmowane są w Polsce w ostatnim dziesięcioleciu, ale brak jest dostępnych danych o ich skuteczności.

Bibliografia

- Adamowski W., Dvorak L., Ramanjuk I. 2002. Atlas of alien woody species of the Białowieża Forest. *Phytocoenosis* 14 (N. S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 14: 1–304.
- Archambault L., Barnes B. V., Witter J. A. 1990. Landscape ecosystems of disturbed oak forests of southeastern Michigan, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1570–1582.

- Bellon S., Tumiłowicz J., Król S. 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. PWRiL, Warszawa.
- Bzdęga K., Pajdak E., Tokarska-Guzik B., Chmura D., Woźniak G. 2012. Zależność odnawiania się rodzimych gatunków roślin od rodzaju i wielkości nekromasy w lasach mieszanych z dominacją inwazyjnego dębu czerwonego. [W:] VIII konferencja AMOP. Obce gatunki w lasach, Rogów, 29–30 marca 2012.
- Chmura D. 2004. Penetration and naturalization of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Southern Poland). *Nature Conservation* 60: 3–11.
- Chmura D. 2009. Differences in invasiveness of alien woody plants in forest communities of the Silesian Upland (Southern Poland). [W:] J. Holeksa, B. Babczyńska-Sendek, S. Wika (red.). *The Role of Geobotany in Biodiversity Conservation*. University of Silesia, Katowice: 297–302.
- Chmura D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: a study of the Silesian Upland (Southern Poland). *Polish Journal of Ecology* 61, 3: 431–442.
- Crow T. R. 1988. Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of Northern Red oak (*Quercus rubra*) – a review. *Forest Science* 34, 1: 19–40.
- Danielewicz W. 1993. Występowanie drzew i krzewów obcego pochodzenia jako problem ochrony przyrody w rezerwach i parkach narodowych. *Przegląd Przyrodniczy* 4, 3: 25–32.
- Danielewicz W., Maliński T. 1997. Drzewa i krzewy obcego pochodzenia w lasach Wielkopolskiego Parku Narodowego. *Rocznik Dendrologiczny* 45: 65–81.
- Danusevičius J., Gabrilavičius R., Danusevičius D. 2002. Quality of red oak (*Quercus rubra* L.) stands on abandoned land. *Baltic Forestry* 8: 51–56.
- Dobryłowska D. 2001. Litter decomposition of red oak, larch and lime tree and its effect on selected soil characteristics. *Journal of Forest Science* 47: 477–485.
- Domański S., Kowalski S., Kowalski T. 1977. Grzyby występujące w drzewostanach objętych szkodliwym oddziaływaniem emisji przemysłowych w Górnośląskim i Krakowskim Okręgu Przemysłowym. V. Grzyby zasiedlające nadziemne części drzew w przebudowanych drzewostanach w latach 1971–1975. *Acta Mycologica* 13, 2: 229–243.
- Dressel R., Jäger E. J. 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N. F.* 35: 37–64.
- Dz.Urz. Woj. Wielkopolskiego 2008 nr 40, poz. 81. Rozporządzenie Nr 12/08 Wojewody Wielkopolskiego z dnia 18 lutego 2008 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Stara Buczyna w Rakowie”.
- Fowells H. A. 1965. *Silvics of forest trees of the United States*. Agriculture Handbook 271. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC.

- Gazda A., Szlaga A. 2008. Obce gatunki drzewiaste w północnym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. *Sylwan* 4: 58–67.
- Hibbs D. E. 1983. Forty years of forests succession in central New England. *Ecology* 64, 6: 1394–1401.
- Jakubowska-Gabara J., Woziwoda B. 2009. Decrease of vascular flora diversity in forest communities connected with invasive *Quercus rubra* [W:] S. Coles, P. Dimopoulos (red.). *Vegetation Processes and Human Impact in a Changing World. 52nd Symposium of IAVS. Chania, Crete (Greece) May 30th–4th June 2009. Abstracts.* Wiley-Blackwell: 179.
- Król S. 1988. Synantropizacja fitocenozy leśnych przez introdukcję obcych gatunków drzew. *Wiadomości Botaniczne* 32, 2: 115–124.
- Kruger E. L., Reich P. B. 1989. Comparative growth and physiology of stem-pruned and unpruned northern red oak. [W:] G. Rink, C. A. Budelsky (red.). *Proceedings, 7th Central Hardwood Conference, 1989 March 5–8, Carbondale. IL. General Technical Report NC-132.* St. Paul, MN. USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station: 302.
- Kubiak D. 2006. Lichens of red oak *Quercus rubra* in the forest environment in the Olsztyn Lake District (NE Poland). *Acta Mycologica* 41, 2: 319–328.
- Kuc M., Piszczek M., Janusz A. 2012. Importance of northern red oak *Quercus rubra* L. in forest ecosystems and economic calculus in Regional Directorate of State Forests in Katowice. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 152–159.
- Kwiecień E. 2012. Podglądając naturę. *Głos Lasu* 6: 20–21.
- Magni-Diaz C. R. 2004. Reconstitution de l'introduction de *Quercus rubra* L. en Europe et conséquences génétiques dans les populations allochtones. ENGREF, Paris.
- Marozas V., Straigytė L., Šepetienis J. 2009. Comparative analysis of alien oak (*Quercus rubra* L.) and native common oak (*Quercus robur* L.) vegetation in Lithuania. *Acta Biologica Universitatis Daugavpilis* 9, 1: 19–24.
- Mitchell C. E., Blumenthal D., Jarošík V., Puckett E. E., Pyšek P. 2010. Controls on pathogen species richness in plants introduced and native ranges: roles of residence time, range size and host traits. *Ecology Letters* 13: 1525–1535.
- Murat E. 2002. *Szczegółowa hodowla lasu.* Oficyna Edytorska „Wydawnictwo Świat”, Warszawa.
- Otręba A., Ferchmin M. 2007. Alien tree species as indicators of environmental transformation in Kampinoski National Park. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 16, 2/3: 234–244.
- Rédei K., Csiha I., Keserű Z., Rásó J., Györi J. 2010. Management of red oak (*Quercus rubra* L.) stands in the Nyírség forest region (Eastern Hungary). *Hungarian Agricultural Research* 3: 13–17.

- Referowska-Chodak E. 2012. Problematyka gatunków obcych w systemach certyfikacji FSC i PEFC. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 15–25.
- Reinhardt F., Herle M., Bastiansen F., Streit B. 2003. Economic Impact of the Spread of Alien Species in Germany. R+D Project 201 86 211 (UFOPLAN).
- Riepišas E., Straigytė L. 2008. Invasiveness and ecological effects of red oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian forests. *Baltic Forestry* 14, 2: 122–130.
- Sander I. 1990. *Quercus rubra* L. Northern red oak. [W:] R. M. Burns, B. H. Honkala (red. tech.). *Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agricultural Handbook* 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC: 727–733.
- Stange E. E., Shea K. I. 1998. Effects of deer browsing, fabric mats, and tree shelters on *Quercus rubra* seedlings. *Restoration Ecology* 6, 1: 29–34.
- Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”. Ochrona rodzimej flory przed gatunkami roślin obcego pochodzenia na obszarach Natura 2000 „Ostoja Wigierska”, „Sandr Brdy”, „Roztocze Środkowe”. <http://www.czlowiekiprzyroda.eu/obce/proj.htm>, dostęp on-line: 01.10.2014.
- Szwagrzyk J. 2000. Potencjalne korzyści i zagrożenia związane z wprowadzaniem do lasów obcych gatunków drzew. *Sylwan* 144, 2: 99–106.
- USDA. 2002. United States Department of Agriculture. NRCS. National Plant Data Team. Plants Database. <http://plants.usda.gov>, dostęp on-line: 16.10.2013.
- Woziwoda B. 2008. Antropogenicznie wspomagana ekspansja dębu czerwonego *Quercus rubra* L. [W:] S. Mazur, H. Tracz (red.). VIII Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych. Zagrożenia ekosystemów leśnych przez człowieka, rozpoznanie – monitoring – przeciwdziałanie. Wydawnictwo SGGW: 259–263.
- Woziwoda B. 2012. Inwazje drzew introdukowanych w celach komercyjnych jako problem globalny. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 113–120.
- Woziwoda B., Kopeć D., Witkowski J. 2014a. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 83, 1: 39–49.
- Woziwoda B., Potocki M., Sagan J., Zasada M., Tomusiak R., Wilczyński S. 2014b. Commercial forestry as a vector of alien tree species – the case of *Quercus rubra* L. introduction in Poland. *Baltic Forestry* 20, 1: 131–141.
- Woziwoda B., Kałucka I., Ruszkiewicz-Michalska M., Sławaska M., Sławski M., Tolożko W., Hachułka M., Kopeć D., Rosadziński S., Witkowski J. 2012. Interdyscyplinarne badania ekologicznych skutków introdukcji dębu czerwonego *Quercus rubra* L. w lasach Polski środkowej – założenia i cele projektu. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 181–192.

Klon jesionolistny *Acer negundo* L.

Piotr Mędrzycki

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Klon jesionolistny *Acer negundo* (ryc. 30) we wtórnym zasięgu występuje najczęściej na siedliskach ruderalnych, np. w sąsiedztwie nasadzeń parkowych, ogrodowych, przydrożnych, a także na odłogach, brzegach lasów – zwłaszcza drzewostanów sosnowych na żyznych siedliskach (Mędrzycki 2011). W największym stopniu zasiedla łągi wierzbowo-topolowe *Salici-Populetum* nad mniejszymi i większymi rzekami (Lohmeyer i Sukopp 1992, Kołaczkowska i Obidziński 2009, Säumel i Kowarik 2010).

Za najbardziej zagrożone ekosystemy uznaje się łągi nadrzeczne (Lohmeyer i Sukopp 1992, Künstler 1999), gdzie klon jesionolistny

zmienia strukturę przestrzenną fitocenozy, modyfikuje parametry przepływu wód, a także zacienia runo (ryc. 31).



Ryc. 30. Liście i młode owoce klonu jesionolistnego (fot. A. Otręba 2007)

Metody mechaniczne

Najczęściej stosowaną metodą mechanicznego usuwania klonu jest ścinanie pni drzew u nasady szyi korzeniowej. Metoda ta jest skuteczniejsza w warunkach ograniczających wzrost wegetatywny, np. w lasach pod okapem drzewostanu. Stąd jest to podstawowa metoda usuwania inwazyjnych gatunków drzewiastych w ramach regularnej gospodarki leśnej (Prądczyński 2012). W ten

sposób udało się wyeliminować klon jesionolistny z powierzchni ok. 10 ha w lasach miejskich Warszawy. Jednakże problemem mogą być bardzo silne odrośla z pni, które ten gatunek wytwarza, zwłaszcza gdy rośnie na siedliskach wilgotnych (ryc. 32, Prądyński 2012).

Niektórzy autorzy zalecają cięcie pni na wysokości 50 cm. Ułatwia to w kolejnym sezonie lokalizację i usuwanie powstających odrostów (Nagy 2015). Jednak większą skuteczność zapewnia wyrywanie z korzeniami. Niewątpliwą zaletą tej metody jest brak odrostów, ma ona jednak zastosowanie ograniczone do terenów niezagrożonych erozją oraz zapewniających dogodny dostęp – warto zatem stosować ją do eliminacji drzew rosnących pojedynczo lub na skrajach lasów (Bartosz 2013, Nagy 2015). Wyrywanie było stosowane z powodzeniem w Wielkopolskim Parku Narodowym. Duże drzewa były wyrywane mechanicznie z użyciem ciężkiego sprzętu, natomiast mniejsze, o średnicy nie przekraczającej u nasady 7 cm, mogły być wyrywane ręcznie (Bartosz 2013).



Ryc. 31. Klon jesionolistny intensywnie rozprzestrzenia się wzdłuż cieków
(fot. E. Kołaczowska 2009)

W miejscach, gdzie wrywanie jest niemożliwe lub przyrodniczo niekorzystne, na uniknięcie odrostów z dużym prawdopodobieństwem może również pozwolić ścięcie, a następnie możliwie głębokie mechaniczne frezowanie pozostałych pni za pomocą frezarki na wysięgniku (Bartosz 2013). Metoda ta została zaplanowana dla zabiegów usuwania klonu jesionolistnego w trakcie restytucji roślinności murawowej w Wielkopolskim PN.

Wobec osobników o średnicy pnia poniżej 4 cm, zwłaszcza na większych obszarach, zaleca się koszenie mechaniczne podwieszaną kosiarką rotacyjną.

Obrączkowanie osobników żeńskich jest najszybszym sposobem ograniczania owocowania. Stosowane tej metody bez łączenia z innymi wymaga jednak powtarzania przez wiele lat (Credit... 2011).

Metody chemiczne

Przy stosowaniu herbicydów istnieje zawsze ryzyko negatywnego wpływu na inne składniki ekosystemu (Chmura 2009). Do ewentual-



Ryc. 32. Klon jesionolistny po wycinaniu pni wytwarza obficie odrośla pędowe (fot. E. Kołaczowska 2004)

nego nakładania na liście (w przypadku dużych powierzchni zajmowanych przez osobniki juwenilne) można użyć selektywnych herbicydów przeciw roślinom dwuliściennym, jak triklopyr, kwas 2,4-dichlorofenoksyoctowy (2,4-D) z dodatkiem środków powierzchniowo czynnych (Kroehn Buenzow 2013) lub preparaty zawierające glifosat (Nagy 2015). Do smarowania pni zaleca się stosować 20–25% roztwór wodny glifosatu lub 12,5% zmieszany z olejem napędowym (Credit... 2011).

Metody biologiczne

Biorąc pod uwagę stwierdzone coraz częściej na klonie jesionolistnym grzyby *Fusarium* (Intini 2002, Demirci i Maden 2006) i mykoplazmy (Kamińska i Śliwa 2006), można przewidywać, że w najbliższych dziesięcioleciach niebezpieczeństwo rozprzestrzeniania się klonu jesionolistnego będzie stopniowo maleć w wyniku spontanicznego oddziaływania patogenów na ten gatunek.

Metody kombinowane i inne

W przypadku osobników klonu jesionolistnego rosnących w miejscach umożliwiających dobrą dyspersję nasion wskazane jest łączenie ścinania z innymi metodami, np. z obsadzaniem gatunkami cienioznośnymi, jak grab zwyczajny *Carpinus betulus* i lipa drobnolistna *Tilia cordata* na siedlisku świeżym oraz olsza czarna *Alnus glutinosa* na siedlisku wilgotnym. Zacienianie przez zwartą warstwę koron drzew powinno skutkować ograniczeniem wzrostu, produkcji nasion i stopniową eliminacją gatunku z drzewostanu.

Łączne stosowanie cięcia i oprysków skutecznie eliminuje odtwarzanie części nadziemnej drzew po ścięciu pnia (Prączyński 2012, Nagy 2015). Aplikacja środków chemicznych na uszkodzone pnie zwiększa efektywność wchłaniania i działania herbicydów (Kroehn Buenzow 2013). Osobniki o pędach cieńszych niż 15 cm mogą być malowane lub opryskiwane bezpośrednio na dolną część pnia na wysokości 30–40 cm. Osobniki grubsze powinny być opryskane po uszkodzeniu lub zdarciu kory z nasady pnia w celu ekspozycji kambium

i tkanek przewodzących. Oprysk może być wykonany w dowolnym momencie roku. Przy dużych drzewach należy aplikować herbicydy na powierzchnię pnia po ścięciu. Zaleca się również niszczenie biomasy pozostałej po ścięciu, zwłaszcza jeżeli były to osobniki żeńskie z nasionami (Kroehn Buenzow 2013).

Kontrolowane wypalanie może być skuteczne przeciwko osobnikom juwenilnym (do 2,5 cm średnicy) wszędzie tam, gdzie rodzima roślinność toleruje pożary (Kroehn Buenzow 2013). Możliwe jest również rozpalanie ognisk nad każdym ściętym pniem (Bartosz 2013).

Zgryzanie może stanowić sposób ograniczania rozwoju nalotów w miejscach, gdzie usunięto starsze osobniki. Wprawdzie klon jesionolistny, nawet w rodzimym zasięgu jest gatunkiem drugiego wyboru dla dzikiej zwierzyny. Stosunkowo najchętniej zgryzany jest przez jeleniowate, np. mulaka czarnoogonowego *Odocoileus hemionus* i losie *Alces alces* (Rosario 1988 za Dittberner i Olson 1983). Przy dużej intensywności zgryzania przez jelenie wirginijskie (mulak białoogonowy *O. virginianus*, 67 szt./km²) osiągnano całkowitą eliminację młodych osobników klonu jesionolistnego (Rossell i in. 2005). Przy umiarkowanej intensywności wypasu jeleni (20 szt./km²), okazy klonu dorastały do wysokości 4 m w ciągu kilku lat (Kilpatrick i in. 2001). Lasy łąkowe Big Sioux River w Południowej Dakocie, w których wypasano bydło, cechowały się dwukrotnie mniejszą względną liczebnością klonu jesionolistnego niż lasy pozbawione wypasu (Dieter i McCabe 1998).

Niechętne zjedanie klonu jesionolistnego przez bydło może mieć związek z zawartością hypoglicyny – toksycznego związku z grupy cyklopropyloaminokwasów, stwierdzonego przynajmniej w owocach, a powodującego sezonową miopatię pastwiskową u koni (seasonal pasture myopathy – SPM, Valberg i in. 2013).

Ocena skuteczności metod zwalczania

Podstawowym warunkiem skuteczności zwalczania klonu jesionolistnego jest ograniczenie dopływu nasion przez usunięcie osobników owocujących (Mędrzycki 2011).

Szczególnie pracochłonne i kosztowne jest skuteczne usuwanie klonu jesionolistnego z terenów nadrzecznych. Dla przykładu, akcja usuwania tego gatunku z lasów łęgowych nad Wisłą w Warszawie poprzez ścinanie pni, przeprowadzona w latach 2009–2011, objęła ponad 1300 osobników (Wisła Warszawa 2013). Jednak przyznaje się, że „(...) klon jako gatunek światłożądny i żywotny odnawia się w miejscach przeprowadzonych wycinek. W związku z powyższym niezbędne jest sukcesywne usuwanie podrostu klonu do czasu, aż równolegle pojawiające się odnowienia topól, wierzb, jesionów i wiązów będą zdolne do konkurencji z gatunkiem obcym”. W praktyce oznacza to konieczność ponawiania pracochłonnych zabiegów z nieokreślonym terminem osiągnięcia nowej trwałej równowagi. Dodatkowo skądinąd wiadomo, że dolina Wisły jest silnie skolonizowana przez klon jesionolistny w górę biegu rzeki od Warszawy. Zatem tereny nadrzeczne, w tym łachy i rezerwat Ruska Kępa oraz Ławice Kiełpińskie będą wciąż eksponowane na dopływ nasion z nurtem rzeki, a zaburzenia oraz nieustanna depozycja osadów będą tworzyły wciąż nowe możliwości osiedlenia się kolejnych osobników klonu.

Na Węgrzech z szeregu stosowanych metod zwalczania klonu jesionolistnego jako efektywne okazały się opryski preparatami zawierającymi glifosat podawane na siewki, liście odrostów, nasady pni małych drzewek, świeżo ścięte pniaki i na okorowane fragmenty pni oraz iniekcje do pni. Z metod mechanicznych skuteczne okazało się tylko ręczne wrywanie siewek (Nagy 2015).

Bibliografia

- Bartosz R. 2013. Wyciąg z dokumentacji ekotechnicznej do odtworzenia siedliska muraw napiaskowych na terenie Ozu Budzyńskiego. Załącznik nr 1b do dokumentacji projektu pn.: „Ochrona *in situ* siedlisk i zagrożonych gatunków flory naczyniowej Ostoi Wielkopolskiej i Wielkopolskiego Parku Narodowego”. EKO EKSPLORER na zlecenie Wielkopolskiego PN. <http://www.wielkopolskipn.pl>, dostęp on-line: 17.01.2014.
- Chmura D. 2009. Inwazyjne gatunki drzew mokradel Polski: klon jesionolistny *Acer negundo* i jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica* Z. Dajdok, P. Pawlaczek (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski.

- Credit Valley Conservation. 2011. Methods to Control Invasive Species. Mississauga, Ontario, Canada. <http://www.creditvalleyca.ca/wp-content/uploads/2011/02/MethodstoControlInvasives.pdf>, dostęp on-line: 17.01.2014.
- Demirci F., Maden S. 2006. A severe dieback of box elder (*Acer negundo*) caused by *Fusarium solani* (Mart.) Sacc. in Turkey. Australasian Plant Disease Notes 1: 13–15.
- Dieter C. D., McCabe T. R. 1989. Habitat Use by Beaver Along the Big Sioux River in Eastern South Dakota. [W:] R. E. Gresswell, B. A. Barton, J. L. Kershner (red.). Practical Approaches To Riparian Resource Management. An Educational Workshop. U. S. Bureau of Land Management, May 8–11, Billings, Montana: 135–140.
- Dittberner P. L., Olson M. R. 1983. The plant information network (PIN) data base: Colorado, Montana, North Dakota, Utah, and Wyoming. FWS/OBS-83/86. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Department of Environment and Primary Industries. 2008. Victorian Resources Online. Impact Assessment – Box elder (*Acer negundo*) in Victoria. http://vro.depi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/pages/impact_box_elder, dostęp on-line: 17.01.2014.
- Intini M. 2002. First report of *Inonotus rickii* causing canker rot on box elder in Europe. Plant Disease 86, 8: 922.
- Kamińska M., Śliwa H. 2006. First report of a decline of ashleaf maple (*Acer negundo*) in Poland, associated with 'Candidatus Phytoplasma asteris'. Plant Pathology 55: 293.
- Kołaczkowska E., Obidziński A. 2009. Population structure of invasive boxelder (*Acer negundo* L.) in a small river valley. [W:] J. Holeksa, B. Babczyńska-Sendek, S. Wika (red.). The Role of Geobotany in Biodiversity Conservation. University of Silesia, Katowice: 303–308.
- Kilpatrick H. J., Spohr S. M., Lima K. K. 2001. Effects of population reduction on home ranges of female white-tailed deer at high densities. Canadian Journal of Zoology 79, 6: 949–954.
- Kroehn Buenzow M. A. 2013. Control of Invasive Plants. State of Wisconsin Department of Natural Resources, Wisconsin. <http://dnr.wi.gov/topic/ForestHealth/documents/ControlofInvasivePlants.pdf>, dostęp on-line: 17.01.2014.
- Künstler P. 1999. The role of *Acer negundo* L. in the structure of floodplain forests in the middle course of the Vistula river. [W:] 5th International Conference on the Ecology of Invasive Alien Plants 13–16.10.1999. La Maddalena, Sardinia, Italy: 76.
- Lohmeyer W., Sukopp H. 1992. Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schriftenreihe für Vegetationskunde 25: 1–185.
- Mędrzycki P. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. Online Database of The North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org>, dostęp on-line: 06.10.2014.

- Nagy I. 2015. Box elder control using chemical and mechanical methods in old hardwood gallery woodlands of the Ócsa Protected Landscape Area. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest: 105–108.
- Prądzynski P. 2012. Rola zarządców nieruchomości w zakresie kontrolowania rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych. <http://bip.gdos.gov.pl/doc/ftp/2012/2a.pdf>, dostęp on-line: 17.01.2014.
- Rosario L. C. 1988. *Acer negundo*. [W:] Fire Sciences Laboratory (red.). Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/ace-neg/all.html>, dostęp on-line: 27.11.2015.
- Rossell C. R., Gorsira B., Patch S. 2005. Effects of white-tailed deer on vegetation structure and woody seedling composition in three forest types on the Piedmont Plateau. *Forest Ecology and Management* 210, 1: 415–424.
- Säumel I., Kowarik I. 2010. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning* 94: 244–249.
- Valberg S. J., Sponseller B. T., Hegeman A. D., Earing J., Bender J. B., Martinson K. L., Patterson S. E., Sweetman L. 2013. Seasonal pasture myopathy/atypical myopathy in North America associated with ingestion of hypoglycin A within seeds of the box elder tree. *Equine Veterinary Journal* 45, 4: 419–426.
- Wisła Warszawa. 2013. Wycinkii wandalizm na praskich łęgach. <http://wislawarszawa.pl/pl/aktualnosci/wycinki-i-wandalizm-na-praskich-%C5%82%C4%99gach>, dostęp on-line: 25.06.2015.

Robinia akacyjowa *Robinia pseudoacacia* L.

Artur Obidziński, Beata Woziwoda

Zasiedlane ekosystemy i oddziaływanie na środowisko

Robinia akacyjowa *Robinia pseudoacacia* (ryc. 33) w warunkach europejskich, podobnie jak w ojczyźnie, preferuje duże nasłonecznienie, umiarkowane ciepło, klimat suboceaniczny i świeże uwilgotnienie siedlisk. Nie ma natomiast szczególnych wymagań dotyczących odczynu i żyzności gleby (Ellenberg i Leuschner 2010). Z upraw i zadrzewień wkracza spontanicznie na odłogi i nieużytki (Başnou 2006, Kowarik 2010), na murawy psammofilne i kserotermiczne (Seitz i Nehring 2013) oraz do wczesnych faz sukcesji lasu, jeśli występują tam dobre warunki świetlne (ryc. 34, Boring i Swank 1984b, Call i Nilsen 2003, Kowarik 2010). Potrafi adaptować się do suszy (Kohler 1963), zanieczyszczeń powietrza (Hanover 1990) i silnie kwaśnych gleb (Huntley 1990). W Polsce jest gatunkiem zaliczonym do IV – najwyższej kategorii inwazyjności (Tokarska-Guzik i in. 2012).



Ryc. 33. Kwiatostany i liście robinii akacyjowej (fot. J. Adamczyk 2004)

Większość zbiorowisk z robinią w Polsce występuje na siedliskach lasu mieszanego świeżego (43%) lub boru mieszanego świeżego (32%; Klisz i Wojda 2013). Drzewostany z udziałem robinii z reguły są mieszane – najczęściej z sosną zwyczajną *Pinus sylvestris*, brzozą brodawkowatą *Betula pendula* lub dębem szypułkowym *Quercus robur* w górnej warstwie oraz z klonami: pospolitym *Acer platanoides*, jaworem *A. pseudoplatanus* i polnym *A. campestre*, lipą drobno-

listną *Tilia cordata*, grabem zwyczajnym *Carpinus betulus* i czeremchą amerykańską *Padus serotina* w warstwie dolnej (Pacyniak 1981).

Przez obfity opad zasobnych w azot liści robinia akacjowa przyspiesza tworzenie poziomu próchnicznego oraz podnosi zawartość azotu w glebie do 75 kg/ha/rok (Boring i Swank 1984a, Rice i in. 2004). W lasach, gdzie naturalny drzewostan zastąpiono robinią, spada bogactwo gatunkowe runa oraz następuje jego homogenizacja. Ubywa rodzimych gatunków leśnych, zwłaszcza oligotroficznych i acydofilnych, oraz wzrasta liczba nitrofilnych gatunków ruderalnych (Hruska 1991, Dzwonko i Loster 1997, Rice i in. 2004, Başnou 2006, Benesperi i in. 2012), a na siedliskach uboższych – traw (Koehler i Sukopp 1964, Pacyniak 1981, Chojnacki 1991, Vitkova i Kolbek 2010). Warunki tworzone przez robinie sprzyjają też osiedlaniu się innych obcych gatunków roślin (Von Holle i in. 2006). Redukcji gatunków typowo leśnych pod okapem robinii sprzyja uwalnianie do gleby substancji allelopacyjnych podczas rozkładu jej liści (Nasiri i in. 2005).



Ryc. 34. Lasek robiniowy przy forcie Bór Kazuński w Kampinoskim PN
(fot. A. Otręba 2008)

Metody mechaniczne

Do mechanicznych metod zwalczania robinii zalicza się wycinanie, wykaszanie, obrączkowanie i wypalanie. Wycinanie z reguły jest mało skuteczne, gdyż pojawiają się po nim liczne odrośla korzeniowe. W przypadku pojedynczych drzew pozytywny efekt daje systematyczne usuwanie odrośli. W przypadku większych powierzchni koszt takich zabiegów jest wysoki, bez gwarancji skuteczności (Missouri... 2013). Wycinanie drzew robinii może być skuteczniejsze, jeśli jest prowadzone w drzewostanach kilkudziesięcioletnich z dobrze rozwiniętym drugim piętrem drzew lub warstwą podszytu tworzoną przez cieniste gatunki drzew i krzewów. Pod gęstym okapem nasiona robinii nie kiełkują, a systemy korzeniowe prawie nie wydają odrośli, co wynika z dużej światłochłonności robinii (Boring i Swank 1984). Mechanizm



Ryc. 35. Po jednorazowym wyrwaniu podrostu robinii akacjowej pojawiły się odrośla korzeniowe. Stan po dwóch latach od wykonania zabiegu, obwód ochronny Polesie w Kampinoskim PN (fot. A. Otręba 2015)

ten po kilku dekadach powoduje samoistne zmniejszanie jej udziału w drzewostanie (Motta i in. 2009). Z tego samego powodu w lukach drzewostanowych lub w miejscach wycinki drzew robinia odnawia się lepiej niż w miejscach niezaburzanych (Lee i in. 2004). Dlatego też dobrą strategią ograniczania obecności robinii w lasach jest unikanie otwierania drzewostanów i wyczekiwanie na naturalną jej supresję przez inne gatunki drzew (Lee i in. 2004, Motta i in. 2009). Przykładem praktycznego zastosowania tych przesłanek jest skuteczna przebudowa drzewostanu robiniowego z obfitym podrostem klonowym na siedlisku grądu w Lesie Bielańskim w Warszawie. Autorzy tego zabiegu zalecają intensywność usuwania robinii na poziomie 25% zasobności co 10 lat (Gazda i Miścicki 2012). Młode osobniki mogą być wyrwane, ale zabieg ten wymaga powtarzania (ryc. 35).

Skutecznym sposobem usuwania robinii może być obrączkowanie pnia, o ile: 1) zabieg przeprowadzany jest w środku zimy, 2) obrączkowane są wszystkie drzewa danej biogrupy, 3) obrączki są zakładane na wysokości około 1 m nad poziomem ziemi, 4) szerokość obrączki jest nie mniejsza niż 10 cm, a głębokość sięga twardzieli, 5) po dwóch przeciwnych stronach pnia zostawiane są mostki kambium, łyka i kory o szerokości około 10% obwodu pnia, 6) w kolejnym sezonie wegetacyjnym, po przekwitnięciu kwiatów, usuwane są mostki kambialno-łykowe, 7) po miesiącu od usunięcia mostków na wszystkich drzewach usuwane są odrośla wyrastające z pnia poniżej obrączki, a na drzewach o żywych koronach usuwana jest tkanka kallusowa w obrączce, co jest ponawiane aż do zamarcia wszystkich koron i zaprzestania wyrastania odrostów z pnia, 8) cięcie usuwające pnie wykonywane jest na wysokości obrączki. W przeprowadzonym w powyższy sposób eksperymencie po trzech latach od wykonania zabiegu nie zaobserwowano regeneracji robinii (Böcker i Dirk 2007, Dirk 2012).

Metody chemiczne

Dużą skuteczność przy względnie niskich kosztach mają chemiczne metody zwalczania. Preparaty podaje się w postaci oprysku na liście

lub na nasadę pni, ścięte pniaki, okorowane fragmenty pni albo w formie iniekcji pod korę. Po wykonaniu zabiegu należy usuwać odrosty aż przestaną się pokazywać (Sabo 2000, Illinois... 2007, Michigan... 2012, Takács i in. 2015).

Oprysk na liście najlepiej stosować na zwarte zarośla do 2 m wysokości lub małe pojedyncze drzewka (Sabo 2000). Oprysk powinien być kierowany na liście w pełni rozwinięte i obejmować wszystkie gałęzie.

Opryski na nasadę pni stosuje się na drzewka, które mają stosunkowo cienką korę. Preparat nakłada się dookoła pnia do wysokości ok. 50 cm nad poziomem gruntu. Zaleca się stosowanie preparatów z rozpuszczalnikiem olejowym lub ropopochodnym gdyż te dłużej zalegają na pniu i wolniej ulegają wchłanianiu (Michigan... 2012). W przypadku zarośli preparat należy nakładać osobno na każdy pęd powyżej 2 cm średnicy (Illinois... 2007).

Oprysk na okorowane fragmenty pni stosuje się względem małych drzewek. Spąły powinny mieć długość 40–50 cm i obejmować ok. 1/3 obwodu pędu. W razie potrzeby zabieg należy powtórzyć w następnym roku i skontrolować w kolejnym (Takács i in. 2015).

Na ścięte pniaki preparat nakłada się tylko w strefie kambialnej na obwodzie pnia niezwłocznie po ścięciu drzewa. Preparaty barwione pozwalają na lepszą kontrolę nakładania (Michigan... 2012).

Wstrzykiwanie herbicydów do pnia stosuje się względem dużych drzew. Nawiercane w pniu pod kątem ostrym otwory wypełnia się preparatem za pomocą strzykawki, a następnie zakleja plasteliną, silikonem lub dowolną inną nieprzepuszczalną substancją. Można też wprowadzać preparat w nacięcia wykonane siekierą. Są też specjalne dozowniki pozwalające wstrzykiwać pod korę kapsułki preparatu (Michigan... 2012). Na Węgrzech iniekcje preparatu zawierającego glifosat wykonane w dwóch kolejnych sezonach dały skuteczność 95%. Oprysk pojawiających się odrostów w kolejnym sezonie wyeliminował całkowicie trzy populacje robinii zajmujące łącznie powierzchnię ok. 8 ha (Magos 2015).

Wstrzykiwanie preparatów do pni pozwala na mniejsze zużycie preparatu niż w przypadku oprysku ściętych pniaków. Z reguły wymaga

jednak powrotu w kolejnym roku w celu usunięcia zamaryłych drzew. Iniekcje są też skuteczniejsze niż oprysk na okorowane pnie. Najlepszym czasem stosowania iniekcji jest przełom sierpnia i września, kiedy drzewa wycofują biogeny z korony do korzeni (Takács i in. 2015).

Najczęściej stosowanymi związkami chemicznymi są: glifosat, trikloropir, fosfataza amonu, chlopyralid, imazapyr i pikloram, które występują pod różnymi nazwami handlowymi. Wszystkie wykazują dużą skuteczność, ale wyniki ich stosowania zależą od sposobu użycia. Ich działanie jest słabsze wiosną, w trakcie transportu soków z korzeni do pnia.

Przy stosowaniu preparatów chemicznych należy przestrzegać zaleceń dotyczących dawek i stężeń oraz sposobu nakładania, a także zasad BHP (Converse 1984, Jackson i Finley 2005, Illinois... 2007, Michigan... 2012, Missouri... 2013). Podczas oprysków należy też wybrać pogodę o odpowiedniej temperaturze, wilgotności powietrza, sile wiatru i nasłonecznieniu, które zapewniają najlepszą skuteczność zabiegu (Michigan... 2012). Ponadto opryski powinny być wykonywane co najmniej trzy dni przed deszczem, aby uniknąć splukiwania preparatu do gleby i wód (Sabo 2000).

Zalecane jest używanie ich poza sezonem wegetacyjnym, aby mimowolnie nie niszczyć roślin zielnych. Teren oczyszczony chemicznie z robinii wymaga wprowadzenia odpowiedniej roślinności lub innego zagospodarowania uniemożliwiającego kiełkowanie nasion (Magos 2015).

Metody biologiczne

Metody biologiczne nie są stosowane w praktyce ze względu na ryzyko niekontrolowanego rozprzestrzenienia patogenów. Sygnalizowana jest jednak możliwość ich wykorzystania oraz potrzeba prowadzenia badań w tym kierunku (Lee i in. 2004, Shepard i in. 2006).

W rodzimym zasięgu robinia, ze względu na uszkodzenia koron powodowane przez owady, dominuje w lasach krótko. Dzięki temu pod luźniejszym okapem rozwijają się cienioznośne gatunki drzew, przez co w starszych drzewostanach udział robinii znacząco maleje (Boring i Swank 1984b). Poza ojczyzną lasy robiniove są bardziej długowiecz-

ne i wolniej zasiedlane przez postpionierskie gatunki drzew (Dzwonko i Loster 1997), m.in. ze względu na brak owadzych szkodników. Z wielu gatunków owadów atakujących robinie największe uszkodzenia wywołuje *Megacyllene robiniae* (locust stem borer) z rodziny kózkowatych. Jego larwy drążą korytarze w drewnie osłabiając pnie i gałęzie, co skutkuje ich łamaniem przez wiatr. Atakom ulegają najczęściej młode, słabo rosnące drzewa (Converse 1984, Illinois... 2007). Równie ważny jest motyl *Ecdyolopha insticiana* (locust twig borer) z rodziny zwójkowatych. Jego larwy, bytujące w młodych pędach, powodują wytwarzanie galasów 3–9 cm długości, co hamuje wzrost i powoduje deformację gałązek (Converse 1984). Chrząszcz *Chalepus dorsalis* (syn. *Odontota dorsalis*, locust leaf miner) z rodziny stonkowatych atakuje liście robinii wczesną wiosną. Jego larwy zjadają miękisz liściowy. Późnym latem i jesienią silnie zaatakowane drzewa wyglądają jak po spaleniu i charakteryzują się zmniejszonymi przyrostami (Converse 1984). Szrotówek robiniaczek *Phyllonorycter robiniella*, motyl z rodziny kubitnikowatych, wywołuje przedwczesny opad liści powodujący brzydki wygląd drzew i przy masowym pojawie może być szkodliwy (Kosibowicz 2011). Pryszczarek robinioowy *Obolodiplosis robiniae* z rodziny pryszczarkowatych, aktualnie obecny w prawie całej Europie, powoduje na brzegach liści tubkowato-rurkowate galasy. Przy dużym nasileniu jego występowania mogą powstawać rozległe deformacje liści i defoliacje. W Chinach na zdeformowanych liściach rozwijają się patogeniczne grzyby *Coniothyrium insitivum* i *Alternaria circianons*, które powodują czernienie i przedwczesne opadanie liści (Duso i in. 2005, Kosibowicz i Pawłowski 2011).

Ponadto robinia jest podatna na zgniliznę rdzeniową pnia wywołwaną przez grzyb *Phellinus rimosus* (syn. *Fomes rimosus*), który powoduje rozległy rozkład drewna i korzeni. Jako punkty wnikania grzyba służą często korytarze *Megacyllene robiniae* (Sheppard i in. 2006 za Hoffard 1992). Robinia bywa też atakowana przez wirusa *Chlorogenus robiniae* wywołującego czarcie miotły (Stone 2009). W szkółkach siewki robinii cierpią na chlorozy i źle znoszą przewilgocenie gleby (Converse 1984).

Kiełkowanie nasion robinii mogą hamować trawy, chociaż nie mają wpływu na powstawanie odrośli (Bossard i in. red. 2000). Na hałdach kopalnianych, które były obsiane mieszkanką: kostrzewa trzcinowa *Festuca arundinacea*, życica wielokwiatowa *Lolium multiflorum*, *Eragrostis curvula* (trawa z rodzaju miłka) i *Lespedeza cuneata* (roślina z rodziny bobowatych) biomasa siewek robinii była istotnie niższa niż w miejscach nieobsianych (Wade 1989). Gdzie indziej rośliną, która najbardziej hamowała wzrost robinii była jeżyna *Rubus* sp. (Wilson i Shure 1993).

Allelopatyczny wpływ na rozwój robinii ma juglon (5-hydrokso-1,4-naftochinon), wytwarzany przez drzewa z rodzaju orzech *Juglans*. Uzyskany z rosnącego w Azji wschodniej orzecha ajlantolistnego *Juglans ailanthifolia* jest dotychczas najsilniejszym znanym związkiem hamującym wzrost robinii (Jung i in. 2010). Badania laboratoryjne wykazały też allelopatyczny wpływ na wzrost robinii takich roślin, jak: palczatka *Andropogon virginicus*, cieciora pstra *Coronilla varia*, marchew zwyczajna *Daucus carota*, kostrzewa trzcinowata *Festuca arundinacea*, tymotka łąkowa *Phleum pratense*, nawłóć najwyższa *Solidago altissima* (Larson i Schwarz 1980).

Metody kombinowane i inne

Po wycięciu drzew niekiedy stosuje się karczowanie pozostałych karp (Sabo 2000, Illinois... 2007, Missouri... 2013, Csór 2015), a w szczególnych przypadkach, np. przy odtwarzaniu muraw, nawet usuwanie wierzchniej warstwy gleby z całą masą korzeniową i bankiem nasion (Klub Przyrodników). To ostatnie wiąże się jednak z wysokimi kosztami pracy ciężkiego sprzętu i transportu ziemi, a ponadto może skutkować erozją gleby (DeLoach 1997).

Zalecane jest także sadzenie gatunków cieniodajnych (grab, lipa, dąb, jawor) po usunięciu robinii. Właściwsze wydaje się jednak stosowanie odwrotnej kolejności zabiegów – najpierw podsadzenie i uzyskanie zacieniającego podszytu, a następnie usuwanie robinii (Plan zadań..., Illinois... 2007, Csór 2015).

Na Węgrzech dalece skuteczne okazało się zastosowanie metody obejmującej kolejno: zrab zupełny drzewostanu robiniego, karczowanie pniaków, usuwanie korzeni, orkę do głębokości 70 cm z odwróceniem gleby, wygrabianie pozostałych drobnych korzeni. Na tak przygotowanej glebie nasadzono w więźbie 2,2 m × 0,3 m pionierskie drzewa (topolę osikę *Populus tremula*, topolę szarą *P. ×canescens*, topolę czarną *P. nigra* oraz wiśnię ptasią *Cerasus avium*) z domieszką gatunków postpionierskich (dębu szypułkowego *Quercus robur*, dębu bezszypułkowego *Q. petraea*, wiązu szypułkowego *Ulmus laevis*) i późnych faz sukcesji (grabu zwyczajnego *Carpinus betulus*, klonu polnego *Acer campestre*). Międzyrzędzia wprowadzonych nasadzeń dwukrotnie w sezonie talerzowano i jednokrotnie wykaszano przez pięć lat. Pojedyncze odrosty korzeniowe robinii, które pojawiały się na ok. 10% powierzchni plantacji traktowano dolistnie dwa razy w roku herbicydem zawierającym chlopyralid. Po czterech latach uprawy posadzone gatunki drzew zdominowały odrosty robinii. W kolejnych latach planowane jest opryskiwanie odrostów raz na dwa sezony, a po 40 latach rozpoczęcie przebudowy drzewostanów pionierskich na docelowe. Koszt zrealizowanych zabiegów wyniósł w pierwszych trzech latach łącznie 5225 euro/ha, a pielęgnacja w kolejnych latach będzie wynosiła średnio 330 euro/ha (Csór 2015).

Wykaszanie lub spasanie młodych osobników mogą przynieść pożądany skutek tylko wówczas, gdy są prowadzone regularnie przez szereg lat (Illinois... 2007, Michigan... 2012). Jednorazowy pokos lub wypas może wspomagać kiełkowanie odrostów i nasion (Illinois... 2007).

W USA regionalnie, w zbiorowiskach pirofitycznych (przystosowanych do pożarów), dopuszczane jest stosowanie wypalania do usuwania robinii. Metoda ta wymaga stosownego sprzętu, wykwalifikowanego personelu i zabezpieczeń przed rozprzestrzenieniem ognia (Stone 2009). Samo wypalanie jest z reguły pierwszą częścią zabiegu. Odrośla, wyrastające obficie po zniszczeniu części nadziemnych przez ogień, muszą być likwidowane innymi metodami (Michigan... 2012).

Bardzo ważna w zwalczaniu robinii jest profilaktyka obejmująca jej usuwanie z otoczenia terenów cennych przyrodniczo, ograniczanie transportu samochodowego w obszarach chronionych, monitorowanie przydroży, które są pierwszym miejscem osiedlania się gatunków obcych i wczesne usuwanie robinii z tych stanowisk (Sabo 2000 za Reichard 1997). Kluczowe jest też kształtowanie zwartych kompleksów leśnych, pozostawianie ekotonów na granicach lasów, unikanie dużych powierzchni zrębów (Barzdajn i in. 1999) oraz utrzymywanie rodzimych zbiorowisk roślinnych w stanie bez zaburzeń (Hobbs i Humphries 1995).

Osobnym ważnym aspektem przeciwdziałania inwazjom roślin jest kreowanie właściwych praktyk wśród architektów krajobrazu, ogrodników i szkółkarzy (Agence... 2003, Heywood i Brunel 2009, Sikorski 2012). Może to być stosowanie gatunków zastępczych bez właściwości inwazyjnych, np. na południu Francji zamiast robinii oferuje się mosenki południowe *Colutea arborescens*, krzewiastą cieciorkę *Coronilla valentina* subsp. *glauca*, *Calicotome spinosa* (krzew przypominający szczodrzeńca) i jarzęb domowy *Sorbus domestica*, a oferowane przez szkółki sadzonki robinii zaopatrzone są w opis jej właściwości inwazyjnych i zalecenia dotyczące bezpiecznego stosowania (Agence... 2003).

Ocena skuteczności metod zwalczania

Robinia jest gatunkiem trudnym do zwalczania. Tworzy organizmy klonalne i dlatego jednorazowemu zabiegowi muszą być poddane wszystkie pnie eliminowanej biogrupy. Z tego samego powodu po każdym zabiegu należy przeprowadzić kontrolę jego skuteczności i usuwać wszystkie odrastające pędy. Przeżycie choćby jednego pędu może skutkować regeneracją całego klonu (Michigan... 2012). Z tej przyczyny żadna ze znanych dotychczas metod stosowana pojedynczo nie została uznana za całkowicie skuteczną. Najczęściej zalecane jest stosowanie jednoczesne kilku metod (integrated management) z wielokrotną kontrolą skuteczności i ponawianiem zabiegu w razie potrzeby, co z reguły generuje duże koszty (Stone 2009, Csór 2015, Csiszár i Korda 2015).

Bibliografia

- Agence Méditerranéenne de l'Environnement, Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles. 2003. Plantes envahissantes de la région méditerranéenne. http://www.tela-botanica.org/reseau/projet/fichiers/PELR/14436/PELR_14438.pdf, dostęp online 20.11.2015.
- Barzdajn W., Ceitel J., Danielewicz W., Zientarski J. 1999. Leśnictwo proekologiczne. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu.
- Başnou C. 2009. *Robinia pseudoacacia*, black locust (*Fabaceae*, Magnoliophyta) [W:] J. A. Drake (red.). Handbook of alien species in Europe. Springer, Dordrecht, Netherlands: 357.
- Benesperi R., Giuliani C., Zanetti S., Gennai M., Mariotti Lippi M., Guidi T., Nascimbene J., Foggi B. 2012. Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodiversity and Conservation* 21: 3555–3568.
- Böcker R., Dirk M. 2007. Ringelversuch bei *Robinia pseudoacacia* L. – erste Ergebnisse und Ausblick. *Berichte des Institutes für Landschafts- Pflanzenökologie Universität Hohenheim* 14/15/16: 127–142.
- Boring L. R., Swank W. T. 1984a. Symbiotic nitrogen fixation in regenerating black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) stands. *Forest Science* 30: 528–537.
- Boring L. R., Swank W. T. 1984b. The role of black locust in forest succession. *Journal of Ecology* 72: 749–766.
- Bossard C. C., Randall J. M., Hoshovsky M. C. (red.). 2000. Invasive plants of California's wildlands. University of California Press. Berkeley, CA.
- Call L. J., Nilsen E. T. 2003. Analysis of spatial patterns and spatial association between the invasive Tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native Black locust (*Robinia pseudoacacia*). *American Midland Naturalist* 150: 1–14.
- Chojnacki J. 1991. Zróżnicowanie przestrzenne roślinności Warszawy. Wydawnictwa UW, Warszawa.
- Converse C. K. 1984. Element Stewardship Abstract for *Robinia pseudoacacia* Black locust. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Csór A. 2015. Control of black locust in the area of Valkó Forestry. [W:] Á. Csizsár, M. Korda (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 67–74.
- Csizsár Á., Korda M. 2015 Summary of invasive plant control experiments. [W:] Á. Csizsár, M. Korda (red.). 2015. Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 203–235.
- DeLoach C. J. 1997. The biological control of weeds in the United States and Canada. [W:] J. O. Luken, J. W. Thieret (red.). Assessment and Management of Plant Invasions. Springer-Verlag, New York. 172–194.

- Dirk M. 2012. Ringeln bei *Robinia pseudoacacia* L., aber wie? Die Robinie: Bewertung von Bekämpfungsmaßnahmen nach 20 Jahren Robinienforschung. Vortrag im Rahmen der Veranstaltung der Naturschutzakademie Hessen „Invasive Gehölze“ am 06. April 2011. <http://www.na-hessen.de/downloads/11n40invasivegehoeelzeringelnrobinia.pdf>, dostęp on-line: 15.07.2013.
- Duso C., Fontana P., Tirello P. 2005. Spread of the gall midge *Obolodiplosis robiniae* (Haldeman) injurious to black locust in Italy and Europe. *Informatore Fitopatologico* 55: 30–33.
- Dzwonko Z., Loster S. 1997. Effects of dominant trees and anthropogenic disturbances on species richness and floristic composition of secondary communities in southern Poland. *Journal of Applied Ecology* 34: 861–870.
- Ellenberg H., Leuschner C. 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. H. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Gazda A., Miścicki S. 2012. Przekształcanie drzewostanów robiniovych w rezerwacie przyrody – koncepcja i realizacja. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33, 4: 74–80.
- Hanover J. W. 1990. Physiological genetics of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.): a model multipurpose tree species. [W:] D. Werner, P. Muller (red.). Proceedings of conference on fast growing trees and nitrogen fixing trees. Marburg, Germany, 8–12 October 1989. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 175–183.
- Heywood V., Brunel S. 2009. Code of conduct on horticulture and invasive alien plants. *Nature and Environment* 155: 1–35.
- Hobbs R. J., Humphries S. E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9, 4: 761–770.
- Hoffard W. H. 1992. Insect pests of black locust. [W:] J. W. Hanover, K. Miller, S. Plesko (red.). Proceedings of an International Conference of Black Locust: Biology, Culture, and Utilization. Michigan State University, East Lansing, MI, USA: 44–49.
- Hruska K. 1991. Human impact on the forest vegetation in the western part of the Pannonic Plain (Yugoslavia). *Vegetatio* 92: 161–166.
- Huntley J. C. 1990. *Robinia pseudoacacia* L. Black locust. [W:] R. M. Burns, B. H. Honkala (red. tech.). Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agricultural Handbook 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC: 755–761.
- Illinois Nature Preserves Commission. 2007. Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Vegetation Management Guideline 1, 4: 1–7.
- Jackson D. R., Finley J. C. 2005. Herbicides and Forest Vegetation Management. Controlling Unwanted Trees, Brush, and Other Competing Forest Vegetation. Pennsylvania State University. University Park.

- Jung K., Fujii Y., Yoshizaki S., Kobori H. 2010. Evaluation of total allelopathic activity of heartseed walnut (*Juglans ailanthifolia* Carr.) and its potential to control black locust (*Robinia pseudo-acacia* L.). *Allelopathy Journal* 26, 2: 243–254.
- Klisz M., Wojda T. 2013. Czy bronić robinii. *Las Polski* 23: 23–25.
- Klub Przyrodników. Projekt Chronimy Murawy 2010–2013. Zadanie C4. <http://www.murawy-life.kp.org.pl/news52.php>, dostęp on-line: 15.07.2013.
- Kohler A. 1963. Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland. *Beiträge zur naturkundlichen Forschung in SW-Deutschland* 22, 1: 3–18.
- Kohler A., Sukopp H. 1964. Über die soziologische Struktur einiger Robinienbestände im Stadtgebiet von Berlin. *Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin (N. F.)* 4: 74–88.
- Kosibowicz M. 2011. *Phyllonorycter robiniiella* (Clemens, 1859) szrotówek robinia-czek. [W:] Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). *Gatunki obce w faunie Polski*. Wyd. internetowe. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. <http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/default.asp?nazwa=opis&id=83&je=pl>, dostęp on-line, 15.07.2013.
- Kosibowicz M., Pawłowski J. 2011. *Obolodiplosis robiniae* (Haldeman, 1847) przyszczarek robiniiowy. [W:] Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). *Gatunki obce w faunie Polski*. Wyd. internetowe. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. <http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/default.asp?nazwa=znal&je=pl>, dostęp on-line, 15.07.2013.
- Kowarik I. 2010. *Biologische invasionen*. Zweite wesentlich erweiterte Auflage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Larson M. M., Schwarz E. L. 1980. Allelopathic inhibition of black locust, red clover, and black alder by six common herbaceous species. *Forest Science* 26, 3: 511–520.
- Lee Ch-S., Cho H-J., Yi H. 2004. Stand dynamics of introduced black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation under different disturbance regimes in Korea. *Forest Ecology and Management* 189: 281–293.
- Magos G. 2015. The control of black locust in the Mátra region of the Bükk National Park Directorate. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control*. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 101–103.
- Michigan Department of Natural Resources Invasive Species. 2012. Best Control Practices. Black locust – *Robinia pseudoacacia*. *Michigan Natural Features Inventory* 2: 1–5.
- Missouri Department of Conservation. 2013. Black Locust Control. <http://mdc.mo.gov/node/5391>, dostęp on-line: 18.01.2014.

- Motta R., Nola P., Berretti R. 2009. The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. *Annals of Forest Science* 66, 4: 410p1–410p10.
- Nasiri H., Iqbal Z., Hiradate S., Fujii Y. 2005. Allelopathic potential of *Robinia pseudoacacia* L. *Journal of Chemical Ecology* 31, 9: 2179–2192.
- Pacyniak C. 1981. Robinia akacja (*Robinia pseudoacacia* L.) w warunkach środowiska leśnego w Polsce. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu* 111: 1–85.
- Plan zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 „Forty Nyskie” PLH160001. Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Opolu.
- Reichard S. E. 1997. Prevention of invasive plant introductions on national and local levels. [W:] J. O. Luken, J. W. Thieret (red.). *Assessment and Management of Plant Invasions*. Springer-Verlag, New York: 215–227.
- Rice S. K., Westerman B., Federici R. 2004. Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. *Plant Ecology* 174: 97–107.
- Sabo A. E. 2000. *Robinia pseudoacacia* Invasions and Control in North America and Europe. *Restoration and Reclamation Review (A Student On-Line Journal)* 6, 2: 244–251.
- Seitz B., Nehring S. 2013. *Robinia pseudoacacia* – Robinie. [W:] S. Nehring, I. Kowarik, W. Rabitsch, F. Essl (red.). *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen*. BfN-Skripten 352: 168–169.
- Sheppard A. W., Shaw R. H., Sforza R. 2006. Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research* 46: 93–117.
- Sikorski P. 2012. Rodzime alternatywy dla roślin gatunków obcych do obsadzeń przydrożnych poza obszarem zabudowanym. Konferencja: Dobre praktyki w zakresie stosowania roślin gatunków obcych w ogrodnictwie. 07.11.2012. GDOŚ, Warszawa.
- Stone K. R. 2009. *Robinia pseudoacacia*. [W:] *Fire Effects Information System*. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/robpse/all.html>, dostęp on-line: 03.07.2013.
- Takács G., Szidonya I., Endrődyné Király N., Kele F., Király M., Peszlen R., Szőke P. 2015. Eradication of invasive alien plants under operating and experimental conditions in the sandy grasslands near Győr. [W:] Á. Csiszár, M. Korda (red.). *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control*. Rosalia Handbooks, Duna–Ipoly National Park Directorate, Budapest: 145–159.

- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa.
- Vitkova M., Kolbek I. 2010. Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudacacia* stands in a Central European context. *Phytocoenologia* 40, 2–3: 205–241.
- Von Holle B., Joseph K. A., Largay E. F., Lohnes R. G. 2006. Facilitations between the introduced nitrogen-fixing tree, *Robinia pseudoacacia*, and nonnative plant species in the glacial outwash upland ecosystem of Cape Cod, MA. *Biodiversity and Conservation* 15: 2197–2215.
- Wade G. L. 1989. Grass competition and establishment of native species from forest soil seed banks. *Landscape and Urban Planning* 17: 135–149.
- Wilson A. D., Shure D. J. 1993. Plant competition and nutrient limitation during early succession in the southern Appalachian Mountains. *The American Midland Naturalist* 129, 1: 1–9.

Regulacje prawne dotyczące zwalczania obcych gatunków roślin w Polsce

Izabella Kirpluk

Pierwsze wskazówki dotyczące zapobiegania inwazjom gatunków obcych w Polsce zawiera wykonane na zlecenie Ministerstwa Środowiska opracowanie Solarza ze współautorami (2005) pt. „Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze”. W opracowaniu zamieszczono listę 211 gatunków obcych, w tym 139 gatunków roślin występujących w Polsce, i zaproponowano metody kontroli najbardziej rozpowszechnionych z nich. Do niedawna sposoby zwalczania poszczególnych gatunków były prezentowane tylko w elektronicznej bazie danych „Gatunki obce w Polsce” prowadzonej przez Instytut Ochrony Przyrody PAN (IOP). W ostatnich latach powstały opracowania i publikacje, które traktują o problemie inwazji pod kątem ochrony przyrody (Dajdok i Pawlaczyk red. 2009, Dajdok i in. 2011, Tokarska-Guzik i in. 2012).

Podjęcie działań prewencyjnych w stosunku do gatunków inwazyjnych na obszarze Polski umożliwia Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o Ochronie Przyrody (Dz.U. 2004 nr 92, poz. 880) i 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. 2011 nr 210, poz. 1260). Zgodnie z art. 120 ust. 1 Ustawy oraz rozporządzeniem Ministra Środowiska

zabrania się wprowadzania do środowiska przyrodniczego oraz przemieszczania w tym środowisku 16 obcych gatunków roślin naczyniowych, a wśród nich takich, jak rozpowszechnione już w polskich parkach narodowych: barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum* i Sosnowskiego *H. sosnowskyi*, kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*, niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* oraz rdestowce: ostrokończysty *Reynoutria japonica* i sachaliński *R. sachalinensis*. Niestety, w obowiązującym rozporządzeniu brak jest dwóch groźnych i częstych na terenach chronionych gatunków drzewiastych – czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* i klonu jesionolistnego *Acer negundo*. Uwzględniono je dopiero w przygotowywanej nowelizacji rozporządzenia.

Wymienione akty prawne dały narzędzia do walki z „obcym najeźdźcą” wybranym jednostkom administracji rządowej (np. Generalnej i Regionalnym Dyrekcjom Ochrony Środowiska) w zakresie kontroli. I tak, przetrzymywanie, prowadzenie hodowli, rozmnażanie i sprzedaż na terenie kraju gatunków, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić rodzimym gatunkom, jest możliwe wyłącznie po uzyskaniu zezwolenia właściwego regionalnego dyrektora ochrony środowiska (art. 120 ust. 2 pkt 2 Ustawy o Ochronie Przyrody). Zakaz ten „nie dotyczy dalszego przetrzymywania, bez zmiany lokalizacji, okazów przetrzymywanych w dniu wejścia w życie rozporządzenia” (Dz.U. 2011 nr 210, poz. 1260, przypis nr 1). Natomiast sprowadzanie do Polski, przetrzymywanie, hodowla, rozmnażanie i sprzedaż okazów wymaga zezwolenia Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska (art. 120 ust. 2 pkt 1 Ustawy o Ochronie Przyrody). Konsekwencją niestosowania się do powyższych przepisów są określone sankcje karne: „kto będzie posiadał żywe okazy tych roślin i zwierząt bez odpowiedniego zezwolenia, popełniać będzie wykroczenie, zagrożone karą aresztu lub grzywny” (art. 131 pkt 9 Ustawy o Ochronie Przyrody).

Obydwa akty prawne: Ustawa (Dz.U. 2004 nr 92, poz. 880) i Rozporządzenie (Dz.U. 2011 nr 210, poz. 1260) nie poruszają kwestii likwidacji istniejących już stanowisk gatunków obcych zagrażających rodzimej

przyrodzie, m.in. na obszarach chronionych. Brak jest również dokładnych wytycznych ze strony Ministerstwa Środowiska dotyczących działań ograniczających inwazje, które możliwe są do realizacji zarówno na etapie tworzenia planów ochrony, jak i w trakcie bieżącej działalności parków narodowych. Konkretnie pytania o rozpoznanie rozmiaru tego zagrożenia i sposoby przeciwdziałania mu przez poszczególne parki narodowe pojawiły się w wynikach kontroli NIK z 2012 roku (KSI-4101-01-00/2013), która była częścią przeglądu funkcjonowania ochrony przyrody w państwach członkowskich Unii Europejskiej. Wzrost zainteresowania ograniczaniem rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych w polskich obszarach chronionych, który nastąpił w ostatnich latach, to efekt przede wszystkim rosnącej świadomości oraz włączenia tego zadania do priorytetów przez fundusze krajowe i międzynarodowe przeznaczone na rzecz ochrony środowiska.

Zalecenia działań, jakie na obszarach chronionych należy podjąć w stosunku do inwazyjnych gatunków obcych, zawiera baza „Gatunki obce w Polsce” (IOP) oraz opracowanie przygotowane w 2012 roku na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (Tokarska-Guzik i in. 2012). Według zapisów umieszczonych przy wielu gatunkach powinno się „eliminować mechanicznie (przez wyrywanie, wykopywanie lub koszenie) wszystkie pojawiające się osobniki (najlepiej przed okresem kwitnienia i owocowania) gatunku inwazyjnego i spalać poza obszarem chronionym” (IOP). W przypadku terenów cennych przyrodniczo należy rozważyć podjęcie zwalczania niezależnie od ewentualnych kosztów (Tokarska-Guzik i in. 2012). Wskazana jest również eliminacja gatunków jeszcze lokalnie nieszkodliwych, których negatywny wpływ ujawnił się już na innych obszarach (Tokarska-Guzik i in. 2012). Za prowadzeniem tego typu działań w parkach narodowych przemawia wysoki reżim ochronny, dobra obsługa administracyjna i stan poznania lokalnej przyrody, co przełoży się na skuteczniejsze działania praktyczne.

Instytut Ochrony Przyrody PAN jako formę przeciwdziałania inwazjom proponuje: „zaniechanie uprawy rośliny w ogródkach na obszarach chronionych oraz w ich bezpośrednich otulinach oraz likwidację

siedlisk ruderalnych w obszarach chronionych” (IOP). Zupełna eliminacja osadnictwa i siedlisk synantropijnych będących potencjalnym źródłem inwazji byłaby dla parków narodowych skutecznym rozwiązaniem, jednak w praktyce takie przedsięwzięcie nie może być rozważane ze względów finansowych i społecznych (ryc. 36). Siedliska ruderalne to siedliska stworzone przez człowieka, m.in. przydroża, przypłocia, przychacia (Sudnik-Wójcikowska i Koźniewska 1988). W wielu parkach narodowych, podobnie jak w innych obszarach chronionych, są one historycznym i charakterystycznym elementem krajobrazu i nie można ich zupełnie wyeliminować (Michalska-Hejduk i Bomanowska 2009). Należy zatem podjąć działania zmierzające do zaniechania uprawy niebezpiecznych gatunków.

Chociaż wiadomo, że rośliny inwazyjne uprawiane mogą rozprzestrzeniać się z miejsc uprawy do ekosystemów półnaturalnych i natu-



Ryc. 36. Najczęściej źródłem ekspansji obcych gatunków roślin są ogródki przydomowe (fot. I. Kirpluk 2012)

ralnych, to wciąż trwają prace nad wykorzystaniem biomasy niektórych gatunków (np. rdestowca ostrokończystego) jako źródła energii odnawialnej (Wereszczak 2009, Tokarska-Guzik i in. 2012).

Ze względu na fakt, że niektóre inwazyjne gatunki roślin można kupić w sklepach i centrach ogrodniczych, istotne jest ograniczenie możliwości wprowadzania ich do uprawy. Tam, gdzie istnieją prywatne gospodarstwa, należy instruować mieszkańców (powołując się na stan prawny w Polsce) o zakazie uprawy gatunków inwazyjnych. Na terenach osadniczych położonych na obszarach parków narodowych lub w ich bezpośrednim sąsiedztwie powinno się rekomendować wprowadzanie do uprawy gatunków rodzimych, a spośród obcych takie, o których wiadomo, że nie stanowią zagrożenia dla różnorodności biologicznej. Tokarska-Guzik ze współautorami (2012) proponują tworzenie lokalnych list gatunków ozdobnych zalecanych do sadzenia na obszarach cennych przyrodniczo, a w przypadku obcych roślin drzewiastych zalecają ich całkowite wyłączenie z introdukcji na terenach chronionych.

Cenną pozycją zawierającą wskazówki pomocne w rozwiązywaniu tego problemu – także na obszarach parków narodowych, na których istnieją tereny osadnicze – jest stworzony przez Radę Europy „Kodeks postępowania w zakresie ogrodnictwa i inwazyjnych roślin obcych” (Heywood i Brunel 2009), adaptowany do warunków polskich, pt. „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia. Kodeks dobrych praktyk” (GDOŚ 2014). Ma on na celu zachęcenie branży ogrodniczej oraz związanych z nimi specjalistów do podjęcia współpracy w zakresie ograniczania i kontrolowania wprowadzania gatunków o inwazyjnych cechach do ogrodów i terenów zieleni oraz zapobieganiu przedostawaniu się gatunków obcych z uprawy do środowiska przyrodniczego. Jest to norma dobrowolna, niewiążąca prawnie, która dostarcza wskazówek dotyczących tego, jak postępować z uprawianymi roślinami obcego pochodzenia, aby ograniczyć ich przenikanie do siedlisk naturalnych i półnaturalnych (GDOŚ 2014).

Brak systemowych działań zapobiegawczych w stosunku do inwazyjnych gatunków częściowo wynika z faktu, że w Polsce istnieją niewystar-

czające podstawy prawne do zwalczania obcych gatunków inwazyjnych. Tymczasem potrzebę opracowania i stosowania kompleksowej strategii nakładają na nas kluczowe dokumenty międzynarodowe dotyczące ochrony przyrody i ratyfikowane przez Polskę, m.in. Konwencja o różnorodności biologicznej (KoRB 2002), Konwencja o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk (Konwencja Berneńska 1979) i dyrektywy unijne obowiązujące od czasu przystąpienia naszego kraju do Wspólnoty Europejskiej. W 2014 roku weszło w życie Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej (UE) Nr 1143/2014 w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych, które wymaga stosownej reakcji państw członkowskich.

Należy zdać sobie sprawę, że bez odpowiednich rozwiązań i działań systemowych nie ma możliwości skutecznej ochrony terenów o wysokich walorach przyrodniczych przed inwazjami gatunków obcych. Strategie powinny obejmować rozwiązania organizacyjno-prawne i finansowe, które umożliwią zapobieganie introdukcjom nowych gatunków obcych i łagodzenie negatywnego wpływu tych gatunków obcych, które już zostały introdukowane (De Poorter i in. 2007, Tokarska-Guzik i in. 2012).

Bibliografia

- Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Dajdok Z., Śliwiński M., Romański M., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L. 2011. Gatunki inwazyjne jako zagrożenie dla bioróżnorodności. [W:] Poradnik dla pracowników parków narodowych. Edycja 4. Wigierski Park Narodowy. http://www.wigry.win.pl/inf_i_rozw/budowa_por/por4_4.htm, dostęp on-line: 02.12.2015.
- De Poorter M., Pagad S., Ullah M. I. 2007. Invasive alien species and protected areas: a scoping report. Part I: Scoping the scale and nature of invasive alien species threats to protected areas, impediments to IAS management and means to address those impediments. http://www.issg.org/pdf/publications/GISP/Resources/IAS_ProtectedAreas_Scoping_I.pdf, dostęp on-line: 02.12.2015.
- Dz.U. 2004 nr 92, poz. 880 (z późn. zm.). Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, z późniejszymi zmianami.
- Dz.U. 2011 nr 210, poz. 1260. 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.
- IOP. Instytut Ochrony Przyrody Polska Akademia Nauk. Gatunki obce w Polsce. <http://www.iop.krakow.pl/ias>, dostęp on-line: 16.11.2015.
- GDOŚ. 2014. Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia. Kodeks dobrych praktyk w ogrodnictwie. http://projekty.gdos.gov.pl/files/artykuly/36312/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www.pdf, dostęp on-line: 02.12.2015.
- Heywood V., Brunel S. 2009. Kodeks postępowania w zakresie ogrodnictwa i inwazyjnych roślin obcych. *Przyroda i Środowisko* 155: 1–40. http://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/Kodeks_postepowania_ogrodnictwo_rosliny_inwazyjne.pdf, dostęp on-line: 02.12.2015.
- Konwencja Berneńska. 1979. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Heritage. Council of Europe, Bern, Switzerland. <http://conventions.coe.int/Treaty/EN/Treaties/Html/104.htm>, dostęp on-line: 02.12.2015.
- KoRB. 2002. Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r., Dz.U. 2002 nr 184 poz. 1532.
- KSI-4101-01-00/2013. Funkcjonowanie Parków Narodowych. Informacja o wynikach kontroli. Najwyższa Izba Kontroli. Nr ewid. 196/2013/P/13/123/KSI.
- Michalska-Hejduk D., Bomanowska A. (red.). 2009. Rola Kampinoskiego Parku Narodowego w zachowaniu różnorodności biologicznej i krajobrazowej dawnych obszarów wiejskich. *Kampinoski Park Narodowy, Łódź–Izabelin*.
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) Nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej* L 317/35. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX:32014R1143>, dostęp on-line: 02.12.2015.
- Solarz W., Tokarska-Guzik B., Zając K., Chmura D., Cierlik G., Król W. 2005. *Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze*. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (maszynopis).
- Sudnik-Wójcikowska B., Koźniewska B. 1988. *Słownik z zakresu synantropizacji szaty roślinnej*. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*. GDOŚ, Warszawa.
- Wereszczak J. 2009. *Rdest ostrokończysty – odnawialne źródło energii*. http://www.oze.szczecin.pl/files/download/40_Rdest-ostrokonczysty.pdf, dostęp on-line: 02.12.2015.

Autorzy

Wojciech Adamowski – Białowieska Stacja Geobotaniczna, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski; adres e-mail: w.adamowski@uw.edu.pl

Anna Bomanowska – Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki; adres e-mail: knopikaa@biol.uni.lodz.pl

Izabella Kirpluk – Ogród Botaniczny, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski; adres e-mail: ikirpluk@biol.uw.edu.pl

Ewa Kołaczowska – Zakład Geoekologii i Klimatologii, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego, PAN; adres e-mail: ekolaczk@twarda.pan.pl

Dominik Kopeć – Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki; adres e-mail: domin@biol.uni.lodz.pl

Dorota Michalska-Hejduk – Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki; adres e-mail: dhejduk@biol.uni.lodz.pl

Piotr Mędrzycki – Pracownia Stosowanej Ekologii Roślin, Wydział Ekologii, Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania w Warszawie; adres e-mail piotr.medrzycki@pser.pl

Artur Obidziński – Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej, Wydział Leśny, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; adres e-mail: artur_obidzinski@sggw.pl

Anna Otręba – Zespół ds. Nauki i Monitoringu Przyrody, Kampinoski Park Narodowy; adres e-mail: aotreba@kampinoski-pn.gov.pl

Izabela Sachajdakiewicz – Pracownia Stosowanej Ekologii Roślin, Wydział Ekologii, Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania w Warszawie; adres e-mail: izabela.sachajdakiewicz@barszcz.edu.pl

Beata Woziwoda – Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki; adres e-mail: woziwoda@biol.uni.lodz.pl

Rozprzestrzenianie się obcych gatunków inwazyjnych stanowi współcześnie jedno z najważniejszych wyzwań ochrony przyrody na świecie. Z tej przyczyny wiele instytucji i organizacji stara się ograniczać rozmiary tego zjawiska. Działania te jednak ciągle pozostają w dużej mierze na etapie prób i eksperymentów.

Ekosystemy Kampinoskiego Parku Narodowego, ze względu na położenie w sąsiedztwie dużej aglomeracji miejskiej i szeregu mniejszych miejscowości, są szczególnie narażone na zasiedlanie przez gatunki obce. W związku z tym Administracja Parku od ponad dziesięciu lat przeciwdziała ich wnikaniu. Działania te realizowane we współpracy z wieloma placówkami naukowymi przyniosły szereg cennych doświadczeń.

Zamysłem niniejszej publikacji jest podzielenie się wiedzą zdobytą w Kampinoskim Parku Narodowym oraz przedstawienie doświadczeń innych ośrodków z kraju i świata. Jedenastu autorów z siedmiu placówek naukowych przedstawia sposoby eliminacji 15 inwazyjnych gatunków roślin, które są szczególnie groźne dla przyrody Puszczy Kampinoskiej. Dla każdego gatunku przedstawiono krótko jego oddziaływanie na środowisko, a następnie szczegółowy przegląd dotychczas stosowanych w Polsce i na świecie metod zwalczania: mechanicznego, chemicznego, biologicznego i kombinowanego. Cennym uzupełnieniem przeglądu metod jest zestawienie aktualnych regulacji prawnych dotyczących zwalczania gatunków obcych w Polsce. Każdemu rozdziałowi towarzyszy obszerna bibliografia.

Książka może być cenną pomocą dla służb ochrony przyrody, samorządowców i leśników. Jak zaznaczają autorzy we wstępie, publikacja nie rości sobie miana antidotum na inwazje gatunków obcych, ale niesie szeroki przegląd wiedzy, mogącej ułatwić podejmowanie trafnych decyzji wszystkim, którzy zmagają się tym problemem.



ISBN 978-83-935777-3-6