

Obce gatunki roślin w lasach

ze szczególnym uwzględnieniem
zwalczania czeremchy amerykańskiej

pod redakcją
Artura Obidzińskiego



Wydawnictwo SGGW

2021

Copyright ©: Nadleśnictwo Spychowo, Spychowo 2021

Recenzje wydawnicze: dr hab. Anna Gazda prof. UR w Krakowie,
prof. dr hab. Czesław Hołdyński

Recenzje rozdziałów: dr hab. Leszek Bolibok, prof. Jarosław Buszko,
dr Wojciech Ciurzycki, prof. Władysław Danielewicz,
mgr Katarzyna Fyalkowska, prof. dr hab. Czesław Hołdyński,
dr Ewa Kołaczowska, dr Lech Krzysztofiak,
dr Katarzyna Marciszewska, dr hab. Tomasz Mokrzycki,
dr Artur Obidziński, prof. Wojciech Stępień,
dr hab. Małgorzata Sułkowska, dr Dan Wołkowycki

Redakcja naukowa: Artur Obidziński

Redakcja techniczna: Violetta Kaska

Korekta: Teresa Ligocka

Projekt okładki: Łucja Kopka

Druk sfinansowany został w ramach projektu pt. „Ochrona zbiorowisk grądowych na terenie obszaru ochrony siedlisk Ostoja Piska poprzez ograniczenie występowania czeremchy amerykańskiej” w 85% przez Unię Europejską, ze środków Funduszu Spójności w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2014-2020 oraz w 15% przez Nadleśnictwo Spychowo.



Rzeczpospolita
Polska



Nadleśnictwo
Spychowo

Unia Europejska
Fundusz Spójności



Wydawnictwo Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa; tel. +22 59 355 27

e-mail: wydawnictwo@sggw.edu.pl

www.wydawnictwosggw.pl

Druk: Libra-Print, al. Legionów 114B, 18-400 Łomża

ISBN: 978-83-8237-037-9

Nakład: egz.

Zalecany sposób cytowania rozdziału: Danielewicz W., Wiatrowska B. 2021. Znaczenie problemu inwazyjnych gatunków roślin w lasach. ss. 9-18; W: A. Obidziński 2021. Zwalczanie obcych gatunków w lasach ze szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej. ss. 170. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Spis treści

Od redakcji – <i>Artur Obidziński</i>	5
Przedmowa – <i>Jan Tabor</i>	7
Znaczenie problemu inwazyjnych gatunków roślin w lasach – <i>Władysław Danielewicz, Blanka Wiatrowska</i>	9
Biologia i ekologia czeremchy amerykańskiej jako gatunku inwazyjnego – <i>Katarzyna Marciszewska, Anna Otręba, Andrzej Szczepkowski</i>	19
Ochrona zbiorowisk grądowych na terenie obszaru ochrony siedlisk Ostoja Piska przez ograniczenie występowania czeremchy amerykańskiej – <i>Maciej Ligocki, Gabriela Ulewicz, Marcin Gazalka</i>	47
Krótkoterminowe zmiany runa leśnego na obszarze realizacji projektu ograniczania występowania czeremchy amerykańskiej w Nadleśnictwie Spychowo – <i>Włodzimierz Pisarek, Marek Sławski</i>	69
Ograniczanie występowania czeremchy amerykańskiej i innych inwazyjnych gatunków drzew w Kampinoskim Parku Narodowym – <i>Anna Otręba, Bożena Borowa, Paweł Dzirba, Edyta Figat, Katarzyna Marciszewska, Łukasz Tyburski</i>	79
Rola czeremchy amerykańskiej w odnowieniu naturalnym lasów wtórnych na przykładzie Nadleśnictwa Wielbark – <i>Robert Krawczyk</i>	91
Czeremcha amerykańska nowym żywicielem namiotnika czeremszaczka: przegląd przyczyn i konsekwencji – <i>Adrian Łukowski</i>	101
Klon jesionolistny: rola w fitocenozach i metody zwalczania – <i>Ewa Kołaczowska, Piotr Mędrzycki</i>	115
Wpływ dębu czerwonego na zawartość związków fenolowych i właściwości mikrobiologiczne gleby – <i>Małgorzata Stanek, Anna M. Stefanowicz</i>	125
Zwalczanie inwazyjnych gatunków obcych z rodzaju niecierpek, ze szczególnym uwzględnieniem niecierpka gruczołowatego – <i>Lech Krzysztofiak, Anna Krzysztofiak</i>	137
Wpływ niecierpka gruczołowatego na kondycję lokalnych populacji trzmieli – <i>Lech Krzysztofiak, Anna Krzysztofiak</i>	153
Występowanie wybranych gatunków inwazyjnych drzew w lasach Nadleśnictwa Gdańsk – <i>Joanna Bloch-Orłowska</i>	157
Zwalczanie wybranych gatunków obcych na terenie RDLP w Toruniu – <i>Natalia Górską</i>	165

Od redakcji

Inwazje biologiczne stanowią współcześnie jedno z największych zagrożeń przyrody. Ich skutkiem jest wypieranie ze środowiska gatunków rodzimych, rozmnywanie specyfiki lokalnych genotypów oraz powstawanie zbiorowisk z udziałem taksonów obcych. Przeciwdziałanie inwazjom biologicznym jest ważne nie tylko z przyrodniczego punktu widzenia. W rolnictwie, leśnictwie i rybactwie powodują one straty ekonomiczne, szacowane na ok. 5% wartości gospodarki globalnej. Ograniczanie inwazji nie jest przy tym łatwym zadaniem, ponieważ dotyczy zjawisk nie do końca rozpoznanych. Brakuje zwłaszcza oceny skuteczności metod zwalczania.

Potrzeba znalezienia skutecznych i bezpiecznych metod hamowania inwazji biologicznych przyświecała podjęciu przez Nadleśnictwo Spychowo projektu ograniczania występowania czeremchy amerykańskiej w lasach Nadleśnictwa, wchodzących w skład obszaru Natura 2000 „Ostoja Piska”. Projekt zrealizowany w latach 2018-2021 zwieńczyła konferencja, poświęcona zwalczaniu inwazyjnych gatunków roślin w lasach, ze szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej, która odbyła się w Spychowie 17-18 czerwca 2021 r.

Niniejsza monografia będąca jednym z rezultatów projektu i konferencji, ma na celu przybliżenie czytelnikom wyników ostatnich doświadczeń praktycznych oraz wiedzy zawartej w najnowszej literaturze przedmiotu. Ostateczny kształt rozdziałom pozwoliły nadać cenne uwagi Recenzentów, za które autorzy i redakcja składają im tutaj serdeczne podziękowania. Mamy też nadzieję, że zaprezentowane treści pomogą zainteresowanym osobom w zmaganiu się z tym ważnym i niełatwym problemem.

Artur Obidziński

Przedmowa

Gatunki obce towarzyszą ludziom od zarania dziejów. Część z nich introdukowano celowo, większość człowiek rozprzestrzenił mimowolnie. Wiele z nich służy nam owocnie od stuleci, ale są też takie które powodują zaburzenia w biocenozach, straty w gospodarce i zagrożenia dla zdrowia ludzkiego. Introdukcje gatunków obcych nasiliły się wraz rozwojem transportu w XIX i XX wieku. Szereg gatunków, uwolnionych do środowiska w tym czasie, wykazało szczególne właściwości inwazyjne. Dynamika ich ekspansji uzależniona jest od biologii i historii introdukcji gatunku oraz specyfiki środowiska, do którego trafiają.

Szkody wywoływane przez gatunki inwazyjne w skali globalnej spowodowały, że w Konwencji o Różnorodności Biologicznej z Rio de Janeiro (1992), inwazje biologiczne określono jako jedno z głównych zagrożeń dla różnorodności biologicznej, ustępujące jedynie ginięciu siedlisk. Również Unia Europejska, dostrzegając ten problem, wprowadziła w roku 2014 rozporządzenie mające na celu zapobieganie rozprzestrzenianiu inwazyjnych gatunków obcych i minimalizowanie ich niepożądanego wpływu na różnorodność biologiczną, zdrowie ludzkie i gospodarkę. W polskim prawie, problem gatunków obcych był dotychczas ujęty w Ustawie o ochronie przyrody. Konieczność implementowania prawa unijnego spowodowała opracowanie i uchwalenie krajowej Ustawy o gatunkach obcych. Ustawa ta, uwzględniając dotychczasową troskę leśników o zasoby przyrodnicze, uściśla obowiązki organów i instytucji państwowych, w tym Lasów Państwowych w tym zakresie.

W przeszłości, obce gatunki drzew były celowo wprowadzane do lasów, w nadziei na większą produkcję drewna czy poprawę zdrowotności drzewostanów. Obecnie, leśnicy sprawując pieczę także nad walorami przyrodniczymi ekosystemów leśnych i nieleśnych należących do Skarbu Państwa, mają świadomość, że gatunki inwazyjne zniekształcają rodzime fitocenozy,

degradują siedliska, a niekiedy zagrażają zdrowiu ludzkiemu. Dlatego też poszukują sposobów przeciwdziałania tym negatywnym procesom. Działania zrealizowane w ramach projektu „Ochrona zbiorowisk grądowych na terenie obszaru ochrony siedlisk Ostoja Piska poprzez ograniczenie występowania czeremchy amerykańskiej” to przykład zaangażowania leśników w przywracanie właściwego stanu zbiorowisk leśnych. Służą one wypracowaniu metod, które mogłyby w najbliższej przyszłości ułatwić ochronę siedlisk przyrodniczych i poprawiać sytuację chronionych i zagrożonych, rodzimych gatunków.

Życzę leśnikom i wszystkim, którym leży na sercu stan polskiej przyrody, aby opublikowane w niniejszej monografii wyniki projektu oraz rezultaty innych działań i badań, przedstawione na wieńczącej projekt konferencji, pomagały im w dalszym rozwiązywaniu tego ważkiego i złożonego problemu.

Jan Tabor

p.o. Zastępcy Dyrektora Generalnego ds. Gospodarki Leśnej
Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

ZNACZENIE PROBLEMU INWAZYJNYCH GATUNKÓW ROŚLIN W LASACH

WŁADYSŁAW DANIELEWICZ*, BLANKA WIATROWSKA

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
Katedra Botaniki i Siedliskoznawstwa Leśnego,
ul. Wojska Polskiego 71D, 60-625 Poznań

*wladyslaw.danielewicz@up.poznan.pl

Abstrakt: Introdukcje obcych drzew i krzewów do lasów wiązały się głównie z dążeniem do urozmaicenia z natury ubogich w rośliny drzewiaste biocenoz leśnych środkowej Europy. Poglądy na sens introdukcji ulegały przewartościowaniom zwykle po wielu latach, gdy okazywało się, że nie przynosi ona oczekiwanych wyników, a jej rezultaty stwarzają problemy w zagospodarowaniu lasu i w ochronie przyrody. Wśród ok. 180 gatunków roślin naczyniowych zadomowionych w środowisku leśnym jest przynajmniej 100 gatunków drzew i krzewów, a z tej liczby ok. 20 taksonów uznawanych za inwazyjne. W całym kraju najbardziej negatywny wpływ na środowisko leśne mają gatunki niegdyś powszechnie uprawiane na siedliskach świeżych, średnio żyznych i żyznych, np. czeremcha amerykańska *Prunus serotina* czy robinia akacja *Robinia pseudoacacia*. W dolinach rzecznych analogiczne problemy stwarzają uciekinierzy z upraw poza lasami – klon jesionolistny *Acer negundo* i jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica*. W skali regionalnej i lokalnej zdolność do ekspansji wykazują krzewy wprowadzane do podszytu, np. świdośliwy kłosowa *Amelanchier spicata* i Lamarcka *A. lamarckii*, oraz sadzone w innych celach, np. dławisz okrągłolistny *Celastrus orbiculatus*, irga lśniąca *Cotoneaster lucidus* czy tawuła kutnerowata *Spiraea tomentosa*. Postępowanie z takimi gatunkami wymaga obecnie kompleksowego podejścia do problematyki inwazji biologicznych, zwłaszcza w gospodarce leśnej.

Słowa kluczowe: gatunki obce, introdukcja, inwazja, środowisko leśne

Wprowadzenie

Problem wpływu obcych gatunków roślin na zbiorowiska leśne był w Polsce dostrzegany od dawna zarówno od strony poznawczej (np. Szulczewski 1963; Faliński 1968, 1969; Król 1988), jak i z praktycznego punktu widzenia, gdy zauważono uciążliwość dla gospodarki leśnej, jaką stwarzają niektóre z nich, zwłaszcza czeremcha amerykańska (np. Drogoszewski 1986, 1987, 1988). W ostatnich dziesięcioleciach szczególnie ważnego znaczenia nabrał aspekt zagrożenia przyrody przez inwazje biologiczne.

Procesy ekspansji gatunków obcego pochodzenia są poprzedzane przez introdukcje, czyli świadome ich przeniesienie poza obszar naturalnego występowania. Jeśli zdomowią się na nowym dla nich terenie, czyli wytworzą samoutrzy-

mujące się populacje wtórne, część z nich, dzięki właściwościom biologicznym i ekologicznym, może pokonywać kolejne bariery środowiskowe i stawać się organizmami inwazyjnymi. Ostatnio coraz powszechniej akceptowana jest propozycja Richardsona i in. (2000) podziału obcych roślin na: gatunki niezadomowione (*casual alien plants*), zadomowione (*naturalized plants*), inwazyjne (*invasive plants*) oraz zmieniające charakter i strukturę ekosystemów (*transformers*). Według cytowanych autorów gatunki zadomowione różnią się od niezadomowionych tym, że mają zdolność do stałego (nie sporadycznego) rozmnażania się i wytwarzania wielu trwałych generacji wtórnych, których istnienie jest już niezależne od bezpośredniej ingerencji człowieka. Te spośród gatunków zadomowionych, które wytwarzają żywotne potomstwo w dużej ilości i rozprzestrzeniają się na znaczną odległość od roślin macierzystych są zaliczane do obcych gatunków inwazyjnych.

W skład flory Polski, liczącej prawie 3500 taksonów, wchodzi 939 gatunków obcego pochodzenia, z których 527 uważa się za zadomowione, 35 za inwazyjne w kraju, a 28 za inwazyjne w skali regionalnej (Tokarska-Guzik i in. 2012).

Środowisko leśne, zwłaszcza w stanie naturalnym lub zbliżonym do naturalnego, jest zwykle uważane za bardziej odporne na wnikanie gatunków obcych niż inne środowiska lądowe, które są na ogół w znacznie większym stopniu zmienione przez człowieka (Gazda 2013). Mimo tego do zadomowionych trwale obcych roślin naczyniowych w lasach można zaliczyć co najmniej 180 gatunków (Danielewicz i in. 2020).

Celem tej pracy jest zarysowanie problemu występowania obcych gatunków zadomowionych i inwazyjnych w środowisku leśnym w powiązaniu z historią i okolicznościami introdukcji niektórych z nich. Problematykę zasygnalizowaną w tytule ograniczono do polskich realiów, albowiem szczegółowe omówienie jej w szerszym kontekście, europejskim czy światowym, znacznie wykraczałoby poza objętość tekstu przewidzianą dla tego opracowania i zasługiwałoby na oddzielną pozycję wydawniczą.

Motywy i okoliczności introdukcji

Stanowiska roślin obcego pochodzenia, które zadomowiły się w lasach powstawały w różnym czasie i mają różną genezę, nierzadko związaną z kilkoma niezależnymi od siebie czynnikami, takimi, jak introdukcja, zawleczenie czy samorzutna migracja z zewnątrz. Około jednej trzeciej stanowią gatunki, które zostały wprowadzone celowo w ramach gospodarki leśnej. W większości są to drzewa i krzewy.

Według Danielewicza i Wiatrowskiej (2012, 2015) motywy introdukcji obcych roślin do lasów można ująć w następujących punktach: 1) poszukiwanie gatunków

drzew leśnych o lepszych właściwościach uprawowych (dobry wzrost i rozwój, większa odporność, łatwe rozmnażanie itp.) oraz produkcyjnych (szybszy przyrost drewna, cenniejsze drewno itp.) niż gatunki rodzime; 2) poszukiwanie dodatkowych źródeł produkcji drewna (plantacje drzew szybko rosnących, zadrzewienia); 3) poprawianie siedlisk i biocenoz leśnych (np. regeneracja roślinności na siedliskach zdegradowanych, fitomelioracje, urozmaicenie biocenotyczne, np. w ramach ogniskowo-kompleksowej metody ochrony lasu); 4) poszukiwanie gatunków bardziej odpornych na zanieczyszczenia powietrza i gleby niż gatunki rodzime; 5) produkcja użytków niedrzewnych (np. amerykańskie borówki, aronia, róża pomarszczona, korkowiec amurski); 6) urozmaicenie pokarmu dla zwierzyny leśnej (np. wierzby „paszowe”, kasztanowiec); 7) uprawa roślin „energetycznych”; 8) względy estetyczne (zadrzewienia ozdobne, zagospodarowanie obiektów turystyczno-wypoczynkowych, ukrywanie lub zaznaczanie innych obiektów, np. militarnych); 9) względy sentymentalne (np. pamiątkowe drzewa obcego pochodzenia, zieleń sepulkralna); 10) inne względy, np. hobbystyczne lub bez określonego celu.

Introdukcja zagranicznych roślin do Europy i europejskich lasów ma długą i ciekawą historię. Pierwsze obserwacje dotyczące adaptacji obcych drzew do warunków klimatycznych ziem polskich pochodzą z ogrodów prywatnych z początku XIX wieku (Czartoryska 1805; Wodzicki 1818). Najważniejszym asumptem do podejmowania prób aklimatyzacji obcych drzew w lasach było dążenie do zintensyfikowania produkcji leśnej, wobec rosnącego deficytu drewna, co przypadało już na pierwszy okres planowego leśnictwa, czyli na 2. połowę XIX wieku. Szeroko zakrojone badania polegające na zakładaniu powierzchni doświadczalnych z leśnymi gatunkami obcego pochodzenia prowadzono w niemieckiej Brandenburgii i na ziemiach polskich w ramach działalności Głównej Leśnej Stacji Badawczej w Prusach z siedzibą w Eberswalde, utworzonej 1871 roku (Panka 2012). Obiekty te założono w 105 nadleśnictwach, z których 39 znajduje się obecnie w Polsce, przy czym miejsc uprawy obcych drzew było znacznie więcej, gdyż nadwyżki nasion lub siewek były przekazywane do innych nadleśnictw lub sprzedawane osobom prywatnym (Tumiłowicz 2000). Na liście introdukowanych drzew i krzewów znajdowało się początkowo 70 gatunków. W znacznie mniejszym zakresie podobne prace prowadzono w dawnym zaborze austriackim, a prawie wcale – w rosyjskim.

Po II wojnie światowej powierzchnie leśne z drzewami obcymi stanowiły ważny przedmiot zainteresowań leśników i dendrologów. Powstało na ich temat wiele publikacji oraz niepublikowanych dokumentacji, których jedyną w naszym kraju syntezą jest książka pt. „Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym” (Bellon i in. 1977). Badania w tym zakresie miały przede wszystkim na celu ocenę gatunków pod względem zastosowania w naszych lasach, jednak ich wartość z dzisiejszego punktu widzenia polega na wniesieniu do nauki elementów wiedzy o biologicznych

i ekologicznych uwarunkowaniach oraz przebiegu aklimatyzacji roślin. Najwięcej uwagi poświęcono daglezi zielonej, której wzrost, produktywność oraz właściwości hodowlane wyniosły ten gatunek na pierwsze miejsce pod względem przydatności dla gospodarki leśnej (Chylarecki 2004). Z drzew iglastych pozytywne opinie miała sosna czarna z racji niewielkich wymagań siedliskowych, porównywalnego z sosną pospolitą wzrostu, a przede wszystkim dzięki dość dużej odporności na zanieczyszczenia powietrza. Dwa inne gatunki – dąb czerwony i robinia akacjowa wzbudzały ożywioną niekiedy dyskusję. Za uprawą pierwszego z wymienionych gatunków przemawiały jego mniejsze od rodzimych dębów wymagania siedliskowe, szybszy wzrost, łatwiejsze rozmnażanie, większa odporność na choroby i szkodniki oraz zgryzanie przez zwierzynę, a także znacznie mniejsza wrażliwość na zanieczyszczenia przemysłowe. Robinia, przez wiele lat traktowana jako niepożądany składnik leśnych biocenoz i mało wartościowe źródło surowca drzewnego ze względu na mierną jakość pni, powraca ostatnio jako przedmiot leśnych badań naukowych (np. Engel i in. 2013; Wojda i in. 2013). Przywołuje się w nich m.in. takie zalety robinii, jak: korzystny wpływ na glebę i szeroki zakres wymagań glebowych, tolerancja na ekstremalne warunki siedliskowe, energiczny wzrost, cenne – twarde, trwałe oraz wysokoenergetyczne drewno (Zajączkowski 2013). Dodatkowo w niektórych publikacjach naukowych wróży się robinii świetlaną przyszłość – poszerzanie zasięgu w Europie z powodu zmian klimatycznych, które mają przyczynić się do recesji zasięgów sosny, świerka, brzozy, dębu szypułkowego i buka (Dyderski i in. 2018).

Czeremcha amerykańska zawiodła wprowadzie jako leśny gatunek produkcyjny (być może m.in. z powodu sprowadzenia nasion z przypadkowych populacji), ale zrobiła prawdziwą karierę w naszych lasach, jako gatunek fitomelioracyjny i biocenotyczny. Sadzono ją prawie wszędzie przez kilka dziesięcioleci, nie tylko w celu wzbogacania dolnych warstw lasu, lecz także na poletkach (remizach) zakładanych w ramach tzw. kompleksowo-ogniskowej metody ochrony lasu (Tarwacki 1999).

Poglądy na sens introdukcji do lasów z czasem ulegały przewartościowaniom, zwykle po wielu latach, gdy okazywało się, że nie przynosi ona oczekiwanych wyników, a jej rezultaty stwarzają problemy w zagospodarowaniu lasu i ochronie przyrody. Początkowo atrakcyjność zagadnienia uprawy obcych gatunków w lasach była głównym powodem zajmowania się nim przez leśników praktyków i pracowników naukowych, stwarzała możliwość prowadzenia ciekawych badań oraz wdrażania nowych pomysłów w leśnictwie. Obiecujące, wstępne wyniki badań zachęcały do dalszych eksperymentów. W okresie dynamicznego rozwoju przemysłu i wzrastających obciążeń środowiska zrodziło się przeświadczenie o celowości zastąpienia gatunków rodzimych przez gatunki obce, zwłaszcza na terenach znajdujących się pod wpływem zanieczyszczeń atmosfery i gleb. Modne stało się tworzenie doborów gatunków „odpornych”. Przez wiele lat nie ustawały akcje wprowadzania niektórych

gatunków obcych do lasów, czemu kres położyło dostrzeżenie negatywnych skutków introdukcji dla gospodarki leśnej. Problem synantropizacji środowiska leśnego wskutek introdukcji zajmował początkowo ludzi nauki, a następnie stał się jednym z naczelnych, zdefiniowanych, m.in. w prawodawstwie, wyzwań dla wszystkich zobowiązanych do zajmowania się ochroną przyrody na terenach leśnych. Nastąpiła era poszukiwania sposobów na walkę obcymi w imię ochrony różnorodności biologicznej.

Zadomowione i inwazyjne gatunki roślin w środowisku leśnym

Próba liczbowego ukazania skali naturalizacji obcych roślin naczyniowych w polskich lasach została przedstawiona w artykule Danielewicz i in. (2020). Najważniejsze ustalenia zawarte w tej pracy można streścić następująco:

- liczba 180 gatunków zadomowionych, to około 1/3 taksonów zaliczanych do kategorii antropofitów w całej Polsce i około 5% krajowej flory;
- rozpatrywana grupa roślin obejmuje 100 gatunków drzewiastych (41 drzew i 59 krzewów w tym 5 pnączy i 1 krzewinka) oraz 80 gatunków zielnych (46 bylin i 34 rocznych lub dwuletnich);
- większość antropofitów leśnych (135 gatunków) w niewielkim stopniu poszerza swe wtórne zasięgi bądź nie wykracza poza miejsca ich stwierdzenia, natomiast duży wzrost liczby stanowisk odnotowano w przypadku 24 gatunków zielnych i 11 drzewiastych;
- w leśnych zbiorowiskach zastępczych, przeważnie o charakterze monokultur drzew iglastych założonych na mezotroficznych i eutroficznych siedliskach lasów liściastych, często na gruntach porolnych zadomowiło się 111 gatunków obcych (reszta w zbiorowiskach obrzeży lasów, przy drogach śródleśnych itp.), z których tylko około 20 (10 drzewiastych i 10 zielnych) wykazuje zdolność do zadomowienia w najlepiej zachowanych fitocenozach lasów naturalnych lub zbliżonych do naturalnych;
- ponad połowa z gatunków zadomowionych w zbiorowiskach leśnych należy do roślin, których oddziaływanie na rodzime elementy flory polega jedynie na jej wzbogacaniu lub kompensacji;
- możliwość tworzenia obfitych populacji wtórnych i w związku z tym zdolność do redukcyjnego oddziaływania na autochtoniczne składniki zbiorowisk, bez zaburzania ich zasadniczej struktury, ujawniają 22 gatunki, m.in. jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica*, dąb burgundzki *Quercus cerris*, dąb czerwony *Q. rubra*, robinia lepka *Robinia viscosa*;

- najsilniejszy, edyfikacyjny wpływ na rodzime składniki flory i roślinność leśną wywiera co najmniej 10 gatunków i w skali ogólnokrajowej są to: robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia*, czerwemcha amerykańska *Prunus serotina*, klon jesionolistny *Acer negundo*, których spontaniczne populacje są zdolne do opanowywania zbiorowisk oraz powodują zasadnicze zmiany w ich strukturze i funkcjonowaniu.

Biorąc pod uwagę wpływ obcych gatunków na gospodarkę leśną, można stwierdzić, że największe utrudnienia dotyczą głównie prac przy odnawianiu lasu. Trudności takie stwarzają przede wszystkim rośliny drzewiaste, ze względu na wieloletnią trwałość, szybki wzrost, osiągane wymiary i zajmowaną przestrzeń oraz dużą zdolność do rozrostu wegetatywnego. Oprócz pospolitych – czerwemchy amerykańskiej i robinii akacjowej, do tej grupy można zaliczyć np. świdośliwy kłosową *Amelanchier spicata* i Lamaczkę *A. lamarckii*, dławisz okrągłolistny *Celastrus orbiculatus*, irgę lśniącą *Cotoneaster lucidus* czy tawułę kutnerową *Spiraea tomentosa*.

Do najpospolitszych roślin obcego pochodzenia w Polsce należy wymieniana już czerwemcha amerykańska (Bijak i in. 2014; Zajac i Zajac 2019). Do szerokiego rozpowszechnienia tego gatunku przyczyniło się niewątpliwie masowe i wielokrotne wprowadzanie go do lasów, jako elementu podszytu, najczęściej do zbiorowisk z drzewostanem sosnowym, przeważnie na gruntach porolnych. Niestety nie ma publikowanych analiz, które pozwalałyby prześledzić historię i skalę tej introdukcji. Pierwsze informacje o zdomowieniu czerwemchy amerykańskiej w Polsce pochodzą z lat 40. ubiegłego stulecia. Uważa się, że czerwemcha amerykańska wpływa negatywnie przede wszystkim na środowisko przyrodnicze i gospodarkę leśną, w sposób wieloetapowy i długotrwały, zależny od kondycji zastanych zbiorowisk roślinnych, przy czym jej wpływ polega głównie na przeobrażaniu ich wewnętrznej struktury, dynamiki i składu florystycznego (Halarewicz i in. 2018). Warto zauważyć, że jej właściwości biologiczne (łatwe rozmnażanie generatywne) i ekologiczne (tolerancja na zacienienie, dość szeroka skala wymagań glebowych) oraz rozwojowe (szybki, satysfakcjonujący z punktu widzenia rezultatów uprawy, wzrost), dzięki którym stała się cenionym i w okresie kilku dziesięcioleci najważniejszym elementem podszytowym wprowadzanym do lasów, przyczyniły się do tak spektakularnej inwazji w środkowej Europie. Jest gatunkiem zwalczanym u nas przynajmniej od połowy lat 70. XX wieku, czyli od momentu, w którym zauważono, że utrudnia zakładanie i pielęgnację upraw leśnych (Danielewicz 1994). Od dziesięcioleci są testowane i stosowane różne metody: mechaniczne, chemiczne, biologiczne i kombinowane, jednak nie opracowano jeszcze efektywnych metod kontroli, które nie niosłyby negatywnych skutków w ekosystemach (Otręba 2016). Co ciekawe, ciągle mało uwagi poświęca się działaniom długofalowym, opartym na rzetelnej analizie czynników związanych z gospodarką leśną, które sprzyjają inwazji lub mogą ją hamo-

wać. To oczywiście zadanie niełatwe i niedające szybkich, chwilowych wizualnych efektów, wymagające dobrych pomysłów, odpowiednich nakładów i wytrwałości wykonawców. Nawet pobieżne spojrzenie na prawidłowości w rozmieszczeniu czeremchy amerykańskiej pozwala dostrzec, że w różnym stopniu ma ona zdolność do spontanicznej penetracji wszystkich typów zbiorowisk na średnio żyznych i żyznych siedliskach świeżych. Niekiedy takie zróżnicowanie jest widoczne na niedużym obszarze, np. w okolicach Poznania, w Wielkopolskim Parku Narodowym, czy parkach krajobrazowych Puszcza Zielonka i Promno. Lasy z dojrzałym drzewostanem liściastym (kwaśne dąbrowy, grądy) pod względem udziału czeremchy amerykańskiej wyraźnie różnią się od zbiorowisk zastępczych z sosną.

Innym gatunkiem, o którym warto wspomnieć z kilku powodów, jest tawuła kutnerowata *Spiraea tomentosa*. W odróżnieniu od czeremchy amerykańskiej krzew ten nie był wprowadzany w ramach gospodarki leśnej, nie jest w Polsce pospolity, ma jedynie kilka ośrodków w zachodniej części kraju, w których występuje tylko na kwaśnych siedliskach bagiennych, ma więc dość wąską skalę ekologiczną (Wiatrowska i Danielewicz 2016, 2019). W skali lokalnej, np. w Borach Dolnośląskich, stwarza jednak duże problemy przy odnawianiu lasu, często jej gęste zarośla wypełniają dziesiątki hektarów zrębów, nieudanych upraw i wysychających mokradeł. Badania dotyczące uwarunkowań inwazji tawuły kutnerowatej prowadziła Wiatrowska (2015), która oprócz wyjaśnienia roli wielu czynników środowiskowych w procesie rozprzestrzeniania się tego gatunku, zwróciła uwagę na znaczenie wklęsłych, antropogenicznych form mikrorzeźby (bruzd wyorywanych w ramach przygotowania gleby przed odnowieniem lasu) na siedliskach wilgotnych. Ponieważ hydrochoria jest najskuteczniejszym sposobem spontanicznego przemieszczania się mas drobnych nasion, o wysokiej zdolności do kiełkowania, to gęsta sieć rowów odwadniających, wraz z połączonymi z nimi systemami wspomnianych zagłębień stanowią jeden z najważniejszych czynników sprzyjających inwazji wymienionej rośliny. W tym wypadku również może warto się zastanowić nad modyfikacją sposobu odnawiania lasu w miejscach zagrożonych przez masowy pojaw obcego gatunku.

Uwagi końcowe

Wprawdzie większość intencjonalnych introdukcji obcych roślin do lasów należy już do przeszłości, to nie można zapominać, że w „swoich czasach” były one uważane za odpowiednio uzasadnione i nierzadko inicjowane lub wspierane przez środowiska naukowe. Niepowodzenia, a niekiedy nieprzewidywane wcześniej dotkliwe dla przyrody skutki, do których prowadziły introdukcje, powinny skłaniać do refleksji nad sensem i zakresem ingerencji ludzkiej w środowisko leśne w ogóle.

Można mieć nadzieję, że podejmowane ostatnio, najczęściej pod wpływem bodźców finansowych, działania polegające na testowaniu różnych metod zwalczania organizmów inwazyjnych, nie będą się ograniczać jedynie do prostego, fizycznego usuwania niepożądanych roślin z pola widzenia wykonawców i zlecniodawców, lecz w naukowy sposób uwzględnią aspekt głębszego poznania wpływu zabiegów zwalczania na różne elementy biocenozy oraz siedlisko i funkcjonowanie ekosystemów leśnych. Wyniki badań na ten temat powinny być publikowane niezależnie od tego, czy metody zwalczania przyniosły oczekiwane efekty, czy nie.

Warto poszukiwać odpowiedzi na następujące pytania:

- Jaki okres musi upłynąć, by możliwa była pełna i wiarygodna ocena skuteczności metod zwalczania i ich wpływu na przyrodę?
- Czy znając czynniki synantropizacji związane z gospodarką leśną, które sprzyjają inwazjom, nie powinniśmy więcej uwagi poświęcić weryfikacji dotychczasowych sposobów gospodarczego oddziaływania na środowisko leśne?
- Czy problemów związanych z inwazjami obcych roślin w lasach nie należy traktować znacznie szerzej i całościowo w leśnictwie, ochronie przyrody, nauce, edukacji, planowaniu przestrzennym itp.?

Bibliografia

- Bellon S., Tumiłowicz J., Król S. 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. ss. 267. PWRiL, Warszawa.
- Bijak Sz., Czajkowski M., Ludwisiak Ł. 2014. Występowanie czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) w Lasach Państwowych. Leśne Prace Badawcze 75.4: 359–365.
- Chylarecki H. 2004. Daglezja w lasach Polski. Potencjał produkcyjny, wymagania ekologiczne, biologia. ss. 137. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Czartoryska I. 1805. Myśli różne o sposobie zakładania ogrodów. ss. 56. Drukiem Wilhelma Bogumiła Korna, Wrocław.
- Danielewicz W. 1994. Rozsiedlenie czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) w Nadleśnictwie Doświadczalnym Zielonka. PTPN, Prace Kom. Nauk Rol. Leś. 78: 35–42.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2012. Motywy, okoliczności i środowiskowe konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew i krzewów do lasów. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 14.4: 26–43.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2015. Różnorodność i przemiany dendroflory Polski. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 17.1: 13–26.
- Danielewicz W., Wiatrowska B., Dajdok Z., Tokarska-Guzik B. 2020. Rośliny naczyniowe obcego pochodzenia zadomowione w lasach Polski. Fragm. Flor. Geobot. Polonica 27.2: 451–471.

- Drogoszewski B. 1986. Stosowanie herbicydów z grupy 2,3,5-T do niszczenia czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.). Cz. I. Dawki Tormony 80 i Lignopuru Forte do niszczenia drzewek i krzewów. PTPN, Prace Kom. Nauk Rol. Leś. 62: 29–36.
- Drogoszewski B. 1987. Stosowanie herbicydów z grupy 2,3,5-T do niszczenia czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.). Cz. II. Dobór odpowiednich dawek do Tormony 80 i Lignopuru Forte do niszczenia drzewek. PTPN, Prace Kom. Nauk Rol. Leś. 64: 33–38.
- Drogoszewski B. 1988. Stosowanie herbicydów z grupy 2,3,5-T do niszczenia czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.). Cz. III. Dobór odpowiednich dawek do Tormony 80 i Lignopuru Forte do niszczenia krzewów. PTPN, Prace Kom. Nauk Rol. Leś. 66: 9–16.
- Dyderski M. K., Paż S., Frelich L. E., Jagodziński A. M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24.3: 1150–1163.
- Engel J., Knoche D., Lange Ch. 2013. Opracowanie innowacyjnych metod zagospodarowania drzewostanów robinii akacjowej. W: Konferencja: Robinia akacjowa w krajobrazie Ziemi Lubuskiej. 29.10.2013. ss. 85–104. Łagów.
- Faliński J. B. 1968. Stadia neofityzmu i stosunek neofitów do innych komponentów zbiorowiska. Materiały Zakładu Fitosocjologii Stosowanej Uniwersytetu Warszawskiego 25: 15–31.
- Faliński J. B. 1969. Neofity i neofityzm. *Ekol. Pol. Ser. B* 15.4: 337–355.
- Gazda A. 2013. Występowanie drzew obcego pochodzenia na tle zróżnicowania lasów Polski południowej. *Zeszyty Nauk. Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie* 512, Rozprawy 389: 1–118.
- Halarewicz A., Otręba A., Danielewicz W. 2018. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+PL – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. http://projekty.gdos.gov.pl/files/artykuly/127077/Padus-serotina_czeremcha-amerykanska_PL_icon.pdf. Ostatni dostęp 11.08.2021.
- Król S. 1988. Synantropizacja fitocenozy leśnych przez introdukcję obcych gatunków drzew. *Wiad. Bot.* 32.2: 115–124.
- Otręba A. 2016. Czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. (73–88). W: Obidziński A., Kołaczkowska E., Otręba A. W: Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 128. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.
- Panka S. 2012. Gatunki drzew obcego pochodzenia na leśnych powierzchniach doświadczalnych Brandenburgii. *Rocz. PTD* 60: 21–42.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6: 93–107.

- Szulczewski J. W. 1963. Obcy element w roślinności Wielkopolskiego Parku Narodowego. Prace Monogr. nad Przyrodą Wielkopolskiego Parku Narodowego 4.2: 1–24.
- Tarwacki G. 1999. Znaczenie kompleksowo-ogniskowej metody ochrony lasu w zwiększaniu oporu środowiska. Sylwan 143.12: 73–79.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. ss. 197. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Tumiłowicz J. 2000. Uprawa drzewostanowa obcych gatunków drzew w lasach. (33–37). W: Bojarczuk T., Bugała W. (red.). Bioróżnorodność a synantropizacja zbiorowisk leśnych. Materiały Sekcji Dendrologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego – referaty, doniesienia, postery. 7–9.06.2000 r. ss. 89. Wiry.
- Wiatrowska B. 2015. Uwarunkowania inwazji tawuły kutnerowatej (*Spiraea tomentosa* L.) w Borach Dolnośląskich. Rozprawa doktorska. ss. 258. Katedra Botaniki Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań.
- Wiatrowska B., Danielewicz W. 2016. Środowiskowe uwarunkowania inwazji tawuły kutnerowatej (*Spiraea tomentosa* L.) w Borach Dolnośląskich. Sylwan 60.8: 696–704.
- Wiatrowska B., Danielewicz W. 2019. *Spiraea tomentosa* L. (133; 255–256). W: Zajac A., Zajac M. (red.). Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce: Dodatek. ss. 319. Instytut Botaniki, Kraków.
- Wodzicki S. 1818. O chodowaniu, użytku, mnożeniu i poznawaniu Drzew, Krzewów, Roślin i Ziół celniejszych: ku ozdobie Ogrodów przy zastosowaniu do naszej strefy. Dzieło Miłośnikom Ogrodów Poświęcone. T. 1. O drzewach i krzewach w Polsce zimotrwałych. ss. 593. Drukarnia Józefa Mateckiego, Kraków.
- Wojda T. 2013. Występowanie robinii akacjowej oraz badania Instytutu Badawczego Leśnictwa nad tym gatunkiem. (22–29). W: Konferencja: Robinia akacjowa w krajobrazie Ziemi Lubuskiej. 29.10.2013. ss. 137. Łagów.
- Zajac A., Zajac M. (red.) 2019. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce: Dodatek. ss. 319. Instytut Botaniki UJ, Kraków.
- Zajaczkowski K. 2013. Robinia akacjowa – wartościowy gatunek, plantacyjna uprawa robinii. (73–84). W: Konferencja: Robinia akacjowa w krajobrazie Ziemi Lubuskiej. 29.10.2013. ss. 137. Łagów.

BIOLOGIA I EKOLOGIA CZEREMCHY AMERYKAŃSKIEJ JAKO GATUNKU INWAZYJNEGO

KATARZYNA MARCISZEWSKA^{1*}, ANNA OTRĘBA², ANDRZEJ SZCZEPKOWSKI¹

¹ Instytut Nauk Leśnych SGGW w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

² Kampinoski Park Narodowy, ul. Tetmajera 38, 05-080 Izabelin

*katarzyna_marciszewska@sggw.edu.pl

Abstrakt: W obszarze swojego pierwotnego występowania czeremcha amerykańska jest opisywana jako gatunek pionierski i ceniona ze względu na wartościowe drewno, rolę biocenotyczną oraz walory ozdobne, lecznicze i konsumpcyjne. W nowych zasięgach, które obejmują większość krajów europejskich, cieszy się jednak złą sławą jednego ze stu najbardziej inwazyjnych gatunków Europy. Sukces w opanowaniu nowego kontynentu zawdzięcza specyficznej kombinacji cech biologicznych i ekologicznych, a także w dużej mierze działaniom człowieka. Introdukowana do Europy na początku XVII wieku jako gatunek ozdobny, na większą skalę rozprzestrzeniła się po masowym wprowadzeniu do lasów w XIX i XX wieku. Czynnikiem sprzyjającym czeremsze w zasiedlaniu nowych obszarów, był też efekt ucieczki od naturalnych wrogów. Z upływem czasu i nowymi interakcjami, jakie zawiązują się pomiędzy tym przybyszem a rodzimą fauną, florą i fungą, znaczenie tego czynnika zdaje się jednak słabnąć. W sytuacji nieukończzonej ekspansji czeremchy amerykańskiej na kontynencie europejskim, w rozwoju tych właśnie interakcji, upatrywać można najsukcesowniejszego w dłuższej perspektywie czasu czynnika, regulującego jej populację w nowych zasięgach.

Słowa kluczowe: efekt „nowej broni”, uwolnienie od naturalnych wrogów, introdukcja, strategia Alicji, syndrom Oskara

Wprowadzenie

Leśny chwast, gatunek inwazyjny, najeźdźca zagrażający różnorodności biologicznej z jednej strony; gatunek pionierski, cenny gospodarczo i biocenotycznie z drugiej – to dwa różne sposoby patrzenia na tę samą roślinę – czeremchę amerykańską. Gatunek, w pierwotnym zasięgu bardzo ceniony, wykazujący przystosowania do życia i zasiedlania szerokiego spektrum warunków; na obszarze wtórnego zasięgu, m.in. z tego właśnie powodu, jest dziś zwalczany i postrzegany jako botaniczny odpowiednik hydry lernejskiej. Jakie cechy gatunku i okoliczności jego introdukcji sprawiły, że zadomowił się w nowych obszarach, stał się składnikiem zbiorowisk roślinnych zdolnym do wypierania rodzimej flory i ograniczania różnorodności biologicznej, zwłaszcza w warunkach zaburzeń?

Obszerna literatura dotycząca inwazyjności roślin naczyniowych wskazuje, że nie ma jednego modelowego zestawu cech i okoliczności, które można by wymienić jako gwarant sukcesu inwazyjnego. Co innego zapewne umożliwiło afrykań-

skiej akacji opanowanie Australii, a co innego europejskim trawom zapewniło inwazyjny sukces w Ameryce Północnej – stwierdzają Pyšek i Richardson (2007), po przeanalizowaniu licznych prac poświęconych temu zagadnieniu. Jednak w danych okolicznościach, cechy gatunku niewątpliwie mają znaczenie, co ww. autorzy wykazali na podstawie porównania wyników 59 publikacji dotyczących 64 gatunków obcych, w tym inwazyjnych i ich rodzimych krewniaków, a także obcych gatunków pokrewnych, ale różniących się stopniem inwazyjności. Cechy, które okazały się odróżniać obcych inwazyjnych przybyszów, w ponad 50% badań, to w kolejności od najsilniej potwierdzonych to przede wszystkim: intensywniejsze rozrastanie się w przestrzeni, większa płodność, wydajniejsze użytkowanie azotu, fosforu i wody, szybszy wzrost, większa odporność na presję roślinożerców, wydajniejsze rozsiewanie, dłuższe lub wcześniejsze kwitnienie, większa wydajność fotosyntetyczna i większa specyficzna powierzchnia liścia (SLA), wcześniejsze, obfitsze lub słabo zależne od warunków kiełkowanie, większa przeżywalność siewek, większa wysokość, lepsza tolerancja pożarów, obfitszy lub bardziej długotrwały bank nasion, szybszy wzrost siewek.

Na inwazyjny sukces czeremchy amerykańskiej,łożyło się m.in. kilka z wyżej wymienionych cech, które – uwzględniając jeszcze powód introdukcji – można pogrupować następująco: a) cechy ogólne: walory użytkowe, b) cechy morfologiczne: rozmiar, tempo wzrostu, wegetatywne rozmnażanie, c) cechy fizjologiczne: alokacja energii we wzrost, d) reprodukcja generatywna: wczesne i długie kwitnienie, wysoka płodność, wydajny sposób rozsiewania, duża zdolność kiełkowania, wysoka przeżywalność siewek, tworzenie banku nasion, e) cechy środowiskowe: tolerancja na roślinożerców, tj. zgryzanie i ścinanie.

Niewątpliwie jednak to walory użytkowe czeremchy amerykańskiej, z których jest znana i ceniona w krajach pochodzenia (produkcyjne, ozdobne, biocenotyczne, prozdrowotne, lecznicze, konsumpcyjne) sprawiły, że wzbudziła zainteresowanie na Starym Kontynencie, a aktywna i celowa introdukcja otworzyła jej pole do inwazji.

Charakterystyka gatunku i okoliczności introdukcji czeremchy amerykańskiej

Systematyka, pochodzenie i zmienność w pierwotnym zasięgu

Czeremcha amerykańska, nazywana także czeremchą późną, zaliczana jest do szeroko ujmowanego rodzaju *Prunus* (*Prunus s.l.*) w obrębie rodziny różowatych (Rosaceae). Jest to rodzina grupująca rośliny o dużym znaczeniu gospodarczym, obejmująca wiele uprawnych drzew i krzewów owocowych oraz gatunków ozdobnych i leczniczych, rozprzestrzeniona na całej kuli ziemskiej. Z powodu skompli-

kowanej i nie do końca ustalonej filogenezy, rodzaj ten był różnie klasyfikowany przez botaników, stąd też liczne synonimy wynikające z zaliczania czeremchy do rodzajów *Cerasus*, *Laurocerasus*, *Padus* lub *Prunus*. Najczęściej dziś stosowane łacińskie nazwy gatunkowe dla czeremchy amerykańskiej to *Prunus serotina* Ehrh. i *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. Jednak współczesne badania molekularne, niepotwierdzające monofiletyczności i tym samym trafności dotychczasowych klasyfikacji rodzajów (podrodzajów) w obrębie grupy *Prunus s.l.*, przemawiają za zaliczaniem wszystkich taksonów z tej grupy do jednego zbiorowego rodzaju *Prunus* (Wen i in. 2008) i szerszym stosowaniem nazwy *Prunus serotina* Ehrh.

Pierwotny zasięg czeremchy amerykańskiej obejmuje południowo-wschodnią część Ameryki Północnej (Sargent 1961; Little 1971) i stanowi blisko połowę powierzchni USA. Jest ona allotetraploidem, o dużej różnorodności genetycznej (Pairot 2007), co znajduje odzwierciedlenie w postaci kilku (5–7) odmian geograficznych, niekiedy podnoszonych do rangi podgatunków (Marquis 1990) wyróżnianych w obrębie pierwotnego zasięgu. Jest to także czynnikiem sprzyjającym i potencjalnie zwiększającym prawdopodobieństwo sukcesu w opanowywaniu nowych obszarów.



Ryc. 1. Pierwotny zasięg *Prunus serotina* Ehrh. obejmujący głównie Amerykę Północną (Little 1971)

Największy zwarty zasięg ma odmiana nominatywna *P. serotina* var. *serotina*, która występuje w Ameryce Północnej między 49 a 30 stopniem szerokości geograficznej północnej, obejmując centralne i wschodnie stany USA oraz południowo-wschodnią część Kanady (od Nowej Szkocji i Nowego Brunszwiku na zachód do południowego Quebecu i Ontario, do Michigan i wschodniej Minnesoty, na południe do Iowa, skrajnie wschodniej Nebraski, Oklahomy i Teksasu oraz na wschód do środkowej Florydy). Odmiana ta tworzy mieszańce z czeremchą wirginijską *Prunus virginiana* L.), której zasięg rozciąga się w poprzek kontynentu, częściowo pokrywając się z zasięgiem czeremchy amerykańskiej. Poza ww. zakresem występują: *P. serotina* var. *serotina* także w Meksyku; *P. serotina* var. *eximia* w środkowym Teksasie; *P. serotina* var. *rufula* i *P. serotina* var. *virens* od gór Trans-Pecos w Teksasie na zachód do Arizony i na południe do Meksyku; *P. serotina* subsp. *capuli* tylko w południowym Meksyku i Gwatemali (McVaug 1951; Marquis 1990).

Ekologia i znaczenie w krajach pochodzenia

Czeremcha amerykańska jest umiarkowanie światłolubna, rośnie na różnych glebach z wyjątkiem ekstremalnie suchych lub wilgotnych, w różnych warunkach klimatycznych (Marquis 1990) – od półpustynnych terenów Arizony, położonej w strefie klimatu zwrotnikowego i podzwrotnikowego, po mroźną Minnesotę, z



Ryc. 2. Kłody czeremchy amerykańskiej na zrębie w Appalachach, w południo-wschodniej części stanu Nowy Jork. Fot. Telos1079, CC BY-SA 3.0. <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=11615578>

ekstremami charakterystycznymi dla klimatu kontynentalnego. Jest gatunkiem oportunistycznym, szybko rosnącym, drzewem leśnym początkowych faz sukcesji i luk (Sutherland i in. 2000) oraz gatunkiem ruderalnym odpornym na zaburzenia (Grime 2001). Jedynie w Alleghenach tworzy lite drzewostany; ze znacznijszym udziałem, przekraczającym 40%, spotykana jest w zbiorowisku, które tworzy z klonami. Ponadto występuje w wielu różnych zbiorowiskach leśnych, ale w niewielkim udziale. W niektórych częściach rodzimego zasięgu *P. serotina* jest również wymieniana jako gatunek-chwast (McVaugh 1951; Mulligan i Munro 1981) rozprzestrzeniający się głównie wzdłuż dróg, na nieużytkach, terenach antropogenicznych i zaburzonych.

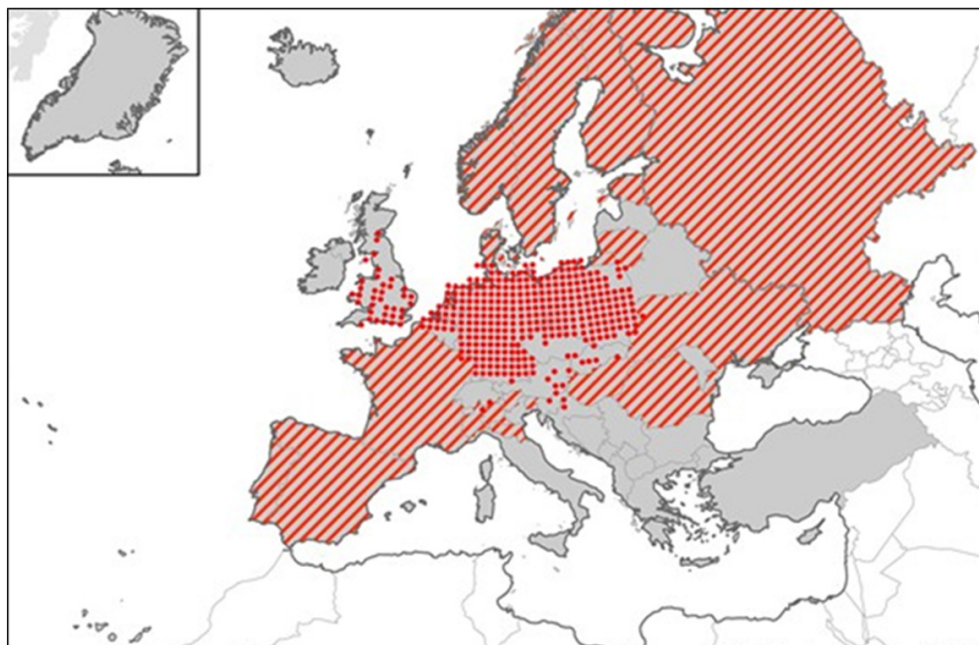
Istotną rolę odgrywa w gospodarce leśnej stanów Kentucky, Pensylwania, Wirginia Zachodnia i Nowy Jork (Marquis 1990), gdzie roczne pozyskanie jej drewna wynosi ok. 1,4 mln m³, zasoby zaś szacowane są na ok. 121 mln m³. W optymalnych warunkach siedliskowych, w wieku 60 lat drzewa czeremchy amerykańskiej osiągną 24–30 m wysokości i 50–60 cm pierśnicy, a zasobność do 385 m³ (Tumiłowicz 1977). Jej drewno jest cenione i używane na fornir, do wyrobu luksusowych mebli, boazerii, wykładzin i tzw. galanterii drzewnej (Record i Hess 1944; Tumiłowicz 1977). Czerwonobrązowa barwa twardzieli pogłębia się z wiekiem, upodabniając drewno czeremchy do mahoniowego (Record i Hess 1944; Tumiłowicz 1977). Od dawna wykorzystywane są też właściwości prozdrowotne i lecznicze kory, kwiatów i owoców czeremchy (Record i Hess 1944; Telichowska i in. 2020): działanie przeciwkaszlowe i przeciwzapalne ma np. odwar z kory zbieranej z młodych okazów; napary z kwiatów i bogate w kwas askorbinowy owoce – pestkowce barwy czarnej – wzmacniające odporność, działające antyseptycznie, przeciwbakteryjnie, przeciwzapalnie, moczopędnie, uspokajająco i detoksykacyjnie, znajdują zastosowanie także w ziołolecznictwie i kosmetyce. Owoce są ponadto przetwarzane na dżemy, galaretki, soki, a także stosowane do wyrobu win, wódek i nalewek (np. rum cherry, cherry bounce).

Introdukcja i wtórny zasięg w Europie

Pierwsza introdukcja czeremchy amerykańskiej z Ameryki Północnej do Europy, miała miejsce na początku XVII wieku: w roku 1623 (Wein 1930) lub 1629 (Goeze 1916) gatunek został sprowadzony do Francji jako roślina ozdobna, sadzona następnie w parkach i ogrodach. Dla tych samych powodów czeremcha została sprowadzona do Niemiec w roku 1685, a do Holandii w 1740 roku. Choć introdukcja do Europy była wielokrotna, to materiał pochodził ze stosunkowo niewielkiego obszaru wschodniej części gór Allegheny, a sprowadzana była odmiana typowa, tj. *P. serotina* var. *serotina* (Vanhellemont 2009; Pairon i in. 2010). Na wiek XVIII i XIX przypada zakładanie leśnych powierzchni doświadczalnych i próby wyko-

rzystania gatunku jako źródła surowca drzewnego (Holandia, Niemcy i Francja), zakończone jednak niepowodzeniem. W Polsce zachowały się nieliczne grupy drzew, będące pozostałością po powierzchniach leśnych zakładanych przez Pruskie Stacje Doświadczalne na przełomie XIX i XX wieku (Tumiłowicz 1977). U nas, jak też w innych krajach europejskich, gatunek nie osiąga takich wymiarów, ani jego drewno takiej jakości jak w Ameryce i z tego powodu nie spełnił pokładanych w nim nadziei. Mimo to w wieku XX czeremchę wprowadzano masowo do borów, ale tym razem dla ich ochrony przed wiatrem i ogniem oraz ze względów fitomelioryacyjnych – dla poprawy właściwości gleb (głównie stosunku węgla do azotu z reguły niekorzystnego na siedliskach borowych), a także ze względów biocenotycznych.

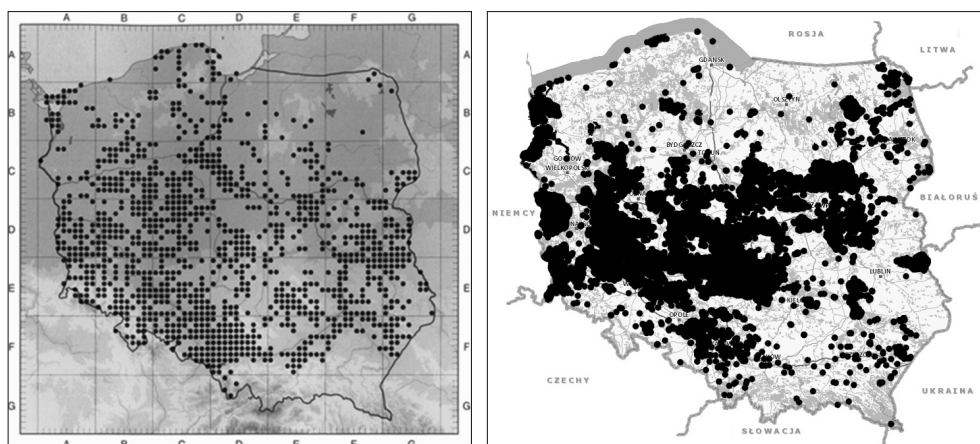
Obecnie czeremcha rozpowszechniona jest niemal w całej Europie, zwłaszcza w jej części środkowej – Danii, Holandii i północnych Niemczech (Starfinger 1990; Vanhellemont 2009). W nowych zasięgach stała się uciążliwym gatunkiem inwazyjnym. Powoduje istotne i negatywne zmiany w ekosystemach leśnych. W wielu krajach europejskich jest zwalczana.



Ryc. 3. Rozprzestrzenienie *Prunus serotina* w Europie (Winter i Pergl 2008) DAISIE 2010.
Oznaczenia: skośne pasy – obecność w kraju, punkty – obecność w polach kartogramu

Introdukcja i występowanie w Polsce

Pierwsze dane o introdukcji czeremchy amerykańskiej do Polski pochodzą z 1813 r. Do swojego ogrodu w Niedźwiedziu k. Krakowa sprowadził ją wtedy Stanisław Wodzicki (Hereźniak 1992 za Dolatowskim mskr.; Tomanek 1997; Dolatowski 2014) i na pewno nie z naturalnego zasięgu, ale z jednego z europejskich ogrodów botanicznych lub nieokreślonej firmy ogrodniczej (Dolatowski 2011). Obecnie czeremcha amerykańska występuje na całym obszarze kraju (ryc. 4; Zajac i Zajac 2001; Tokarska-Guzik 2005; Geoserwis GDOŚ 2021), zarówno jako gatunek ogrodowy i parkowy, jak i w zbiorowiskach półnaturalnych zwłaszcza leśnych. W lasach będących w zarządzie PGL LP została zinwentaryzowana na obszarze ok. 100 tys. ha, co stanowi 1,4% ich całkowitej powierzchni (Tokarska-Guzik 2005; Bijak i in. 2014). Notowana jest także na obszarach chronionych, w tym w parkach narodowych (Danielewicz i Maliński 1997; Olaczek 1998; Dajdok i in. 2007; Bomanowska i in. 2014). W Kampinoskim Parku Narodowym jest jednym z siedmiu najliczniej występujących antropofitów (Otręba 2008, 2012, 2014).

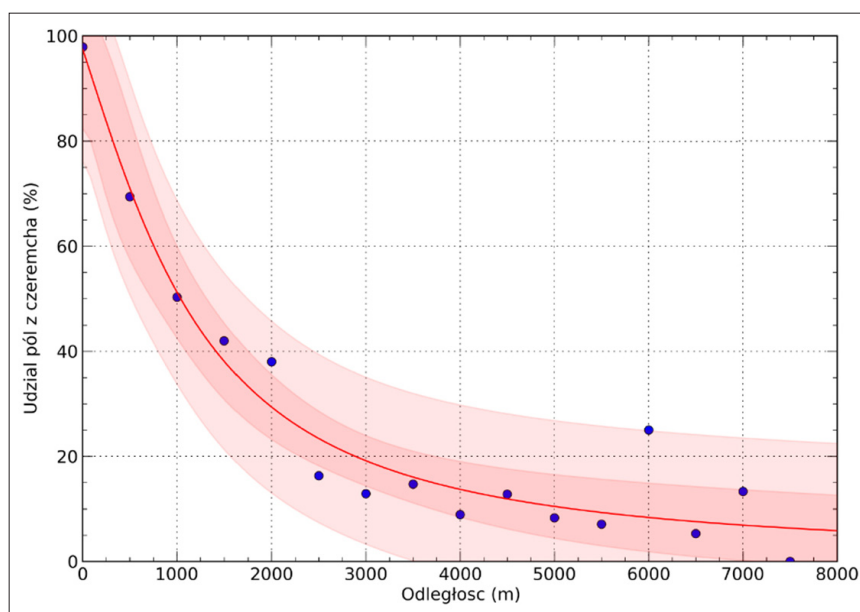


Ryc. 4. Rozprzestrzenienie czeremchy amerykańskiej w Polsce: po lewej w kartogramie ATPOL (Zajac i Zajac 2001), po prawej wg bazy Geoserwis GDOŚ (2021)

Do tak szerokiego rozprzestrzenienia czeremchy w Polsce, podobnie jak w innych krajach europejskich, walenie przyczyniły się działania leśników w postaci licznych, rozsianych po całym kraju, celowych introdukcji do lasów, zwłaszcza na ubogie siedliska borowe dla uzyskania efektów fitomelioracyjnych i biocenotycznych. Nasadzenia te powstawały jeszcze w drugiej połowie XX wieku.

Pierwotne źródła dyspersji a rozprzestrzenianie się czeremchy amerykańskiej

Pokrywanie się obszarów o najwyższych zagęszczeniach czeremchy amerykańskiej z pobliżem miejsc pierwotnej introdukcji zaobserwowano w lasach wielu krajów Europy. W Polsce zależność taką zaobserwowano m.in. w Kampinoskim Parku Narodowym (ryc. 5; Otręba 2012), a także w lasach doświadczalnych w Puszczy Zielonka w Wielkopolsce (Danielewicz 1994, Rutkowski i in. 2002) i innych (Jagodziński i in. 2015, 2019). W badaniach Otręby (2012) w KPN odległość od źródła dyspersji nasion wyjaśniała 35% zmienności wtórnego rozprzestrzenienia się czeremchy amerykańskiej, podczas gdy gleba i roślinność tylko 14% (przy $p < 0,001$). Także w Belgii stwierdzono, że rozmieszczenie czeremchy amerykańskiej w kompleksie leśnym, w największym stopniu zależało od odległości od osobników owocujących i ich rozmiarów (Vanhellemont i in. 2009).



Ryc. 5. Rozprzestrzenienie czeremchy amerykańskiej w zależności od odległości od miejsca pierwotnej introdukcji w Kampinoskim Parku Narodowym (Otręba 2012)

Powyższa zależność wspiera tezę, że do osiągnięcia przez czeremchę amerykańską stadium inwazji przyczyniło się w znacznej mierze jej masowe i celowe wprowadzanie do lasów Europy w XIX i XX wieku, skutkujące licznymi i dość blisko położonymi pierwotnymi źródłami introdukcji. Dzięki temu, gatunek ten osiągnął ciągle występowanie w stosunkowo krótkim czasie, co nie byłoby możliwe przy

dużych odległościach, biorąc pod uwagę, że tempo jej rozprzestrzeniania się wynosi ok. 1 km na 40 lat. Także w północnych Niemczech inwazję czeremchy amerykańskiej w lasach wiąże się z nasadzeniami milionów jej sadzonek w zalesieniach i odnowieniach z dominacją sosny i modrzewia (Starfinger i in. 2003). Udział czeremchy amerykańskiej wynosił w nich 25%, co przekładało się na liczbę 2,7 tys. sadzonek na hektar, przy zastosowanej więźbie 1,6 m x 0,5 m.

Tempo wzrostu i rozmiary czeremchy

Czeremcha amerykańska jest gatunkiem szybko rosnącym i stosunkowo krótkowiecznym. W pierwotnym zasięgu, na Płaskowyżu Allegheskim, rośnie najszybciej spośród gatunków towarzyszących do wieku 60–80 lat i tworzy najwyższą warstwę. W wieku powyżej 100 lat wzrasta drastycznie jej śmiertelność, maksymalnie dożywa do 250 lat (Marquis 1990). W Polsce centralnej, wśród 26 taksonów posadzonych w remizach ustępowała wzrostem jedynie ałyczy, w wieku 15 lat osiągała wysokość 650 cm (Burzyński 1989). Stanisław Wodzicki w 1824 r. pisał „*Prunus serotina* Korcípka Amerykańska z późnym kwiatem (...). Wyrasta prędko do 20 łokci.” We wschodnich Stanach Zjednoczonych osiąga wysokość 38 m i średnicę 1,2 m lub więcej. Odmiany południowo-zachodnie są znacznie mniejsze (Uchtyl 1991). W Europie nie osiąga takich rozmiarów, jak w Ameryce, często, zwłaszcza na niekorzystnych siedliskach, przyjmuje postać krzewiastą, rzadziej jest drzewem, które u nas z rzadka przekracza 20 m wysokości (Tumiłowicz 1977).

Czynniki decydujące o tempie wzrostu wynikają z faktu, że jest to gatunek światłolubny, zależny od obecności luk, nieodporny na konkurencję ze strony innych gatunków (m.in. Muys i in. 1992; Starfinger 1997; Closset-Kopp i in. 2007; Vanhellemont 2009; Halarewicz 2012). Jego sukces inwazyjny silnie zależy od dostępu światła (Jagodziński i in. 2019). W Ameryce w celu uzyskania odnowienia czeremchy zaleca się stosowanie cięć zupełnych w drzewostanie, cięcia pojedyncze prowadzą do wycofania się gatunku (m.in. Marquis 1990). Podrosty charakteryzowały się wyraźnie większą wysokością i grubością, gdy rosły w lukach, niż pod zwartym drzewostanem (Closset-Kopp i in. 2007). W północnych Niemczech do masowego rozprzestrzeniania się gatunku doszło w latach 70. XX wieku, po pierwszych cięciach prześwietlających wykonanych na dużych powierzchniach w drągowinach sosnowych i modrzewiowych (Starfinger 1997).

Gatunek toleruje szeroki zakres warunków glebowych: z wyjątkiem skrajnie suchych i mokrych, nie znosi podtopienia (Marquis 1990). Początkowe etapy kolonizacji w niewielkim stopniu zależą od rodzaju gleby. W Europie występuje na glebach kwaśnych do prawie obojętnych, ubogich w azot do stosunkowo bogatych i umiarkowanie wilgotnych (Zerbe i Wirth 2006). Najczęściej na kwaśnych

i suchych glebach piaszczystych (Starfinger 1997; Halarewicz 2014). Gleby bieli-cowe są szczególnie podatne na inwazję czeremchy amerykańskiej (Verheyen i in. 2007). Na glebach wilgotnych lub wapiennych jest zasadniczo niespotykana (Decocq 2007). Na bogatszych glebach ustępuje konkurencyjnym innym gatunkom (Van den Tweel i Eijssackers 1987).

Pnie o użytkowych wartościach wytwarza na glebach żyznych, ze znacznym udziałem części gliniastych w składzie mechanicznym. Na glebach piaszczystych i gliniasto-piaszczystych przyjmuje formę małych drzewek tworzących obfity podszyt, a na piaszczystych, skrajnie ubogich, rośnie bardzo słabo, krzaczasto (Dominik 1947; Tumiłowicz 1977; Rutkowski i in. 2002).

Warto zwrócić uwagę, że czeremcha amerykańska, jak większość drzew leśnych, do dobrego wzrostu wymaga symbiozy z grzybami mykoryzowymi. Podobnie jak niektóre inne gatunki drzewiaste obcego pochodzenia w Europie, powszechnie nawiązuje symbiozę z grzybami arbuskularnymi, spośród których wiele gatunków charakteryzuje się szerokim rozpowszechnieniem w skali świata i brakiem specyficzności wobec partnera roślinnego (Moora i in. 2011; Davison i in. 2015; Majewska i in. 2015). Fakt, że czeremcha amerykańska, tworząca mykoryzę arbuskularną, nie wymaga zawleczenia symbionta mykoryzowego ze swojego naturalnego zasięgu, niewątpliwie pozwala jej osiągać dobry wzrost i kondycję zdrowotną we wtórnym zasięgu, a przez to stanie się gatunkiem ekspansywnym, a nawet inwazyjnym (Wilgan 2020).

Rozmnażanie generatywne, owocowanie i bank nasion

Czeremcha amerykańska rozmnaża się głównie generatywnie przez nasiona powstające z obupłciowych, przedślupnych kwiatów zapylanych głównie przez niewyspecjalizowanych zapylaczy (Pairon i in. 2006a). Z kwiatów samopylnych nie rozwijają się żywotne nasiona (Forbes 1973). Wcześniej rozpoczyna owocowanie i owocuje obficie do późnego wieku, co jest czynnikiem sprzyjającym inwazji, choć tylko ok. 15% kwiatów daje owoce, a 25% wytworzonych owoców opada przedwcześnie (Pairon i in. 2006a). W Ameryce na otwartej przestrzeni zaczyna owocować przeciętnie w wieku 10 lat, w drzewostanie – 30 lat (Marquis 1990). W pełnym oświetleniu może jednak owocować już w wieku 4–7 lat, podczas gdy pod okapem drzewostanu co najmniej kilkanaście lat później (Deckers i in. 2005; Starfinger 2006; Halarewicz 2011). Owocowanie jest zazwyczaj obfite i coroczne: w Belgii, pod okapem sosny, liczba owoców wynosiła od 0 do 10 tys./rok i 600 szt./m² (Pairon i in. 2006a), we Francji, pod okapem drzewostanu liściastego, średnio było ok. 6 tys. owoców/rok, maksymalnie ok. 9 tys. (Closset-Kopp i in. 2007). Niektóre okazy owocują jednak skąpo – nawet w korzystnych warunkach (Marquis 1990).

Sukcesu inwazyjny ułatwia *czerechma* także zdolność do tworzenia krótkotrwałego, lecz stałego banku nasion, zapewniającego obfite odnawianie się gatunku każdego roku (Marquis 1990). Nasiona zachowują żywotność przez 3 do 5 lat w zasięgu pierwotnym (Marquis 1975) i wtórnym (Eijsackers i Van de Ham 1990). Charakteryzuje je także duża zdolność kiełkowania wynosząca 86–90% (NOBANIS) i rozciągnięcie kiełkowania na kilka lat: od 10 do 22% nasion kiełkuje w pierwszym roku po rozsianiu, najwięcej w kolejnym 42–50%, w trzecim 4–25% (Uchytł 1991). Nasiona typu *orthodox* okryte są początkowo sklerenchymatycznym endokarpem i kiełkują po spoczynku zimowym: najlepiej w wilgotnych i cienistych warunkach (Marquis 1990), a sprzyja temu także skaryfikacja, np. w wyniku przejścia przez przewód pokarmowy ptaków i małych ssaków (Boucault 2009), ale nie bywała (Ehrenburg i in. 2008). Takie nasiona w ogóle nie kiełkują.

W badaniach przeprowadzonych w Belgii w drzewostanie sosnowym z podokapową *czerechmą* stwierdzono, że zdecydowana większość owoców (80–95%) opadało grawitacyjnie (Pairen i in. 2006a i b) w odległości do 15–18 m od drzewa macierzystego. W drodze zoochorii rozsiewane jest pozostałe od 5% do 20% nasion. Wektorem ich rozprzestrzeniania są przede wszystkim ptaki: w krajobrazie rolniczym Belgii głównie kos i grzywacz (Deckers i in. 2005); drożd paszkot, czyż i grubodziób w Polsce (Bartkowiak 1970), a 60 gatunków podano dla Niemiec (Turcek 1961 za Starfinger 1997). Spośród ssaków natomiast wymieniane są: niedźwiedzie, lisy, myszy i in. (Marquis 1990); dziki, daniel, kuny, lisy, borsuki i in. (Starfinger 1997; Kurek 2012). Według Starfingera (1997) spontaniczne rozsiewanie się gatunku pozwala na powiększanie lokalnego zasięgu o 1 km w ciągu 40 lat, co jest tempem stosunkowo powolnym, ale jak się zdaje, nie zawsze odzwierciedlającym stan faktyczny na co zwraca uwagę np. Ligocki i in. (2021), autorzy rozdziału w niniejszej monografii.

Bank siewek, strategia „siedź i czekaj” i syndrom Oskara

Siewki i młode rośliny *czerechmy amerykańskiej* mogą przeżyć kilka lat w dużym zacienieniu, czemu towarzyszy silne zahamowanie ich wzrostu (Marquis 1990). Jest to element strategii typu K, opisany przez Silvertowna jako syndrom Oskara (1982), występujący zarówno w naturalnym, jak i wtórnym zasięgu *czerechmy amerykańskiej* – w Niemczech, w Belgii i we Francji (Marquis 1990; Starfinger 1997; Pairen i in. 2006a; Closset-Kopp i in. 2007; Vanhellemont 2009; Halarewicz 2011). Nazwa syndrom Oskara, jest nawiązaniem do literackiej postaci chłopca z powieści Guntera Grassa pt. „*Błaszany bębenek*”, który w proteście wobec niesprzyjających okoliczności postanowił przestać rosnąć. Tak też zachowuje się *czerechma amerykańska*, wytwarzając w ten sposób trwały bank siewek i młodych roślin, które

po pojawieniu się luki i zwiększeniu dopływu światła natychmiast i szybko rosną (wzrost $> 56 \text{ cm rok}^{-1}$). We wczesnych stadiach rozwoju w środowisku leśnym czeremcha amerykańska zachowuje się zatem jak tolerujący zacienienie strateg K, stawiający na przetrwanie. Stała obecność nalotu korzystnie wpływa także na początkowe stadia kiełkowania kolejnego pokolenia siewek, przez utrzymywanie większej wilgotności i ocienienia.

Rozmnażanie wegetatywne, regeneracja po uszkodzeniach i strategia Alicji

Wielu autorów z Europy (Closset-Kopp i in 2007; Starfinger 2010; Halarewicz 2011) podaje, że czeremcha amerykańska rozmnaża się wegetatywnie przez odrośla korzeniowe. Jednak z obszaru naturalnego zasięgu podawana jest jedynie zdolność młodych osobników do regeneracji z szyi korzeniowej (Marquis 1990). W eksperymencie terenowym w Kampinoskim Parku Narodowym stwierdzono zaledwie jeden przypadek powstania odrośli korzeniowych na kilkaset wyrwanych lub wyciętych w szyi korzeniowej roślin i pojedyncze przypadki, w uzupełniających badaniach laboratoryjnych (Janik 2015), co każe przyjąć, że jest to zjawisko marginalne przynajmniej w warunkach centralnej Polski.

Niewątpliwie gatunek charakteryzuje się wysoką i długotrwałą zdolnością wytwarzania odrośli z uszkodzonych pni, powstających zarówno z szyi korzeniowej, jak i z pąków epikormicznych na pniach. Największa zdolność odroślowa przypada w 40–50 roku życia, a odrośla rosną szczególnie szybko w pełnym świetle: ich tempo wzrostu do 20–30 roku życia jest nawet wyższe niż osobników generatywnych (Marquis 1990).

Zdolność do wytwarzania odrośli pozwala czeremsze amerykańskiej stosować pewien szczególny rodzaj strategii, opisany w literaturze jako strategia Alicji – „Alice behaviour” (Closset-Kopp i in. 2007), jako analogia do postaci literackiej z książek Charlesa Lutwidge’a Dodgsona, opublikowanych pod pseudonimem Lewis Carroll. Dziewczynka zmieniała swój wzrost stosownie do potrzeb: raz malejąc, a raz rosnąc po zjedzeniu kawałka grzyba z lewej lub prawej jego strony. U czeremchy amerykańskiej strategia ta przejawia się u okazów dorosłych, w niekorzystnych warunkach skutkujących zahamowaniem wzrostu, jednak zdolność do wytwarzania odrośli pędowych i z szyi korzeniowej zostaje zachowana. W niekorzystnych warunkach, np. oświetlenia, polega ona na przeniesieniu wzrostu z części nadziemnej na odrośla, jako sposobu optymalizacji wykorzystania zasobów, co umożliwia odtworzenie się po zranieniu, złamaniu, zgryzieniu, a także ułatwia szybsze, ponowne opanowywanie siedlisk, np. po zniszczeniu zbiorowisk w wyniku pożaru, karczowania itp.

Biochemia w natarciu – czyli hipoteza nowej broni w praktyce

Czeremcha amerykańska posiada w swoim składzie chemicznym związki, które wywierają silny wpływ na inne rośliny wyższe, a także na mikroorganizmy. Według autorów hipotezy nowej broni (Callaway i Ridenour 2004), w zjawisku inwazji oddziaływania te, o allelopatycznym charakterze, stanowią specyficzną broń, szczególnie skuteczną we wtórnym zasięgu, gdzie nowy przybysz jest nieznanym rodzimym gatunkom. Ta nowatorska broń biochemiczna zapewnia im konkurencyjną przewagę i ułatwia opanowanie nowych siedlisk i układów roślinnych (Weir 2007; Mallik 2008). Co więcej, przewaga wynikająca z posiadania nowej broni może skutkować szybką jej ewolucją – na przykład wytwarzaniem większych ilości allelopatycznych lub przeciwdrobnoustrojowych wydzielin korzeniowych.

Liście, pędy, kora (zwłaszcza na korzeniach i młodych pędach), a także nasiona czeremchy amerykańskiej mają gorzki smak i zawierają glikozydy cyjanogenne (Uchytıl 1991), które podczas enzymatycznego rozkładu w drodze hydrolizy, zachodzącego po uszkodzeniu tkanek roślinnych, uwalniają m.in. toksyczny dla żywych organizmów kwas cyjanowodorowy. Przy roztarciu wydzielają charakterystyczny, migdałowy i dość intensywny zapach. W składzie glikozydów w liściach czeremchy amerykańskiej występują prunazyna i amigdalina (Santos Pimenta i in. 2014), związki o potwierdzonym działaniu allelopatycznym (Vetter 2000). Przeważający udział ma prunazyna (w stosunku ok. 2:1), jednak wśród innych gatunków czeremcha amerykańska wyróżnia się większą zawartością amigdaliny (Telichowska 2020).

Wśród aktywnych biologicznie substancji obecnych w tkankach czeremchy amerykańskiej znajdują się także flawonoidy (Telichowska i in. 2020). Należą one do związków wykazujących działanie allelopatyczne i są istotnym składnikiem chemicznym liści i kwiatostanów, skąd wyizolowano ich co najmniej 14, m.in. kwercetynę, kemferol i izoramnetynę (Olszewska 2007). Spośród nich największy udział ma hiperozyd – glikozyd kwercetyny. Osiąga on w liściach stężenie ponad 2% wiosną, po czym spada ono do 1,2% latem i wrasta do 1,5% jesienią. Kolejne miejsce zajmuje awikularyna osiągająca stężenie do 1,8% wiosną i do ok. 1% w innych porach roku.

Uważa się, że obserwowane w sąsiedztwie czeremchy amerykańskiej zakłócanie i ograniczanie wzrostu innych roślin (Drogoszewski i Barzdajn 1984; Halarewicz 2011; Robakowski i in. 2012), jest między innymi wynikiem oddziaływań allelopatycznych ww. związków chemicznych lub produktów ich rozpadu (Csiszar 2009). Oddziaływania te polegają np. na eliminacji lub ograniczeniu występowania mykoryzowych partnerów roślin zaburzając w ten sposób kolonizację siewek gatunków współwystępujących. Halarewicz i in. (2021) wykazali ostatnio, że

w warunkach laboratoryjnych lotne produkty rozpadu glikozydów cyjanogennych z liści czeremchy amerykańskiej wpływają bezpośrednio i ograniczająco na wzrost na długość korzeni, a w mniejszym stopniu także hypokotyli siewek sosny zwyczajnej.

Warto też, zwrócić uwagę na jeszcze inne korzystne dla czeremchy amerykańskiej aspekty obecności aktywnych biologicznie związków chemicznych w jej tkankach i organach. Na przykład amigdalina, będąca jedynym glikozydem cyjanogennym w liścieniach, w fazie kiełkowania może stanowić dodatkowe źródło azotu dla siewek (Swain i Poulton 1994), zwiększające ich szanse na przeżycie. Z kolei obecność obu glikozydów – prunazyny i amigdaliny, w tkankach części nadziemnych i podziemnych stanowi również obronę przed roślinożercami i patogenami, co z kolei mogło opóźniać pojawienie się naturalnych wrogów czeremchy amerykańskiej w jej wtórnym zasięgu.

Efekt ucieczki od naturalnych wrogów – czy jeszcze działa?

W pierwotnym zasięgu liczebność i żywotność czeremchy amerykańskiej jest ograniczana przez wielu naturalnych wrogów, do których należą przede wszystkim fitofagi, patogeny glebowe zaliczane do lęgniowców (Oomycota, królestwo Chromista) i chorobotwórcze grzyby (królestwo Fungi). Z dużych roślinożerców, bez szkody dla zdrowia, zwierające glikozydy cyjanogenne liście i młode pędy czeremchy zjadają jedynie jelenie wirginijskie (Marquis 1990). W południowo-wschodniej części Stanów Zjednoczonych (Uchytıl 1991) jest ona główną przyczyną zatrucia zwierząt hodowlanych – przy czym największe stężenie glikozydów cyjanogennych znajduje się w więdnących liściach. Czeremcha amerykańska jest natomiast rośliną żywicielską dla co najmniej 54 gatunków motyli (Lepidoptera) (Robinson i in. 2010). Intensywne żerowanie gąsienic niektórych z nich, np. nocnych motyli *Malacosoma americanum* i *Rheumaptera prunivorata*, prowadzi niekiedy do całkowitego огоłocenia drzew z liści. Niektóre gatunki owadów żerujące w częściach generatywnych czeremchy, na różnych etapach rozwoju kwiatów i owoców, również zmniejszają jej potencjał rozrodczy. Jednak szczególnie znaczący, negatywny wpływ na stan zdrowotny, wzrost i rozmnażanie czeremchy amerykańskiej mają w jej rodzimym zasięgu patogeny glebowe – głównie lęgniowce z rodzaju *Pythium* (Packer i Clay 2000; Reinhart i in. 2005) powodujące zgorzel korzeni, zamieranie siewek i ograniczenie przyrostu biomasy. Ponadto w fundamentalnych opracowaniach fitopatologicznych z Ameryki Północnej, powstałych w drugiej połowie XX wieku, wymieniano około 30 gatunków grzybów występujących na czeremchach amerykańskiej (Hepting 1971; Ginns 1986). Zdrewniałe, nadziemne części są np. często porażane przez występującego w Ameryce Północnej *Dibotryon morbosum* – grzyba należącego do typu

Ascomycota, co przejawia się powstawaniem szorstkich zgrubień na pniach i gałęziach oraz zamieraniem zaatakowanej tkanki.

Jak wiele innych inwazyjnych gatunków, w swoim wtórnym zasięgu czeremcha amerykańska skorzystała z „parasola ochronnego” w postaci braku lub mniej efektywnych wrogów (Keane i Crawley 2002), przynajmniej w początkowych fazach zasiedlania nowego terytorium. W Europie nie jest, poza owocami, zjadana przez dziko żyjące kręgowce, a Vanhellemont (2009) podaje, że silna presja dużych roślinożerców w lasach działa wręcz na jej korzyść, przez eliminację gatunków rodzimych, z którymi konkuruje. Jednak np. A. Obidziński, w badaniach nad dietą jeleniowatych prowadzonych w nadleśnictwie Rudy Raciborskie, często stwierdzał obecność liści i młodych pędów czeremchy amerykańskiej w żołądkach odstrzelonych jeleni i danieli, rzadziej saren (dane niepublikowane, informacja ustna). W Europie brak jest opublikowanych danych o przypadkach zatrucia zwierząt domowych po spożyciu czeremchy amerykańskiej, co może wynikać ze znikomego udziału tego pokarmu w ogólnej diecie zwierząt i sposobu żerowania polegającego na zjadaniu nawet często, ale jednorazowo niewielkich porcji, które mogą zostać zneutralizowane w drodze detoksykacji. Na terenie Danii i Holandii, w ramach zwalczania gatunku, wykorzystywano krowy, owce i kozy do usuwania siewek i młodych odrośli czeremchy amerykańskiej (Vanhellemont 2009). W Belgii sugerowano możliwość ograniczania występowania czeremchy amerykańskiej przez zgryzanie przez jelenie (Muys i in. 1992).

Patogeny glebowe, znacząco ograniczające występowanie czeremchy amerykańskiej w zasięgu rodzimym, nie wywierają tak silnego wpływu w obszarze jej wtórnego zasięgu (Reinhart i in. 2010). Gatunek ten jest przykładem, jak wielką rolę odgrywa biota glebowa w kształtowaniu szaty roślinnej, a także przykładem inwazyjnego przybysza, którego sukces na nowym kontynencie jest w znacznym stopniu zasługą ucieczki od patogenów.

Stosunkowo nieliczne w XX wieku doniesienia o fitofagach z obszaru wtórnego zasięgu czeremchy amerykańskiej dziś przedstawiają zgoła inny obraz. Do rodzimych dla Europy gatunków owadów żerujących na jej liściach należy szubarga pięciokropka *Gonioctena quinquepunctata*, której występowanie i silny ograniczający wpływ na wzrost czeremchy zaobserwowano w Niemczech (Wimmer i Winkel 2000), a także w Polsce, gdzie ponadto obserwowano go także na innych gatunkach podszytowych, jak czeremcha zwyczajna, jarząb pospolity, olsza, wierzba (Halarewicz i Jackowski 2011; Mąderek i in. 2015). Wśród 43 chrząszczy, których występowanie stwierdzono na czeremchach na jednym stanowisku w południowo-zachodniej Polsce występowały zarówno foliofagi, jak i gatunki, których larwy żerują w owocach czeremchy, a także gatunki drapieżne, choć te ostatnie raczej przypadkowo (Nowakowska i Halarewicz 2006). Dominowały gatunki polifagiczne

i generalnie niezbyt licznie zasiedlające badane okazy. Jednak dla niektórych z nich, tych liczniej obserwowanych, jak *Gonioctena quinquepunctata*, *Coenorhinus pauxillus* i *Rhynchites coeruleus*, związanych głównie z roślinami z rodziny różowatych i rodzajem śliwa w szczególności, czeremcha amerykańska może stać się nowym żywicielem. W 2012 roku Halarewicz podaje, że na liściach i owocach czeremchy amerykańskiej stwierdzono 10 gatunków owadów polifagicznych i trzy gatunki owadów wyspecjalizowanych pokarmowo. Czeremcha amerykańska stała się także rośliną żywicielską dla prawnie chronionego, rzadkiego motyla pazia żeglarsza *Iphiclidea podalirius*, którego oligofagiczne gąsienice żywią się także jej liśćmi, co zaobserwowano w Warszawie i okolicach (Kutera 2008). Przypadek tego motyla, można by uznać za pozytywny efekt introdukcji czeremchy amerykańskiej w borach sosnowych przez leśników w minionym stuleciu – przyczyniło się to bowiem do jego ekspansji w niektórych częściach kraju. Podobnego rodzaju zjawisko, tj. rozszerzenia bazy pokarmowej, stwierdzono także w przypadku namiotnika czeremszaczka *Yponomeuta evonymella* – motyla dziennego z rodziny namiotnikowatych (Yponomeutidae) uznawanego do niedawna za gradacyjnego monofaga czeremchy zwyczajnej *Prunus padus*). Jego gąsienice żerujące dotąd gromadnie w oprzędach jedynie na rodzimej czeremshe zwyczajnej, rozszerzyły swoją bazę pokarmową (Karolewski i in. 2014; Łukowski i in. 2017), a nawet przechodzą cały cykl rozwojowy na obcego pochodzenia czeremshe amerykańskiej, czego konsekwencje omawia A. Łukowski (2021) w innym rozdziale niniejszej monografii.

Kwieciak pestkowiec *Anthonomus (Furcicus) rectirostris* – chrząszcz, który składa larwy do wnętrza niedojrzałych owoców pestkowych (pod endokarpem), może przyczyniać się do zmniejszenia liczby dojrzałych owoców zawierających wykształcone, żywotne nasiona. Przed przepoczwarczeniem larwy wygryzają w ścianie pestki otwór, a młode chrząszcze żerują jeszcze kilka dni na liściach roślin żywicielskich, do których należy czeremcha zwyczajna (Mapa bioróżnorodności online 2020), a także czeremcha amerykańska w obszarze wtórnego zasięgu (Sądej i in. 2003; Pairen i in. 2006a; Halarewicz 2016). Podobne uszkodzenia owoców czeremchy amerykańskiej powoduje inny chrząszcz opisany z Europy i szeroko rozprzestrzeniony także w Polsce – *Rhynchites cupreus* (Vanhellemont i in. 2014).

Ciekawym przypadkiem, jest opisane przez zespół badaczy francuskich (Poyet i in. 2014) występowanie owocożernej muszki plamoskrzydłej *Drosophila suzukii* pochodzącej z Azji, w owocach czeremchy amerykańskiej na terenie kompleksu leśnego Compiègne w północnej Francji. W przeciwieństwie do innych owocożernej muszek, ta składa jaja nie na w pełni dojrzałych, lecz na dojrzewających owocach „miękkich”, co znacznie ogranicza ich produkcję w uprawach. Z tego powodu jest różnymi metodami intensywnie zwalczana przez producentów owo-

ców w całym wtórnym zasięgu obejmującym dziś zarówno Europę, w tym od roku 2014 także Polskę i Amerykę Północną, gdzie ma status gatunku inwazyjnego. Na badanym we Francji obszarze leśnym, nawet do 70% wszystkich owoców czeremchy amerykańskiej w próbie było zaatakowanych przez larwy muszki plamoskrzydłej, co było pierwszym udokumentowanym faktem jej występowania w europejskich lasach i na roślinie dziko rosnącej. Żerowanie larw nie tylko skraca żywotność owoców, lecz także prowadzi do ich przedwczesnego opadania, tj. przed wykształceniem się nasion (Poyet i in. 2014; Halarewicz 2016). Zmniejsza również ich atrakcyjność dla zwierząt rozprzestrzeniających w ten sposób czeremchę amerykańską, która swój inwazyjny sukces osiąga między innymi dzięki obfitemu owocowaniu i zoochorii.

Listę chrząszczy, obejmującą 86 taksonów, głównie w randze gatunku, pośrednio lub bezpośrednio związanych z czeremchą amerykańską na terenie Polski podali ostatnio Miłkowski i Mokrzycki (2021). Stwierdzone gatunki należą do czterech grup: rozwijających się na drewnie lub pod korą, foliofagów, gatunków drapieżnych i zimujących lub okresowo szukających schronienia, ich udział różnił się nieco w zależności od rodzaju terenu. Jednak większość gatunków była spotykana zarówno w terenie otwartym lub półotwartym, jak i leśnym.

Możliwy jest także pośredni wpływ na czeremchę amerykańską owadów, będących wektorami przenoszącymi patogenne mikroorganizmy na rośliny. Znanym wektorem zarodników grzyba z rodzaju paciornica *Monilinia*, z rodziny twardnicowatych, powodujących m.in. brunatną zgniliznę owoców pestkowych, jest poli-fagiczny chrząszcz tutkarz bachusek *Rhynchites bacchus*, należący do ryjkowców zwijających liście. W Polsce podawany jednak tylko z kilku stanowisk, i umieszczony na czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych wyginięciem (Głowaciński 2002).

Wśród grzybów mogących wywierać ograniczający wpływ na żywotność czeremchy amerykańskiej w jej wtórnym zasięgu, których występowanie stwierdzono w badaniach prowadzonych w Kampinoskim Parku Narodowym, znajdują się m.in. patogeniczne mikrogrzyby *Monilia* (*Monilinia*) *seaveri* z rodziny twardnicowatych (Sclerotinaceae) i *Phyllactinia guttata* – przedstawiciel mączniakowatych (Erysiphaceae) (Marciszewska i in. 2020). Są to pasożyty, które mogą powodować stopniowe obumieranie liści i ich przedwczesne zrzucanie, a w konsekwencji osłabienie roślin i zahamowanie ich rozwoju. Ponawiające się w kolejnych latach masowe występowanie tych grzybów czynią rośliny podatnymi na atak innych patogenów. *Monilia seaveri* oraz *Monilinia linhartiana* były już wcześniej podawane z terenu Polski: pierwszy gatunek przez Halarewicz i Płaskowską (2011), drugi przez Ruszkiewicz-Michalską i Mułenko (2003) wraz z jeszcze dwoma innymi, które jednak autorzy opisali jako rzadkie i mało istotne z gospodarczego punktu widzenia. Oba



Ryc. 6. Objawy porażenia liści czarernchy amerykańskiej w Kampinoskim Parku Narodowym (Marciszewska i in. 2020), po lewej przez *Phyllactinia guttata*, po prawej przez *Monilia seaveri*.

Fot. A. Szczepkowski

ww. gatunki *Monilia* wywołują brunatną zgniliznę drzew pestkowych (moniliozę) objawiającą się sukcesywną infekcją i zamieraniem różnych części zarażonej rośliny: liści, pędów, kwiatów i owoców. Z tą różnicą, że *M. seaveri* jest monofagiem czarernchy amerykańskiej, wraz z którą najprawdopodobniej dotarł do Europy, a *M. linhartiana* pasożytuje nie tylko na czarernsze amerykańskiej, lecz także na różnych przedstawicielach rodzaju *Prunus*. Z terenu Dolnego Śląska pochodzą pierwsze obserwacje objawów kędzierzawości liści czarernchy amerykańskiej, choroby wywoływanej przez innego jeszcze mikrogrzyba *Taphrina deformans*, obligatoryjnego patogena brzoskwini i nektaryn.

Z kolei łączna liczba grzybów makroskopijnych, których owocniki stwierdzono w przytaczanych wyżej badaniach w KPN, na czarernchach amerykańskich w rok po zabiegu ich mechanicznego zwalczania była jednak znacznie większa i obejmowała 3 taksony z grupy grzybów workowych (Ascomycota) i 39 z grupy grzybów podstawkowych (Basidiomycota; Marciszewska i in. 2018). Co najmniej 31 spośród nich to gatunki o potwierdzonych, dobrych właściwościach rozkładu drewna, w tym 3 gatunki powodujące brunatną zgniliznę (gnilica cienka *Coniophora arida*, gnilica mózgowata *C. puteana*, żółciak siarkowy *Laetiporus sulphu-*

reus) i 28 gatunków powodujących białą zgniliznę drewna (np. chrząstkoskórnik purpurowy *Chondrostereum purpureum*, szaroporka podpalana *Bjerkandera adusta*, powłoczniczek gładki *Cylindrobasidium evolvens*, skórnik pomarszczony *Stereum rugosum*). Liczniej na drewnie i korze występowało jednak jedynie 5 gatunków, szeroko rozprzestrzenionych w świecie: gnilica cienka oraz czterej ostatnio wymieni sprawcy białej jednolitej zgnilizny drewna, ale także innych chorób u roślin. Najliczniej stwierdzany chrząstkoskórnik purpurowy wywołuje bowiem także srebrzystość (ołowiowatość) liści drzew owocowych i dziko żyjących. Z kolei skórnik pomarszczony występuje również jako pasożyt ranowy, powodujący zrakowacenia na pniach drzew gatunków liściastych. Za pasożyta słabości uznawana bywa szaroporka podpalana, chociaż znacznie częściej spotykana jest jako saprobiont, podobnie jak dwa pozostałe gatunki: gnilica cienka i powłoczniczek gładki. Stwierdzono także, choć niezbyt częste, występowanie groźnych patogenów korzeniowych: opieńki ciemnej *Armillaria ostoyae* i korzeniowca sosnowego *Heterobasidion annosum*, dla których czeremcha amerykańska prawdopodobnie nie była wymieniana wcześniej jako żywiciel w Polsce. Kontynuacja tych badań, w kolejnych latach trwania eksperymentu w Kampinoskim Parku Narodowym przyniosła rozszerzenie listy gatunków grzybów, których owocniki występowały na pniakach i pniach drzew, zmieniły się także ich stosunki ilościowe (Marciszewska i in. 2020), z zachowaniem jednak prawie całkowitej dominacji taksonów z grupy grzybów podstawkowych. Z kolei w badaniach prowadzonych przez zespół autorów z Uniwersytetu Poznańskiego (Baranowska i in. 2019), na pniakach ściętej czeremchy amerykańskiej na terenie leśnictwa Podanin stwierdzono występowanie co najmniej 299 taksonów, wśród których przeważały w zasadzie grzyby z grupy workowych, głównie saprobionty. Stwierdzono także zróżnicowanie zbiorowisk grzybów obecnych na pniakach w zależności od pory roku, w której drzewa były ścinane i od średnicy pniaka. Różnice w wynikach, uzyskanych przez ww. zespoły badawcze, wynikają częściowo z odmienności przyjętej metody oznaczania taksonów grzybów – opartej na klasycznych metodach mykotaksonomii (makro- i mikrocechy owocników) w pierwszym przypadku, a na DNA wyizolowanym z rozdrobnionego drewna w drugim. Analiza DNA pozwala na oznaczenie także gatunków bez widocznych oznak etiologicznych.

Podane w tej części opracowania przykłady, choć dosyć liczne, nie wyczerpują zapewne listy naturalnych wrogów czeremchy amerykańskiej w jej inwazyjnym zasięgu – niektórzy z nich prawdopodobnie dopiero się ujawnią. Trudno też dziś ocenić, którzy z nich mogą jej faktycznie zagrozić i skutecznie zahamować bądź ograniczyć ekspansję. Ukazują jednak złożoność rodzących się interakcji, a dla samej czeremchy amerykańskiej – zmierzch życia w przestrzeni wolnej od wrogów.

Podsumowanie

Czeremcha amerykańska odniosła inwazyjny sukces na Starym Kontynencie dzięki splotowi sprzyjających okoliczności. Niewątpliwie należy do nich aktywność kilku pokoleń badaczy, botaników profesjonalnych i pasjonatów roślin, przedsiębiorców, leśników, którzy przyczynili się do jej wprowadzenia najpierw do ogrodów i parków, a potem także do lasów. Dalszy ciąg europejskiej wędrówki umożliwiła czeremsze specyficzna kombinacja podatności ekosystemów i cech samego gatunku, takich jak: duża tolerancja warunków środowiskowych, wytwarzanie corocznie znacznej liczby zoochorycznych nasion i przejawianie cech charakterystycznych zarówno dla strategii K, jak i r – czeremcha amerykańska zachowuje się bowiem jak gatunek cienioznośny z priorytetem przetrwania, zwłaszcza w stadiach młodocianych, i jak gatunek światłolubny, inwestujący we wzrost i rozmnażanie po uwolnieniu z ocienienia.

Okolicznością o dużym znaczeniu dla powodzenia w opanowywaniu nowego terytorium było w przypadku czeremchy amerykańskiej uwolnienie od naturalnych wrogów – jeden z uniwersalnych mechanizmów inwazji. W szczególności chodzi tu o biotę glebową, która w naturalnym zasięgu tego gatunku silnie ogranicza jego rozmnażanie i wzrost na różnych etapach rozwoju. Jednak wraz z upływem czasu efekt ucieczki od naturalnych wrogów, wśród których oprócz patogenów glebowych są m.in. liczni roślinożercy, wydaje się słabnąć. Po blisko 400 latach przebywania w Europie i nieco ponad 200 latach od introdukcji w Polsce, lista europejskich wrogów czeremchy amerykańskiej zapełnia się coraz to nowymi gatunkami, należącymi do różnych grup systematycznych zwierząt i grzybów, a między nimi a amerykańskim przybyszem tworzą się zapewne coraz bardziej złożone interakcje. W nich, w dłuższej perspektywie czasu, trzeba upatrywać czynnika zdolnego trwale ograniczyć rozprzestrzenianie się czeremchy amerykańskiej, zwłaszcza w obliczu nieukończonych jeszcze ekspansji i niezadowalających wyników jej zwalczania w inwazyjnym zasięgu. Wysiłki podejmowane w różnych krajach Europy w celu ograniczenia występowania czeremchy, zwłaszcza na terenach leśnych, ujawniają, jak trudne jest to zadanie w przypadku gatunku dobrze przystosowanego do życia w szerokim spektrum warunków i wyposażonego w zdolność do regeneracji – nawet po zupełnej utracie części nadziemnej, asymilującej. Efekty zwalczania, które jako uczestnicy konferencji pt. „Zwalczanie gatunków inwazyjnych w lasach ze szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej” mieliśmy możliwość oglądać na terenie jej instytucjonalnego organizatora – Nadleśnictwa Spychowo, nie tylko potwierdziły znaną z innych obiektów skalę trudności i koniecznych nakładów, lecz także unaocznily złożoność i nieprzewidywalne niekiedy skutki tych działań. Niespodziewanym efektem zabiegów było tu np. wkroczenie innego inwazyjnego gatunku – niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens*

parviflora w miejscach zwalczania czerwemchy amerykańskiej. Zachodzi zatem obawa, czy działania, których intencją jest „unaturalnienie” i odtworzenie pierwotnej równowagi w biocenozie, nie generują nowego układu, równie dalekiego od stanu równowagi ekologicznej.

Także w tym kontekście, szczególnego znaczenia nabierają interakcje, jakie spontanicznie wykształcają się pomiędzy obcymi przybyszami a lokalną rodzimą fauną, fungą, a także florą. Pytanie, czy nowi wrogowie i konkurenci będą w niedługiej perspektywie zdolni skutecznie powstrzymać dalsze rozprzestrzenianie się czerwemchy amerykańskiej w jej inwazyjnym zasięgu? – pozostaje jednak pytaniem otwartym.

Bibliografia

- Baranowska M., Korzeniewicz R., Kartawik N., Behnke-Borowczyk J. 2019. Seasonal changes in fungi colonies inhabiting black cherry stumps (in Polish with English abstract). *Sylvan* 163.10: 872–880.
- Bartkowiak S. 1970. Ornitochoria rodzimych i obcych gatunków drzew i krzewów. *Arboretum Kórnickie* 15: 237–248.
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. (9–14) W: A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie*. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.
- Boucault J. 2009. Influence de la macrofaune (mammifères, oiseaux, insectes) sur la dynamique invasive du cerisier tardif (*Prunus serotina* Ehrh.) en système forestier tempéré. Thesis, Université de Picardie Jules Verne, Amiens, France.
- Burzyński J. 1989. Ocena efektywności ogniskowo-kompleksowej metody biologicznej ochrony lasu. *Prace IBL* 690: 153–187.
- Callaway R. M., Ridenour W. M. 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Front. Ecol. Environ.* 2.8: 436–443.
- Closset-Kopp D., Chabrierie O., Valentin B., Delachapelle 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* 247.1/3: 120–130.
- Csiszár Á. 2009. Allelopathic effects of invasive woody plant species in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 9–17.
- Dajdok Z., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., Romański M., Śliwiński M. 2007. Rośliny inwazyjne w Wigierskim Parku Narodowym. *Wigierski Park Narodowy, Krzywe*.
- Danielewicz W. 1994. Rozsiedlenie czerwemchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) na terenie Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka. *Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych, Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Wydział Nauk Rolniczych i Leśnych* 78: 35–42.

- Danielewicz W., Maliński T. 1997. Drzewa i krzewy obcego pochodzenia w lasach Wielkopolskiego Parku Narodowego. *Rocznik Dendrologiczny* 45: 65–81.
- Davison J., Moora M., Öpik M., Adholeya A., Ainsaar L. i inni. 2015. Global assessment of arbuscular mycorrhizal fungus diversity reveals very low endemism. *Science* 349: 970–973.
- 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.
- Decocq G. 2007. Dynamique invasive du cerisier tardif, *Prunus serotina* Ehrh., en système forestier tempéré: déterminants, mécanismes, impacts écologiques, économiques et socio-anthropologiques. Rapport Final. Université de Picardie Jules Verne, Amiens, France. www.ecologie.gouv.fr/Dynamique-invasive-du-cerisier.html.
- Dolatowski J. 2011. Drzewozbiór Stanisława Wodzickiego, część 1. *Rocznik Pol. Tow. Bot.* 59: 23–35.
- Dolatowski J. 2014. Drzewozbiór Stanisława Wodzickiego, część 3. *Rocznik Pol. Tow. Bot.* 62: 25–47.
- Dominik T. 1947. Przyczynek do znajomości wartości hodowlanych czerwemchy amerykańskiej. *Sylwan* 91.1: 123–132.
- Drogoszewski B., Barzdajn W. 1984. Wpływ ekstraktów wodnych z tkanek *Prunus serotina* (Ehrh.) na kiełkowanie nasion *Pinus sylvestris* L. *Pr. Kom. Nauk Roln. Leśn.* 58: 33–38.
- Eijsackers H., Van de Ham D. 1990. Kieming van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.) in relatie tot vegetatietype en bodembewerking. ss. 24. Rijksinstituut voor natuurbeheer Arnhem, rapport 90/7.
- Forbes D. 1973. Problems and techniques associated with natural and controlled pollination of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). W: *Proceedings of the Twentieth Northeastern Forest Tree Improvement Conference (47–51)*. **Northeastern Forest Experiment Station**, Upper Darby, Pennsylvania.
- Geoserwis GDOŚ. Mapa występowania gatunku w środowisku przyrodniczym w Polsce w Geoserwisie GDOŚ. Czeremcha amerykańska. <http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy>. Ostatni dostęp: 18.08.2021.
- Ginns J. H. 1986. Compendium of plant disease and decay fungi in Canada, 1960–1980. Research Branch, Agriculture Canada: Canadian Govt. Pub. Centre, Supply and Services Canada.
- Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych wyginięciem w Polsce. ss.155. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Goeze D. 1916. Liste der seit dem 16. Jahrhundert bis auf die Gegenwart in die Gärten und Parks eingefuhrten Bäume und Sträucher. *Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges.* 25: 129–201.
- Grime J. P. 2001. Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. ss. 417. Wyd. 2. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- Halarewicz A. 2011. Przyczyny i skutki inwazji czerwemchy amerykańskiej *Prunus serotina* w ekosystemach leśnych. *Leśne Prace Badawcze* 72.3: 267–272.

- Halarewicz A. 2012. Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w wybranych fitocenozach leśnych. ss.143. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Wrocław.
- Halarewicz A. 2016. Szkodniki owoców czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.). Zeszyty Naukowe UP we Wrocławiu, Rolnictwo 117: 49–58.
- Halarewicz A., Jackowski J. W. 2011. Leaf damage of the black cherry, *Prunus serotina* Ehrh., by the leaf beetle, *Gonioctena quinquepunctata* Fabr.: an accidental foraging on a neophyte host, or an established herbivory act? Polish Journal of Ecology 59. 3: 587–595.
- Halarewicz A., Płaskowska E. 2011. Czeremcha amerykańska *Prunus serotina* Ehrh. gospodarzem *Monilinia seaveri* (Rehm) Honey. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 562: 65–70.
- Halarewicz A., Mazurek J. 2017. *Prunus serotina* jako nowy gospodarz *Taphrina deformans* – obserwacje autorów. Harmonia^{PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Baza GDOŚ. Ostatni dostęp: 20.08.2021.
- Halarewicz A., Szumny A., Bączek P. 2021. Effect of *Prunus serotina* Ehrh. volatile compounds on germination and seedling growth of *Pinus sylvestris* L. Forests 12.7: 1–10.
- Hepting G. H. 1971. Diseases of forest and shade trees of the United States. USDA Forest Service Agriculture Handbook.
- Hereźniak J. 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na nizinach polskich. W: Ławryniewicz M., Warcholińska A. U. (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Szlakami Nauki 19: 97–150.
- Jagodziński A. M., Dyderski M. K., Horodecki P., Knight K. S., Rawlik K., Szmyt J. 2019. Light and propagule pressure affect invasion intensity of *Prunus serotina* in a 14-tree species forest common garden experiment. NeoBiota 46: 1–21.
- Jagodziński A. M., Dyderski M. K., Rawlik M., Banaszczyk P. 2015. Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – evidence from a Rogów Arboretum case study. Forest Ecology and Management 357: 84–94.
- Janik D. 2015. Rozmnażanie wegetatywne czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. w Kampinoskim Parku Narodowym. Praca magisterska. ss. 77. Wydział Leśny SGGW w Warszawie.
- Karolewski P., Jagodziński A. M., Giertych M. J., Łukowski A., Baraniak E., Oleksyn J. 2014. Invasive *Prunus serotina* – A new host for *Yponomeuta evonymellus* (Lepidoptera: Yponomeutidae)? Eur. J. Entomol. 111: 227–236.
- Keane R. M., Crawley M. J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trends in Ecology & Evolution. 17: 164–170.
- Kutera M. 2008. Reintrodukcja pazia żeglarza (*Iphiclides podalirius*) i pazia królowej (*Papilio machaon*) w Mazowieckim Parku Krajobrazowym im. Czesława Łaszka. (1–15). Druk GRAF, Otwock.
- Ligocki M., Ulewicz G., Gazanka M. 2021. Ochrona zbiorowisk grądowych na terenie obszaru ochrony siedlisk Ostoja Piska przez ograniczenie występowania czeremchy amerykańskiej. (47–68). W: Obidziński A. (red.). Zwalczanie obcych gatunków w lasach ze

- szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej. ss. 170. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Little E. L. Jr. 1971. Atlas of United States trees, volume 1, conifers and important hardwoods. US Department of Agriculture Miscellaneous Publication 1146.
- Łukowski A., Giertych M., Walczak U., Baraniak E., Karolewski P. 2017. Light conditions affect the performance of *Iponomeuta evonymellus* on its native host *Prunus padus* and the alien *Prunus serotina*. *Bulletin of Entomological Research* 107: 208–216.
- Łukowski A. 2021. Czeremcha amerykańska (*Prunus serotina* Ehrh.) nowym żywicielem namiotnika czeremszaczka (*Iponomeuta evonymella* L.): przegląd przyczyn i konsekwencji. (101–113). W: Obidziński A. (red.). Zwalczanie obcych gatunków w lasach ze szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej. ss. 170. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Majewska M. L., Błaszowski J., Nobis M., Rola K., Nobis A., Łakomiec D., Czachura P., Zubek S. 2015. Rootinhabiting fungi in alien plant species in relation to invasion status and soil chemical properties. *Symbiosis* 65: 101–115.
- Mallik U. A. 2008. Allelopathy in forested ecosystems. W: R. S. Zeng, U. A. Mallik, M. S. Luo, (red.). *Allelopathy in Sustainable Agriculture and Forestry*. s. 363–386. Springer, on-line: www.springerlink.com/content/978-0-387-77336-0.
- Mapa Bioróżnorodności [online] 2021. Krajowa Sieć Informacji o Bioróżnorodności. <https://baza.biomap.pl>. Ostatni dostęp: 15.08.2021.
- Marciszewska K., Szczepkowski A., Otręba A. 2020. Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) colonization by macrofungi in the fourth season of its decline due to different control measures in the Kampinos National Park. *Folia Forestalia Polonica* 62.2: 78–87.
- Marciszewska K., Szczepkowski A., Otręba A., Oktaba L., Kondras M., Zaniewski P., Ciurzycki W., Wojtan R. 2018. The dynamics of sprouts generation and colonization by macrofungi of black cherry *Prunus serotina* Ehrh. eliminated mechanically in the Kampinos National Park. *Folia Forestalia Polonica* 60.1 : 34–51.
- Marquis D. A. 1990. *Prunus serotina* Ehrh. Black cherry. In: Burns R. M., Honkala B. H. (Eds.): *Silvics of North America*, vol. 2, Hardwoods. Agricultural Handbook 654. Tech Cords. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Washington: 594–604.
- Marquis D. A. 1975. Seed storage and germination under northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* 5.3: 478–484.
- Mąderek E., Łukowski A., Giertych M. J., Karolewski P. 2015. Influence of native and alien *Prunus* species and light conditions on performance of the leaf beetle *Gonioctena quinquepunctata*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 155: 193–205.
- McVaugh R. 1951. A revision of the north American black cherries (*Prunus serotina* Ehrh., and relatives). *Brittonia* 7: 279–315.
- Miłkowski M., Mokrzycki T. 2021. Koleoptera czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. *Wiadomości Entomologiczne* 40.1: 40–50.
- Moor A., Berger S., Davison J., Öpik M., Bommarco R., i inni. 2011. Alien plants associate with widespread generalist arbuscular mycorrhizal fungal taxa: evidence from a conti-

- mental-scale study using massively parallel 454 sequencing. *Journal of Biogeography* 38: 1305–1317.
- Mulligan G. A., Munro D. B. 1981. The biology of Canadian weeds. 51. *Prunus virginiana* L. and *P. serotina* Ehrh. *Canadian Journal of Plant Science* 61: 977–992.
- 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.
- Nowakowska K.M., Halarewicz A. 2006. Coleoptera found on neophyte *Prunus serotina* (Ehrh.) within forest community and open habitat. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Biology* 9 (1): <http://www.ejpau.media.pl/volume9/issue1/art-05.html>.
- Olaczek R. 1998. The synanthropization of plant cover in the protected areas as a scientific and conservation problem. *Phytocoenosis* 10 (N.S.) Suppl. *Cartogr. Geobot.* 9: 275–279.
- Olszewska M. 2007. Quantitative HPLC analysis of flavonoids and chlorogenic acid in the leaves and inflorescences of *Prunus serotina* Ehrh. *Acta Chromatographica* 19: 253–267.
- Otręba A. 2008. Rozprzestrzenianie się obcych inwazyjnych gatunków roślin jako zagrożenie przyrody Kampinoskiego Parku Narodowego. *Dokumentacja Geograficzna* 37: 194–204.
- Otręba A. 2012. Wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na rozprzestrzenianie się czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) w Puszczy Kampinoskiej. Praca doktorska maszynopis, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa.
- Otręba A. 2014. Czeremcha amerykańska *Padus serotina*. (69–72). W: A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin*.
- Packer A., Clay K. 2000. Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. *Nature* 404: 278–281.
- Pairon M. C. 2007. Ecology and population genetics of an invasive forest tree species: *Prunus serotina* Ehrh. PhD Dissertation, Université Catholique de Louvain.
- Pairon, M., Chabrierie, O., Mainer Casado, C., Jacquemart A.L. 2006a. Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. *Acta Oecologica* 30: 238–247.
- Pairon M., Jonard M., Jacquemart A. L. 2006b. Modeling seed dispersal of black cherry, an invasive forest tree: how microsatellites may help. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1385–1394.
- Pairon M., Petitpierre B., Campbell M. i in. 2010. Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of black cherry (*Prunus serotina*; Rosaceae). *Ann. Bot.* 105.6: 881–890.
- Poyet M., Eslin P., H'eraude M., Le Roux V., Prévost G., Gibert P., Chabrierie O. 2014. Invasive host for invasive pest: when the Asiatic cherry fly (*Drosophila suzukii*) meets the American black cherry (*Prunus serotina*) in Europe. *Agricultural and Forest Entomology* 16: 251–259.

- Pyšek P., Richardson D. M. 2007. Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand? W: W. Nentwig (red.) Biological Invasions., Ecological Studies 193: 97–124.
- Record S. J., Hess R. H. 1944. Timers of the New World. ss. 640. Yale University Press, New Haven.
- Reinhart K. O., Tytgat T. O. G., Putten W. H. van der Clay K. 2010. Virulence of soil-borne pathogens and invasion by *Prunus serotina*. New Phytologist 186.2: 484–495.
- Reinhart K.O., Royo A. A., Putten W. H., van der Clay K. 2005. Soil feedback and pathogen activity in *Prunus serotina* throughout its native range. Journal of Ecology 93.5: 890–898.
- Robakowski P., Bieliniś E., Stachowiak J., Bułaj B. 2012. Wzrost, zawartość azotu w liściach i lotne związki allelochemiczne siewek dębu bezszypułkowego *Quercus petraea* i czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* w różnych warunkach ocienienia i konkurencji. SiM CEPL w Rogowie 33.4: 208–2016.
- Robinson G. S., Ackery Ph. R., Kitching I. J., Beccaloni G. W., Hernández L. M. 2010. Hostplant Genus: *Prunus*. HOSTS – At Database of the World’s Lepidopteran Hostplants. Natural History Museum, London.
- Robinson G. S., Ackery Ph. R., Kitching I. J., Beccaloni G. W., Hernández L. M. 2010. Hostplant Genus: *Prunus*. HOSTS – A Database of the World’s Lepidopteran Hostplants. Natural History Museum, London.
- Ruszkiewicz-Michalska M., Mułenko W. 2003. *Padus serotina* (Rosaceae), a new host plant for some species of parasitic microfungi. Acta Mycologica 38: 51–58.
- 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 Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria 1.2: 59–73.
- Santos Pimenta L. P., Schilthuizen M., Verpoorte R., Choi Y. H. 2014. Quantitative analysis of amygdalin and prunasin in *Prunus serotina* Ehrh. using 1H-NMR spectroscopy. Phytochem. Anal. 25:122–126.
- Sargent Ch. S. 1961. Manual of trees of North America. ss. 477. Dover Publications, Incorporated.
- Sądej W., Bieniek A., Kawecki Z. 2003. Szkodliwość kwieciaka pestkowca *Furcipes rectirostris* L. na czeremsze późnej *Prunus serotina* Ehrh. Zeszyty Naukowe Instytutu Sadownictwa i Kwiaciarnictwa 11: 65–70.
- Silvertown J. 1982. Introduction to plant population ecology. ss. 209. Longman, London.
- Starfinger U. 1990. Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. Technische Universität Berlin, Berlin, Germany.
- Starfinger U. 1997. Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. (161–171). W: J. H. Brock, M. Wade, P. Pysek, D. Green (red.). Plant Invasions: Studies from North America and Europe. Backhuys Publishers, Leiden.

- Starfinger U. 2006: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Prunus serotina* – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org. Ostatni dostęp: 15.08.2021.
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M., Schepker H. 2003. From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? The perception of an alien plant species through the centuries. *Biological Invasions* 5: 323–335.
- Sutherland E. K., Hale B. J., Hix D. M. 2000. Defining species guilds in the central hardwood forests, USA. *Plant Ecology* 147: 1–19.
- Swain E., Poulton J. E. 1994. Utilization of amygdalin during seedling development of *Prunus serotina*. *Plant Physiol.* 106.2: 437–445.
- Telichowska A, Kobus-Cichowska J., Szulc P. 2020. Phytopharmacological possibilities of bird cherry *Prunus padus* L. and *Prunus serotina* L. species and their bioactive phytochemicals. *Nutrients* 12.7, 1966.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A, Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Tumiłowicz J. 1977. Przegląd gatunków i ocena ich przydatności dla gospodarki leśnej – czerechma amerykańska. (227–230). W: Bellon S., Tumiłowicz J., Król S. (red.). Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. PWRiL, Warszawa.
- Uchtyl R. J. 1991. *Prunus serotina*. W: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/pruser/all.html> Ostatni dostęp: 15.08. 2021.
- Van den Tweel P. A., Eijssackers H. 1987. Black cherry, a pioneer species or „forest pest”. *Proc. of the Royal Dutch Academy of Sciences* 90: 59–66.
- Vanhellemont M. 2009. Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. PhD thesis online, Ghent University, Ghent, Belgium.
- Vanhellemont M., Baeten L., Smeets A., Mertens J., Verheyen K. 2014. Spatio-temporal variation in seed predation by a native weevil in the invasive *Prunus serotina*. *Flora* 209: 541–546.
- Vanhellemont M., Verheyen K., De Keersmaecker L., Vandekerckhove K., Hermy M. 2009. Does *Prunus serotina* acts as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? *Biological Invasions* 11: 1451–1462.
- Wein K. 1930. Die Erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 42: 137–163.
- Weir T. L. 2007. The role of allelopathy and mycorrhizal associations in biological invasions. *Allelopathy Journal* 20.1: 43–50.
- Wen J., Berggren S. T., Lee Ch-H., Ickert-Bond S., Yi T-S. i inni. 2008. Phylogenetic inferences in *Prunus* (Rosaceae) using chloroplast *ndhF* and nuclear ribosomal ITS sequences. *Journal of Systematics and Evolution* 46.3: 322–332.

- Wilgan R. 2020. Symbioza mykoryzowa obcych i inwazyjnych gatunków drzew. *Leśne Prace Badawcze*. 81.1: 43–50.
- Wimmer W., Winkel W. 2000. Zum Auftreten von *Goniomena quinquepunctata* (Fabr.) (Coleoptera, Chrysomelidae) an *Prunus serotina* Ehrh. und der Nestlingsnahrung hohlenbrutender Singvogel im Emsland. *Braunsch. Naturkundl. Schr.* 6.1.: 131–138.
- Winter M., Pergl J. 2008. DAISE. Handbook of alien species in Europe. **Springer**, Dordrecht.
- Wodzicki S. 1824. O chodowaniu i użytku, mnożeniu i poznawaniu drzew, krzewów, roślin i ziół celniejszych: ku ozdobie ogrodów przy zastosowaniu do naszej strefy. Dzieło miłośnikom ogrodów poświęcone. Tom 1, wyd. II poprawione, przydatkiem i opisaniem nowych gatunków pomnożone. Drukarnia Józefa Mateckiego, Kraków.
- Zajac A., Zajac M. 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. ss. 715. Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- Zerbe S., Wirth P. 2006. Non-indigenous plant species and their ecological range in Central European pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. *Annals of Forest Science* 63: 189–203.

OCHRONA ZBIOROWISK GRĄDOWYCH NA TERENIE OBSZARU OCHRONY SIEDLISK OSTOJA PISKA PRZEZ OGRANICZENIE WYSTĘPOWANIA CZEREMCHY AMERYKAŃSKIEJ

MACIEJ LIGOCKI*, GABRIELA ULEWICZ, MARCIN GAZAŁKA

Nadleśnictwo Spychowo

ul. Mazurska 3, 12-150 Spychowo

*maciej.ligocki@olsztyn.lasy.gov.pl

Abstrakt: Jednym z zagrożeń roślinności na obszarze ochrony siedlisk Natura 2000 Ostoja Piska zarządzanym przez Nadleśnictwo Spychowo jest ekspansja czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina*. Celem projektu była poprawa stanu zbiorowisk leśnych, głównie grądów (kod 9170) i ich zbiorowisk zastępczych przez ograniczenie występowania w nich czeremchy. Na podstawie własnych doświadczeń i danych literaturowych opracowano metodę eliminacji czeremchy bazującą na kombinacji działań: mechanicznego (wycinanie), chemicznego (oprysk odrośli herbicydem) oraz biologicznego (podsadzanie rodzimych gatunków liściastych). Projekt wartości 1 mln 770 tys. zł był finansowany w 85% ze środków Funduszy Europejskich i w 15% ze środków Nadleśnictwa. Bezpośredni koszt jednostkowy prowadzonych przez 4 lata działań (bez zarządzania projektem) wyniósł 2,9 tys. zł/ha w wersji bez podsadzeń (na uboższych siedliskach) i 7,3 tys. zł/ha w wersji z podsadzeniami (na siedliskach żyzniejszych). W ramach projektu jednorazowo pracowało w lesie do 30 pracowników. Działaniami objęto ponad 255 ha drzewostanów, głównie sosnowych w wieku 40–60 lat. Na 165 ha lasu posadzono pod okapem drzewostanu prawie 330 tys. drzew lipy drobnolistnej i grabu pospolitego. Założony efekt ekologiczny, polegający na zmniejszeniu pokrycia powierzchni przez osobniki owocujące i wyższe niż 1 m, został osiągnięty. Otwarte pozostaje pytanie o trwałość tego efektu, zwłaszcza zdolność konkurencji z czeremchą rodzimych gatunków liściastych posadzonych w jej miejsce.

Słowa kluczowe: *Prunus serotina*, gatunek inwazyjny, zwalczanie, glifosat, siedliska grądowe

Wprowadzenie

Wpływ czeremchy amerykańskiej na zbiorowiska leśne

Czeremcha amerykańska w Puszczy Piskiej wprowadzana była na uboższe siedliska głównie w latach 80. i 90. XX wieku jako gatunek fitomelioracyjny i zwiększający różnorodność biologiczną. Niestety szybko okazało się, że jest rośliną ekspansywną, powodującą degenerację fitocenoz leśnych, skutecznie opanowującą powierzchnie leśne na siedliskach żyzniejszych od tych, na których pierwotnie była sadzona. Zajmuje tym samym nisze ekologiczne takich rodzimych gatunków, jak dąb, grab czy lipa, wypierając również gatunki runa (Starfinger i in. 2003; Halařewicz 2011).

Ponadto przez tworzoną ściółkę zakwasza glebę, a związki wydzielane przez jej korzenie negatywnie oddziałują na mikroflorę glebową, co stanowi jedną z metod eliminacji gatunków konkurencyjnych (Drogoszewski, Barzdajn 1984).

Czeremcha amerykańska jako gatunek inwazyjny wykształciła jednocześnie wiele przystosowań do przetrwania niekorzystnych warunków i prób eliminacji (Halarewicz 2011; Otręba 2014). Na przykład po ścięciu dorosłego okazu z jego szyi korzeniowej wyrasta do kilkudziesięciu pędów, co stwarza problemy na uprawach, gdzie tworzy miotlaste krzewy wybijające się ponad sadzone gatunki. Jej ekspansywność wynika ze zdolności do rozprzestrzenienia się na dalekie odległości – głównie dzięki ornitochorii i obfitego obradzania – średnio jedno drzewo wytwarza ok. 6 tys. nasion rocznie (Pairon i in. 2006). Jej nasiona potrafią zachować zdolność kiełkowania przez 5 lat (Marquis 1975), a gdy już wykiełkują, rozwijają się bardzo szybko. Dodatkowo posiada dużą tolerancję na warunki klimatyczne i ocienienie. Wszystkie te cechy powodują, że w Polsce występuje już niemal na terenie całego kraju i jest uznana za jeden z najbardziej inwazyjnych gatunków (np. Tokarska-Guzik i in. 2012). Jej zdolność regeneracji powoduje, że zwalczanie jej wymaga wielokrotnego powtarzania zabiegów (Otręba 2016). Jednak gdy zostanie skutecznie usunięta, może następować szybka renaturalizacja runa oraz naturalne odnawianie drzewostanu, co wykazały badania w Kampinoskim Parku Narodowym (Namura-Ochalska 2012).

Założenia projektu

Opisane wyżej negatywne zjawiska związane z introdukcją czeremchy amerykańskiej do lasów dotyczą także obszaru Natura 2000 PLH 280048 Ostoja Piska, który na powierzchni ponad 3600 ha pokrywa się z gruntami Nadleśnictwa Spychowo. W planie zadań ochronnych dla tego obszaru zapisano konieczność aktywnego usuwania gatunków obcych oraz zakaz wprowadzania innych niż rodzime gatunków drzew i krzewów. Działania te rekomendowano zwłaszcza dla siedlisk priorytetowych w rozumieniu dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r., w tym wypadku grądów (kod 9170).

Jednak usuwanie czeremchy amerykańskiej w trakcie prowadzenia zwykłej gospodarki leśnej jest niewystarczające, a zmiany zachodzące w krajobrazie spowodowane obecnością tego obcego gatunku są widoczne nawet dla niespecjalisty. Konieczne było zatem opracowanie rozwiązań mogących skutecznie eliminować ten gatunek z lasów. Odpowiedzią na ten postulat stał się projekt „Ochrona zbiorowisk grądowych na terenie obszaru ochrony siedlisk Ostoja Piska poprzez ograniczenie występowania czeremchy amerykańskiej” opracowany przez Nadleśnictwo Spychowo i dofinansowany ze środków Funduszu Spójności Unii Europejskiej w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko. Przedsięwzięcie zaplanowane

przez Nadleśnictwo wpisało się w Priorytet II tego programu (Ochrona środowiska, w tym adaptacja do zmian klimatu), Działanie 2.4 Ochrona przyrody i edukacja ekologiczna. Dofinansowanie stanowiło 85% planowanych środków i wyniosło 1 504 607,77 zł. Pozostałe 15% Nadleśnictwo pokryło z własnych środków. Działaniami projektu objęto 255,31 ha, w tym na 164,75 ha wykonano podsadzenia.

Struktura siedlisk objętych projektem

Na obszarze wytypowanym do zwalczania w Nadleśnictwie Spychowo czeremcha amerykańska występowała głównie na siedliskach boru mieszanego świeżego (136,32 ha – 53%), lasu mieszanego świeżego (66,24 ha – 26%) oraz boru świeżego (44,55 ha – 18%). Inne siedliska o łącznej powierzchni 8,20 ha stanowiły 3,22%. Wśród siedlisk zajętych przez czeremchę amerykańską znajdują się cenne tereny przyrodnicze, objęte różnymi formami ochrony przyrody. Są to: Mazurski Park Krajobrazowy i jego otulina, Obszary Natura 2000 – OSO PLH 280008 Puszcza Piska i SOO PLH 280048 Ostoja Piska, a także Spychowski Obszar Chronionego Krajobrazu, Zespół Przyrodniczo-Krajobrazowy „Zyzdrój” i Leśny Kompleks Promocyjny „Lasy Mazurskie”. Z wymienionych form ochrony przyrody za nadrzędną dla projektu uznaje się obszar Natura 2000 PLH 280048 Ostoja Piska.

Do siedlisk przyrodniczych wymagających ochrony, w świetle przepisów regulujących funkcjonowanie sieci obszarów Natura 2000, na tym terenie należą m.in. grądy. Grąd subkontynentalny reprezentuje grupę lasów dębowo-grabowych wschodniej części Europy Środkowej. Występuje na siedliskach eutroficznych i umiarkowanie mezotroficznych świeżych i wilgotnych. Jest zespołem zmiennym pod względem geograficznym i glebowo-siedliskowym. Zagrożeniem dla tego zbiorowiska może być niewłaściwa gospodarka leśna, a zwłaszcza wprowadzanie na jego siedliska gatunków iglastych i obcych geograficznie (BULiGL... 2011). Należy jednak pamiętać, że główną przyczyną zmniejszenia powierzchni grądów w Europie było odlesianie w celach rolniczych (Herbich i in. 2004). W Puszczy Piskiej zbiorowiska te obecnie występują głównie w środkowej i północnej jej części, obejmując zaledwie 4,5% (2654 ha) jej powierzchni. W południowej części Puszczy są one jeszcze radsze. Należy zauważyć, że w wyniku prowadzonej od około 200 lat na terenie Puszczy Piskiej gospodarki leśnej część drzewostanów liściastych, zwłaszcza w południowej i środkowej części Puszczy, została zastąpiona drzewostanami sosnowymi. Znaczną powierzchnię Puszczy (14 630 ha czyli 25,3%) zajmują obszary określane przez autorów Planu Zadań Ochronnych dla Ostoi Piskiej jako grądy potencjalne (Kwiatkowski 2014). Są to zbiorowiska zastępcze, na których w wyniku gospodarki leśnej rosną drzewostany sosnowe lub mieszane, natomiast mogą się tam wykształcić uboższe postacie grądów. Można więc założyć, że zbiorowiska grądowe przed rozpoczęciem planowej gospodarki leśnej zajmowały większą powierzchnię

Puszczy Piskiej niż obecnie. Można też założyć, że powierzchnia zajmowana przez grądy będzie systematycznie rosła, ponieważ od ponad 20 lat gospodarka leśna ukierunkowana jest na hodowanie drzewostanów o składzie gatunkowym zbliżonym do naturalnego, co jest realizowane m.in. przez przebudowę monokultur sosnowych na lasy mieszane przy użyciu rębni złożonych.

Potencjalne zbiorowiska grądowe są istotne z punktu widzenia obszaru ochrony PLH 280048, a ich stan można poprawić między innymi przez uwolnienie od obcego gatunku inwazyjnego, jakim jest czeremcha amerykańska. Warto w tym miejscu podkreślić, że borowe zbiorowiska leśne, pomimo że nie są chronione, powinny także charakteryzować się bujnymi, chociaż z ubogą liczbą gatunków, runem i warstwą mszystą, co w przypadku opanowania terenu przez czeremchę amerykańską zanika. Dlatego na terenach ochrony siedliskowej w programie Natura 2000 warto zadbać także o mezo- i oligotroficzne siedliska, aby zachować ich naturalny charakter.

Na terenie objętym projektem czeremchę amerykańską stwierdzono m.in. w wydzieleniach opisanych w opracowaniu siedliskowym (BULiGL... Białystok 2011) jako potencjalne siedliska priorytetowe, tj. grąd subkontynentalny (kod 9170-2). Wśród nich głównym potencjalnym zespołem jest grąd miodownikowy *Melitti-Carpinetum* występujący na 8,66 ha, a inne grądy tj. *Tilio-Carpinetum caricetosum remotae*, *Tilio-Carpinetum circaeetosum alpinae*, *Tilio-Carpinetum stachyetosum*, *Tilio-Carpinetum typicum* zajmują łącznie powierzchnię 5,15 ha. Zbiorowiska te są tym cenniejsze, że grądy w stanie zachowania dobrym i bardzo dobrym stanowią tylko 4,5% Ostoi Piskiej (Kwiatkowski 2014), a w jej południowo-zachodniej części występują szczególnie rzadko, np. na terenie całego Nadleśnictwa Spychowo jest to 63,44 ha (BULiGL... Białystok 2011).

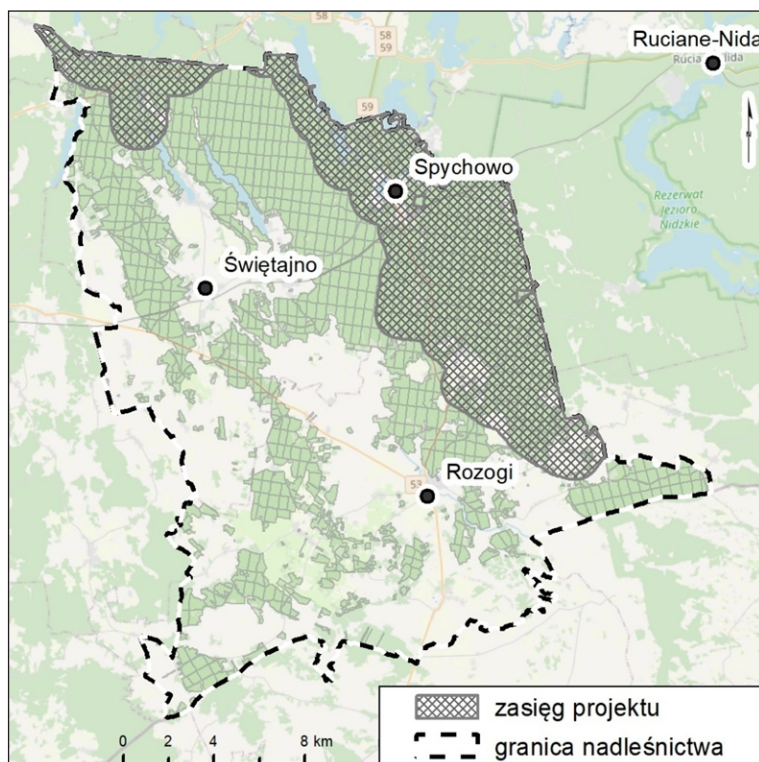
Poza wymienionymi powyżej, w zasięgu działań projektowych znalazły się głównie zbiorowiska borów sosnowych oraz borów mieszanych, które tworzą charakterystyczny dla tych terenów krajobraz Puszczy Piskiej. Pod względem fitosocjologicznym zostały one zidentyfikowane do następujących jednostek: a) siedliska borowe: *Peucedano-Pinetum typicum*, *Calamagrostio-Piceetum*, *Pinus-Rubus*, *Pinus-Peurozium*, b) siedliska borów mieszanych: *Quercu roboris-Pinetum typicum*, *Quercu roboris-Pinetum coryletosum*, c) inne o małym udziale powierzchniowym.

Wymienione wyżej zbiorowiska borowe nie są chronione programem Natura 2000, natomiast są cenne z punktu widzenia ochrony rodzimej przyrody. W zbiorowiskach tych stwierdzane są takie gatunki chronione, takie jak: sasanka otwarta, pomocnik baldaszkowy, mącznica lekarska, zimoziół północny, buławnik czerwony, tajeża jednostronna. Dlatego warstwy runa i podszytu nie powinny w nich ulegać przekształcaniu na skutek występowania gatunków obcych, zwłaszcza na obszarach Natura 2000.

Metodyka projektu

Inwentaryzacja występowania czeremchy amerykańskiej

W celu rozpoznania skali rozprzestrzenienia czeremchy amerykańskiej, wiosną 2017 roku przeprowadzono szczegółową inwentaryzację terenową na obszarze Natura 2000 PLH280048 Ostoja Piska leżącym w granicach Nadleśnictwa Spychow, wraz z 1-kilometrowym pasem buforowym. Strefę buforową przyjęto po to, aby zapobiec ponownemu wnikaniu czeremchy na obszar ostoi z zewnątrz. Co prawda, w badaniach niemieckich stwierdzono, że szybkość ekspansji tego gatunku wynosi ok. 1 km w ciągu 40 lat (Starfinger i in. 2003), ale obserwacje w Nadleśnictwie Zielonka wykazały, że obszar 8 km x 16 km został całkowicie opanowany w ciągu niespełna 50 lat (Grajewski i in. 2013), co oznacza znacznie większe tempo. Dlatego w celu zwiększenia skuteczności zabiegu zwalczania czeremchy amerykańskiej, na potrzeby projektu wyznaczono strefę buforową (ryc. 1).



Ryc. 1. Zasięg projektu ograniczania występowania czeremchy amerykańskiej w Nadleśnictwie Spychow

W pierwszym etapie inwentaryzacji, na podstawie Planu Urządzania Lasu dla Nadleśnictwa Spychowo (na lata 2013–2023), wybrano wydzielenia, gdzie udział procentowy podszytu był większy niż 30%, a głównym gatunkiem podszytowym była czeremcha amerykańska. Następnie przeprowadzono wizję terenową, która wykazała dodatkowe powierzchnie z udziałem czeremchy w podszycie oraz pozwoliła zredukować powierzchnie wydzielen leśnych wybranych z operatu do powierzchni rzeczywiście opанowanej przez czeremchę. Inwentaryzacja terenowa polegała na lustracji drzewostanów z dostępnych linii pododdziałowych i dróg oraz przejście przez wnętrze wydzielen. W przypadku pokrycia czeremchą części wydzielania wyznaczano kontur płatu z podszytem czeremchowym za pomocą odbiornika GPS. W formularzach inwentaryzacyjnych rozróżniono trzy przedziały pokrycia powierzchni (10–30%, 31–60% i powyżej 60%) oraz trzy klasy wysokości czeremchy (do 1 m, od 1 m do 2 m i powyżej 2 m) w celu obliczenia pracochłonności zabiegów jej usuwania. Dodatkowo typowano powierzchnie do wprowadzenia gatunków fitomelioracyjnych w celu utrwalenia efektu ekologicznego. Rezultat inwentaryzacji przedstawiono w rozdziale wyniki.

Metody eliminacji czeremchy amerykańskiej

W projekcie czeremcha amerykańska była zwalczana kombinacją trzech zastosowanych po sobie zabiegów: mechanicznego, chemicznego i biologicznego. Jest to metoda autorska opracowana przez Nadleśnictwo Spychowo na podstawie własnych obserwacji i literatury (Otręba 2016). Działania prowadzono w latach 2018–2021 w leśnictwach: Pupy, Kolonia, Pieck, Powalczyn, Strużki, Faryny, Kokoszka i Spaliny na łącznej powierzchni 255,31 ha lasów.

Wycięcie krzewów czeremchy amerykańskiej

Wycinanie krzewów czeremchy amerykańskiej zostało przeprowadzone wiosną 2018 roku. W pierwszym etapie czeremcha była wycinana pilarkami, kosami spalinowymi z tarczą tnącą oraz narzędziami ręcznymi – tasakami i siekierami. Dobór narzędzi uzależniony był od wysokości czeremchy i stopnia pokrycia przez nią terenu. Zgodnie z przewidywaniami, pierwszy zabieg nie był w pełni skuteczny, więc w drugim roku trwania projektu (wiosną 2019 r.) docinane były okazy przeoczone. Pracochłonność drugiego zabiegu usuwania czeremchy wyniosła 15% pracochłonności zabiegu pierwszego i jej zaplanowana wartość okazała się odpowiednia w stosunku do potrzeb.

Oprysk dolistny herbicydem

Oprysk dolistny przeprowadzano późnym latem i jesienią w kolejnych trzech latach trwania projektu. Termin ten został dostosowany do biologii czeremchy amery-

kańskiej, czyli okresu, kiedy trwa najintensywniejsze transportowanie asymilatów z liści do korzeni, dzięki czemu zabieg jest najskuteczniejszy. Zastosowano herbicyd Agrosar 360 SL, w którym substancją czynną jest glifosat. Z wcześniejszych doświadczeń prowadzonych na niewielkich powierzchniach w nadleśnictwie wynikało, że jednorazowy zabieg jest nieskuteczny, a ponadto w przypadku zlikwidowania osobników dorosłych, po usunięciu zacienienia liczniej kiełkują nasiona spoczywające w glebie.

Glifosat jest organicznym związkiem hamującym działanie ważnego dla roślin enzymu syntazy EPSPS (nie występuje on u zwierząt, więc jego szkodliwość dla nich jest znikoma). Powoduje on zamieranie roślin i skutecznie niszczy uciążliwe chwasty, trudne do likwidacji innymi sposobami. Glifosat jest stosunkowo trwałą substancją, ale jest degradowany przez enzymy wytwarzane przez drobnoustroje glebowe. Jest również nierozpuszczalny w tłuszczach, przez co nie ulega retencji w tkankach zwierząt (Pieniążek i in. 2003). Natomiast przez dobrą rozpuszczalność w wodzie silnie zagraża organizmom wodnym, dlatego nie był stosowany bezpośrednio przy zbiornikach wodnych. Zastosowano wokół nich strefę buforową o szerokości 50 m.

W związku z kontrowersyjnymi opiniami na temat chemicznych środków ochrony roślin, w tym glifosatu, w projekcie szczególną uwagę zwrócono na bezpieczeństwo podczas jego stosowania. Po pierwsze zadbano o zgodność założeń projektowych z obowiązującym w tym względzie prawem. Zastosowano środek dopuszczony do obrotu i stosowania na terenie Unii Europejskiej, wymieniony w rejestrze MRiRW, dozwolony przez FSC i PEFC, dopuszczony do stosowania w leśnictwie przez Instytut Badawczy Leśnictwa (Głowacka 2014), a także aplikowano go zgodnie z Zasadami Dobrej Gospodarki Leśnej FSC. Wszystkie osoby pracujące przy oprysku przeszły szkolenie zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 8 maja 2013 r. Sporządzanie cieczy roboczej oraz sam zabieg były przeprowadzone zgodnie z zaleceniami producenta, przy użyciu precyzyjnych ręcznych opryskiwaczy plecakowych, w odpowiednich warunkach atmosferycznych. Ponadto zastosowano strefę buforową o szerokości 50 m wzdłuż brzegów wód powierzchniowych, ściśle przestrzegano stosowania środków ochrony indywidualnej, a dla zmniejszenia ryzyka aplikacji na ludzi i runo opryskiwane były tylko niskie odrośla, a nie wysokie krzewy.

Do środka ochrony roślin zostały dodane dwie substancje pomocnicze: adiuwant w celu zwiększenia skuteczności oprysku oraz marker. Adiuwant jest substancją zwilżającą i zwiększającą przyczepność, stosowaną jako dodatek do cieczy użytkowej środków ochrony roślin. Adiuwanty same w sobie nie zwalczają patogenów, ani nie odżywiają roślin, powodują natomiast zmianę właściwości fizycznych cieczy roboczej. Obniżając napięcie powierzchniowe cieczy użytkowej, poprawiają

równomierność pokrycia powierzchni roślin, zwłaszcza roślin trudno zwilżalnych, np. pokrytych nalotem woskowym lub włoskami, zwiększają więc szeroko pojętą skuteczność środków ochrony roślin. W czasie konstruowania założeń projektu dopuszczonymi do stosowania w leśnictwie adiuwantami (Głowacka 2017) były: Superam 10 AI i Olejan 85 EC – w projekcie użyto tego pierwszego. Jako marker zastosowano błękit brylantowy E-133 – powszechnie stosowany w przemyśle spożywczym barwnik o neutralnym wpływie na środowisko. Krótkotrwale oznaczenie roślin opryskiwanych miało na celu: ułatwienie wykonywania oprysku, unikanie wielokrotnego opryskiwania tej samej rośliny oraz kontrolę zabiegu. Substancja ta była widoczna na roślinach przez około 3 dni lub do pierwszego deszczu.

Sadzenie gatunków konkurencyjnych

Ostatnim etapem eliminacji czeremchy było wprowadzenie rodzimych gatunków drzew typowych dla grądów (grab, lipa) wszędzie tam, gdzie na to pozwalały warunki siedliskowe. Jesienią 2020 r. na powierzchni 164,75 ha przygotowano tale-rze o wymiarach 40 x 40 cm (pokrywa gleby została zdarta, a gleba przekopana). W czwartym roku projektu, wiosną 2021, na żyzniejszych siedliskach posadzono 329,5 tys. sadzonek lipy drobnolistnej i grabu pospolitego. Nie stosowano sadzenia na siedliskach ubogich, na powierzchniach o silnie rozwiniętym podszycie złożo-nym z rodzimych gatunków oraz na powierzchniach przewidzianych do użytkowa-nia rębego w bieżącym dziesięcioleciu. Sadzenie było prowadzone w miejscach uprzedniej kumulacji występowania czeremchy w celu zacienienia gleby i stwore-nia konkurencji biologicznej dla glebowego banku siewek i nasion, a co za tym idzie ograniczenia jej odnowienia.

Monitoring efektów projektu

W celu ustalenia skuteczności zabiegu i innych zmian zachodzących w środowisku na skutek realizacji projektu, założono 48 kołowych powierzchni próbnych o wiel-kości 1 ara, z czego 36 zostało zlokalizowanych na powierzchniach projektowych w siatce o wymiarach 300 x 350 m. Pozostałe 12 powierzchni stanowiły powierzch-nie kontrolne, w tym 6 powierzchni bez działań i 6 powierzchni, na których wyko-nano tylko wycinanie czeremchy. Wszystkie powierzchnie trwale oznakowano w te-renie w celu umożliwienia ich odnalezienia i powtórzenia pomiarów.

Na wszystkich powierzchniach wykonano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta, przed rozpoczęciem i po zakończeniu eliminacji czeremchy. Dodatkowo w każdym roku (2018–2021) na tych samych powierzchniach prowa-dzono pomiar liczby i wysokości okazów czeremchy oraz określano stopień pokry-cia przez nią powierzchni.

Zarządzanie projektem

W ramach projektu konieczne było udzielenie zamówień publicznych w formie przetargów nieograniczonych. Łącznie zorganizowano pięć zamówień: na wycinanie krzewów, na oprysk odrośli, na produkcję materiału sadzeniowego, na powtórne wycinanie oraz na przygotowanie gleby wraz z sadzeniem. Bezpośredni koszt prowadzonych przez 4 lata działań (bez kosztów ogólnych i kosztów zarządzania projektem) wyniósł 2913,42 zł/ha w wersji bez podsadzeń (na uboższych siedliskach) i 7257,98 zł/ha w wersji z podsadzeniami. W realizacji kluczowych prac wykonywanych ręcznie, jednorazowo w projekcie pracowało fizycznie w lesie do 30 pracowników wykonawcy. W projekt była zaangażowana terenowa Służba Leśna ośmiu leśnictw oraz wszystkie działy biura nadleśnictwa. W samej inwentaryzacji terenowej krzewów czeremchy przed rozpoczęciem projektu brało udział 15 osób. Do realizacji projektu, poza osobą koordynatora, nie wyodrębniano oddzielnych stanowisk, ale zaangażowano leśniczych.

Wskaźniki osiągnięcia celu w projekcie

Założonym efektem finalnym było poprawienie stanu siedlisk na powierzchni 255,31 ha przez trwałe ograniczenie populacji czeremchy na obszarze objętym tym przedsięwzięciem. Jako parametr umożliwiający weryfikację osiągnięcia tego celu przyjęto utrzymanie stopnia pokrycia powierzchni przez czeremchę w wydzielniach objętych zabiegami na poziomie 30% (dla wydzieleń wcześniej pokrytych w powyżej 60%), poniżej 10% (dla wydzieleń wcześniej pokrytych w 30–60%) i poniżej 5% (dla wydzieleń wcześniej pokrytych poniżej 30%) oraz brak osobników wyższych niż 1 m i owocujących. Parametr ten został zaprojektowany zgodnie z koncepcją SMART będącą akronimem od angielskich wyrazów prosty, mierzalny, osiągalny, realistyczny i skonkretyzowany w czasie (Doran 1981).

Działania informacyjno-promocyjne w projekcie

Zarówno degradacja grądów, jak i wprowadzenie czeremchy amerykańskiej do polskich lasów są efektem niewłaściwej, z punktu widzenia ochrony przyrody, gospodarki człowieka. Dlatego potrzebna jest edukacja w zakresie gatunków inwazyjnych, w tym w szczególności czeremchy amerykańskiej, i dlatego działania promocyjne i edukacyjne były ważnym komponentem projektu. Nadleśnictwo Spychowo wchodzi w skład Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Mazurskie” i jako takie na szeroką skalę prowadzi działalność edukacyjną. W ramach projektu rozszerzono ofertę o informacje nt. gatunków obcych i inwazyjnych, powstała tablica dydaktyczna oraz scenariusz zajęć na ten temat. Działania informacyjno-promocyjne

w przypadku Nadleśnictwa Spychowo były ułatwione ze względu na posiadanie Leśnego Ośrodka Edukacji Ekologicznej przy Nadleśnictwie oraz doświadczenie w prowadzeniu zajęć edukacyjnych. Edukatorzy i osoby prowadzące media społecznościowe zostały szczegółowo poinformowane o projekcie, jego założeniach i aspekcie przyrodniczym, aby mogły przekazywać tę wiedzę w trakcie standardowych zajęć ze wszystkimi grupami wiekowymi odbiorców. Wydrukowano folder informacyjny z opisem projektu, opisem grądów i problemów związanych z czeremchą oraz z gatunkami inwazyjnymi w ogóle. Ustawiono dwie tablice informacyjne: jedną z informacjami o projekcie, a drugą z treściami edukacyjnymi o obcych gatunkach inwazyjnych i ich wpływie na środowisko. Przeprowadzono konkurs dla szkół, w którym wzięło udział 36 dzieci z ośmiu szkół. Zadaniem każdej grupy było sporządzenie inwentaryzacji gatunków obcych i inwazyjnych w wybranych obiektach, typu: park, skwer, ulica, fragment lasu. W dniach 17–18 czerwca 2021 r. zorganizowano ogólnopolską konferencję poświęconą ograniczaniu występowania gatunków inwazyjnych w lasach, ze szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej, w trakcie której zaprezentowano efekty realizacji projektu.

Wyniki

Inwentaryzacja

Powierzchnia opanowana przez czeremchę amerykańską, zidentyfikowana w ramach inwentaryzacji terenowej, wyniosła 255,31 ha (w tym 39,19 ha w obszarze Natura 2000 i 216,12 ha w buforze). Największy udział miały powierzchnie z dominacją osobników o wysokości powyżej 2 m (75,06%), najmniejszy zaś (4,58%) te z osobnikami poniżej 1 m wysokości (tab. 1).

Tabela 1. Wysokość czeremchy amerykańskiej w podszycie – wyniki inwentaryzacji

Średnia wysokość czeremchy [m]	Powierzchnia [ha]	Udział [%]
< 1	11,70	4,58
1-2	51,97	20,36
> 2	191,64	75,06

Powierzchnie o średnim udziale czeremchy amerykańskiej w podszycie zawartym w przedziale 10–30% zajmowały 51,38 ha (20,12%), powierzchnie o udziale czeremchy zawartym w przedziale 31–60% zajmowały 74,81 ha (29,30%), natomiast najwięcej powierzchni (50,57%) miało udział czeremchy amerykańskiej w podszycie przekraczający 60% (tab. 2). Powyższe dane świadczą o silnie rozwi-

niętej populacji czeremchy amerykańskiej na badanym obszarze, co przy jej zdolnościach wczesnego rozmnażania generatywnego oznaczało dużą bazę nasienną oraz możliwość dalszej ekspansji.

Tabela 2. Pokrycie powierzchni przez czeremchę – wyniki inwentaryzacji

Średni stopień pokrycia [%]	Powierzchnia [ha]	Udział [%]
10-30	51,38	20,12
30-60	74,81	29,30
> 60	129,12	50,57

Efekty realizacji projektu były możliwe do zobrazowania dzięki określeniu stanu wyjściowego w postaci dokładnej inwentaryzacji oraz założeniu sieci powierzchni próbnych opisanych w pkt. 2.3. Początkowa liczba krzewów czeremchy na powierzchniach próbnych wyniosła 9,85 tys. szt./ha. Po realizacji projektu spadła do 1,94 tys. szt./ha, czyli nastąpiła ich redukcja o ponad 80%. Zmieniła się także struktura udziału osobników w poszczególnych przedziałach wysokości. O ile drzewka o wysokości powyżej 50 cm stanowiły początkowo 80% ogółu osobników czeremchy, to po realizacji projektu było to 10%. Tym samym cele zdefiniowane w pkt 2.5 zostały osiągnięte, a nawet przekroczone. Poziom redukcji pokrycia powierzchni czeremchą wydaje się satysfakcjonujący (tab. 2). Uzyskane efekty liczbowe redukcji czeremchy są widoczne w fizjonomii lasów poddanych zabiegom. W poszczególnych etapach realizacji projektu stopniowo ubywało okazów czeremchy. Jednocześnie do dna lasu trafiało coraz więcej światła (ryc. 2).

Opisane wyżej zmiany znajdują wyraz w spadku stopnia pokrycia przez czeremchę powierzchni kontrolnych. W 2018 r. najwyższy stopień pokrycia przez czeremchę, tj. > 75% miało 35% powierzchni, a w 2021 r. najwyższy stopień pokrycia tj. do 5% miało 9% powierzchni (tab. 3).

Przed realizacją projektu liczba okazów czeremchy na pojedynczych powierzchniach próbnych dochodziła do 300 szt., czyli niemal 30 tys./ha, a liczba powierzchni próbnych w poszczególnych klasach liczebności czeremchy (niezależnie od ich wysokości) była wyrównana. Po realizacji projektu największa liczba powierzchni zawierała od 6 do 25 okazów. Tylko na jednej powierzchni odnotowano powyżej 75 szt. i na jednej powyżej 100 szt. i były to młode siewki czeremchy, jedno- lub dwuletnie skiełkowane z glebowego banku nasion (ryc. 3).

Największą – niemal stuprocentową – skuteczność miało usuwanie krzewów o wysokości powyżej 150 cm. Dużą i zadowalającą skuteczność miało usuwanie krzewów o wysokości 50–100 cm i 100–150 cm. W przedziale poniżej 50 cm



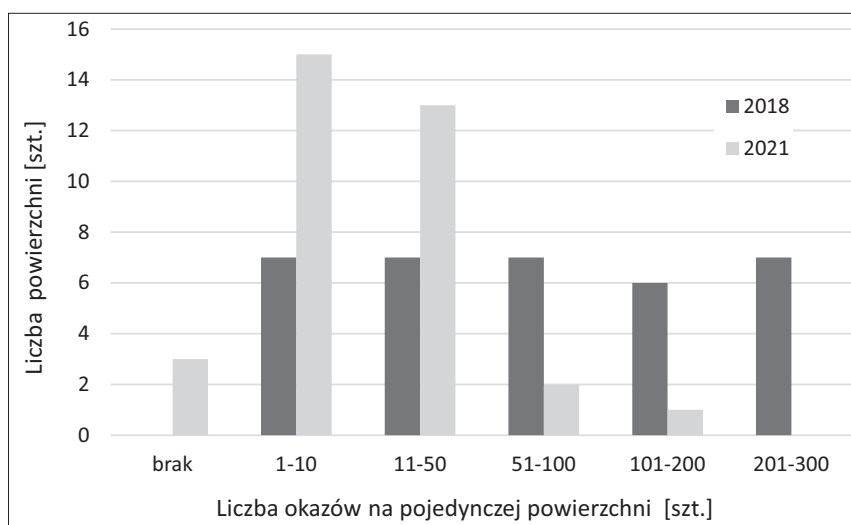
Ryc. 2. Fizjonomia zbiorowiska zastępczego *Pinus-Rubus*
(potencjalnie *Quercus-Pinetum coryletosum*) w oddz. 61 Leśnictwa Pieck,
w poszczególnych fazach realizacji projektu Fot. M. Gazałka, 2018-2021

skuteczność usuwania wynosiła mniej niż 25%, co wynikało z kiełkowania nowych okazów czarernchy z glebowego banku nasion (ryc. 4).

Na powierzchniach kontrolnych, z jednorazowym usuwaniem czarernchy i bez dalszych zabiegów, krzewy w przedziałach wysokości 100–150 cm i powyżej 150 cm zaczęły się pojawiać ponownie w drugim roku od wycięcia. W trzecim roku

Tab. 3. Rezultaty ograniczania występowania czeremchy przedstawione za pomocą stopnia pokrycia przez czeremchę powierzchni próbnych; pjd – pojedynczo

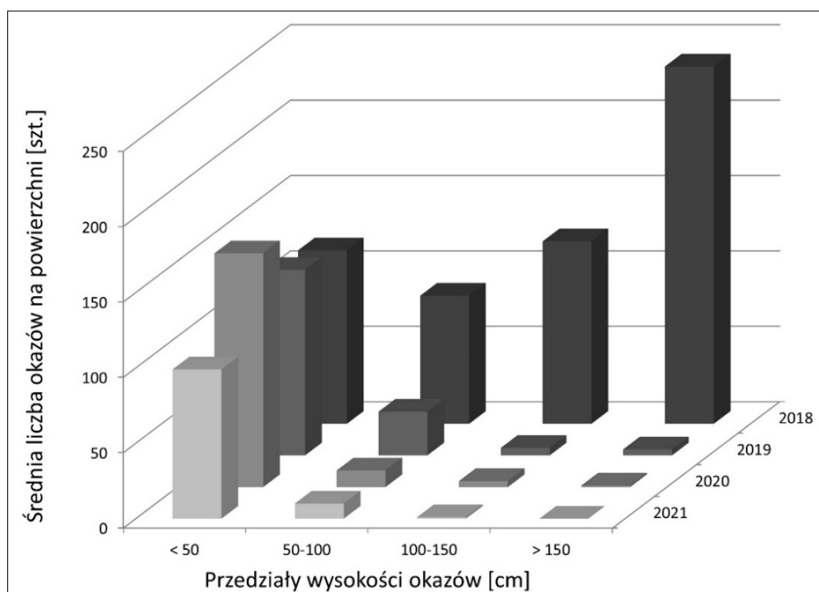
Stopień pokrycia powierzchni próbnych przez czeremchę	Udział procentowy powierzchni o danym stopniu pokrycia przez czeremchę w kolejnych latach projektu			
	2018	2019	2020	2021
> 75%	35	0	0	0
50-75%	17	0	0	0
25-50%	6	0	0	0
5-25%	9	12	0	0
< 5%	9	18	12	9
pjd	24	70	74	82
brak	0	0	14	9



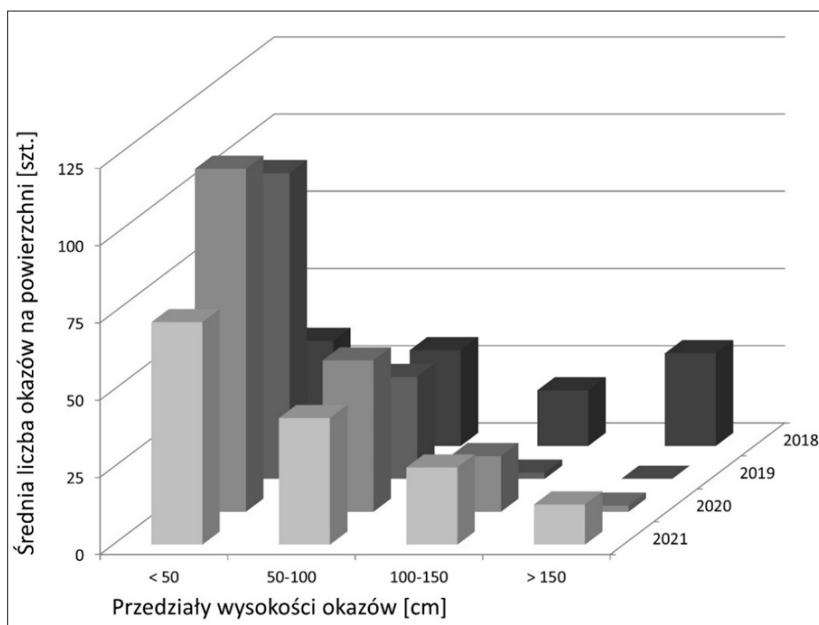
Ryc. 3. Liczba powierzchni próbnych w poszczególnych przedziałach liczebności czeremchy (bez powierzchni kontrolnych) przed i po realizacji projektu

po wycinaniu krzewy wysokości 100–150 cm odzyskały swoją początkową liczebność, a krzewy powyżej 150 cm nie odzyskały. Okazy wysokości 50–100 cm wykazały niewielką fluktuację liczebności, okazy poniżej 50 cm wysokości w pierwszym i drugim roku po zabiegu wykazały liczebność trzykrotnie wyższą, a w trzecim roku dwukrotnie wyższą niż początkowa (ryc. 5). Analiza liczebności osobników ogółem na powierzchniach pozostawionych po jednorazowej wycince bez ingerencji wykazała ponad 1,5-krotny wzrost krzewów czeremchy (tab. 4).

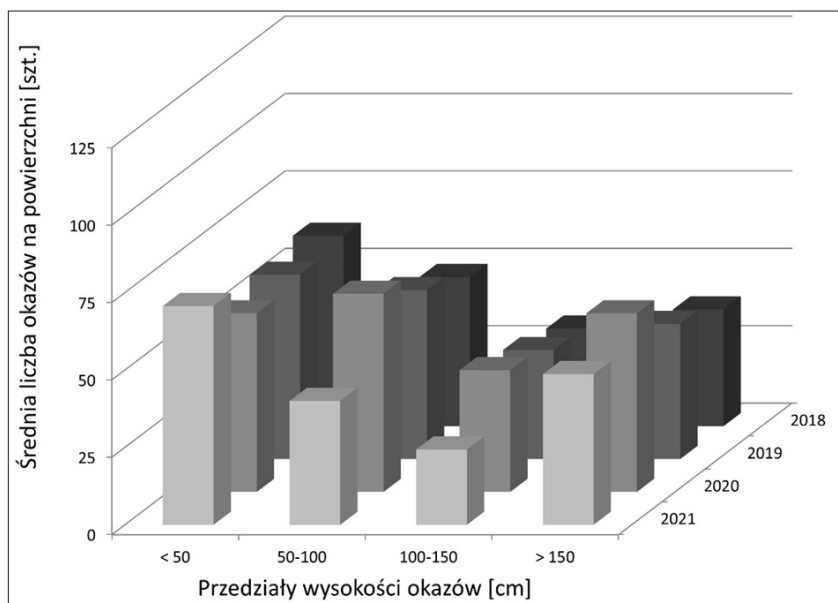
Na powierzchniach kontrolnych bez jakichkolwiek zbiegów nie odnotowano wyraźnych kierunkowych zmian liczebności czeremchy w którymkolwiek z przedziałów wysokości (ryc. 6).



Ryc. 4. Liczebność okazów czeremchy w poszczególnych przedziałach wysokości na powierzchniach zwalczania czeremchy, w kolejnych latach trwania projektu



Ryc. 5. Liczebność okazów czeremchy w poszczególnych przedziałach wysokości, w kolejnych latach trwania projektu na powierzchniach kontrolnych z jednorazowym usunięciem czeremchy



Ryc. 6. Liczebność okazów czarernchy w poszczególnych przedziałach wysokości w kolejnych latach trwania projektu na powierzchniach kontrolnych bez zabiegów

Tab. 4. Liczba krzewów czarernchy na powierzchniach kontrolnych w wariancie z jednorazową wycinką

Siedlisko	Lokalizacja (adres leśny)	Liczba okazów na powierzchni próbnej [szt.]		Przyrost [%]
		w 2018 r.	w 2021 r.	
Bśw	07-24-2-05-114-a	143	563	394
BMśw	07-24-2-07-165-a	20	15	75
LMśw	07-24-2-07-180-l	208	233	112
Bśw	07-24-3-11-118-f	136	89	65
BMśw	07-24-3-11-141-c	148	155	105
LMw	07-24-3-11-156-i	21	23	110
Razem	-	676	1078	159

Dyskusja

Uzasadnienie wyboru metody zwalczania czarernchy amerykańskiej

Wybór mechaniczno-chemiczno-biologicznej metody zwalczania czarernchy został dokonany po przeanalizowaniu wyników badań dostępnych w literaturze, własnych doświadczeń oraz uwarunkowań ekonomicznych. Dla przykładu z badań w Kampi-

noskim Parku Narodowym nad określeniem skuteczności różnych metod zwalczania czeremchy amerykańskiej (Namura-Ochalska 2012) wynika, że zastosowanie herbicydu zmniejsza czterokrotnie liczbę odrośli w stosunku do samego ścinania i wyrwania. Samo wycinanie oraz wyrwanie młodych osobników ogranicza bieżącą ekspansję przez rozsiewanie, lecz powoduje wzmożone rozmnażanie wegetatywne przez odrośla, co w perspektywie długoterminowej zwiększa problem, zamiast go eliminować. Skutecznymi zabiegami okazały się karczowanie oraz stosowanie herbicydu, których wynik różni się nieznacznie, z korzyścią dla karczowania. Choć koszty zabiegów w Kampinoskim PN nie były liczone (prowadzono je w ramach praktyk studenckich), to można szacować, że zabieg karczowania jest dużo bardziej pracochłonny i czasochłonny oraz wymaga użycia specjalistycznego sprzętu, a co się z tym wiąże, jego koszty są większe. Niezależnie od tego, obie te metody nie eliminują glebowego banku nasion.

Punktem newralgicznym projektu było wprowadzenie chemicznego środka ochrony roślin do środowiska. Wybrano produkt na bazie glifosatu, jako najmniej zagrażający środowisku. Zadbano także o stosowanie przez wykonawców wszelkich możliwych indywidualnych środków ochrony osobistej przewidzianych do tego typu prac oraz o sprzęt z precyzyjnymi dyszami ograniczającymi promień rozpylania środka. W celu zwiększenia efektywności oprysku zastosowano adiuwant i barwnik spożywczy, opisane powyżej. Ważnym aspektem realizacji projektu było zapewnienie zgodności ze wszystkimi normami prawnymi.

Biomasa czeremchy amerykańskiej po wycianiu została pozostawiona na powierzchni do naturalnego rozkładu. Jest to rozwiązanie najtańsze i nie wymagające dodatkowego nakładu pracy czy zużycia energii. Istnieją alternatywne możliwości utylizacji biomasy czeremchy, jednak ich zastosowanie było niemożliwe do przeprowadzenia w drzewostanie, a także nie było uzasadnione ekonomicznie. Rozważano m.in.:

- mechaniczne rozdrobnienie biomasy przy użyciu rębaka bijakowego. Rozdrabnianie on gałęzie wraz z wierzchnią warstwą ścióły w celu usunięcia pozostałości po zrębowych. Koszt pracy rębaka szacuje się na 130–150 zł/h (10 rh/ha), co daje 1400 zł/ha. Jednak jego użycie jest celowe jedynie w przypadku powierzchni otwartych. Trudno go używać w zwartym lesie, ze względu na niszczenie runa i brak możliwości poruszania się pomiędzy drzewami. Szacunkowy koszt rozdrobnienia biomasy na całej powierzchni objętej projektem wyniósłby ponad 333 tys. zł;
- mechaniczne zrębkowanie rębakiem gardzielowym, do którego wrzuca się ścięte gałęzie i krzewy. Jest on coraz rzadziej stosowany ze względu na wysokie koszty użytkowania. Potrzebny jest wydajny ciągnik z operatorem i dodatkowo dwie osoby do obsługi rębaka. Przy stawce 27 zł/rh osiąganey w przetargach w tym

projekcie, trzeba by było zapłacić około 11 zł/mp (metr przestrzenny), co przy zasobności 3,4 mp/ar (pomierzonej na pow. próbnej) dałoby 3740 zł/ha. Zatem koszt wyniesienia i załadowania do rębaka całej biomasy wyciętej w projekcie stanowiłby prawie 955 tys. zł. Koszt wynajęcia rębaka to ok. 140 zł/rh. Przy założeniu, że wydajność maszyny to 48 mp/rh, na zrębkowanie 86 805 mp (1 808 rh) trzeba by wydać 253 120 zł. Łączny koszt zastosowania tej metody wyniósłby więc blisko 1 208 000 zł;

- spalanie – metoda ta wiąże się z ryzykiem zaprószenia ognia i spowodowania pożaru. W przypadku opadów deszczu jest także trudna do stosowania ze względu na zawilgocenie biomasy. Szacowany koszt zastosowania wyniósłby 196 830 zł.

W związku z powyższym uznano zrębkowanie krzewów podszytowych za nieuzasadnione ekonomicznie i ekologicznie, dlatego przyjęto metodę pozostawiania biomasy na miejscu jej pozyskania do rozkładu biologicznego. Wygląd drzewostanu w czwartym roku projektu pozwala uznać, że był to właściwy wybór, a zalegające gałęzie nie utrudniły przygotowania gleby i sadzenia.

Realizacja projektu w świetle zapisów dotyczących form ochrony przyrody

Działania prowadzone w ramach przedsięwzięcia były zgodne z normami prawnymi stosowanymi w Lasach Państwowych: Zasadami Hodowli Lasu i Instrukcją Ochrony Lasu (ZHL 2011, IOL 2011) oraz Ustawą o lasach z dnia 28 września 1991 r. W artykule 9 tej ustawy jest mowa o obowiązku powszechnej ochrony lasów, do której zalicza się zapobieganie, wykrywanie i zwalczanie nadmiernie pojawiających się i rozprzestrzeniających się organizmów szkodliwych.

Założenia zgodne są również z „Priorytetowymi ramami działań dla sieci Natura 2000 na Wieloletni Program Finansowania UE w latach 2014–2020” jako realizacja działań ochrony czynnej dla siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt przez zwalczanie gatunków obcych, w tym inwazyjnych, oraz z „Programem ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z planem działań na lata 2014–2020” w ramach celu strategicznego C i F (C.II. Ochrona i odtwarzanie cennych siedlisk przyrodniczych; F.II. Ograniczenie presji ze strony gatunków inwazyjnych i konfliktowych poprzez wdrożenie prawodawstwa i systemu ich wykrywania, monitoringu oraz zwalczania).

Siedlisko grądu subkontynentalnego 9170-2 jest chronione Dyrektywą 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, będącej elementem prawa Unii Europejskiej.

W Projekcie Planu Zadań Ochronnych dla N2000 Ostoja Piska (Kwiatkowski 2014) jednym z zadań ochronnych jest utrzymanie puli dobrze zachowanych grądów

i sukcesywna przebudowa grądów zniekształconych i zbiorowisk zastępczych na siedliskach grądowych. Wśród obligatoryjnych działań jest wiele zapisów mówiących o właściwym gospodarowaniu lasami grądowymi, usuwaniu z nich gatunków obcych geograficznie i ekologicznie, aktywnej redukcji krzewów poza ich naturalnym zasięgiem, popieraniu naturalnych odnowień gatunków grądowych oraz prowadzeniu kampanii edukacyjnej dotyczącej gatunków inwazyjnych. Zagrożenie dla grądów ze strony nierodzimych gatunków zaborczych zostało zaklasyfikowane jako średnie, a wśród nich znalazło się odnawianie się w lesie drzew spoza ich naturalnego zasięgu występowania.

Plan Ochrony Mazurskiego Parku Krajobrazowego w zakresie prac związanych z ochroną przyrody i kształtowaniem krajobrazu zakłada eliminowanie obcych gatunków, podobnie jak Rozporządzenie Nr 133 Wojewody Warmińsko-Mazurskiego z dnia 12 listopada 2008 r. w sprawie Spychowskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu, gdzie ustalenia dotyczące czynnej ochrony ekosystemów leśnych Obszaru zalecają stopniowe usuwanie gatunków obcego pochodzenia, chyba że potrzebne jest ich stosowanie w ramach przyjętych zasad hodowli lasu.

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska sporządziła listę obcych roślin inwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012). Czeremcha amerykańska została zakwalifikowana jako inwazyjna w skali kraju, a sumą punktów określających jej zdolności adaptacyjne (18 pkt.) ustępuje jedynie takim roślinom, jak: tawuła kutnerowata (19 pkt.), barszcze Sosnowskiego i Mantegazziego (21 pkt.) oraz rdestowce (19–21 pkt.).

Ocena realizacji projektu

Program ochrony zbiorowisk leśnych przed czeremchą amerykańską zrealizowany w Nadleśnictwie Spychowo jest przedsięwzięciem unikatowym w skali kraju. Bazując na własnych doświadczeniach oraz prowadzonych na mniejszą skalę badaniach opisanych w literaturze, opracowaliśmy metodykę polegającą na połączeniu metody mechanicznej, chemicznej i biologicznej. Skalę prac terenowych oddają podstawowe liczby projektu – ponad 255 ha objętych działaniami, około 2,5 miliona wyciętych krzewów i opryskanych odrostów (przeciętnie 9,8 tys./ha), 43700 roboczogodzin przepracowanych przez pracowników wykonawcy, 329 tys. wykonanych i przekopanych (w przytłaczającej większości ręcznie) talerzy pod sadzenie grabu i lipy i tyle samo posadzonych sadzonek.

Porównanie zmian liczebności czeremchy na powierzchniach, gdzie poddano ją eliminacji, z powierzchniami kontrolnymi pozwala wyciągnąć wnioski na temat skuteczności metody kombinowanej. O ile w wariancie kontrolnym bez jakiegokolwiek zabiegu nie widać trendu, a ich przeciętna liczba oscyluje w zakresie

180–220 szt./pow., o tyle na powierzchni, gdzie zastosowano pojedynczy zabieg wycinania, w drugim i trzecim roku intensywnie pojawiają się odrosty i nowe siewki na skutek większego dopływu światła do dna lasu, w wyniku usunięcia krzewów czeremchy, a ich przeciętna liczba oscyluje w zakresie 680–1080 szt./pow. Trend ten wyhamowuje w czwartym roku, co może być spowodowane regeneracją wyższych krzewów i ponownym zacienieniem przez nie dna lasu.

Dodatkowo szczegółowa analiza liczebności czeremchy na powierzchniach kontrolnych w wariancie z jednorazową wycinką pokazuje, że ogółem liczba okazów w tym wariancie wzrosła ponad 1,5-krotnie, a na najbardziej dynamicznej powierzchni niemal czterokrotnie. Wskazuje to, że siła odroślowa wycinanych okazów i zdolność nasion do przelegiwania sprawiają, że jednokrotne wycięcie umacnia dominację czeremchy w warstwie podszytu. Pośrednio wskazuje to na słuszność przyjętej metody kombinowanej z zastosowaniem herbicydu.

W momencie rozpoczęcia projektu nie było w Polsce podobnych działań, równie dobrze udokumentowanych i prowadzonych na skalę gospodarczą. Obecnie sytuacja jest bardziej złożona. Zarówno w jednostkach lasów państwowych (np. Nadleśnictwo Podanin), jak i w parkach narodowych (Kampinoski PN) są prowadzone w różnym stopniu zaawansowania podobne projekty. W zrealizowanym projekcie założone efekty zostały osiągnięte w sposób efektywny ekonomicznie. Zgodnie z założeniami, całkowite zwalczenie czeremchy przyjętym sposobem było niemożliwe. Osiągnięte zostało znaczne ograniczenie jej występowania, mierzone zarówno wskaźnikami szacunkowymi (pokrycie powierzchni), jak i mierzalnymi (liczba osobników na 1-ach powierzchniach próbnych). Trudności sprawia odniesienie do wyników innych podobnych prac czy to naukowych, czy praktycznych, gdyż nie natknęliśmy się w literaturze przedmiotu na równie dobrze udokumentowane doświadczenie czy działanie praktyczne.

Otwarte pozostaje pytanie o trwałość osiągniętego efektu ekologicznego, zwłaszcza o zdolność konkurowania z czeremchą gatunków rodzimych posadzonych w jej miejsce. Warto zaznaczyć, że poza obszarem ochrony siedlisk tylko na terenie Nadleśnictwa Sychowo czeremcha w znacznym stopniu występuje na powierzchni około 2000 ha, nie licząc lasów niepaństwowych, gruntów prywatnych o charakterze nieużytków czy działek z wtórną sukcesją w kierunku leśnym, przeznaczanych na cele rekreacyjne. Skuteczne ograniczanie tego gatunku na tak znacznym obszarze według zastosowanej w projekcie metody wymagałoby objęcia działaniami wszystkich zasiedlonych gruntów, bez względu na ich własność. Niezbędne do tego byłoby zaangażowanie znacznych środków, liczonych w dziesiątkach milionów złotych oraz szerokiej akcji edukacyjnej.

Wnioski

1. Warunkiem przystąpienia do ograniczania występowania czeremchy lub innych masowo występujących gatunków inwazyjnych jest przeprowadzenie dokładnej ich inwentaryzacji, gdyż brak jest danych wystarczająco szczegółowych do rzetelnego określenia kosztów zabiegu. Dane z opisów taksacyjnych mogą być tylko wstępną wskazówką przed właściwą inwentaryzacją terenową.
2. Zastosowanie dopuszczonych prawem herbicydów, z glifosatem jako substancją czynną, można uznać za bezpieczny sposób zwalczania czeremchy amerykańskiej. Nawet kilkukrotny oprysk nie pozostawia widocznych śladów na pozostałych składnikach podszytu i runa. Warunkiem jest ściśle stosowanie się do zaleceń producenta oraz przestrzeganie przepisów bhp i środowiskowych.
3. Stosowanie kombinowanej metody zwalczania czeremchy amerykańskiej jest efektywne, o ile jednym z komponentów jest stosowanie herbicydu. Bez tego nakład pracy byłby o wiele większy, a efektywność ekonomiczna projektu zdecydowanie niższa.
4. Stosowanie podczas oprysku markera (błękitu brylantowego) ułatwia wykonywanie i kontrolę zabiegu oraz ogranicza różnego rodzaju błędy wykonania.
5. Efekty zwalczania w znacznym stopniu zależą od czynnika ludzkiego. Osobiste zaangażowanie leśniczych nadzorujących realizację prac, choć trudne do zmierzenia, ma istotny wpływ na osiągnięty efekt.

Bibliografia

- Biuro Urzędnia Lasu i Geodezji Leśnej oddział w Białymstoku. 2011. Leśny Kompleks Promocyjny „Lasy Mazurskie” Nadleśnictwo Spychowo, Tom I. Charakterystyka siedlisk. (Mps.), Białystok.
- Doran G. T. 1981. There's a S.M.A.R.T. way to write management's goals and objectives. *Management Review* 70.11: 35–36.
- Drogoszewski B., Barzdajn W. 1984. Wpływ ekstraktów wodnych z tkanek *Prunus serotina* Ehrh. na kiełkowanie nasion *Pinus silvestris* L. PTPN, Pr. Kom. Nauk Rol. i Kom. Nauk Leśn. 58: 33–38.
- Głowačka B. (red.). 2017. Środki ochrony roślin, środki biobójcze oraz produkty do rozkładu pni drzew leśnych zalecane do stosowania w leśnictwie w roku 2017. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.
- Gowacka B. (red.). 2014. Środki Ochrony roślin, środki biobójcze oraz produkty do rozkładu pni drzew leśnych zalecane do stosowania w leśnictwie w roku 2015. ss. 74. IBL Analizy i Raporty 23.

- Grajewski R., Miller A., Licznierski M. 2013. Wykorzystanie opisu taksacyjnego do oceny występowania czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. Ochrona środowiska 15: 1287–1301.
- Halarewicz A. 2011. Przyczyny i skutki inwazji czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* w ekosystemach leśnych. Leśne Prace Badawcze 72.3: 267–272.
- Herbich J. (red). 2004. Lasy i Bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. s. 344. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Instrukcja Ochrony Lasu. Tom I. 2011. ss. 124. Centrum Infomarmacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Kwiatkowski P. 2014. Projekt Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 PLH280048 Ostoja Piska. ss. 234. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Olsztynie, Olsztyn. (Mps.)
- Marquis D. A. 1975. Seed storage and germination under northern hardwood forests. Canadian Journal of Forest Research 5.3: 478–484.
- Namura-Ochalska A. 2012. Walka z czeremchą amerykańską *Padus serotina*. Ocena skuteczności wybranych metod w Kampinoskim Parku Narodowym. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 14.4: 190–200.
- Otręba A. 2014. Czeremcha amerykańska *Padus serotina*. W: A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. (69–72). Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.
- Otręba A. 2016. Czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. (73–89). W: A. Obidziński, E. Kołaczowska A. Otręba (red.). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.
- Pairon M., Chabrierie O., Mainer Casado C., Jacquemart A. L. 2006. Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. Acta Oecologia 30: 238–247.
- Pieniążek D., Bukowska B., Duda W. 2003. Glifosat – nietoksyczny pestycyd? Medycyna pracy 54.6: 579–583.
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M., Schepker H. 2003. From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? The perception of alien tree species through the centuries. Biological Invasions 5: 323–335.
- 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. ss. 196. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Dz. U. Nr 1991.101.444 (z późn. zm.).
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie, z dnia 16 kwietnia 2020 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Ostoja Piska PLH280048. Dziennik Urzędowy Województwa Warmińsko-Mazurskiego, poz.1813, Olsztyn, dnia 21 kwietnia 2020 r.
- Zasady Hodowli Lasu. 2011. ss. 72. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

KRÓTKOTERMINOWE ZMIANY RUNA LEŚNEGO NA OBSZARZE REALIZACJI PROJEKTU OGRANICZANIA WYSTĘPOWANIA CZEREMCHY AMERYKAŃSKIEJ W NADLEŚNICTWIE SPYCHOWO

WŁODZIMIERZ PISAREK^{1*}, MAREK SŁAWSKI²

¹ „Botanik” ul. Rumiankowa 3/32, 11-041 Olsztyn

² Instytut Nauk Leśnych, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

*wlodzimierz.pisarek@wp.pl

Abstrakt: W Nadleśnictwie Spychowo w latach 2018–2021 realizowano projekt ochrony siedlisk łąkowych polegający na ograniczaniu występowania czeremchy amerykańskiej. Na potrzeby monitoringu projektu założono powierzchnie próbne wg prostokątnej siatki 300 x 350 m, na których przed wykonaniem zabiegów i po nich sporządzono zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta. Analiza zmian potwierdziła wzrost pokrycia gatunków runa oraz wzrost różnorodności biologicznej mierzonej zarówno bogactwem gatunkowym, jak i wskaźnikami Shanonna-Wienera i Simpsona. Zmiany te były statystycznie istotne, co potwierdza osiągnięcie krótkoterminowych celów założonych w projekcie.

Słowa kluczowe: rośliny zielne, mszaki, regeneracja po neofityzacji, monitoring

Wprowadzenie

Czeremcha amerykańska jest uznawana za gatunek inwazyjny, silnie negatywnie oddziałujący na skład i strukturę zbiorowisk leśnych (Halarewicz 2011; Danielewicz i Wiatrowska 2012; Halarewicz i in. 2018). Inwentaryzacja przeprowadzona na terenie Nadleśnictwa Spychowo potwierdziła występowanie tego gatunku na powierzchni około 2500 ha. W związku z tym w roku 2018 rozpoczęto zabieg ograniczania występowania czeremchy w ramach projektu współfinansowanego ze środków Unii Europejskiej. Szczegółowy opis działań projektowych zawarto w odrębnym artykule w niniejszej monografii (Ligocki i in. 2021). Prace opisujące zwalczanie czeremchy amerykańskiej koncentrujące się głównie na skuteczności eliminacji tego gatunku rzadko podejmują próby monitoringu runa po zabiegu (Annighöfer i in 2012; Namura-Ochalska 2012; Otręba i in. 2017). Celem opracowania jest wykazanie, jaki wpływ na zmiany pokrywania, bogactwo i różnorodność gatunkową warstwy runa leśnego miały zabiegi ograniczenia występowania czeremchy amerykańskiej wykonane na terenie Nadleśnictwa Spychowo.

Metodyka

Zbiór danych w terenie wykonano metodą zdjęcia fitosocjologicznego na 34 powierzchniach kołowych o areale 100 m², rozmieszczonych w siatce o wymiarach 300 x 350 m. Prace terenowe przeprowadzono w okresie wegetacyjnym (maj–czerwiec) przed wykonaniem zabiegów usuwania czerechmy w roku 2018 i po ich zakończeniu w roku 2021. Na każdej powierzchni sporządzono spis flory oraz przypisano każdemu gatunkowi ilościowość zgodnie ze skalą Braun-Blaqueta. Nazewnictwo roślin naczyniowych przyjęto wg Mirka i in. (2002), mchów wg Ochry i in. (2003), a wątrobowców za Szwejkowskim (2006).

Zebrane dane przeanalizowano pod kątem zmiany liczby stanowisk i średniego pokrycia poszczególnych gatunków. Porównano stopień średniego pokrycia poszczególnych warstw fitocenoz przed i po zabiegu ograniczania występowania czerechmy. Obliczono również wskaźniki różnorodności warstwy runa przed i po zabiegu z pominięciem czerechmy. W tym celu najpierw dokonano transformacji skali Braun-Blaqueta, przyjmując odpowiednio procentowy stopień pokrycia dla poszczególnych stopni skali $r = 0,1; + = 0,5; 1 = 5; 2 = 17,5; 3 = 37,5; 4 = 62,5; 5 = 87,5$. Następnie obliczono bogactwo gatunkowe (liczbę gatunków w runie)

oraz wskaźniki różnorodności biologicznej: Shannona-Wienera
$$\left(H = - \sum_{p_i}^S p_i \ln p_i \right)$$
 i Simpsona
$$\left(SDI = \frac{1}{\sum_i^S p_i^2} \right)$$
. Gdzie p_i jest udziałem i – tego gatunku w sumie

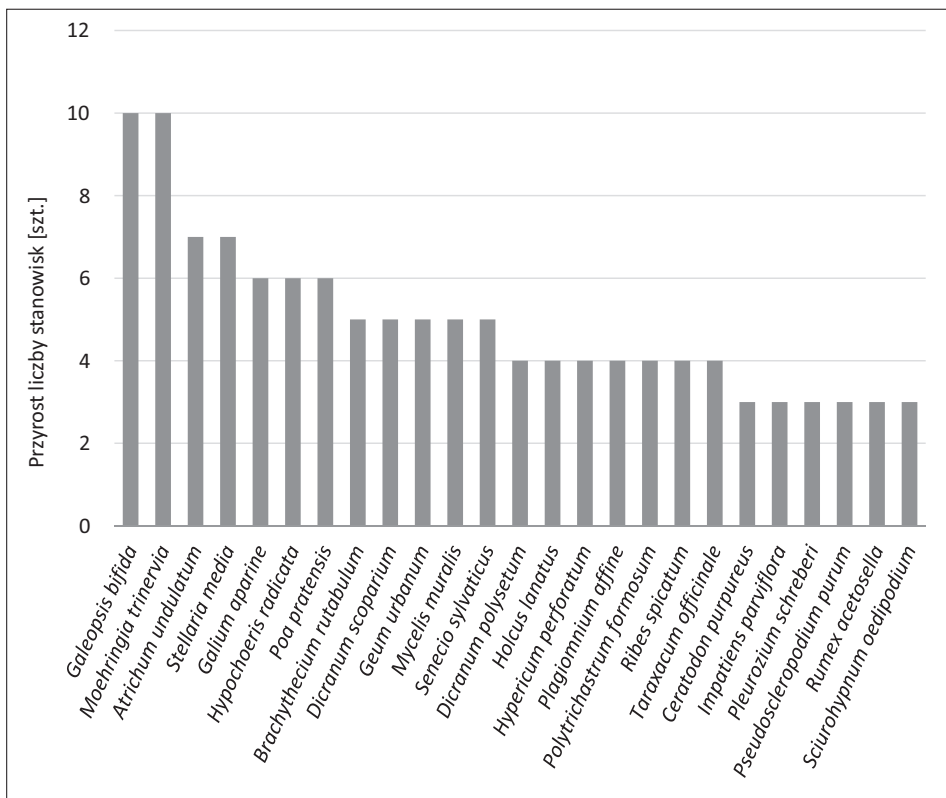
pokrycia wszystkich gatunków runa w zdjęciu fitosocjologicznym. Ponadto obliczono stopień pokrycia runa przez gatunki charakterystyczne dla borów *Vaccinio-Piceetea*, żyznych lasów liściastych *Quercus-Fagetum*, terenów otwartych (łąk *Molinio-Arrhenatheretea*, okrajków *Trifolium-Geranietea*, zbiorowisk porębowych *Epilobietum angustifolii*, muraw napiaskowych *Koeleria glaucae-Corynephorum* i *Nardo-Callunetea* oraz zbiorowisk ruderalnych *Artemisietum vulgaris* i segetalnych *Stellarietea mediae* przed i po zabiegu ograniczania liczebności czerechmy. Użyte wartości pokrycia porównano osobno dla siedlisk borowych (Bśw, BMśw) i lasowych (LMśw, LMw, Lw). Istotność różnic wartości wskaźników różnorodności i pokrycia runa przez poszczególne grupy gatunków obliczono testem t dla par zależnych oraz testem Wilcoxon.

Wyniki

Liczba gatunków

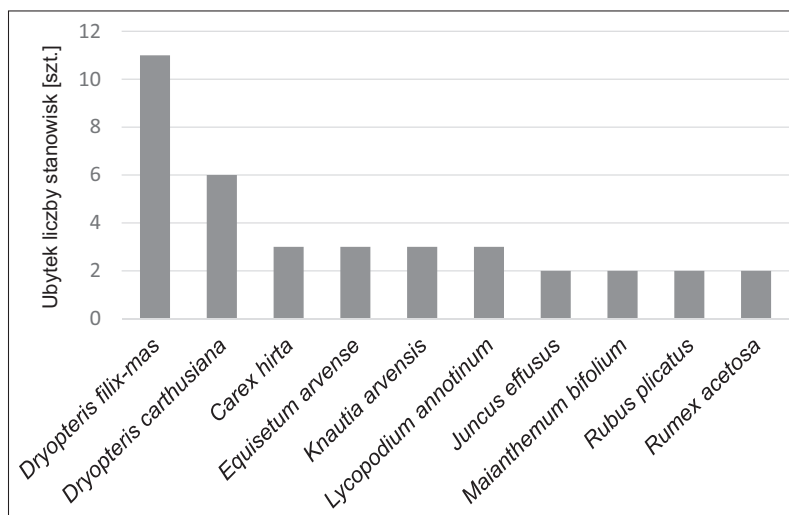
Na monitorowanych powierzchniach stwierdzono łącznie 198 gatunków roślin drzewiastych, krzewiastych, zielnych i mszaków, w tym dwa dość rzadkie w skali kraju gatunki: gwiazdnicę długolistną *Stellaria longifolia* i kosmatkę bladą *Luzula pallescens*.

Po wykonaniu zabiegów największy wzrost liczby stanowisk wykazały poziewnik dwudzielnny *Galeopsis bifida* i możylinek trójnerwowy *Meohringia trinervia*, których liczba stanowisk wzrosła o 10. Zwiększenie o 7 stanowisk odnotowano w przypadku żurawca falistego *Atrichum undulatum* i gwiazdnicy pospolitej *Stellaria media*. Wzrost o 6 stanowisk wykazały: przytulia czepna *Galium aparine*, prosienicznik szorstki *Hypochoeris radicata* i wiechlina łąkowa *Poa pratensis*. Łącznie wzrost liczby stanowisk po wykonaniu zabiegów wykazało 77 gatunków (ryc. 1).



Ryc. 1. Gatunki roślin naczyniowych i mszaków, które najbardziej zwiększyły liczbę stanowisk

Gatunkami, które najbardziej zmniejszyły liczbę stanowisk okazały się narecznica samcza *Dryopteris filix-mas* – spadek o 11 stanowisk i narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana* – spadek o 6 stanowisk. Ponadto spadek o 3 stanowiska wykazały: turzyca owłosiona *Carex hirta*, skrzyp polny *Equisetum arvense*, świerzbica polna *Knautia arvensis* i widłak jałowcowaty *Lycopodium annotinum*. Łącznie tendencje spadkowe wykazało 38 gatunków (ryc. 2).

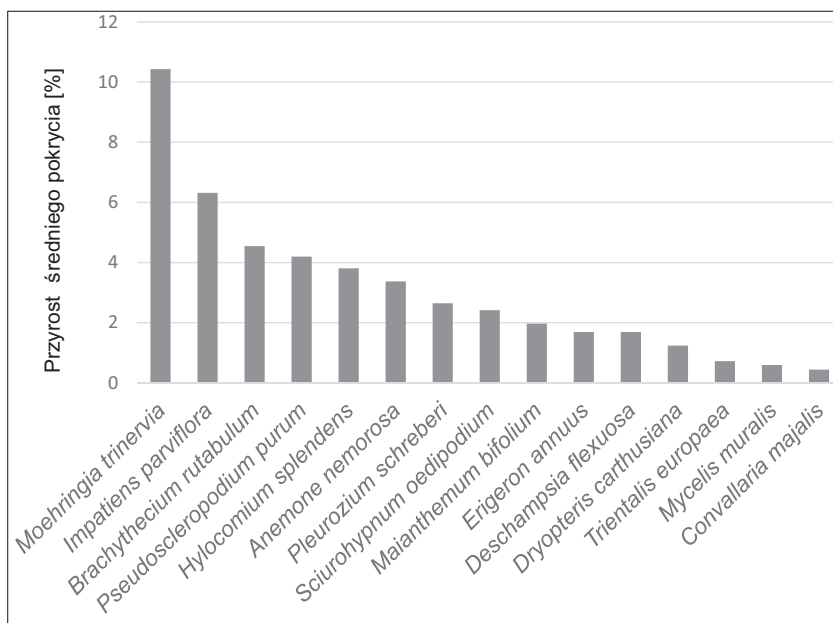


Ryc. 2. Gatunki roślin naczyniowych i mszaków, które najbardziej zmniejszyły liczbę stanowisk

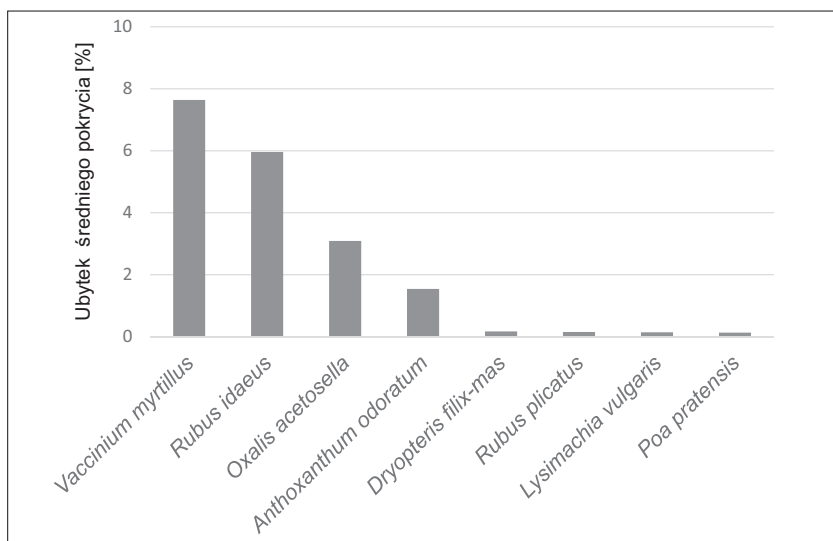
Stopień pokrycia

Największy wzrost pokrycia odnotowano w przypadku możlinka trójnerwowego *Moehringia trinervia* ok. 10%. Znaczący wzrost wykazał również niecierpek drobnotkwiatowy *Impatiens parviflora* ok. 6%. W warstwie mszystej odnotowano wzrost pokrycia takich gatunków, jak: krótkosz pospolity *Brachythecium retabulum*, brodawkowiec czysty *Pseudoscleropodium purum*, gajnik lśniący *Hylocomnium splendens* – wszystkie wymienione po ok. 4%. Łącznie pokrycie zwiększyło 35 gatunków (ryc. 3).

Największy spadek pokrycia odnotowano w przypadku borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* – ok. 8%, i maliny właściwej *Rubus idaeus* – ok. 6%. Mniejszy, ale jeszcze wyraźny spadek pokrycia zarejestrowano w przypadku szczawika zajęczego *Oxalis acetosella* – ok. 3%, i tomki wonnej *Anthoxanthum odoratum* – ok. 1,5%. Łącznie spadek powierzchni pokrycia w runie wykazało 8 gatunków (ryc. 4).

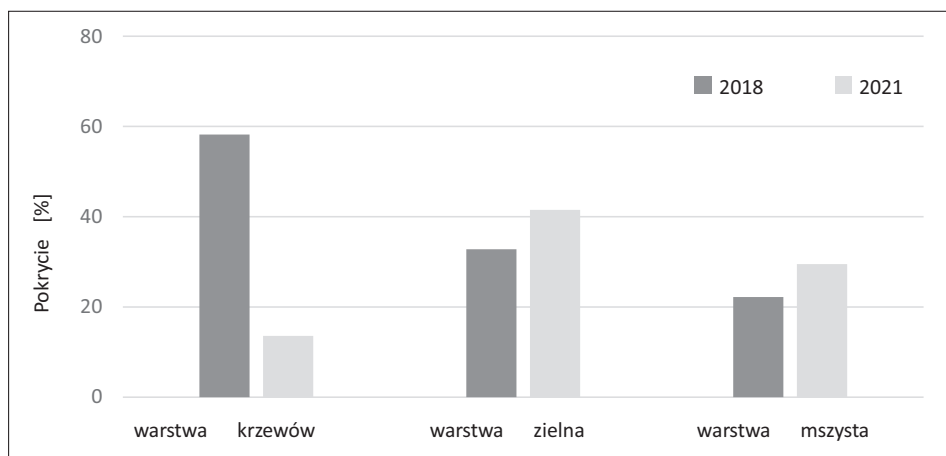


Ryc. 3. Gatunki roślin naczyniowych i mszaków, które najbardziej zwiększyły pokrycie



Ryc. 4. Gatunki roślin naczyniowych i mszaków, które najbardziej zmniejszyły pokrycie

W wyniku zabiegu wycinania czeremchy średnie pokrycie warstwy krzewów spadło o 44,6%. Jednocześnie pokrycie warstwy zielnej wzrosło o 8,7%, a mszystej o 7,2% (ryc. 5).

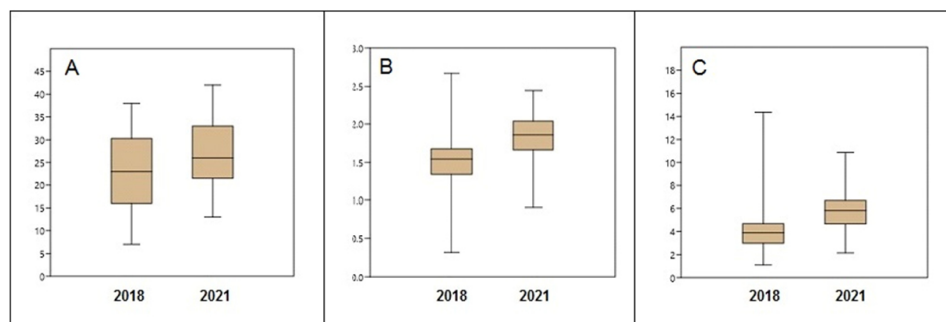


Ryc. 5. Średnie pokrycie warstw krzewów, roślin zielnych i mszaków

Wskaźniki różnorodności biologicznej

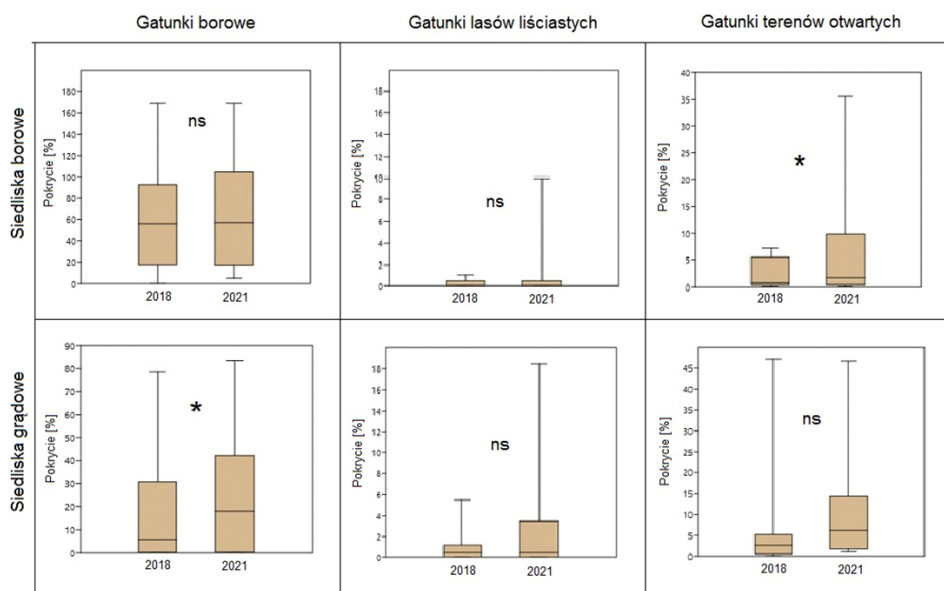
Wszystkie obliczone wskaźniki różnorodności wykazały wzrost wartości po przeprowadzonym zabiegu (ryc. 6). Wskaźnik bogactwa gatunkowego wzrósł średnio z 23,03 do 26,50 (ryc. 6a) i różnica była istotna statystycznie ($t = -2,8808$; $p = 0,007$). Wskaźnik Shannona-Wienera wzrósł z 1,51 do 1,83 (ryc. 6b) i wzrost okazał się istotny ($t = -4,9451$; $p < 0,0001$). Wskaźnik Simpsona wzrósł z 4,26 do 5,69 (ryc. 6c.), a istotność różnic została potwierdzona statystycznie ($t = -3,7482$; $p = 0,0007$).

Średnio pokrycie runa wzrosło z 32,7% przed zabiegiem do 41,5% po przeprowadzonym zabiegu (Test Wilcoxona $z = 3,03$; $p = 0,002$). Najsilniejszy wzrost zaobserwowano na siedliskach lasowych dla grupy gatunków borowych charakte-



Ryc. 6. Bogactwo gatunkowe runa (A), wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (B), wskaźnik różnorodności Simpsona (C) dla roślin runa przed i po zabiegu ograniczania liczebności czeremchy amerykańskiej. Linia pozioma oznacza medianę, pudełka – pierwszy i trzeci kwartył, wąsy – wartości minimalną i maksymalną

rystycznych, gdzie pokrycie tej grupy wzrosło z 17,1% do 23,05% (Test Wilcoxona $z = 2,81$; $p = 0,005$). Na siedliskach borowych pokrycie tej grupy roślin runa wzrosło z 61,3% do 68,2%, ale zmiana ta nie była istotna statystycznie (Test Wilcoxona $z = 1,35$; $p = 0,18$). Stwierdzono też niewielki wzrost pokrycia przez gatunki lasów liściastych zarówno na siedliskach lasowych (z 1,3 do 3,1%), jak i borowych (z 0,26 do 0,79%), ale zmiany nie były istotne statystycznie. Ponadto istotny okazał się wzrost pokrycia gatunków związanych z terenami otwartymi na siedliskach borowych, gdzie pokrycie tej grupy wzrosło z 2,5% do 7,1% (Test Wilcoxona $z = 2,55$; $p = 0,01$). Na siedliskach lasowych wzrost pokrycia tej grupy roślin z 5,4 do 10,4% okazał się nieistotny statystycznie.



Ryc. 7. Stopień pokrycia runa przez grupy gatunków charakterystycznych dla: borów, lasów liściastych i terenów otwartych; na siedliskach borowych i siedliskach lasowych. Linia pozioma oznacza medianę, pudełka – pierwszy i trzeci kwartył, wąsy – wartości minimalną i maksymalną

Dyskusja

Zabiegi ograniczenia występowania czeremchy amerykańskiej spowodowały istotne zmiany w składzie i strukturze runa leśnego. Siedemdziesiąt siedem gatunków zwiększyło liczbę stanowisk, a trzydzieści pięć zwiększyło stopień pokrycia. Trzydzieści osiem gatunków zmniejszyło liczbę stanowisk, a osiem zmniejszyło stopień pokrycia. Wzrosło również pokrycie runa, w tym szczególnie w warstwie msza-

ków. Wzrosły w sposób istotny wskaźniki różnorodności gatunkowej roślin runa, co wynika z większej liczby odnotowanych gatunków oraz wzrostu pokrycia przez runo dna lasu. Oba te zjawiska wskazują, że zabieg ograniczania czerwchy amerykańskiej skutecznie wpłynął na zmianę struktury runa.

Z drugiej strony obserwowane zmiany nie wskazują jednoznacznie na proces regeneracji potencjalnych dla danych siedlisk fitocenoz leśnych. Najsilniejszy wzrost pokrycia runa na siedliskach lasowych zanotowano u gatunków charakterystycznych dla borów. Na siedliskach borowych istotnie zwiększyło się pokrycie gatunków typowych dla terenów otwartych. Niepokoić też może wzrost stopnia pokrycia przez gatunki obce, takie jak: niecierpek drobnokwiatowy i przymiotno białe.

Silna ingerencja w fitocenozę często powoduje w pierwszym okresie zmiany o charakterze zaburzeniowym (Rydgren i in. 2004). Najprawdopodobniej obserwowana tu analogiczna pierwsza reakcja fitocenozy jest spowodowana zwiększeniem dopływu światła do dna lasu w wyniku usunięcia czerwchy z warstwy podszytu. Podobnie Zenner i in. (2006) wykazał, że wzrost dopływu światła wywołany cięciami powoduje wzrost pokrycia i różnorodności runa. Tłumaczyłoby to również silną pozytywną reakcję gatunków terenów otwartych i słabą gatunków związanych z cienistymi lasami.

Zaprezentowane wstępne wyniki wskazują, że zabieg wpłynął na skład i strukturę runa leśnego, jednak nie upoważniają one do jednoznacznego stwierdzenia skuteczności zabiegu. Wynika to z faktu, że celem zabiegu nie było tylko usunięcie czerwchy, lecz także przywrócenie ekosystemu do stanu zbliżonego do naturalnego, zwłaszcza przyspieszenie regeneracji zbiorowisk grądowych na ich potencjalnych siedliskach, które obecnie są zajęte przez zastępcze zbiorowiska borowe.

Właściwych informacji o dynamice zbiorowisk leśnych uwolnionych spod presji czerwchy może dostarczyć jedynie dalsza – wieloletnia – obserwacja zmian szaty roślinnej. Pozwoliłaby ona odpowiedzieć na pytanie, czy np. usuwanie czerwchy nie jest czynnikiem dodatkowo destabilizującym ekosystem. Czy usunięcie czerwchy otworzy drogę do zdomowienia się gatunków obcych ekologicznie i geograficznie oraz do wypierania gatunków typowych dla danego siedliska? W tym aspekcie szczególnie warte analizy wydają się powierzchnie wykazujące wzrost pokrycia przez niecierpka drobnokwiatowego.

Ponadto ocena skuteczności zabiegu powinna być oparta na reakcji różnych komponentów ekosystemu, a nie tylko na ilości usuniętych krzewów czerwchy czy zmianie jej pokrycia. Wskazane byłoby poszerzenie monitoringu powierzchni objętych zwalczaniem czerwchy o inne elementy ekosystemu powszechnie wykorzystywane w bioindykacji, np. fauny glebowej lub zmian właściwości gleby (Szujecki i in. 1995; Aerts i in 2017; Gentili i in. 2019).

Poważnym problemem może być też utrzymanie uzyskanego efektu ze względu na duży potencjał czarernchy do ponownego zasiedlania powierzchni, na których była zwalczana (Namura-Ochalska 2012). Opracowanie i wdrożenie przyjaznych środowisku i skutecznych metod podtrzymywania efektów zwalczania wydaje się istotnym, a często pomijanym, elementem całościowego podejścia do problemu gatunków inwazyjnych.

Wnioski

1. Po przeprowadzeniu w Nadleśnictwie Spychowo zabiegu usuwania czarernchy amerykańskiej stwierdzono wzrost różnorodności gatunkowej oraz pokrycia warstwy runa i mszystej.
2. Charakter zmian florystycznych runa wskazuje na inicjalny etap regeneracji fitocenozy.
3. Otwarte pozostają kwestie dalszego kierunku zmian, ewentualnego poszerzenia wachlarza wskaźników bioindykacyjnych oraz ewentualnych niepożądanych skutków wykonanego zabiegu.

Bibliografia

- Aerts R., Ewald M., Nicolas M., Piat J., Skowronek S. i inni. 2017. Invasion by the alien tree *Prunus serotina* alters ecosystem functions in a temperate deciduous forest. *Frontiers in Plant Science* 8: 179.
- 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. *Can. J. Forest Res.* 42.12: 2037–2051.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2012. Motywy, okoliczności i środowiskowe konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew i krzewów do lasów. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 14.4: 26–43.
- Gentili R., Ferrè C., Cardarelli E., Montagnani C., Bogliani G., i inni. 2019. Comparing negative impacts of *Prunus serotina*, *Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on native forest ecosystems. *Forests* 10.10, 842.
- Halarewicz A. 2011. Przyczyny i skutki inwazji czarernchy amerykańskiej *Prunus serotina* w ekosystemach leśnych. *Leśne Prace Badawcze* 72.3: 267–272.
- Halarewicz A., Otręba A., Danielewicz W. 2018. Analiza stopnia inwazyjności gatunków obcych w Polsce wraz ze wskazaniem gatunków istotnie zagrażających rodzimej florie i faunie oraz propozycja działań strategicznych w zakresie możliwości ich zwalczania. Analiza dróg niezamierzonego wprowadzania lub rozprzestrzeniania się inwazyjnych ga-

- tunków obcych wraz z opracowaniem planów działań dla dróg priorytetowych. Karta informacyjna gatunku – czeremcha amerykańska. GIOŚ, Warszawa.
- Ligocki M., Ulewicz G., Gazanka M. 2021. Ochrona zbiorowisk grądowych na terenie obszaru ochrony siedlisk Ostoja Piska przez ograniczenie występowania czeremchy amerykańskiej. (47–68). W: Obidziński A. (red.). Zwalczanie obcych gatunków w lasach ze szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej. ss. 170. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. Biodiversity of Poland. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Kraków.
- 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.
- Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census catalogue of Polish mosses. Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.
- Otręba A., Marciszewska K., Janik D. 2017. Is cut-stump and girdling an efficient method of black cherry *Prunus serotina* Ehrh. eradication? Folia Forestalia Polonica, series A – Forestry 59.1: 14–2.
- Rydgren K., Okland R. H., Hestmark G. 2004. Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. Ecology 85.7: 1906–1915.
- Szweykowski J. 2006. An annotated checklist of Polish liverworts and hornworts. Krytyczna lista wątrobowców i glików Polski. Biodiversity of Poland. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Szujecki A., Skłodowski J., Wojciechowska A. (red.) 1995. Antropogeniczne przeobrażenia epigeicznej i glebowej entomofauny borów sosnowych. Wyd. Fundacja Rozwój SGGW, Warszawa.
- Zenner E. K., Kabrick J. M., Jensen R. G., Peck J. E., Grabner J. K. 2006. Responses of ground flora to a gradient of harvest intensity in the Missouri Ozarks. Forest Ecol. Manag. 222.1–3: 326–334.

OGRANICZANIE WYSTĘPOWANIA CZEREMCHY AMERYKAŃSKIEJ I INNYCH INWAZYJNYCH GATUNKÓW DRZEW W KAMPINOSKIM PARKU NARODOWYM

ANNA OTRĘBA^{1*}, BOŻENA BOROWA^{1**}, PAWEŁ DZIRBA¹, EDYTA FIGAT¹,
KATARZYNA MARCISZEWSKA², ŁUKASZ TYBURSKI¹

¹ Kampinoski Park Narodowy, ul. Tetmajera 38, 05-080 Izabelin

² Instytut Nauk Leśnych SGGW w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa,

*aotreba@kampinoski-pn.gov.pl; **lesnictwo-rozin@kampinoski-pn.gov.pl

Abstrakt: Regularne zabiegi ograniczania występowania drzew obcego pochodzenia w Kampinoskim Parku Narodowym rozpoczęły się ćwierć wieku temu, a ich zakres wzrósł od kilku dziesięciu hektarów do 1140 ha rocznie. Obecnie prace te są finansowane z funduszu leśnego PGL LP oraz z dwóch projektów współfinansowanych ze środków Funduszu Spójności Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko (POIiŚ) – „Mozaika siedlisk” i „Kampinoskie wydmy”. Tam, gdzie czeremcha amerykańska występuje licznie na dużych powierzchniach, stosuje się wycinanie na wysokości ok. 0,5–1 m nad ziemią, które powtarza się systematycznie co ok. 5 lat. Na obszarach, gdzie inwazja dopiero się zaczyna, prowadzi się wrywanie lub wykopywanie drzewek. Wysoce skuteczna, choć najbardziej kosztowna, jest metoda hodowlana, polegająca na wprowadzaniu i pielęgnowaniu podsadzeń z rodzimych gatunków drzew w miejscu występowania czeremchy. W tym przypadku dąży się do uzyskania odnowienia gatunków, które będzie stanowiło konkurencję dla czeremchy, co stosuje się również przy systematycznych cięciach. Dotychczas podjęte działania ograniczyły dalszą ekspansję czeremchy amerykańskiej w Kampinoskim Parku Narodowym, przyczyniły się do zainicjowania przebudowy drzewostanów i regeneracji zniekształconych zbiorowisk roślinnych. Są to jednak prace kosztowne, długotrwałe i wymagające konsekwentnej kontynuacji.

Słowa kluczowe: mechaniczne i hodowlane metody przeciwdziałania inwazji roślin, czynna ochrona przyrody, projekty POIiŚ

Wstęp

W zajmującym powierzchnię ok. 38,5 tys. ha Kampinoskim Parku Narodowym (KPN), chronione są gatunki i zbiorowiska związane z wydmami i bagnami powstałymi w pradolinie Wisły. Z uwagi na walory przyrodnicze teren ten uznano za Rezerwat Biosfery i Obszar Natura 2000. Przekształcenia środowiska spowodowane działalnością człowieka sprawiły, że zbiorowiska roślinne Kampinoskiego Parku Narodowego są szczególnie podatne na wkraczanie inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia. Spośród 1400 gatunków roślin naczyniowych odnotowanych w Puszczy Kampinoskiej aż 26% to gatunki obce. Wśród nierodzimych gatunków drze-

wiastych najszerzej rozprzestrzeniona jest czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. Gatunek ten, z uwagi na skalę problemu, jaki stanowi dla przyrody KPN, był przedmiotem badań poświęconych czynnikom środowiska przyczyniających się do jego inwazji (Otręba 2012; Otręba 2014) oraz metodom jego eliminacji (m.in. Namura-Ochalska 2012; Otręba i in. 2014, 2017; Namura-Ochalska, Borowa 2015; Obidziński i in. 2016; Marciszewska i in. 2018, 2020). W artykule przedstawiamy zakres działań podejmowanych w ostatnim dwudziestoleciu w Kampinoskim Parku Narodowym, w tym program ograniczania gatunków inwazyjnych w Leśnictwie Różin oraz prac wykonywanych ze środków unijnych Funduszu Spójności Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko (projekty POIŚ): „Dla zachowania bioróżnorodności – ochrona siedlisk i gatunków na obszarach wydmyowych Kampinoskiego Parku Narodowego” („Kampinoskie wydmy”), nr projektu: POIS.02.04.00-00-0016/18 oraz „Ochrona mozaiki siedlisk rzadkich gatunków roślin i zwierząt w Kampinoskim Parku Narodowym” („Mozaika siedlisk”), nr projektu: POIS.02.04.00-00-0146/16.

Przyrodnicze, techniczne i ekonomiczne aspekty ograniczania występowania obcych gatunków drzew, ze szczególnym uwzględnieniem czeremchy amerykańskiej w KPN

Występowanie czeremchy amerykańskiej w Kampinoskim PN

Czeremcha amerykańska została wprowadzona do Puszczy Kampinoskiej w połowie XX wieku, później niż dąb czerwony *Quercus rubra* L. czy robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* L. Gatunek ten był prawdopodobnie sadzony w ramach prac leśnych w latach 50., 60., a nawet 70. XX wieku na niewielkich, rozproszonych powierzchniach (Otręba 2014). W latach 80. XX wieku rozpoczęto zwalczanie czeremchy amerykańskiej i przygotowano pierwsze zalecenia w tym zakresie (Ferchmin 1986). Niestety brak konsekwencji w podejmowanych działaniach sprawił, że na początku XXI wieku czeremcha amerykańska była najbardziej rozprzestrzenionym inwazyjnym gatunkiem drzewiastym w Kampinoskim Parku Narodowym, wykazanym jako składnik podszytu w 678 wydzieleniach leśnych (łącznie na powierzchni 2173 ha), co stanowiło 8,1% powierzchni leśnej KPN (BULiGL 2002). Na jeszcze szersze rozprzestrzenienie tego gatunku wskazują dane uzyskane metodą kartograficzną w latach 2006–2008. Według nich, czeremcha rosła na 40% powierzchni Parku, z czego na 1,8 tys. ha występowała licznie i masowo, na kolejnych 5,3 tys. ha – miejscowo i na blisko 9 tys. ha – pojedynczo (Otręba 2012). Obszary z najwyższymi zagęszczeniami tego gatunku pokrywają się z miejscami jego wprowadzenia.

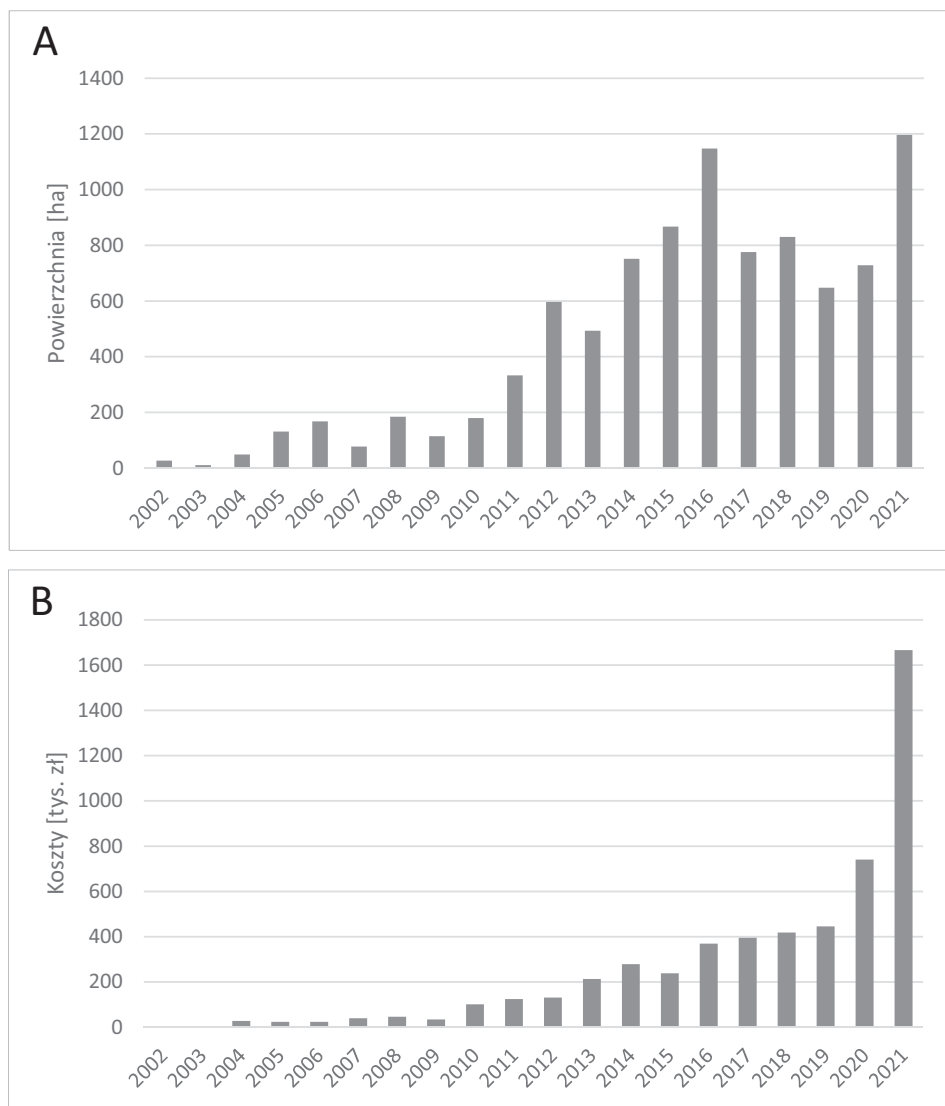
Szczególnie podatne na inwazję są lasy sosnowe posadzone na gruntach porolnych. Ponadto z lasów i pojedynczych przydomowych nasadzeń czeremcha amerykańska rozprzestrzeniła się na odłogowane pola, gdzie korzystając z pełnego oświetlenia, owocuje szczególnie obficie, stanowiąc pokaźne źródło nasion do dalszej ekspansji gatunku.

Przeciwdziałanie inwazjom roślin drzewiastych w Kampinoskim PN w XXI wieku.

Zwalczanie mechaniczne (cięcie lub wrywanie) jako działanie zarejestrowane w dokumentacji KPN (Wnioski ochrony lasu) rozpoczęto w 2002 r. (ryc. 1a). W pierwszym dziesięcioleciu prace wykonywano na stosunkowo niedużych powierzchniach (od 10 do 180 ha/rok), od 2011 r. nastąpił wyraźny wzrost powierzchni objętej zabiegami. W latach 2011–2020 rocznie wykonywano działania na powierzchni od 330 do 1150 ha w roku, średnio na 710 ha. W roku bieżącym – 2021 r. działania prowadzone są na pow. 1140 ha.

Według szacunków z 2014 r. ok. 70% prac nad mechanicznym ograniczaniem inwazyjnych gatunków drzewiastych było skierowane przeciwko czeremsze amerykańskiej, a pozostałe 30% przeciwko takim gatunkom jak: dąb czerwony, robinia akacjowa i klon jesionolistny. Z łącznej powierzchni zabiegów wynoszącej 9300 ha dotychczas 22% przypada na prace wykonane w Leśnictwie Rózin (Otręba i in. 2014). Adekwatnie do powierzchni objętej mechanicznym zwalczaniem wzrosły sumaryczne koszty tych prac (ryc. 1b). Do 2010 r. wydano łącznie 304 tys. zł, w latach 2011–2020 – 3355 tys. zł, a koszt prac planowanych na 2021 r. wynosi 1666 tys. zł. Pracochłonność była szacowana indywidualnie dla powierzchni i zależała od metody działania, zagęszczenia i rozmiaru usuwanych drzew. Jednocześnie obok mechanicznych zabiegów prowadzone były prace hodowlane, których łączny koszt za lata 1998–2013 wyniósł 408 tys. zł. (Otręba i in. 2014). Dotychczasowe prace były finansowane z EkoFunduszu (lata 2003–2004), NFOŚiGW (lata 2004–2012), funduszu leśnego Lasów Państwowych (2012–2021), a także ze środków własnych KPN i przy współpracy z wolontariuszami.

Ponadto, prace związane z przeciwdziałaniem inwazji gatunków drzewiastych są realizowane ze środków unijnych w ramach realizacji projektów POIiŚ: „Kampinoskie wydmy” i „Mozaika siedlisk”. W przedsięwzięciu „Mozaika siedlisk”, realizowanym w latach 2017–21, przewidziano usuwanie gatunków drzewiastych głównie na gruntach wykupionych i w ich sąsiedztwie na powierzchni 15 ha za kwotę 167 tys. zł (zabiegi wielokrotne). Ograniczanie czeremchy amerykańskiej, robinii akacjowej, dębu czerwonego i klonu jesionolistnego w projekcie „Kampinoskie wydmy” prowadzone jest w latach 2019–2023 na powierzchni 1540 ha, w tym częściowo zabiegi są powtarzane przez kilka sezonów, za łączną kwotę 3550 tys. zł.



Ryc. 1. Zakres prac (A) i koszty (B) mechanicznego ograniczania inwazyjnych gatunków drzewiastych w Kampinoskim Parku Narodowym

Celem tych działań jest ochrona siedlisk przyrodniczych, takich jak: grądy, dąbrowy świetliste, bory chrobotkowe, murawy ciepłolubne, murawy napiaskowe, wrzosiowiska. Ponadto, w obu projektach przewidziany jest wykup gruntów prywatnych, położonych wewnątrz KPN, szczególnie istotny z punktu widzenia kompleksowego przeciwdziałania inwazjom.

Metody ograniczania występowania czeremchy amerykańskiej stosowane w KPN

Stosowane są głównie dwie metody mechanicznego ograniczania czeremchy amerykańskiej – cięcie i wrywanie. W rejonie masowego występowania czeremchy na dużych powierzchniach wykonuje się **zabieg cięcia**, opisany szerzej na przykładzie Leśnictwa Rózin. Zaletą tego zabiegu jest jego stosunkowo mała pracochłonność (przyjęta na poziomie 35–70 rbg/ha przy 30–70% pokryciu czeremchy amerykańskiej i w granicach 70–120 rbg/ha przy dużych pokryciach, przekraczających 70% powierzchni), co umożliwia wykonanie go na znacznej powierzchni. Wadą natomiast jest powstawanie licznych i gęsto rozmieszczonych pędów odroślowych czeremchy, co ogranicza dopływ światła do runa i stanowi konkurencję dla rodzimych gatunków oraz konieczność powtarzania zabiegu. Czeremcha amerykańska cechuje się bowiem dużą zdolnością do regeneracji po uszkodzeniu, co w naturalnym zasięgu tego gatunku wykorzystywane jest przy odnowieniu lasu (Marquis 1990). Początkowo cięcie wykonywano przy ziemi, jednak z uwagi na silne odrośla, zmieniono sposób na cięcie na wysokości ok. 0,5–1 m. W przeprowadzonym w KPN w latach 2015–2018 eksperymencie, w którym ścinano czeremchy na dwóch wysokościach (cięcie niskie i wysokie – każda próba liczyła po 150 drzew), a następnie trzy razy w roku obrywano odrastające pędy, nie stwierdzono istotnej statystycznie różnicy pomiędzy liczbą pędów i ich długością a wysokością cięcia (Marciszewska i in. 2018). Zaobserwowano jednak, że pozostawione wyższe pnie były obficiejsie zasiedlane przez grzyby (Marciszewska i in. 2020). Wydaje się, że kluczową zaletą cięcia wysokiego jest fakt, że znaczna część odroślowych pędów wyrasta z górnej części pozostawionego pnia, co zdecydowanie ułatwia odcinanie bądź skracanie odrośli w kolejnym zabiegu.

Oprócz cięcia stosowane jest **wrywanie okazów wraz z szyją korzeniową**. Zabieg ten polecał wykonywać M. Ferchmin (1986) już w latach 80. XX wieku. Wysoką skuteczność takiego działania stwierdzono we wszystkich eksperymentach prowadzonych w KPN (Namura-Ochalska 2012; Otręba i in. 2014; Namura-Ochalska, Borowa 2015; Janik 2015). Płytki system korzeniowy czeremchy ułatwia przeprowadzenie tego zabiegu. Istnieje jednak obawa o wyrastanie czeremchy z odrośli korzeniowych. W badaniach przeprowadzonych w KPN stwierdzono liczne odrośla z szyi korzeniowej, a jedynie pojedyncze z korzeni (Janik 2015). W pierwszych latach po zabiegu należy się więc raczej spodziewać pojawiania się siewek z krótkotrwałego glebowego banku nasion, intensywnego wzrostu młodych czeremch z banku siewek, wzrostu pędów odroślowych z pozostawionych szyi korzeniowych (urwanych lub przyciętych) oraz pominiętych okazów. Dlatego, szczególnie w przypadku usuwania płatów z dużymi zagęszczeniami czeremchy, zabieg wyma-

ga powtarzania w następnym roku. Na powierzchni z małymi zagęszczeniami z takimi działaniami można powrócić po kilku latach. Wadą tej metody jest jej bardzo duża pracochłonność (stosowano 300 rbg/ha przy dużych zagęszczeniach czeremchy) i trudności w wyegzekwowaniu prawidłowego wykonania pracy (ścięcie przy ziemi jest dla wykonawcy zdecydowanie łatwiejsze, ale skutkuje pojawieniem się pędów odroślowych). Dlatego wrywanie stosuje się w KPN najczęściej przy małych (poniżej 30% udziału w pokryciu) zagęszczeniach czeremchy (wówczas pracochłonność przyjmuje się na poziomie 10–35 rbg/ha), na obszarach gdzie gatunek dopiero wkracza. Od 2020 r. w ramach projektu POIiŚ „Kampinoskie wydmy” wrywanie prowadzone jest również w wybranych fragmentach lasu ze średnimi i dużymi zagęszczeniami czeremchy, w czterech lokalizacjach, na powierzchni ok. 20 ha. Celem zabiegów jest tutaj ochrona płatów borów z murawami ciepłolubnymi, dąbrową świetlistą i stanowiskiem zimoziołu północnego *Linnaea borealis* L., piaskowca trawiastego *Arenaria graminifolia* Schrad. i sasanki łąkowej *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. W miejscach, gdzie prace wykonano starannie, efekt jest bardzo dobry, tam gdzie wykonawca przyciął czeremchy zamiast wyrwać, pojawiły się pędy odroślowe. Prace przewidziano na trzy sezony wegetacyjne. Przeszkodą w ręcznym usuwaniu czeremchy wraz z szyją korzeniową jest duża siła, jaką trzeba włożyć w wykarczowanie większych podrostów. Rozwiązaniem mogłoby być skonstruowanie urządzenia, które podcinałoby czeremchy poniżej szyi korzeniowej i mogło pracować w lesie.

Zabieg obrączkowania, polegający na usunięciu pasma łyka o szerokości ok. 20 cm na całym obwodzie pnia, był stosowany w KPN jedynie na skalę eksperymentalną (objęto nim 150 drzew w dwóch lokalizacjach). W porównaniu z cięciem w odziomku lub na wysokości ok. 1 m odpowiedź odroślowa drzew uszkodzonych w ten sposób była wyraźnie niższa i pojawiała się z opóźnieniem, w kolejnym sezonie wegetacyjnym (Otręba i in. 2016; Marciszewska i in. 2018). By doprowadzić do obumarcia drzew, należało poprawiać część obrączek, to jest usuwać pojawiające się mostki łyka i odcinać odrośla przez około dwa sezony. Jednak z uwagi na dużą pracochłonność potrzebną na wykonywanie obrączek i możliwość eliminacji jedynie drzew o większych rozmiarach, metoda ta jest sporadycznie stosowana w Kampinoskim Parku Narodowym.

Ponadto w 2021 r. w ramach prac z projektu POIiŚ „Mozaika siedlisk” na pow. ok 0,1 ha licznie występujące odnowienie czeremchy amerykańskiej na gruncie nieleśnym przykryto agrotkaniną. Na efekt zabiegu trzeba poczekać do następnego sezonu wegetacyjnego.

Metoda hodowlana – **wprowadzanie podsadzeń**, została szerzej opisana poniżej na przykładzie Leśnictwa Rózin. Wysoką skuteczność tego sposobu działania obserwuje się nie tylko w Kampinoskim Parku Narodowym (Namura-Ochalska, Borowa

2015; Otręba i in 2014), ale także w innych rejonach Polski i Europy (Tittenbrun, Radliński 2015; Starfinger i in. 2003). Dostosowanie składu gatunkowego drzewostanu do warunków siedliskowych jest sugerowane jako sposób na ograniczenie inwazji czeremchy amerykańskiej w polskich lasach (Rutkowski i in. 2002). W metodzie tej wykorzystuje się brak odporności czeremchy amerykańskiej na konkurencję, co wynika z jej wysokich wymagań świetlnych w fazie podrostu (np. Marquis 1990; Vanhellemont 2009). Wadą tego sposobu działania jest długi czas potrzebny do uzyskania efektu i wysokie nakłady finansowe, jednak trwałość rezultatu i zysk w postaci zainicjowania odbudowy grądów przemawiają za jego szerokim stosowaniem. Należy też liczyć się z ryzykiem zgryzania sadzonek przez zwierzyńę. Jednak, mimo że w KPN nie stosowano grodzień, a jedynie indywidualne osłony w postaci trzech palików, to udało się wyhodować zdecydowaną większość podsadzeń.

Wysoką skuteczność ma **zwalczanie chemiczne**, np. przy użyciu preparatów zawierających glifosat (Van den Meererschaut, Lust 1997; Starfinger i in. 2003). Wysoką śmiertelność czeremchy amerykańskiej, po zastosowaniu tego środka na odrośla uzyskano również w Nadleśnictwie Spychow (Ligocki 2021). Jednak stosowanie środków chemicznych wpływa negatywnie na wiele komponentów środowiska i nie powinno być stosowane na obszarach chronionych (Tokarska-Guzik i in. 2012). W KPN było wykorzystywane jedynie na skalę eksperymentalną przez smarowanie pni po ścięciu roztworem zawierającym glifosat bądź wprowadzanie go w zaciosy w korze. Aplikacja glifosatu powodowała obumarcie czeremch, jednak z uwagi na ochronę przyrody była odradzana do stosowania w parku narodowym (Namura-Ochalska 2012; Namura-Ochalska, Borowa 2015).

Program ograniczania inwazyjnych gatunków drzewiastych w obrębie ochronnym Rózin

Działania podejmowane w latach 1998–2021 na terenie obwodu ochronnego Rózin mają na celu ograniczenie występowania gatunków obcego pochodzenia, głównie czeremchy amerykańskiej, dębu czerwonego, robinii akacjowej i klonu jesionolistnego, przy jednoczesnym zainicjowaniu przebudowy drzewostanów.

Leśnictwo położone jest w południowej części KPN, w dużej części na terenie Równiny Łowicko-Błońskiej, co decyduje o znacznej żyzności gleb. Na siedliskach sklasyfikowanych jako las mieszany świeży i bór mieszany świeży dominują sztucznie wprowadzone drzewostany sosnowe, które wymagają stopniowej przebudowy przez zwiększanie udziału gatunków liściastych. Poważną przeszkodą na drodze dla takich działań jest masowe występowanie drzewiastych gatunków obcego pochodzenia, które występują na 77% (ok. 1300 ha) powierzchni leśnej leśnictwa. Występują one tu bardzo obficie, miejscami osiągając ponad 90% pokrycia.

Dotychczasowe działania przyjęły dwa podstawowe kierunki: systematyczne wycinanie i podsadzenia hodowlane (Namura-Ochalska, Borowa 2015). Systematyczne wycinanie (cięcia na wysokości ok. 0,5–1 m nad ziemią, tzw. cięcie wysokie) czeremchy amerykańskiej i innych gatunków inwazyjnych jest powtarzane co 4–5 lat, tak aby nie dopuścić do ich owocowania. Dzięki cięciom usuwa się drzewa obradzające oraz promuje rodzime gatunki, które dzięki odsłonięciu mają możliwość wzrostu zanim czeremcha odrośnie. W latach 2002–2021 zabieg mechanicznego wycinania wykonano na sumarycznej powierzchni ponad 2000 ha. W ostatnich latach corocznie przeprowadza się cięcia wysokie na powierzchni około 200 hektarów, co pozwala na utrzymanie takiego rozmiaru prac w cyklu 4–5-letnim.

Dotychczasowe obserwacje następstw wysokiego cięcia pozwalają stwierdzić, że:

- czeremcha amerykańska odrasta mniej intensywnie niż w przypadku tradycyjnego cięcia w szyi korzeniowej; pojawiające się na pewnej wysokości od ziemi odrośla słabiej zacieniają powierzchnię, co ułatwia wykonywanie cięcia przy następnych zabiegach;
- część przyciętych drzew atakowana jest przez grzyby i zamiera w następnym sezonie wegetacyjnym;
- po usunięciu czeremchy w naturalny sposób pojawiają się rodzime gatunki drzew i krzewów (klon zwyczajny *Acer platanoides* L., klon jawor *Acer pseudoplatanus* L., lipa drobnolistna *Tilia cordata* Mill., dąb szypułkowy *Quercus robur* L., grab zwyczajny *Carpinus betulus* L., trzmielina brodawkowata *Euonymus verrucosa* Scop., kruszyna pospolita *Frangula alnus* Mill., kalina koralowa *Viburnum opulus* L. i inne), które stanowią konkurencję dla taksonów niepożądanych;
- pozytywne rezultaty tak przeprowadzonych prac są widoczne na niektórych powierzchniach (z reguły takich, które położone są w pobliżu obradzających klonów czy lip) już po dwu- lub trzykrotnym powtórzeniu zabiegu;
- taki sposób pozwala na działania na dużych obszarach, dając ograniczenie owocowania gatunków inwazyjnych oraz wspiera wzrost gatunków rodzimych.

W miejscach, gdzie nie pojawia się naturalne odnowienie, wykonuje się podsadzenia hodowlane. Pod okapem drzewostanów sosnowych, na siedliskach BMśw i LMśw, sadi się rodzime gatunki liściaste – lipę drobnolistną, klon zwyczajny, klon jawor, grab zwyczajny, wiąz szypułkowy *Ulmus laevis* Pall., w ograniczonym stopniu buk pospolity *Fagus sylvatica* L. (uznając, że występował w Puszczy Kampinoskiej na wyspowym stanowisku) oraz krzewy. Prace rozpoczyna się od usunięcia gatunków inwazyjnych i uporządkowania powierzchni (złożenia gałęzi w miejscach zacienionych). Glebę przygotowuje się ręcznie, wykonując talerze o rozmiarach ok. 40 cm na 40 cm. Corocznie, przez okres około 10 lat, prowadzi się pielęgnację podsadzeń. W latach 1998–2017 udało się w ten sposób podsadzić drzewa i krzewy na powierzchni 27,5 ha, a w 2021 r. wprowadzono 9 tys. sadzonek na powierzchni

ok. 11 ha. Powierzchnie rozmieszczono w rozproszeniu na terenie całego leśnictwa, wykorzystując naturalne luki i przerzedzenia.

Dotychczasowe obserwacje następstw prac hodowlanych pozwalają stwierdzić, że:

- efekty przeprowadzonych zabiegów są bardzo dobre. Wprowadzone drzewa i krzewy rosną szybko, po ok. 10 latach dochodzi do całkowitego zwarcia i znacznego ograniczenia występowania czeremchy i innych gatunków inwazyjnych;
- w wyniku rozproszenia powierzchni zostaje stworzona baza nasienna gatunków rodzimych, którą będzie można wykorzystać do odnowień naturalnych;
- można wprowadzać gatunki, które z uwagi na monotypizację drzewostanów nie występują na danym terenie;
- ze względu na dużą pracochłonność zabiegów powierzchnie nasadzeń nie mogą być zbyt duże. W przypadku podsadzeń w KPN powierzchnia wyniosła 0,3–2,0 ha;
- wydaje się, że celowe jest rozluźnienie więzby sadzenia (z 4 tys. sadzonek/ha nawet do 1 tys. sadzonek/ha), aby podsadzeniami objąć większy obszar.

Z perspektywy 20 lat prac można stwierdzić, że udało się znacznie ograniczyć występowanie czeremchy i innych obcych gatunków inwazyjnych drzew w Leśnictwie Rózin, mimo że występują tu masowo, na dużej powierzchni. Jest to jednak praca bardzo trudna, związana z ponoszeniem niemałych kosztów. Dodatkowym problemem jest występowanie czeremchy amerykańskiej na gruntach prywatnych sąsiadujących z Parkiem, gdzie nie jest prowadzone zwalczanie.

Podsumowanie

Przy tak szerokim rozprzestrzenieniu czeremchy amerykańskiej, z jakim mamy do czynienia w Puszczy Kampinoskiej i jej sąsiedztwie, realnym do osiągnięcia celem i kierunkiem działań wydaje się powstrzymanie dalszej inwazji gatunku w głąb Puszczy i ograniczanie jej masowego występowania przez promowanie rodzimych gatunków drzew i krzewów oraz ochrona płatów z cennymi siedliskami i gatunkami rzadkich i chronionych roślin. Jest to zadanie trudne, wymagające konsekwencji, zaangażowania i spójnego działania pracowników różnych działów oraz zapewnienia ciągłości finansowania. Można zadać sobie pytanie, czy zwalczając aktywnie czeremchę amerykańską, nie tracimy niepotrzebnie sił i środków? Czy nie należałoby zaakceptować jej obecność i poczekać aż w wyniku naturalnych procesów gatunek ten przestanie być dominantem w ekosystemach? Wydaje się jednak, że w parku narodowym, którego celem jest ochrona różnorodności biologicznej oraz odtwarzanie zniekształconych siedlisk, należy dołożyć wszelkich starań by inwazję tę powstrzymać, a co najmniej spowolnić.

Zdobyte przez pracowników KPN w ostatnim dwudziestoleciu doświadczenie pokazuje, że prowadzone prace w dłuższym przedziale czasowym przynoszą pozytywne rezultaty w postaci ograniczenia inwazji. Systematyczne cięcia i wprowadzanie podsadzeń tam, gdzie czeremcha amerykańska występuje masowo, tak jak np. w Leśnictwie Różin, prowadzi do pojawienia się rodzimych gatunków drzew i krzewów, które stanowią konkurencję dla czeremchy. Tam, gdzie ten inwazyjny neofit dopiero wkracza, realnym sposobem na niedopuszczenie do zajęcia nowych obszarów jest powtarzane co kilka lat jej wrywanie. Kluczowa dla końcowego efektu i sukcesu wydaje się konsekwencja w działaniu.

Bibliografia

- Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Warszawie. 2002. Plan ochrony ekosystemów leśnych KPN na okres 01.01.2002 r. –31.12.2021 r. Warszawa (mps.).
- Ferchmin M. 1986. Metody eliminacji gatunków obcych rodzimej dendroflorze w Kampinoskim Parku Narodowym. Czeremcha późna (czeremcha amerykańska). KPN, Izabelin (mps.).
- Janik D. 2015. Rozmnażanie wegetatywne czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. w Kampinoskim Parku Narodowym. ss.77. Praca magisterska. Wydział Leśny SGGW w Warszawie (mps.).
- Ligocki M. 2021. Pokonać czeremchę. Las Polski 7: 8–10.
- Marciszewska K., Szczepkowski A., Otręba A., Oktaba L., Kondras M. i inni. 2018. The dynamics of sprouts generation and colonization by macrofungi of black cherry *Prunus serotina* Ehrh. eliminated mechanically in the Kampinos National Park. *Folia For. Pol.*, Ser. A, Leśn. 60.1: 34–51.
- Marciszewska K., Szczepkowski A., Otręba A. 2020. Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) colonization by macrofungi in the fourth season of its decline due to different control measures in the Kampinos National Park. *Folia For. Pol.*, Ser. A, Leśn. 62.2: 78–87.
- Marquis D. A. 1990. *Prunus serotina* Ehrh. Black cherry. (594–604). W: Burns R. M., Honkala B. H.(red.): *Silvics of North America*, vol. 2, Hardwoods. Agricultural Handbook 654. Tech Cords. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Washington.
- 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. (127–142). W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) *Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody*. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe.

- Obidziński A., Kołaczowska E., Otręba A. (red.). 2016. Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 128. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.
- Otręba A. 2012. Wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na rozprzestrzenianie się czerechmy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) w Puszczy Kampinoskiej. ss. 178. Praca doktorska wykonana w Instytucie Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN w Warszawie (mps).
- Otręba A. 2014. Czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. (69–73). W: Otręba, A., Michalska-Hejduk D. (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym. KPN, Izabelin.
- Otręba A., Kurek P., Wiatrowska B. 2014. Program zwalczania inwazyjnych gatunków drzewiastych obcego pochodzenia w Kampinoskim Parku Narodowym – zakres i skuteczność. (89–97) W: Otręba, A., Michalska-Hejduk D. (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym. KPN, Izabelin.
- Otręba A., Marciszewska K., Janik D. 2017. Is cut-stump and girdling an efficient method of black cherry *Prunus serotina* Ehrh. eradication? *Folia For. Pol., Ser. A*, Leśn. 59.1: 14–24.
- Rutkowski P., Maciejewska-Rutkowska I., Łabędzka M. 2002. Właściwy dobór składu gatunkowego drzewostanów jako jeden ze sposobów walki z czerechą amerykańską *Prunus serotina* (Ehrh.). *Acta Sci. Pol. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 1.2: 59–73.
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M., Schepker H. 2003. From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? The perception of an alien plant species through the centuries. *Biological Invasions* 5: 323–335.
- Tittenbrun A., Radliński B. 2015. Praktyka zwalczania inwazyjnych gatunków obcych w Roztoczańskim Parku Narodowym. (49–54). W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.) Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. ss. 197. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Van den Meersschaut 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.
- 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. Ostatni dostęp 30.01.2014.

ROLA CZEREMCHY AMERYKAŃSKIEJ W ODNOWIENIU NATURALNYM LASÓW WTÓRNYCH NA PRZYKŁADZIE NADLEŚNICTWA WIELBARK

ROBERT KRAWCZYK

Nadleśnictwo Wielbark, ul. Czarnieckiego 19, 12-160 Wielbark

robert.krawczyk@olsztyn.lasy.gov.pl

Abstrakt: Wprowadzenie czeremchy amerykańskiej do lasów na gruntach porolnych modyfikuje proces odtwarzania ekosystemu leśnego na tych zdegradowanych siedliskach. Potwierdziły to badania nad dynamiką lasów wtórnych w Nadleśnictwie Wielbark, które objęły obszar 15757,31 ha. Prowadzono je na podstawie sekwencji drzewostanów sosnowych w wieku od 1 do 100 lat (5 klas wieku), na 2 typach siedliskowych lasu – boru świeżego (Bśw) i boru mieszanego świeżego (BMśw), na gruntach zachowujących ślady użytkowania rolniczego. Na 125 losowo założonych kołowych powierzchniach badawczych pomierzono drzewostan oraz drzewa i krzewy z odnowienia naturalnego. Wśród tych ostatnich największe znaczenie, obok sosny i brzozy, miała czeremcha amerykańska i wiele wskazuje na to, że jej rola w lasach Nadleśnictwa Wielbark będzie rosła. W tej sytuacji restytucja zbiorowisk odpowiadających wzorcom naturalnym, jakim na siedlisku Bśw jest zespół *Peucedano-Pinetum*, a na siedlisku BMśw – *Quercu roboris-Pinetum* będzie dodatkowo utrudniona.

Słowa kluczowe: *Prunus serotina* Ehrh., gatunki inwazyjne, grunty porolne, zalesienia

Wprowadzenie

W Nadleśnictwie Wielbark, podobnie jak w innych nadleśnictwach w Polsce, wprowadzano czeremchę amerykańską *Prunus serotina* Ehrh. do lasów na ubogie siedliska borowe. Przewidywano, że introdukcja tego gatunku poprawi warunki produkcji oraz wzmocni odporność drzewostanów na gradacje owadów (Dominik 1947; Koehler 1968). W świetle ówczesnej wiedzy takie postępowanie było uzasadnione szczególnie w lasach wtórnych. Powstały one bowiem z zalesień gruntów porolnych w XIX i XX wieku i w przeciwieństwie do lasów starych, które trwają w danym miejscu przez setki lat, wyróżniają się wysoką predyspozycją chorobową (Rykowski 1990).

Dopiero z czasem dostrzeżono negatywne konsekwencje introdukcji obcych gatunków, a czeremchę amerykańską uznano za największe zagrożenie dla polskich lasów spośród gatunków inwazyjnych (Szwagrzyk 2000; Danielewicz, Wiatrowska 2012; Solarz 2012). Poprzez opanowanie podszytu i niższych warstw drzewostanu czeremcha amerykańska ogranicza lub wręcz uniemożliwia rozwój innych gatunków leśnych i oddziałuje na środowisko. Jej długotrwały i wieloetapowy wpływ

na przemiany zasiedlonych zbiorowisk roślinnych stał się podstawą do określenia tego gatunku mianem „inżyniera ekosystemu” (Cuddington, Hastings 2004). Z tego względu rola czeremchy amerykańskiej w odnowieniu naturalnym lasu jest ważnym zagadnieniem, które podjęto w niniejszej pracy. Odnowienie naturalne lasu należy bowiem do fundamentalnych procesów w ekosystemie leśnym (Leibundgut 2007). Określa jego możliwości regeneracyjne oraz wskazuje kierunek rozwoju danego zbiorowiska. Jest to szczególnie istotne w przypadku lasów wtórnych z uwagi na stan ich zbiorowisk – najczęściej zdegenerowanych i odbiegających od wzorców naturalnych fitocenoz leśnych. W związku z powyższym celem pracy było określenie znaczenia czeremchy amerykańskiej w procesach regeneracji lasów wtórnych¹.

Metody

Badaniami objęto lasy wtórne w Nadleśnictwie Wielbark (RDLP Olsztyn). Jednolite warunki glebowe w obrębie obiektu badawczego, jakie stworzyła równina sandrowa, oraz duża powierzchnia drzewostanów sosnowych w różnym wieku umożliwiły przeprowadzenie badań ich dynamiki metodą chronosekwencji. W tym celu przyjęto następujące kryteria doboru powierzchni badawczych: cecha gleby – porolna, typ siedliskowy lasu – Bśw lub BMśw, rodzaj powierzchni – drzewostan, gatunek panujący – sosna, wiek gatunku panującego – od 1 do 100 lat.

W ten sposób wyznaczono 5429 wydzieleni o obszarze 15757,31 ha, na których w siatce kwadratów 100x100 m rozmieszczono losowo 125 powierzchni badawczych, dążąc do równomiernego pokrycia obiektu i zachowania proporcji w udziale poszczególnych klas wieku (od 10 do 24 powierzchni dla klasy wieku w danym typie siedliskowym). Na wyznaczonych powierzchniach pomiarami objęto pierśnicę ($d_{l,3}$) i wysokość (h) drzewostanu oraz młodego pokolenia drzew i krzewów z odnowienia naturalnego, które podzielono na 4 grupy (warstwy): nalot (N): $h \leq 0,5$ m; podrost niski (PN): $h > 0,5$ m i $d_{l,3} \leq 2$ cm; podrost wysoki (PW): $2 \text{ cm} < d_{l,3} \leq 7$ cm; dolna warstwa drzewostanu (DW): $7 \text{ cm} < d_{l,3} \leq 12$ cm.

Dla obliczenia sumy wysokości gatunku (m/ha) przyjęto średnie wysokości dla poszczególnych warstw (N – 0,2 m; PN – 1,5 m; PW – 5,0 m; DW – 9,0 m).

Powierzchnię badawczą stanowiły trzy współśrodkowe koła o powierzchniach: 10 m², na której mierzono nalot; 100 m², na której mierzono podrost niski i wysoki oraz dolną warstwę drzewostanu i 250 m², na której mierzono drzewostan.

¹ Rozstrzygnięcie tego zagadnienia przyniosły wyniki uzyskane w ramach badań pt. *Dynamika ekosystemów leśnych na gruntach porolnych w Nadleśnictwie Wielbark*. Krawczyk R. 2016. Rozprawa doktorska. Instytut Badawczy Leśnictwa. Sękocin Stary. Mps. ss. 106.

Wyniki

W badanych drzewostanach zarejestrowano 15 gatunków drzew i krzewów z odnowienia naturalnego, które wymieniono poniżej od najliczniej do najmniej licznie reprezentowanego, za nazwami łacińskimi podano skróty zastosowane w dalszej części artykułu i są to: sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* L. – SO; brzoza brodawkowata *Betula pendula* ROTH. – BRZ; czeremcha amerykańska *Prunus serotina* EHRH. – CZA; kruszyna pospolita *Frangula alnus* MILL. – KR; dąb szypułkowy *Quercus robur* L. – DB; lipa drobnolistna *Tilia cordata* MILL. – LP; jarzab pospolity *Sorbus aucuparia* L. CRANTZ. – JRZ; jałowiec pospolity *Juniperus communis* L. – JAL; klon pospolity *Acer platanoides* L. – KL; świerk pospolity *Picea abies* L. KARSTEN – SW; topola osika *Populus tremula* L. – OS; wiąz szypułkowy *Ulmus laevis* PALL. – WZ; leszczyna pospolita *Corylus avellana* L. – LESZ; bez czarny *Sambucus nigra* L. – BEZC; wierzba iwa *Salix caprea* L. – WB.

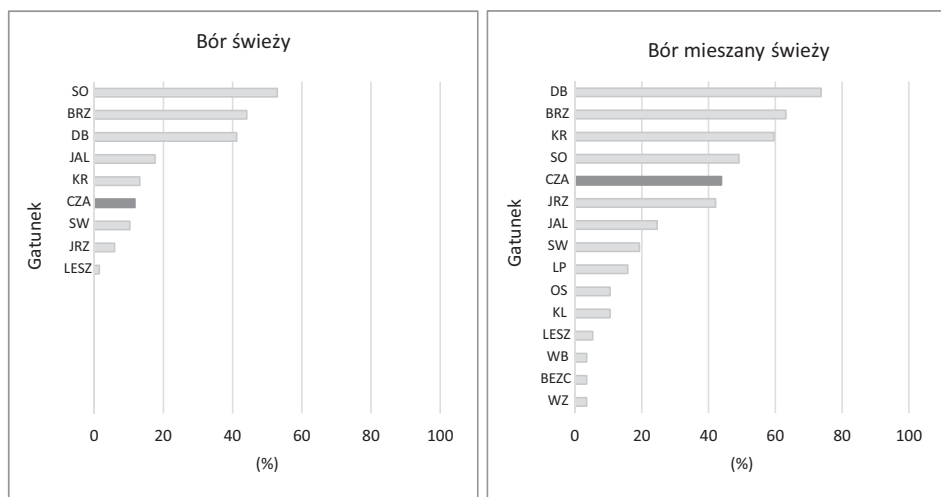
Na siedlisku boru świeżego (Bśw) odnotowano 9 gatunków drzew i krzewów z odnowienia naturalnego na 82,4% powierzchniach badawczych (ryc. 1). Najczęściej na tym siedlisku rejestrowano sosnę (52,9%) następnie brzozę (44,1%) i dąb (41,2%). Czeremchę amerykańską odnotowano na zaledwie 11,8% powierzchni. Jednak jej obecność w poszczególnych klasach wieku była mocno zróżnicowana (I – 17%, II – 20%, III – 0%, IV – 0%, V – 40%).

Na siedlisku boru mieszanego świeżego (BMśw) odnotowano 15 gatunków drzew i krzewów z odnowienia naturalnego na 96,5% powierzchni badawczych (ryc. 1). Najczęściej na tym siedlisku rejestrowano dąb (73,7%) i brzozę (63,2%) oraz kruszynę (59,6%). Czeremchę amerykańską odnotowano na 43,9% powierzchni. Jej obecność w poszczególnych klasach wieku była zróżnicowana (I – 30%, II – 60%, III – 65%, IV – 30%, V – 20%), jednak nie tak wyraźnie jak na siedlisku Bśw.

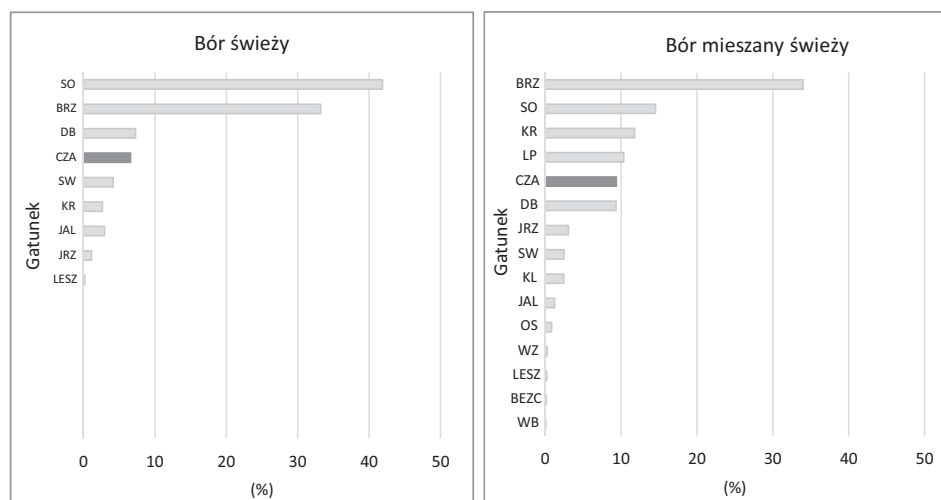
Warto zwrócić uwagę, że czeremcha amerykańska zajmowała przede wszystkim warstwę podrostu niskiego i nalotu zarówno na siedlisku Bśw (N – 31%, PN – 63%, PW – 6%, DW – 0%), jak i na siedlisku BMśw (N – 29%, PN – 58%, PW – 9%, DW – 4%).

Posługując się sumą wysokości jako miarą wypełnienia przestrzeni w ekosystemie leśnym przez odnowienia (ryc. 2), ustalono, że największe znaczenie na siedlisku Bśw miała sosna (41,9%) i brzoza (33,2%). Natomiast na siedlisku BMśw, przy dużo większym bogactwie gatunkowym, zdecydowanie największe znaczenie osiągnęła brzoza (34,0%).

Na obu siedliskach ranga czeremchy amerykańskiej (ryc. 2) określona na podstawie średniej z wszystkich obserwacji okazała się stosunkowo niska i wynosiła odpowiednio 6,6% i 9,4%. Jednak w poszczególnych klasach wieku znaczenie tego gatunku w odnowieniu naturalnym (ryc. 3) było mocno zróżnicowane. Na siedlisku Bśw ran-



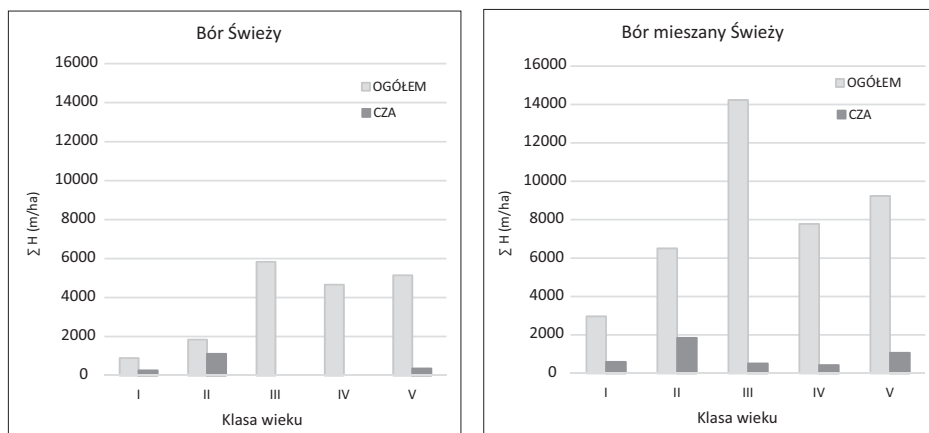
Ryc. 1. Frekwencja gatunków drzew i krzewów z odnowienia naturalnego na powierzchniach badawczych wg typów siedliskowych lasu



Ryc. 2. Udział gatunków drzew i krzewów w odnowieniu naturalnym na podstawie sumy wysokości wg typów siedliskowych lasu

ga czeremchy amerykańskiej okazała się największa w najmłodszych, a dużo niższa w starszych klasach wieku (I – 30%, II – 60%, III – 0%, IV – 0%, V – 7%). Podobnie było na siedlisku BMśw (I – 20%, II – 28%, III – 4%, IV – 6%, V – 12%).

Należy również zauważyć, że średnio suma wysokości drzew i krzewów z odnowienia naturalnego była we wszystkich klasach wieku ponad dwukrotnie większa na siedlisku BMśw niż na Bśw (ryc. 3).



Ryc. 3. Udział czeremchy amerykańskiej w odnowieniu naturalnym drzew i krzewów wg typów siedliskowych lasu wyrażony sumą wysokości,

Dyskusja

Wprowadzanie czeremchy amerykańskiej do lasów i późniejsze jej spontaniczne rozprzestrzenianie się w lasach zachowujących ślady użytkowania rolniczego modyfikuje długi i skomplikowany proces restytucji ekosystemu leśnego na tych zniekształconych siedliskach (np. Matuszkiewicz i in. 2013). O ile same drzewostany można łatwo odtworzyć – sadząc drzewa – to odtworzenie ekosystemu leśnego z całym jego bogactwem i różnorodnością jest dużo trudniejsze (Dzwonko 2015). Wynika to przede wszystkim z powolnego tempa kolonizacji zalesionych obszarów przez gatunki leśne, których występowanie związane jest z lasami starymi – *ancient woodlands* (Peterken 1977; Rackham 1980). Przykładem takiego gatunku leśnego, charakterystycznego dla naturalnych zbiorowisk borowych jest borówka czernica *Vaccinium myrtillus* L., której tempo kolonizacji wynosi ok. 1–2 m na 1 rok (Matuszkiewicz i in. 2013).

Przez wysadzanie czeremchy amerykańskiej w sposób sztuczny skolonizowano tym gatunkiem znaczne obszary lasów wtórnych w Nadleśnictwie Wielbark. W konsekwencji uzyskała ona możliwość rozwoju w zbiorowiskach leśnych odbiegających od naturalnych wzorców.

Z przeprowadzonych badań wynika, że czeremcha amerykańska odnawia się zarówno na siedlisku Bśw, jak i na BMśw. Jednocześnie stwierdzono, że na siedlisku BMśw czeremcha amerykańska znajduje korzystniejsze warunki do rozwoju. Wynika to z jej niewielkich wymagań siedliskowych oraz dużej odporności na suszę i wiosenne przymrozki. Jest to szczególnie ważne dla Nadleśnictwa Wielbark, w którym takie siedliska dominują.

Znaczenie czeremchy amerykańskiej w odnowieniu naturalnym mierzone sumą wysokości okazało się stosunkowo niewielkie zarówno na siedlisku Bśw (7%), jak na siedlisku BMśw (9%). Największe znaczenie miały tam gatunki rodzime – brzoza i sosna. Należy jednak zauważyć, że występowanie czeremchy amerykańskiej nie jest równomierne. Najliczniej występuje w drzewostanach I i II klasy na obu badanych siedliskach. Są to miejsca pierwotnej introdukcji tego gatunku, co również zauważyli Grajewski i in. (2010). W Nadleśnictwie Wielbark wprowadzano czeremchę amerykańską w drugiej połowie XX wieku do drzewostanów III i starszych klas wieku jako gatunek podszytowy. Po osiągnięciu wieku rębności większość tych drzewostanów została wycięta, a w ich miejsce założono uprawy. Poprawa warunków świetlnych na tych powierzchniach wpłynęła korzystnie na rozwój czeremchy amerykańskiej.

Z kolei potwierdzeniem zdolności czeremchy amerykańskiej do dyspersji jest jej wysoka frekwencja w III i IV klasie wieku na siedlisku BMśw (odpowiednio 65% i 30%) przy niskim udziale w odnowieniu naturalnym (odpowiednio 4% i 6%). Jednocześnie należy zauważyć, że na siedlisku Bśw nie zarejestrowano czeremchy amerykańskiej w tych klasach wieku. Powyższe fakty mogą świadczyć o tym, że czeremcha amerykańska znajduje korzystniejsze warunki do rozwoju na siedlisku BMśw niż na siedlisku Bśw, co jest zgodne z obserwacjami m.in. Halařewicz (2011) w tym zakresie.

W Nadleśnictwie Wielbark wzorcem naturalnym dla zbiorowisk na siedlisku Bśw jest zespół *Peucedano-Pinetum*, a na siedlisku BMśw – *Quercu roboris-Pinetum* (Matuszkiewicz 2008). W stosunku do obydwu tych wzorców stwierdzono uproszczenia w strukturze gatunkowej drzewostanów badanych zbiorowisk, co można uznać za prognostyk monotypizacji, szczególnie widoczny na siedlisku BMśw. Powszechne występowanie czeremchy amerykańskiej na obu siedliskach stanowi zaś przejaw neofityzacji (Olaczek 1974).

Halařewicz (2012) zwraca uwagę, że w pierwszych dekadach po zasiedleniu czeremcha amerykańska nie powoduje wielu zmian w składzie i bogactwie gatunkowym warstwy zielnej, co sugeruje, że gatunek ten może ulec naturalizacji. Jednak wpływ eliminujący gatunku inwazyjnego zależy w dużej mierze od kondycji samych zbiorowisk roślinnych, ponieważ czeremcha amerykańska w pierwszej kolejności uzyskuje przewagę w fitocenozach zdekształconych, a do takich z pewnością należy zaliczyć badane zbiorowiska.

Całkowita eliminacja czeremchy amerykańskiej z lasów Nadleśnictwa Wielbark nie wydaje się możliwa. Skuteczną, lecz niezmiernie pracochłonną metodą walki z tym inwazyjnym gatunkiem, jest karczowanie osobników, co ze względu na wyso-

kie koszty ogranicza jej powszechne stosowanie (Namura-Ochalska 2012). Dlatego szczególnego znaczenia nabiera identyfikacja i promowanie czynników ograniczających tempo kolonizacji nowych stanowisk.

Konsekwencje zdomowienia czeremchy mogą być jednak różne. Na przykład w 1991 roku wykryto stanowisko pazia żeglarza *Iphiclide podalirius* na terenie Nadleśnictwa Wielbark, dla którego czeremcha amerykańska okazała się tu podstawową rośliną żywicielską (Szymkiewicz, Szymkiewicz 1992). Ponadto stwierdzono wyraźny, narastający w ciągu okresu wegetacyjnego, hamujący wpływ allelopatycznego oddziaływania liści czeremchy amerykańskiej na wzrost grzybni *Heterobasidion annosum* (Piasecki 1998). Fakt ten z pewnością należy uznać za korzystny z uwagi na utrzymujące się zagrożenie badanych drzewostanów od huby korzeni.

Prawdopodobnie rola czeremchy amerykańskiej w lasach Nadleśnictwa Wielbark będzie rosła z czasem. Jednak wiele będzie zależało od działań podejmowanych w ramach gospodarki leśnej zmierzających do ograniczenia występowania tego inwazyjnego gatunku. Pewne nadzieje w tym zakresie budzi autorska mechaniczno-chemiczno-biologiczna metoda zwalczania czeremchy amerykańskiej opracowana w Nadleśnictwie Spychowo (Ligocki 2021). Z kolei Rutkowski i in. (2002) upatrują szans na ograniczenie roli czeremchy amerykańskiej we właściwym doborze składu gatunkowego drzewostanów. Proponują m.in. zwiększenie udziału dębu i buka na siedlisku BMśw. Natomiast Robakowski i in. (2012) wskazują na możliwości wspierania dębu w rywalizacji z czeremchą amerykańską w ramach cięć pielęgnacyjnych za pomocą regulacji warunków świetlnych poprzez odpowiednią częstotliwość oraz natężenie czyszczeń i trzebieży.

Podsumowanie

Wiele wskazuje na to, że rola czeremchy amerykańskiej w lasach Nadleśnictwa Wielbark będzie rosła. W tej sytuacji restytucja zbiorowisk odpowiadających wzorcom naturalnym, jakim na siedlisku Bśw jest zespół *Peucedano-Pinetum*, a na siedlisku BMśw – *Quercu roboris-Pinetum* będzie dodatkowo utrudniona. Należy jednak zauważyć, że w odróżnieniu od skutków przyrodniczych konsekwencje występowania czeremchy amerykańskiej dla gospodarki leśnej nie są jednoznacznie negatywne. Na przykład liście tego gatunku oddziałują allelopatycznie na wzrost grzybni *Heterobasidion annosum*. Choć zjawisko to zostało słabo rozpoznane, to można je uznać za korzystne z uwagi na utrzymujące się zagrożenie trwałości badanych drzewostanów od huby korzeni.

Bibliografia

- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2012. Motywy, okoliczności i środowiskowe konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew i krzewów do lasów. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33.4: 26–43.
- Dominik T. 1947. Przyczynek do znajomości wartości hodowlanych czerechmy amerykańskiej. *Sylwan* 91.1: 123–132.
- Dzwonko Z. 2015. Rośliny runa wskaźnikami pochodzenia i przemian lasów. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 42.1: 27–37.
- Cuddington K., Hastings A. 2004. Invasive engineers. *Ecological Modelling* 178: 335–347.
- Grajewski S., Jankowski K., Licznierski M. 2010. Czerechma amerykańska *Prunus serotina* Ehrh. w polskich lasach na przykładzie drzewostanów Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka oraz Nadleśnictwa Państwowego Szubin. *Zarządzanie Ochroną Przyrody w Lasach* 4: 39–55.
- Halarewicz A. 2011. Odnawianie się czerechmy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. na siedliskach borowych. *Sylwan* 155.8: 530–534.
- Halarewicz A. 2012. Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się czerechmy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w wybranych fitocenozach leśnych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Monografie 152.
- Koehler W. 1968. O założeniach kompleksowo-ogniskowej metody biologicznej ochrony lasu. *Sylwan* 112.7: 43–51.
- Krawczyk R. 2016. Dynamika ekosystemów leśnych na gruntach porolnych w Nadleśnictwie Wielbark. Rozprawa doktorska. IBL. Sękocin Stary. Mps.
- Leibundgut H. 2007. Naturalne odnowienie lasu. PWRiL, Warszawa.
- Ligocki M. 2021. Pokonać czerechę. *Las Polski* 7: 8–10.
- Matuszkiewicz J. M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wolski J. 2013. Long-term evolution models of post-agricultural forests. *Prace geograficzne* nr 240. IGiPZ PAN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J. M. 2008. Zespoły leśne Polski. PWN, Warszawa.
- Namura-Ochalska A. 2012. Walka z czerechą amerykańską *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. – Ocena skuteczności wybranych metod w Kampinoskim Parku Narodowym. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 33.4: 190–200.
- Olaczek R. 1974. Kierunki degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis* 3.3/4: 179–190.
- Peterken G. 1977. Habitat conservation priorities in British and European woodlands. *Biological Conservation* 11: 223–236.
- Piasecki D. 1998. Sezonowe zmiany allelopatycznego wpływu roślin na wzrost grzybni *Heterobasidion annosum* (Fr.) Brefeld. *Sylwan* 142.8: 43–53.
- Rackham O. 1980. Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England. ss.406. Edward Arnold, London.
- Robakowski P., Bielinis E., Stachowiak J., Bułaj B. 2012. Wzrost, zawartość azotu w liściach i lotne związki allochemiczne siewek dębu bezszypułkowego *Quercus petraea* i czerech-

- chy amerykańskiej *Prunus serotina* w różnych warunkach ocienienia 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 Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria 1.2: 59–73.
- Rykowski K. 1990. Problem ochrony lasu na gruntach porolnych. Sylwan 134.3-12: 75–88.
- Solarz W. 2012. Przyczyny i skutki inwazji biologicznych na świecie i w Polsce. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 33.4: 9–14.
- Szymkiewicz E., Szymkiewicz M. 1992. Paż żeglarz *Iphiclidus podalirius* ponownie elementem fauny Pojezierza Mazurskiego. Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 48.6: 78–80.
- Szwagrzyk J. 2000. Potencjalne korzyści i zagrożenia związane z wprowadzaniem do lasów obcych gatunków drzew. Sylwan 144.2: 99–106.

CZEREMCHA AMERYKAŃSKA NOWYM ŻYWICIELEM NAMIOTNIKA CZEREMSZACZKA: PRZEGLĄD PRZYCZYN I KONSEKWENCJI

ADRIAN ŁUKOWSKI

Wydział Leśny i Technologii Drewna, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

*adrian.lukowski@up.poznan.pl

Abstrakt: Rozszerzanie bazy pokarmowej o nowe gatunki roślin przez polifagi jest częstym zjawiskiem. Analogiczne obserwacje dotyczące gatunków oligofagicznych i monofagicznych stanowią wyjątki. Namiotnik czeremszaczek *Yponomeuta evonymella* L. jeszcze do niedawna uznany był za ścisłego monofaga rodzimej czereemchy zwyczajnej *Prunus padus* L., lecz w ostatnich latach rozszerzył swoje preferencje pokarmowe, dodając do „menu” czereemchę amerykańską *P. serotina* Ehrh. – gatunek obcego pochodzenia. Powstają więc pytania: Jakie mogą być konsekwencje tego zjawiska? Czy istnieje szansa, aby ten niepozorny motyl mógł skutecznie pomóc w walce z czereemchą amerykańską w naszych lasach? Czy jest on w stanie skutecznie ograniczyć bądź zahamować dalszą ekspansję tego inwazyjnego gatunku? W niniejszym artykule przedstawione zostały przyczyny i ewentualne konsekwencje ekologiczne zmiany rośliny żywicielskiej przez namiotnika czeremszaczka.

Słowa kluczowe: *Yponomeuta evonymella* L., hipoteza otwartej niszy, hipoteza przestrzeni wolnej od wrogów, monofag

Wprowadzenie

Rozszerzanie bazy pokarmowej o nowe gatunki roślin przez polifagiczne owady roślinożerne (żerujące na wielu różnych gatunkach roślin, należących do różnych rodzajów i rodzin) jest zjawiskiem powszechnym. Podobne obserwacje dotyczące owadów oligofagicznych i monofagicznych (ograniczających swoją bazę pokarmową odpowiednio do pojedynczych rodzin lub rodzajów) należą do rzadkości. Niejednokrotnie można je osiągnąć wyłącznie w warunkach laboratoryjnych, nie dając owadom innego wyboru jak tylko zaakceptowanie innego pokarmu, aby nie umarły z głodu. Namiotnik czeremszaczek *Yponomeuta evonymella* L., do niedawna uznawany za ścisłego monofaga (żerującego wyłącznie na jednym gatunku rośliny), rozszerzył swoje preferencje pokarmowe i do swojego „menu” – rodzimej czereemchy zwyczajnej *Prunus padus* L. – dodał jeszcze obcego pochodzenia czereemchę amerykańską *P. serotina* Ehrh. (Karolewski i in. 2014).

W lasach europejskich rodzima czereemcha zwyczajna i obcego pochodzenia czereemcha amerykańska są szeroko rozpowszechnionymi roślinami podszytu (Godefroid i in. 2005; Leather 1996). Zasięg czereemchy zwyczajnej rozciąga się

od południowej Francji i Bałkanów do północnej Skandynawii (Leather 1996). Pochodząca z północno-wschodnich i centralnych obszarów USA i Meksyku czeremcha amerykańska (Pairon i in. 2010) została introdukowana do Europy w XVII wieku. Do niedawna była wprowadzana przez leśników jako gatunek biocenotyczny na słabych siedliskach, ze względu na jej właściwości fitomelioracyjne (Halarewicz 2011). Gatunek ten okazał się jednak silnie inwazyjny i obecnie w polskich lasach jest uznawany przez praktyków za uciążliwy chwast. Zwalczanie jego jest trudne. Metody chemiczne w wielu miejscach nie są dozwolone. Metody mechaniczne nie przynoszą pożądanego efektu ze względu na dużą siłę odroślową gatunku (np. Otręba 2016). Ze względu na powszechne rozprzestrzenienie, rozwiązaniem problemu mogłoby być ograniczanie biologiczne, ale obecnie jeszcze nie ma opracowanych skutecznych metod biologicznych na pozbycie się tego „niechcianego gościa” z lasów.

Liście obu gatunków czeremchy są zgryzane przez różne polifagiczne owady, zwłaszcza przez gatunki chrząszczy z rodzaju *Gonioctena* Kirby (Coleoptera: Chrysomelidae; Leather 1994; Mąderek i in. 2015) oraz mszycę – *Rhopalosiphum padi* (L.) (Heteroptera: Aphididae; Archetti i Leather 2005; Halarewicz i Gabrys 2012). Coraz częściej możemy też zaobserwować obok czeremchy zwyczajnej (Leather 1986; Menken i in. 1992) także czeremchę amerykańską, spowitą białą przędzą wykonaną przez gąsienice namiotnika czeremszaczka (Lepidoptera: Yponomeutidae; Karolewski i in. 2014). Czy jest on w stanie skutecznie ograniczyć bądź zahamować dalszą ekspansję tego inwazyjnego gatunku rośliny? Przeprowadzone systematycznie obserwacje terenowe w pierwszej dekadzie dwudziestego pierwszego wieku wykazywały początkowo tylko sporadyczne przypadki żerowania larw namiotnika czeremszaczka na krzewach czeremchy amerykańskiej. Obecnie obserwacje pokazały, że w terenie, w którym występują obydwie gatunki czeremchy, 3–5% okazów czeremchy amerykańskiej jest zasiedlonych przez tego owada (Karolewski i in. 2017).

Namioćnik czeremszaczek – biologia i ekologia gatunku

Namioćnik czeremszaczek to niewielki motyl barwy białej z pięcioma rzędami ciemnych kropek na skrzydłach o rozpiętości od 16 do 25 mm (ryc. 1). W literaturze uznawany jest za ścisłego monofaga, tzn. za gatunek o wysokim stopniu specjalizacji pokarmowej, utrwalonym w toku współewolucji z jego rośliną pokarmową, jaką jest czeremcha zwyczajna. Większość gatunków z rodzaju *Yponomeuta* L. charakteryzuje się specyficznymi preferencjami pokarmowymi (więcej szczegółów można

znaleźć na <https://lepidoptera.eu/>), dlatego stanowią one grupę organizmów modelowych do badań w ramach ekologii owadów. Jak powyżej wspomniano, przy znaczącym niedoborze roślin podstawowego gatunku żywicielskiego obserwowano, zasiedlanie przez tego owada również czeremchy amerykańskiej. Fakt ten pozwala przypuszczać, iż istnieje możliwość wykorzystania go do walki z tym gatunkiem rośliny inwazyjnej.



Ryc. 1. Owad dorosły namiotnika czeremszczaka na liściu czeremchy zwyczajnej.

Fot. A. Łukowski, 2018–2020

Namiotniki odbywają rójkę głównie w lipcu, do początku sierpnia. Samica składa od 100 do 120 jaj w złożach (ułożonych dachówkowato) znajdujących się na tegorocznych przyrostach łodyg czeremch (Javoiš i in. 2005; Karolewski i in. 2017). Po krótkim czasie wykluwają się larwy, które żywią się tkanką osłonki jajowej (chorionem). Zimują w stadium larwy między pędem a „kopułką” po wygrzanych osłonkach jajowych (Karolewski i in. 2017). Wczesną wiosną następnego roku larwy wędrują w górę do pękającego pąka (ryc. 2) i wgryzają się w niego (Leather 1986). Tam żerując, czekają na rozwój liści, z których część zjadają. Pozostała część sąsiadujących liści jest oplatana białą przędzą. Takie miejsce służy im za schronienie przed niekorzystnymi warunkami meteorologicznymi i chroni przed ptakami (ryc. 3).



Ryc. 2. Młode larwy namiotnika czeremszaczką rozpoczynające żerowanie na pąku czeremchy zwyczajnej. Fot. A. Łukowski, 2018–2020

Zagrożenie ze strony tego owada polega nie tylko na powodowaniu dużych ubytków liści i niszczeniu owoców, lecz także przede wszystkim na żerowaniu na liściach będących we wczesnych fazach rozwoju (Houston Durrant i Caudullo 2016; Leather 1986). Podczas masowego występowania tego owada potrafi to doprowadzić do gołozeru (całkowitej defoliacji). Po zaistnieniu takiej sytuacji larwy migrują na sąsiednie rośliny i tam kontynuują rozwój (ryc. 4). Namiot, w którym przez cały okres gromadnie żerują larwy, ma nie tylko zadanie ochronne, ale również pozytywnie wpływa na rozwój larw i osobniki dorosłe (Łukowski i in. 2017, 2014), ponieważ we wnętrzu utrzymuje się podwyższona temperatura (Alonso 1997). Pod koniec rozwoju larwalnego osobniki rozpoczynają budowę charakterystycznych śnieżnobiałych kokonów (sklejonych ze sobą w grupy do 100



Ryc. 3. Oprzęd namiotnika na liściach czeremchy amerykańskiej. Fot. A. Łukowski, 2018–2020



Ryc. 4. Namiotnik czeremszaczek przechodzący z czeremchy zwyczajnej na amerykańską.
Fot. A. Łukowski, 2018–2020

sztuk), w których się przepoczwarczają. Jednak nie wszystkie osobniki przechodzą metamorfozę. Pewna ich część pozostaje do końca życia w formie larwalnej, nieustannie produkując przędzę i naprawiając oraz wzmacniając namiot, w którym znajdują się już poczwarki w kokonach.

Biologiczne podstawy wyboru rośliny pokarmowej

Rośliny i zwierzęta roślinożerne współewoluowały, tworząc związek, w którym rośliny wytwarzają kolejne mechanizmy obronne, a roślinożercy próbują je omijać, aby dalej żywić się roślinami (Ehrlich i Raven 1964; Harborne 1993; Suchan i Alvarez 2015). Wybierając żywiciela, owady monofagiczne poszukują pokarmu najlepszej jakości i najlepszego środowiska dla przetrwania potomstwa, co ujmuje hipoteza preferencje-wydajność (ang. *the preference-performance hypothesis*; Fortuna i in. 2013; Gripenberg i in. 2010). Wybór rośliny żywicielskiej przez owada zależy nie tylko od jego preferencji pokarmowych, lecz także w sytuacji braku preferowanego pokarmu od jego plastyczności względem wykorzystania innych żywicieli (np. możliwości aktywnego przejścia na inne gatunki roślin). Zatem wybór ten jest zależny od składu chemicznego nowej rośliny żywicielskiej, a także dostępności gatunków żywicielskich w siedlisku owada (Cunningham i in. 2001; Wiatrowska i in. 2018). W warunkach, w których optymalnym żywicielem jest gatunek rzadki lub występuje silna konkurencja o pokarm, nawet owady monofagiczne mogą być zmuszone do zasiedlenia nowego gatunku rośliny (Mayhew 1997). W przypadku inwazji obcych gatunków roślin pojawia się potencjalny nowy żywiciel, który wcześniej nie był dostępny, co może również oznaczać, że otwiera się nowa nisza, jak ujmuje to hipoteza otwartej niszy (ang. *the open-niche hypothesis*; Dlugosch i in. 2015). Niezależnie od powyższego, hipoteza przestrzeni wolnej od wroga (ang. *the enemy-free space hypothesis*) wskazuje, że owady wykorzystają nowe rośliny żywicielskie do ucieczki przed swoimi naturalnymi wrogami (Jeffries i Lawton 1984), jako że obserwuje się zwykle spadek liczby drapieżników i parazytoidów po przemieszczeniu się owadów na nowe rośliny (Keane i Crawley 2002). Z drugiej strony wybór nowej rośliny żywicielskiej może skutkować zmniejszeniem masy dorosłego owada (Mąderek i in. 2015), co w konsekwencji może zmniejszyć inwestycję samic w jaja, a to z kolei może wydłużyć czas rozwoju larw i tym samym zwiększyć śmiertelność larw z powodu przedłużonej ekspozycji na drapieżniki i parazytoidy. Problematykę tę trafnie ujmuje hipoteza wolny wzrost – wysoka śmiertelność (ang. *the slow-growth high-mortality hypothesis*; Chen i Chen 2016; Häggström i Larsson 1995). Niektóre badania wykazały jednak, że owady żywiące się obcymi gatunkami roślin, zwłaszcza spokrewnionymi z ich podstawową rośliną żywicielską, rozwijają się równie dobrze lub nawet lepiej, niż gdy żywiły się rodzimymi roślinami żywicielskimi (Chupp i Battaglia 2014). Powodem tego może być fakt, iż rodzime rośliny żywicielskie skuteczniej bronią się przed współewoluującymi z nimi roślinożercami niż rośliny obce (Woodard i in. 2012). Powyższe nie jest normą, gdyż inne badania wykazały, że wiele owadów nie może skutecznie przejść na introdukowane pokrewne rośliny (Burghardt i in. 2010). Wiadomo, że wyszukiwanie

alternatywnego źródła pożywienia jest w każdym przypadku procesem stopniowym (Cunningham i in. 2001). Owady najchętniej wybierają najliczniejsze gatunki żywicieli (najłatwiej dostępne), co może sprzyjać kolonizacji gatunków inwazyjnych, charakteryzujących się masowym występowaniem. Niektóre zwierzęta roślinożerne korzystają z faktu rozprzestrzeniania się roślin obcego pochodzenia, ponieważ następuje zwiększenie ilości dostępnych zasobów pokarmowych do wykorzystania, a co równie ważne, stwarza to dodatkowo możliwości uniknięcia pasożytów i drapieżników, które nie spodziewają się znaleźć tam swojej ofiary.

W przeszłości spekulowano, czy preferencyjne zachowania żywieniowe owadów foliofagicznych są determinowane przez ich zapotrzebowanie na pewne składniki pokarmowe, czy wyłącznie są ich reakcją na stężenia szkodliwych związków chemicznych występujących w liściach (Boczek 1983; Boczek i Pruszyński 2012). Większość badaczy uważa, że akceptacja roślin jako pokarmu zależy od ich „jakości pokarmowej”, a za główną przyczynę regulacji zachowań owadów uznają oni obronę chemiczną roślin (Eyles i in. 2010; Howe i Jander 2008; Malinowski 2008) oraz obronę mechaniczną, np. twardość liści, obecność włosków.

Ciekawy przypadek namiotnika

Czeremcha zwyczajna i amerykańska są bardzo blisko spokrewnionymi gatunkami, a ich liście są równie dobrym jakościowo pokarmem dla namiotnika czeremszczaka pod względem chemicznym. Co więcej w okresie żerowania (kwiecień–czerwiec) liście czeremchy amerykańskiej mają niższe stężenie takich związków obronnych, jak fenole i skondensowane taniny oraz charakteryzują się porównywalną twardością. Można zatem uważać, że liście czeremchy amerykańskiej nie są jakościowo gorszym pożywieniem od liści czeremchy zwyczajnej.

Zainteresowanie badaczy czeremchą amerykańską koncentruje się głównie na jej negatywnych skutkach gospodarczych i przyrodniczych. W przypadku tego neofitu niewiele badań dotyczy wpływu jego inwazji na organizmy roślinożerne (Halarewicz i Gabryś, 2012; Halarewicz i Jackowski 2011; Karolewski i in. 2020; Mąderek i in. 2015; Miłkowski i Mokrzycki 2021, Nowakowska i Halarewicz 2006; Schilthuizen i in. 2016). Ostatnie opublikowane (Karolewski i in. 2014, 2017) i niepublikowane obserwacje poczynione na przestrzeni wielu lat wskazują, że namiotnik coraz częściej występuje i z sukcesem rozwija się na tym inwazyjnym gatunku. Najczęściej przechodzi na niego z czeremchy zwyczajnej, a dzieje się to wówczas, gdy gałęzie obu krzewów mają ze sobą bezpośredni kontakt (gdy, np. czeremcha amerykańska wkracza też do wilgotnych siedlisk zajmowanych przez bardziej wymagającą czeremchę zwyczajną). Gąsienice, najczęściej zmu-

szone dużym stopniem defoliacji czeremchy zwyczajnej, przechodzą na krzewy sąsiednie i tam kontynuują żerowanie. W ostatnich kilku sezonach wegetacyjnych można zauważyć też, że samice coraz chętniej składają jaja bezpośrednio na krzewach czeremchy amerykańskiej.

Próbowano zweryfikować przyczyny zmiany gospodarza w kontekście hipotezy przestrzeni wolnej od wroga, skupiając się na parazytoidach atakujących larwy namiotników. W tym eksperymencie zidentyfikowano dziewięć gatunków parazytoidów (Łukowski i in. 2019). Zaobserwowano, że całkowita śmiertelność namiotników nie różniła się istotnie (średnio na obu żywicielach ok. 37,5%) pomiędzy wariantami hodowli larw w terenie (zwyczajna vs amerykańska). Zmiana rośliny żywicielskiej spowodowała różnice w kompozycji kompleksu parazytoidów (na czeremsze zwyczajnej było istotnie więcej zabitych osobników przez parazytoidy specyficzne). Badanie to zatem nie wskazuje, że włączenie nowego żywiciela można opisać hipotezą przestrzeni wolnej od wroga, dlatego inne scenariusze mogą być bardziej prawdopodobne, w tym zwłaszcza korzyść dla namiotnika z rozszerzenia bazy pokarmowej.

Porównano również faunę stawonogów na sześciu gatunkach roślin podszytowych powszechnie występujących w Europie, w tym na czeremchach. Zidentyfikowano różne grupy owadów roślinożernych, których łącznie stwierdzono 18 na czeremsze amerykańskiej i 23 na zwyczajnej, a także kilka owadów drapieżnych i pajączaków. Ponadto procentowy ubytek powierzchni liści obydwu gatunków był podobny. Powyższe wyniki wskazują na to, że „otwarta nisza” jaką stworzyła inwazja czeremchy amerykańskiej została skutecznie zagospodarowana (Karolewski i in. 2020).

Szansa dla leśników?

Czy istnieje zatem szansa dla leśników, że ten niepozorny motyl może skutecznie pomóc w walce z czeremchą amerykańską w naszych lasach? Mimo iż obie czeremchy są bardzo blisko spokrewnionymi gatunkami, ich liście mają podobny skład chemiczny, a namiotnik jest owadem występującym gradacyjnie, to w chwili obecnej nie jest on w stanie zagrozić czeremsze amerykańskiej. Na tym etapie nie można rozważać tego gatunku w kategorii potencjalnego gatunku do walki biologicznej z czeremchą amerykańską.

Najważniejszymi czynnikami ograniczającymi możliwość uznania larw namiotnika za skuteczny organizm w biokontroli czeremchy amerykańskiej są różnice w fenologii i budowie anatomicznej liści obydwóch gatunków (Karolewski i in. 2017, 2014). Gąsienice pierwszego stadium larwalnego (wiosną opuszczające złożę jajowe zdeponowane na pędzie czeremchy amerykańskiej) już od początku rozwoju

mają problem z wgryzieniem się w pąki. Dzieje się tak, ponieważ u czeremchy amerykańskiej są one znacząco mniejsze i twardsze niż u zwyczajnej. Jeśli nawet larwy sprostają temu zadaniu, to napotykają następną przeszkodę. Rozwój liści czeremchy amerykańskiej zaczyna się około dwóch tygodni później (7–20 dni) niż liści czeremchy zwyczajnej. Zatem, larwy wyklute na czeremsze zwyczajnej mają możliwość już na wczesnym etapie swojego rozwoju spożywania młodych, delikatnych liści. Brak w odpowiednim czasie liści na czeremsze amerykańskiej prowadzi do dużej śmiertelności larw populacji namiotnika bytującego na tym gatunku (Karolewski i in. 2017). Jeśli nawet części larw uda się przetrwać, to kolejną barierę w odpowiednim rozwoju mogą stanowić dla nich warunki pogodowe. Podczas wiosennych przymrozków bardziej ciepłolubna czeremcha amerykańska spowalnia swój wzrost w przeciwieństwie do zwyczajnej, która nadal się rozwija. Konsekwencją jest dodatkowe ograniczenie ilości pokarmu, co jest jednoznaczne ze zmniejszeniem szans na dalsze przeżycie gąsienic, które dysponując ograniczonymi zasobami, budują mizerne namioty ochronne. Otrzymane ostatnio wyniki wskazują jednak, że postępujące globalne ocieplenie może spowodować osłabienie opisanej powyżej bariery fenologicznej (Karolewski i in. 2017).

Następną istotną przeszkodą jest struktura liści czeremchy amerykańskiej. Czeremcha zwyczajna ma liście większe i bardziej miękkie (Uusitalo 2004). Ułatwia to gąsienicom zwinięcie liści i budowanie namiotów. Namiot taki chroni je nie tylko przed niskimi temperaturami, które hamują ich rozwój, lecz także pomaga im schronić się przed obfitymi i długotrwałymi deszczami oraz przed wrogami naturalnymi. Gąsienice żerujące na czeremsze amerykańskiej często napotykają problem w odpowiednim zwinięciu liścia. Zwłaszcza na początkowym etapie rozwoju larw, mniejsze, sztywniejsze liście praktycznie uniemożliwiają gąsienicom zabezpieczenie się przed niekorzystnymi warunkami abiotycznymi i biotycznymi (Karolewski i in. 2017).

Nawet jeśli owad poradzi sobie ze wszystkimi przytoczonymi trudnościami, to i tak nie jest w stanie ograniczyć liczebności czeremchy amerykańskiej. Jest ona wysoce odporna na różnego typu czynniki redukujące masę liściową, na przykład przez owady (Halarewicz i Jackowski 2011; Mąderek i in. 2015), sztuczną defoliację (Karolewski i in. 2010), uszkodzenia mechaniczne gałęzi czy nawet całkowite zlikwidowanie części nadziemnej (Closset-Kopp i in. 2007; Mulligan i Munro 1981). Ponadto obydwie czeremchy potrafią wytwarzać tzw. liście drugiego rzutu, jeszcze latem, bezpośrednio po zakończeniu żerowania owadów większości gatunków. Mając na względzie wszystko powyższe, można uogólnić, że nawet zwiększające się wykorzystywanie liści czeremchy amerykańskiej jako pokarmu przez namiotnika prawdopodobnie nie będzie miało istotnego znaczenia dla zmniejszenia liczebności i stopnia rozprzestrzeniania się osobników czeremchy amerykańskiej.

Podsumowanie

W ostatnich latach widoczne jest w naturze przystosowywanie się motyla namiotnika czeremszaczka do zasiedlania czeremchy amerykańskiej – nowej dla niego rośliny żywicielskiej. Namiotnik wykorzystał fakt pojawienia się nowej rośliny w jego otoczeniu. Możliwość dodatkowego wykorzystywania jako pokarmu liści czeremchy amerykańskiej może przyczynić się jedynie do większej ekspansji tego gatunku owada, co będzie bardziej niekorzystne dla czeremchy zwyczajnej. Badania pokazały, że żerowanie namiotników na czeremchach amerykańskiej nie jest tak wydajne jak na zwyczajnej. Najważniejszymi czynnikami ograniczającymi możliwość uznania larw namiotnika za skuteczny organizm w biokontroli czeremchy amerykańskiej są różnice w fenologii i budowie anatomicznej liści obydwóch gatunków. Z poznawczego punktu widzenia, każde badania próbujące identyfikować czynniki ograniczające tempo rozprzestrzeniania oraz określające ekologiczne i gospodarcze konsekwencje zdomowienia się w europejskich lasach czeremchy amerykańskiej mogą mieć istotne znaczenie praktyczne. Może się więc okazać, że omówione tutaj interakcje będą w przyszłości stanowić podstawowe informacje przy opracowywaniu rozwoju strategii ograniczania populacji tego neofitu.

Bibliografia

- Alonso C. 1997. Choosing a place to grow. Importance of within-plant abiotic microenvironment for *Yponomeuta mahalebella*. Entomol. Exp. Appl. 83: 171–180.
- Archetti M., Leather S. R. 2005. A test of the coevolution theory of autumn colours: Colour preference of *Rhopalosiphum padi* on *Prunus padus*. Oikos 110: 339–343.
- Boczek J. 1983. Wpływ chemicznych informatorów na zachowanie się owadów i roztoczy. Wiadomości Entomol. 4: 77–88.
- Boczek J., Pruszyński S. 2012. Rośliny jako pokarm i środowisko życia owadów i roztoczy. Zagadnienia Doradz. Rol. 51–65.
- Burghardt K. T., Tallamy D. W., Philips C., Shropshire K. J. 2010. Non-native plants reduce abundance, richness, and host specialization in lepidopteran communities. Ecosphere 1: 1–22.
- Chen K.-W., Chen Y. 2016. Slow-growth high-mortality: A meta-analysis for insects. Insect Sci. 1–15.
- Chupp A. D., Battaglia L. L. 2014. Potential for host shifting in *Papilio palamedes* following invasion of laurel wilt disease. Biol. Invasions 16: 2639–2651.
- Closset-Kopp D., Chabrierie O., Valentin B., Delachapelle 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? For. Ecol. Manage. 247: 120–130.

- Cunningham J. P., West S. A., Zalucki M. P. 2001. Host selection in phytophagous insects: a new explanation for learning in adults. *Oikos* 95: 537–543.
- Dlugosch K. M., Cang F. A., Barker B. S., Andonian K., Swope S. M., Rieseberg L. H. 2015. Evolution of invasiveness through increased resource use in a vacant niche. *Nat. Plants* 1, 15066.
- Ehrlich P. R., Raven P. H. 1964. Butterflies and plants: A study in coevolution. *Evolution* (N. Y.) 18: 586–608.
- Eyles A., Bonello P., Ganley R., Mohammed C. 2010. Induced resistance to pests and pathogens in trees. *New Phytol.* 185: 893–908.
- Fortuna T. M., Woelke J. B., Hordijk C. A., Jansen J. J., van Dam N. M. i inni. 2013. A tritrophic approach to the preference-performance hypothesis involving an exotic and a native plant. *Biol. Invasions* 15: 2387–2401.
- Godefroid S., Phartyal S. S., Weyembergh G., Koedam N. 2005. Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *For. Ecol. Manage.* 210: 91–105.
- Gripenberg S., Mayhew P. J., Parnell M., Roslin T. 2010. A meta-analysis of preference-performance relationships in phytophagous insects. *Ecol. Lett.* 13: 383–393.
- Häggström H., Larsson S. 1995. Slow larval growth on a suboptimal willow results in high predation mortality in the leaf beetle *Galerucella lineola*. *Oecologia* 104: 308–315.
- Halarewicz A. 2011. The reasons underlying the invasion of forest communities by black cherry, *Prunus serotina* and its subsequent consequences. *For. Res. Pap.* 72: 267–272.
- Halarewicz A., Gabryś B. 2012. Probing behavior of bird cherry-oat aphid *Rhopalosiphum padi* (L.) on native bird cherry *Prunus padus* L. and alien invasive black cherry *Prunus serotina* Erhr. in Europe and the role of cyanogenic glycosides. *Arthropod. Plant. Interact.* 6: 497–505.
- Halarewicz A., Jackowski J. 2011. Leaf damage of the black cherry, *Prunus serotina* Ehrh., by the leaf beetle, *Gonioctena quinquepunctata* Fabr.: an accidental foraging on a neophytic host, or an established trophic link? *Polish J. Ecol.* 59: 589–597.
- Harborne J. B. 1993. Introduction to ecological biochemistry. Elsevier Academic Press, London.
- Houston Durrant T., Caudullo G. 2016. *Prunus padus* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *Eur. Atlas For. Tree Species* e01491d+.
- Howe G. A., Jander G. 2008. Plant immunity to insect herbivores. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59: 41–66.
- Javoiš J., Tammaru T., Käär M. 2005. Oviposition in an eruptive moth species, *Yponomeuta evonymellus*, is insensitive to the population density experienced during the larval period. *Entomol. Exp. Appl.* 115: 379–386.
- Jeffries M. J., Lawton J. H. 1984. Enemy free space and the structure of ecological communities. *Biol. J. Linn. Soc.* 23: 269–286.
- Karolewski P., Giertych M. J., Żmuda M., Jagodziński A. M., Oleksyn J. 2013. Season and light affect constitutive defenses of understory shrub species against folivorous insects. *Acta Oecologica* 53: 19–32.

- Karolewski P., Jagodziński A. M., Giertych M. J., Łukowski A., Baraniak E., Oleksyn J. 2014. Invasive *Prunus serotina* – a new host for *Yponomeuta evonymellus* (Lepidoptera: Yponomeutidae)? *Eur. J. Entomol.* 111: 227–236.
- Karolewski P., Łukowski A., Adamczyk D., Żmuda M., Giertych M. J., Mąderek E. 2020. Species composition of arthropods on six understory plant species growing in high and low light conditions. *Dendrobiology* 84: 58–80.
- Karolewski P., Łukowski A., Walczak U., Baraniak E., Mucha J., Giertych M. J. 2017. Larval food affects oviposition preference, female fecundity and offspring survival in *Yponomeuta evonymellus*. *Ecol. Entomol.* 42: 657–667.
- Karolewski P., Zadworny M., Mucha J., Napierała-Filipiak A., Oleksyn J. 2010. Link between defoliation and light treatments on root vitality of five understory shrubs with different resistance to insect herbivory. *Tree Physiol.* 30: 969–978.
- Keane R. M., Crawley M. J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol. Evol.* 17: 164–170.
- Leather S. 1994. Insects on bird cherry 3: the chrysomelid beetle, *Phytodecta pallida* (L.) (Coleoptera: Chrysomelidae). *Entomol. Gaz.* 45: 73–76.
- Leather S. R. 1996. *Prunus padus* L. *J. Ecol.* 84: 125–132.
- Leather S. R. 1986. Insects on bird cherry I. The bird cherry ermine moth, *Yponomeuta evonymellus* (L.) (Lepidoptera: Yponomeutidae). *Entomol. Gaz.* 37: 209–213.
- Łukowski A., Giertych M. J., Walczak U., Baraniak E., Karolewski P. 2017. Light conditions affect the performance of *Yponomeuta evonymellus* on its native host *Prunus padus* and the alien *Prunus serotina*. *Bull. Entomol. Res.* 107: 208–216.
- Łukowski A., Janek W., Baraniak E., Walczak U., Karolewski P. 2019. Changing host plants causes structural differences in the parasitoid complex of the monophagous moth *Yponomeuta evonymella*, but does not improve survival rate. *Insects* 10, 197.
- Łukowski A., Mąderek E., Karolewski P. 2014. Light conditions effect on bird cherry ermine moth – the main pest of bird cherry. *Sylwan* 158: 595–603.
- Mąderek E., Łukowski A., Giertych M. J., Karolewski P. 2015. Influence of native and alien *Prunus* species and light conditions on performance of the leaf beetle *Gonioctena quinquepunctata*. *Entomol. Exp. Appl.* 155: 193–205.
- Malinowski H. 2008. Strategie obronne roślin drzewiastych przed szkodliwymi owadami. *For. Res. Pap.* 69: 165–173.
- Mayhew P. J. 1997. Adaptive patterns of host-plant selection by phytophagous insects. *Oikos* 79, 417.
- Menken S. B. J., Herrebout W. M., Wiebes J. T. 1992. Small ermine moths (Yponomeuta): their host relations and evolution. *Annu. Rev. Entomol.* 37: 41–66.
- Miłkowski M., Mokrzycki T. 2021. Koleopterofauna czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. *Wiado. Entomolo.* 40.1: 40–50. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4596391>
- Mulligan G., Munro D. 1981. Biology of Canadian weeds. 51. *Prunus virginiana* L. and *P. serotina* Ehrh. *Can. J. Plant Sci.* 61: 977–992.
- Nowakowska K., Halarewicz A. 2006. Coleoptera found on neophyte *Prunus serotina* (Ehrh.) within forest community and open habitat. *Electron. J. Polish Agric. Univ. Biology* 9.

- Otręba A. 2016. Czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. (73–88). W: Obidziński A., Kołaczowska E., Otręba A. (red.) *Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej*. Wydawnictwo BioDar, Izabelin–Kraków.
- Pairon M., Petitpierre B., Campbell M., Guisan A., Broennimann O., Baret P. V., Jacquemart A. L., Besnard G. 2010. Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of black cherry (*Prunus serotina*; Rosaceae). *Ann. Bot.* 105: 881–890.
- Schilthuizen M., Santos Pimenta L. P., Lammers Y., Steenbergen P. J., Flohil M. i inni. 2016. Incorporation of an invasive plant into a native insect herbivore food web. *PeerJ* 4: e1954.
- Suchan T., Alvarez N. 2015. Fifty years after Ehrlich and Raven, is there support for plant – insect coevolution as a major driver of species diversification? *Entomol. Exp. Appl.* 157: 98–112.
- Uusitalo M. 2004. European bird cherry (*Prunus padus* L.) – a biodiverse wild plant for horticulture, Agrifood Research Reports. MTT Agrifood Research Finland, Jokioinen, Finland.
- Wiatrowska B., Łukowski A., Karolewski P., Danielewicz W. 2018. Invasive *Spiraea tomentosa*: a new host for monophagous *Earias clorana*? *Arthropod. Plant. Interact.* 12: 423–434.
- Woodard A. M., Ervin G. N., Marsico T. D. 2012. Host plant defense signaling in response to a coevolved herbivore combats introduced herbivore attack. *Ecology Evol.* 2: 1056–1064.

KLON JESIONOLISTNY: ROLA W FITOCENOZACH I METODY ZWALCZANIA

EWA KOŁACZKOWSKA^{1*}, PIOTR MĘDRZYCKI²

¹ Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego,
Polska Akademia Nauk, ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

² Wydział Inżynierii i Zarządzania, Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania,
ul. Olszewska 12, 00-792 Warszawa

*ekolaczk@twarda.pan.pl

Abstrakt: Klon jesionolistny *Acer negundo* L. jest w Polsce gatunkiem obcym, trwale zadowionym. Wśród lasów na jego silną ekspansję narażone są przede wszystkim łągi wierzbowe. W innych typach łągów, w grądach czy borach mieszanych występuje przede wszystkim w miejscach o zwiększonym dostępie światła: na styku lasu i terenu otwartego, wzdłuż szlaków komunikacyjnych, pod liniami energetycznymi, w lukach po większych drzewach. Konkuruje z gatunkami rodzimymi poprzez szybki wzrost i rozwój oraz zdolność rozmnażania wegetatywnego. Podstawowym warunkiem zwalczania klonu jesionolistnego jest ograniczenie dopływu nasion przez usunięcie osobników owocujących. Jednakże, gatunek ten osiąga największe zagęszczenie na brzegach rzek, wzdłuż których następuje daleki transport nasion, co wpływa na małą efektywność zabiegów zwalczania. Z uwagi na wytwarzanie odrośli z pnia, najskuteczniejsze wydaje się wrywanie z korzeniami lub łączenie ścinania pni i aplikacji herbicydów na powstałe rany. Alternatywą może być stworzenie warunków niesprzyjających odnowieniu klonu jesionolistnego przez nasadzenia np. grabu zwyczajnego i lipy drobnolistnej na siedlisku świeżym lub olsy czarnej czy jesionu wyniosłego na siedlisku wilgotnym.

Słowa kluczowe: *Acer negundo*, gatunek inwazyjny, lasy, eliminacja, konkurencja

Wprowadzenie

Klon jesionolistny *Acer negundo* L. jest w Polsce gatunkiem obcym, trwale zadowionym występującym poza siedliskami antropogenicznymi, także na siedliskach naturalnych i półnaturalnych, mogącym wywołać znaczące zmiany w strukturze fitocenoz. Według Tokarskiej-Guzik i in. (2012) zaliczony został do IV – najwyższej kategorii inwazyjności, obejmującej rośliny, które na obszarze Polski zwiększają liczbę stanowisk lub zajmowany obszar. Klon jesionolistny został sprowadzony z Ameryki Północnej do Europy jako drzewo ozdobne. Prawdopodobnie po raz pierwszy trafił w 1688 r. do ogrodu Fulham w Anglii (Wein 1931 za Tokarską-Guzik 2005). Do Polski został introdukowany na przełomie XVIII i XIX w. (Kornaś 1968). Wiadomo, że w 1808 r. znajdował się w krakowskim ogrodzie botanicznym (Hereźniak 1992). Faza intensywnej kolonizacji Europy przez ten gatunek rozpoczęła się około 100–120 lat temu, przy czym w Polsce – około 70–

–80 lat temu (Tokarska-Guzik 2005). Obecnie klon jesionolistny jest rozpowszechniony na terenie całego kraju.

Celem pracy jest przedstawienie (i) właściwości biologicznych i ekologicznych klonu jesionolistnego, szczególnie tych pozwalających mu na sukces kolonizacyjny w lasach, (ii) roli pełnionej w biocenozach leśnych, (iii) celowości oraz metod zwalczania tego gatunku.

Biologia i ekologia gatunku

Klon jesionolistny to szybko rosnące, krótkowieczne (przeciętnie dożywające wieku 50–60 lat), dwupienne drzewo liściaste. W początkowym okresie życia może osiągnąć przyrost wysokości w ciągu roku nawet do 150 cm (Browicz 1956), roczny zaś przyrost pierśnicy w pierwszych 15–20 latach sięga 2,5 cm (Green 1934 za Overton 1990). Jego drewno nie przedstawia większej wartości użytkowej, dlatego nie jest chętnie wykorzystywane. System korzeniowy klonu jesionolistnego jest przeważnie płytko położony i stanowi gęstą sieć. Jedynie na głębokich glebach formuje się w krótki, silnie rozgałęziony korzeń typu palowego (Green 1934 za Overton 1990). Charakterystyczna jest zdolność tego gatunku do zakorzeniania się w niemal każdej pozycji, co ułatwia mu szybkie zasiedlanie wszelkich dostępnych nisz (Faliński 2000). Na uszkodzenia mechaniczne pnia, powstałe wskutek oddziaływania nań czynników czy to naturalnych, czy też antropogenicznych (także działań mających na celu usunięcie całego drzewa), reaguje bujnym rozwojem wtórnych pędów wyrastających z pnia i korzeni (Starfinger, Kowarik 2003). W sprzyjających warunkach środowiska (m.in. przy wysokiej zawartości składników pokarmowych w glebie) pierwsze kwitnienie może nastąpić już po 5 latach od wykiełkowania (Sachse 1991; Starfinger, Kowarik 2003). Jednak regularna, coroczna produkcja owoców rozpoczyna się zwykle między 8. a 11. rokiem życia (Schopmeyer 1974). Kwitnienie, tak w obrębie pierwotnego, jak i wtórnego zasięgu występowania, ma miejsce przed rozwojem liści, tj. w marcu–maju, w zależności od regionu (Harlow 1979; Seneta 1991). Kwiaty osobników męskich rozwijają się około tygodnia wcześniej niż żeńskich (Sachse 1991). Kwiaty są wiatropylne, zebrane w wielokwiatowe, zwisające pęczki. Pojedynczy osobnik żeński jest w stanie wyprodukować 100 000–500 000 owoców, a być może nawet więcej (Mędrzycki 2011). Dojrzewają one w okresie od sierpnia do października (Green 1934 za Overton 1990), potem zaczynają stopniowo opadać, ale większość z nich pozostaje na drzewie do następnej wiosny. Owoce – bladożółte skrzydłaki, o skrzydełkach skierowanych pod kątem ostrym, zakrzywionych do środka – są przystosowane do wiatrosiewności i mogą się rozprzestrzeniać z wiatrem na odległość do kilkudziesię-

sięciu metrów (Sachse 1991), jak również mogą być transportowane z nurtem rzek (Mędrzycki 2011). Według de Jonga (1976) wiatropylność i dwupienność klonu jesionolistnego należą do najbardziej zaawansowanych ewolucyjnie cech w rodzaju *Acer*. Gatunek ten jest modelowym przykładem – powstawały na nim ważne prace, np.: Ramp, Stephenson (1988); Dawson, Ehleringer (1993); Jing, Coley (1990) – dotyczące ewolucji płci w modelu specjalizacji siedliskowej. Dzięki temu gatunek jako całość może zasiedlać szersze spektrum siedlisk i ma większy areał potencjalnych siedlisk, a osobniki obu płci mniej ze sobą konkurują. Dla przykładu, na południu USA osobniki żeńskie przeważają w bliskim sąsiedztwie cieków wodnych, natomiast osobniki męskie występują na wyżej położonych zboczach (Ramp, Stephenson 1988). Znane są także różnice w odporności na zgryzanie liści przez roślinożerców: liście osobników żeńskich są grubsze i zawierają większą ilość związków fenolowych, co obniża ich atrakcyjność jako pokarmu dla zwierząt (Jing, Coley 1990). Klon jesionolistny zasadniczo preferuje gleby wilgotne i żyzne, jednak wykazuje przy tym szeroką tolerancję. Jest bardzo odporny na mróz i suszę (Overton 1990; Seneta 1991), a także na zalew powierzchniowy, aczkolwiek nie na zalew długoterminowy (Friedman, Auble 1999). Gatunek ten preferuje siedliska nieleśne w związku ze znaczną światłożądnością, jednak jest w stanie przetrwać dość długo w warunkach leśnych, przy znacznym zacienieniu. Największe tempo inwazji notuje się na niezadrzewionych terenach ruderalnych (Chmura i in. 2018), tam gdzie oprócz większego dostępu do światła jest zwiększony dostęp do wody i składników pokarmowych. Berg i in. (2017) na podstawie analizy 19 413 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w lasach na terenie Austrii wykazały, iż klon jesionolistny ma wymagania ekologiczne zbliżone do rodzimych gatunków lęgowych – topól: białej *Populus alba* L. i czarnej *P. nigra* L., wierzb: białej *Salix alba* L. i kruchej *S. fragilis* L. oraz wiązu szypułkowego *Ulmus laevis* Pall. Preferuje zatem znaczną wilgotność siedliska, tj. na poziomie około 6–6,5 w skali ekologicznych liczb wskaźnikowych wg Ellenberga (Ellenberg i in. 1991), warunki świetlne na poziomie około 6, żyzność siedliska około 7 (Berg i in. 2017).

Rola pełniona w biocenozach leśnych

Klon jesionolistny jako gatunek wczesnosukcesyjny jest określany jako przejściowy dominant na siedliskach ruderalnych czy obrzeżach borów na siedliskach lasowych. Trwale dominuje w dolinach wielkich i mniejszych rzek, szczególnie w lęgach wierzbowych *Salicetum albo-fragilis*, rzadziej jesionowo-wiązowych *Ficario-Ulmetum*. Przejściową domieszkę stanowi na obrzeżach i w lukach w lasach na siedliskach lasowych oraz na obrzeżach borów na siedliskach lasowych. Nie wiadomo, czy ma

szansę stać się trwałą domieszką w którymś z wymienionych zbiorowisk, być może w łągach pod okapem starszego drzewostanu.

Obecność klonu silnie wpływa na strukturę drzewostanu łągowego i różnicowanie w jego obrębie, odnotowano też wpływ na roślinność zielną (Sikorska i in. 2019). Berg i in. (2016) wykazali na przykładzie doliny Dunaju, że obecność klonu w łągach doprowadziła do większego zacienienia runa w ciągu ostatnich dziesięcioleci. Lasy łągowe (wierzbowe i topolowe) z klonem w dolinie Wisły na wysokości Warszawy miały mniej zwartą warstwę drzew i bardziej rozwiniętą warstwę krzewów (2–5 m wysokości), której był głównym składnikiem, oraz ubogą florystycznie warstwę zielną, co wskazuje na ubytek wartości ekologicznej w związku z obecnością tego gatunku (Sikorska i in. 2019). Podobne wyniki otrzymał Künstler (2001), który ponadto opisał różnice w ilościowości poszczególnych gatunków runa pomiędzy powierzchniami testowymi z klonem i bez niego. Na tarasie zalewowym wyższym z klonem w łągach odnotował m.in. mniej gatunków typowych dla łągów: podagrycznika *Aegopodium podagraria* L. (-19,7%), bluszczyka kurdybanka *Glechoma hederacea* L. (-44,3%), jasnoty plamistej *Lamium maculatum* L. (-26,8%), kuklika pospolitego *Geum urbanum* L. (-14,1%), czyścica leśnego *Stachys sylvatica* L. (-5,9%), a więcej m.in. gatunków nitrofilnych: pokrzywy zwyczajnej *Urtica dioica* L. (+23,8%), jeżyny popielicy *Rubus caesius* L. (+18,1), przytulii czepnej *Galium aparine* L. (+13,8%), pojawiały się też nowe gatunki, jak inwazyjne – niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* DC.; 18,7%) i nawłóć późna *Solidago gigantea* Aiton (8,8%), a także dzięgiel leśny *Angelica sylvestris* L. (6,3%).

Badania z doliny Dunaju we wschodniej Austrii wykazały, że udział gatunków obcych, m.in. klonu jesionolistnego, spadał wraz z rosnącym wiekiem drzewostanu i zmniejszaniem się intensywności użytkowania lasu (Höfle i in. 2014). Podobnie Sikorska i in. (2019) stwierdzili, że klon jesionolistny jest silnym dominantem zarówno pod względem liczebności pni, jak i zajmowanej powierzchni w drzewostanach w wieku do 20 lat. W płatach regenerującego się lasu łągowego w wieku 20–40 lat, wg powyższych autorów klon stosuje strategię przetrwania, gdyż jego pędy rosną i rozwijają się pod okapem innych drzew, ale nie zwiększa się jego liczebność. W starszych drzewostanach liczebność klonu stabilizuje się na niskim poziomie.

Stwierdzono ponadto możliwe oddziaływanie allelopatyczne (tj. wpływu substancji chemicznych wydzielanych przez rośliny na wzrost i rozwój innych roślin) klonu jesionolistnego. Ekstrakt z liści w warunkach eksperymentalnych znacząco ogranicza wzrost modelowej rośliny gorczycy białej *Sinapis alba* L., najistotniej hamując wzrost jej korzeni (Csiszár 2009).

Są także pozytywne aspekty występowania klonu jesionolistnego w obrębie wtórnego zasięgu. Przykładem może być uzupełnienie bazy pokarmowej dla fitofagów generalistów, chociaż gatunki rodzime mają większy udział fitofagów wyspecjali-

zowanych (Krebs 2012). Drzewa klonu jesionolistnego w lasach łęgowych nie są tak preferowane przez gatunki dzięciołów, jak wierzby białe i topole czarne (Ónodi, Winkler 2016), ale jako jedyny z badanych gatunków obcych występujących w łąkach był w ogóle zasiedlany przez te ptaki, a jego atrakcyjność zapewne będzie wzrastać ze wzrostem rozmiarów i postępującym rozkładem drewna.

W kategoriach usług ekosystemowych można mu przypisać pewne znaczenie zarówno w kategorii zaopatrzeniowej, regulacyjnej, jak i kulturowej. Pyłek klonu jesionolistnego w okresie wczesnej wiosny jest pożytkiem pszczelem (Rosario 1988; Mędrzycki 2011). Klon jesionolistny może też być wykorzystany jako roślina energetyczna (Frączek i in. 2009). Drewno jest używane lokalnie do produkcji tanich mebli i innych drewnianych produktów. Jeśli chodzi o funkcje regulacyjne, wg informacji Bruneta i Astina (1997, za Chmurą i in. 2018), zwarte, jednorodne drzewostany klonu jesionolistnego zatrzymują więcej osadów niesionych przez wody powodziowe niż formacje leśno-zaroślowe złożone z innych gatunków drzewiastych (odpowiednio $8,4 \pm 0,4 \text{ kg m}^{-2}$ wobec $5,8 \pm 0,7 \text{ kg m}^{-2}$). Wynika to z dużej podatności klonu jesionolistnego na wywroty, obłamywanie konarów oraz naturalną tendencję do pokładania się pni i wytwarzania przybyszowych pni wyrastających w szpalerze z pochylonego pnia. Zbiorowiska z udziałem klonu jesionolistnego w znaczącym stopniu przyczyniają się też do spłaszczania fal powodziowych. Drzewo może przyczynić się do poprawy jakości powietrza ze względu na jego wysoką maksymalną szybkość fotosyntezy, która może przekroczyć $25 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. W przypadku usług kulturowych klon jesionolistny może pełnić funkcje estetyczne, zwłaszcza jesienią, kiedy, liście zmieniają kolor na żółty. Osobniki rosnące pojedynczo odznaczają się malowniczym pokrojem (Chmura i in. 2018). Często uprawiane są kultywary ozdobne o pstrych lub żółtych liściach.

Jak można i trzeba ograniczać lub zwalczać klon jesionolistny, gdzie i kiedy?

Koniecznym warunkiem skutecznego zwalczania klonu jesionolistnego jest ograniczenie dopływu nasion przez usunięcie osobników owocujących (Mędrzycki 2011, 2016). Niestety, miejscem, gdzie gatunek ten osiąga największe zagęszczenie są brzegi rzek, wzdłuż których następuje daleki transport nasion, co wpływa na małą efektywność zabiegów zwalczania. Jednocześnie zabiegi zwalczania na terenach nadrzecznych są szczególnie pracochłonne i kosztowne, zwłaszcza że zabronione jest stosowanie tam metod chemicznych. Dla przykładu, akcja usuwania tego gatunku z lasów łęgowych nad Wisłą w Warszawie przez ścinanie pni, przeprowadzona w latach 2009–2011, objęła ponad 1300 osobników (Wisła Warszawa 2013). Jednak

stwierdzono, 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 równowagi. Należy jednak zauważyć, że sukcesja na terenach nadrzecznych nigdy nie kończy się stanem stabilnym.

Podstawową metodą usuwania inwazyjnych gatunków drzewiastych w ramach regularnej gospodarki leśnej jest **wycinanie**. Jednakże problemem mogą być wspomniane wyżej bardzo silne odrośla z pni, które ten gatunek wytwarza, zwłaszcza gdy rośnie na siedliskach wilgotnych (Prądyński 2012). Wariantem tej metody jest cięcie pni na wysokości 50 cm, co ułatwia w kolejnym sezonie lokalizację i usuwanie powstających odrostów (Nagy 2015). Większą skuteczność ze względu na brak odrostów zapewnia **wyrywanie z korzeniami**. Metoda ta ma 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 nieprzekraczającej u nasady 7 cm, mogły być wyrywane ręcznie (Bartosz 2013). W miejscach, gdzie wyrywanie jest niemożliwe lub przyrodniczo niekorzystne, alternatywą może być **ścięcie i frezowanie pni** za pomocą frezarki na wysięgniku, co również pozwala na uniknięcie powstawania odrostów (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 występujących na większych obszarach można zastosować **koszenie** kosiarką rotacyjną. Pozostałości roślin należy w sposób kontrolowany spalać w pobliżu miejsca pozyskania (Solarz i in. 2005), aby przypadkowo nie rozprzestrzeniać nasion. Najszybszym sposobem ograniczania owocowania jest **obraczkowanie** osobników żeńskich. Merceron i in. (2016) podają przykład skutecznego ograniczenia populacji klonu jesionolistnego na stanowiskach leśnych we Francji metodą obrączkowania, gdzie po dwóch latach od zastosowania zabiegu śmiertelność wyniosła od 32,6 do nawet 100%, w zależności od stanowiska. Był to wynik lepszy zarówno od ścinania na wysokości 20 cm, jak i na wysokości 1,3 m. Obrączkowanie przeprowadzono na wysokości 1,3 m siekierą lub maczetą, usuwając korę, floem i kambium wokół całego pnia na odcinku 30 cm wzdłuż pnia. Zalecane jest powtarzanie tego zabiegu przez kilka lat, gdyż część drzew jest w stanie się zregenerować, a także usuwanie siewek przez co najmniej dwa lata po wykonaniu obrączkowania. Pojawienie się luk w drzewostanie po uśmierconych drzewach stwarza przy tym korzystne warunki świetlne dla wzrostu młodych osobników klonu (Merceron i in. 2016).

W celu eliminacji klonu jesionolistnego używa się również metod chemicznych, jednak ich stosowanie niesie ze sobą większe ryzyko negatywnego wpływu na inne składniki ekosystemu (Chmura 2009) niż usuwanie mechaniczne. W przypadku dużych powierzchni zajmowanych przez osobniki juwenilne można zastosować nakładanie na liście selektywnych **herbicydów** przeciw roślinom dwuliściennym, jak triclopyr, kwas 2,4-dichlorofenoksyoctowy (2,4-D) z dodatkiem środków powierzchniowo czynnych (Kroehn Buenzow 2013) lub preparatów zawierających glifosat (Nagy 2015). Do smarowania pni zaleca się stosować 20–25% roztwór wodny glifosatu lub 12,5% zmieszany z olejem napędowym (Credit Valley Conservation 2011). Należy jednak stosować cały szereg zabezpieczeń podczas używania tego preparatu, zwłaszcza, że „Zabrania się używać takich środków w bezpośrednim sąsiedztwie ujęć wody, na terenie uzdrowisk oraz w otulinie obszarów chronionych. Nawet jeśli nie mamy do czynienia z powyższymi sytuacjami, to warto pamiętać, że takie środki mają działanie toksyczne dla organizmów wodnych, np. płazów.” (Chmura 2009, s. 121).

Dla osiągnięcia trwalszego efektu zwalczania wskazane jest łączenie ww. metod ze sobą, jak np. ścinania pni i aplikacji herbicydów na powstałe rany, ponadto z obsadzeniem powstałych luk gatunkami cienioznośnymi, jak grab zwyczajny *Carpinus betulus* L. i lipa drobnolistna *Tilia cordata* Mill. na siedliskach świeżych oraz olsza czarna *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn czy jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* L. na siedliskach wilgotnych. Zacienianie dna lasu przez zwartą warstwę koron drzew powinno skutkować ograniczeniem wzrostu, produkcji nasion i stopniową eliminacją gatunku z drzewostanu. Dla przykładu, praca Saccone i in. (2013) pokazuje, że w obecności okapu drzew i bujnej warstwy zielnej wskaźniki przeżycia klonu jesionolistnego nie różniły się istotnie od przeżywalności wierzb i były znacznie niższe niż w przypadku jesionu i olszy. Stanowi to o oporności biotycznej takich układów ekologicznych.

Podsumowanie

Próby eliminacji klonu jesionolistnego nad brzegami rzek w sytuacji dominacji tego gatunku i stałego dopływu propagul nie przyniosą pożądanego efektu, a wykonywane niekonsekwentnie mogą przynieść nawet skutek odwrotny. Celowe natomiast wydaje się eliminowanie jedynie lokalnych, w miarę izolowanych skupisk tego gatunku, szczególnie na terenach cennych przyrodniczo. Na siedliskach grądowych, jeżeli będzie się dążyć do zgodności roślinności rzeczywistej z potencjalną, gatunek ten powinien w sposób naturalny wypaść z drzewostanu wskutek zacienienia przez grab i lipę. Należy zachować szczególną ostrożność przy stosowaniu środków chemicznych i nie pozostawiać niezagospodarowanych resztek drzew oraz luk po ich

usunięciu. Młode osobniki klonu jesionolistnego charakteryzują się wysoką tolerancją ekologiczną i szybkim tempem wzrostu w lukach. Te czynniki sprawiają, że ograniczenie rozprzestrzeniania się klonu jesionolistnego jest trudnym wyzwaniem w zarządzaniu terenami przez niego zasiedlonymi. Choć gatunek ten jest obecny niemal w całym kraju, to w lasach nie stanowi problemu na znacznej powierzchni. W niektórych sytuacjach, np. podczas wezbrań rzek, jego obecność może przyczyniać się do stabilizacji brzegów, zatrzymywania osadów niesionych z nurtem rzeki i spłaszczania fali powodziowej.

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>. Ostatni dostęp: 17.01.2014.
- Berg C., Drescher A., Essl F. 2017. Using relevé-based metrics to explain invasion patterns of alien trees in temperate forests. *Tuexenia* 37: 127–142.
- Berg C., Drescher A., Wagner V., Essl F. 2016. Temporal trends in the invasions of Austrian woodlands by alien trees. *Preslia* 88: 185–200.
- Browicz K. 1956. Klony północno-amerykańskie. *Rocznik Dendrologiczny* 11: 263–285.
- Brunet R-C., Astin K. B. 1997. Spatio-temporal variations in sediment nutrient levels: the River Adour. *Landscape Ecology* 12: 171–184.
- Chmura D. 2009. Inwazyjne gatunki drzew mokradł Polski – klon jesionolistny *Acer negundo* i jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica*. (119–123). W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. ss. 167. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Chmura D., Chmiel J., Danielewicz W. 2018. Harmonia+PL – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce – ANKIETA. http://projekty.gdos.gov.pl/files/artykuly/127036/Acer-negundo_klon-jesionolistny_PL_icon.pdf. Ostatni dostęp: 10.06.2021.
- Credit Valley Conservation. 2011. Methods to Control Invasive Species. Mississauga, Ontario, Canada. <http://www.creditvalleyca.ca/wp-content/uploads/2011/02/MethodstoControlInvasives.pdf>. Ostatni dostęp: 17.01.2014.
- Csiszár Á. 2009. Allelopathic effects of invasive woody plant species in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 9–17.
- Dawson T. E., Ehleringer J. R. 1993. Gender-specific physiology, carbon isotope discrimination, and habitat distribution in boxelder, *Acer negundo*. *Ecology* 74.3: 798–815.
- de Jong P. C. 1976. Flowering and sex expression in *Acer* L. A biosystematic study. ss. 201. Mededelingen Landbouwhogeshool, Wageningen 76.2.

- Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Auflage. ss. 258. Scripta Geobotanica 18.
- Faliński J. B. 2000. Rzeczne wędrówki roślin. Rzeki: Kultura – Cywilizacja – Historia 9: 143–186.
- Frączek J., Mudryk K., Wróbel M. 2009. Klon jesionolistny *Acer negundo* L. – nowy potencjalny gatunek energetyczny. *Acta Agrophysica* 14.2: 313–322.
- Friedman J. M., Auble G. T. 1999. Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation. *Regulated Rivers: Res. Manag.* 15: 463–476.
- Green G. H. 1934. Trees of North America 11. The broadleaves. ss. 344. Edwards Bros., Ann Harbor, MI.
- Harlow W. M., Harrar E. C., White F. M. 1979. Textbook of dendrology. ss. 510. 6th ed. McGraw-Hill, New York.
- Hereźniak J. 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na ziemiach polskich. (97–150). W: Ławrynowicz M., Warcholińska A. U. (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Szlakami Nauki 19.
- Höfle R., Dullinger S., Essl F. 2014. Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests. *Basic Appl. Ecol.* 15: 426–434.
- Jing S. W., Coley P. D. 1990. Dioecy and herbivory: the effect of growth rate on plant defense in *Acer negundo*. *Oikos* 58: 369–377.
- Kornaś J. 1968. Prowizoryczna lista nowszych przybyszów synantropijnych (kenofitów) zadomowionych w Polsce. *Materiały Zakładu Fitosocjologii Stosowanej UW Warszawa–Białowieża* 25: 43–53.
- Krebs H. 2012. Comparison of herbivore communities on the native Field Maple *Acer campestre* (L.) and the neophyte Box Elder *Acer negundo* (L.) *Praca magisterska, (mps)*. Uniwersytet Wiedeński, Wiedeń.
- 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>. Ostatni dostęp: 17.01.2014.
- Künstler P. 2001. Wpływ klonu jesionolistnego (*Acer negundo* L.) na strukturę lęgów w dolinie środkowej Wisły. *Rozprawa doktorska, (mps)*. Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski, Warszawa.
- Mędrzycki P. 2016. Klon jesionolistny *Acer negundo* L. (98–105). W: Obidziński A., Kołaczowska E., Otręba A. (red.). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 128. *Kampinoski Park Narodowy, Izabelin*.
- Mędrzycki P. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org. Ostatni dostęp: 10.06.2021.
- Merceron N. R., Lamarque L. J., Delzon S., Porté A. J. 2016. Killing it Softly: Girdling as an Efficient Eco-friendly Method to Locally Remove Invasive *Acer negundo*. *Ecological Restoration* 34.4: 297–305.
- Nagy I. 2015. Box elder control using chemical and mechanical methods in old hardwood gallery woodlands of the Ócsa Protected Landscape Area. (105–108). W: Csiszár Á.,

- Korda M. (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. ss. 241. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest.
- Ónodi G., Winkler D. 2016. Nest site characteristics of the Great-spotted Woodpecker in a bottomland riparian forest in the presence of invasive tree species. *Ornis Hungarica* 24.1: 81–95.
- Overton R. P. 1990. *Acer negundo* L. (41–45). W: Burns R. M., Honkala B. H. (red. techn.). Silvics of North America. Agriculture Handbook 654.2. Hardwoods. ss. 877. USDA Forest Service, Washington, DC.
- Prączyński P. 2012. Rola zarządców nieruchomości w zakresie kontrolowania rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych. <http://bip.gdos.gov.pl/doc/ftp/2012/2a.pdf>. Ostatni dostęp: 17.01.2014.
- Ramp P. F., Stephenson S. N. 1988. Gender Dimorphism in Growth and Mass Partitioning by Box-elder (*Acer negundo* L.). *American Midland Naturalist* 119: 420–430.
- Rosario L. C. 1988. *Acer negundo*. Fire Effects Information System. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/aceneg/all.html>. Ostatni dostęp: 10.06.2021.
- Saccone P., Girel J., Pages J. P., Brun J. J., Michalet R. 2013. Ecological resistance to *Acer negundo* invasion in a European riparian forest: Relative importance of environmental and biotic drivers. *Appl. Veg. Sci.* 16: 184–192.
- Sachse U. 1991. Die Populationsbiologie von *Acer negundo* L., einem aggressiven Neophyten in Eurasien. ss. 111. Deutsche Forschungsgemeinschaft, SA 445/1–1, Berlin.
- Schopmeyer C. S. 1974. Seeds of woody plants in the United States. ss. 883. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 450, Washington D. C.
- Seneta W. 1991. Drzewa i krzewy liściaste. Tom 1 A-B. ss. 331. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Sikorska D., Sikorski P., Archiciński P., Chormański J., Hopkins R. J. 2019. You can't see the woods for the trees: invasive *Acer negundo* L. in urban riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. *Sustainability* 11: 5838.
- Solarz W., Tokarska-Guzik B., Zajac K., Chmura D., Cierlik G., Król W. 2005. Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze (mps). Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków.
- Starfinger U., Kowarik I. 2003. *Acer negundo* L. (Aceraceae), Eschen-Ahorn. W: Neobiota. Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland. <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/acer-negundo.html>. Ostatni dostęp: 10.06.2021.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. ss. 192. Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. ss. 197. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Wisła Warszawa. 2013. Wycinki i wandalizm na praskich łęgach. <http://wislawarszawa.pl/pl/aktualnosci/wycinki-i-wandalizm-na-praskich-%C5%82%C4%99gach>. Ostatni dostęp: 25.06.2015.

WPŁYW DĘBU CZERWONEGO NA ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW FENOLOWYCH I WŁAŚCIWOŚCI MIKROBIOLOGICZNE GLEBY

MAŁGORZATA STANEK*, ANNA M. STEFANOWICZ

Instytut Botaniki im. W. Szafera Polskiej Akademii Nauk w Krakowie,

ul. Lubicz 46, 31-512 Kraków

*m.stanek@botany.pl

Abstrakt: Celem badań była ocena wpływu inwazyjnego dębu czerwonego *Quercus rubra* L. na właściwości mikrobiologiczne gleby w porównaniu z wpływem wielogatunkowej roślinności rodzimej. Badania wykazały negatywny wpływ dębu czerwonego na większość parametrów mikrobiologicznych gleby, między innymi tempo respiracji gleby, aktywność fosfataz, biomasę mikroorganizmów, biomasę bakterii (G+ i G-) i grzybów mikoryzy arbuskularnej. Liście dębu czerwonego, w porównaniu z liśćmi drzew rodzimych (dębu szypułkowego, buka zwyczajnego, grabu pospolitego i klonu jawora), charakteryzowały się wysoką zawartością związków fenolowych o właściwościach toksycznych, np. kwasu elagowego oraz florydżyny, co mogło przyczyniać się do zmiany właściwości mikrobiologicznych oraz aktywności enzymatycznej gleby. Ponadto związki fenolowe o właściwościach toksycznych, np. (–)-epikatechina i florydżyna, których stężenie było wyższe w glebie pod dębem czerwonym, oraz stymulujących, np. kwercetyna, której stężenie było niższe pod dębem czerwonym, mogły przyczynić się do zmian w zespołach mikroorganizmów glebowych. Dąb czerwony modyfikuje właściwości gleby, co może prowadzić do zmiany struktury i funkcji ekosystemów leśnych.

Słowa kluczowe: rośliny inwazyjne, dąb czerwony, fenole, mikroorganizmy glebowe, PLFA

Wstęp

Inwazje biologiczne są istotnym elementem globalnych zmian związanych z działalnością człowieka i mogą prowadzić do zmniejszenia różnorodności gatunkowej rodzimej flory i fauny, utraty siedlisk oraz strat ekonomicznych (Corbin i D'Antonio 2012). Przebieg procesu inwazji zależy od biologii gatunku inwazyjnego oraz licznych, współdziałających ze sobą czynników ekologicznych, na przykład: zmian klimatycznych, aktywności człowieka, konkurencji z gatunkami rodzimymi czy interakcji z organizmami glebowymi (González-Moreno i in. 2014; Szymura i Szymura 2015). Rośliny inwazyjne często różnią się od rodzimych gatunków roślin cechami funkcjonalnymi związanymi z wielkością, tempem wzrostu, fizjologią oraz chemiczną jakością tkanek (Van Kleunen i in. 2010; Stefanowicz i in. 2020), dlatego ich wkraczanie może prowadzić do zmian właściwości ekosystemów oraz procesów w nich zachodzących, na przykład produkcji pierwotnej i krążenia pierwiastków (Corbin i D'Antonio 2012). Zmiany powodowane przez rośliny inwazyjne

w ekosystemie są specyficzne dla gatunku i mogą wynikać, między innymi, z różnic w ilości pierwiastków i metabolitów wtórnych, na przykład związków fenolowych, dostarczanych do gleby przez rośliny inwazyjne i rodzime w postaci opadu ściółki i wydzielin korzeniowych (Weidenhamer i Callaway 2010; Mincheva i in. 2014; Stefanowicz i in., 2016, 2019). Zmiany zachodzące w glebie w wyniku inwazji mogą stabilizować lub przyspieszać proces inwazji i trwać nawet po mechanicznym usunięciu rośliny inwazyjnej, co może znacznie utrudniać lub uniemożliwiać powtórną kolonizację terenu przez gatunki rodzime (Weidenhamer i Callaway 2010; Corbin i D'Antonio 2012). Można przypuszczać, że w nadchodzących dziesięcioleciach tempo inwazji znacznie wzrośnie z powodu działalności człowieka oraz zmian klimatycznych (Dyderski i in. 2018).

Pochodzący z Ameryki Północnej dąb czerwony *Quercus rubra* L. (Fagaceae) został wprowadzony do lasów europejskich w XVII wieku, między innymi w celu wzbogacenia warstwy podszytu, jako ochrona przed wiatrem oraz ze względu na produkcję wysokiej jakości drewna (Chmura 2013; Woziwoda i in. 2014). Obecnie gatunek ten jest jednym z najbardziej rozpowszechnionych obcych/inwazyjnych gatunków drzew w Europie (Woziwoda i in. 2014), który rozprzestrzenia się i powoduje zmiany w ekosystemie, także na obszarach przyrodniczo cennych (Tokarska-Guzik i in. 2011; Chmura 2013; Dyderski i in. 2020). Dąb czerwony wpływa na ekosystem, między innymi przez ograniczenie dostępu światła do niższych partii lasu (Dyderski i Jagodziński 2019) oraz depozycję dużej ilości ściółki, która ulega powolnemu rozkładowi, stanowiąc barierę mechaniczną dla kiełkowania i wzrostu siewek rodzimych gatunków roślin (Dobryłowska 2001; Horodecki i Jagodziński 2017). W konsekwencji dąb czerwony przyczynia się do redukcji bogactwa gatunkowego rodzimej roślinności leśnej (Chmura 2013; Gentili i in. 2019).

Wiedza na temat wpływu dębu czerwonego na właściwości gleby jest fragmentaryczna, ponieważ prowadzono niewiele badań na obszarach leśnych, gdzie gatunek ten został introdukowany i występuje jako obcy/inwazyjny (Chmura, 2013; Bonifacio i in., 2015; Miltner i in. 2016; Gentili i in. 2019). Dotychczasowe badania interakcji dąb czerwony – gleba w lasach skupiano się głównie na właściwościach fizykochemicznych gleby (Chmura 2013; Major i in. 2013; Miltner i in. 2016), podczas gdy badania zespołów mikroorganizmów glebowych należały do rzadkości (Bonifacio i in. 2015; Gentili i in. 2019), a otrzymane wyniki były niejednoznaczne. Bonifacio i in. (2015) zauważyli, że tempo respiracji i mineralizacji węgla jest niższe w glebie pod dębem czerwonym w porównaniu z glebą pod roślinnością rodzimą, podczas gdy Gentili i in. (2019) nie stwierdzili różnic w tempie respiracji gleby i liczbie bakterii glebowych pod dębem czerwonym w porównaniu ze stanowiskami z dębem szypułkowym *Quercus robur* oraz grabem pospolitym *Carpinus betulus*.

Prowadzono nieliczne badania związków fenolowych produkowanych przez dąb czerwony oraz ich wpływu na środowisko glebowe (Dobryłovská 2001; Talbot i Finzi 2008; Zwetsloot i in. 2018). Skorupski i in. (2012) stwierdzili, że ściółka dębu czerwonego nie różni się istotnie pod względem zawartości całkowitych fenoli w porównaniu ze ściółką rodzimych gatunków drzew, między innymi dębu szypułkowego i grabu pospolitego. Dobryłovská (2001) wykazała niską zawartość całkowitych fenoli w ściółce dębu czerwonego w porównaniu ze ściółką rodzimych gatunków drzew, między innymi lipy drobnolistnej *Tilia cordata*. Związkiem najczęściej występującym zarówno w wydzielinach korzeniowych, jak i w ekstraktach z tkanek dębu czerwonego, jest katechina, która działa toksycznie, powodując spadek tempa respiracji gleby (Zwetsloot i in. 2018). Dodatkowo skondensowane taniny dostarczone przez dąb czerwony do gleby tworzą trudno rozkładające się kompleksy tanina-proteina, które redukują tempo respiracji gleby oraz dostępność składników odżywczych i wpływają na obieg węgla i azotu (Talbot i Finzi 2008; Bonifacio i in. 2015).

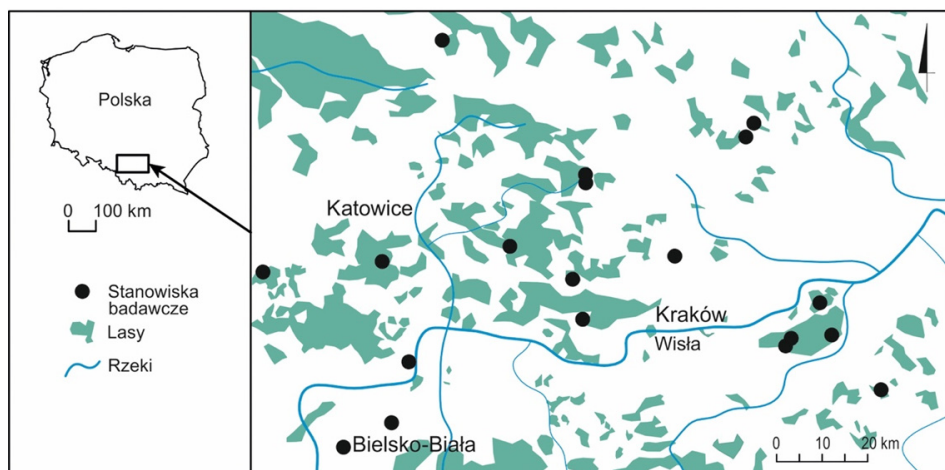
Celem pracy była ocena wpływu dębu czerwonego na właściwości mikrobiologiczne dwóch poziomów gleby w porównaniu z wpływem wielogatunkowego drzewostanu rodzimego roślinności rodzimej w lasach południowej Polski. Ponieważ zmiany wywołane przez dąb czerwony w glebie mogą zależeć od ilości i jakości związków fenolowych dostarczanych do gleby, oznaczono również zawartość 12 związków fenolowych o potencjalnych właściwościach antymikrobiologicznych (negatywnych), stymulujących (pozytywnych) oraz obu – antymikrobiologicznych i stymulujących (niejednoznacznych), zarówno w glebie, jak i w liściach dębu czerwonego i roślin rodzimych.

Metodyka

Teren badań

W 2017 roku wytypowano 19 stanowisk badawczych w lasach Małopolski oraz Śląska (ryc. 1). Każde stanowisko obejmowało 2 poletka (po 100 m²) – jedno z dominującym dębem czerwonym (o średnim pokryciu 85,3% ± SD = 13,7%) i drugie kontrolne – z wielogatunkowym drzewostanem rodzimym (o średnim pokryciu 74,2% ± SD = 24,5%). W obrębie każdego stanowiska poletka badawcze były zlokalizowane w takiej odległości od siebie, aby uniknąć różnic w wyjściowych parametrach gleby spowodowanych przez czynniki inne niż roślinność i jednocześnie, aby wykluczyć wpływ dębu czerwonego na poletko kontrolne (siewki, opadające liście).

Poletka z dębem czerwonym stanowiły monokulturę tego gatunku, zarówno w warstwie drzew, jak i krzewów, w warstwie zielnej natomiast dominowały siewki dębu czerwonego i jarzębu pospolitego *Sorbus aucuparia* oraz jeżyna fałdowa-



Ryc. 1. Lokalizacja 19. stanowisk badawczych w południowej Polsce, obejmujących poletka z dębem czerwonym i kontrolne z roślinnością rodzimą

na *Rubus plicatus*, kosmatka owłosiona *Luzula pilosa* i orlica pospolita *Pteridium aquilinum*. Na poletkach kontrolnych, w warstwie drzew, występowały dąb szypułkowy, buk zwyczajny *Fagus sylvatica*, grab pospolity oraz klon jawor *Acer pseudoplatanus*, w warstwie krzewów jarzab pospolity, klon jawor, buk zwyczajny, grab pospolity i bez czarna *Sambucus nigra*, a w warstwie roślin zielnych występowały siewki jarzębu pospolitego oraz jeżyna fałdowana, konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella* i orlica pospolita *Pteridium aquilinum*.

Jesienią 2017 roku pobrano próby z dwóch poziomów gleby: organicznego (O) oraz próchniczego (A) do głębokości ok. 15 cm (w sumie 76 prób) w celu zbadania wpływu dębu czerwonego na właściwości mikrobiologiczne gleby.

Dodatkowo na wybranych 5 stanowiskach z dębem czerwonym oraz 5 stanowiskach z wielogatunkowym drzewostanem rodzimym wystawiono łapacze opadających liści. Zebrane liście dębu czerwonego i liście drzew gatunków rodzimych scharakteryzowano pod kątem zawartości 12 związków fenolowych, co pozwoliło na ocenę potencjalnych różnic ich jakości oraz powiązanie ich właściwości ze zmianami zaobserwowanymi w glebie.

Analizy laboratoryjne

Próby gleby scharakteryzowano pod kątem zawartości związków fenolowych, parametrów mikrobiologicznych i aktywności enzymatycznej.

W poziomie organicznym i próchnicznym gleby zmierzono zawartość związków fenolowych ((-)-epikatechiny, florydzyiny, (+)-katechiny, kemferolu, kwasu chloro-

genowego, kwasu elagowego, kwasu ferulowego, kwasu syringowego, kwercetyny, mirycetyny, resweratrolu i rutyny) (Bardon i in., 2014; metoda chromatografii cieczowej – HPLC), tempo respiracji gleby (Beck i in., 1996 – modyfikacja; Rousk i Frey, 2015; metoda chromatografii gazowej – GC-FID), aktywność arylosulfatazy (Strobl i Traunmüller 1996; metoda kolorymetryczna), kwaśnej i alkalicznej fosfatazy (Margesin 1996; metoda kolorymetryczna), ureazy (Kandeler, 1996; metoda kolorymetryczna), biomasy bakterii i grzybów (Macnaughton i in. 1997; Palojarvi 2006; fosfolipidowe (PLFA) i obojętne (NLFA) kwasy tłuszczowe; metoda chromatografii gazowej – GC-MS) oraz struktury zespołów mikroorganizmów glebowych.

W świeżo opadłych liściach oznaczono zawartości 12 związków fenolowych (Bardon i in., 2014; metoda chromatografii cieczowej – HPLC).

Analizy statystyczne

Test t dla prób zależnych wykorzystano w celu porównania zawartości związków fenolowych w liściach pomiędzy typami poletek. W celu analizy wpływu dębu czerwonego, poziomu gleby oraz ich interakcji na właściwości gleby wykorzystano analizę wariancji – split-plot ANOVA. W celu porównaniu struktury zespołów mikroorganizmów glebowych między typami poletek zastosowano analizę podobieństw – two-way ANOSIM. Do analizy statystycznej wykorzystano program Statistica 13.3 (StatSoft Inc) oraz Past 4.03 (Hammer i in. 2001).

Wyniki

Na poletkach z dębem czerwonym w porównaniu z poletkami kontrolnymi, stwierdzono niższą zawartość kwasu chlorogenowego i kwercetyny oraz wyższą zawartość florydżyny, kemferolu, kwasu elagowego i resweratrolu w organicznym i próchnicznym poziomie gleby. Ponadto wykazano wyższą zawartość (–)–epikatechiny w poziomie organicznym i niższą zawartość tego związku w poziomie próchnicznym gleby (tab. 1). Zawartości związków fenolowych zależały od poziomu gleby ($p < 0,001$). Poziom organiczny gleby charakteryzował się wyższą zawartością związków fenolowych ($p < 0,001$).

Stwierdzono również istotny wpływ dębu czerwonego na większość parametrów mikrobiologicznych gleby (tab. 2), w tym: tempo respiracji gleby, aktywność kwaśnej i alkalicznej fosfatazy, biomasę mikroorganizmów, biomasę bakterii (G+ i G–) oraz grzybów mikoryzy arbuskularnej. Wartości badanych parametrów mikrobiologicznych były istotnie niższe na poletkach z dębem czerwonym, z wyjątkiem stosunku grzyby/bakterie, którego wartości były wyższe. Ponadto dąb czerwony

Tabela 1. Wpływ dębu czerwonego i poziomu gleby oraz ich interakcji na zawartość związków fenolowych w glebie (średnia $\pm$ odchylenie standardowe, N = 19);
O – poziom organiczny, A – poziom próchniczny

Zmienne	Poziom gleby	Dąb czerwony	Kontrola	Efekt dębu czerwonego	Efekt poziomu gleby	Efekt interakcji dąb czerwony $\times$ $\times$ poziom gleby
(-)-Epikatechina ($\mu\text{g g}^{-1}$ sm)	O	0,281 $\pm$ 0,158	0,140 $\pm$ 0,096		***	***
	A	0,040 $\pm$ 0,029	0,056 $\pm$ 0,041			
Florydżyna ($\mu\text{g g}^{-1}$ sm)	O	2,720 $\pm$ 1,102	1,347 $\pm$ 0,764	***	***	**
	A	0,126 $\pm$ 0,086	0,111 $\pm$ 0,066			
Kemferol ($\mu\text{g g}^{-1}$ sm)	O	6,254 $\pm$ 1,749	6,059 $\pm$ 2,109	*	***	
	A	0,674 $\pm$ 0,289	0,558 $\pm$ 0,360			
Kwas chlorogenowy ($\mu\text{g g}^{-1}$ sm)	O	5,15 $\pm$ 1,69	7,35 $\pm$ 2,94	*	***	*
	A	0,657 $\pm$ 0,356	0,722 $\pm$ 0,346			
Kwas elagowy ($\mu\text{g g}^{-1}$ sm)	O	40,85 $\pm$ 15,29	30,44 $\pm$ 16,96	*	***	
	A	3,42 $\pm$ 1,78	2,64 $\pm$ 1,16			
Kwercetyna ($\mu\text{g g}^{-1}$ sm)	O	2,589 $\pm$ 1,057	9,083 $\pm$ 6,912	***	***	
	A	0,177 $\pm$ 0,081	0,244 $\pm$ 0,109			
Resweratrol ($\mu\text{g g}^{-1}$ sm)	O	4,010 $\pm$ 2,887	3,121 $\pm$ 2,084	*	***	
	A	0,271 $\pm$ 0,261	0,068 $\pm$ 0,122			

W tabeli pokazano parametry, dla których stwierdzono istotny wpływ dębu czerwonego i/lub interakcji z poziomem gleby. Gwiazdką oznaczono istotne różnice pomiędzy dębem czerwonym i kontrolą: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001. sm – sucha masa

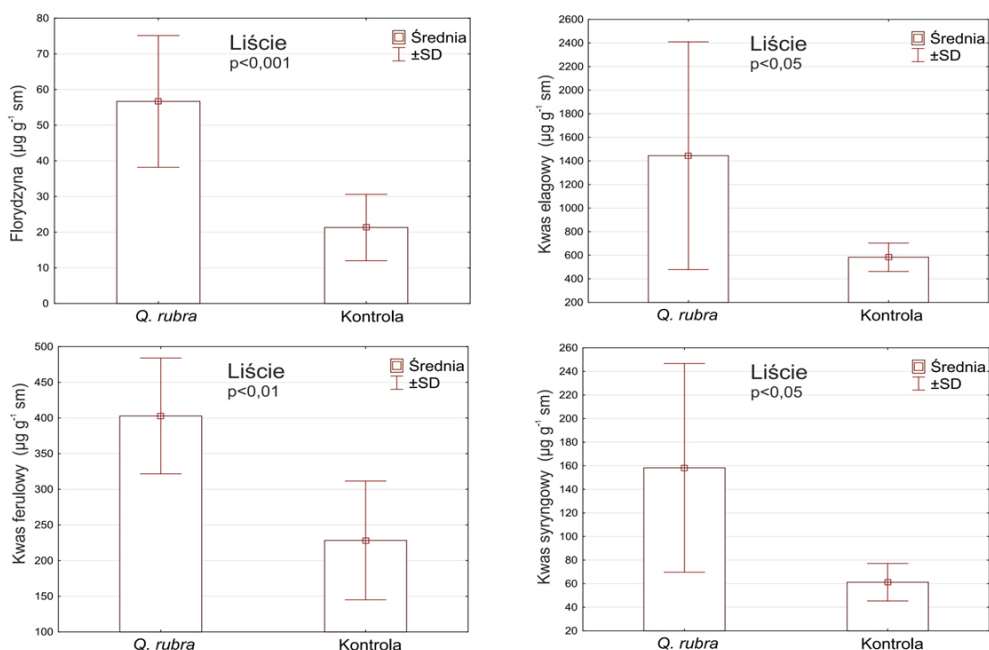
zmieniał strukturę zespołów mikroorganizmów w poziomie organicznym gleby w porównaniu z poletkami kontrolnymi ($R = 0,223$; $p < 0,001$). Nie stwierdzono natomiast wpływu dębu czerwonego na aktywność arylosulfatazy, ureazy oraz biomasę grzybów saprotroficznych. Parametry mikrobiologiczne zależały od poziomu gleby ($p < 0,001$) i były wyższe w poziomie organicznym.

Stwierdzono, że liście dębu czerwonego charakteryzowały się istotnie ($p < 0,05$) wyższą zawartością florydżyny, kwasu elagowego, ferulowego i syringowego w porównaniu z liśćmi drzew rodzimych (ryc. 2).

Tabela 2. Wpływ dębu czerwonego i poziomu gleby oraz ich interakcji na właściwości mikrobiologiczne i aktywność enzymatyczną gleby (średnia $\pm$ odchylenie standardowe, N = 19); O – poziom organiczny, A – poziom próchniczny.

Zmienne	Poziom gleby	Dąb czerwony	Kontrola	Efekt dębu czerwonego	Efekt poziomu gleby	Efekt interakcji dąb czerwony $\times$ poziom gleby
Tempo respiracji gleby ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ sm } 24 \text{ h}^{-1}$)	O	$3,25 \pm 0,97$	$4,02 \pm 1,04$	***	***	
	A	$0,90 \pm 0,35$	$1,55 \pm 0,31$			
Biomasa SIR ($\text{mg g}^{-1} \text{ sm}$)	O	$1,43 \pm 0,29$	$1,73 \pm 0,43$	**	***	
	A	$0,36 \pm 0,09$	$0,46 \pm 0,18$			
Kwaśna fosfataza ($\mu\text{g NP g}^{-1} \text{ sm h}^{-1}$)	O	4440 ± 1435	6299 ± 1483	**	***	*
	A	907 ± 240	1025 ± 240			
Zasadowa fosfataza ($\mu\text{g NP g}^{-1} \text{ sm h}^{-1}$)	O	3229 ± 746	3391 ± 761	**	***	*
	A	260 ± 110	425 ± 152			
Biomasa mikroorganizmów ($\text{nmol g}^{-1} \text{ sm}$)	O	2727 ± 386	3359 ± 403	***	***	
	A	288 ± 101	455 ± 144			
Biomasa bakterii ($\text{nmol g}^{-1} \text{ sm}$)	O	845 ± 150	1265 ± 273	***	***	
	A	138 ± 55	220 ± 78			
Biomasa bakterii G+ ($\text{nmol g}^{-1} \text{ sm}$)	O	223 ± 61	399 ± 144	***	***	
	A	63 ± 30	99 ± 40			
Biomasa bakterii G– ($\text{nmol g}^{-1} \text{ sm}$)	O	513 ± 105	716 ± 136	***	***	
	A	65 ± 23	107 ± 40			
Grzyby/bakterie	O	$0,56 \pm 0,23$	$0,38 \pm 0,20$	*	***	
	A	$0,16 \pm 0,04$	$0,14 \pm 0,06$			
AMF NLFA ($\text{nmol g}^{-1} \text{ sm}$)	O	$15,8 \pm 8,2$	$28,3 \pm 12,0$	***	***	
	A	$2,78 \pm 1,1$	$4,9 \pm 2,4$			

W tabeli pokazano parametry, dla których stwierdzono istotny wpływ dębu czerwonego i/lub interakcji z poziomem gleby. Gwiazdką oznaczono istotne różnice pomiędzy dębem czerwonym i kontrolą: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001. sm – sucha masa



Ryc. 2. Zawartość wybranych związków fenolowych w świeżo opadłych liściach dębu czerwonego (*Q. rubra*) i drzew rodzimych (średnia $\pm$ odchylenie standardowe, N = 5)

Dyskusja

W niniejszej pracy badano wpływ dębu czerwonego na aktywność mikrobiologiczną gleby, biomasę oraz strukturę zbiorowisk mikroorganizmów glebowych w odniesieniu do zawartości związków fenolowych w liściach drzew i w glebach lasów gospodarczych, ponieważ drzewa mogą wpływać na zbiorowiska mikroorganizmów glebowych przez dostarczanie specyficznych dla gatunku związków fenolowych (Zwetsloot i in. 2018).

Różnice obserwowane w mikrobiologicznych (dąb czerwony vs. wielogatunkowy drzewostan rodzimy) właściwościach gleby mogą być związane między innymi z chemiczną jakością i ilością świeżo opadłych liści drzew. Dąb czerwony produkuje dużą ilość niskiej jakości ściółki, która charakteryzuje się niską zawartością azotu, wysokim stosunkiem C/N oraz dostarcza dużą ilość związków fenolowych do gleby (Stanek i Stefanowicz 2019; Stanek i in. 2020), wpływając w ten sposób na zmiany jej właściwości mikrobiologicznych, między innymi spadek całkowitej biomasy mikroorganizmów, biomasy bakterii oraz tempa respiracji. Ponadto taniny dostarczane do gleby przez dąb czerwony mogą przyczyniać się do zmian

w niej zachodzących przez tworzenie kompleksów proteina-tanina odpornych na rozkład (Talbot i Finzi 2008; Bonifacio i in. 2015; Stanek i Stefanowicz 2019; Stanek i in. 2020).

Związki fenolowe indukują zmiany w funkcjonowaniu mikroorganizmów glebowych przez stymulację lub hamowanie ich aktywności. Wysoka zawartość związków fenolowych, między innymi florydżyny oraz kwasów elagowego, ferulowego i syryngowego, dostarczanych do gleby przez liście dębu czerwonego, może przyczyniać się do obniżenia parametrów mikrobiologicznych gleby oraz spowolnienia procesów w niej zachodzących. Niższa zawartość kwercetyny o właściwościach stymulujących, stwierdzona na poletkach z dębem czerwonym, może prowadzić do redukcji biomasy bakterii w wyniku hamowania procesu ich namnażania.

Zmiany parametrów mikrobiologicznych obserwowane w poziomie organicznym i próchnicznym gleby miały ten sam kierunek, przy czym poziom organiczny gleby charakteryzował się zasadniczo wyższymi wartościami badanych parametrów niż poziom próchniczny, co może świadczyć, że były one indukowane przez dąb czerwony.

Dąb czerwony może zmieniać właściwości gleby również pośrednio – przez wpływ na roślinność. Stanek i in. (2020) wykazali negatywny wpływ dębu czerwonego na bogactwo gatunkowe oraz pokrycie roślinności leśnej, co może prowadzić do zmniejszenia różnorodności związków stymulujących mikroorganizmy glebowe dostarczanych do gleby w formie ściółki i wydzielin korzeniowych innych gatunków roślin. W konsekwencji może to być jedną z przyczyn spadku biomasy i aktywności mikroorganizmów w glebie.

Wnioski

W ramach niniejszej pracy wykazano, że dąb czerwony modyfikuje właściwości mikrobiologiczne gleby, co może prowadzić do zmian w strukturze i funkcji ekosystemów leśnych. Biorąc pod uwagę, że dąb czerwony posiada cechy sprzyjające szybkiemu rozprzestrzenianiu się oraz modyfikuje właściwości gleby, istotne jest, aby wprowadzanie dębu czerwonego do lasów poza jego naturalnym zasięgiem zostało zaniechane. Istniejące stanowiska dębu czerwonego powinny być monitorowane, jak również należy podjąć stosowne działania, na przykład usuwanie owocujących drzew, w celu ograniczenia naturalnej regeneracji tego gatunku.

Badania sfinansowano w ramach grantu Narodowego Centrum Nauki (2016/23/N/NZ8/02778) oraz działalności statutowej Instytutu Botaniki im. W. Szafera Polskiej Akademii Nauk.

Bibliografia

- Bardon C., Piola F., Bellvert F., Haichar F. el Z., Comte G., Meiffren G., Pommier T., Puijalon S., Tsafack N., Poly F. 2014. Evidence for biological denitrification inhibition (BDI) by plant secondary metabolites. *New Phytol.* 204: 620–630.
- Beck T., Öhlinger R., Baumgarten A. 1996. Substrate-induced respiration. (64–68). W: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (red.). *Methods in Soil Biology*. Springer Verl., Berlin.
- Bonifacio E., Petrillo M., Petrella F., Tambone F., Celi L. 2015. Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant Soil* 395: 215–229.
- Chmura D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: a study of the Silesian Upland (Southern Poland). *Pol. J. Ecol.* 61: 431–442.
- Corbin J. D., D'Antonio C. M. 2012. Gone but not forgotten? Invasive plants' legacies on community and ecosystem properties. *Invasive Plant Sci. Manag.* 5: 117–124.
- Dobrylovská D. 2001. Litter decomposition of red oak, larch and lime tree and its effect on selected soil characteristics. *J. For. Sci.* 47: 477–485.
- Dyderski M. K., Paż S., Frelich L. E., Jagodziński A. M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Glob Change Biol.* 24: 1150–1163.
- Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2019. Similar impacts of alien and native tree species on understory light availability in a temperate forest. *Forests* 10: 951.
- Dyderski M. K., Chmura D., Dylewski L., Horodecki P., Jagodziński A. M., Pietras M., Robakowski P., Woziwoda B. 2020. Biological Flora of the British Isles: *Quercus rubra*. *J. Ecol.* 108: 1199–1225.
- Gentili R., Ferrè C., Cardarelli E., Montagnani C., Bogliani G., Citterio S., Comolli R. 2019. Comparing negative impacts of *Prunus serotina*, *Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on native forest ecosystems. *Forests* 10: 1–18.
- González-Moreno P., Diez J.M., Ibáñez I., Front X., Vilà M. 2014. Plant invasions are context-dependent: multiscale effects of climate, human activity and habitat. *Diversity Distrib.* 20: 720–731.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. 2001. Past: Paleontological statistics software package for education i data analysis. *Palaeontol. Electron.* 4.
- Horodecki P., Jagodziński A. M. 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *For. Ecol. Manage.* 406: 1–11.
- ISO 11277, 1998. Soil quality – Determination of particle size distribution in mineral soil material – Method by sieving and sedimentation. ISO, Geneve.
- Kandeler E. 1996. Urease activity by colorimetric technique. (171–174). W: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (red.). *Methods in Soil Biology*. Springer Verl., Berlin.
- Macnaughton S. J., Jenkins T. L., Wimpee M. H., Cormiér M. R., White D.C. 1997. Rapid extraction of lipid biomarkers from pure culture and environmental samples using pressurized hot solvent extraction. *J. Microbiol. Meth.* 31: 19–27.

- Major K. C., Nosko P., Kuehne C., Campbell D., Bauhus J. 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. For. Ecol. Manage. 291: 144–153.
- Margesin R. 1996. Acid and alkaline phosphomonoesterase activity with the substrate p-nitrophenyl phosphate. (213–217). W: Schinner F., Ohlinger R., Kandeler E., Margesin R. (red.). Methods in Soil Biology. Springer Verl., Berlin, Heidelberg, New York.
- Miltner S., Kupka I., Třeštík M. 2016. Effects of Northern red oak (*Quercus rubra* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Mattusch.) Liebl. on the forest soil chemical properties. Lesn. Cas. For. J. 62: 169–172.
- Mincheva T., Barni E., Varese G.C., Brusa G., Cerabolini B., Siniscalco C. 2014. Litter quality, decomposition rates and saprotrophic mycoflora in *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene and in adjacent native grassland vegetation. Acta Oecologica 54: 29–35.
- Palojärvi A. 2006. Phospholipid fatty acid (PLFA) analyses. (204–211). W: Bloem J., Hopkins D.W., Benedetti A. (red.). Microbiological methods for assessing soil quality. Cabi Publishing, Wallingford, Cambridge.
- Skorupski M., Jagodziński A. M., Żytkowiak R., Karolewski P. 2012. Differences in chemical composition of needle and leaf litter from exotic and native tree species stands. Dendrobiology 68: 101–112.
- Stanek M., Stefanowicz A. M., 2019. Invasive *Quercus rubra* negatively affected soil microbial communities relative to native *Quercus robur* in a semi-natural forest. Sci. Total Environ. 696, 133977
- Stanek M., Piechnik Ł., Stefanowicz A. M., 2020. Invasive red oak (*Quercus rubra* L.) modifies soil physicochemical properties and forest understory vegetation. For. Ecol. Manage. 472, 118253.
- Stefanowicz A. M., Stanek M., Nobis M., Zubek S. 2016. Species-specific effects of plant invasions on activity, biomass, and composition of soil microbial communities. Biol. Fert. Soils 52: 841–852.
- Stefanowicz A. M., Stanek M., Majewska M. L., Nobis M., Zubek S. 2019. Invasive plant species identity affects soil microbial communities in a mesocosm experiment. Appl. Soil Ecol. 136: 168–177.
- Stefanowicz A. M., Banaś A., Stanek M., Woch M. W., Zubek S. 2020. Large differences in biomass quantity and quality between invasive *Reynoutria japonica* and resident vegetation are not reflected in topsoil physicochemical properties. Geoderma 368: 1–10.
- Strobl W., Traunmüller M. 1996. Arylsulfatase activity. (230–232). W: Schinner F., Ohlinger R., Kandeler E., Margesin R. (red.). Methods in Soil Biology. Springer Verl., Berlin.
- Szymura M., Szymura T.H. 2015. Growth, phenology, and biomass allocation of alien *Solidago* species in central Europe. Plant Species Biol. 30: 245–256.
- Talbot J. M., Finzi A. C. 2008. Differential effects of sugar maple, red oak, and hemlock tannins on carbon and nitrogen cycling in temperate forest soils. Oecologia 155: 583–592.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Urbisz A., Danielewicz W. 2011. Identification i categorization of plant species as a basis for management. Acta Bot. Silesiaca 6: 23–53.

- Van Kleunen M., Weber E., Fischer M. 2010. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecol. Lett.* 13: 235–245.
- Weidenhamer J. D., Callaway R. M. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *J. Chem. Ecol.* 36: 59–69.
- Woziwoda B., Kopeć D., Witkowski J. 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Soc. Bot. Pol.* 83: 39–49.
- Zwetsloot M. J., Kessler A., Bauerle T. L. 2018. Phenolic root exudate and tissue compounds vary widely among temperate forest tree species and have contrasting effects on soil microbial respiration. *New Phytol.* 218: 530–541.

ZWALCZANIE INWAZYJNYCH GATUNKÓW OBCYCH Z RODZAJU NIECIERPEK, ZE SZCZEGÓLNYM UWZGLĘDNIENIEM NIECIERPKA GRUCZOŁOWATEGO

LECH KRZYSZTOFIAK*, ANNA KRZYSZTOFIAK**

Wigierski Park Narodowy, Krzywe 82, 16-402 Suwałki

*krzysztofiak.lech@gmail.com, **krzysztofiak.anna@gmail.com

Abstrakt: Niecierpki gruczołowy *Impatiens glandulifera* i drobnokwiatowy *I. parviflora* należą do gatunków roślin obcego pochodzenia najbardziej rozpowszechnionych, zarówno w Polsce, jak i w całej Europie. Są to gatunki nie tylko szeroko rozprzestrzenione, lecz także bardzo ekspansywne. Występują na siedliskach umiarkowanie żyznych lub żyznych, świeżych lub wilgotnych, zarówno antropogenicznych, jak i półnaturalnych oraz naturalnych, w tym w lasach łęgowych i w olsach. Ich wpływ na środowisko przyrodnicze nie zawsze jest taki sam i w wielu przypadkach słabo udokumentowany. Z tego też względu istnieją różne podejścia do kwestii usuwania tych roślin ze środowiska. Autorzy niniejszego opracowania wskazują na skuteczną metodę mechaniczną prowadzącą do izolacji, kontroli lub eliminacji niecierpka gruczołowego. W przypadku niecierpka drobnokwiatowego zaproponowane zostały działania, które mają na celu opracowanie i wdrożenie skutecznej metody kontroli tego gatunku z wykorzystaniem naturalnego wroga – rdzy *Puccinia komarovii*.

Słowa kluczowe: niecierpek gruczołowy, niecierpek drobnokwiatowy, ograniczanie liczebności, *Puccinia komarovii*

Wprowadzenie

Inwazyjne gatunki obce (IGO) stanowią jedno z największych zagrożeń dla rodzi-
mej różnorodności biologicznej oraz funkcjonowania ekosystemów. Często były
one celowo wprowadzane do środowiska, np. w celu biocenotycznego i fitomeliora-
cyjnego wzbogacenia monokultur sosnowych – np. czeremcha amerykańska *Prunus
serotina*) i świdosiłwa kłosowa *Amelanchier spicata*, ze względów dekoracyjnych
– np. niecierpek gruczołowy *Impatiens glandulifera* i nawłóć kanadyjska *Solida-
go canadensis* czy konsumpcyjnych – np. rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus*.
Większość gatunków została jednak rozprzestrzeniona przez człowieka, często nie-
świadomie, np. wraz z żywnością lub innymi towarami. Wśród obcych gatunków
roślin do najbardziej rozprzestrzenionych, zarówno w Polsce, jak i w całej Europie,
należą inwazyjne gatunki niecierpków, a zwłaszcza niecierpek gruczołowy i nie-
cierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*.

Niecierpek gruczołowy pochodzi z Himalajów, skąd w 1839 roku ogród bota-
niczny Kew Garden w Anglii sprowadził go do swojej kolekcji jako roślinę ozdobną

(Beerling, Perrins 1993). W Polsce po raz pierwszy pojawił się w Sudetach w roku 1890 (Tokarska-Guzik 2005). Do dnia dzisiejszego gatunek sukcesywnie opanowuje coraz większe obszary, wnikając zarówno na tereny niezalesione, jak i leśne. Wykazuje szeroką tolerancję środowiskową, rośnie na glebach wilgotnych, bogatych w substancje pokarmowe. Z łatwością zatem wkracza do wilgotnych siedlisk w dolinach rzecznych i na brzegach jezior, takich jak: wilgotne łąki, turzycowiska, olsy i łęgi (Tanner i in. 2013). W ostatnim okresie coraz częściej też pojawia się w lasach na siedliskach świeżych. Niecierpek gruczołowaty jest gatunkiem silnie ekspansywnym i średnio inwazyjnym, a jego występowanie, zwłaszcza w postaci zwartych łanów, stanowi duże zagrożenie dla rodzimej flory i fauny oraz całych ekosystemów (Adamowski i in. 2018, Tanner i in. 2013). Konkuruje z gatunkami rodzimymi nie tylko o przestrzeń, wodę i składniki pokarmowe zawarte w glebie, ale także o owady zapylające, które są efektywnie zwabiane przez kwiaty niecierpka produkujące cukier obficie niż kwiaty jakiegokolwiek znanego europejskiego gatunku (Chittka, Schürkens 2001).

Niecierpek drobnokwiatowy pochodzi z Azji Środkowej, a pierwsze doniesienie o jego występowaniu w Europie, w ogrodzie botanicznym w Genf w Szwajcarii, pochodzi z 1830 r. (Trepl 1984). Na terenie Polski został zaobserwowany po raz pierwszy w 1850 r. i od tego czasu stale się rozprzestrzenia. Obecnie występuje na terenie całego kraju, zasiedlając zarówno tereny antropogeniczne – np. przydroża, ogrody i sady, jak i półnaturalne, np. zbiorowiska okrajkowe, i naturalne – np. łęgi, grądy, olsy, buczyny (Chmura 2014). Najczęściej występuje na siedliskach umiarkowanie żyznych lub żyznych, świeżych lub wilgotnych, ale pojawia się również na murawach kserotermicznych i torfowiskach niskich (Trepl 1984; Chmura 2008, 2014; Florianová, Münzbergová 2018). Niecierpek drobnokwiatowy jest gatunkiem silnie ekspansywnym i mało inwazyjnym (Adamowski i in. 2018). Jego występowanie w różnym stopniu wpływa na środowisko przyrodnicze, ale nie zawsze wpływ ten jest dobrze udokumentowany. Badania Piżła (2019) wykazały, że zwarte łany niecierpka drobnokwiatowego w grądzie zmieniają strukturę zgrupowań dżdżownic, co może mieć istotny wpływ na funkcjonowanie całego ekosystemu. Niecierpek drobnokwiatowy skutecznie konkuruje z rodzimymi gatunkami roślin o zasoby siedliskowe, głównie przestrzeń i światło, zmniejszając w grądach różnorodność gatunkową roślin o około 30% oraz zastępując gatunki charakterystyczne dla żyznych lasów liściastych gatunkami azotolubnymi, obcymi dla grądu (Fałtynowicz 2019).

Zarówno w przypadku niecierpka gruczołowatego, jak i drobnokwiatowego podejmowane były próby ograniczania lokalnych populacji, prowadzone zarówno metodami mechanicznymi, chemicznymi i biologicznymi. Działania takie były podejmowane głównie w stosunku do niecierpka gruczołowatego. Najczęściej stosowaną metodą zwalczania niecierpka była metoda mechaniczna, polegająca na

wyrywaniu lub/i koszeniu roślin (Weber 2003; Csiszár, Korda 2015; Krzysztofiak, Krzysztofiak 2015). Niecierpek gruczołowaty był zwalczany również metodami chemicznymi, z wykorzystaniem kwasu 2,4-dichlorofenoksyoctowego czy glifosatu (Beerling, Perrins 1993, Best Practice Management Guidelines). Metody biologicznej kontroli polegały na stosowaniu wypasu zwierząt (Dajdok, Pawlaczyk red. 2009, Helmisaari 2010, Good Practice Management Himalayan balsam 2018) oraz rdzy *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* (uwolnienie do środowiska izolatu tego grzyba, jednego z najbardziej szkodliwych naturalnych wrogów niecierpka gruczołowatego w rodzimych Himalajach, zostało zatwierdzone w lipcu 2014 r. i od tego czasu jest on stosowany do kontroli niecierpka gruczołowatego, m.in. w Anglii i Walii (Varia i in. 2016; Ellison i in. 2020; Pollard i in. 2021).

W przypadku niecierpka drobnokwiatowego metoda zwalczania polegała na wyrywaniu roślin przed wydaniem owoców (Csontos 1986; Adamowski, Keczyński 1998). W Białowieskim Parku Narodowym podjęto próbę usuwania niecierpka drobnokwiatowego na jednym niewielkim stanowisku, wyrywając rośliny z korzeniami (dodatkowo przerywając łodygę poniżej liścieni), od maja do sierpnia, co 5–20 dni, pozostawiając biomasę na miejscu. Zabieg okazał się bardzo pracochłonny i wymagał aż 9 lat, aby zlikwidować stanowisko. Działanie nie przyniosło jednak spodziewanych efektów, gdyż bardzo szybko nastąpiła rekolonizacja niecierpka z pobliskich stanowisk tego gatunku.

Obecnie, w Wigierskim Parku Narodowym prowadzone są badania nad możliwością wykorzystania grzyba *Puccinia komarovii* w ograniczaniu populacji niecierpka drobnokwiatowego. Grzyb ten występuje w Europie w ponad 20 krajach, w tym m.in. w Niemczech, Szwajcarii, Słowacji, Belgii i na Ukrainie (Tanner i in. 2015). Po raz pierwszy stwierdzony był na niecierpku drobnokwiatowym, ale występuje również na innych gatunkach roślin z tego rodzaju, m.in. na niecierpku gruczołowatym *Impatiens glandulifera* (Tanner i in. 2015). W Polsce pojawił się w 1934 roku, czyli ponad 80 lat po pierwszym stwierdzeniu obecności niecierpka drobnokwiatowego (Majewski 1979). Jego rozprzestrzenienie w Polsce jest słabo rozpoznane – jeszcze do niedawna znany był zaledwie z kilku stanowisk, w tym z Wielkopolskiego Parku Narodowego (Piskorz, Klimko 2002, 2007), z Dolnego Śląska i z okolic Jaskini Radochowskiej w Górach Złotych (Mułenko i in. 2008). W latach 2016–2017 wykazany został również z Wigierskiego Parku Narodowego (Fałtynowicz 2016; Patejuk, Pusz 2018). Ważnym aspektem badań jest określenie możliwości wprowadzania grzyba *P. komarovii* do środowiska, gdzie nie występuje, aby zakazał nieporażonego do tej pory niecierpka drobnokwiatowego. Kluczowym zagadnieniem jest tu jednak zbadanie relacji grzyb *P. komarovii* – niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere*. Do tej pory nikt nie stwierdził obecności tego grzyba na rodzimym gatunku niecierpka, gdyby się tak jednak stało, to nie byłoby

możliwe wykorzystanie *Puccinia komarovii* w walce z niecierpkim drobnokwiatowym.

Celem niniejszej pracy jest lepsze poznanie negatywnego wpływu na rodzimą przyrodę dwóch obcych naszej florze gatunków – niecierpka gruczołowatego i drobnokwiatowego oraz wskazanie metod ich eliminacji lub kontroli.

Metodyka

Prezentowany w opracowaniu materiał jest wynikiem prac prowadzonych w otulinie Wigierskiego Parku Narodowego w latach 2013–2020. W tym czasie, w ramach projektu „Czynna ochrona zagrożonych gatunków i siedlisk na obszarze Natura 2000 «Ostoja Wigierska»” – współfinansowanego ze środków finansowych Unii Europejskiej LIFE i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, wykonano zabiegi zwalczania niecierpka gruczołowatego na obszarze ponad 50 ha oraz przeprowadzono monitoring skuteczności wykonanych zabiegów. Zabiegi zwalczania prowadzone były głównie w dolinie Czarnej Hańczy, na odcinku rzeki powyżej jeziora Wigry. W dolinie Czarnej Hańczy niecierpek występował głównie w lesie łęgowym, w szuwarze turzycowiskowym i trzcinowym oraz na torfowiskach i trzęsawiskach.

W przypadku badania skuteczności metody usuwania niecierpka gruczołowatego, na 4–5 powierzchniach kontrolnych wielkości 100 m² każda – w obszarze objętym zabiegami, wykonano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Brauna-Blanqueta. Badania prowadzone były zarówno w trakcie trwania działań ochronnych (zwalczania obcego gatunku), jak i po ich zakończeniu – w sierpniu 2020 r.

Badania występowania grzyba *Puccinia komarovii*, zarówno na niecierpku drobnokwiatowym, jak i na rodzimym niecierpku pospolitym, przeprowadzono metodą ankietową, w ramach projektu „Możliwości wykorzystania *Puccinia komarovii* w ograniczaniu populacji *Impatiens parviflora* w Wigierskim Parku Narodowym”, finansowanego ze środków funduszu leśnego. Ankieta zawierała fotografie ułatwiające rozróżnienie niecierpka pospolitego od drobnokwiatowego oraz rozpoznanie grzyba *P. komarovii*. Ankietę rozesłano drogą elektroniczną do osób zajmujących się inwazyjnymi gatunkami roślin obcego pochodzenia oraz rozpowszechniono za pomocą Internetu (zamieszczono ją na stronie internetowej Wigierskiego Parku Narodowego oraz na stronie Polskiego Towarzystwa Mykologicznego). Bardzo istotnym elementem tych badań było sprawdzenie, czy grzyb *Puccinia komarovii* pasożytuje tylko na niecierpku drobnokwiatowym, czy też można go spotkać na niecierpku pospolitym.

Wyniki

Skuteczność metody zwalczania niecierpka gruczołowatego

Prowadząc zabiegi usuwania niecierpka gruczołowatego testowano równocześnie różne warianty metody wrywania/koszenia roślin, które różniły się krotnością wykonywania zabiegu w jednym sezonie wegetacyjnym. W przypadku doliny Czarnej Hańczy (Sobolewo) przyjęto wariant 7-krotnego zabiegu w roku, przez okres 5 lat. Zabieg zwalczania niecierpka gruczołowatego polegał na ręcznym wrywaniu lub koszeniu roślin kosą mechaniczną. Wrywanie roślin z korzeniami nie tylko pozwalało na usunięcie rośliny, lecz także powodowało spulchnienie gleby, co sprzyjało kiełkowaniu kolejnych nasion. W przypadku trudności w usunięciu całej rośliny (przy wrywaniu nastąpiło obłamanie się części łodygi) należało obciąć (ułamać) łodygę jak najbliżej ziemi, poniżej dolnego węzła. W sytuacji, gdy wrywanie roślin było utrudnione (np. rośliny znajdowały się wśród wysokich pokrzyw) oraz w przypadku zwartego występowania niecierpka, bez udziału cennych przyrodniczo gatunków roślin, rośliny były wykaszane kosą mechaniczną. Wykaszanie niecierpka gruczołowatego stosowane było również w przypadkach, gdy rósł on na stromych brzegach rzeki i wrywanie roślin mogło na tyle naruszyć spójność gleby, że zachodziło duże prawdopodobieństwo powstania erozji wodnej (spłukiwania luźnej, wierzchniej warstwy gleby przez wody opadowe). Kosząc rośliny zwracano szczególną uwagę na wysokość cięcia, które powinno znajdować się poniżej dolnego węzła, co zapobiegało odrastaniu rośliny.

Stosując metodę wrywania/koszenia roślin 7-krotnie w jednym roku, nie tylko usuwano je w danym sezonie, lecz także przede wszystkim pozbywano się jak największej liczby ich nasion zdeponowanych w glebie. Aby stworzyć jak najdogodniejsze warunki do kiełkowania nasion i wzrostu roślin, w pierwszym roku działań, na przełomie kwietnia i maja, usunięto suche pozostałości roślin z poprzedniego roku. Gdy rośliny osiągnęły wysokość co najmniej 20 cm eliminowano je, dając miejsce następnym roślinom niecierpka. W ten sposób doprowadzono do wielokrotnego w sezonie kiełkowania nasion niecierpka, co przyspieszyło znacznie proces usuwania go z danego obszaru – zapasy nasion w glebie szybko się wyczerpywały, a nowe nie były dostarczane, gdyż wszystkie rośliny usuwano jeszcze przed kwitnieniem.

Jednym z ważnych elementów usuwania roślin inwazyjnych było postępowanie z uzyskaną biomasą. Pozyskane rośliny wnoszono poza obszar działania, na wcześniej przygotowane miejsce, gdzie były kompostowane aż do naturalnego rozkładu.

Tabela 1. Wyniki monitoringu roślin na powierzchniach monitoringowych w Sobolewie

Powierzchnia nr	1	2	3	4	1	2	3	4
Dzień	12	12	12	12	8	8	8	8
Miesiąc	VIII	VIII	VIII	VIII	VIII	VIII	VIII	VIII
Rok	2013	2013	2013	2013	2016	2016	2016	2016
Areal [m ²]	100	100	100	100	100	100	100	100
Zwarcie [%]								
warstwy B	0	0	0	0	0	0	0	0
warstwy C	100	100	100	100	100	100	100	100
Warstwa B								
<i>Sambucus nigra</i>					r			
Warstwa C								
<i>Angelica archangelica</i> ssp. <i>litoralis</i>							r	
<i>Arctium tomentosum</i>							r	
<i>Armoracia rusticana</i>								
<i>Carex acutiformis</i>	+	+	+	+	4	4	1	2
<i>Chelidonium majus</i>					r			
<i>Cirsium arvense</i>	r	+	r	+	+	r	2	1
<i>Cirsium palustre</i>								

<i>Epilobium hirsutum</i>	r	l	+	r	r	r	r
<i>Galeopsis speciosa</i>	+		+ r	r			
<i>Galeopsis tetrahit</i>			+				
<i>Galium aparine</i>	4	l		+	+	4 2	1 +
<i>Gallium aparine</i>		+	+	+			
<i>Glechoma hederacea</i>	l	3	4	r	r		
<i>Impatiens glandulifera</i>	r	l		r		l	
<i>Lysimachia vulgaris</i>							r
<i>Medicago lupulina</i>		+					
<i>Phalaris arundinacea</i>	l	l	l	l	2	2 1	3 2
<i>Rumex aquaticus</i>							r
<i>Rumex triangulivalvis</i>			+				
<i>Scutellaria galericulata</i>				r			
<i>Sonchus palustris</i>				r	r		
<i>Sonchus sp.</i>		+					
<i>Stachys palustris</i>				r	r	2	l
<i>Symphytum officinale</i>		+	r	r	+	+	+
<i>Taraxacum officinalis</i>		r					
<i>Urtica dioica</i>	+		+	5	2	2 +	2 + r

W Sobolewie, przed rozpoczęciem zwalczania niecierpka, zagęszczenie dorosłych osobników wynosiło od 38 do 75 osobników/m² (średnio 55 osobników/m²). Już po pierwszym roku zwalczania (2013) efekt przeprowadzonych zabiegów był dobrze widoczny. W drugiej połowie sezonu na całym obszarze objętym zabiegami niecierpek gruczołowaty występował w niewielkim zagęszczeniu, a na powierzchni pojawiały się liczne rodzime gatunki roślin, które skutecznie rywalizowały z obcym przybyszem (tab. 1).

W roku 2014, już na początku sezonu wegetacyjnego, stwierdzono zdecydowane zmniejszenie się populacji niecierpka gruczołowatego na całym obszarze objętym zabiegami. Pojedyncze osobniki niecierpka z trudem przebijały się przez dobrze wykształconą warstwę rodzimej roślinności. Średnie zagęszczenie niecierpka na powierzchniach badawczych wynosiło 0,05 osobnika/m². W 2016 roku z pięciu powierzchni monitoringowych tylko na dwóch odnaleziono niecierpka gruczołowatego – na powierzchni 3 stwierdzono 1 okaz – na skarpie przy lustrze wody, oraz na powierzchni 5 stwierdzono 17 okazów (tab. 1). Średnie zagęszczenie niecierpka na powierzchniach monitoringowych wynosiło 0,04 osobnika/m².

Badania prowadzone w lipcu 2017 roku (zabiegi usuwania niecierpka gruczołowatego zostały zakończone z końcem czerwca) potwierdziły znikome występowanie obcego niecierpka na badanym terenie. Stwierdzono występowanie tylko jednej niewielkiej kępy roślin przy samym korycie rzeki.

Kolejne badania wykonano po 3 latach od zakończenia całego cyklu 5-letnich zabiegów, czyli w drugiej połowie lipca 2020 roku. Na wszystkich powierzchniach monitoringowych nie stwierdzono obecności niecierpka gruczołowatego (tab. 1), natomiast pojawiła się warstwa krzewów, budowana przez bez czarny *Sambucus nigra*.

Zwalczanie niecierpka drobnokwiatowego

Do tej pory niewiele było prób zwalczania niecierpka drobnokwiatowego, co zapewne wynika z jego bardzo szerokiego rozprzestrzenienia i nadal słabo poznanego wpływu na środowisko przyrodnicze. Dotychczas stosowana metoda mechaniczna, polegająca na wielokrotnym w sezonie wegetacyjnym wyrywaniu roślin z korzeniami, okazała się zbyt pracochłonna i nie przyniosła spodziewanych rezultatów. Obecnie prowadzone są badania, finansowane m.in. ze środków funduszu leśnego, nad opracowaniem biologicznej metody kontroli niecierpka drobnokwiatowego. Metoda będzie wykorzystywała pasożytniczego grzyba *Puccinia komarovii*, którym porażane będą rośliny niecierpka (Pusz i in. 2020). Testowane będą różne warianty metody porażania niecierpka drobnokwiatowego rdzą. Podstawą do ich przeprowadzenia są wstępne wyniki prac prowadzonych w ramach projektu pt. „Możliwości

wykorzystania *Puccinia komarovii* w ograniczaniu populacji *Impatiens parviflora* w Wigierskim Parku Narodowym”, finansowanego ze środków funduszu leśnego i Wigierskiego Parku Narodowego. Wstępnie zakłada się, że rdza *Puccinia komarovii* będzie wprowadzana do środowiska, w którym występuje niecierpek drobnokwiatowy, albo na fragmentach już porażonych roślin (wykładanych na powierzchni gleby w różnych miejscach, w postaci niewielkich skupień), albo w postaci wodnej zawiesiny zarodników z dodatkiem środków powierzchniowo czynnych, którą będą spryskiwane rośliny.

Warunkiem dalszych prac nad możliwością użycia rdzy *Puccinia komarovii* w ograniczaniu populacji niecierpka drobnokwiatowego jest uzyskanie stuprocentowej pewności, że rdza nie pasożytuje na rodzimym niecierpku pospolitym. Konieczne jest zatem dalsze prowadzenie obserwacji na jak największym obszarze występowania niecierpka pospolitego, w różnych siedliskach i w różnych strefach klimatycznych.

Rozmieszczenie *Puccinia komarovii* na terenie Polski

W wyniku badań ankietowych oraz prac terenowych, przeprowadzonych w latach 2016–2021, uzyskano informacje o aktualnym rozmieszczeniu grzyba *Puccinia komarovii* na terenie Polski. Ze zgromadzonych danych wynika, że grzyb ten jest obecny na niecierpku drobnokwiatowym w następujących obszarach:

1. Wigierski Park Narodowy – pierwsze stanowiska grzyba zostały stwierdzone w 2016 roku (Fałtynowicz 2016; Patejuk, Pusz 2017); badania prowadzone w latach 2019–2021 dostarczyły wielu nowych danych, które wskazują, że patogen ten szybko rozprzestrzenił się na terenie Parku i opanowuje coraz większe obszary; obecnie *Puccinia komarovii* została stwierdzona na 103 stanowiskach, na terenie niemal całego Parku: oddz.: 230, 243a, 249a, 250a, 245g, 263, 277 – w subborealnym borze mieszanym (Obwód Ochronny Krusznik); oddz.: 204, 211, 221, 222a, 234b, 235, 269 – w borze mieszanym świeżym (O.O. Mikołajewo); oddz.: 92, 102a, 104, 106, 116 – w grądzie subkontynentalnym trzcinnikowym; oddz.: 113, 125a – w subborealnym borze mieszanym (O.O. Gawarzec); oddz.: 44, 42, 59, 65, 75 – w grądzie subkontynentalnym typowym; oddz. 77 – w subborealnym borze mieszanym; oddz. 49 – w łęgu (O.O. Krzywe); oddz.: 6, 22, 23, 29 – w grądzie subkontynentalnym trzcinnikowym; oddz. 8 – w subborealnym borze mieszanym; oddz. 24 – w łęgu (O.O. Lipniak); oddz.: 51, 52, 71 – w grądzie subkontynentalnym typowym; oddz.: 83, 85, 96, 110 – w grądzie subkontynentalnym trzcinnikowym (O.O. Leszczewek); oddz.: 148, 156, 157, 158 – w subborealnym borze mieszanym; oddz. 171 –

- w grądzie subkontynentalnym trzcinnikowym (O.O. Słupie); oddz.: 307, 349, 360 – w subborealnym borze mieszanym (O.O. Lipowe); oddz.: 284, 316 – w subborealnym borze mieszanym (O.O. Wysoki Most); stopień porażenia roślin jest zróżnicowany, ale przeważnie powierzchnia porażenia rdzą waha się od 20 do 70% powierzchni blaszki liściowej (Pusz i in. 2020).
2. Płociczno (województwo podlaskie, powiat suwalski, gmina Suwałki – otulina Wigierskiego Parku Narodowego) – porażone grzybem niecierpki stwierdzono na skarpcie schodzącej do jeziora Czarne; stopień porażenia liści wynosił od 10 do 30% powierzchni blaszki liściowej; obserwacje przeprowadzono w lipcu 2021 roku.
 3. Wielkopolski Park Narodowy – obecność *Puccinia komarovii* została potwierdzona w następujących oddziałach leśnych: 129a – na siedlisku lasu mieszanego świeżego (stopień porażenia liści 25%); 87c, 84o, 103n – na siedlisku lasu świeżego (10–20%); 103j – na siedlisku lasu wilgotnego (15%); 15n – na siedlisku boru mieszanego świeżego (30%); 5c – na siedlisku łęgu (35%); 54c, 54a, 54b, 50g, 53c, 53d, 49d, 136b, 136c – na siedlisku lasu świeżego (10–30%); 207f – na siedlisku lasu wilgotnego (6–40%) większość porażonych roślin znajdowała się przy ścieżkach (one też charakteryzowały się najwyższym stopniem porażenia), w głębi drzewostanu występowały pojedyncze rośliny, opanowane przez rdzę w niewielkim stopniu; obserwacje były prowadzone w okresie 18 lipca – 7 sierpnia 2020 (Pusz i in. 2020).
 4. Świętokrzyski Park Narodowy – obecność grzyba na niecierpku drobnokwiatowym została stwierdzona w O.O. Święty Krzyż, na siedlisku lasu wyżynnego świeżego; stopień porażenia liści był zróżnicowany i sięgał nawet do 40% powierzchni blaszki liściowej; obserwacje były prowadzone w sierpniu 2019 roku (Pusz i in. 2019).
 5. Woliński Park Narodowy – porażone grzybem rośliny stwierdzono w O.O. Międzyzdroje, w wydzieleniach leśnych nr: 13p, 13r, 14m, 14k, 14h, 14x, 15Bc, 15Bw, 15Bm, 15k, 16c, 16d. Stopień porażenia rdzą blaszki liściowej wynosił od 1 do 80% powierzchni liścia; obserwacje były prowadzone w sierpniu 2019 roku (Pusz i in. 2019).
 6. Nadleśnictwo Henryków, województwo dolnośląskie (kompleks leśny między wsiami Bobolice i Sieroszów) – grzyb *Puccinia komarovii* został stwierdzony na niecierpku drobnokwiatowym rosnącym w lesie mieszanym dębowo-bukowo-sosnowym; porażone rdzą rośliny występowały w dużych ilościach (tysiące osobników) na powierzchni całego wydzielenia i na terenach przyległych, ale stopień porażenia liści był stosunkowo niewielki; obserwacje były prowadzone 23 lipca 2019 roku (Pusz i in. 2019).

7. Gorczański Park Narodowy – porażone grzybem rośliny stwierdzono w grądzie subkontynentalnym, na dawnej terasie zalewowej potoku Porębianka; grzyb występował na wielu roślinach, skupiskowo, w niewielkich powierzchniowo płatach; obserwacje były prowadzone w dniu 11 sierpnia 2020 roku (Pusz i in. 2020).
8. Słowiński Park Narodowy – grzyb został stwierdzony na niecierpku drobnokwiatowym w O.O. Smołdzino, na siedlisku boru mieszanego świeżego; stopień porażenia rdzą blaszki liściowej kształtował się na poziomie ok. 20%; obserwacje były prowadzone w dniu 24 lipca 2020 roku (Pusz i in. 2020).
9. Arboretum Bramy Morawskiej, województwo śląskie, powiat raciborski, ogród botaniczny usytuowany we wschodniej części Raciborza – grzyb został stwierdzony na skraju kompleksu leśnego Obora; stopień porażenia rdzą blaszki liściowej był zróżnicowany i zawierał się w przedziale od 5 do 40%; obserwacje były prowadzone w dniu 26 sierpnia 2020 roku (Pusz i in. 2020).
10. Nadleśnictwo Kaliska, powiat starogardzki, gmina Zblewo, województwo pomorskie – grzyb został znaleziony na niecierpku drobnokwiatowym rosnącym na terenie leśnictw: Wirty, w oddziałach leśnych: 20Fd – na siedlisku lasu mieszanego świeżego (stopień porażenia liści wynosił 5–10%) oraz 41g i 41j – na siedlisku lasu świeżego (stopień porażenia liści wynosił 20–50%) oraz Cieciora, w oddziale 336d – na siedlisku boru świeżego (stopień porażenia liści był bardzo zróżnicowany i wynosił 5–50%; obserwacje były prowadzone w okresie 26 czerwca i 15–20 lipca 2020 roku (Pusz i in. 2020).
11. Nadleśnictwo Spychowo, leśnictwo Pieck, województwo warmińsko-mazurskie, powiat szczycieński, gmina Świątajno – grzyb został stwierdzony na niecierpku drobnokwiatowym w oddziale leśnym 6l – w borze mieszanym świeżym (stopień porażenia liści wynosił od 5 do ponad 35%); obserwacje były prowadzone w dniu 17 czerwca 2021 roku.

Dyskusja

Zwalczanie niecierpka gruczołowatego przez 7-krotne wrywanie/koszenie roślin w jednym sezonie, przez okres 5 lat, jest skuteczną metodą, która może być stosowana na powierzchniach, gdzie niecierpek dopiero wkracza do siedlisk przyrodniczych, a także na powierzchniach, gdzie gatunek rozprzestrzeniony jest na szeroką skalę. Zabieg zwalczania, odpowiednio wykonany i przeprowadzony pod nadzorem przyrodniczym, nie wpływa negatywnie na gatunki niedocelowe i siedliska przyrodnicze. Metoda ta może być zatem stosowana również na obszarach cennych

przyrodniczo, np. na terenie parków narodowych i rezerwatów przyrody. Jednym z problemów, jakie należy jednak wyjaśnić, jest postępowanie z pozyskaną biomasą. Kompostowanie biomasy jest kosztowne, z reguły związane jest z transportem biomasy na dalszą odległość, do miejsca kompostowania. Ponadto ta forma zagospodarowania biomasy jest dozwolona wyłącznie dla osób fizycznych lub jednostek organizacyjnych niebędących przedsiębiorcami, co znacznie ogranicza jej stosowanie. Dobrym rozwiązaniem tego problemu może być przyzmowanie biomasy na gruncie (w niewielkich stosach), w granicach obszaru objętego zabiegiem, aż do naturalnego jej rozkładu. Takie rozwiązanie było już wstępnie stosowane i przyniosło dobre rezultaty – biomasa szybko ulegała rozkładowi. Kwestią do rozwiązania jest możliwość oddziaływania allelopatycznego przyzmoowanych roślin, które mogą, zdaniem niektórych badaczy (Vrchotová i in. 2011; Gruntmann i in. 2013, Ruckli i in. 2014) uwalniać związki chemiczne mogące zakłócić/opóźnić regenerację naturalnej roślinności. Obecnie problem ten jest badany w ramach projektu współfinansowanego ze środków UE nr POIS.02.04.00-00-0100/16, prowadzonego przez Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska, pn. „Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną”. Inną kwestią jest pracochłonność i czasochłonność stosowania metody, a co za tym idzie, wysokie jej koszty. Wydaje się, że metodę można zmodyfikować, ograniczając jej koszty i osiągając podobny rezultat końcowy. W ramach wymienionego powyżej projektu POIS testowane są trzy warianty tej metody: 4-, 5- i 7-krotne przeprowadzenie zabiegu w jednym sezonie wegetacyjnym. Prace pilotażowe zostaną zakończone najpóźniej wiosną 2022 roku. W przypadku 7-krotnego powtórzenia zabiegu w jednym roku, już teraz można założyć, że całkowity okres zwalczania gatunku ulegnie skróceniu z 5 do 3 lat, na co wskazują dotychczasowe wyniki działań uzyskane w północno-wschodniej Polsce.

Decydując o krotności zabiegu w roku należy wziąć pod uwagę, że liczba zabiegów nie jest stała i zależy m.in. od takich czynników, jak: warunki pogodowe w danym roku, wielkość banku nasion zdeponowanych w glebie czy działanie czynników wpływających na osłabienie siły kiełkowania nasion – np. długotrwałego podtapiania nasion (Janczak, Zieliński 2012). Zasadniczo główne zabiegi usuwania roślin należy przeprowadzić od maja do końca sierpnia. Ważną sprawą jest termin wykonania poszczególnych zabiegów. Będzie on zależał od warunków pogodowych, a tym samym od tempa rozwoju populacji niecierpka na danym terenie. Należy go tak dobierać, aby w końcowym etapie prowadzenia zabiegów na obszarze objętym działaniem nie występowały rośliny owocujące. Bardzo istotny jest termin ostatniego w sezonie zabiegu usuwania roślin. Kwitnące i owocujące osobniki mogą pojawiać się do końca października. W przypadku znaczącej liczby późnych osobników należy zaplanować dodatkowy zabieg ich usuwania. Niekiedy kwitnące i owocują-

ce osobniki niecierpka gruczołowatego można spotkać nawet w połowie listopada. Rośliny te charakteryzują się jednak niewielkimi rozmiarami (18–30 cm) i posiadają maksymalnie do kilku kwiatów. W sprzyjających warunkach pogodowych, czyli przy braku przymrozków, mogą one wytworzyć i rozsiać nasiona (Krzysztofiak, Krzysztofiak 2015).

Problem zwalczania niecierpka drobnokwiatowego wydaje się znacznie trudniejszy, głównie ze względu na jego bardzo szerokie rozprzestrzenienie, zwłaszcza w środowiskach leśnych, oraz brak sprawdzonych i skutecznych metod ograniczania populacji tego gatunku. Pewne nadzieje pokłada się w biologicznej metodzie kontroli gatunku, która będzie wykorzystywała grzyba z rodziny rdzowatych *Puccinia komarovii*, pasożytującego wyłącznie na roślinach z rodzaju niecierpek. Grzyb ten występuje na wielu gatunkach niecierpków w Europie i Azji, m.in. na: *Impatiens balsamina*, *I. capensis*, *I. amphorata* i *I. scabrida*. Do tej pory nie został wykryty na rodzimym gatunku – niecierpku pospolitym. Prawdopodobnie, populacja *Puccinia komarovii*, obecna również w Wigierskim Parku Narodowym, to podgatunek *P. komarovii* subsp. *komarovii*, który atakuje tylko niecierpka drobnokwiatowego i przybył do Europy za swoim żywicielem.

Grzyb *Puccinia komarovii* jest największym naturalnym wrogiem niecierpka drobnokwiatowego. Jeszcze do niedawna znany był zaledwie z kilku stanowisk w Polsce (Piskorz, Klimko 2002, 2006; Mułenko i in. 2008; Puszczyński i in. 2019). W ostatnich latach znacznie rozszerzył jednak areal swojego występowania i obecnie znanych jest co najmniej kilkanaście stanowisk. W kontekście możliwości użycia *Puccinia komarovii*, jako broni biologicznej przeciwko niecierpkowi drobnokwiatowemu, zjawisko to należy postrzegać pozytywnie.

Wnioski

Przedstawione w opracowaniu informacje pozwoliły na wyciągnięcie następujących wniosków:

1. Niecierpek gruczołowaty oraz niecierpek drobnokwiatowy mają znaczny wpływ na rodzimą faunę i florę oraz strukturę i funkcjonowanie ekosystemów.
2. Oba obce gatunki niecierpków powinny być poddawane zabiegom ograniczającym ich występowanie.
3. Dobrą i skuteczną metodą zwalczania niecierpka gruczołowatego jest wrywanie/koszenie roślin wielokrotnie w ciągu jednego sezonu wegetacyjnego; krotność zabiegu powinna być ustalona m.in. w zależności od warunków pogodowych i wielkości banku nasion w glebie.

4. Obecnie nie ma dobrej metody zwalczania lub kontroli niecierpka drobnokwiatowego, ale prowadzone są już prace nad biologiczną metodą, która będzie wykonywała pasożytniczego grzyba z rodziny rdzowatych *Puccinia komarovii*.
5. Grzyb *Puccinia komarovii*, będący największym naturalnym wrogiem niecierpka drobnokwiatowego, w ostatnich latach znacznie zwiększył areal swojego występowania w Polsce.

Bibliografia

- Adamowski W., Chmura D., Hołdyński C. 2018. Analiza stopnia inwazyjności gatunków obcych w Polsce wraz ze wskazaniem gatunków istotnie zagrażających rodzimej florie i faunie oraz propozycją działań strategicznych w zakresie możliwości ich zwalczania oraz analiza dróg niezamierzonego wprowadzania lub rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych wraz z opracowaniem planów działań dla dróg priorytetowych. Karta Informacyjna Gatunku: niecierpek drobnokwiatowy. GDOŚ Warszawa, <http://projekty.gdos.gov.pl/igo-impatiens-parviflora>. Ostatni dostęp 12.08 2021.
- Adamowski W., Keczyński A. 1998. Czynna ochrona zbiorowisk leśnych Białowieskiego Parku Narodowego przed wkroczeniem *Impatiens parviflora*. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 17.1: 49–55.
- Adamowski W., Krzysztofiak A., Dajdok Z. 2018. Analiza stopnia inwazyjności gatunków obcych w Polsce wraz ze wskazaniem gatunków istotnie zagrażających rodzimej florie i faunie oraz propozycją działań strategicznych w zakresie możliwości ich zwalczania oraz analiza dróg niezamierzonego wprowadzania lub rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych wraz z opracowaniem planów działań dla dróg priorytetowych. Karta Informacyjna Gatunku: niecierpek gruczołowaty. GDOŚ Warszawa, <http://projekty.gdos.gov.pl/igo-impatiens-glandulifera>. Ostatni dostęp 12.08 2021.
- 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/submenu/news_and_advice/downloads/naa_bpmg_hb.pdf. Ostatni dostęp 14.12.2013 r.
- Chittka L., Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. Nature 411: 653.
- Chmura D. 2008. Size variability in *Impatiens parviflora* DC. in natural and anthropogenic habitats (S Poland). Thaiszia – J. Botany 18, Suppl. 1: 35–42.
- Chmura D. 2014. Biology and ecology of an invasion of *Impatiens parviflora* DC in natural and semi-natural habitats. Wydawnictwo ATH, Bielsko-Biała, Poland.
- Csiszár Á., Korda M. 2015. Summary of invasive plant control experiments. (203–235). W: Csiszár Á., Korda M. (red.). Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest.
- Csontos P. 1986. Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest. Abstracta Botanica 10: 341–348.

- Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradlowych Polski. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Ellison C. A., Pollard K. M., Varia S. 2020. Potential of a coevolved rust fungus for the management of Himalayan balsam in the British Isles: first field releases. *Weed Research* 60: 37–49.
- Fałtynowicz W. 2016. Raport z realizacji projektu „Wpływ niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora* na różnorodność gatunkową wybranych organizmów i stan środowisk leśnych Wigierskiego Parku Narodowego – rośliny naczyniowe”. Krzywe, WPN. (mps).
- Fałtynowicz W. 2019. Raport z realizacji projektu pt. „Wpływ niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora* na różnorodność gatunkową wybranych organizmów i stan środowisk leśnych Wigierskiego Parku Narodowego – rośliny naczyniowe”. Krzywe, WPN. (mps).
- Florianová A., Münzbergová Z. 2018. Drivers of natural spread of invasive *Impatiens parviflora* differ between life-cycle stages. *Biological Invasions* 20.8: 2121–2140.
- Good Practice Management Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*). Version 1: August 2018. RAPID – Reducing and Preventing Alien Species Dispersal. http://www.islandrivers.org.uk/wp-content/uploads/2018/12/Good_Practice_Management_-_Himalayan_balsam.pdf. Ostatni dostęp 12.08 2021.
- 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.
- 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, Ostatni dostęp 05.08.2013.
- Janczak B., Zieliński J. 2012. Wybrane aspekty biologii nasion inwazyjnego terofita *Impatiens glandulifera* Royle (Balsaminaceae). *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 14.4: 226–232.
- Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. 2015. Zwalczanie niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* w Wigierskim Parku Narodowym i w jego bezpośredniej otulinie. (75–88). W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.). Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Wyd. Stow. „Człowiek i Przyroda”, Krzywe.
- Majewski T. 1979. Flora Polska. Grzyby (Mycota). 11: Basidiomycetes, Uredinales. 2. PWN, Warszawa-Kraków.
- Mułenko W., Majewski T., Ruskiewicz-Michalska M. 2008. A preliminary checklist of microfungi in Poland. W: Mirek Z. (ed.). Biodiversity of Poland. W. Szafer Institute of Botany Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Patejuk K., Pusz W. 2018. Występowanie *Puccinia komarovii* Tranzschel w wybranych lokalizacjach Wigierskiego Parku Narodowego. *Przegląd Przyrodniczy* 29.1: 96–100.
- Piskorz R., Klimko M. 2002. Fenologia *Impatiens parviflora* DC. w silnie prześwieconym grądzie środkowoeuropejskim na lokalnym stanowisku w Wielkopolskim Parku Narodowym. *Roczn. AR Pozn.* 147, Bot. 5: 135–144.
- Piskorz R., Klimko M. 2007. Współwystępowanie niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora* DC. i wybranych roślin lasu dębowo-grabowego w Wielkopolskim Parku Narodowym. *Sylvan* 151.2: 43–58.

- Pižl V. 2019. Raport z realizacji projektu „Wpływ niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora* na różnorodność gatunkową wybranych organizmów i stan środowisk leśnych Wigierskiego Parku Narodowego – dżdżownice (Annelida, Lumbricidae)”. Krzywe, WPN. (mps).
- Pollard K. M., Varia S., Seier M. K., Ellison C. A. 2021. Battling the biotypes of balsam: The biological control of *Impatiens glandulifera* using the rust fungus *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* in GB. *Fungal Biology* 125: 637–645.
- Pusz W., Baturo-Cieśniewska A., Patejuk K., Kaczmarek A., Fałtynowicz W. i inni. 2020. Raport z realizacji projektu „Możliwości wykorzystania *Puccinia komarovii* w ograniczaniu populacji *Impatiens parviflora* w Wigierskim Parku Narodowym”. Krzywe, WPN. (mps).
- Pusz W., Baturo-Cieśniewska A., Patejuk K., Kaczmarek A., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L. 2019. Raport z realizacji projektu „Grzyby pasożytnicze występujące na wybranych gatunkach roślin inwazyjnych w Wigierskim Parku Narodowym”. Krzywe, WPN. (mps).
- 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*. *J. Chem. Ecol.* 40: 371–378.
- 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* 141.2: 247–266.
- Tanner R. A., Ellison C., Evans H. C., Bereczky Z., Kassai-Jager E. i inni. 2013. The potential for the biological control of Himalayan balsam using the rust pathogen *Puccinia* cf. *komarovii*: opportunities for Europe and North America. W: Wu Y., Johnson T., Sing S., Raghu S., Wheeler G. i inni. (red.). *Proceedings of the XIII International Symposium on Biological Control of Weeds*. 11–16 September 2011, Kohala Coast, Hawaii, USA. ss. 48. Forest Health Technology Enterprise Team, Morgantown, WV, USA.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (Kenophytes) in the flora of Poland. Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Trepl L. 1984. Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. J. Cramer, Vaduz.
- Varia S., Pollard K. M., Ellison C. A. 2016. Implementing a novel weed management approach for Himalayan balsam: progress on biological control in the UK. *Outlooks Pest Manag.* 27: 198–203.
- Vrchotová N., Šerá B., Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. *Plant Soil Environ* 57.2: 57–60.
- Weber E. 2003. *Invasive plants species of the world: a reference guide to environmental weeds*. CABI Publishing, Wallingford.

WPŁYW NIECIERPKA GRUCZOŁOWATEGO NA KONDYCJĘ LOKALNYCH POPULACJI TRZMIELI

LECH KRZYSZTOFIAK*, ANNA KRZYSZTOFIAK**

Wigierski Park Narodowy, Krzywe 82, 16-402 Suwałki

*krzysztofiak.lech@gmail.com, **krzysztofiak.anna@gmail.com

Abstrakt: Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* jest jednym z najbardziej rozpowszechnionych gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia, zarówno w Polsce, jak i w całej Europie. Jego kwiaty produkują bogaty w cukry nektar, co czyni je bardzo atrakcyjnymi dla owadów zapylających, w tym dla trzmieli *Bombus*. Trzmiele występują bardzo licznie na kwiatach niecierpka, stanowiąc główną grupę owadów je zapylających. W ostatnich kilkunastu latach ukazało się wiele opracowań na temat składu gatunkowego zapylaczy odwiedzających kwiaty niecierpka gruczołowatego, efektywności zapylania kwiatów niecierpka przez trzmiele, czy wpływu wzrostu populacji niecierpka na obniżenie plonów nasion i owoców rodzimych gatunków roślin, spowodowane skuteczną konkurencją o zapylacze. Wykorzystywanie niecierpka gruczołowatego może mieć jednak negatywny wpływ na lokalne populacje trzmieli.

Słowa kluczowe: niecierpek gruczołowaty, trzmiele, konkurencja o zapylacze

Wprowadzenie

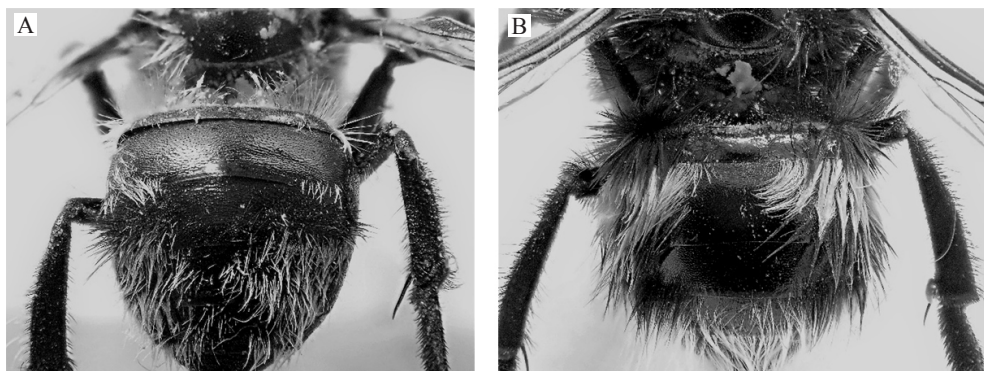
Niecierpek gruczołowaty należy do gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia, które w ostatnim czasie znacznie rozszerzyły areal swojego występowania, sukcesywnie wnikając zarówno na tereny otwarte, jak i leśne. Konkurując z gatunkami rodzimymi o przestrzeń, wodę, składniki pokarmowe zawarte w glebie oraz owady zapylające, stanowi on duże zagrożenie dla rodzimej fauny i flory (Adamowski i in. 2018). Kwiaty niecierpka gruczołowatego produkują duże ilości cukrów, co czyni je bardziej atrakcyjnymi dla owadów niż kwiaty jakiegokolwiek znanego europejskiego gatunku (Chittka, Schürkens 2001). Jest to zatem ważne źródło nektaru i pyłku, zwłaszcza pod koniec sezonu wegetacyjnego, gdyż okres kwitnienia niecierpka gruczołowatego trwa znacznie dłużej niż większości rodzimych gatunków roślin (Stary, Tkalců 1998). Wyniki wielu badań wskazują, że główną grupą owadów korzystających z kwiatów niecierpka są trzmiele (Chittka, Schürkens 2001; Nienhuis i in. 2009; Nienhuis, Stout 2009; Cawoy i in. 2012). Z tego względu niektórzy badacze dostrzegli pozytywną rolę niecierpka, przyczyniającą się do ochrony tej grupy zapylaczy (Stary, Tkalců 1998). Podczas prowadzenia monitoringu niecierpka gruczołowatego w otulinie Wigierskiego Parku Narodowego zaobserwowano, że niektóre trzmiele odwiedzające kwiaty niecierpka pozbawione są części owłosienia na tułowie i odwłoku. Postanowiono zbadać to zjawisko, starając się określić jego częstotliwość i skalę zmian w owłosieniu owadów. Szerzej ujętym celem niniejszej pracy jest ustalenie wpływu niecierpka gruczołowatego na lokalną populację trzmieli.

Metodyka

Prezentowany w opracowaniu materiał jest wynikiem prac prowadzonych w otulinie Wigierskiego Parku Narodowego, nad Czarną Hańczą w miejscowości Sobolewo, w latach 2019–2020. W tym okresie przeprowadzono obserwacje i odłowy trzmieli odwiedzających kwiaty niecierpka gruczołowatego. Odłowione owady poddano ocenie stopnia utraty włosków na ciele. Obserwacje i odłów owadów na kwiatkach prowadzono na przełomie sierpnia i września. Stopień ubytku włosków na ciele owadów oceniano wizualnie w czterostopniowej skali, przyjmując: 0 – brak ubytku, 1 – ubytek mały (do 5%), 2 – ubytek średni (5,1–10%), 3 – ubytek duży (powyżej 10%).

Wyniki

W badaniach odłowiono 150 osobników trzmieli należących do 10 gatunków: *Bombus bohemicus*, *B. hortorum*, *B. humilis*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. pascuorum*, *B. rupestris*, *B. schrencki*, *B. sylvarum* i *B. terrestris*. Obserwacje owadów przebywających na kwiatkach niecierpka gruczołowatego wykazały, że trzmiele po wielokrotnym penetrowaniu wnętrza kwiatu, pod koniec sezonu wegetacyjnego, mogą utracić część włosków na tułowi i odwłoku. Ze 150 trzmieli odłowionych na kwiatkach niecierpka na przełomie sierpnia i września, u 65 osobników (43,3%) nie zaobserwowano ubytku włosków na ciele. U pozostałych stwierdzono braki w owłosieniu: u 28,2% osobników – ubytek mały, do 5%, u 21,2% osobników – ubytek średni, do 10%, i u 50,6% osobników – ubytek duży, powyżej 10% (ryc. 1). Trzmiele pozbawione znacznej części włosków nie są w stanie efektywnie zbierać pyłku, który nie mogąc zaczepić się o nie, ześlizguje się po powierzchni ciała i gromadzi się, np. pomiędzy odwłokiem i tułowiem, tworząc z czasem zbitą warstwę (ryc. 2).



Ryc. 1. Braki w owłosieniu odwłoka u trzmieli: ogrodowego *Bombus hortorum* (A) oraz gajowego *B. lucorum* (B); osobniki odłowione 10 września 2018 r., Fot. L. Krzysztofiak



Ryc. 2. Złogi pyłku zalegające na powierzchni ciała trzmiela ogrodowego (osobnik odłowiony 10 września 2018 r.), Fot. L. Krzysztofiak

Dyskusja i wnioski

Do tej pory ukazało się wiele opracowań naukowych omawiających wpływ inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia na rodzimą przyrodę, w tym na owady zapylające. Najczęściej dotyczyły one znaczenia obcych roślin dla zachowania różnorodności gatunkowej owadów, ich liczebności, zasobności środowiska w pokarm (nektar i pyłek) oraz problemów związanych z możliwością odciągania zapylaczy od rodzimych gatunków roślin (Lopezaraiza-Mikel i in. 2007; Nienhuis i in. 2009). Niektóre opracowania skupiały się na roli owadów w zapylaniu gatunków inwazyjnych, np. niecierpka gruczołowatego (Nienhuis i in. 2009). Szczególną uwagę zwrócono na trzmiele, które są stosunkowo dużymi pszczołami, dobrze przystosowanymi do zapylania kwiatów niecierpka gruczołowatego (Sowig 1989). One też dominują na kwiatach niecierpków, korzystając z bogatego w cukry nektaru. Okazuje się jednak, że to obfite źródło pokarmu może stanowić dla trzmieli poważne zagrożenie. Trzmiele odwiedzające kwiaty niecierpka muszą dotrzeć do ostrogi tylnej działki kielicha, gdzie gromadzi się nektar. Często przeciskają się przez coraz węższy kielich kwiatu, głową do przodu w kierunku ostrogi, a następnie wychodzą tyłem (dotyczy to osobników dużych, które nie są w stanie obrócić się wewnątrz kielicha kwiatu). Włoski na tułowiu i odwłoku, ocierając się o górną część kielicha, odginają się raz w jedną, raz w drugą stronę i po pewnym czasie obłamują się, two-

rząc coraz większe łysiny. W rezultacie, część pyłku gromadzi się nie na włoskach, lecz na powierzchni ciała owada, m.in. pomiędzy odwłokiem i tułowiem, tworząc z czasem zbitą warstwę. Pozbawione części włosków trzmiele przynoszą do gniazda mniej pyłku, stają się mniej odporne na niskie temperatury, wilgoć, atak pasożytów oraz prawdopodobnie mogą być bardziej narażone na infekcje grzybowe. Generalnie takie zmiany mogą negatywnie wpłynąć na kondycję poszczególnych osobników i całych ich rodzin.

Bibliografia

- Adamowski W., Krzysztofiak A., Dajdok Z. 2018. Analiza stopnia inwazyjności gatunków obcych w Polsce wraz ze wskazaniem gatunków istotnie zagrażających rodzimej florze i faunie oraz propozycją działań strategicznych w zakresie możliwości ich zwalczania oraz analiza dróg niezamierzonego wprowadzania lub rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych wraz z opracowaniem planów działań dla dróg priorytetowych. Karta Informacyjna Gatunku: niecierpek gruczołowaty. GDOŚ Warszawa, <http://projekty.gdos.gov.pl/igo-impatiens-glandulifera>. Ostatni dostęp 12.08.2021 r.
- Chittka L., Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature* 411: 653.
- 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* 10.17: 130–139.
- Lopezaraiza-Mikel M. E., Hayes R. B., Whalley M. R., Memmott J. 2007. The impact of an alien plant on a native plant-pollinator network: an experimental approach. *Ecol. Lett.* 10: 539–550.
- Nienhuis C. M., Dietzsch A. C., Stout J. C. 2009. The impacts of an invasive alien plant and its removal on native bees. *Apidologie* 40: 450–463.
- Nienhuis C. M., Stout J. C. 2009. Effectiveness of native bumblebees as pollinators of the alien invasive plant *Impatiens glandulifera* (Balsaminaceae) in Ireland. *Journal of Pollination Ecology* 1.1: 1–11.
- Sowig P. 1989. Effects of flowering plants patch size on species composition of pollinator communities, foraging strategies, and resource partitioning in bumblebees (Hymenoptera, Apidae). *Oecologia* 78: 550–558.
- Sтары P., Tkalců B. 1998. Bumble-bees (Hym., Bombidae) associated with the expansive touch-menot, *Impatiens glandulifera* in wetland biocorridors. *Anzeiger für Schädlingsskunde* 71.5: 85–87.

WYSTĘPOWANIE WYBRANYCH GATUNKÓW INWAZYJNYCH DRZEW W LASACH NADLEŚNICTWA GDAŃSK

JOANNA BLOCH-ORŁOWSKA

Leśny Ogród Botaniczny „Marszewo”

Nadleśnictwo Gdańsk, ul. Marszewska 5, 81-081 Gdynia

joanna.orlowska@gdansk.lasy.gov.pl

Abstrakt: W lasach Polski obserwuje się wzrastający udział gatunków obcych i inwazyjnych. Występujące wśród nich drzewa mogą w znaczący sposób wpływać na funkcjonowanie całego ekosystemu leśnego. Na terenie Polski status taksonu inwazyjnego w skali kraju ma obecnie pięć gatunków drzew. Kolejnych 12 gatunków drzew i krzewów jest inwazyjnych regionalnie lub lokalnie. W 2018 r. na terenie Nadleśnictwa Gdańsk przeprowadzono inwentaryzację trzech wybranych, inwazyjnych gatunków drzew: czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh., robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia* L. i klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. Najczęściej i najliczniej notowano czeremchę amerykańską (ogółem na blisko 20 ha), której okazy występowały głównie w warstwie podszytu. Mniejszą powierzchnię zajmowała robinia akacjowa (łącznie blisko 5 ha), która występowała głównie w warstwie drzew. Klon jesionolistny odnotowano tylko w dwóch lokalizacjach i były to pojedyncze okazy. Najbardziej ekspansywnym z analizowanych obcych gatunków drzew w lasach Nadleśnictwa Gdańsk była czeremcha amerykańska. Gatunek ten w pierwszej kolejności powinien być uwzględniony w przypadku podjęcia działań eliminujących obce gatunki inwazyjne drzew na terenie nadleśnictwa.

Słowa kluczowe: gatunki inwazyjne drzew, inwentaryzacja, lasy trójmiejskie, Pomorze Gdańskie

Wprowadzenie

Zwalczanie gatunków inwazyjnych to obecnie jedno z ważniejszych wyzwań z zakresu ochrony różnorodności biologicznej. Tematyka ta jest przedmiotem różnorodnych badań naukowych, obejmujących różne grupy organizmów oraz strategii i projektów ochrony czynnej. Powaga tego zagadnienia znajduje odzwierciedlenie również w aktach prawnych, zarówno o znaczeniu międzynarodowym (Rozporządzenie... 2014), jak i krajowym (Rozporządzenie... 2011).

Wiedza o gatunkach inwazyjnych jest systematycznie poszerzana, a dostęp do niej jest coraz powszechniejszy. Możliwe jest to m.in. dzięki funkcjonowaniu krajowych i międzynarodowych opracowań oraz baz danych, takich jak: DAISE, NOBANIS, Gatunki Obce w Polsce czy strona Komisji Europejskiej o gatunkach inwazyjnych. W przypadku gatunków drzew i krzewów uznawanych za inwazyjne w skali Polski, dostępne są liczne dane literaturowe (np. Danielewicz, Maliński 1997; Dajdok, Pawlaczyk 2009; Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2012).

Dobór właściwych i skutecznych metod przeciwdziałania rozprzestrzenianiu i ograniczania występowania gatunków inwazyjnych musi się opierać na rozpoznaniu w skali lokalnej stanu problemu, na który składają się: liczba stanowisk, zestaw gatunków oraz uwarunkowania ich rozmieszczenia. W Nadleśnictwie Gdańsk wstępne rozpoznanie wykonano w 2018 r. Inwentaryzacją objęto wówczas 9 gatunków posiadających status taksonu inwazyjnego w skali kraju (dane niepubl.). Wśród nich znalazły się rośliny zielne: niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* Roy-le, rdestowce – ostrokończysty, sachaliński i pośredni *Reynoutria japonica* Houtt., *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai i *R. xbohemica* Chrtek & Chrtková, kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* (F. Michx. Torr. & A. Gray), barszcze kaukaskie Sosnowskiego i Mantegazziego *Heracleum sosnowskyi* Manden. i *H. mantegazzianum* Sommier & Levier, a także drzewa: czeremcha amerykańska *Padus serotina* Ehrh., robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* L. i klon jesionolistny *Acer negundo* L.

Drzewa, w tym inwazyjne, są organizmami, które w znaczący sposób wpływają na funkcjonowanie całego ekosystemu leśnego (np. Otręba, Ferchmin 2007; Krzysztofiak, Krzysztofiak 2015). Niektóre z nich, takie jak robinia akacjowa czy czeremcha amerykańska, były w przeszłości celowo wprowadzane do drzewostanów ze względów na walory produkcyjne bądź biocenotyczne.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie wyników wstępnej inwentaryzacji wybranych gatunków drzew uznawanych za inwazyjne, występujących na terenie zarządzanym przez Nadleśnictwo Gdańsk. Prace miały za zadanie rozpoznanie stopnia i specyfiki rozprzestrzenienia wybranych taksonów w skali nadleśnictwa, jako podstawy do planowania działań w zakresie ochrony czynnej.

Metodyka

W 2018 r. na terenie Nadleśnictwa Gdańsk zinwentaryzowano występowanie czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh., robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia* L. i klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. Dane zbierane były przez leśniczych i podleśniczych Nadleśnictwa Gdańsk. W trakcie inwentaryzacji dla każdego stanowiska podawano: adres leśny, przynależność do warstw drzewostanu oraz szacunkowo zajmowaną powierzchnię (w ha). W opracowaniu danych uwzględniono typ zbiorowiska roślinnego i typ siedliskowy lasu.

Status inwazyjności poszczególnych taksonów przyjęto za Tokarską-Guzik i in. (2012), nazewnictwo taksonomiczne za Mirkiem i in. (2002), a syntaksonomiczne za Matuszkiewiczem (2008). Dane o zespołach roślinnych w danej lokalizacji pobrano z opracowania fitosocjologicznego (Charakterystyka... 2008), a o typach siedliskowych lasu z planu urządzania lasu dla Nadleśnictwa Gdańsk na lata 2015–2024 (Plan... 2015).

Wyniki

W wyniku przeprowadzonej inwentaryzacji stwierdzono obecność wszystkich trzech wybranych gatunków. Najliczniejsza pod względem liczby lokalizacji (33 pododdziałów w obrębie 7 leśnictw) i zajmowanej powierzchni (łącznie ok. 20 ha) była czeremcha amerykańska. W nieco mniejszej liczbie pododdziałów występowała robinia akacjowa, ale na dużo mniejszej powierzchni. Natomiast okazy klonu jesionolistnego notowane były sporadycznie (tab. 1).

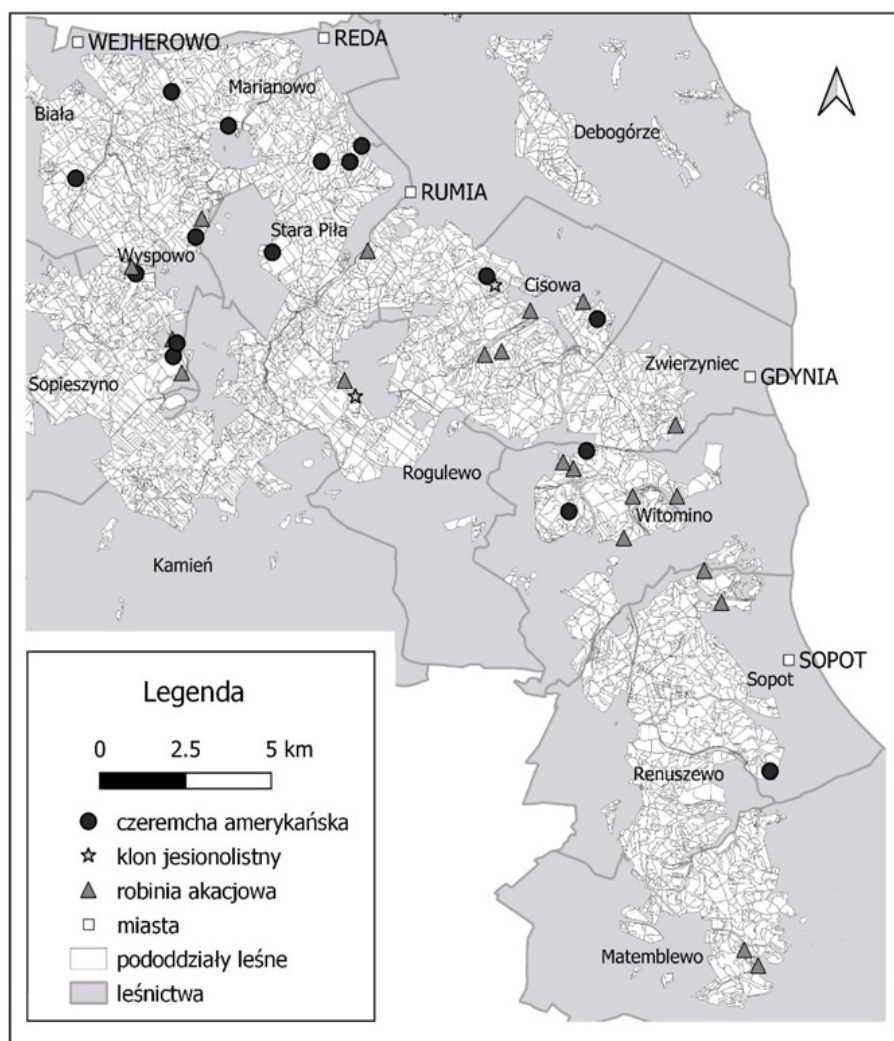
Tabela 1. Występowanie trzech wybranych gatunków drzew inwazyjnych w Nadleśnictwie Gdańsk, ustalone na podstawie inwentaryzacji terenowej w 2018 r.

Gatunek	Zasięg w nadleśnictwie	Szacowana zajęta powierzchnia	Obecność w warstwach	Zespół roślinny ¹	Typ siedliskowy lasu ²
Czeremcha amerykańska	7 leśnictw; 33 pododdz.	20 ha	głównie w warstwie krzewów, częściowo w warstwie drzew	<i>L-F, F-Q,</i> <i>S-C</i>	LMśw, Lśw, BMśw
Robinia akacjowa	7 leśnictw; 27 pododdz.	5 ha	głównie w warstwie drzew, rzadziej w warstwie krzewów	<i>Lp-F, F-Q,</i> <i>Sh-C</i>	LMśw, Lśw, BMśw
Klon jesionolistny	2 leśnictwa; 2 pododdz.	pojedyncze okazy	w warstwie drzew	<i>F-Q,</i> <i>L-F</i>	LMśw, BMśw

¹ Zespół roślinny: *F-Q* – *Fago-Quercetum*, *L-F* – *Luzulo pilosae-Fagetum*, *S-C* – *Stellario-Carpinetum*

² Typ siedliskowy lasu: BMśw – bór mieszany świeży, Lśw – las świeży, LMśw – las mieszany świeży

Wszystkie trzy gatunki występowały w zbiorowiskach roślinnych zaliczanych do żyznych lub ubogich lasów liściastych. Były to fitocenozy: grądu *Stellario holostae-Carpinetum betuli*, kwaśnej buczyny *Luzulo pilosae-Fagetum* i pomorskiego (acidofilnego) lasu bukowo-dębowego *Fago-Quercetum petraeae* i analogiczne do nich typy siedliskowe lasu, tj. lasy świeże, lasy mieszane świeże i bory mieszane świeże (tab. 1). Płaty z udziałem inwazyjnych gatunków drzew są rozproszone po terenie Nadleśnictwa Gdańsk, głównie w jego północnej i centralnej części (ryc. 1). Czeremcha amerykańska zwykle występowała w rozproszeniu na powierzchni całego wydzielenia, podczas gdy robinia akacjowa częściej notowana była wzdłuż dróg i na obrzeżach lasu. Ponadto czeremchę charakteryzował liczny udział młodych okazów w warstwie krzewów, podczas gdy robinia podawana była częściej z warstwy drzew (tab. 1). Zarówno czeremcha, jak i robinia osiągnęły fazę generatywną i intensywnie kwitną i owocują.



Ryc. 1. Rozmieszczenie inwazyjnych gatunków drzew w północnej i centralnej części Nadleśnictwa Gdańsk; podkład mapy zaczerpnięto z leśnej mapy numerycznej Nadleśnictwa

Dyskusja

Kluczowym czynnikiem decydującym o sukcesie rozprzestrzenienia gatunków inwazyjnych, w tym taksonów drzewiastych, się jest ich biologia. Badane gatunki mają szeroką skalę tolerancji ekologicznej i dużą siłę konkurencyjną (Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2012, 2015). Zarówno czeremcha amerykańska, jak i robinia akacjowa produkują duże ilości nasion. U czeremchy znaczącą rolę

w rozprzestrzenianiu odgrywa zoochoria (Seneta i Dolatowski 2004; Starfinger 2010). Wszystkie badane gatunki mają dużą zdolność do intensywnego odnawiania wegetatywnego, m.in. w formie odrośli pędowych, co utrudnia ich mechaniczne usuwanie.

Czynnikiem, który ułatwił ich rozprzestrzenienie się na terenie Polski było, do niedawna celowe i miejscami na dużą skalę, wprowadzanie ich do środowiska, jako drzew użytkowych. Czeremcha amerykańska i robinia akacjowa były planowo sadzone w lasach. Ponadto drzewa te, jako mało wymagające, licznie wykorzystywano i nadal wykorzystuje się w zadrzewieniach na terenach miejskich. Podobnie jako nasadzenia w aglomeracjach miejskich stosowany był klon jesionolistny. Ponadto robinia była sadzona w sąsiedztwie osad z powodu wysokiej miododajności i nadal jest gatunkiem cenionym przez pszczelarzy (Krzysztofiak, Krzysztofiak 2015; Tokarska-Guzik i in. 2015).

Obecnie żaden z analizowanych gatunków drzew, mimo ich statusu inwazyjności w skali kraju (por. Tokarska-Guzik i in. 2012), nie znalazł się na liście taksonów inwazyjnych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (Rozporządzenie... 2011). Zostały one jednak uwzględnione w przygotowanej przez Tokarską-Guzik i in. (2015) propozycji listy gatunków obcych roślin, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. Zmienia się także podejście do tych taksonów pod względem wykorzystywania w nasadzeniach leśnych. Na przykład czeremcha amerykańska przestała być promowana w Lasach Państwowych i coraz częściej podejmowane są próby eliminowania lub ograniczania jej występowania. Dobrymi przykładami tego typu działań są projekty przeprowadzone w latach 2017–2018 w Nadleśnictwie Podanin (Kujawa 2018) czy w Nadleśnictwie Sychowo w latach 2018–2021 (Geldon 2021). Należy zaznaczyć, że projekty zwalczania gatunków inwazyjnych są kosztochłonne, stąd też częściej podejmowane są na terenach cennych przyrodniczo – w rezerwatach i parkach narodowych (por. np. Krzysztofiak, Krzysztofiak 2015; Obidziński i in. 2016).

Na badanym terenie czeremcha była przypuszczalnie posadzona punktowo na nielicznych powierzchniach. Z miejsc nasadzeń następnie rozprzestrzeniła się w najbliższej okolicy. Wskazują na to zajęte stosunkowo niewielkie arealy – w większości wypadków obejmujące pojedyncze pododdziały, rzadko 2–3 sąsiadujące. Ostatnio zaobserwowano jej intensywne rozrastanie się po prześwietlaniu drzewostanów wskutek prac gospodarczych (inf. ustna Mariusz Dyderski). Robinia akacjowa notowana była głównie wzdłuż dróg i na obrzeżach lasu, co wskazuje na jej celowe nasadzenia. Pozostałe stanowiska występujące w najbliższym sąsiedztwie miały już przypuszczalnie wtórny spontaniczny charakter. Klon jesionolistny stwierdzono tylko w dwóch lokalizacjach w bliskim sąsiedztwie zabudowań aglomeracji miejskiej, co może świadczyć Spontaniznym obsiewie okazów posadzonych na terenie miasta.

Wnioski

Uzyskane wyniki inwentaryzacji wskazują, że analizowane gatunki drzew na terenie Nadleśnictwa Gdańsk są na wczesnym etapie rozprzestrzeniania się. Najbardziej ekspansywnym obcym gatunkiem drzew w lasach nadleśnictwa jest czeremcha amerykańska. Świadczy o tym zajmowana przez nią ogólna powierzchnia i liczne występowanie w warstwie krzewów. Wydaje się istotne, aby rozpocząć działania ograniczające te gatunki, dopóki zajmują one stosunkowo niewielkie powierzchnie. Ograniczy to koszty prac, stopień ingerencji w zbiorowiska leśne i zwiększy szanse powodzenia przedsięwzięcia. Działania te powinny w pierwszej kolejności dotyczyć czeremchy. Po usunięciu lub zmniejszeniu występowania gatunków inwazyjnych, optymalnym rozwiązaniem byłoby wypracowanie metod ograniczania ich pojawiania się w trakcie planowych gospodarczych prac leśnych. Pomocne w tym względzie mogą okazać się wyniki projektu, prowadzonego obecnie na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska, dotyczącego metod zwalczania wybranych gatunków inwazyjnych roślin i zwierząt [www.projekty.gdos.gov.pl/igo; dostęp 19.08.2021].

Bibliografia

- Charakterystyka roślinności rzeczywistej oraz współczesnej potencjalnej roślinności naturalnej Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Oliwsko-Darżlubskie” Nadleśnictwo Gdańsk, wg stanu na 01.01.2008. Opracowanie wykonane na zlecenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Gdańsku przez Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Gdyni. (mps).
- DAISIE – Inventory of alien invasive species in Europe. <https://www.gbif.org/dataset/> Ostatni dostęp 19.08.2021 r.
- Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebódzin.
- Danielewicz W., Maliński T. 1997. Drzewa i krzewy obcego pochodzenia w lasach Wielkopolskiego Parku Narodowego. Rocznik Dendrologiczny 45: 65–81.
- Gatunki Obce w Polsce. Baza danych IOP PAN. <https://www.iop.krakow.pl/ias>. Ostatni dostęp 19.08.2021 r.
- Geldon A. 2021. Czeremcha amerykańska. https://spychowo.olsztyn.lasy.gov.pl/wydarzenia/-/journal_content/56/21862804/33505066?p_auth=1SWMA1b#.YSNuFt8wg2y. Ostatni dostęp 19.08.2021 r.
- Invasive Alien Species. https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm. Ostatni dostęp 19.08.2021.

- Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.). 2015. Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Krzywe.
- Kujawa M. 2018. Czeremcha amerykańska. https://podanin.pila.lasy.gov.pl/aktualnosci/-/asset_publisher/1M8a/content/czeremcha-amerykanska#.YSNyP98wg2w. Ostatni dostęp 19.08.2021 r.
- Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. PWN, Warszawa.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist. W: Z. Mirek (red.). Biodiversity of Poland 1, s. 442. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- NOBANIS – European Network on Invasive Species. <https://www.nobanis.org> Ostatni dostęp 19.08.2021 r.
- Obidziński A., Kołaczowska E., Otręba A. (red.) 2016. Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. Wydawnictwo BioDar, Izabelin–Kraków.
- Otręba A., Ferchmin M. 2007. Obce gatunki drzew miarą przekształcenia przyrody Kampinoskiego Parku Narodowego. Stud. i Mat. CEPL Rogów, 16.2/3: 234–244.
- Plan Urządzenia Lasu dla Nadleśnictwa GDAŃSK (obręby Chylonia, Oliwa, Gniewowo) sporządzony na okres od 1 stycznia 2015 roku do 31 grudnia 2024 roku, na podstawie stanu lasu w dniu 1 stycznia 2015 roku. Opracowanie wykonane na zlecenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Gdańsku przez Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Gdyni.
- 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.
- 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.
- Seneta W., Dolatowski J. 2004. Dendrologia. PWN, Warszawa.
- Starfinger U. 2010. NOBANIS— **Ivasive Alien Species Fact Sheet** – *Prunus serotina* – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org. Ostatni dostęp 19.08.2021 r.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A. i inni. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Nowak T., Urbisz A., Węgrzynek B., Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. ss. 178. Uniwersytet Śląski, Katowice.

ZWALCZANIE WYBRANYCH GATUNKÓW OBCYCH NA TERENIE RDLP W TORUNIU

NATALIA GÓRSKA

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Toruniu,
ul. Mickiewicza 9, 87-100 Toruń
natalia.gorska@torun.lasy.gov.pl

Abstrakt: Praca przedstawia doświadczenia nadleśnictw Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu w zakresie usuwania obcych, w tym inwazyjnych gatunków roślin. Podjęte zadania były realizowane na podstawie planów ochrony rezerwatów przyrody. Celem zabiegów była poprawa stanu zachowania takich siedlisk przyrodniczych, jak torfowiska, grądy czy świetliste dąbrowy, które wymagają ochrony czynnej. Dzięki zaangażowaniu 15 nadleśnictw wymienionej Dyrekcji Regionalnej, w ramach projektu „Ochrona przyrody oraz ukierunkowanie ruchu turystycznego na obszarach cennych przyrodniczo na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu” prowadzonego w latach 2018–2021, wykonano 55 działań na terenie 27 rezerwatów przyrody położonych w 13 obszarach Natura 2000. Projekt o wartości ponad 4,3 mln zł został dofinansowany kwotą 2,3 mln zł ze środków Regionalnego Programu Operacyjnego województwa kujawsko-pomorskiego, przeznaczonych na wsparcie działań na rzecz utrzymania ekosystemów leśnych i nieleśnych. Praca omawia sposoby realizacji projektu, trudności, z jakimi napotkano się podczas planowania i wykonywania zadań oraz skutki i efekty dotychczas zakończonych zabiegów.

Słowa kluczowe: robinia akacjowa, barszcze kaukaskie, ochrona czynna, rezerваты przyrody

Wprowadzenie

Projekt „Ochrona przyrody oraz ukierunkowanie ruchu turystycznego na obszarach cennych przyrodniczo na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu” był realizowany przez Regionalną Dyrekcję Lasów Państwowych w Toruniu w okresie od czerwca 2018 do kwietnia 2021 r. Zadania objęte projektem współfinansowano ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach działania 4.5 Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Kujawsko-Pomorskiego na lata 2014–2020. Całkowita jego wartość wyniosła 3 771 977,06 zł, w tym koszty kwalifikowane 3 604 666,43, a dofinansowanie 58,18%, tj. 2 097 266,49 zł (Osłowska 2018).

Realizacja projektu

Realizacja projektu była możliwa dzięki zaangażowaniu 14 nadleśnictw Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu (tj.: Bydgoszcz, Brodnica, Dąbrowa, Dobrzejewice, Gniewkowo, Jamy, Lutówko, Miradz, Osie, Skrwilno, Solec

Kujawski, Toruń, Zamrzenica i Żołędowo) na terenie województwa kujawsko-pomorskiego. Działania ochronne realizowane były na obszarach 55 form ochrony przyrody (w 27 rezerwach, w 13 obszarach Natura 2000, w 7 parkach krajobrazowych, na 8 obszarach chronionego krajobrazu). Głównym celem projektu była ochrona obszarów wartościowych przyrodniczo na terenie Regionalnej Dyrekcji LP w Toruniu, przy jednoczesnym wzmocnieniu turystycznego potencjału regionalnego i lokalnego wykorzystującego zasoby przyrodnicze. Cele szczegółowe w projekcie były realizowane przez zwiększenie ochrony gatunków i siedlisk w ramach wykonywania zadań określonych w dokumentach zarządczych (planach zadań ochronnych, planach ochrony rezerwatów). Zadania te polegały w szczególności na: zwalczaniu gatunków inwazyjnych, restytucji rodzimych gatunków roślin i zwierząt przez stworzenie im korzystnych warunków rozwoju (np. utworzenie miejsc zimowania dla nietoperzy), badaniach hydrologicznych i geodezyjnych, ekspertyzach w zakresie działań ochronnych, inwentaryzacji przyrodniczej użytków ekologicznych oraz monitoringu stanu wód (tab. 1).

Tabela 1. Działania wykonane w ramach projektu

Nazwa działania	Zakres realizacji
Przywrócenie lub wprowadzenie ochrony ekosystemów	320,80 ha
Inwentaryzacja przyrodnicza	20,00 ha
Ochrona czynna siedlisk w celu uzyskania poprawy stanu,	949,99 ha
w tym usuwanie gatunków obcych	100 ha
Wybudowanie lub modernizacja infrastruktury do edukacji ekologicznej	300,12 m ²
Ochrona czynna w formach ochrony przyrody	55 szt.
Utworzenie szlaków turystycznych	6,00 km
Utworzenie ścieżek edukacyjnych	2,30 km
Odnowienie ścieżek edukacyjnych	15,70 km
Wsparcie ośrodków prowadzących edukację ekologiczną	3 szt.

Poza zadaniami obligatoryjnymi wynikającymi z dokumentów planistycznych ww. form ochrony przyrody, podjęto także wiele działań mających na celu ukierunkowywanie ruchu turystycznego i rozpowszechnianie wiedzy o obiektach cennych przyrodniczo. Zadania te realizowano m.in. przez wprowadzanie infrastruktury turystycznej i opracowanie materiałów informacyjnych takich, jak: ścieżki przyrodnicze z kodami QR, np. w rezerwacie przyrody Dzikie Ostrów w Nadleśnictwie Bydgoszcz, strona internetowa rezerwatu przyrody Cisy Staropolskie imienia Leona Wyczółkowskiego w Nadleśnictwie Zamrzenica (Nadleśnictwo... b.d.) oraz film promocyjny projektu.

Podczas realizacji projektu jednym z kluczowych działań były zabiegi z zakresu ochrony czynnej w rezerwach przyrody. W projekcie założono, że zostaną wykonane zadania przyjęte w planach ochrony rezerwatów. Istotnym działaniem wpisanym w plany ochrony dla rezerwatów przyrody jest eliminacja gatunków obcych ekologicznie lub geograficznie. Dotyczy to zarówno rezerwatów leśnych, jak i torfowiskowych oraz kserotermicznych. Analiza zadań z zakresu ochrony czynnej wykazała, że ponad połowa z nich dotyczy usuwania gatunków obcych, w tym uznanych za niebezpieczne w środowisku naturalnym.

Działania wynikające z dokumentów planistycznych, w których wskazano potrzebę usuwania gatunków obcych ekologicznie lub geograficznie w rezerwach na terenie woj. kujawsko-pomorskiego obejmowały następujące gatunki w następujących rezerwach: czeremchę amerykańską – Dzikie Ostrów, Bór Wąkole, Jelenia Góra; gatunki drzewiaste z torfowisk – Bagno Mostki, Linje, Mszar Płociczno, Cisy Staropolskie im. Leona Wyczółkowskiego; robinie akacjową – Kruszyn; barszcze kaukaskie – Hedera, Las Minikowski; klon jesionolistny – Wielka Kępa; dąb czerwony – Las Minikowski, Las Mariański.

Przykładem przebiegu realizacji działań są zabiegi w rezerwacie przyrody Kruszyn. Obiekt przyrodniczy pozostaje w zarządzie Nadleśnictwa Żołędowo. Otoczony jest nieleśnymi gruntami (ryc. 1) o innych formach własności, które zajmuje barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi*.



Ryc. 1. Rezerwat Kruszyn otoczony przez barszcz Sosnowskiego. Fot. N. Górski 2021 r.

The map displays the 'Rezerwat przyrody "Hedera" w Kruszynie' (Nature Reserve "Hedera" in Kruszyń). The reserve is outlined by a thick black line. The area within the reserve is divided into three types of special protection areas:

- Rezerwat przyrody** (Nature Reserve): Indicated by a thick black outline.
- Specjalny obszar ochrony siedlisk** (Special protection area for habitats): Indicated by diagonal hatching.
- Obszar specjalnej ochrony ptaków** (Special protection area for birds): Indicated by cross-hatching.

Key locations labeled on the map include **Hedera**, **Las Minikowski**, and **Kruszyn**. An inset map in the bottom left corner shows the location of the reserve relative to **BYDGOSZCZ**. A scale bar at the bottom right indicates distances of 0, 0.5, and 1 km.

Podkład mapy zaczerpnięto z www.geoportal.gov.pl

Rezerwat przyrody Kruszyń (72,75 ha) został ustanowiony w celu ochrony zboczy pradoliny Noteci z fragmentami typowo wykształconych grądów zboczowych. W rezerwacie występują także płaty zniekształconych zbiorowisk leśnych na siedlisku grądowym, zdominowane przez robinie akacjową *Robinia pseudoacacia*. Plan ochrony rezerwatu (Plan... 2017) przewidywał jednorazowe usunięcie robinii z drzewostanu i podszytu oraz odnowienie powierzchni gatunkami drzew właściwymi dla zidentyfikowanego zbiorowiska roślinnego (Db, Lp, Gb, Wz) oraz pielęgnację wprowadzonych odnowień. Zabieg miał objąć pow. 4 ha. Jednak przed rozpoczęciem prac wynikających z planu ochrony działania spotkały się z protestem lokalnej społeczności, głównie pszczelarzy. Wskutek powyższego podjęto decyzję o zmianie sposobu realizacji prac na obrączkowanie pni drzew. W 2019 roku na wysokości ok. 1 metra wykonano obrączkowanie pni drzew do twardzieli, pozostawiając mostki kambialno-łykowe do usunięcia w kolejnym sezonie wegetacyjnym. Przyjęta metoda miała ograniczyć odrosty z pni oraz zredukować kiełkowanie siewek robinii, z banku nasion w glebie. Pod okap drzewostanu wprowadzono odnowienia gatunków liściastych, zabezpieczone osłonkami przed zgryzaniem.

W kolejnych latach obrączkowanie okazało się skutecznym sposobem osłabienia żywotności drzew i stopniowego wykluczania robinii z drzewostanu. Jednocześnie w rezerwacie zaobserwowano inne zjawisko. W przerzedzone części lasu, w których poprawiły się warunki świetlne, wkroczyły okazy barszczu Sosnowskiego, którego wcześniej nie notowano w rezerwacie (ryc. 3). Gatunek ten rośnie wokół rezerwatu na gruntach nieleśnych i w momencie zwiększenia dostępu światła do dna drzewostanu utworzył wyspowe stanowiska w lesie. Tym samym zmiana w planie ochrony rezerwatu wprowadzona w 2018 roku wskazująca, że *jedynym zagrożeniem jest zniekształcenie zespołów leśnych, na skutek występowania na siedlisku grądowym, gatunku obcego geograficznie – robinii akacyjowej*, dwa lata później okazała się nieaktualna (Zarządzenie... 2015, 2018). W związku z tym w czasie realizacji projektu w rezerwacie prowadzono pielęgnację wprowadzonych podsadzeń i usuwano konkurujące z gatunkami liściastymi okazy barszczu kaukaskiego.



Ryc. 3. Zajmowanie przez barszcz Sosnowskiego gniazd w drzewostanie robiniowym z podsadzeniami lipy i grabu. Fot. N. Górską 2021 r.

Wnioski

1. Potrzebne jest ustalenie nowej strategii usuwania gatunków inwazyjnych z terenów cennych przyrodniczo w dolinie Noteci.
2. Usuwanie gatunków inwazyjnych powinno być prowadzone w porozumieniu ze wszystkimi podmiotami zarządzającymi zasiedlonymi gruntami, w tym samorządami oraz organami ochrony przyrody.
3. Realizacja prac powinna być prowadzona pod kierunkiem naukowców, którzy będą w stanie szybko znajdować rozwiązania napotykanym problemom w przywracaniu równowagi przyrodniczej.
4. Plany ochrony powinny być ustalane maksymalnie na 5 lat, gdyż ochrona czynna jako ingerencja w ekosystem może wywoływać skutki uboczne wymagające dodatkowych, nieprzewidzianych działań.
5. Zwalczanie gatunków inwazyjnych powinno być wspierane edukacją przyrodniczą lokalnej społeczności.

Bibliografia

- Nadleśnictwo Zamrzenica. bez daty. Rezerwat Cisy Staropolskie. <https://wirtualne-spacery.pl/cisy/>. Ostatni dostęp 16.08.2021.
- Ośłowska M. 2018. Ochrona przyrody oraz ukierunkowanie ruchu turystycznego na obszarach cennych przyrodniczo na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu. https://www.torun.lasy.gov.pl/projekty-realizowane-przy-wsparciu-srodkow-ue/-/asset_publisher/1M8a/content/projekt-ochrona-przyrody-oraz-ukierunkowanie-ruchu-turystycznego-na-obszarach-cennych-przyrodniczo-na-terenie-regionalnej-dyrekcji-lasow-panstwowych-w?_101_INSTANCE_1M8a_viewMode=view#.YSYXnM8wjtR. Ostatni dostęp 16.08.2021 r.
- Plan ochrony dla rezerwatu przyrody Kruszyn (Dz. Urz. Woj. Kuj. Pom. z 2017 r. poz. 1360)
- Zarządzenie w sprawie rezerwatu przyrody Kruszyn (Dz. Urz. Woj. Kuj. Pom. z 2015 r. poz. 3330)
- Zarządzenie zmieniające plan ochrony dla rezerwatu przyrody Kruszyn (Dz. Urz. Woj. Kuj. Pom. z 2018 r. poz. 3278)

