ZASTĘPCA PREZYDENTA MIASTA

GW.0003.5.2020

BR.0003.127.2020 (6)

Gliwice, 5 sierpnia 2020 r.

nr kor. UM.721810.2020/EC

Urząd Miejski w Gliwicach
Sekretariat Biura Rady Miasta
data wpływu 06-08-2020
UM. .....

Katarzyna Kuczyńska-Budka
Agnieszka Filipkowska
Radne Rady Miasta Gliwice

ul. Zwycięstwa 21
44-100 Gliwice
Tel. +48 32 231 30 41
Fax +48 32 231 27 25
boi@um.gliwice.pl
www.gliwice.eu

Godziny pracy Urzędu Miejskiego:
poniedziałek - środa: 8:00 - 16:00;
czwartek: 8:00 - 17:00;
piątek: 8:00 - 15:00

Zastępca Prezydenta Miasta

ul. Zwycięstwa 21
44-100 Gliwice
Tel. + 48 32 231 78 22
Fax +48 32 231 27 25
zp1@um.gliwice.pl

W odpowiedzi na pismo proszę powołać się na nr sprawy: GW.0003.5.2020

Dotyczy: Odpowiedź na interpelację w sprawie budowy zbiornika retencyjnego na potoku Doa (Wójtowianka) (6).

W odpowiedzi na interpelację dotyczącą budowy zbiornika na potoku Wójtowianka uprzejmie informuję, że wszystkie dokumenty, które zostały do niej załączone są znane pracownikom Urzędu Miejskiego w Gliwicach. Inwestycja posiada wszelkie przewidziane polskim prawem pozwolenia na realizację, ma zapewnione dofinasowanie unijne, a miasto zawarło już umowę z wykonawcą. Od wielu tygodni prowadzimy dialog z osobami, które z różnych powodów sprzeciwiają się budowie zbiornika bądź wyrażają związane z tą inwestycją obawy. To naturalne, że tej skali inwestycja budzi emocje. Niestety, daleko idące zmiany projektu jakich oczekuje część mieszkańców są niemożliwe do wprowadzenia. Spełnienie tych oczekiwań musiałoby skutkować wypowiedzeniem umowy z wykonawcą (co wiązałoby się z karami umownymi), rozpoczęciem na nowo prac projektowych (przypominam, że obecny projekt powstawał trzy lata oraz kosztował miasto 366 540,00 zł, na zapłatę odszkodowań za przejęte grunty miasto wydatkowało kwotę 10 372 377,90 zł natomiast za wykonie koreferatu kwotę 118 080,00 zł) oraz wypowiedzeniem umowy dotacji. Jest całkowicie zrozumiałe, że osoby nie znające obowiązujących w Polsce procedur i przepisów związanych z przygotowaniem inwestycji mogą nie brać powyższych argumentów pod uwagę.

Dla radnych miejskich powinno być jednak oczywiste, że podjęcie takich decyzji wiązałoby się najprawdopodobniej z karnymi zarzutami z tytułu niegospodarności. Warto równocześnie podkreślić, że uwagi dotyczące możliwości zmniejszenia czy modyfikacji zbiornika zostały jednoznacznie zakwestionowane przez projektanta, który kilkukrotnie spotykał się z osobami sprzeciwiającymi się inwestycji. Osoby te posługiwały się argumentami i wyliczeniami, które po analizie okazały się nieadekwatne do istniejących problemów powodziowych miasta. Jak wspomniano wyżej projekt był opracowywany trzy lata przez fachowców z szeroką wiedzą, kompetencjami i uprawnieniami. Co istotne projektant ponosi odpowiedzialność prawną (w tym karną) za swoją pracę, a projekt, którego jest autorem, został poddany procedurze koreferatu – czyli oceny przez inny profesjonalny podmiot. Możliwość nieskrępowanego wyrażania opinii o sprawach publicznych jest z całą pewnością ogromną wartością. Opinie kwestionujące ustalenia ekspertów w zakresie parametrów tej inwestycji wygłaszane przez osoby nieposiadające odpowiednich kompetencji nie mogą być jednak traktowane jako im równorzędne.

W zakresie opracowań przyrodniczych przekazanych przez osoby kontestujące budowę zbiornika uprzejmie informuję, że dr hab. Mirosław Grzybowski, autor Karty Informacyjnej Przedsięwzięcia drobiazgowo odniósł się do tez zawartych w tych dokumentach. W załączeniu przekazuję treść tej polemiki. Wynika z niej jasno, że „ustalenia" przyrodników nie mogą być podstawą do kwestionowania zezwoleń uzyskanych przez miasto. Dodatkowo informuję, że zarówno wykonawca inwestycji, jak i inżynier kontraktu zatrudnią przyrodników, którzy dokonają przeglądu terenu bezpośrednio przed rozpoczęciem prac.

Teren Wilczych Dołów, niezależnie od opinii ekspertów co do jego wartości przyrodniczej, może być oczywiście subiektywnie postrzegany jako miejsce wartościowe pod względem przyrodniczym. Zdaniem fachowców nie jest to w żadnej mierze „cenny fragment lasu łęgowego", lecz obszar silnie przekształcony przez człowieka z licznymi gatunkami inwazyjnymi. Nie ma to jednak wpływu na subiektywne odczucia mieszkańców, którzy cenią to miejsce. Nie ulega również wątpliwości, że budowa zbiornika nieuchronnie doprowadzi do zniszczenia ok 600-metrowego fragmentu potoku i porastającej jego okolice roślinności. Co prawda jest to tylko krótki fragment z ok. 6 kilometrów potoku, może on jednak być traktowany jako wartość. Wartością jest jednak również bezpieczeństwo mieszkańców centrum miasta. I to właśnie dla ochrony mienia oraz zapewnienia bezpieczeństwa mieszkańców służyć ma system zbiorników przeciwpowodziowych, który zdaniem ekspertów powinien powstać w Gliwicach. Podejmując decyzje dotyczące wspólnoty samorządowej niejednokrotnie trzeba ważyć

racje i decydować, które sprawy są ważniejsze. Wartość sentymentalna fragmentu potoku jest duża, jak pokazuje aktywność społeczna, odzwierciedlona chociażby we wspomnianej petycji. Bezpieczeństwo powodziowe jest jednak w tym przypadku wartością nadrzędną.

Biorąc pod uwagę, że inwestycja znacząco ingeruje w teren, który pełnił do tej pory funkcje rekreacyjne zobowiązaliśmy się do takiego zagospodarowania powstałego zbiornika, aby zachować, a być możne nawet wzmocnić walory rekreacyjne tego obszaru miasta. Projekt zagospodarowania przyrodniczo-rekreacyjnego zbiornika przygotowuje pracownia 44STO znana gliwiczanom z bardzo dobrze ocenianej rewitalizacji parku Chrobrego. Uważam, że taka propozycja może stanowić rozsądny kompromis, który po czasie zostanie doceniony przez zdecydowaną większość mieszkańców miasta.

Mam nadzieję, że powyższe wyjaśnienia uznają Panie za wyczerpujące. Na zakończenie pozwolę sobie zauważyć, że odpowiedzialność za dobro mieszkańców miasta nie polega wyłącznie na wsłuchiwaniu się w argumenty czy potrzeby jednej określonej grupy. Zarządzanie miastem, prowadzenie inwestycji, dążenie do poprawy warunków życia czy poziomu bezpieczeństwa wielokrotnie stawia nas przed koniecznością ważenia racji i dokonywania, czasem trudnych, wyborów. Gliwice, jak pokazuje historia są zagrożone powodziami. Zmiany klimatu tylko zwiększają to ryzyko. Jest bardzo prawdopodobne, że prędzej czy później będziemy musieli zmagać się ze skutkami katastrofalnej powodzi. Spełnienie postulatów osób sprzeciwiających się budowie zbiornika doprowadziłoby do wieloletniego wstrzymania, bądź całkowitego zaniechania tej inwestycji. Odpowiedzialność za miasto wyklucza więc ich spełnienie.

Z poważaniem

Mariusz Śpiewok

Zastępca Prezydenta Miasta

Dokument podpisany bezpiecznym podpisem elektronicznym

Kopia: a/a, BR
Załącznik: odniesienie się do opinii „strony społecznej" wykonaną przez dr hab. Mirosława Grzybowskiego

Olsztyn, dn. 09.07.2020

Odniesienie się do:

- ***Opinia przyrodnicza dotycząca zasadności wykonania inwestycji pn. Suchy zbiornik retencyjny potoku Wójtowianka (Doa). Autorzy: dr Izabela Gerold-Śmietańska; dr hab. Adam Rostański; Katowice czerwiec 2020. (dalej: Opinia przyrodnicza)***
- ***Opinii ornitologiczne. Autor: mgr Tomasz Grochowski, Gliwice 12.06.2020 (dalej: Opinia ornitologiczna)***

Materiały będące podstawą opracowania:

KIP przedmiotowego przedsięwzięcia, 2015 rok oraz materiały zgromadzone w czasie prac terenowych z 21-22 sierpnia 2014 oraz 15-16 kwietnia 2015r oraz literatura przedmiotu przedstawiona na końcu niniejszego opracowania.

Wprowadzenie

Na wstępie chce bardzo wyraźnie podkreślić, że doliny rzeczne, bez względu na swoją rangę i zasięg, to najcenniejsze ekosystemy w gminnej przestrzeni. Odgrywają bardzo ważną rolę w systemie ekologicznym gminy. Pełnią rolę korytarzy ekologicznych o znaczeniu często ponadlokalnym i regionalnym, zapewniając tym samym powiązania przyrodnicze i ciągłość ekosystemów ekologicznych z obszarami sąsiednimi. Ponadto doliny rzeczne świadczą o bioróżnorodności i atrakcyjności przyrodniczej jednostek administracyjnych.

Przedmiotem polemiki są skutki środowiskowe powodowane przez inwestycję mająca na celu sterowanie ryzykiem powodziowym, poprzez działania techniczne opisane w projekcie suchego zbiornika retencyjnego na Potoku Wójtowianka (Doa) w Gliwicach. Skutki środowiskowe zostały opisane w KIP planowanego przedsięwzięcia.

Zabezpieczenie przed powodzią miasta Gliwice m.in. poprzez przedmiotową inwestycję – jest przykładem zarządzania przestrzenią w szerszym aspekcie dobra wspólnego i dotyczy centrum miasta Gliwice. Planowany zbiornik ma odciążyć odcinek zabudowany Ostropki, który zasilany wodami Wójtowianki, górnej części zlewni Ostropki oraz kolektorami kanalizacji deszczowej ma zbyt małą przepustowość, co prowadzi do podtopień w okresach intensywnych opadów deszczu. Ponadto, zbiornik na Wójtowiance będzie jednym z kilku planowanych zbiorników na terenie miasta i nie tylko, które działając razem, prowadzić będą do zmniejszenia powodziowych przyborów wody w Kłodnicy.

Jakikolwiek proces inwestycyjny, będzie oddziaływać na środowisko przyrodnicze i zwykle przynajmniej na etapie budowy, będzie to oddziaływanie niekorzystnie. Zakres tego oddziaływania oraz jego dopuszczalność, bądź nie, ustalamy w wyniku szeregu procedur formalnych (w tym głównie SOOŚ oraz OOŚ).

Przypomnę, że przedmiotowe przedsięwzięcie było przedmiotem uzgodnień w ramach szeregu dokumentów strategicznych, dla których była przeprowadzana strategiczna ocena oddziaływania na

środowisko (SOOŚ) oraz konsultacje społeczne – dotyczy to dokumentów szczebla krajowego jak i lokalnego. Dlatego w mojej ocenie, nie rozważana jest decyzja czy zabezpieczenie przed powodzią miasta jest priorytetem, czy też ochrona wartości przyrodniczych oraz rekreacyjna eksploatacja Wójtowianki jest takim priorytetem – **ta decyzja już zapadła na poziomie dokumentów strategicznych.** Zaznaczam również, że funkcje przyrodnicze oraz rekreacyjne obszaru ulegną modyfikacji, jednak w dalszym ciągu będą istotne, po warunkiem właściwego zagospodarowania obiektu.

Przypomnę (za KIP) ze wg. Projektu planu zarządzania ryzykiem powodziowym dla Regionu Wodnego Górnej Odry planowane przedsięwzięcie znajduje się na liście inwestycji technicznych planowanych do realizacji w latach 2014-2023:

Region wodny	Nazwa inwestycji	Jednostka odpowiedzialna	Zakres inwestycji
RW Górnej Odry	Poprawa stanu bezpieczeństwa przeciwpowodziowego w górnym dorzeczu Wisły i Odry	Gminy: Gliwice, Zabrze i Gierałtowice.	1. Budowa polderu poniżej ujścia rzeki Bytomki w Gliwicach; 2. Budowa suchych zbiorników w Gliwicach na cieku Ostropka; 3. Budowa suchych zbiorników w Gliwicach na potoku: Wójtowianka (1 zbiornik), Cienka (2 zbiorniki); 4. Budowa dwóch zbiorników w rejonie ulicy Bojkowskiej; 5. Budowa zbiornika przeciwpowodziowego Bagier; 6. Budowa zbiornika ret. na prawym zawalu Kłodnicy; 7. Budowa zbiorników na Potoku Mikulczyckim i Rokitnickim; 8. Wykonanie i realizacja projektu wykorzystania istniejącej infrastruktury technicznej, która może być wykorzystana do retencji wód opadowych i roztopowych...; 9. Wykonanie i realizacja projektu opomiarowania istniejącej infrastruktury technicznej...; 10. Wykonanie analizy projektowej powierzchni utwardzonych na terenie miasta w zakresie oddziaływania na środowisko oraz wpływu na stan i poziom wód.; 11. Budowa, modernizacja i poprawa stanu technicznego urządzeń przeciwpowodziowych; 12. Zbiornik ret. na Sośnicy II; 13. Suchy zb. ret. na potoku Ornontowickim; 14. Suchy zb. na lewym zawalu Kłodnicy; 15. Suchy zb. ret. przy ujściu potoku Chudowskim; 16. Zbiornik na potoku Promna; 17. Pogłębienie rzeki Kłodnicy na terenie gmin: Zabrze, Gierałtowice, Gliwice, Ruda Śląska i Katowice.

Przedsięwzięcie należy do przedsięwzięć celu publicznego. Realizuje cele publiczne w rozumieniu przepisów ustawy z dnia 21 sierpnia 1997 r. o gospodarce nieruchomościami (t.j. Dz.U. 2020 poz. 65) w zakresie art. 6: (ust. 4) ochronie przed powodzią; bezpieczeństwa publicznego (ust. 7). Przedsięwzięcie wpisuje się w kompleksową zintegrowaną ochronę przed powodzią miasta Gliwice. Przeprowadzona analiza zasadności zastosowania wariantu nietechnicznego przesiedleniowego dla obszaru problemowego (HOTSPOT) Gliwice, Gierałtowice, Zabrze, który byłby realizowany zamiast

podejmowania działań technicznych wykazała, że: *W przedmiotowym obszarze problemowym, dotyczącym w szczególności terenu miasta Gliwice, nie stwierdzono* ***możliwości zastosowania działania przesiedleniowego****. W strefie zalewu (p=1%), przy uwzględnieniu możliwości zniszczenia wałów, zidentyfikowano 388 budynków jednorodzinnych oraz 157 budynków wielorodzinnych, zamieszkanych łącznie przez blisko 4000 mieszkańców.*

Przedsięwzięcie zostało uwzględnione w aktualizacji planu gospodarowania wodami w dorzeczu Odry (Dz.U. 2016 poz. 1967) jako składowa przedsięwzięcia pn. *Poprawa stanu bezpieczeństwa przeciwpowodziowego w górnym dorzeczu Wisły i Odry.*

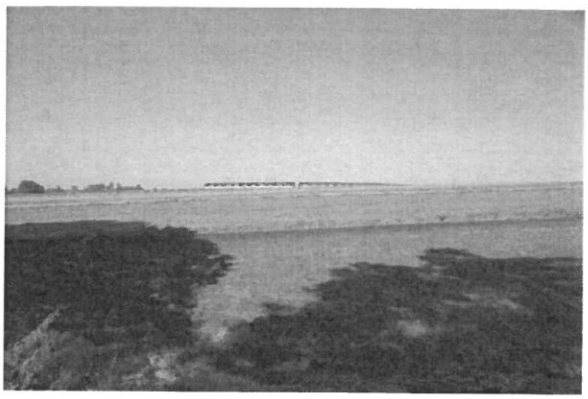
W planowaniu przestrzennym gminy zapisy ze studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Gliwice (przyjęte uchwałą nr XXXI/956/2009 Rady Miejskiej w Gliwicach) w załączniku nr 2 – część B – ustalenia Studium – tekst, jednoznacznie uwzględniają planowaną budowę zbiorników retencyjnych, w tym między innymi przy ul. Słowackiego i na Potoku Doa. Miejscowy plan obejmujący przedmiotowy teren (Uchwała nr IX/113/2011 Rady Miejskiej w Gliwicach z dnia 2 czerwca 2011 r. w sprawie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego dla terenów związanych bezpośrednio z rozwojem układu komunikacyjnego w Gliwicach, położonych wzdłuż południowo-zachodniej obwodnicy miasta oraz autostrady A-4), jest zapis *o utrzymanie koryt cieków wodnych, przejazdów i przepustów oraz zielonych dolin, w stanie spełniającym wymogi ochrony przeciwpowodziowej* oraz zapis o zakazie *naruszenia zasad ochrony przeciwpowodziowej w działalności związanej z utrzymaniem potoków i cieków wodnych.*

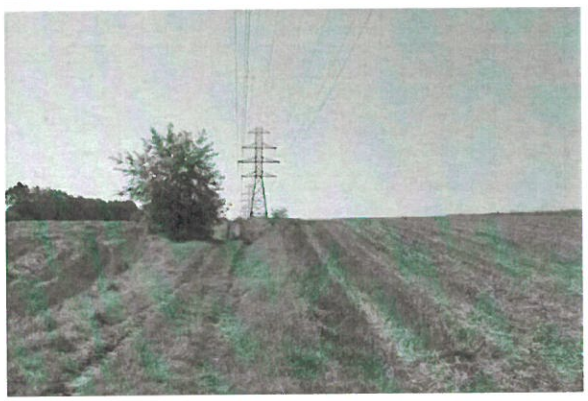
Nadmienić należy również, że w obszarze planowanym pod suchy zbiornik nie wyznaczono obszarowych form ochrony przyrody, co formalnie nie wskazuje na wysokie walory przyrodnicze.

Przedsięwzięcie należy do inwestycji przeciwpowodziowych i podlega przepisom określonym ustawą o szczególnych zasadach przygotowania do realizacji inwestycji w zakresie budowli przeciwpowodziowych (t.j. Dz.U. 2019 poz. 933).

Dlatego też uważam, że na etapie przedprojektowym i projektowym, starannie rozważono zasadność przedmiotowego przedsięwzięcia (w Kip cytowane: liczne ekspertyzy/zapisy w dokumentach planistycznych/PZRP/aPGW/projekt, a dalsze działania to wykup gruntów/decyzja środowiskowa) – jednoznacznie stwierdzające, że zabezpieczenie przed powodzią miasta jest priorytetem, co wpłynie na ochronę przed powodzią miasta. Podtrzymuję również ocenę przyrodniczą Wójtowianki, uznając jej niską wartość przyrodniczą. **Roślinność rzeczywista doliny Wójtowianki na odcinku objętym planowana realizacją suchego zbiornika jest znacząco przekształcona.** Ma charakter synantropijny. Trudno powiedzieć jakimi kryteriami posługują się autorzy opinii przyrodniczej wskazując na naturalny charakter koryta Wójtowianki, w której mamy do czynienia z 23 budowlami hydrotechnicznymi (z czego 10 do likwidacji w czaszy zbiornika), zmieniającymi i modyfikującymi naturalny przepływ, zaburzającymi ciągłość cieku, również charakter morfologiczny koryta i doliny rzecznej, pofragmentowanej (liczne groble, przepusty, ścieżki, a ostatnio, po przygotowaniu przedmiotowej KIP planowanego przedsięwzięcia, Wójtowiankę przecięła obwodnica Gliwic), zlewni potoku zmienionej antropogenicznie, użytkowanej rolniczo (intensywne formy rolnictwa) oraz penetrowanej przez mieszkańców Sikornika, koryta potoku zaśmiecanego odpadami z ogrodów działkowych. Wszystko to miało i ma miejsce, na krótkim odcinku cieku ok. 2km. Ponadto mówimy o korycie, w którym stwierdzono liczne gatunki obce i inwazyjne (w tym te które są uznane za zagrożenie dla różnorodności biologicznej kontynentu, kraju – czyli „oficjalnie inwazyjne", oraz te

które przez GDOŚ są wskazywane jako te, które powinny za takie być uznawane – karty gatunków inwazyjnych w załączniku). Są tu liczne apofity, gatunki ruderalne, segetalne, żadnego gatunku objętego ochroną (flora) oraz pospolicie występujące w arbocenozach i agrocenozach gatunki fauny – owszem objęte ochroną, jednak ich liczebność oraz skład, nie upoważnia do wskazywania że Dolina Wójtowianki posiada, wysokie walory przyrodnicze. Synantropizacja szaty roślinnej jest skutkiem działalności człowieka, zarówno świadomej, jak i nieświadomej. Roślinność jest jednym z głównych elementów kształtujących ekosystemy a nawet krajobrazy, tworzącym środowisko życia zwierząt. Jednocześnie roślinność stanowi kompleksowy obraz panujących warunków siedliskowych i jest czułym bioindykatorem jego zmian. Stanowi, więc syntetyczny wykładnik ekosystemu oraz wskaźnik dynamiki układu i zachodzących w nim zmian (Matuszkiewicz 1974). W części zasadniczej opracowania odniosę się do aspektów przyrodniczych doliny Wójtowianki (ponownie ponieważ było to przedmiotem analizy w KIP), szczególnie do szaty roślinnej, ornitofauny oraz funkcji korytarza ekologicznego. Poniżej kilka zdjęć z lat 2014 -2015 w których widoczne są cechy zlewni Wójtowianki:





Bagatelizowanie gatunków obcych, niedoszacowanie ich liczebności, niedostrzeganie przekształceń flory fitocenoz leśnych oraz łąkowych i okrajkowych w dolinie Wójtowianki jest zupełnie niezrozumiałe, tym bardziej że w dolinie nie występuje tylko jeden gatunek inwazyjny/obcy (szczegóły dalej), na tylko jednym stanowisku. Wskazywanie, według autorów opinii przyrodniczej, że mamy do czynienia cytuję: *W kilku miejscach omawianego fragmentu łęgu notowano występowanie gatunków obcych. Wśród drzew były to pojedyncze okazy następujących gatunków: robinia akacjowa (Robinia pseudoacacia), klon jesionolistny (Acer negundo), kasztanowiec zwyczajny (Aesculus hippocastanum), a w warstwie roślin zielnych dwa płaty rdestowca ostrokończystego (Reynoutria japonica) o łącznej powierzchni (40 m²), niecierpka gruczołowatego (Impatiens glandulifera) o powierzchni (20 m²) oraz nawłoć kanadyjską (Solidago canadensis) o powierzchni (5 m²)* – nie odpowiada rzeczywistości. W przedmiotowym łęgu (w postaci kadłubowej), nie tylko płatowo, ale również w rozproszeniu występuje niecierpek gruczołowaty, rdestowiec ostrokończysty, niecierpek drobnokwiatowy, nawłoć kanadyjska i inne (dowodem jest dokumentacja zdjęciowa z lat 2014-2015).

Bardzo trudno byłoby znaleźć jeden fragment przedmiotowego cieku, bez odkształc. hydromorfologicznych, cenotycznych oraz florystycznych. W materiałach nie będących częścią opinii jednak publikowanych w przestrzeni medialnej – rozpowszechniane są informacje o tym jakoby w dolinie Wójtowianki, nie mamy do czynienia z synantropizacją szaty roślinnej. Lista gatunków obcych, inwazyjnych, ruderalnych, segetalnych, fragmentacja zadrzewień przyrzecznych, grunty orne oraz ciągi komunikacyjne, dziwnym zbiegiem okoliczności, jak sądzę, wg. autorów takich stwierdzeń, ominęły Dolinę Wójtowianki, nie powodując żadnych zmian w szacie roślinnej oraz faunie ją zasiedlającej. Wskazywanie na piżmaka (gatunku zagrażającego różnorodności biologicznej kontynentu), jako gatunku budującego różnorodność drobnej teriofauny Wilczych Dołów i powielanie

tych informacji w internecie, jako świadectwo istotności cieku dla regionalnej różnorodności biologicznej regionu, w mojej ocenie jest nieuzasadnione. Rozpowszechnianie obcych gatunków roślin w naturalnych i seminaturalnych zbiorowiskach roślinnych jest poważnym problemem zagrażającym gatunkom rodzimym oraz wpływającym na strukturę i dynamikę ekosystemów (Mayer i in. 2005). Rośliny obcego pochodzenia, silne konkurencyjnie, wnikając do zbiorowisk roślinnych mogą wypierać gatunki rodzime, przez co stanowią zagrożenie różnorodności biologicznej (Byers i in. 2002). Interakcje konkurencyjne są podstawowym czynnikiem kształtującym zbiorowiska roślinne, wpływają one także na wzorce rozprzestrzeniania gatunków oraz strukturę fitocenoz. Stosunki konkurencyjne modyfikują także wymagania środowiskowe oraz zasięgi geograficzne zarówno rzadkich, jak powszechnie występujących gatunków roślin (Walck i in. 1999).

Ponadto należy wskazać, że suche zbiorniki retencyjne należą do najmniej ingerujących środowiskowo form technicznego sterowania ryzykiem powodziowym (w KIP znajduje się szczegółowe rozwinięcie i uzasadnienie). Są to budowle gdzie rzeka swobodnie przepływa przez czaszę zbiornika i urządzenia upustowe, do czasu gdy przepływ staje się większy od zdolności przepustowych stopnia. Większe dopływy wód są magazynowane w zbiorniku. Po przejściu fali powodziowej następuje stopniowe opróżnienie zbiornika. Zasada działania suchych zbiorników przeciwpowodziowych polega na przechwyceniu w czaszy zapory znaczących objętości fali powodziowej o zadanym prawdopodobieństwie przewyższenia oraz umożliwieniu ciągłego odpływu wody w ilości nieprzekraczającej określonego przepływu bezpiecznego. Jego wielkość określana jest indywidualnie w zależności od stopnia i lokalizacji zabudowy oraz konfiguracji (morfologii) terenu. Zapora zbiornika suchego zaprojektowana jest w taki sposób, że nie pozwala na piętrzenie wody przy przeciętnych poziomach przepływu w rzece i przy niewielkich wezbraniach. Obszar zbiornika pozostaje suchy przez znaczną część okresu eksploatacji. Natomiast podczas wysokich wezbrań, samoczynnie lub poprzez świadome sterowanie, następuje w nim spiętrzenie wody pozwalające złagodzić ich przebieg. W czasach, gdy powstawały istniejące zbiorniki suche (liczne przykłady w literaturze jak choćby Lenar-Matyas i in. 2009, Wawręty, Żelaziński 2006, 2007, Żelaziński, Wawręty (red.) 2005 i szereg innych wymienionych w spisie literatury pozycji w KIP) nie zwracano uwagi na czynniki środowiskowe, obecnie stwierdzono, że zaburzenia środowiska naturalnego, spowodowane działaniem tych obiektów są minimalne. Zbiornik suchy działa skuteczniej niż zbiornik o stałym piętrzeniu, ponieważ cała pojemność wykorzystywana jest dla ograniczenia ryzyka powodzi. Ich efektywność polega głównie na opóźnieniem koncentracji fali powodziowych na recypiencie, a także lokalnie chronią one doliny leżące tuż poniżej. Działalność takich zbiorników ma tę zaletę, że nie zajmują one na stałe terenów (zwykle łąkowych), bowiem ich czasza jest przez większą część roku „sucha". Suchy zbiornik nie powoduje negatywnych skutków środowiskowych, jak w przypadku zbiorników o stałym piętrzeniu, jak: wyrównanie odpływu, zatrzymywanie rumowiska rzecznego, gromadzenie zanieczyszczeń, przeszkoda na trasie wędrówki ryb, zahamowanie procesów samooczyszczania, zmiana ekosystemu rzecznego na jeziorny.

Synantropizacja szaty roślinnej/gatunki obce i inwazyjne

Roślinność rzeczywista doliny Wójtowianki na odcinku objętym planowana realizacją suchego zbiornika jest znacząco przekształcona. **Ma charakter synantropijny. Synantropizacja szaty roślinnej jest skutkiem działalności człowieka, zarówno świadomej, jak i nieświadomej.**

Przyczyny synantropizacji szaty roślinnej w zlewni Wójtowianki (Wilczych Dołów):

- Intensywne użytkowanie rolnicze - grunty orne - monokultury upraw rolnych (w aPGW – określanej jako zlewni rolno-zantropogenizowanej)
- ogrody działkowe
- przekształcenia hydromorfologiczne koryta – budowle hydrotechniczne [23 budowle hydrotechniczne na odcinku – 0+161 do 1+955 w czaszy około 10 do likwidacji), fragmentacja terenu,
- bliskość aglomeracji Gliwic (w tym Sikornika) – ciągi komunikacyjne, bliskość dużych arterii komunikacyjnych, penetracja terenu, śmieci, wydeptywanie itp.

Skutki:

- obecność licznych gatunków inwazyjnych [flora (niecierpek gruczołowaty, rdestowiec ostrokończysty bądź też postulowane jako inwazyjne nawłoć kanadyjska i późna, klon jesionolistny, niecierpek drobnokwiatowy, moczarka kanadyjska i fauna (ślinik luzytański, piżmak)]
- zakres historycznych przekształceń szaty roślinnej obszaru obrazuje mapa roślinności potencjalnej i obecnej (KIP) a jej obecny stan opisano m.in. :
- zadrzewienia i zakrzaczenia obecne wzdłuż koryta Wójtowianki maja charakter kadłubowy, zostały opisane w KIP jako zbiorowisko kadłubowe łęgu *Ficario-Ulmetum*.

Diagnoza wskazania kadłubowej postaci łęgu nawiązującej do *Ficario-Ulmetum*, została oparta na następujących przesłankach: obecność gatunków wyróżniających jak *Ficaria verna* (ziarnopłon wiosenny), *Quercus robur* (dąb szypułkowy), *Rubus caesius* (jeżyna popielica), *Dactylis polygama* (kupkówka Aschersona); udziale w drzewostanie gatunków grądowych *Carpinus betulus* (grab), *Tilia cordata* (lipa drobnolistna), *Acer platanoides* (klon zwyczajny), *Acer compestre* (klon polny) i *Malus* sp. (jabłoń domowa i dzika); rozbudowanej warstwy krzewów z nitrofilnymi gatunkami jak *Sambucus nigra* (bez czarny); diagnoza jest obarczona również obserwowanymi odkształceniami szaty roślinnej [m.in. dominacja *Impatiens parviflora* (niecierpka drobnokwiatowego) oraz udział innych gatunków obcych i inwazyjnych we wszystkich warstwach zbiorowiska]; jak również relatywnie wysokie brzegi skarp na których występują zadrzewienia, niski stan wód w korycie, stanowiących o strefie zalewów epizodycznych – co wskazuje na zasadność takiej interpretacji.

Bezsporna jest diagnoza, że przedmiotowe siedlisko wąskiego pasa zadrzewień i zakrzaczeń przyrzecznych jest związane z doliną rzeczną i ma charakter łęgowy. Przyjmując obie interpretacje pod rozwagę (a więc również interpretacje podaną w *Opinii przyrodniczej*, że mamy do czynienia z *Fraxino-Alnetum)*, należy rozważyć cechy obu typów siedlisk, wskazujące na walory przyrodnicze. Wg autora KIP są to zbiorowiska kadłubowe.

Posługując się metodyką GIOŚ oceniono siedlisko uznane w KIP jako zbiorowisko kadłubowe łęgu *Ficario-Ulmetum:*

91F0	Parametry oceny stanu siedliska
Powierzchnia siedliska	**U2** - wąski 2-3 m pas zadrzewień i zakrzaczeń; antropogeniczna fragmentacja drogami dojazdowymi i budowlami hydrotechnicznymi
Struktura i funkcje	**U2**
Wiek drzewostanu	U2- mniej niż 10% starego drzewostanu (starszy niż 100lat – drzewa o pierśnicy >75 = 15 szt) oraz mniej niż 50% udział drzew starszych niż 50 lat (drzewa o pierśnicy: 56-65 = 35szt; 66-75= 22szt);
Naturalne odnowienie drzewostanu	U2 - zbyt wąski pas zadrzewień by spontaniczny proces lasotwórczy mógł być realizowany
Charakterystyczna kombinacja florystyczna runa	U2 – postać kadłubowa; ubogi skład gatunkowy, obecność licznych gatunków inwazyjnych na znacznych powierzchniach; obecność apofitów; dominantem jest niecierpek drobnokwiatowy oraz na znacznych powierzchniach niecierpek himalajski, charakter kompozycji florystycznej odbiegający od wzorca
Gatunki dominujące	U2 - w warstwie podszytu i warstwie zielnej dominują gatunki obce! Drzewostan: bardzo wąski pas zadrzewień, dominacja olszy czarnej ok. 70%; dąb szypułkowy ok 15%; udział jesiona < 5% ; ok 10%- udział gatunków obcych geograficznie; obecność gatunków obcych ekologicznie – U1; warstwa podszytu - rdestowiec ostrokończysty z rodzimych czeremcha/głóg/ wierzba krucha i wierzba biała U2 (ze względu na rdestowiec); w warstwie zielnej dominantem jest niecierpek drobnokwiatowy oraz na znacznych powierzchniach niecierpek himalajski; ubóstwo gatunkowe – U2
Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu	U2 - wąski pas zadrzewień przyrzecznych; fragmentacja drogami dojazdowymi i budowlami hydrotechnicznymi; mniej niż 30% powierzchni zajętej starymi drzewostanami
Ekspansywne gatunki obce w podszycie i runie	U2 – niecierpek himalajski; niecerpek drobnokwiatowy; nawłoć kanadyjska, facjalna dominacja gatunków obcych w warstwie zielnej oraz udział w warstwie podszytu
Ekspansywne gatunki rodzime (apofity)	U2 - na okrajkach wnikanie roślinności ruderalnej (pokrzywa, bylica pospolita, nawłoć kanadyjska); roślinności segetalnej
Gatunki obce ekologicznie w drzewostanie	jabłoń domowa; jabłoń dzika; śliwa domowa mirabela; świerk pospolity
Gatunki obce geograficznie w drzewostanie	Klon jesionolistny (4); Kasztanowiec zwyczajny (1); Orzech włoski (33); robinia akacjowa (25), dąb czerwony (1), świerk kłujący (1) – łącznie 65 sztuk
Liczba gatunków z grupy 'wiązy, dąb, jesion" występujących w drzewostanie	U1 dwa gatunki - brak wiązu; niewielki udział graba < 5%, udział jesionu <5% (winno być ok 25%)
Martwe drewno leżące lub stojące >3 m długości i >50 cm grubości	U2 - < 3% żywego drzewostanu
Przejawy procesu grądowienia	Nie oceniono ze względu na wąski pas drzewostanu
Różnorodność gatunkowa warstwy krzewów	2-3 gatunki U1 - rodzime gatunki krzewów właściwe siedlisku: czeremcha i wierzba krucha, wierzba szara ze względu na rdestowiec ostrokończysty bardzo częsty wzdłuż koryta; wierzba mandżurska; wierzba japońska – pojedynczy uciekinierzy z ogrodów działkowych (?) U2 – ocena obniżona
Inne zniekształcenia (rozjeżdżanie, wydeptywanie, zaśmiecenie)	U2 - silne
Perspektywy ochrony	**U2 silne negatywne trendy (gatunki inwazyjne); zaawansowane procesy recesji**
Ocena ogólna	**U2**

Przyjmując interpretację z opinii przyrodniczej że mamy do czynienia z *Fraxino-Alnetum*:

91E0	Parametry oceny stanu siedliska
Powierzchnia siedliska	**U2** - wąski 2-3 m pas zadrzewień i zakrzaczeń; antropogeniczna fragmentacja drogami dojazdowymi i budowlami hydrotechnicznymi
Struktura i funkcje	**U2**
Wiek drzewostanu	U2- mniej niż 20% starego drzewostanu (starszy niż 100lat – drzewa o pierśnicy >75 = 15 szt) oraz mniej niż 50% udział drzew starszych niż 50 lat (drzewa o pierśnicy: 56-65 = 35szt; 66-75= 22szt);.
Naturalne odnowienie drzewostanu	U2 - zbyt wąski pas zadrzewień by spontaniczny proces lasotwórczy mógł być realizowany
Pionowa struktura roślinności	U1 - Antropogenicznie zmieniona, lecz zróżnicowana
Charakterystyczna kombinacja florystyczna runa	U2 – postać kadłubowa; ubogi skład gatunkowy, obecność licznych gatunków inwazyjnych na znacznych powierzchniach; obecność apofitów; dominantem jest niecierpek drobnokwiatowy oraz na znacznych powierzchniach niecierpek himalajski, charakter kompozycji florystycznej odbiegający od wzorca
Gatunki dominujące	U2 - w warstwie podszytu i warstwie zielnej dominują gatunki obce! Drzewostan: bardzo wąski pas zadrzewień, dominacja olszy czarnej ok. 70%; dąb szypułkowy ok 15%; udział jesiona < 5% ; ok 10%- udział gatunków obcych geograficznie; obecność gatunków obcych ekologicznie – U1; warstwa podszytu - rdestowiec ostrokończysty z rodzimych czeremcha/głóg/ wierzba krucha i wierzba biała, ponadto wierzba mandżurska; wierzba japońska – pojedynczy uciekinierzy z ogrodów działkowych U2 (ze względu na rdestowiec); w warstwie zielnej dominantem jest niecierpek drobnokwiatowy oraz na znacznych powierzchniach niecierpek himalajski; ubóstwo gatunkowe – U2
Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu	U2 - wąski pas zadrzewień przyrzecznych; fragmentacja drogami dojazdowymi i budowlami hydrotechnicznymi; mniej niż 30% powierzchni zajętej starymi drzewostanami
Inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie	U2 – niecierpek himalajski; niecierpek drobnokwiatowy; nawłoć kanadyjska, facjalna dominacja gatunków obcych w warstwie zielnej oraz udział w warstwie podszytu
Ekspansywne gatunki rodzime (apofity)	U2 - na okrajkach wnikanie roślinności ruderalnej (pokrzywa, bylica pospolita, nawłoć kanadyjska); roślinności segetalnej
Naturalność koryta rzecznego (stosowa tylko, jeżeli występowanie łęgu jest związane z ciekiem)	U2 – znaczące przekształcenia hydromorfologiczne koryta – budowle hydrotechniczne [23 budowle hydrotechniczne na odcinku – 0+161 do 1+955 w czaszy około 10 do likwidacji; miejscami profilowanie koryta] – niskie cechy naturalności koryta; ponadto: śmieci/penetracja/dopływ biogenów ze zlewni/fragmentacja koryta a biorąc pod uwagę użytkowanie zlewni (głównie rolniczej, w aPGW – określanej jako zlewni rolno-zantropogenizowanej), wykonana ocena metoda MHR wskazuje ze koryto cieku jest PSD (poniżej stanu dobrego)
Gatunki obce geograficznie w drzewostanie	U1 <10% i nie odnawiające się: Klon jesionolistny (4); Kasztanowiec zwyczajny (1); Orzech włoski (33); robinia akacjowa (25), dąb czerwony (1), świerk kłujący (1) – łącznie 65 sztuk
Martwe drewno (łączne zasoby)	U2 - <10m3/ha
Martwe drewno leżące lub stojące >3 m długości i >50 cm grubości	U2 - < 3% żywego drzewostanu
Inne zniekształcenia (rozjeżdżanie, wydeptywanie, zaśmiecenie)	U2 - silne
Perspektywy ochrony	**U2 silne negatywne trendy (gatunki inwazyjne); zaawansowane procesy recesji**
Ocena ogólna	**U2**

Z obu ocen wynika że ocena stanu siedliska przyrodniczego łęgu jest zła.

Podstawą oceny parametrów stanu jest skład gatunkowy i pokrycie siedliska gatunkami.

Apofity to rośliny rodzime (autochtoniczne) trwale zadomowione na siedliskach antropogenicznych, przejściowo zawlekane na siedliska antropogeniczne oraz zdziczałe z uprawy. Antropofity mogą współtworzyć zbiorowiska naturalne lub półnaturalne, a jednocześnie maja charakter synantropijny. Gatunki kosmopolityczne o szerokim spektrum występowania, ale mające charakter ruderalny/segetalny wraz z gatunkami obcymi dominują w przedmiotowym terenie. Jest to podstawa do stwierdzeń o synantropizacji szaty roślinnej. Analizując skład gatunkowy stwierdzony w czasie gromadzenia danych do KIP, ale również uwzględniający listę gatunków dołączonych do *Opinii przyrodniczej* (w obu przypadkach lista nie jest pełna ale wystarczająca do diagnozy stanu siedliska), sporządzono zestawienie które wskazuje na synantropizację flory obszaru oraz udział gatunków niebezpiecznych (inwazyjnych):

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
zwyczajna					*przyrzeczne*
Dąb czerwony	*Quercur rubra* L.		*zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: wschód Ameryki Północnej [czas przybycia na teren Polski: 1806r. (introdukcja), 1924r.?, 1937r.?]* *Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 15pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar* *- zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na przeważającym obszarze Polski, przeważnie z dużą liczbą osobników lub w dużych skupieniach; stopniowo zajmuje nowe stanowiska* *- kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrażone lub o charakterze naturalnym* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: o charakterze naturalnym* *- główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika:* *- 6210 — murawy kserotermiczne (Cl. Festuco-Brometea i ciepłolubne murawy z Asplenion septentrionalis-Festucion pallentis) - priorytetowe są tylko murawy z ważnymi stanowiskami storczyków* *- 9110 — kwaśne buczyny (SubAll. Luzulo-Fagenion)* *- 9160 — grąd subatlantycki (Ass. Stellario holosteae-Carpinetum betuli)*	*Pospolicie na terenie całego kraju.*	*pojedynczo*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
Babka zwyczajna	*Plantago major* L.	x		*Gatunek pospolity na terenie całego kraju, także w wyższych położeniach górskich.*	*Częsty wzdłuż ciągów pieszych*
Bez czarny	*Sambucus nigra* L.	x		*Pospolity. Zarośla, skraje lasów, zręby, miejsca ruderalne..*	*Niezbyt częsty; zbiorowisko kadłubowe - łęg*
Bieluń dzieńdzieżawa	*Datura stramonium L.*		*zadomowiony, nieinwazyjny; kenofit; pochodzenie: rejon południowo-wschodni Ameryki Północnej [czas przybycia na teren Polski: 1652r., 1825r., 1837r.]* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych*	*Gatunek dość częsty. Miejsca ruderalne.*	*Pojedynczy, poza zasięgiem zbiornika*
Bluszczyk kurdybanek	*Glechoma hederacea* L.	x		*Lasy łęgowe, polany, zakrzaczenia, wilgotne lub okresowo zalewane łąki, także tereny ruderalne, przydroża; na glebach wilgotnych, żyznych, o odczynie zasadowym do słabo kwaśnego.*	*Częsty na okrajkach zadrzewień; nie częsty we wnętrzu zadrzewień*
Bodziszek cuchnący	*Geranium robertianum* L.			*Pospolity. Lasy i ich skraje, zarośla, zbocza, zręby*	*Średnio częsty na okrajkach zadrzewień;*
Bylica pospolita	*Artemisia vulgaris* L.	x		*Pospolita. Miejsca ruderalne, przydroża, miedze, pola, aluwia nadrzeczne.*	*Strefa ekotonowa – użytki rolne/zadrzewienia przyrzeczne, przy budowlach hydrotechnicznych*
Chmiel zwyczajny	*Humulus lupulus* L.	x		*W wilgotnych lasach i zaroślach, często nad wodami.*	*Strefa ekotonowa – użytki rolne/zadrzewienia przyrzeczne; buduje zbiorowiska welonowe – często z gatunkami inwazyjnymi - zdjęcia*
Czeremcha	*Padus avium* Mill.			*Pospolicie na terenie całego kraju.*	*Częsty, zadrzewienia*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
Jemioła pospolita	*Viscum album* L.			*Częsty, dwupienne półpasożytnicze krzewinki rosnące na gałęziach drzew i krzewów do których wrastają przekształconymi korzeniami*	*Półpasożyt, średnio liczny*
Jesion wyniosły	*Fraxinus excelsior* L.			*Pospolity, wilgotne lasy*	*Średnio częsty*
Jeżyna	*Rubus sp.*	x			
Jeżyna popielica	*Rubus caesius* L.	x		*Częsty, w sąsiedztwie wód objaw przesuszenia siedliska*	*Średnio częsty, strefa ekotonowa*
Kasztanowiec zwyczajny	*Aesculus hippocastanum* L.		*zadomowiony, nieinwazyjny; kenofit; pochodzenie: Europa południowo-wschodnia (Półwysep Bałkański) [czas przybycia na teren Polski: XVIw. (introdukcja), druga połowa XX w.*		*rzadki*
Kielisznik zaroślowy	*Calystegia sepium* (L.) R. Br.	x		*Częsty. Wilgotne szuwary, zarośla, łęgi.*	*Strefa ekotonowa – użytki rolne/zadrzewienia przyrzeczne; buduje zbiorowiska welonowe – często z gatunkami inwazyjnymi - zdjęcia*
Klon jesionolistny	*Acer negundo* L.		*zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: Ameryka Północna (wschodnie rejony) [czas przybycia na teren Polski: 1808r. (introdukcja); 1899r. (1873r.?)]*		*Nieczęsty (4 sztuki)*
Klon polny	*Acer campestre* L.			*Dość częsty na terenie całego kraju z wyłączeniem północnego-wschodu*	*Nieczęsty – nie podawany w ramach inwentaryzacji zadrzewień*
Klon zwyczajny	*Acer platanoides* L.			*Najczęstszy z gatunków rodzimych, występuje na terenie całego kraju do niższych położeń górskich.*	*Nieczęsty*
Koniczyna łąkowa	*Trifolium pratense* L.	x		*Częsty, łąki, pastwiska, widne zarośla, skraje lasów, zb*	*Częsty na łące przy Sikorniku, również strefa*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			- 9170 — grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (Ass. Galio sylvatici-Carpinetum betuli, Ass. Tilio cordatae-Carpinetum betuli) *- 9190 (szczególnie) — kwaśne dąbrowy (All. Quercion robori-petraeae)*		
Dąb szypułkowy	*Quercus robur* L.			*pospolity*	*Częsty, zadrzewienia przyrzeczne*
Dziurawiec zwyczajny	*Hypericum perforatum* L.	x		*Pospolity. Skraje lasów, zręby, zarośla, murawy.*	*Nie notowany w 2014/2015*
Glistnik jaskółcze ziele	*Chelidonium majus* L.	x		*Pospolita roślina ruderalna, okolice domostw, zarośla, przydroża; w miejscach częściowo zacienionych, żyznych, bogatych w próchnicę i azot.*	*Częsty, na okrajkach/wnikał w zadrzewienia przyrzeczne*
Głóg jednoszyjkowy	*Crataegus monogyna* Jacq.			*Pospolity na niżu i pogórzu; także sadzony wysoki krzew lub drzewko ozdobne i używany na żywopłoty.*	*Częsty, zadrzewienia przyrzeczne*
Gorczyca polna	*Sinapis arvensis* L.			*Archeofit; Chwast upraw polnych, często masowo na zruderalizowanych siedliskach. Na glebach żyznych, bez zwartej roślinności, o odczynie zasadowym lub neutralnym, z preferencją dla dostatecznie wilgotnych.*	*Częsty na skraju gruntów ornych*
Gwiazdnica gajowa	*Stellaria nemorum* L.			*Wilgotne, żyzne, cieniste lasy, zarośla, ziołorośla, nad potokami.*	*Rzadki, wypierany przez niecierpki*
Jarząb pospolity	*Sorbus aucuparia* L. em. Hedl.			*Pospolicie na terenie całego kraju. Lasy, zarośla, miedze.*	*rzadki, zadrzewienia przyrzeczne*
Jaskier rozłogowy	*Ranunculus repens* L.	x		*Pospolity, wilgotne łąki, lasy łęgowe, wilgotne rowy, podmokłe miejsca na polach, mokre tereny ruderalne.*	*Na okrajkach w strefie ekotonowej zadrzewień przyrzecznych/gruntów ornych; częściej poniżej inwestycji*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych		
Mierznica czarna	*Ballota nigra* L.		- zadomowiony, nieinwazyjny; archeofit; pochodzenie: Europa [czas przybycia na teren Polski: nieznany] - wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych		*Okrajki gruntów ornych*
Mniszek pospolity	*Taraxacum officinale* F. H. Wigg.	x		*pospolity*	*Rozproszony w całym obszarze głównie na okrajkach zadrzewień i łąkach*
Moczarka kanadyjska	*Elodea canadensis* Michx.		*zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: Ameryka Północna [czas przybycia na teren Polski: 1867r.]* *Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 16pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar* *- zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne), ekonomiczne (zauważalne), społeczne (brak lub nieznane)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na całym terenie Polski, przeważnie z dużą liczbą osobników, tworząc rozległe łany; utrzymuje się na dotychczasowych stanowiskach* *- kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrażone lub o charakterze naturalnym* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych - o charakterze naturalnym* *- główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika:*	*pospolity*	*Jeden płat w odsłoniętym fragmencie koryta cieku*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
				przydroża.	*ekotonowa – użytki rolne/zadrzewienia przyrzeczne;*
Kosaciec żółty	*Iris pseudacorus* L.			*Pospolity. Brzegi wód, moczary, olsy.*	*Rzadko, pojedyncze stanowiska w rozproszeniu*
Kościenica wodna	*Myosoton aquaticum* (L.) Moench			*wilgotne zarośla i ich skraje, rowy, brzegi wód, także siedliska zruderalizowane. Często miejsca cieniste, wilgotne, żyzne.*	*Średnio częsty, na okrajkach zadrzewień, mniej w ich wnętrzu*
Kuklik zwisły	*Geum rivale* L.			*Pospolity na terenie całej Polski. Wilgotne łąki, lasy i zarośla*	*Nieczęsty, strefa ekotonowa, w miejscach prześwietlonych przy korycie cieku*
Kupkówka pospolita	*Dactylis glomerata* L.	x		*pospolity*	*Liczny łąki, ekoton, okrajki w sąsiedztwie ścieżek pieszych*
Ligustr pospolity	*Ligustrum vulgare* L.			*Uprawiany i dziczejący krzew ozdobny*	*Rzadko przy ogrodach działkowych - zdjęcie*
Lipa drobnolistna	*Tilia cordata* Mill.			*Występuje na terenie całego kraju, typowa dla grądów.*	*Rzadko (3 szt)*
Łopian większy	*Arctium lappa* L.	x		*Częsty gatunek ruderalny*	*Nieczesty na okrajkach, gatunek ruderalny,*
Malina właściwa	*Rubus idaeus* L.			*Występuje pospolicie na terenie całego kraju, w świetlistych lasach, na ich skrajach, polanach, zaroślach. Od tego gatunku wywodzi się większość uprawianych odmian maliny.*	*Nieczesty w latach 2014/2015*
Maruna bezwonna	*Matricaria perforata* Merat		*zadomowiony, nieinwazyjny; archeofit; pochodzenie: antropogeniczne [czas przybycia na teren Polski: nieznany]*	*pospolity*	*Okrajki gruntów ornych*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			łany; stopniowo zajmuje nowe stanowiska *- kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrażone lub o charakterze naturalnym* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych - o charakterze naturalnym* *- główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika:* *- 6210 — murawy kserotermiczne (Cl. Festuco-Brometea i ciepłolubne murawy z Asplenion septentrionalis-Festucion pallentis) - priorytetowe są tylko murawy z ważnymi stanowiskami storczyków* *- 6410 (szczególnie) — zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (All. Molinion caeruleae)* *- 6430 (szczególnie) — ziołorośla górskie (All. Adenostylion alliariae) i ziołorośla nadrzeczne (O. Convolvuletalia sepium)* *- 6440 — łąki selernicowe (All. Cnidion dubii)* *- 6510 (szczególnie) — nizowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (All. Arrhenatherion elatioris)* *- 6520 — górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie (All. Polygono-Trisetion)* *- 8220 — ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami z O. Androsacetalia vandellii* *- 91E0 — łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (Ass. Salicetum albo-fragilis, Ass. Populetum albae, SubAll. Alnenion glutinoso-incanae, olsy źródliskowe)*		
Nawłoć olbrzymia	*Solidago canadensis* L.		*zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: Ameryka Północna [czas przybycia na teren Polski: 1853r.]*		*Częsty w rozproszeniu w całym obszarze - zdjęcia*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			- 3150 (szczególnie) — starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z All. Nympháeion, All. Potamion *- 3260 — nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników All. Ranunculion fluitantis*		
Mozga trzcinowata	*Phalaris arundinacea* L.			*pospolity*	*Częsty, gatunek nitrofilny zwłaszcza w odsłoniętych – bez baldachimu drzew fragmentach przy cieku*
Mydlnica lekarska	*Saponaria officinalis* L.	x		*Brzegi rzek, kamienice, w zaroślach wierzb, olszynach; rzadziej w rowach, przydrożach i na wilgotnych stanowiskach ruderalnych; azotolubna. Formy pełnokwiatowe uprawiane jako bylina ozdobna, dziczejące na terenach ruderalnych.*	*Nieczęsty, strefa ekotonowa,*
Nawłoć kanadyjska	*Solidago gigantea* L.		*- zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: Ameryka Północna [czas przybycia na teren Polski: 1853r.]* *Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 18pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar* *- zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne), ekonomiczne (bardzo istotne)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na całym terenie Polski, przeważnie z dużą liczbą osobników, tworząc rozległe*		*Jeden płat – współtworzy kadłubowe zbiorowisko welonowe - zdjęcie*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			elatioris) *- 6520 — górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie (All. Polygono-Trisetion)* *- 8220 — ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami z O. Androsacetalia vandellii* *- 91E0 — łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (Ass. Salicetum albo-fragilis, Ass. Populetum albae, SubAll. Alnenion glutinoso-incanae, olsy źródliskowe)*		
Niecierpek drobnokwiatowy	*Impatiens parviflora* DC		*- zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: Azja środkowa i wschodnia [czas przybycia na teren Polski: 1850r., 1857r.]* *Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 15pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar* *- zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na całym terenie Polski, przeważnie z dużą liczbą osobników, tworząc rozległe łany; utrzymuje się na dotychczasowych stanowiskach* *- kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrażone lub o charakterze naturalnym* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych - o charakterze naturalnym* *- główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika:* *- 3220 — pionierska roślinność na kamieńcach*		*Dominant wśród roślinności zielnej zadrzewień przyrzecznych - zdjęcia*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 18pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar *- zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne), ekonomiczne (bardzo istotne)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na całym terenie Polski, przeważnie z dużą liczbą osobników, tworząc rozległe łany; stopniowo zajmuje nowe stanowiska* *- kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrażone lub o charakterze naturalnym* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych - o charakterze naturalnym* *- główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika:* *- 6210 — murawy kserotermiczne (Cl. Festuco-Brometea i ciepłolubne murawy z Asplenion septentrionalis-Festucion pallentis) - priorytetowe są tylko murawy z ważnymi stanowiskami storczyków* *- 6410 (szczególnie) — zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (All. Molinion caeruleae)* *- 6430 (szczególnie) — ziołorośla górskie (All. Adenostylion alliariae) i ziołorośla nadrzeczne (O. Convolvuletalia sepium)* *- 6440 — łąki selernicowe (All. Cnidion dubii)* *- 6510 (szczególnie) — nizowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (All. Arrhenatherion*		

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
Niecierpek gruczołowaty	*Impatiens glandulifere* Royale		*zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: Azja środkowa (Himalaje) [czas przybycia na teren Polski: 1890r.]* *Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 16pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar* *- zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na całym terenie Polski, przeważnie z dużą liczbą osobników, tworząc rozległe łany; stopniowo zajmuje nowe stanowiska* *- kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrażone lub o charakterze naturalnym* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych - o charakterze naturalnym* *- główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika:* *- 3240 — zarośla wierzby siwej na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków (Ass. Salici-Myricarietum część - z przewagą wierzby) [wierzba siwa (Salix eleagnos)]* *- 6430 (szczególnie) — ziołorośla górskie (All. Adenostylion alliariae) i ziołorośla nadrzeczne (O. Convolvuletalia sepium)* *- 91E0 — łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (Ass. Salicetum albo-fragilis, Ass. Populetum albae, SubAll. Alnenion glutinoso-incanae, olsy źródliskowe)*		*Liczny, tworzy zwarte skupienia oraz pojedyncze stanowiska zarówno na okrajkach w strefie ekotonowej jak w strefie przykorytowej – zdjęcia,*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			górskich potoków *- 3240 — zarośla wierzby siwej na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków (Ass. Salici-Myricarietum część - z przewagą wierzby) [wierzba siwa (Salix eleagnos)]* *- 6430 — ziołorośla górskie (All. Adenostylion alliariae) i ziołorośla nadrzeczne (O. Convolvuletalia sepium)* *- 8210 — wapienne ściany skalne ze zbiorowiskami O. Potentilletalia caulescentis* *- 8220 — ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami z O. Androsacetalia vandellii* *- 9110 — kwaśne buczyny (SubAll. Luzulo-Fagenion)* *- 9130 — żyzne buczyny (SubAll. Dentario glandulosae-Fagenion, SubAll. Galio odorati-Fagenion)* *- 9160 (szczególnie) — grąd subatlantycki (Ass. Stellario holosteae-Carpinetum betuli)* *- 9170 (szczególnie) — grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (Ass. Galio sylvatici-Carpinetum betuli, Ass. Tilio cordatae-Carpinetum betuli)* *- 9180 — jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stokach i zboczach (All. Tilio platyphyllis-Acerion pseudoplatani)* *- 9190 — kwaśne dąbrowy (All. Quercion robori-petraeae)* *- 91E0 (szczególnie) — łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (Ass. Salicetum albo-fragilis, Ass. Populetum albae, SubAll. Alnenion glutinoso-incanae, olsy źródliskowe)* *- 91F0 (szczególnie) — łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ass. Ficario-Ulmetum minoris)*		

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
Podagrycznik pospolity	*Aegopodium podagraria* L.			*Gatunek pospolity na terenie całego kraju.*	*częsty,*
Podbiał pospolity	*Tussilago farfara* L.	*x*		*Pospolity na terenie całego kraju; gliniaste zbocza, wilgotne trwałe lub okresowo pola i przydroża, żwirowiska nadrzeczne; także powszechnie na terenach ruderalnych, ekspansywny w miejscach mniej lub bardziej pozbawionych okrywy roślinnej, tereny przemysłowe, budowy, żwirownie, wykopy itp; uciążliwy chwast w uprawach.*	*Pojedynczy w czasie inwentaryzacji 2014/2015 – przypuszczalnie ze względu na brak działań inwestycyjnych związanych z obwodnicą*
Pokrzywa zwyczajna	*Urtica dioica* L.	*x*		*Gatunek pospolity na terenie całej Polski.*	*częsty*
Pokrzywa żegawka	*Urtica urens* L.			*Częsta. Chwast w ogrodach i uprawach okopowych, na przydrożach, w miejscach ruderalnych, zwłaszcza bogatych w azot.*	*Rzadki przy ogrodach działkowych*
Porzeczka czerwona	*Ribes spicatum* Robson			*Częsty. Brzegi wód, cieki.*	*Średnio częsty w zadrzewieniach i zakrzeczeniach przyrzecznych*
Przegorzan kulisty	*Echinops sphaerocephalus*	*I.*	*zadomowiony, nieinwazyjny; kenofit; pochodzenie: Europa wschodnia i Azja zachodnia [czas przybycia na teren Polski: XVIw., 1652r., 1809r.]* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych*	*Miejsca ruderalna, przydroża, miedze*	*Jedno stanowisko przy ogrodach działkowych*
Przetacznik bobowniczek	*Veronica beccabunga* L.			*Częsty. Brzegi wód, cieki.*	*Rzadki, notowany w prześwietlonym korycie cieku w sąsiedztwie*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
Niezapominajka polna	*Myosotis arvensis* (L.) Hill.		*zadomowiony, nieinwazyjny; archeofit; pochodzenie: Europa, Azja i północna Afryka [czas przybycia na teren Polski: nieznany]* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych*	*Pospolita. Chwast upraw, zwłaszcza zbóż, rzadziej w okopowych, ugory, przydroża, zarośla, prześwietlone miejsca w lasach. Na glebach wilgotnych i suchych, próchnicznych, gliniastych do gliniastopiaszczystych, żyznych.*	*Średnio liczny, okrajki gruntów ornych*
Olsza czarna	*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.			*Gatunek pospolity na terenie całego kraju. Wilgotne lasy, brzegi wód, zasadniczy składnik lasów na terenach podmokłych i zabagnionych.*	*Częsty główny składnik zadrzewień przyrzecznych*
Orzech włoski	*Juglans regia* L.		*zadomowiony, inwazyjny regionalnie; kenofit; pochodzenie: Azja południowo-zachodnia, środkowa i wschodnia [czas przybycia na teren Polski: XVIII/XIX w. (introdukcja), XXw.]* *Kategoria inwazyjności II (średnia)*		*Średnioliczny składnik zadrzewień przyrzecznych; głównie w dolnej części cieku przewidzianego na przedmiotową inwestycję*
Ostrożeń łąkowy	*Cirsium rivulare* (Jacq.) All.			*Mokre, torfiaste łąki, brzegi rzek i cieków wodnych, rowy, źródliska, przejaśnienia w olszynach. Na glebach o odczynie zbliżonym do obojętnego lub słabo kwaśnych, próchnicznych, trwałe lub okresowo mokrych ale bez stagnującej wody.*	*Rzadko, głównie w górze doliny cieku, poza inwestycją*
Ostrożeń warzywny	*Cirsium oleraceum* (L)	*x*		*Pospolicie na terenie całego kraju, zwłaszcza na nizu i pogórzu.*	*Rzadko – strefa ekotonowa*
Pięciornik gęsi	*Potentilla anserina* L.			*Pospolita. Przydroża, pastwiska.*	
Pięciornik rozłogowy	*Potentilla reptans* L.	*x*		*Pospolity. Przydroża, murawy, zarośla.*	

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych *- główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika:* *- 2330 — wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi (szczotlicha siwa (Corynephorus canescens), mietlica (Agrostis))* *- 3220 — pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków* *- 6210 — murawy kserotermiczne (Cl. Festuco-Brometea i ciepłolubne murawy z Asplenion septentrionalis-Festucion pallentis) - priorytetowe są tylko murawy z ważnymi stanowiskami storczyków*		
Pszonak drobnokwiatowy	*Erysimum cheiranthoides* L.	*x*		*Pospolity. Występuje jako chwast w uprawach (okopowe, zboża jare, ogrody), na terenach ruderalnych, kolejowych, poboczach dróg, wzdłuż cieków wodnych i rzek.*	*W zasięgu gruntów ornych*
Rdestowiec ostrokończysty	*Reynotria japonica* Houtt.	*.*	*zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: Azja wschodnia [czas przybycia na teren Polski: 1882r.]* *Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 21pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar* *- zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne), ekonomiczne (bardzo istotne), społeczne (bardzo istotne)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na całym terenie Polski,*		*Średnioliczny, tworzy zwarte skupienia oraz pojedyncze stanowiska zarówno na okrajkach w strefie ekotonowej jak w strefie przykorytowej – zdjęcia,*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
					mozgi-brzeg/rzęśli - woda
Przymiotno białe	*Erigeron annuus* (L.) Pers			*zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: północ Ameryki Północnej [czas przybycia na teren Polski: 1830r.]*	*Nie zanotowany w roku 2014/2015*
Przytulia czepna	*Galium aparine* L.	*x*		*Pospolity gatunek o bardzo szerokiej amplitudzie ekologicznej. Jako chwast na polach, w ogrodach, sadach, na ugorach, terenach ruderalnych, w zaroślach, zakrzaczeniach, brzegach rzek i zbiorników wodnych, w lasach łęgowych.*	*Strefa ekotonowa*
Przymiotno kanadyjskie	*Erigeron canadensis* (L.) Cronquist		*Kategoria inwazyjności I (niska) 10pkt.: chwast segetalny lub ruderalny, może występować masowo, głównie na siedliskach antropogenicznych albo gatunek potencjalnie inwazyjny ale obecnie zajmujący niewielki obszar lub mające niewielką liczbę stanowisk w Polsce* *- zagrożenia: ekologiczne (brak lub nieznane), ekonomiczne (zauważalne), społeczne (brak lub nieznane)* *- zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski)* *- populacje: występują na przeważającym obszarze Polski, jest wiele rozproszonych stanowisk o umiarkowanej liczbie osobników lub duża liczba stanowisk o charakterze większych skupień; utrzymuje się na dotychczasowych stanowiskach* *- kolonizuje siedliska/zbiorowiska: wyłącznie antropogeniczne*	*zadomowiony, inwazyjny chwast w skali kraju;*	*Rzadki, łąka przy ogrodach działkowych oraz pojedynczo przy budowlach hydrotechnicznych*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			przeważnie z dużą liczbą osobników, tworząc rozległe łany; szybko zwiększa liczbę stanowisk - kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrażone lub o charakterze naturalnym - wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych - o charakterze naturalnym - główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika: - 3240 — zarośla wierzby siwej na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków (Ass. Salici-Myricarietum część - z przewagą wierzby) (wierzba siwa (Salix eleagnos)] - 6430 (szczególnie) — ziołorośla górskie (All. Adenostylion alliariae) i ziołorośla nadrzeczne (O. Convolvuletalia sepium) - 91E0 — łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (Ass. Salicetum albo-fragilis, Ass. Populetum albae, SubAll. Alnenion glutinoso-incanae, olsy źródliskowe)		
Rdest ptasi	*Polygonum aviculare* L.	x		*Stanowiska ruderalne, chwast w uprawach, na glebach żyznych, wilgotnych, zasobnych w azot (także z ekstremalną zawartością tego składnika, np. przy pryzmach obornika itp.); nie znosi stanowisk suchych i zdeptywania*	*Gatunek miejsc wydeptywanych – wzdłuż ścieżek*
Robinia akacjowa	*Robinia pseudoacacia* L.		*- zadomowiony, inwazyjny w skali kraju; kenofit; pochodzenie: wschód Ameryki Północnej [czas przybycia na teren Polski: XVIIIw. i 1806r. (introdukcja); 1835r., 1868r.]*		*Średniolicznyw zadrzewieniach przyrzecznych, głównie na okrajkach*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			Kategoria inwazyjności IV (najwyższa) 16pkt.: gatunek o bardzo dużym wpływie w Polsce — znana jest zarówno duża liczba stanowisk i duża liczebność na nich; zwiększa się liczba stanowisk lub zajmowany obszar - zagrożenia: ekologiczne (bardzo istotne) - zasięg krajowy (występuje na przeważającym obszarze Polski) - populacje: występują na całym terenie Polski, przeważnie z dużą liczbą osobników, tworząc rozległe łany; stopniowo zajmuje nowe stanowiska - kolonizuje siedliska/zbiorowiska: przede wszystkim częściowo przeobrazone lub o charakterze naturalnym - wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych - o charakterze naturalnym - główne typy siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, do których wnika: - 2330 — wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi (szczotlicha siwa (Corynephorus canescens), mietlica (Agrostis)) - 3220 — pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków - 4030 — suche wrzosowiska (All. Calluno-Genistion, All. Pohlio-Callunion, All. Calluno-Arctostaphylion) - 6120 (szczególnie) — ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe (All. Koelerion glaucae) - 6210 — murawy kserotermiczne (Cl. Festuco-Brometea i ciepłolubne murawy z Asplenion septentrionalis-Festucion pallentis) - priorytetowe są tylko murawy z ważnymi stanowiskami storczyków - 8220 — ściany skalne i urwiska krzemianowe ze		

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik I in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
			zbiorowiskami z O. Androsacetalia vandellii - 9160 — grąd subatlantycki (Ass. Stellario holosteae-Carpinetum betuli) - 9170 — grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (Ass. Galio sylvatici-Carpinetum betuli, Ass. Tilio cordatae-Carpinetum betuli) - 9190 (szczególnie) — kwaśne dąbrowy (All. Quercion robori-petraeae) - 91I0 — ciepłolubne dąbrowy (O. Quercetalia pubescenti-petraeae)		
Róża dzika	*Rosa canina* L.			*Pospolita. Zarośla, miedze, przydroża, skraje lasów.*	*pojedynczo*
Róża wielokwiatowa	*Rosa multiflora* Thumb.		*zadomowiony, nieinwazyjny; kenofit; pochodzenie: Azja wschodnia (Chiny, Japonia) [czas przybycia na teren Polski: 1820r. (introdukcja), druga połowa XXw.] - wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych Zagrożenie dla różnorodności biologicznej w przypadku zadomowienia na obszarach cennych przyrodniczo: - gdzie stwarza zagrożenie: Mezofilne zarośla i obszary chronione.*		*pojedynczo*
Rumianek bezpromieniowy	*Matricaria discoidea* DC.			*Pospolity. Umiarkowanie wilgotne tereny ruderalne, miejsca wybiegu ptactwa domowego, przydroża, miejsca umiarkowanie wydeptywane.*	*Częsty w rozproszeniu w sąsiedztwie i w obszarze gruntów ornych*
Rzepak	*Brassica napus* L. ssp. *napus*			*uprawa*	*Uprawa*
Pszenżyto/uprawy zbożowe/kukurydza				*uprawa*	*Uprawa*
Rzepicha błotna	*Rorippa palustris* (L.) Besser	x		*Częsty, leśne źródliska, olszyny wzdłuż cieków wodnych, rowy. Na*	*Rzadko, w prześwietlonych odcinka*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
				glebach wilgotnych, próchnicznych, z wodą płynącą lub stojącą, żyznych, kwaśnych lub obojętnych.	*koryta, strefa ekotonowa*
Rzepicha ziemnowodna	*Rorippa amphibia* (L.) Besser			*Częsty, rośnie głównie na podmokłych brzegach wód, również w płytkiej, przybrzeżnej strefie wodnej. Bardzo często rośnie w zbiornikach wodnych o dużych zmianach poziomu wody i okresowo wysychających, np. w starorzeczach, dołach potarfowych, kanałach melioracyjnych.*	*Rzadko, w prześwietlonych odcinka koryta Rzadko, w prześwietlonych odcinka koryta*
Rzeżucha gorzka	*Cardamine amara* L.			*Częsta; źródliska, rowy, mokre lasy*	*Nie notowana w 2015*
Rzeżucha łąkowa	*Cardamine pratensis* L.			*pospolita; wilgotne łąki i zarośla*	
Rzęśl hakowata	*Callitriche hamulata* Kuetz. ex W. D. J. Koch				*Nie stwierdzony w roku 2014 i 2015* gatunek wykazuje *dużą zmienność fenotypową w zależności od warunków wzrostu (głębokość wody, szybkość nurtu, itp.), zależność ta dotyczy szczególnie liści szczytowych (rozetki), które mogą przybierać kształt od równowąskiego do*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
	L.				
Stulisz lekarski	*Sisymbrium officinale* (L.) Scop.			*Pospolity na niżu i pogórzu. Miejsca ruderalne, szlaki komunikacyjne, przy zabudowaniach, rzadziej jako chwast upraw okopowych i ogrodowy.*	*W rozproszeniu przy gruntach ornych*
Szczaw polny	*Rumex acetosella* L.	x		*Pospolity. Widne miejsca o nieustabilizowanej roślinności, zwykle kwaśne i jałowe; pola, ugory, pastwiska, poboczа.*	*Łąka przy Sikorniku*
Szczaw rozpierzchły	*Rumex thyrsiflorus* Fingerth.	x		*Tereny kolejowe, przydroża, budowle hydrotechniczne, tereny ruderalne, ugory, rzadziej łąki. Tereny suche i umiarkowanie wilgotne.*	*Łąka przy Sikorniku*
Tojeść pospolita	*Lysimachia vulgaris* L.			*Pospolicie w całym kraju. Wilgotne zarośla, brzegi wód, zarośla.*	*Rzadki w strefie ekotonowej; w otwartych prześwietlonych fragmentach koryta*
Trzcina pospolita	*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.			*Pospolicie w całym kraju. Wilgotne zarośla, brzegi wód, zarośla.*	*Pojedynczo przy budowlach hydrotechnicznych, w rozproszeniu*
Trzcinnik piaskowy	*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth	x		*Pospolity na niżu, sporadycznie w niższych położeniach górskich. Bory, aluwia, przydroża, zbocza, zwłaszcza stanowiska ubogie, kwaśne, na piaskach.*	*Nie notowany w 2015 roku*
Trzmielina zwyczajna	*Euonymus europaeus* L.			*Częsta. Lasy i zarośla.*	
Turzyca owłosiona	*Carex hirta* L.	x		*Pospolita. Murawy, przydroża, brzegi wód, piaski.*	*Średnio liczna w otwartych prześwietlonych*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
					łopatkowatego- dlatego oznaczenie wg mojej oceny wymaga weryfikacji
Rzęśl długoszyjkowa	*Callitriche caphocarpa* Sendtn.			*Częsty w wodach płynących*	*Rzadki, pojedyncze w rozproszeniu, jedno stanowisko średnio liczne w prześwietlonym fragmencie cieku- bez drzew*
Sałata kompasowa	*Lactuca seriola* L.			*Częsta; miejsca ruderalne, przydroża, odłogi.*	*Średnio częsty w rozproszeniu*
Sitowie leśne	*Scirpus sylvaticus* L.			*Pospolite. Brzegi wód, mokre łąki i olszyny*	*Rzadki, pojedyncze w rozproszeniu, jedno stanowisko średnio liczne w prześwietlonym fragmencie cieku- bez drzew*
Skrzyp polny	*Equisetum arvense* L.	x		*Pospolity gatunek o szerokiej amplitudzie ekologicznej. Częsta roślina synantropijna, spotykana jako chwast na polach, na terenach ruderalnych, przy szlakach komunikacyjnych; poza tym w różnego rodzaju lasach (od łęgowych po świerczyny), na terenach piaszczystych, murawach itd. Na glebach różnego rodzaju, z przewagą wilgotnych i kwaśnych.*	*Liczny, strefa ekotonowa*
Stokłosa bezostna	*Bromus inermis* Leyss.	x		*Częsta. Zbocza, przydroża, zarośla, rzadko uprawiana.*	*Liczny*
Stokłosa miękka	*Bromus hordeaceus*	x		*Częsta, murawy, przydroża, ugory*	*Średnioliczny*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
				poza lasami; na glebach próchnicznych, kwaśnych i rzadziej na zasadowych.	
Wiśnia ptasia	*Prunus avium L.*			*często uprawiana w licznych odmianach, dziko częściej na południu Polski; lasy liściaste, miedze.*	*średnioliczny, głównie w zadrzewiach Wójtowianki przy Sikorniku*
Wyczyniec łąkowy	*Alopecurus pratensis* L.			*Pospolity.*	*Głównie na poza czasą zbiornika; w zasięgu strefy ekotonowej rzadko*
Wyka czteronasienna	*Vicia tetrasperma* (L.) Schreb.			*Chwast upraw, przydroża, skraje lasów, zarośla, łąki. Na glebach różnego rodzaju, z preferencją dla kwaśnych. zadomowiony, nieinwazyjny; archeofit; pochodzenie: Europa [czas przybycia na teren Polski: nieznany]* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych*	*W rozproszeniu przy gruntach ornych*
Wyka wąskolistna	*Vicia angustifolia* L.			*Murawy, pola, zarośla, lasy, polany, przydroża, miejsca ruderalne. Na glebach różnego typu; preferuje stanowiska nasłonecznione, ciepłe, suche.*	*W rozproszeniu przy gruntach ornych*
Zawilec gajowy	*Anemone nemorosa* L			*Zawilec gajowy jest gatunkiem pospolitym, masowo występującym. Lasy liściaste i mieszane, , zarośla, polany, pastwiska, ekstensywne łąki, sady, parki. Na glebach różnego rodzaju ale raczej żyznych, w miejscach słonecznych i ocienionych.*	*Nie notowany w 2015 roku (sierpień)*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
					fragmentach koryta
Wiązówka błotna	*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.			*Pospolita na terenie całego kraju na niżu i w górach po piętro kosodrzewiny.*	*Nie notowany w 2015 roku (być może skoszony)*
Wiechlina łąkowa	*Poa pratensis* L.	x		*Częsty na terenie całego kraju roślina łąkowa*	
Wiechlina roczna	*Poa annua* L.	x		*Gatunek wybitnie pospolity na niżu i pogórzu, w górach nie tak częsty ale sięga po piętro alpejskie.*	
Wierzba biała	*Salix alba* L.			*Pospolita na niżu, rzadko na pogórzu, w górach brak.*	*Średnioczęsty w zadrzewieniach i zakrzaczeniach*
Wierzba krucha	*Salix fragilis* L.			*Pospolita na niżu, na pogórzu i w niższych położeniach górskich, w przybrzeżnych zadrzewieniach i zaroślach przy potokach i rzekach oraz przy różnego rodzaju ciekach i zbiornikach wodnych.*	*Częsnty w zadrzewieniach i zakrzaczeniach*
Wierzba japopńska	*Salix integra*			*ogrody*	*Pojedynczo, uciekinier z ogródów działkowych*
Wierzba mandżurska	*Salix babylonica*			*ogrody*	*Pojedynczo, uciekinier z ogródów działkowych*
Wiesiołek dwuletni	*Oenothera biennis* L.			*ustalenie statusu wymaga dalszych badań, nieinwazyjny; prawdopdobnie kenofit; pochodzenie: nieznany [czas przybycia na teren Polski: nieokreślony]* *- wnika do siedlisk/zbiorowisk: antropogenicznych - częściowo przeobrażonych*	*Nie notowany w 2015 roku*
Wietlica samicza	*Athyrium filix-femina* (L.) Roth			*Pospolita. Cieniste i wilgotne lasy, zwłaszcza bukowe, zarośla, rzadziej*	*Pojedynczo w strefie przykorytowej*

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Lista apofitów w Polsce (za Zając, Zając 1992)	Kategorie przybyszów wg Tokarska-Guzik i in. 2012	Występowanie - kraj	Występowanie w Wójtowiance 2014/2015
Ziarnopłon wiosenny	*Ranunculus ficaria* L.			*Pospolity. Wilgotne lasy liściaste, zarośla, tereny trawiaste.*	*Pojedynczo – przypuszczalnie ze względu na obserwacje prowadzone późnym latem 2015 roku*

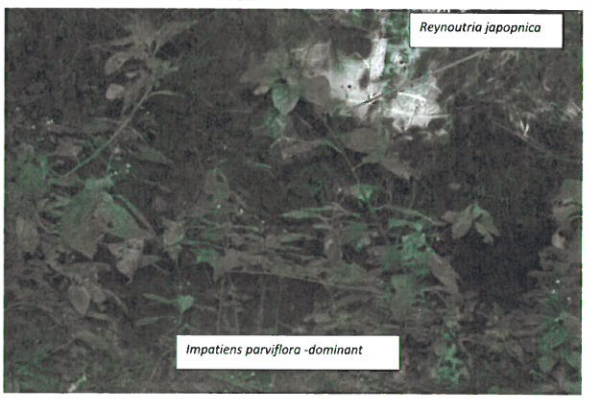
Gatunki obce/inwazyjne POTOK WÓJTOWIANKA (DOA) w GLIWICACH[1]:

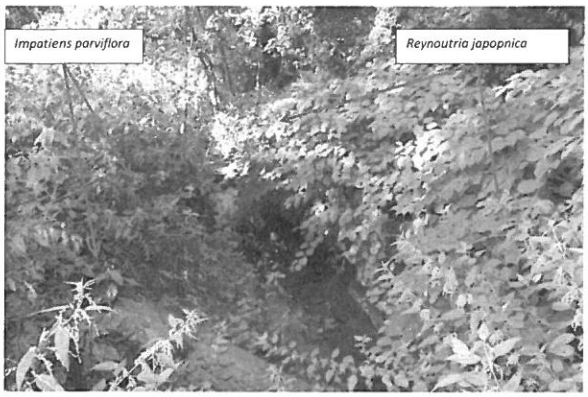
[1] Na ostatnich zdjęcia znajduje się ślinik luzytański

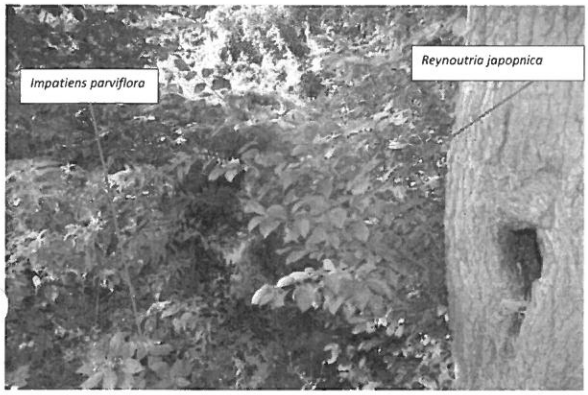
Skład i udział gatunków roślin je budujących wskazuje na kadłubową postać siedliska – mimo że nie dysponuję zdjęciami fitosocjologicznymi, to dokumentacja fotograficzna zgromadzona w latach 2014 – 2015 wskazuje na zasadność takich stwierdzeń.

Wprowadzenie lub spontaniczne wniknięcie opisanych gatunków inwazyjnych w dolinę Wójtowianki, powoduje znaczące zmiany w strukturze i składzie gatunkowym fitocenoz cieku. Gatunki te wpływają na poważne spadki liczebności populacji większości gatunków rodzimych zastanych w ekosystemie (patrz: Karty informacyjne Gatunków), gatunki te oddziaływają niekorzystnie, poprzez zmiany właściwości fizycznych i chemicznych gleby, a tym samym aktywności mikroorganizmów glebowych (nicierpki: gruczołowaty i drobnokwiatowy, nawłocie: kanadyjska i olbrzymia; klon jesionolistny, dąb czerwony, robinia). Oddziaływania na florę, występujących tu gatunków roślin inwazyjnych, mają charakter allelopatyczny. Do gleby wydzielane są substancje (najczęściej przez korzenie – w zasadzie wszystkie gatunki inwazyjne), bądź też dostają się do niej w wyniku rozkładu biomasy (np. rozkładu niecierpka gruczołowatego, rdestowca ostrokończystego), które mogą hamować kiełkowanie innych gatunków roślin. Wszystkie stwierdzone w dolinie Wójtowianki gatunki inwazyjne i obce cechują się dużą sprawnością dyspersji diaspor, szybkim wzrostem młodych okazów oraz plastycznością fenotypową, ułatwiającą dostosowywanie się rośliny do zmiennych warunków świetlnych lub wilgotności. I tak, do negatywnych oddziaływań niecierpka gruczołowatego należą: oddziaływanie na obniżenie różnorodności gatunkowej zbiorowisk roślinnych (poprzez konkurencję), możliwość obniżenia plonowania roślin uprawnych (poprzez odciąganie od nich zapylaczy), możliwość osłabienia wzrostu niektórych gatunków drzew (poprzez negatywny wpływ na mikoryzę), narażanie na erozję brzegów wód (poprzez uniemożliwianie powstania trwałej pokrywy roślinnej), zmianę właściwości fizyko-chemicznych i biologicznych gleby (poprzez tworzenie monokultur), obniżanie wartości rekreacyjnej terenu (poprzez ograniczanie dostępu do brzegów rzek lub terenów turystycznych). Właściwości allelopatyczne nawłoci także skutecznie ograniczają rozwój patogenów glebowych, co sprzyja inwazji gatunku i wzmacnia jego dominację na kolonizowanych terenach i prowadzi do homogenizacji krajobrazu, czyli tworzenia jednogatunkowych populacji nawłoci o zwartym charakterze i znacznym ubóstwie gatunkowym. Rdestowiec ostrokończysty może bezpośrednio regulować ilość dostępnych zasobów azotu poprzez hamowanie procesu biologicznej denitryfikacji bakterii glebowych, co prowadzi do gromadzenia się zasobów azotanów w glebie. Zmiany w ekosytemie mogą stwarzać zagrożenie dla płazów, gadów, ptaków i ssaków, których podstawowym pożywieniem są bezkręgowce (stawonogi). Nawłocie (kanadyjska i olbrzymia) przyczyniają się także do ograniczenia liczebności zapylaczy, szczególnie pszczół i bzygowatych, odwiedzających kwiaty roślin rodzimych. Owady należące do grupy zapylaczy w siedliskach łąkowych (motyle dzienne, pszczoły, bzygowate) są wrażliwe i wycofują się z miejsc zajmowanych przez inwazyjne nawłocie, które nie sprawdzają się w roli ich roślin żywicielskich; nawłocie dostarczają nektaru, ale nie są w stanie zastąpić wypartych nektarodajnych rodzimych gatunków roślin pod względem zarówno różnorodności, jak i ilości nektaru. Znane są przypadki, gdzie w płatach z udziałem inwazyjnych roślin, różnorodność zapylaczy spadła nawet o 90%. W płatach fitocenoz z wysokim udziałem dębu czerwonego warstwa runa zielnego i/lub mszysto-porostowego ulega niemal całkowitej redukcji. Stopniowo zanikają wszystkie rośliny zielne, mszaki i porosty naziemne.

W przedmiotowym łęgu (w postaci kadłubowej), nie tylko płatowo, ale również w rozproszeniu występuje niecierpek gruczołowaty, rdestowiec ostrokończysty, niecierpek drobnokwiatowy, nawłoć kanadyjska i inne (dowodem jest dokumentacja zdjęciowa z lat 2014-2015):




Impatiens parviflora
Reynoutria japopnica


Impatiens parviflora
Reynoutria japopnica

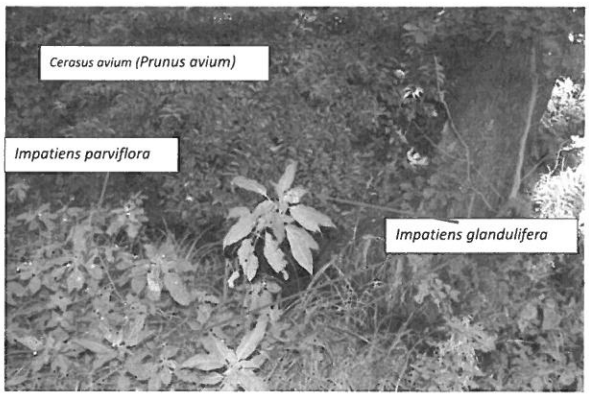
41

Cerasus avium (Prunus avium)

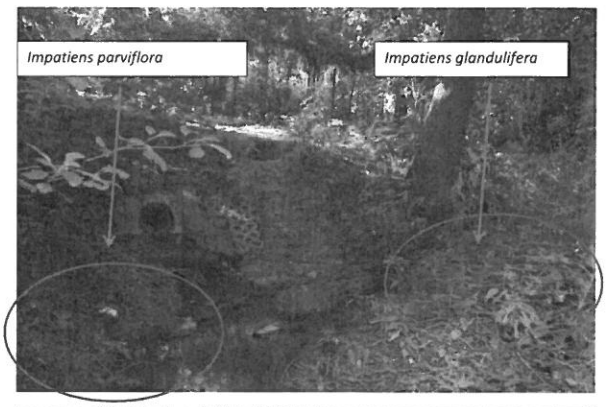
Solidago gigantea

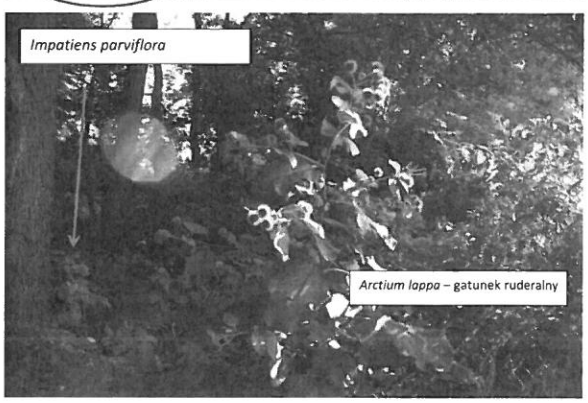
42

Cerasus avium (Prunus avium)

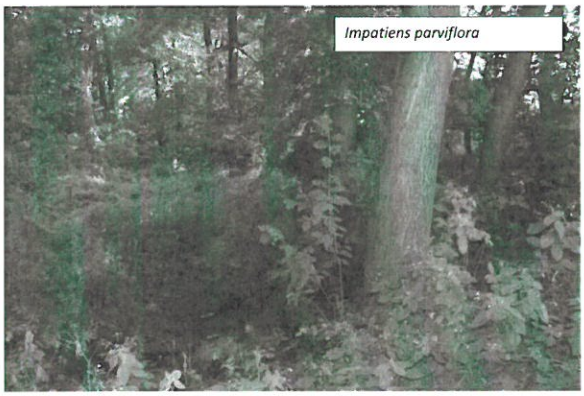

Cerasus avium (Prunus avium)
Impatiens parviflora
Impatiens glandulifera

43

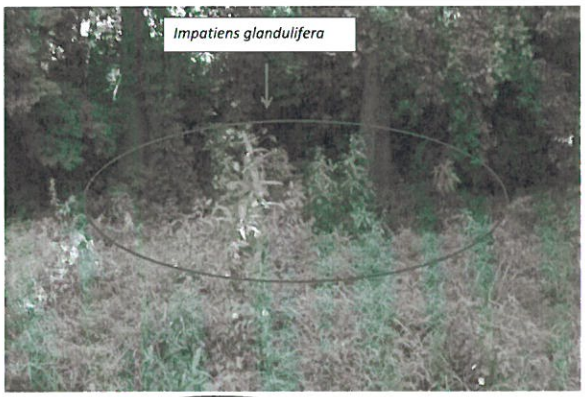

Impatiens parviflora
Impatiens glandulifera


Impatiens parviflora
Arctium lappa – gatunek ruderalny

44

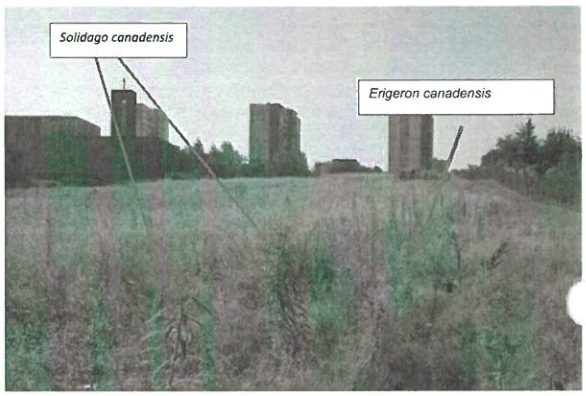

Impatiens parviflora

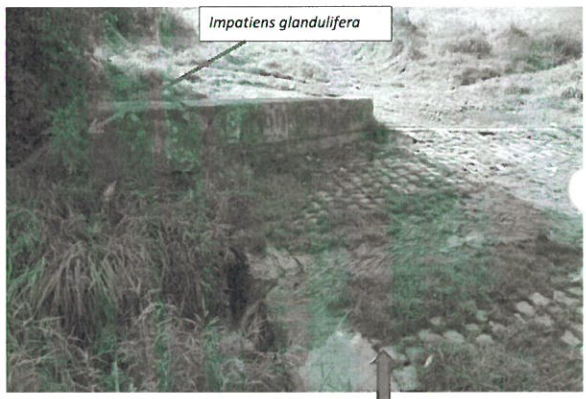
Impatiens glandulifera


Impatiens glandulifera

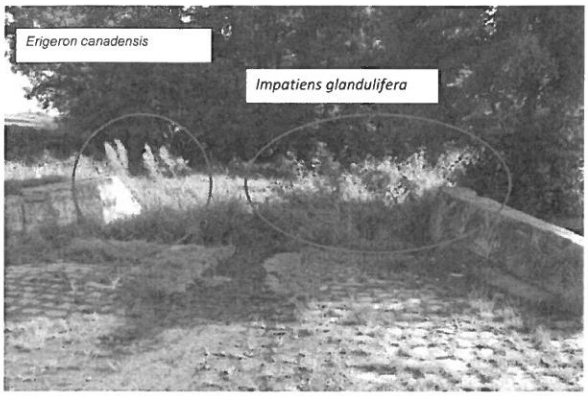
Impatiens glandulifera

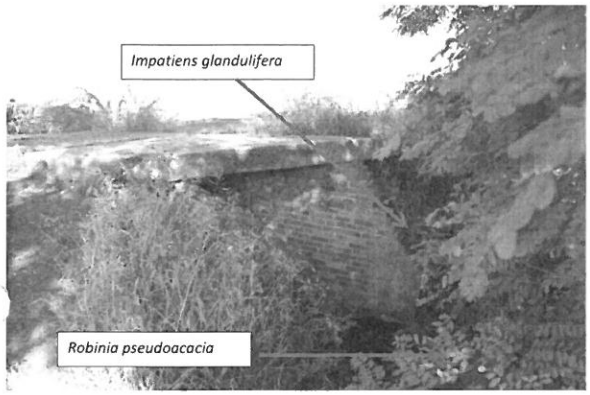
Impatiens glandulifera


Solidago canadensis
Erigeron canadensis


Impatiens glandulifera

Impatiens glandulifera


Erigeron canadensis
Impatiens glandulifera

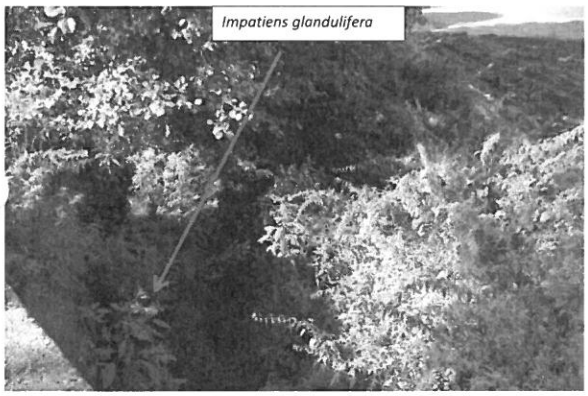

Impatiens glandulifera
Robinia pseudoacacia

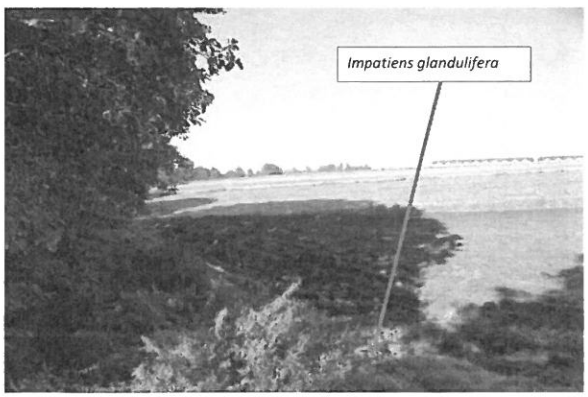
49

Robinia pseudoacacia

Impatiens glandulifera

51


Impatiens glandulifera


Impatiens glandulifera

50

Impatiens glandulifera

Impatiens glandulifera

52

Impatiens glandulifera

Impatiens glandulifera

53

Impatiens glandulifera

Impatiens glandulifera

54

Impatiens glandulifera

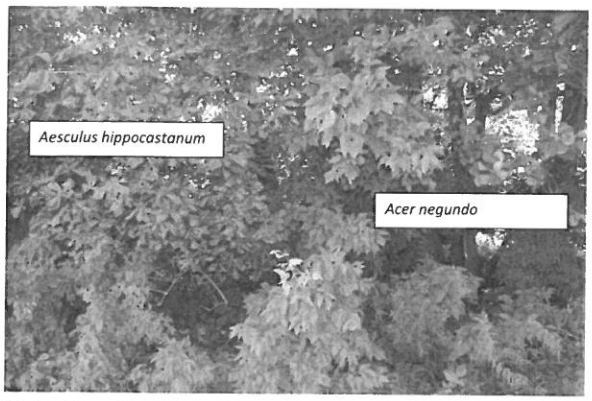
Impatiens glandulifera

55

Impatiens glandulifera

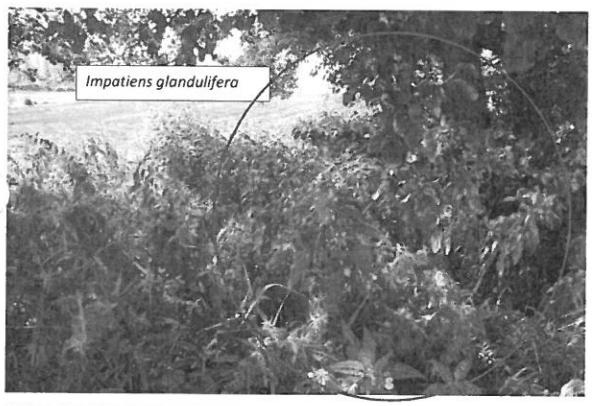
Acer negundo

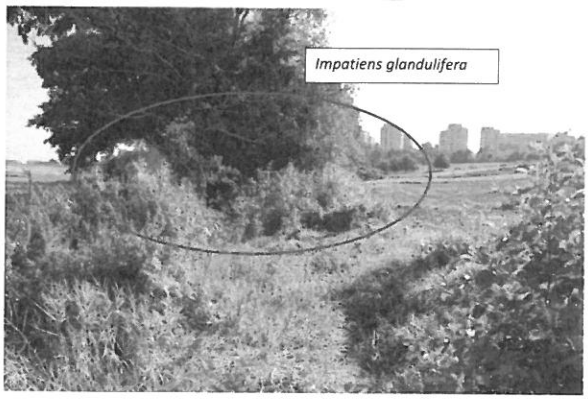
56


Aesculus hippocastanum
Acer negundo

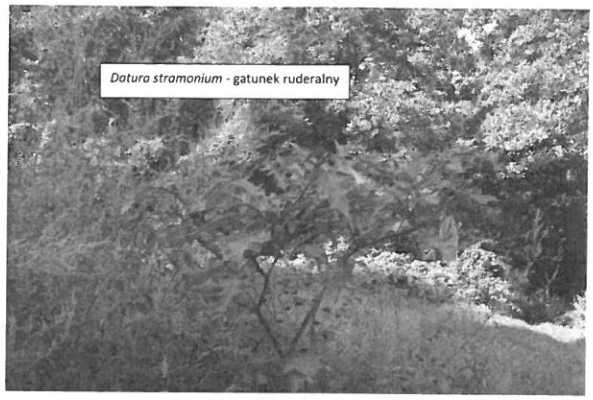
Impatiens glandulifera

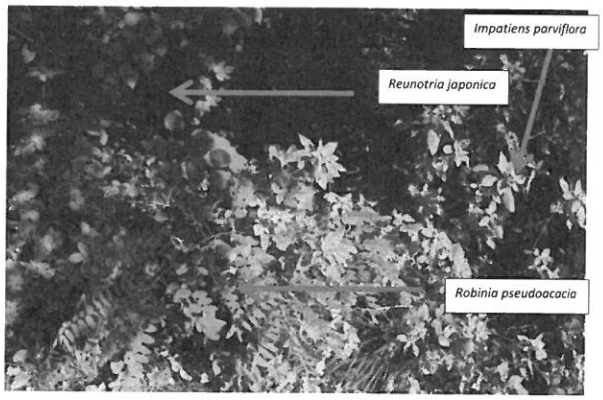
57


Impatiens glandulifera


Impatiens glandulifera

58


Datura stramonium - gatunek ruderalny


Impatiens parviflora
Reunotria japonica
Robinia pseudoacacia

59

Impatiens glandulifera

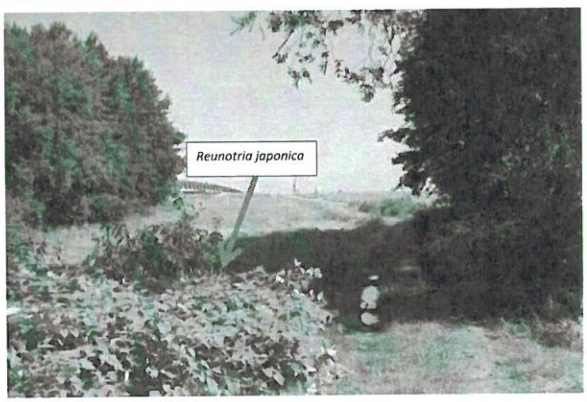
Reunotria japonica

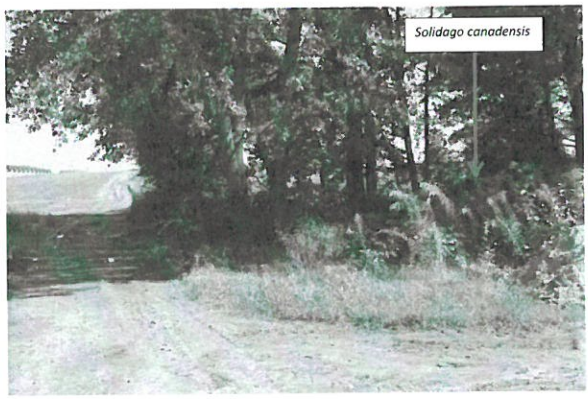
60

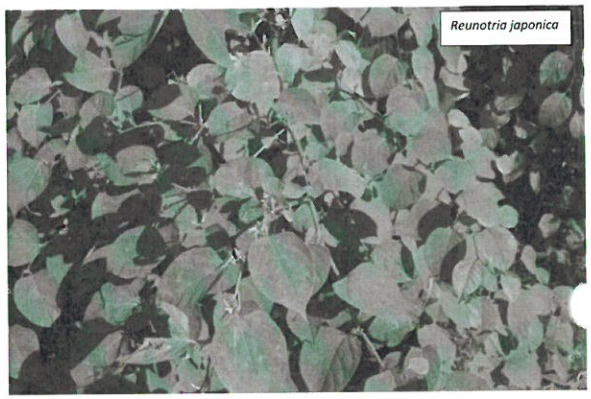
Reunotria japonica

Impatiens glandulifera

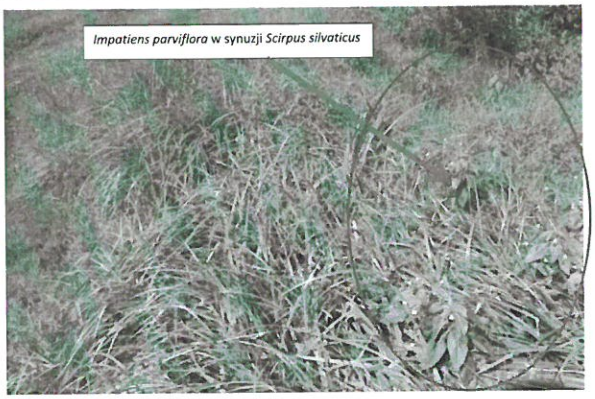
Robinia pseudoacacia
Solidago canadensis

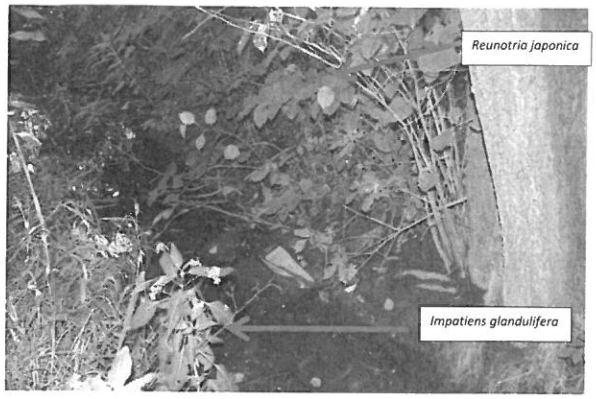

Reunotria japonica


Solidago canadensis


Reunotria japonica

Reunotria japonica


Impatiens parviflora w synuzji Scirpus silvaticus


Reunotria japonica
Impatiens glandulifera

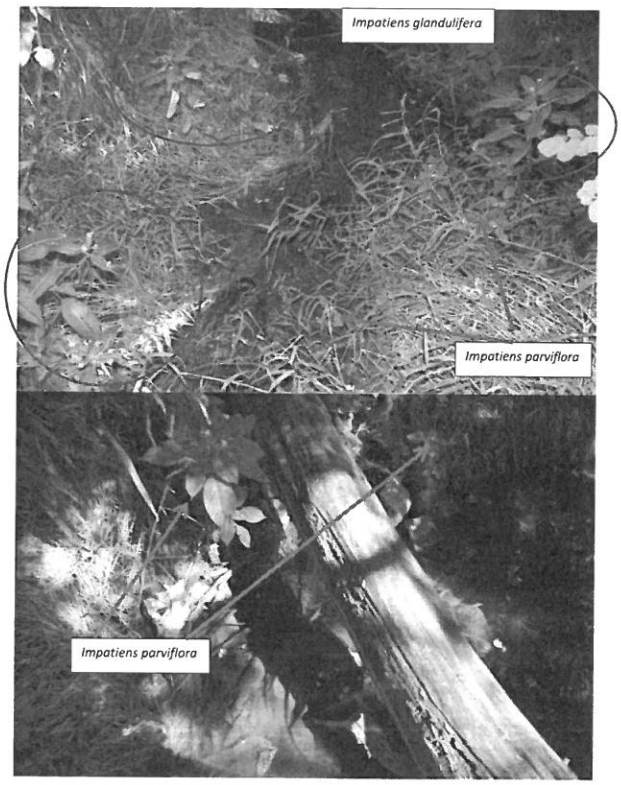
65

Impatiens glandulifera

67

Reunotria japonica
Impatiens glandulifera
Impatiens glandulifera
Impatiens parviflora

66


Impatiens glandulifera
Impatiens parviflora
Impatiens parviflora

68

Impatiens glandulifera

69

Impatiens glandulifera
Impatiens glandulifera

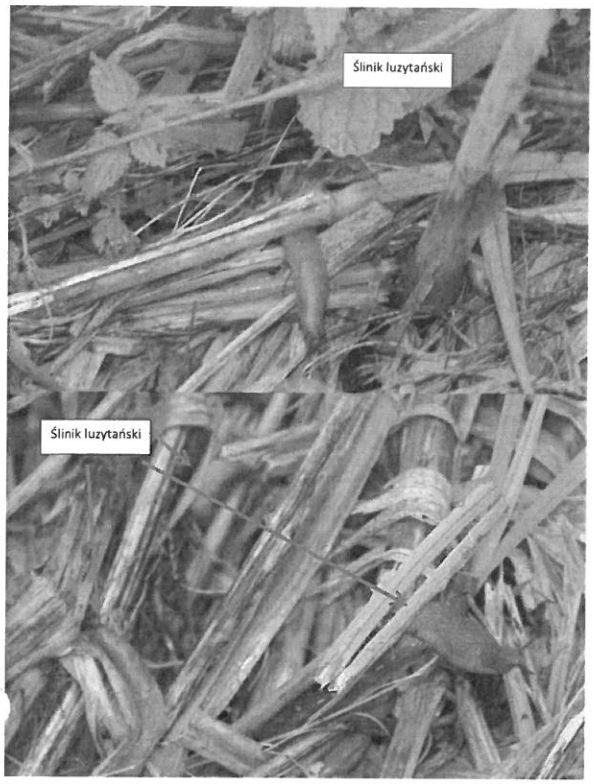
70

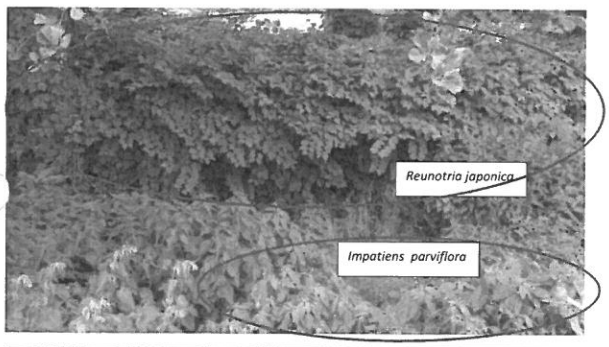
Ślinik luzytański

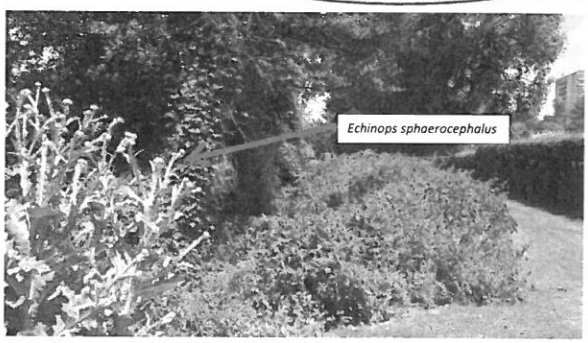
71

Ślinik luzytański
Ślinik luzytański

72







Na podstawie rozporządzenia nr 1143/2014 [Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych, które weszło w życie 1 stycznia 2015 r. i jest stosowane bezpośrednio w krajach członkowskich UE] oraz na podstawie listy gatunków inwazyjnych stwarzających zagrożenie dla Unii Europejskiej jest określona w rozporządzeniach wykonawczych Komisji (UE) nr: **2016/1141 z 13 lipca 2016 r. i 2017/1263 z 12 lipca 2017 r. i nr 2019/1262 z dnia 25 lipca 2019 r. *Impaties glandulifera* jest gatunkiem zagrażającym różnorodności biologicznej UE.**

Przepisy krajowe - zgodnie z art. 120 ust. 1 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody zabrania się wprowadzania do środowiska przyrodniczego oraz przemieszczania w tym środowisku

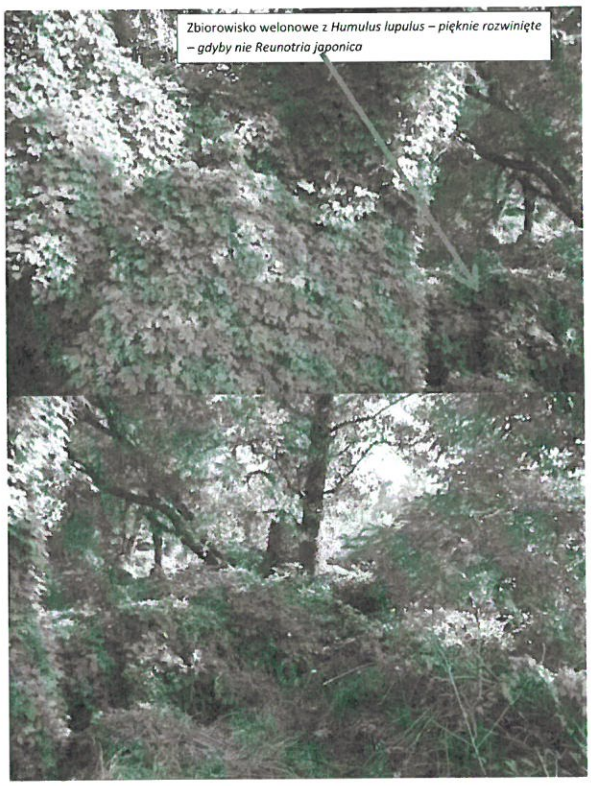
roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych. Minister Środowiska określił w rozporządzeniu z dnia 9 września 2011 r. listę roślin, zwierząt i grzybów gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. Załącznik do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. (poz. 1260) – dwa z wymienionych w nim gatunków - niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* oraz rdestowiec japoński (rdestowiec ostrokończysty) *Reynoutria japonica,* w prawie krajowym traktowane są formalnie jako zagrażające różnorodności biologicznej kraju.

Gatunki inwazyjne obecne we florze i faunie Wójtowianki są wskazywane również jako gatunki niebezpieczne dla różnorodności biologicznej – czego wyrazem są Karty informacyjne gatunków publikowane w ramach projektu o gatunkach inwazyjnych i obcych realizowanego przez Uniwersytet Śląski na zlecenie GDOŚ (http://projekty.gdos.gov.pl/projekty-krajowe):

- Bzdęga K., Urbisz A., Tokarska-Guzik B., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Reynoutria japonica*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Danielewicz W., Mirski P., Gazda A., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Robinia pseudoacacia*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Solidago canadensis*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Solidago gigantea*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Kolada A., Gąbka M., Urbisz A., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Elodea canadensis*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Chmura D., Chmiel J., Danielewicz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Acer negundo*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Adamowski W., Krzysztofiak A, Dajdok Z., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Impatiens glandulifera*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Okarma H., Bartoszewicz M., Solarz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Ondatra zibethicus*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Woziwoda B., Chmura D., Danielewicz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Quercus rubra*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków
- Okarma H., Bartoszewicz M., Solarz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Ondatra zibethicus*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

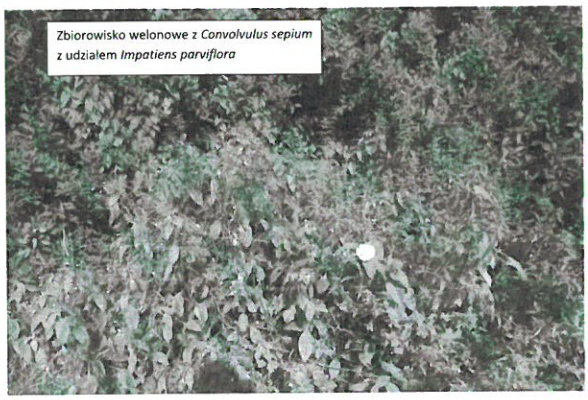
Uważam, że bagatelizowanie przez autorów *Opinii przyrodniczej* gatunków obcych i inwazyjnych, jako tych które w istotny sposób wpływają na lokalną różnorodność gatunkową zadrzewień przyrzecznych Doliny Wójtowianki jest dyktowane nie rzeczywistym stanem przyrody, a prawdopodobnie względami emocjonalnymi i sentymentalnymi, które są przesłanką do stwierdzeń nie popartych danymi. Stawiam otwarte pytanie - ile stanowisk gatunków obcych i inwazyjnych oraz jaki ich udział w fitocenozach na ok 2 kilometrach cieku stanowi według autorów *Opinii przyrodniczej* o synantropizacji doliny cieku?

Zmiany charakteru funkcjonowania strefy ekotonowej tzw. oszyjków – zbiorowisk welonowych. Strefa ekotonowa, między użytkami rolnymi, a pasem kadłubowej postaci łęgu, przy korycie potoku Wójtowianka w Gliwicach, również wykazuje znaczące odkształcenia od wzorca gatunkowego siedliska – co ilustrują poniższe zdjęcia:

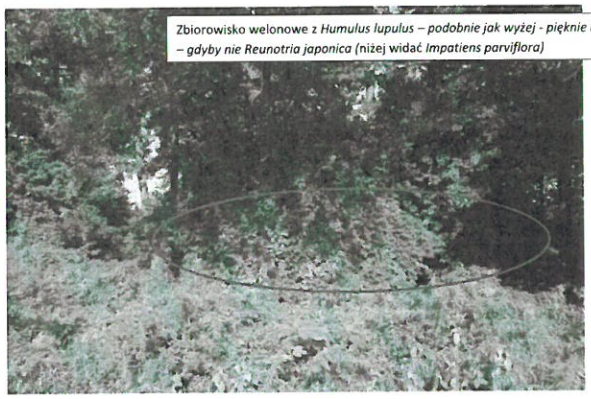


Zbiorowisko welonowe z *Humulus lupulus* – pięknie rozwinięte – gdyby nie *Reunotria japonica*

Zbiorowisko welonowe z *Humulus lupulus* z *Reunotria japonica*

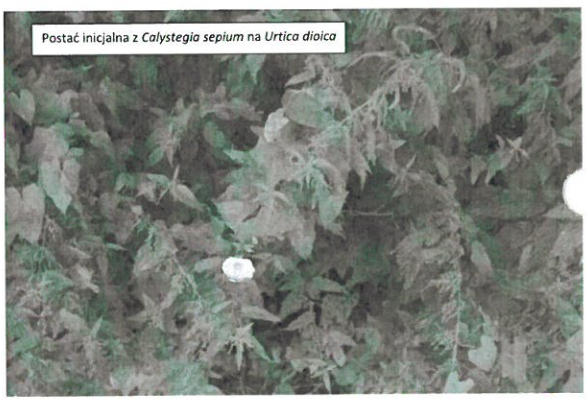


Zbiorowisko welonowe z *Convolvulus sepium* z udziałem *Impatiens parviflora*

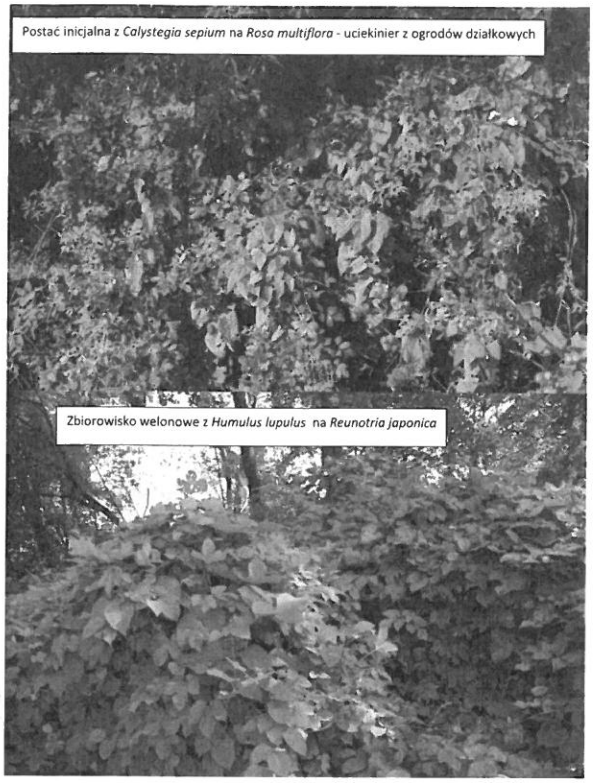


Zbiorowisko welonowe z *Humulus lupulus* – podobnie jak wyżej - pięknie rozwinięte – gdyby nie *Reunotria japonica* (niżej widać *Impatiens parviflora*)

Zbiorowisko welonowe z *Humulus lupulus* wśród warstwy zielnej dominuje nawłoć



Postać inicjalna z *Calystegia sepium* na *Urtica dioica*



Podsumowując – <u>w pełni podtrzymuję diagnozę stanu szaty roślinnej</u> wyrażoną w KIP planowanego przedsięwzięcia.

Awifauna

Krajobraz terenu przewidzianego pod realizacje suchego zbiornika stanowią agrocenozy i arbocenozy. Liczba gatunków lęgowych zadrzewień krajobrazu rolniczego w Polsce wynosi około 100, jest ona, wobec dużej liczby danych, reprezentatywna (Biaduń i in. 2016).

Najistotniejszą stratą środowiskową w przedmiotowym obszarze będzie wycinka drzew i krzewów wzdłuż ok. 600 metrowego odcinka potoku, stanowiących kadłubową postać łęgu, pofragmentowaną, o zmiennej szerokości zajmującej powierzchnie ok. 1,3 ha (powierzchnia przeszacowana celowo – ze względu na strefę ekotonową, wg danych projektowych wynosi ok. 1,1 ha - 1094 m^2).

Posługując się danymi *Biaduń W., Piotrowska M., Rzepkowski R., Zieliński M., Jobda M., Jujka-Radziewicz M., Stasiak K., Krogulec J., Ebertowska B., Choroś J. (red.). 2016. Ptaki krajobrazu rolniczego w Polsce. Przegląd zagadnień z uwzględnieniem specyfiki Lubelszczyzny. OTOP, Marki* można szacować, że przy różnej klasyfikacji cech przedmiotowych zadrzewień można przyjąć: w alejach występuje 45 gatunków z zagęszczeniem średnim wynoszącym 13,1 par/10 ha. Zadrzewienia pasowe zasiedlają 53 gatunki (średnio 32,5 par/10 ha), zaś powierzchniowe – 86 (121,4 par/10 ha). Najwięcej gatunków i największe zagęszczenie stwierdzono w parkach wiejskich – odpowiednio 92 i 139,4 par/10 ha. Wychodząc z założenia, że cechy zadrzewień i zakrzaczeń przyrzecznych Wójtowianki mają znamiona parku wiejskiego (najbogatszej ptasiej arbocenozy), to maksymalnie możemy spodziewać się od 11-12 par lęgowych do 17-18 par lęgowych. I może to być szacowanie zawyżone.

Według cytowanej wyżej publikacji (Biaduń i in. 2016), w Polsce na polach zarejestrowano dotychczas 105 gatunków lęgowych (12–77 w zależności od wielkości terenu i jego mozaikowatości). Pola cechują się przede wszystkim ubóstwem awifauny (zwykle kilka gatunków w łącznym zagęszczeniu do 10 par na 10 ha) i zdecydowaną dominacją skowronka, którego udział w zgrupowaniach sięga od 25 do 100%. Te dwie cechy decydują o wysokim podobieństwie zespołów zasiedlających różne pola uprawne. Biorąc pod uwagę że powierzchnia terenu zajęta pod zbiornik wynosi 7,69 ha oraz inne formy użytkowania obszaru można przyjąć że agrocenozy stawią ok. 6,39ha to można szacować że w obszarze gniazduje ok. 6-7 par lęgowych.

<u>łącznie daje to ok 23-25 par lęgowych, pospolitych gatunków ptaków śpiewających potencjalnie zasiedlających ten teren.</u> Możliwe jest, że wartość ta jest zawyżona ze względu na dalsze przekształcenia terenu (obwodnica Gliwic) oraz znaczną fragmentację i penetracje terenu. Wg danych archiwalnych z przed ok. 30 lat, ogólna liczba ptaków w Gliwicach zawiera się w przedziale 39–71 tys. par lęgowych (Betleja, Szlama 2007). Budowa suchego zbiornika na Wójtowiance stanowiłaby zmniejszenie areału lęgowego dla ok. 0,04-0,06% awifauny, oraz ograniczenie możliwości żerowiskowych, w skali miasta Gliwice. Biorąc pod uwagę planowane zagospodarowanie obszaru - powierzchnia elementów betonowych wyniesie zaledwie 1,3 % powierzchni całkowitej zbiornika, natomiast zieleń około 70,9% powierzchni całkowitej, przy założeniu zaprojektowania mozaiki zróżnicowanej zieleni z uwzględnieniem gatunków drzewiastych i krzewiastych, zakres straty środowiskowej będzie mniejszy od prognozowanego.

W opinii ornitologicznej podano *„Rejon tzw. Wilczych Dołów czyli potoku Wójtowianka i przyległych pól badany był szczegółowo pod względem ornitologicznym w latach 1988-90"* – chodzi jak sądzę, o

dane publikowane w cytowanym wyżej Atlasie ptaków lęgowych Gliwic, rozmieszczenie i liczebność w latach 1988– 1990. ATLAS OF THE BREEDING BIRDS OF GLIWICE distribution and numbers in the period 1988–1990; Jacek Betleja, Dariusz Szlama Rocznik Muzeum Górnośląskiego w Bytomiu Przyroda NR 17. Publikacja była analizowana jako materiał studialny przed przystąpieniem do prac terenowych. Jak wskazano wyżej w ciągu 30 lat od danych z Atlasu, prawdopodobne jest zubożenie również składu awifauny tej części Gliwic, chociażby poprzez realizację szeregu działań inwestycyjnych.

Wg publikacji (Atlas ptaków lęgowych Gliwic), za gatunki potencjalnie występujące w rejonie Wiczych Dołów uznano (w nawiasie przy nazwie polskiej podano szacowaną liczebność podawaną dla Gliwic w latach 1988-90):

1. Kuropatwa (45–89 par lęgowych)	*Perdix perdix*
2. Bażant (~100 lęgowych samic)	*Phasianus colchicus*
3. Przepiórka (14–20 par lęgowych)	*Coturnix coturnix*
4. Pustułka (12–21 par lęgowych)	*Falco tinnunculus*
5. Derkacz (17–28 par lęgowych)	*Crex crex*
6. czajka (113–305 par lęgowych)	*Vanellus vanellus*
7. grzywacz (153–341 par lęgowych)	*Columba palumbus*
8. kukułka (70–130 terytoriów)	*Clamator glandarius*
9. Pójdźka? (20–46 par lęgowych) Poza	*Athene noctua*
10. Pliszka żółta (116–213 par lęgowych)	*Motacilla flava*
11. Pliszka siwa (86–229 par lęgowych)	*Motacilla alba*
12. Słowik rdzawy (59–115 par lęgowych)	*Luscinia megarhynchos*
13. Kos (870–1650 par lęgowych)	*Turdus merula*
14. Kwiczoł (138–260 par lęgowych)	*Turdus pilaris*
15. Łozówka (792–945 par lęgowych)	*Acrocephalus palustris*
16. Zaganiacz (157–280 par lęgowych)	*Hippolais icterina*
17. Cierniówka (312–739 par lęgowych)	*Sylvia communis*
18. Muchołówka szara (129–246 par lęgowych)	*Muscicapa striata*
19. Muchołówka żałobna (58–127 par lęgowych)	*Ficedula hypoleuca*
20. Wilga (82–174 pary lęgowe)	*Oriolus oriolus*
21. Gąsiorek (53–135 par lęgowych)	*Lanius collurio*
22. Sójka (55–100 par lęgowych)	*Garrulus glandarius*
23. Sroka (416–626 par lęgowych)	*Pica pica*
24. Kulczyk (302–541 par lęgowych)	*Serinus serinus*
25. Dzwoniec (275–551 par lęgowych)	*Chloris chloris*
26. Potrzeszcz (82–203 pary lęgowe)	*Emberiza calandra*

W opinii ornitologa w obszarze, ponadto mogą występować Krogulec (2–5 par lęgowych[2]) - wg atlasu nie notowany w tym obszarze, skowronek (158–557 par lęgowych), dzięcioł duży (85–189 par lęgowych) - wg atlasu poza zasięgiem oddziaływani - w sąsiedztwie terenów zabudowanych poza inwestycją, szpak (1000–2300 par lęgowych), rudzik (700–1100 par lęgowych), śpiewak (181–337 par lęgowych), kapturka (800–1400 par lęgowych), pierwiosnek (230–1100 par lęgowych), piecuszek (300–760 par lęgowych), kowalik (500–2000 par lęgowych), bogatka (2500-4000), modraszka (900–

[2] Podobnie jak wyżej: w nawiasie przy nazwie polskiej podano szacowaną liczebność podawaną dla Gliwic w latach 1988-90

1600 par lęgowych), pełzacz ogrodowy (31–72 pary lęgowe), zięba (3500–4600 par lęgowych), szczygieł (75–187 par lęgowych), dzwoniec (275–551 par lęgowych), makolągwa (128–350 par lęgowych), trznadel (300–850 par lęgowych).

Wizje terenowe będące podstawą materiału z KIP wskazywały na obecność pospolitych gatunków ptaków śpiewających charakterystycznych dla krajobrazu rolniczego, w sąsiedztwie terenów zurbanizowanych. Większość rodzimych gatunków ptaków jest objęta ochroną gatunkową. W odniesieniu do listy z *Opinii ornitologicznej,* należy wskazać że zasadnicze konkluzje z KIP również wskazują na zespół awifauny charakterystyczny dla agrocenoz i arbocenoz. W czasie prowadzonych prac terenowych, pola wokół Wilczych Dołów były w większości zaorane. W latach 2014-2015 nie stwierdzono obecności zarówno gąsiorka (najliczniejszej krajowej dzierzby), jak i derkacza. W przypadku derkacza, mogło to również wynikać ze zmian siedliskowych na wielu obszarach łąkowych związanych z intensyfikacją użytkowania (w stosunku do stanu z przed 30 lat) – ograniczeniem sukcesji wyższej roślinności zielnej i krzewiastej oraz przesuszaniem się terenu. Natomiast gąsiorek jest gatunkiem, który cechuje duża zmienność, liczebności notowanej w kolejnych latach – cecha podkreślana przez wielu autorów (Chyralecki i in. 2018, Kuźniak i Tryjanowski 2003, Schaub i in. 2013). Ponadto, krajowa populacja cechuje się bardzo niską powracalnością ptaków dorosłych w kolejnych latach (Tryjanowski i in. 2007), co dodatkowo oddziałuje na duże zmiany liczebności (stanowiska są zasiedlane corocznie przez nowe osobniki). Dodatkowo jest on gatunkiem wycofującym się z terenów zurbanizowanych.

Dalej, w opinii ornitologicznej wskazano, że *„...podczas krótkiej wizji terenowej w dniu 10.06.2020 zaobserwowano połowę z nich. Samych słowików i pokrzewek (cierniówka, kapturka) było ok 20 par"*. W dalszym ciągu nie zmienia to zasadniczych konkluzji z KIP – są to pospolite gatunki ptaków śpiewających, charakterystycznych dla arbocenoz i agrocenoz. Przewidziane działania mitygujące w KIP są standardowo stosowane przy przedsięwzięciach o podobnym charakterze.

Czy zmiana użytkowania terenu, wycinka zakrzaczeń i zadrzewień będzie negatywnie oddziaływać na możliwość przystępowania do lęgów awifaunie, czy ograniczy areał żerowiskowy? Zasadniczo tak. Podejrzewam, że analizy ornitologiczne prowadzone dla obwodnicy Gliwic (przecinające Wójtowiankę), również wskazywały na takie oddziaływania, która podobnie jak powstała zabudowa jednorodzinna na południowym skraju Sikornika (powstała już po przygotowaniu KIP dla suchego zbiornika), skutkowała ograniczeniami dla eksploaracji tego terenu przez awifaunę, bądź czego można również się spodziewać, przebudowy jej składu gatunkowego. Wskazane działania inwestycyjne generują presję, hałas, zanieczyszczenie świetlne, emisje, dalsze zwiększanie penetracji terenu, generują stres itp. Budowa suchego zbiornika retencyjnego w początkowej fazie z pewnością będzie skutkować ograniczeniem areału lęgowego i żerowiskowego, jednakże, jak wskazano wyżej m jedynie na poziomie areału lęgowego dla ok. 0,04-0,06% awifauny Gliwic, oraz ograniczeniem możliwości żerowiskowych w podobnej skali. Zaplanowanie zagospodarowania terenu w postaci zielonej infrastruktury, pozwoli odtworzyć siedliska awifauny. Jednak zmiany będą nieuniknione, a prognozowanie kierunków przebudowy zespołu awifauny, w kontekście przyszłego zagospodarowania czaszy zbiornika oraz terenów przyległych jest niemożliwe.

Ze stwierdzeniami typu (opinia ornitologiczna): *„bioróżnorodność obecnej biocenozy, która trwa tu z pewnością 150-200 lat zostanie zdecydowanie ograniczona poprzez planowany zakres prac ziemnych."* trudno polemizować. Czy autor tego stwierdzenia nie dostrzega budowy Osiedla Sikornik?

Czy też budowy obwodnicy Gliwic? Czy ogrody działkowe pochodzą z XIX wieku? A budowle hydrotechniczne, też pewnie pamiętają czasy rozbiorów? Również wiek drzewostanu do tego nie upoważnia. Skąd wobec tego takie stwierdzenia? Oczywiście zgadzam się ze zdaniem *„że drzewa i rośliny zielne, które tam rosną („puszcza amazońska") produkują taki sam tlen jak rośliny w puszczy amazońskiej"* – jednak nie „tlen" wyznacza wartość przyrodniczą obszaru, a gatunki je zasiedlające, a te zostały opisane w zakresie szaty roślinnej.

Podsumowując konkluzje formułowane w KIP planowanego przedsięwzięcia odpowiadają rzeczywistym walorom przyrodniczym obszaru.

Korytarze ekologiczne

W KIP planowanego przedsięwzięcia wskazano, że Wójtowianka jak każdy ciek w krajobrazie pełni funkcję korytarza ekologicznego – w tym przypadku lokalnego korytarza ekologicznego o ograniczonej drożności. Sugerowano jednostronnie utworzyć pas zwartej zieleni, by ta funkcja była w dalszym ciągu utrzymana. Mogłoby to być nasadzenia zamienne i uzupełniające co zrekompensowałoby wartość usuniętej podczas realizacji inwestycji roślinności. Wskazano na preferowanie nasadzeń opartych na gatunkach rodzimych, co zaleca się dla planowanego zagospodarowania czaszy zbiornika, według odrębnego opracowania architektów krajobrazu realizowanego na zlecenie miasta Gliwice. Na etapie tworzenia KIP nie zaplanowano całkowitej i pełnej koncepcji zagospodarowania terenu.

Podkreślono potrzebę szybkiego zagospodarowania terenu pozbawionego roślinności w wyniku realizacji procesu inwestycyjnego. Pozostawienie tego obszaru spontanicznemu rozwojowi roślinności w wyniku procesów sukcesyjnych byłoby niepożądane, ponieważ powodowałoby szybką ekspansję gatunków inwazyjnych, których diaspory przypuszczalnie przetrwają ten okres.

Zalecono w czasie przygotowania do inwestycji usunięcie gatunków inwazyjnych (niecierpek gruczołowaty, rdestowiec ostrokończysty) – w okresie do polowy maja, przed wytworzeniem diaspor. Rośliny należy wykopać i spalić, ponieważ nie jest to obszar objęty jakąkolwiek formą ochroną przyrody – możliwe jest wykonanie tych działań w granicach obszaru objętego przedsięwzięciem.

Podstawą była analiza funkcji doliny Wojkowianki jako korytarza ekologicznego:

Dolina Wójtowianki nie wchodzi w skład korytarzy o znaczeniu europejskim, krajowym, regionalnym (http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/; http://mapa.korytarze.pl/). Brak nadania Wójtowiance rangi korytarza ekologicznego krajowego, bądź o wyższej randze (na podstawie http://mapa.korytarze.pl/) oraz ograniczenie funkcji lądowych w kontekście lokalnego korytarza ekologicznego – na rycinie poniżej zaznaczono strzałkami. Są to obszary fragmentacji doliny cieku, obniżające zdolność do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego.

Obecnie **funkcja lokalnego korytarza ekologicznego jest zaburzona** poprzez budowle hydrotechniczne (dla ichtiofauny/organizmów roślinnych i zwierzęcych koryta rzecznego). Przyczyną powyższej diagnozy, jest obecność 23 budowli hydrotechnicznych na analizowanym odcinku (w kilometrze 0+161 do 1+955 Wójtowianki, gdzie w czaszy planowanego suchego zbiornika, jest około 10 obiektów hydrotechnicznych do likwidacji) oraz konsekwencje ich obecności - ślady prac regulacyjnych, penetracja terenu. Funkcje lokalnego korytarza ekologicznego modyfikuje i ogranicza obecność ekspansywnych gatunków inwazyjnych i obcych, co również wskazuje na możliwość dyspersji diaspor tych gatunków wzdłuż koryta rzecznego – **co osłabia funkcje korytarza ekologicznego korzystnie oddziałującego na lokalną różnorodność gatunkową**. Z punktu widzenia awifauny, zadrzewienia i zakrzaczenia są korytarzami ekologicznymi ułatwiającymi wielu gatunkom dyspersję – i to jest obecną rolą Wójtowianki. Przemieszczenia awifauny między wyspami drzew, połączonymi korytarzami ekologicznymi, zdarzają się piętnastokrotnie częściej niż między kompleksami niepołączonymi ze sobą (Biaduń i in. 2016) – dlatego też tak istotne jest zachowanie bądź odtworzenie roślinności krzewiastej i drzewiastej w projektowanym suchym zbiorniku lub w jego sąsiedztwie. Kształtowanie czaszy zbiornika, tak aby możliwe było stworzenie mozaikowatego zagospodarowania szatą roślinną, powinno być priorytetem dla architekta krajobrazu planującego jego funkcje w krajobrazie Gliwic (wg odrębnego opracowania). Niemniej należy wyraźnie wskazać, że obszar doliny Wójtowianki nie pełni istotnej funkcji w czasie migracji awifauny, nie odgrywa również istotnej roli w czasie wędrówek herpetofauny.

Poniżej przykład jednej z budowli hydrotechnicznych wpływających na ciągłość cieku:

Potok Wójtowianka w km 1+251 -bród szerokość 7,5m długość 7.00m.

W wyniku przewidzianego procesu inwestycyjnego zostanie zachowany przepływ nienaruszalny w cieku[3]. Należy również wskazać że, ichtiofauna Potoku Wójtowianka jest bardzo uboga. Wg Programu ochrony i rozwoju zasobów wodnych województwa śląskiego w zakresie udrożnienia rzek dla ryb dwuśrodowiskowych Polska Akademia Nauk Zakład Ichtiobiologii i Gospodarki Rybackiej w Gołyszu (Katowice, październik 2004), Wójtowianka jako ciek należący do RW60006116529 Ostropka, nie kwalifikuje się do żadnej z pięciu kategorii cieków przeznaczonych do udrożniania.

Zgodnie z wynikami badan KZGW (2010), dotyczących oceny potrzeb i priorytetów udrożnienia ciągłości morfologicznej rzek na obszarach dorzeczy w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału ekologicznego JCWP, wśród potencjalnych gatunków ryb, występujących w cieku, zalicz się kiełb, płoć, ciernik. Są to pospolite gatunki ryb, a zważywszy że rodzima ichtiofauna województwa śląskiego jest dobrze rozpoznaną w wyniku trwających ok. 100 lat badań (wg STRATEGII OCHRONY PRZYRODY WOJEWÓDZTWA ŚLĄSKIEGO DO ROKU 2030; Katowice, listopad 2012 r.), jak dotąd nie stwierdzono w Wójtowiance ryb dwuśrodowiskowych oraz gatunków „szczególnej troski" w skali krajowej oraz regionalnej.

Ponadto Wójtowianka jako ciek zasilający Ostropkę, stanowiący składową JCWP Ostropka, nie należy do obszarów chronionych wymienionych w zał. IV RDW istotnych dla ochrony ichtiofauny (materiały zamieszczone w KIP - w tym przede wszystkim: obszarów przeznaczonych do ochrony siedlisk lub gatunków, gdzie utrzymanie lub poprawa stanu jest ważnym czynnikiem w ich ochronie oraz obszarów przeznaczonych do ochrony gatunków wodnych o znaczeniu ekonomicznym).

Dodatkowo Wójtowianka nie należy do wyznaczonych w regionie korytarzy ekologicznych (ichtiologicznych) oraz ostoi ichtiologicznych (wg STRATEGII OCHRONY PRZYRODY WOJEWÓDZTWA ŚLĄSKIEGO DO ROKU 2030; Katowice, listopad 2012 r.).

Podsumowując znaczenie Wójtowianki jako lokalnego korytarza ekologicznego, na badanym odcinku, jest znacząco ograniczone poprzez zabudowę hydrotechniczną cieku, użytkowanie, penetrację, fragmentacje oraz synantropizację szaty roślinnej.

[3] Przepływ nienaruszalny - przepływ minimalnej ilości wody, niezbędnej do utrzymania życia biologicznego w cieku wodnym

Konkluzja zasadnicza:

INFORMACJE ORAZ WNIOSKI ZAWARTE W PRZEDMIOTOWEJ KIP ODPOWIADAJĄ STANOWI FAKTYCZNEMU.

Praca nad odniesieniem się do opinii była obarczona dużą presją czasową, opinie otrzymałem późnym wieczorem 2020-07-06 – w razie pytań służę dodatkowymi wyjaśnieniami.

- z poważaniem

dr hab. Mirosław Grzybowski, prof. UWM

Mirosław Grzybowski

Piśmiennictwo:

Byers J. E., Reichard S., Randall J. M., Parker I. M., Smith C. S., Lonsdale W. M., Atkinson I. A. E., Seastedt T. R., Williamson M., Chornesky E., Hayes D. 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. Conserv Biol. 16: 630–640.

Biaduń W., Piotrowska M., Rzepkowski R., Zieliński M., Jobda M., Jujka-Radziewicz M., Stasiak K., Krogulec J., Ebertowska B., Choroś J. (red.). 2016. Ptaki krajobrazu rolniczego w Polsce. Przegląd zagadnień z uwzględnieniem specyfiki Lubelszczyzny. OTOP, Marki

Betleja J. Szlama D. (red.), 2007. Atlas ptaków lęgowych Gliwic, rozmieszczenie i liczebność w latach 1988– 1990. ATLAS OF THE BREEDING BIRDS OF GLIWICE distribution and numbers in the period 1988–1990. Rocznik Muzeum Górnośląskiego w Bytomiu. PRZYRODA NR 17.

Chylarecki P., Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Meissner W., Woźniak B., Wylegała P., Ławicki Ł., Marchowski D., Betleja J., Bzoma S., Cenian Z., Górski A., Korniluk M., Moczarska J., Ochocińska D., Rubacha S., Wieloch M., Zielińska M., Zieliński P., Kuczyński L. 2018. Trendy liczebności ptaków w Polsce. GIOŚ, Warszawa.

Kuźniak S., Tryjanowski P. 2003. Gąsiorek. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.

Schaub M., Jakober H., Stauber W. 2013. Strong contribution of immigration to local population regulation: evidence from a migratory passerine. Ecology 94: 1828–1838.

Tryjanowski P., Goławski A., Kuźniak S., Mokwa T., Antczak M. 2007. Disperse or stay? Exceptionally high breeding-site infidelity in the Red-backed Shrike Lanius collurio. Ardea 95: 316–320.

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 Europejskie. Uniwersytet Śląski w Katowicach. Katowice. Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska.

Bzdęga K., Urbisz A., Tokarska-Guzik B., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Reynoutria japonica*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Danielewicz W., Mirski P., Gazda A., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Robinia pseudoacacia*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Solidago canadensis*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Solidago gigantea*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Kolada A., Gąbka M., Urbisz A., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Elodea canadensis*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Chmura D., Chmiel J., Danielewicz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Acer negundo*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Adamowski W., Krzysztofiak A, Dajdok Z., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Impatiens glandulifera*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Okarma H., Bartoszewicz M., Solarz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Ondatra zibethicus*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Woziwoda B., Chmura D., Danielewicz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Quercus rubra*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Okarma H., Bartoszewicz M., Solarz W., KARTA INFORMACYJNA GATUNKU: *Ondatra zibethicus*. Uniwersytet Śląski, GIOŚ, IOP Kraków

Walck J. L., Baskin J. M., Baskin C. C. 1999. Relative competitive abilities and growth characteristics of a narrowly endemic and a geographically widespread *Solidago species (Asteraceae)*. Am. J. Bot. 86(6): 820-828.

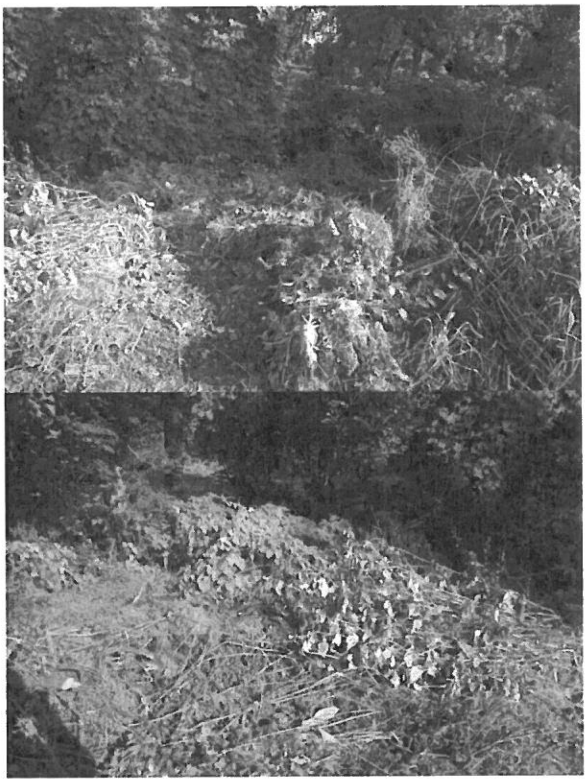
91E0_przewodnik_metodyczny.GIOŚ. http://siedliska.gios.gov.pl/images/pliki_pdf/publikacje/pojedyncze_metodyki_dla_gat_roslin/91E0_przewodnik_metodyczny.pdf

91F0_przewodnik_metodyczny.GIOŚ. http://siedliska.gios.gov.pl/images/pliki_pdf/publikacje/pojedyncze_metodyki_dla_siedlisk/gowe-lasy-dbowo-wizowo-jesionowe-Ficario-Ulmetum.pdf

Meyer G., Clare R., Weber E. 2005. An experimental test of the evolution of increased competitive ability hypothesis in goldenrod, *Solidago gigantea*. Oecologia 144: 299–307.

Materiał dodatkowy:

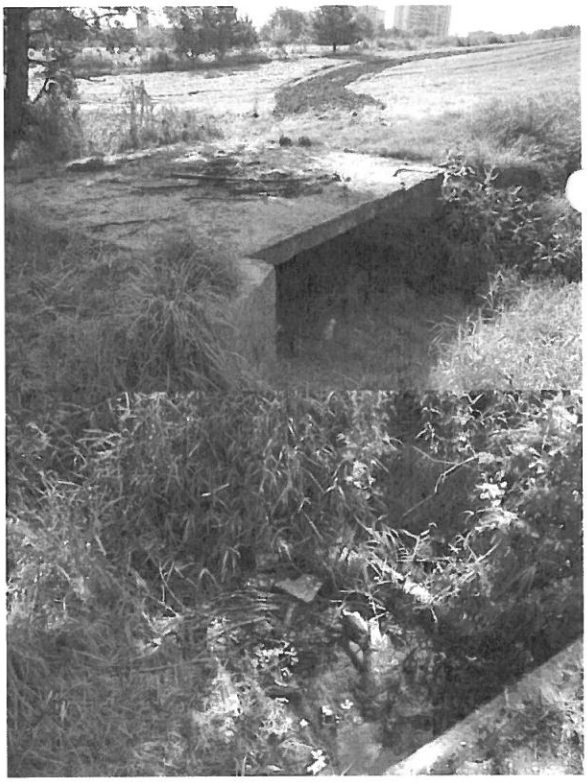
Czynnikiem wpływającym na synantropizację obszaru są również śmieci:



93

95

94



96

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Klon jesionolistny

2) nazwa łacińska: ***Acer negundo*** L.

3) nazwa angielska: Box elder

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: jesioklon

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Negundo aceroides*
Negundo fraxinifolium

c) synonimy nazwy angielskiej: Ash-leaved maple
Manitoba maple

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Sapindaceae

7) pochodzenie (region):
wschodnie i środkowe regiony Ameryki Północnej

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

Do Europy sprowadzony został w wieku XVII – po raz pierwszy posadzony został w Fulham w Anglii. Kilka lat później przywieziony został do Holandii (1690) i Niemiec (1699). W krajach ościennych, np. w Czechach pierwsza informacja o uprawie gatunku pochodzi z roku 1835, a informacja o pojawieniu się na wolności z roku 1875. Do Brandenburgii gatunek sprowadzono w 1736 r., zaś pierwsza informacja o spontanicznym jego wystąpieniu pochodzi z roku 1919.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

Rozmnaża się przede wszystkim generatywnie przez produkcję nasion wypełniających wnętrze orzeszków opatrzonych elementami lotnymi stąd owoce zwane są skrzydlakami. Podstawowym sposobem rozprzestrzeniania skrzydlaków jest wiatrosiewność. Skrzydlaki rozsiewane są z wiatrem na odległość co najmniej 50 m przy bardzo wietrznej pogodzie i obecności zmrożonego śniegu nawet na odległość kilku km. W dolinach rzecznych roznoszone są z nurtem wody, mogąc w niej przetrwać przez co najmniej 6 tygodni. Znane są też przypadki ich roznoszenia przez ptaki i wiewiórki. Za znaczące uznać należy niezamierzone roznoszenie skrzydlaków środkami komunikacyjnymi wzdłuż dróg i szlaków kolejowych.

Drzewo zaczyna owocować już w wieku 5 lat. Cechuje się dużą produkcją diaspor: 30 000 nasion/kg.

Drzewo łatwo regeneruje się po uszkodzeniach mechanicznych. Odsłonięte lub uszkodzone korzenie wytwarzają nowe pędy. Na powalonych pniach z uśpionych pąków szpalerowo wyrastają pędy przybyszowe.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: gatunek uprawiany jako roślina ozdobna w parkach i ogrodach oraz wzdłuż dróg oraz wykorzystywana w nasadzeniach rekultywacyjnych, „ucieczka" z miejsc uprawy;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: niezamierzone roznoszenie diaspor może nastąpić przez podmuchy wiatru generowane ruchem pojazdów wzdłuż dróg i szlaków kolejowych.
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): gatunek ten może spontanicznie się rozprzestrzeniać drogą powietrzną i wodną. Jako gatunek anemochoryczny, tj. rozsiewający się przy udziale wiatru, jego skrzydlaki (owoce) są rozprzestrzeniane na odległości do 50 m. W dolinach rzecznych ważną rolę odgrywa nurt rzeki, który może przenosić wraz z wodą nasiona na znaczne odległości, ponieważ nasiona mogą przebywać w wodzie do 6 tygodni.
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): nasiona mogą być przenoszone wraz z przmieszczanym materiałem ziemnym zwłaszcza podczas prac związanych z umacnianiem brzegów rzek, czy modernizacją wałów przeciwpowodziowych oraz poprzez prace porządkowe: zbiór i przewożenie opadłych liści wraz ze skrzydlakami.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Klon jesionolistny jest gatunkiem szeroko rozprzestrzenionym w Polsce. Zgodnie z bazą ATPOL (Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce) występuje przynajmniej na 3500 stanowiskach w granicach 1379 kwadratów podstawowych 10 × 10 km. Szczególnie często występuje w pasie Polski środkowej (Wielkopolska, Mazowsze). Wydaje się, że skromniejsze zasoby klonu jesionolistnego na Pomorzu i Mazurach nie wynikają z uwarunkowań termicznych skoro na terenie Litwy i Łotwy, a więc na terenach o zimniejszym klimacie, gatunek ten postrzegany jest jako inwazyjny (por. ankietę gatunku), lecz z historii inwazji. Rozprzestrzenianie się gatunku postępowało głównie w dolinach dużych rzek. Poza dolinami rzek i potoków podgórskich, gdzie jest często obserwowany, sporadycznie występuje w wyższych partiach Bieszczad i Tatr. Liczebność poszczególnych populacji jest bardzo duża, często spotyka się liczące ponad 100 osobników.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:
Klon jesionolistny jest w Polsce gatunkiem obcym, trwale zadomowionym. Osiągnął status agriofita – czyli gatunku obcego przybyłego po 1500 r. występującego, poza siedliskami antropogenicznymi, także na siedliskach

9) charakterystyka gatunku

Drzewo dorasta do wysokości 10-15(20) metrów. Rośnie bardzo szybko, ale jest krótkowieczne – osiągać może wiek 75 lat (maksymalnie 100 lat). Szeroka i nieregularna korona pod naporem wiatru lub mokrego śniegu, a nawet własnego ciężaru łatwo się rozłamuje. Częstym zjawiskiem, gdy drzewa rosną w dużym zwarciu jest ich pochylanie się lub nawet upadek. Wówczas to na powalonych pniach z uśpionych pąków szpalerowo wyrastają pędy przybyszowe. Pędy roczne są ciemnozielone, pokryte sinym nalotem woskowym. Pąki osłonięte 2 łuskami biało orzęsionymi na brzegach. W czasie wegetacji pąki ukryte są w nasadach ogonków liściowych. Liście o długości 5-10 cm są nieparzystopierzaste, złożone z 3-5 jajowatolancetowatych jasnozielonych listków. Drzewo cechuje się szybkim wzrostem i wczesnym owocowaniem już w wieku 5 lat. Cechuje się dużą częstotliwością okresów nasiennych (1-4 lat). Kwiaty są rozdzielnopłciowe, wiatropylne zebrane w wielokwiatowe, zwisające pęczki. Kwitnie na przełomie marca i kwietnia. Owoce (skrzydlaki) barwy bladożółtej ze skrzydełkami odstającymi pod kątem ostrym i zakrzywionymi do środka dojrzewają we wrześniu i pozostają na drzewie do wiosny.

Klon jesionolistny jest gatunkiem tolerującym szeroki zakres warunków środowiskowych, m.in. zmienne warunki wilgotnościowe. W dolinach rzecznych znosi krótkotrwałe zalewy powierzchniowe i jednocześnie jest wytrzymałym na suszę. Odznacza się dużą odpornością na niskie temperatury.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

Na terenie Ameryki Północnej obecność klonu jesionolistnego odnotowano przynajmniej w 22 zbiorowiskach roślinnych, w tym w zbiorowiskach bagiennych, w lasach łęgowych, liściastych świeżych, borach mieszanych, lasostepach, preriach i murawach kserotermicznych. Tak szerokie spektrum siedliskowe jest efektem dużej tolerancji na niedobór wody w glebie i zróżnicowany trofizm podłoża. Interesującym zagadnieniem jest to, że okazy żeńskie lepiej rosną na siedliskach wilgotnych i żyznych, z kolei tolerancja okazów męskich przesuwa się w kierunku siedlisk suchych i uboższych.

11) zastosowanie gospodarcze

W wieku XIX i XX, w Europie i w Polsce gatunek był często sadzony przy drogach, ulicach i w parkach oraz wykorzystywany do zakładania żywopłotów i osłon przed wiatrem. Dziś, choć znacznie rzadziej, nadal jest używany w nasadzeniach przydrożnych. Często uprawiane są kultywary ozdobne o pstrych lub żółtych liściach. Gatunek ten jest często wykorzystywany w rekultywacji terenów zdegradowanych przez przemysł wydobywczy, np. w stabilizacji hałd i zwałowisk oraz w zadrzewieniach stanowiących strefę buforową wokół uciążliwych zakładów przemysłowych.

Pyłek w okresie wczesnej wiosny jest cennym pożytkiem pszczelim. W Białowieży sprzedawany jest nawet specjalny miód klonowy na bazie pyłku z klonu jesionolistnego.

Drewno bardzo rzadko jest używane do produkcji tanich mebli, na słupy, ogrodzenia i na opał. Ze względu na miękkość i gąbczastą strukturę drewno ma niską wartością energetyczną. Z powodu słabych parametrów technologicznych kłody (nieregularność, kruchość i miękkość drewna) gatunek nie zyskał uznania w gospodarce leśnej.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1899

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Na obszar Polski został celowo sprowadzony na początku XIX wieku. W wieku XIX i XX, w Europie był często sadzony przy drogach, ulicach i w parkach. W przeszłości testowano możliwość wykorzystania gatunku w leśnictwie. Najwcześniej jego obecność odnotowana została w kolekcjach arboretów w Krzemieńcu (1810 rok) i Niedźwiedziu koło Krakowa (1813 rok). W Polsce z pewnością w drugiej połowie XIX wieku był też sadzony wzdłuż dróg. Biorąc pod uwagę informacje z krajów ościennych o spontanicznym obsiewaniu się klonu jesionolistnego (w literaturze przedmiotu brakuje analogicznych informacji z terenu Polski) sądzić należy, że na obszarze naszego kraju wymknął się z uprawy na przełomie XIX i XX wieku. Kolejne etapy spontanicznego rozprzestrzeniania się obserwujemy po roku 1950, kiedy proces ten nabrał inwazyjnego charakteru a głównymi szlakami rozprzestrzeniania się były doliny dużych rzek.

Spontaniczne rozprzestrzenianie się gatunku w środowisku przyrodniczym na obszarze Polski było przede wszystkim warunkowane świadomym wprowadzeniem (sadzeniem przy drogach i w parkach).

naturalnych i półnaturalnych. Zaliczono ten gatunek do grupy mogących wywołać znaczące zmiany w strukturze fitocenoz. Gatunek stanowi duże zagrożenie dla miejscowej różnorodności biologicznej. Ze względu na duży potencjał rozprzestrzeniania diaspor (anemochoria, tj. rozsiewanie przez wiatr) oraz dużą tolerancję na zmienne warunki wilgotnościowe, może w szybkim tempie kolonizować siedliska antropogeniczne, jak i cenne pod względem przyrodniczym lasy łęgowe (zwłaszcza w dolinach rzecznych), grądowe oraz ekosystemy otwarte, np. murawy kserotermiczne. W dolinach rzecznych roznoszone są z nurtem wody, mogąc w niej przetrwać bardzo długo. W Polsce mógł być wprowadzony do uprawy już w drugiej połowie XVII wieku. Gatunek ten na obszarze Polski już przynajmniej 50 lat temu przełamał bariery, które uniemożliwiały jemu przeżycie i rozmnażanie się. Głównymi szlakami rozprzestrzeniania się gatunku były doliny dużych rzek. Wg bazy danych Atlasu rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce (ATPOL) klon jesionolistny z wyjątkiem Pomorza, Mazur oraz Tatr i Bieszczad, gdzie występuje rzadziej, jest dziś gatunkiem pospolitym w Polsce; występuje przynajmniej na 3500 stanowiskach w granicach 1379 kwadratów podstawowych 10 × 10 km.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Klon jesionolistny toleruje szeroki zakres warunków środowiskowych. W dolinach rzecznych znosi krótkotrwałe zalewy powierzchniowe i jednocześnie jest wytrzymały na suszę. Łatwo też zasiedla układy antropogeniczne. Najlepsze warunki do rozwoju klonu jesionolistnego panują na siedliskach łęgowych w dolinach rzecznych, zaś poza dolinami na siedliskach grądowych. Jest częstym składnikiem zdegradowanych lasów i środowisk antropogenicznych (wyrobiska, hałdy, nieużytki porolne).

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,40

kategoria: mało inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,50

kategoria: nie zmieni się

opis:
Na zasoby oraz inwazyjność gatunku w Polsce decydujący wpływ mają warunki siedliskowe oraz sposób użytkowania ekosystemów. Aktualnie panujące warunki termiczne są optymalne dla gatunku. Zważywszy na jego szeroki zakres tolerancji termicznej – zakładany wzrost średniej temperatury rocznej o 1-2°C nie będzie miał bezpośredniego wpływu na zasoby gatunku w Polsce.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,40

kategoria: mały

opis:
Klon jesionolistny wpływa na strukturę gatunkową i architekturę wnętrza lasu. Mechanizm jego wpływu polega głównie na alleopatii, czyli uwalnianiu do środowiska substancji toksycznych dla innych roślin. Eksperymenty nad allelopatią dowiodły, że ekstrakt z liści klonu w sposób znaczący ogranicza wzrost modelowej rośliny gorczycy białej *Sinapis alba*. Klon jesionolistny nie zacienia innych roślin bardziej niż rodzime klony ani rozkład liści pochodzących z tego gatunku nie wpływa mechanicznie na zahamowanie wzrostu innych roślin. Jego zdolność konkurencyjna wynika z dużej odporności na suszę i mróz, małych wymagań siedliskowych, dużej sprawności dyspersji diaspor, szybkiego wzrostu młodych okazów oraz plastyczności fenotypowej ułatwiającej dostosowywanie się rośliny do zmiennych warunków świetlnych lub wilgotności. To daje przewagę nad innymi rodzimymi gatunkami drzew. Najszybciej rozprzestrzenia się w dolinach dużych rzek, przenikając do lasów łęgowych. Wprawdzie klon jesionolistny jest mniej odporny na zalew powodziowy niż topole i wierzby, ale bardziej niż większość innych gatunków drzew liściastych. Jest gatunkiem mobilnym szybko zasiedlającym luki wyzwolone podczas powodzi. Typową cechą klonu jesionolistnego jest pochylanie się drzew lub nawet ich upadek. Wówczas z pnia wyrasta szybko gęsty szpaler przybyszowych pni. Schemat pokładania się i regeneracji zasypywanych przez namuł rzeczny pędów może wielokrotnie się powtarzać. Dochodzi nawet do sytuacji, gdy gęstwina pędów przybyszowych klonu jesionolistnego utrudnia odnawianie się topoli i wierzb.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

Gatunek największe zagrożenie stwarza dla następujących siedlisk:

- 91E0 — Lasy nadrzeczne z olszą czarną *Alnus glutinosa* i jesionem wyniosłym *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae*),
- 91F0 — Nadrzeczne lasy mieszane z dębem szypułkowym *Quercus robur*, wiązami *Ulmus laevis* i *Ulmus minor*, jesionem *Fraxinus excelsior* lub *Fraxinus angustifolia*, występujące wzdłuż dużych rzek (*Ulmenion minoris*),
- 9170 — Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum, Tilio-Carpinetum*).

Rzadziej, ale też jest notowany i stanowi zagrożenie dla siedlisk otwartych:

- 6210 — Murawy kserotermiczne (*Festuco-Brometea*).

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

Są to głównie gatunki lasów łęgowych (wierzbowo-topolowych, olszowych, jesionowych i wiązowych), rzadziej murawy kserotermicznych:

- aster gawędka (*Aster amellus*) – gatunek bliski zagrożenia w skali kraju, objęty ochroną ścisłą;
- goryczka krzyżowa (*Gentiana cruciata*) – gatunek narażony w skali kraju, objęty ochroną ścisłą;
- miłek wiosenny (*Adonis vernalis*) – gatunek narażony w skali kraju, objęty ochroną ścisłą;
- ożota zwyczajna (*Linosyris vulgaris*) – gatunek narażony w skali kraju, objęty ochroną ścisłą;
- pajęcznica liliowata (*Anthericum liliago*) – gatunek narażony w skali kraju, objęty ochroną ścisłą;
- zawilec wielkokwiatowy (*Anemone sylvestris*) – gatunek niezagrożony w skali kraju, objęty ochroną częściową;
- tarczyca oszczepowata (*Scutellaria hastifolia*) – gatunek niezagrożony w skali kraju, nie objęty ochroną prawną;
- topola biała (*Populus alba*) – gatunek niezagrożony w skali kraju, nie objęty ochroną prawną;
- topola czarna (*Populus nigra*) - gatunek niezagrożony w skali kraju, nie objęty ochroną prawną;
- wiązy: polny (*Ulmus minor*) i szypułkowy (*U. laevis*) – gatunki niezagrożone w skali kraju, nie objęte ochroną prawną;
- wierzba biała (*Salix alba*) – gatunek niezagrożony w skali kraju, nie objęty ochroną prawną.

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,25

kategoria: mały

opis:

Klon jesionolistny bardzo często tworzy zarośla blisko dworców, torowisk oraz na wałach przeciwpowodziowych i w pobliżu innych urządzeń hydrotechnicznych. Spontanicznie tworzące się zarośla klonu jesionolistnego mogą utrudniać utrzymanie wałów przeciwpowodziowych w dolinach rzecznych i pozostałych elementów infrastrukturalnych w należytym stanie technicznym. Kolonizuje także tereny poprzemysłowe i nieużytkowane w miastach; siewki i młode drzewa rozwijają się na rumowiskach, murach i dachach budowli.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,25

kategoria: mały

opis:

Pyłek klonu jesionolistnego ma właściwości alergogenne. Okres kwitnienia tego gatunku rozpoczyna się wczesną wiosną, przed rozwojem liści. Pyłek gatunku jest przenoszony przez wiatr, ale ziarna pyłku są cięższe niż pyłek, np. leszczyny pospolitej *Corylus avellana*. Dotychczasowe badania aerobiologiczne nad stężeniem pyłku tej rośliny w Polsce nie wskazują przekraczania ilości zagrażających zdrowiu. W przypadku klonu stężenie dobowe nie przekracza 50 ziaren pyłku w m^3, przy czym w centrum miast stężenie to było znacznie większe niż w strefie peryferyjnej. Doniesienia z niektórych miast pokazują, że stężenie pyłku tego gatunku klonu może być większe niż u innych rodzimych klonów a porównywalne z klonem pospolitym *Acer platanoides*.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,75

kategoria: umiarkowanie pozytywny

opis:

W zakresie usług ekosystemowych pyłek klonu jesionolistnego w okresie wczesnej wiosny jest cenionym pożytkiem pszczelim. Klon jesionolistny może też być wykorzystany jako roślina energetyczna. Drewno, ale

lokalnie, jest używane do produkcji tanich mebli i innych drewnianych produktów. Jeśli chodzi o funkcje regulacyjne, drzewo może w znacznym stopniu przyczynić się do poprawy jakości powietrza ze względu na jego wysoką maksymalną szybkość fotosyntezy, która może przekroczyć 25 µmol CO_2 m-2 s-1. W przypadku usług kulturowych pełni funkcje estetyczne, gdyż jest gatunkiem ozdobnym zwłaszcza jesienią, kiedy, liście zmieniają kolor na żółty. Osobniki rosnące osobno odznaczają się malowniczym pokrojem.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

W niektórych parkach narodowych, np. w Wielkopolskim Parku Narodowym, Biebrzańskim PN oraz Kampinoskim PN przeprowadzano akcje usuwania klonu jesionolistnego. Najskuteczniejsze okazały się metody mechaniczne polegające na ścinaniu pni drzew u nasady szyi korzeniowej. W ten sposób udało się wyeliminować klon jesionolistny z powierzchni ok. 10 ha w lasach miejskich Warszawy. W tej metodzie problemem jest powstawanie silnych odrośli z pni, zwłaszcza gdy drzewo rośnie na siedliskach wilgotnych. Uwzględniając ten fakt, skuteczniejszym sposobem jest wyrywanie drzew z korzeniami. Metoda ta była stosowana z powodzeniem w Wielkopolskim PN. Duże drzewa były wyrywane z użyciem ciężkiego sprzętu, natomiast małe, o średnicy nieprzekraczającej u nasady 7 cm, mogły być wyrywane ręcznie. W niektórych przypadkach stosowano metody chemiczne w tym oprysk herbicydami takimi jak triclorpyr, kwas 2,4-dichlorofenoksyoctowy (2,4-D) z dodatkiem środków powierzchniowo czynnych lub preparaty zawierające glifosat (np. roundap). W lasach miejskich Warszawy stosowano łączenie metod mechanicznych i chemicznych. Użycie środków chemicznych na uszkodzone pnie, zdarte z kory w celu ekspozycji kambium i tkanek przewodzących zwiększa efektywność wchłaniania i działania herbicydów.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **S4** – gatunek średniego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (lista ostrzegawcza)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Adamowski W. 1991 Naturalization of *Acer negundo* in the environs of Novosibirsk (West Siberia). Phytocoenosis 3: 41-42

Chmura D. 2004 Penetration and naturalization of alien invasive plants (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Poland). Nature ConservatioN 60: 3-111

Dajdok Z, Krzysztofiak A, Krzysztofiak L, Romański M, Śliwiński M. 2007 Rośliny inwazyjne w Wigierskim Parku Narodowym. Wigierski Park Narodowy, Krzywe, 24

Danielewicz W, Wiatrowska B. 2014 Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. Peckiana 9: 59-67

Dawson TE, Ehleringer JR. 1991 Streamside trees that do not use streamwater. Nature, 350: 335-337

Ehrendorfer F. 1973 Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Berlin, Hamburg

Erfmeier A, Böhnke M, Bruelheide H. 2011 Secondary invasion of *Acer negundo*: the role of phenotypic responses versus local adaptation. Biological Invasions 13: 1599-1614

Faliński JB. 1969 Neofity i neofityzm. Ekologia Polska, Seria B, 15 (4): 337-355

Foster JR. 1992 Phosynthesis and water relations of the floodplain tree, boxelder (*Acer negundo* L.). Tree Physiology 11: 133-149

Frączek J, Mudryk K, Wróbel M. 2009 Klon jesionolistny *Acer negundo* L. – nowy potencjalny gatunek energetyczny. Acta Agrophysica 14: 313-322

Gazda A. 2013 Występowanie drzew obcego pochodzenia na tle zróżnicowania lasów Polski południowej. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego

Gilewska M. 2010 Rekultywacja leśna terenów pogórniczych Konińsko-Tureckiego Zagłębia Węgla Brunatnego. Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski, 17: 94-101

Gilman EF, Watson DG. 1993 *Acer negundo* – Boxelder. University of Florida Fact Sheet ST-20. Environmental Horticulture Department, Florida Cooperative Extension Service, USA: Institute of Food and Agricultural Sciences

Gudžinskas Z. 1998 Conspectus of alien plant species of Lithuania. 8. Aceraceae, Balsaminaceae, Elaeagnaceae, Geraniaceae, Hippocastanaceae, Linaceae, Lythraceae, Onagraceae, Oxalidaceae, Rutaceae, and Vitaceae. Botanica Lithuanica 4(4): 363-377

Hegi G. 1977 Illustrierte Flora von Mitteleuropa V(1)

Kołaczkowska E, Obidziński A. 2009 Population structure of invasive boxelder (*Acer negundo* L.) in a small river valley. [W:] J. Holeksa, B. Babczyńska-Sendek, S. Wika (red.). The Role of Geobotany in Biodiversity Conservation. University of Silesia, Katowice 303-308

Kowarik I. 1992 Einführung und Ausbreitug nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. Verh. Bot. Ver., 3: 1-188 Berlin, Brandenburg

Krevš A, Darginavičiene J, Gylyte B, Grigutyte R, Jurkoniene S, Karitonas R, Manusadžianas L. 2013 Ecotoxicological effects evoked in hydrophytes by leachates of invasive *Acer negundo* and autochthonous *Alnus glutinosa* fallen off leaves during their microbial decomposition. Environmental pollution 173: 74-84

Mędrzycki P, Kołaszewska B, Browiński P. 2005 Subdioecy in populations of invasive tree, box-elder (*Acer negundo* L.) in Eastern Poland. Polish Botanical Journal

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002 Flowering plants and pteridophyts of Poland a checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences Kraków

Olson DF, Gabriel WJ. 1974 *Acer* L. – Maple. US Department of Agriculture, Agriculture Handbook 187-194

Overton RP. 1990 *Acer negundo* L. Silvics of North America 2: 41-45

Pyšek P, Prach K. 2003 Research into plant invasions in a crossroads region: history and focus. Biological Invasion 5: 337-348

Reinhart KO, Callaway RM. 2004 Soil biota facilitate exotic *Acer* invasions in Europe and North America. Ecological Applications 14: 1737-1745

Rejmánek M, Richardson DM. 1996 What attrib~utes make some plant species more invasive? Ecology 77: 1655-1661

Saccone P, Brun JJ, Michalet R. 2010 Challenging growth-survival trade-off: a key for *Acer negundo* invasion in European floodplains? Canadian Journal of Forest Research 40: 1879-1886

Sachse U. 1992 Invasion patterns of boxelder on sites with different levels of disturbance. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 21: 103-111

Säumel I, Kowarik I. 2010 Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind- -dispersed invasive tree species. Landscape and Urban Planning 94: 244-249

Seneta W. 1991 Drzewa i krzewy liściaste. Deciduous trees and shrubs. 1-318 Wyd. Nauk. PWN. Warszawa

Straigyte L, Cekstere G, Laivins M, Marozas V. 2015 The spread, intensity and invasiveness of the *Acer negundo* in Riga and Kaunas. Dendrobiology 74: 157-168

Svart HE, Lyck G. 1991 Introducerede planter – forvildede og adventive arter. Second edition. Skov- og Naturstyrelsen

Szymanowski T. 1960 Kiedy zostały wprowadzone obce gatunki drzew do uprawy w Polsce? Rocznik Dendrologiczny 14: 81-99

Tokarska-Guzik B. 2005 The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Uniwersytet Śląski, Katowice

Tokarska-Guzik B, Dajdok Z, Zając M, Zając A, Urbisz A, Danielewicz W, Hołdyński C. 2012 Rośliny obcego pochodzenia ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Warszawa

Tutin TG, Heywood VH, Burges NA, Moore DM, Valentine DH, Walters SM, Webb DA. 1968 Flora Europaea. 2. *Acer negundo*. Cambridge

Tzvelev NN. 1996 Aceraceae Juss. Flora Europae Orientalis. 9: 338-344 Petropoli Mir i Semia – XCV

Valantinaite A, Straigyte L, Jurkšiene G. 2011 Comparative analysis of invasion intensity of box elder (*Acer negundo* L.) and sosnowskyi hogweed (*Heracleum sosnowskyj* Manden). Rural Development Proceedings 2: 161-166

von Schwerin F. 1919 Zur Ehrenrettung des *Acer negundo*. Mittilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 28: 146-150

Wein K. 1931. Die Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa II. Mittelungen des Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 43: 95-154. White J.A. and Whitham T.G. 2000. Associational susceptability of cottonwood to a box elder herbivore. Ecology 81: 11 1795-1803

Zając A, Zając M. (red.) 2001 Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 1-714

Zając A, Zając M. (red.) 2015 Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 1-304

Zając A, Zając M, Tokarska-Guzik B. 1998 Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin. Phytocenosis 10 (N.S.), Suppl. Cartogr. Geobot. 9: 107-116

Dane pochodzące z baz danych

CABI 2018 *Acer negundo* Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc (https://www.cabi.org/isc/datasheet/2862)

Havinga D. 2000 Sustaining biodiversity – A strategic plan for managing invasive plants in Southern Ontario. Ontario, Toronto: City of Toronto and Society for Ecological Restoration. (http://www.serontario.org/pdfs/exotics.pdf.) Data dostępu: 2018-03-29

Mędrzycki P 2011 NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org

Rosario LC 1988 *Acer negundo*. Fire Effects Information System, [Online]. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. (http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/aceneg/.)

The Plant List. 2013 The Plant List is a working list of all known plant species (http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/gcc-22084) Data dostępu: 2018-01-27

Dane niepublikowane

Banaszek E. 2005 Problemy pielęgnacyjne wynikające z cech wzrostu i reprodukcji osobników klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. na wybranych typach obiektów architektury krajobrazu w Wołominie w roku 2004. Maintenance problems resulting from the traits of the growth and reproduction of the box-elder (*Acer negundo*) in Wołomin in 2004]. Diploma Thesis at the Faculty of Architecture. University of Ecology and Management in Warsaw

Binggeli P. 1992 Patterns of invasion of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) in relation to species and ecosystem attributes. DPhil Thesis. Belfast, UK: University of Ulster

Caban M. 2005 Inwazja klonu jesionolistnego a użytkowanie ziemi na przykładzie Piaseczna k. Warszawy w roku 2005. The invasion of the box-elder and the land use in Piaseczno near Warsaw in 2005. Master Thesis at the Faculty of Ecology. University of Ecology and Management in Warsaw

Kosim B. 2005 Problemy pielęgnacyjne wynikające z cech wzrostu i reprodukcji osobników klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. na terenie wybranych parków miejskich w Warszawie w roku 2004. Maintenance problems resulting from the traits of the growth and reproduction of the boxelder (*Acer negundo*) in selected Warsaw parks. Diploma Thesis at the Faculty of Architecture. University of Ecology and Management in Warsaw

Mędrzycki P. 2002 Inwazja amerykańskiego klonu *Acer negundo* L. a użytkowanie ziemi w Puszczy Białowieskiej. The invasion of an American maple, *Acer negundo* L. and the land use in the Białowieża Forest. PhD Thesis. Faculty of Biology, Warsaw University

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów. 2018 Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie

Sachse U. 1991 Die Populationsbiologie von *Acer negundo* L., einem agressivem Neophyten in Eurasien. Postdoktorandenstipendium SA

Sałapa K. 2005 Uprawa alejowa i odnawianie się klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. w zachodniej części dzielnicy Praga Południe w Warszawie w roku 2004. Street planting and the spontaneous spread of the box-elder in the western part of the Praga Południe quarter in Warsaw in 2004 Diploma Thesis at the Faculty of Architecture. University of Ecology and Management in Warsaw

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Chmiel J. 2011 Klon jesionolistny *Acer negundo* na rekultywowanym zwałowisku Pątnów IIA – obserwacja autora

Chmiel J. 2013 Ekspansja *Acer negundo* w murawie kserotermicznej na ozie budzyńskim w granicach Wielkopolskiego Parku Narodowego – obserwacja autora

Autorzy karty:
Damian Chmura[1], Julian Chmiel[2], Władysław Danielewicz[3]

[1] Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej
[2] Zakład Taksonomii Roślin, Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
[3] Katedra Botaniki Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Damian Chmura
2. Julian Chmiel
3. Władysław Danielewicz

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr hab.	Zakł. Ekologii i Ochr. Przyr., Inst. Ochr. i Inż. Środowiska, Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej	10-04-2018
(2)	dr hab.	Zakł. Taksonomii Roślin, Inst. Biologii Środowiska, Wydz. Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu	13-03-2018
(3)	dr hab.	Katedra Botaniki Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu	11-04-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Klon jesionolistny

nazwa łacińska: ***Acer negundo*** L.

nazwa angielska: Box elder

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

Nazwę łacińską gatunku podano wg bazy The Plant List (2013 – B). Spotykane są następujące naukowe synonimy gatunku: *Negundo aceroides* Moench (1794), *Negundo fraxinifolium* (Nutt.) DC. (1824). Nazwę polską: klon jesionolistny podano za Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist (Mirek i in. 2002 – P). Spotyka się też polską nazwę jesioklon (Mędrzycki 2011 – B). Nazw angielskich jest bardzo dużo: ash-leaved maple, manitoba maple, red river maple, western boxelder, cut-leaved maple, three-leaved maple, ashleaf maple, black ash, stinking ash, ash maple, negundo maple, elf maple.

nazwa polska (synonim I)	nazwa polska (synonim II)
jesioklon	–
nazwa łacińska (synonim I)	nazwa łacińska (synonim II)
Negundo aceroides	*Negundo fraxinifolium*
nazwa angielska(synonim I)	nazwa angielska(synonim II)
Ash-leaved maple	Manitoba maple

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:

–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

	rodzimy na obszarze Polski
	obcy, niewystępujący na obszarze Polski
	obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
	obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
X	obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm04. Komentarz:

Acer negundo jest w Polsce gatunkiem obcym, trwale zadomowionym (Mirek i in. 2002, Tokarska-Guzik 2005, Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Zdaniem Zająca i in. (1998 – P) osiągnął status agriofita – występującego, poza siedliskami antropogenicznymi, także na siedliskach naturalnych i półnaturalnych. Danielewicz i Wiatrowska (2014 – P) zaliczyli ten gatunek nawet do postneofitów (sensu Faliński 1969 – P) mogących wywołać znaczące zmiany w strukturze fitocenoz.

Ojczyzną gatunku są wschodnie i środkowe regiony Ameryki Północnej. Ciągłym zasięgiem obejmuje stany New Jersey, Ontario, Michigan, Minnesota, Manitoba, Saskatchewan, Alberta, Montana, Wyoming, Utah i Kalifornię po Teksas i Florydę na południu. Występuje również w rozproszeniu w stanach New Hampshire, Vermont, Massachusetts, Connecticut, Idaho i Nevada (Mędrzycki 2011 – B). Naturalne enklawy spotykane są też w górach Meksyku (stany Nuevo Leon, San Luis Potosi, Chihuahua) oraz w Gwatemali (Rosario 1988 – B). Jego występowanie na obszarze stanów Maine, Quebec, Nowy Brunszwik, Nowa Szkocja, Wyspa Księcia Edwarda oraz Waszyngton i Oregon najprawdopodobniej ma charakter wtórny (Mędrzycki 2011, CABI 2018 – B).

Zdaniem Szymanowskego (1960 – P) w Polsce mógł być wprowadzony do uprawy już w drugiej połowie XVII wieku. Informacje o jego wczesnej uprawie dotyczą m.in. Krzemieńca (1810 rok; Seneta 1991 – P), Niedźwiedzia koło Krakowa (1813 rok; Seneta 1991 – P), Puław (rok 1899; Tokarska-Guzik 2005 – P), Warszawy (rok 1880; Sudnik-Wójcikowska 1987 – P) i Wrocławia (rok 1899; Tokarska-Guzik 2005 – P).

Zdaniem Tokarskiej-Guzik (2005 – P) głównymi szlakami rozprzestrzeniania się gatunku były doliny dużych rzek. Wg bazy danych ATOPL *Acer negundo* (z wyjątkiem Pomorza, Mazur,

Podlasia oraz Tatr i Bieszczad, gdzie występuje rzadziej) jest dziś gatunkiem pospolitym w Polsce; występuje przynajmniej na 3500 stanowiskach w granicach 1379 kwadratów podstawowych 10 x 10 km (Zając A. i Zając M. 2001 – P).

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

X	środowisko przyrodnicze
	uprawy roślin
	hodowle zwierząt
X	zdrowie ludzi
X	inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Acer negundo jest gatunkiem inwazyjnym w wielu rejonach świata: Europie (Sachse 1991 – N, Lohmeyer i Sukkopp 1992, Sachse 1992, Kuusk i in. 1996, Tzvelev 1996, 2000, Gudžinskas 1998, Mosyakin i Yavorska 2002, Botta-Dukát 2008, Udvardi 2008, Batanjski i in. 2013, Straigyte i in. 2015 – P), Ameryce Północnej (Havinga 2000 – B) oraz na Syberii (Adamowski 1991 – P). Znacznie rzadziej w stanie zdziczałym klon jesionolistny widywano w Argentynie, Afryce Południowej oraz w Australii i Nowej Zelandii (Groves i Hosking 1997 – P, CABI 2018 – B). Uwarunkowania, przebieg i konsekwencje ekspansji *A. negundo* były celem wielu badań realizowanych w Polsce (Künstler 1999, Mędrzycki i Pabjanek 2001, Mędrzycki i in. 2005 – P, Mędrzycki 2002, Banaszek 2005, Caban 2005, Kosim 2005, Kosiński 2005, Salapa 2005 – N). Gatunek stanowi duże zagrożenie dla miejscowej różnorodności biologicznej. Ze względu na duży potencjał rozprzestrzeniania diaspor (anemochoria, tj. rozsiewanie przez wiatr) oraz dużą tolerancję na zmienne warunki wilgotnościowe, może w szybkim tempie kolonizować siedliska antropogeniczne, jak i cenne pod względem przyrodniczym lasy łęgowe (zwłaszcza w dolinach rzecznych), grądowe oraz ekosystemy otwarte, np. murawy kserotermiczne (Rosario 1988 – B). Liście *A. negundo* mają słabą wartość odżywczą dla zwierząt domowych. Są też informacje (nie udokumentowane żadnymi przypadkami), że drzewo może być trujące dla zwierząt hodowlanych (Rosario 1988 – B). Owoce są pożywieniem dla ptaków i wiewiórek. Gęste zarośla klonu jesionolistnego mogą pełnić funkcję schronienia dla zwierzyny (Rosario 1988 – B). Pyłek *A. negundo* w okresie wczesnej wiosny jest cennym pożytkiem pszczelim (Rosario 1988, Mędrzycki 2011 – B). Ma jednocześnie właściwości uczulające (Esch i in. 2001 – P). W Ameryce Północnej na *A. negundo* stwierdzono żerowanie wielu szkodników owadzich i objawy chorób grzybowych (Gilman i Watson 1993 – P), ale tylko kilka z nich wywiera niekorzystny wpływ na gatunek. Jednym z nich jest *Boisea trivittata* (Say) – duży owad (1 cm długości) wysysający sok z liści, delikatnych gałązek i rozwijających się owoców (Vail i in. 2002 – B). Jeśli rośliny żywicielskie rosną w pobliżu zabudowań, to owad ten chętnie zimuje w budynkach. Może też wchodzić do domów w dużych ilościach zanieczyszczając ściany brązowym kałem. Owad ten po zmiażdżeniu wydziela nieprzyjemny zapach (Vail i in. 2002 – B). *Acer negundo* nie ma specyficznych szkodników owadzich i chorób grzybowych. Żerują nań te same owady, co na innych gatunkach klonów. Wraz z introdukcją *A. negundo* do Europy nie przybył żaden obcy gatunek pasożyta ani patogenu.

Drzewo to może negatywnie wpływać na infrastrukturę na terenach leśnych, kolejowych i w dolinach rzek poprzez zarastanie ścieżek, linii oddziałowych, torowisk, wałów przeciwpowodziowych (Chmura 2004-2017 – A).

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie)**, po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

	niskie
	średnie
X	wysokie

aconf02.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm06. Komentarz:

Klon jesionolistny na terenie Europy po raz pierwszy posadzony został w Fulham w Anglii w roku 1688 (Wein 1931, za Kowarik 1992 – P). W krajach ościennych, np. w Czechach pierwsza informacja o uprawie gatunku pochodzi z roku 1835, a informacja o pojawieniu się poza uprawą z roku 1875 (Pyšek i Prach 2003 – P). Do Brandenburgii gatunek sprowadzono w 1736 r., zaś pierwsza informacja o spontanicznym jego wystąpieniu pochodzi z roku 1919 (Kowarik 1992 – P). Obecnie jest gatunkiem inwazyjnym niemal w całej Europie (Sachse 1991 – N, Lohmeyer i Sukkopp 1992, Sachse 1992, Kuusk i in. 1996, Tzvelev 1996, 2000, Gudžinskas 1998, Mosyakin i Yavorska 2002, Botta-Dukát 2008, Udvardi 2008, Batanjski i in. 2013, Straigyte i in. 2015 – P).

Podstawowym sposobem dyspersji diaspor jest anemochoria. Skrzydlaki rozsiewane są z wiatrem na odległość co najmniej 50 m (Sachse 1991 – N); przy bardzo wietrznej pogodzie i obecności zmrożonego śniegu nawet na odległość kilku km (Binggeli 1992 – N). W dolinach rzecznych roznoszone są z nurtem wody, mogąc w niej przetrwać przez co najmniej 6 tygodni (Mędrzycki 2011 – B).

Biorąc pod uwagę brak barier terenowych między Polską i regionami Europy, potencjał reprodukcyjny i anemochoryczny sposób rozsiewania się, przyjąć można, że napływ propagul z krajów sąsiednich do środowiska naturalnego Polski z wcześniejszych upraw poza jej granicami jest wysoce prawdopodobny z dużym stopniem pewności.

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

	niskie
	średnie
X	wysokie

aconf03.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm07. Komentarz:

Drzewo od dawna było wykorzystywane w zadrzewieniach przydrożnych i w parkach (Mędrzycki 2011 – B).

Za znaczące uznać należy niezamierzone roznoszenie diaspor przez podmuchy wiatru generowane ruchem pojazdów wzdłuż dróg i szlaków kolejowych oraz poprzez prace porządkowe: zbiór i przewożenie opadłych liści wraz ze skrzydlakami (Mędrzycki 2002 – N).

Biorąc pod uwagę duży potencjał reprodukcyjny i anemochoryczny sposób rozsiewania się oraz powszechność uprawy w czasach minionych, można przyjąć, że niezamierzone działania człowieka miały i mają nadal istotne znaczenie w ekspansji gatunku na ziemiach polskich.

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

	niskie
	średnie
X	wysokie

aconf04.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm08. Komentarz:

W wielu krajach Europy testowano możliwość wykorzystania gatunku w leśnictwie. W niektórych państwach, np. w Niemczech już na początku XX wieku, ze względu na słabe parametry technologiczne kłody oraz kruchość i miękkość drewna z gatunku tego zrezygnowano w gospodarce leśnej (von Schwerin 1919, Hegi 1977 – P). W innych regionach, np. na Litwie dopiero po 1960 roku gatunek uznano za nieodpowiedni w gospodarce leśnej (Kairiukštis 1968 – P). Nie tylko w wieku XIX i XX, ale także i dziś, w Europie i w Polsce jest sadzony przy drogach, ulicach i w parkach.

W wielu krajach, także i w Polsce, drzewo było intensywnie sadzone w żywopłotach i jako osłona przed wiatrem (Ehrendorfer 1973, Tutin i in. 1968 – P). Ze względu na nieregularność koron oraz kruchość konarów praktyki te są coraz rzadziej stosowane. Tym niemniej istnieją do dziś liczne zadrzewienia złożone z tego gatunku. Ze względu na szybkie przyrosty, małe wymagania siedliskowe gatunek ten nadal wykorzystywany jest w rekultywacji terenów pogórniczych (Chmiel 2011 – A).

Według kodeksu dobrych praktyk w ogrodnictwie (GDOŚ 2016 – I) *A. negundo* należy do gatunków, dla których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i uprawy. Jednakże jest to nadal często sadzone drzewo parkowe i ogrodowe. Klon jesionolistny uprawiany jest w Europie, także i w Polsce w wielu ozdobnych odmianach o pstrych lub żółtych liściach. Wydaje się, że kultywary nie są inwazyjne, ale dzika podkładka, na której dokonuje się szczepienia, w przypadku obumarcia szczepionego kultywaru w pełni zachowuje potencjał inwazyjny (Mędrzycki 2011 – B).

Aktualnie gatunek jest w Polsce uprawiany na terenie 24 ogrodów botanicznych i arboretów. Najstarsze drzewa (ok. 80 lat) rosną w Ogrodzie Botanicznym w Przelewicach oraz w Miejskim Ogrodzie Botanicznym w Zabrzu. Na terenie 10 ogrodów i arboretów zaobserwowano przypadki spontanicznego obsiewania, zaś w 9 podjęto działania mające na celu ograniczenie spontanicznego rozprzestrzeniania się gatunku na terenie ogrodu (Pracownicy ogrodów botanicznych... 2018 – N).

Uwzględniając liczny udział klonu jesionolistnego w zadrzewieniach świadomie założonych przez człowieka (wzdłuż dróg, ulic, w parkach oraz na terenach rekultywowanych), dawne wykorzystanie gatunku w leśnictwie oraz duży potencjał reprodukcyjny i możliwości rozsiewania (anemochoria), można uznać przenikanie gatunku do środowiska przyrodniczego Polski z upraw będących efektem zamierzonych działań człowieka za wysoce prawdopodobne z dużym stopniem pewności.

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

acomm09. Komentarz:

Wtórny zasięg klonu jesionolistnego obejmuje niemal całą Europę (Lohmeyer i Sukopp 1992, Sachse 1992, Kuusk i in. 1996, Tzvelev 1996, 2000, Gudžinskas 1998, Mosyakin i Yavorska 2002, Botta-Dukát 2008, Udvardi 2008, Batanjski i in. 2013, Straigyte i in. 2015 – P). Nie występuje lub występuje bardzo rzadko w Irlandii, Szkocji i Skandynawii (Svart i Lyck 1991 – P).

Ojczyzną *Acer negundo* jest Ameryka Północna, a więc region o podobnej szerokości geograficznej co Europa i Polska (Overton 1990 – P). Fragment rodzimego zasięgu w północno-wschodniej części USA odpowiada 94-100% podobieństwu klimatycznemu z Polską. Temperatura nie ma większego wpływu na kiełkowanie, aczkolwiek rekrutacja siewek jest wyższa w niższych temperaturach (Williams i Winstead 1972 – P). Gatunek ten rośnie w zróżnicowanych warunkach klimatycznych, zarówno w obszarach bardzo chłodnych jak i łagodnych (strefy mrozoodporności 2-7) (Straigyte i in. 2015 – P). Terytorium Polski zawiera się w zasięgu 5-7 strefy mrozoodporności. Oznacza to, że warunki termiczne panujące w Polsce są odpowiednie dla tego gatunku.

a10.W Polsce występują **warunki siedliskowe**

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

acomm10. Komentarz:

Acer negundo w Ameryce Północnej występuje w ponad 20 zbiorowiskach roślinnych, w tym na bagnach, w lasach zalewowych, świeżych lasach liściastych, a także w suchych lasach iglastych, sawannach dębowych, w płatach roślinności twardolistnej i w różnych rodzajach stepów i muraw (Rosario 1988 – B, Overton 1990 – P). Szeroki zakres siedliskowy jest efektem wysokiej tolerancji względem wilgotności i innych czynników siedliskowych (Mędrzycki 2011 – B). Dawson i Ehleringer (1991 – P) wykazali, że rozwój klonu jesionolistnego w ciągu pierwszych 10 lat jest mocno uzależniony od obfitości opadów lub bezpośredniego oddziaływania cieków wodnych, podczas gdy starsze drzewa bazują na zasobach wód gruntowych. Preferuje podłoże przepuszczalne – nadmierne ubicie podłoża skutkuje wysoką śmiertelnością siewek. Także pod zwartym okapem drzew efektywność obsiewania jest gorsza (Sachse 1992 – P). Siedliska, w których występuje w naturalnym zasięgu i w zasięgu wtórnym są dość podobne (Mędrzycki 2011 – B). W Europie i w Polsce obficie kolonizuje zbiorowiska nadrzeczne, np. łęgi wierzbowo-topolowe *Salici-Populetum* (Lohmeyer i Sukopp 1992, Kołaczkowska i Obidziński 2009, Säumel i Kowarik 2010 – P). Na obszar polskiej części Karpat wnika od północy dolinami podgórskich rzek i potoków (Zając A. i Zając M. 2015 – P). Występuje także w lasach grądowych, zwłaszcza wzdłuż skraju lasu (Chmura 2004 – P). Pojawia się dość często na siedliskach ruderalnych, np. w sąsiedztwie nasadzeń parkowych, ogrodowych, przydrożnych, a także na odłogach, brzegach lasów – zwłaszcza w sztucznych drzewostanach sosnowych na żyznych siedliskach (Mędrzycki 2011 – B).

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

	bardzo mała
	mała
	średnia
X	duża
	bardzo duża

aconf07. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

acomm11. Komentarz:

Dyspersja z pojedynczego źródła (dane typu A):
Owoce zaopatrzone w aparat lotny, tzw. skrzydlaki są stosunkowo drobne i lekkie – w 1 kg może być nawet 30 000 nasion (Olson i Gabriel 1974 – P). Przybliżone tempo dyspersji obliczone dla rejonu Puszczy Białowieskiej może wynosić od 0,6 do 1 m/rok przy przenoszeniu przez wiatr oraz do 100 m/rok w korytarzach powietrznych wzbudzanych przez samochody wzdłuż dróg i pociągi wzdłuż torów lub drogą wodną (Mędrzycki 2011 – B). Nowe osobniki w oddaleniu od egzemplarzy macierzystych odnajdowano do 10 km wzdłuż brzegu cieku, natomiast w przypadku wiatru jako nośnika do ok. 100 m w środowisku miejskim (Valantinaite i in. 2011 – P).

Ekspansja populacji (dane typu B):
Obecność w pobliżu drzew nasiennych skutkować może szybkim tworzeniem podrostu wypełniającego gniazda odnowieniowe w lasach lub powstawaniem zapustów na terenach nieleśnych z dominującym często udziałem klonu jesionolistnego (Chmiel 2013 – A). Jednocześnie jest drzewem światłolubnym, krótkowiecznym, łatwo rozłamującym się pod wpływem czynników atmosferycznych i przyginającym się ku dolowi w warunkach intensywnego wzrostu wymuszonego presją konkurencyjną innych drzew. Może zniknąć ze składu gatunkowego (lub przynajmniej znacząco zmniejszyć swój udział) w sytuacji dużego zacienienia dna lasu nie sprzyjającego odnawianiu się populacji.

Oszacowania biologicznej mobilności gatunku (dane typu C):
Klon jesionolistny charakteryzuje się krótkowiecznością – osiągać może wiek 75 lat (maksymalnie 100 lat) i wczesnym owocowaniem (w 5 roku życia) (Sachse 1992 – P). W gorszych warunkach świetlnych, np. pod zwartym okapem drzew początek owocowania może nastąpić dopiero w wieku 15 lat (Mędrzycki 2002 – N). Skrzydlaki zawiązują się co roku w liczbie do 30 000 na kilogram (Schopmeyer 1974 – P) co potwierdzają badania Olson i Gabriela (1974 – P). Jest to około 70 000 nasion u dojrzałego drzewa (Valantinaite i in. 2011 – P). Cechuje się dużą częstotliwością okresów nasiennych (1-4 lat) (Rejmánek i Richardson 1996 – P). Pod naporem niesprzyjających warunków atmosferycznych oraz wód powodziowych w dolinach rzecznych drzewa bardzo łatwo się wywracają, a kruche konary łatwo się łamią. Na powalonych pniach z uśpionych pąków łatwo regenerują się szpalerowo pędy przybyszowe. Pnie drzewa są bardzo podatne na szkodliwe działanie pożaru (Rosario 1988 – B).

Uwzględniając trzy powyższe komponenty danych zdolność gatunku do rozprzestrzeniania się w Polsce bez udziału człowieka oszacowano jako dużą z dużym stopniem pewności.

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

	mała
	średnia
X	duża

aconf08. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewn
	X		

acomm12. Komentarz:

Historia wprowadzenia *Acer negundo* na obszar Europy i Polski oraz rozprzestrzenienia się w środowisku naturalnym wiąże się z celowym przywozem i uprawą gatunku. Ze względu na niskie koszty i łatwość wyprodukowania sadzonek drzewo to nadal jest wykorzystywane w nasadzeniach przydrożnych oraz w rekultywacji terenów pokopalnianych. Rozsiewanie się klonu jesionolistnego z uprawy (przydrożnych nasadzeń) jest głównym źródłem jego rozprzestrzeniania się. Ze względu na bardzo wczesne pylenie drzewo to należy do cennych, bardzo wczesnych pożytków pszczelich. Z tego względu był on sadzony jako roślina miododajna (Mędrzycki 2011 – B). W wieku XVIII/XIX w Europie Zachodniej prowadzone były próby wykorzystania gatunku w gospodarce leśnej. Istnieje duże prawdopodobieństwo, że na ziemiach polskich pozostających wówczas pod zaborem pruskim praktyki te były także stosowane. Kultywary tego gatunku są dostępne w sprzedaży w sklepach ogrodniczych

i specjalistycznych. Uprawiany jest w Polsce w wielu ozdobnych formach o pstrych lub żółtych liściach.

Zważywszy na różnorodne możliwości rozprzestrzeniania się gatunku wskutek zamierzonych i niezamierzonych działań człowieka, częstość przemieszczania się diaspor na odległość większą niż 50 km za sprawą człowieka ocenić należy jako dużą (więcej niż 10 przypadków na dekadę).

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta or siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

X	nie dotyczy
	mały
	średni
	duży

aconf09. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Acer negundo jest rośliną niepasożytniczą.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf10. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

acomm14. Komentarz:

Zdolność konkurencyjna *Acer negundo* wynika z dużej odporności na suszę i mróz, małych wymagań siedliskowych, dużej sprawności dyspersji diaspor, z szybkiego wzrostu młodych osobników oraz plastyczności fenotypowej związanej z dostosowywaniem rośliny do zmiennych warunków świetlnych lub wilgotności (Dajdok i in. 2007, Saccone i in. 2010, Erfmeier i in. 2011 – P). Szybki rozwój oraz zdolność rozmnażania wegetatywnego daje przewagę nad innymi rodzimymi gatunkami drzew. Jest to podstawowy mechanizm konkurencji u klonu jesionolistnego. Od lat 60. XX wieku obserwuje się wnikanie *A. negundo* do zbiorowisk naturalnych, obecnie występuje niemal w całym kraju. *Acer negundo* jest obecny w 15 z 23 parków narodowych i w 61 z 75 parków krajobrazowych w których jego obecność była badana (Najberek i Solarz 2011 – P). Najszybciej rozprzestrzenia się w dolinach dużych rzek, przenikając do lasów łęgowych, zwłaszcza nad Wisłą, Wartą i Odrą. Wprawdzie

A. negundo jest mniej odporny na zalew powodziowy niż topole i wierzby, ale bardziej niż większość innych gatunków drzew liściastych (Friedman i Auble 1999 – P). W obszarze rodzimej części zasięgu zajmuje zwykle górne tarasy zalewowe (Rosario 1988 – B, Everson i Boucher 1998 – P). Jest gatunkiem mobilnym szybko zasiedlającym luki wyzwolone podczas powodzi. W przypadku długotrwałego jej braku *A. negundo* jest zazwyczaj zastępowany w kolejnych okresach przez gatunki odporniejsze na ocienienie. Typowym zachowaniem *A. negundo* jest pochylanie się drzew lub nawet ich upadek. Wówczas to z pnia wyrasta szybko gęsty szpaler przybyszowych pni. Schemat pokładania się i regeneracji zasypywanych przez namuł rzeczny pędów może wielokrotnie się powtarzać. Dochodzi nawet do sytuacji, gdy gęstwina pędów przybyszowych klonu jesionolistnego utrudnia odnawianie się topoli i wierzb (Künstler 1999 – P). Klon jesionolistny jest elementem niepożądanym, zmieniającym strukturę gatunkową i architekturę wnętrza lasu. Przykład ekspansji na tzw. szwedzkich okopach w ciągu ozu budzyńskiego (teren Wielkopolskiego Parku Narodowego) dowodzi, że w szybkim tempie może przyczynić się do całkowitego zaniku muraw kserotermicznych (Chmiel 2013 – A). Klon jesionolistny zacienia inne rośliny, ale nie bardziej niż rodzime klony ani rozkład liści pochodzących z tego gatunku nie wpływa mechanicznie na zahamowanie wzrostu innych roślin. Negatywny wpływ roślina wywiera przez allelopatię. Eksperymentalne badania nad allelopatią (wpływu substancji chemicznych wydzielanych przez rośliny na wzrost i rozwój innych roślin) dowiodły, że ekstrakt z liści klonu ekstremalnie znacząco i bardzo znacząco ogranicza wzrost modelowej rośliny gorczycy białej *Sinapis alba* (Csiszár i in. 2012 – P).

Reasumując, gatunek przyczynia sie do trwałych lub bardzo trudno odwracalnych zmian w chronionych z mocy Dyrektywy 92/43/EWG siedliskach przyrodniczych, jakimi są nadrzeczne łęgi wierzbowo-topolowe oraz murawy kserotermiczne.

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm15. Komentarz:

Nie stwierdzono dotąd krzyżowania się z rodzimymi klonami, tj. z klonem zwyczajnym *Acer platanoides*, klonem jaworem *A. pseudoplatanus* i klonem polnym *A. campestre* we wtórnym zasięgu. Klon jesionolistny reprezentuje inną sekcję Negundo, spośród której brak przedstawiciela w polskiej rodzimej florze (Mędrzycki 2011 – B).

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

Acer negundo nie ma specyficznych szkodników owadzich i chorób grzybowych. Żerują nań te same owady, co na innych gatunkach klonów. W Ameryce Północnej na *A. negundo* stwierdzono żerowanie wielu szkodników owadzich i objawy chorób grzybowych (Gilman i Watson 1993 – P), ale tylko kilka z nich wywiera niekorzystny wpływ na gatunek. Jednym

z nich jest *Boisea trivittata* (Say) – duży owad (1 cm długości) wysysający sok z liści, delikatnych gałązek i rozwijających się owoców (Vail i in. 2002 – B). Spośród chorób grzybowych warto wspomnieć o zgniliźnie korzeni bawełny wywoływanym przez *Phymatotrichum omnivorum* – gatunek grzyba z klasy Basidiomycetes. Poza bawełną, grzyb może porażać przynajmniej 200 gatunków roślin, w tym także klon jesionolistny.

Wraz z introdukcją *A. negundo* do Europy nie przybył żaden obcy gatunek pasożyta ani patogenu. Uważa się wręcz, że sukces inwazji klonu to efekt uwolnienia od wroga zgodnie z teorią Enemy Release Hypothesis (Reinhart i in. 2004 – P, Mędrzycki 2011 – B), ponieważ w rodzimym zasięgu gatunek ten wydaje się być bardziej podatny na patogeny (White i Whitnam 2000 – P).

'. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

X	mały
	średni
	duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

Wpływ *Acer negundo* na siedlisko nie różni się zbytnio od wpływu innych drzew liściastych. Opadłe liście bardzo szybko się rozkładają, mogą przyspieszać proces mineralizacji ściółki (Janušauskaite i Straigyte 2011 – P, Mędrzycki 2011 – B). Powoduje to uwalnianie większych ilości azotu ogólnego a w wodach zwiększa biologiczne zapotrzebowanie na tlen (Krevs i in. 2013 – P). Brunet i Astin (1997 – P) dowiedli, że depozycja osadów w czasie dużej powodzi przez drzewostan złożony z *A. negundo* wynosi 8,4 ± 0,4 kg/m^2 i jest większa niż w obrębie drzewostanu złożonego z innych gatunków (5,8 ± 0,7 kg/m^2).

a18. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

Acer negundo cechuje się dużą zdolnością konkurencyjną względem innych gatunków. Przyczynia się do ubożenia składu gatunkowego runa, przebudowy architektury wnętrza lasu i zmienia funkcjonowanie całego ekosystemu. Szczególną inwazyjnością cechuje się na wyższych terasach zalewowych w dolinach rzecznych. Typowym zachowaniem *A. negundo* jest pochylanie się drzew lub nawet ich upadek. Wówczas to z pnia wyrasta szybko gęsty szpaler przybyszowych pni. Schemat pokładania się i regeneracji zasypywanych przez namuł rzeczny pni może wielokrotnie się powtarzać. Dochodzi nawet do sytuacji, gdy gęstwina pędów przybyszowych klonu jesionolistnego utrudnia odnawianie się topoli i wierzb (Künstler 1999 – P).

Jeśli liście klonu wpadają do wody, to otoczone są większą liczbą bakterii heterotroficznych i rozkładających celulozę niż u rodzimych gatunków. Wykształcają się mutualistyczne związki klonu i bakterii glebowych (Reinhart i Callaway 2004 – P). Uwolnione substancje powodują śmiertelność glonów, np. ramienic *Nitellopsis obtusa* (Krevs i in. 2013 – P).

Klon jesionolistny jest też groźnym konkurentem dla flory otwartych ekosystemów trawiastych. Po opanowaniu (ocienieniu) murawy kserotermicznej w szybkim tempie doprowadzić może do całkowitego zaniku elementów kserotermofilnych. Proces ten obserwowany był na murawach kserotermicznych porastających niegdyś tzw. szwedzkie okopy w ciągu ozu budzyńskiego nad Jez. Budzyńskim (teren Wielkopolskiego Parku Narodowego) (Chmiel 2013 – A).

Negatywne oddziaływanie gatunku na różnorodność biologiczną nie ma charakteru kaskadowego. Głównym problemem jest bardzo szybkie tempo wzrostu przez co wykazuje się bardzo dużą konkurencyjnością wobec gatunków rodzimych, np. ograniczając możliwości odnawiania topoli i wierzb w łęgach nadrzecznych przyczynia się do bardzo trudno odwracalnych zmian w strukturze tych fitocenoz. Masowe występowanie w murawie kserotermicznej w szybkim tempie skutkować może całkowitym jej zanikiem.

Nasiona są ważnym źródłem pożywienia dla ptaków i wiewiórek. Gęstwina utworzona przez powalone kłody i regenerujące się z nich pnie przybyszowe może stanowić bezpieczną kryjówkę dla dzikiej zwierzyny. Miękkie i gąbczaste drewno, zwłaszcza martwych pni umożliwia wykonanie dziupli, zatem stanowi cenny biotop dla ptaków (zwłaszcza dzięciołów) oraz owadów (Rosario 1988 – B, Straigyte i in. 2015 – P).

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:

Acer negundo nie jest rośliną pasożytniczą.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:

Acer negundo pojawia się w siedliskach naturalnych i półnaturalnych, a także na siedliskach ruderalnych i znacznie rzadziej segetalnych. W związku z tym nie jest chwastem zagrażającym uprawom zbożowym i okopowym. Może jedynie w stadium siewek efemerycznie towarzyszyć roślinom uprawnym. Jest to efekt rozsiewania się z drzew nasiennych porastających przede wszystkim pobocza dróg. Drzewa rosnące na przydrożu, na skraju pola w zasięgu korony (ocienienie) i systemu korzeniowego (konkurencja o wodę i zasoby pokarmowe) oddziałują w mikroskali negatywnie na uprawy. Powyższy aspekt oddziaływania nie jest specyficznym dla klonu jesionolistnego – podobne implikacje dla roślin uprawnych wynikają ze strony

innych gatunków drzew rosnących w bezpośrednim sąsiedztwie pola uprawnego. Może spontanicznie pojawiać się w sadach lub na terenie upraw leśnych, lecz jego wpływ jest niewielki. Ze względu na bardzo wczesne zakwitanie nie stanowi konkurencji o zapylaczy dla gatunków uprawnych.

Reasumując stwierdzić należy, że wpływ klonu jesionolistnego na jakość i plonowanie roślin upranych jest niemal nieistotny.

a21. Wpływ *Gatunku*na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

	nie dotyczy
X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm21. Komentarz:

Gatunek reprezentuje sekcję Negundo. Na obszarze Polski sekcja ta nie ma innego przedstawiciela we florze rodzimej oraz pośród roślin uprawnych. Nie ma więc bezpośredniego ryzyka hybrydyzacji lub introgresji (Mędrzycki 2011 – B).

a22. Wpływ *Gatunku*na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:

Poza miejscowym ocienieniem, konkurencją o wodę i substancje pokarmowe w zasięgu korony i korzeni drzew rosnących w bezpośrednim sąsiedztwie pola – gatunek nie ma wpływu na kondycję lub plonowanie roślin uprawnych. Nie zmienia właściwości agroekosystemu, w tym obiegu pierwiastków, stosunków wodnych oraz właściwości troficznych.

a23. Wpływ *Gatunku*na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:

Acer negundo w obszarze naturalnego występowania jest żywicielem grzyba *Phymatotrichum omnivorum* wywołującego zespół chorobowy określony mianem zgnilizny korzeni bawełny. Poza bawełną, grzyb może porażać przynajmniej 200 gatunków roślin, w tym także 31 gatunków uprawnych w różnych regionach świata. Według EPPO na terenie zasięgu wtórnego na klonie jesionolistnym nie stwierdza się żadnych szkodliwych patogenów i pasożytów.

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:
Gatunek jest rośliną autotroficzną.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:
Nie są znane właściwości trujące dla zwierząt w przypadku zjedzenia liści lub młodych pędów. Potencjalne właściwości trujące gatunku względem zwierząt hodowlanych dotychczas się nie potwierdziły (Rosario 1988 – B). Rosario (1988 – B) wskazuje jednocześnie, że liście *A. negundo* mają słabą wartość odżywczą dla zwierząt gospodarskich i żyjących na wolności, np. liście i gałązki klonu mają drugoplanowe znaczenie pokarmowe dla jelenia.

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26. Komentarz:
Acer negundo jako roślina nie jest gospodarzem ani wektorem pasożytów i patogenów zwierząt.

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27. Komentarz:
Jest gatunkiem rośliny nie mającym jakichkolwiek tendencji do pasożytniczego trybu życia.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm28. Komentarz:
Pyłek *Acer negundo* ma właściwości alergogenne (Esch i in. 2001 – P). Okres kwitnienia *A. negundo* rozpoczyna się wczesną wiosną, przed rozwojem liści. Pyłek *A. negundo* jest przenoszony przez wiatr, ale ziarna pyłku są cięższe niż pyłek wielu innych roślin np. leszczyny pospolitej *Corylus avellana* (Rosario 1988 – B). Dotychczasowe badania aerobiologiczne nad stężeniem pyłku tej rośliny w Polsce nie wskazują przekraczania ilości zagrażających zdrowiu. Wg informacji Grewlinga (2018 – B) obecność pyłku *A. negundo* w powietrzu jest znikoma. Wg stacji pomiarowej Pracowni Aeropalinologii UAM w Poznaniu w szczytowym okresie pylenia olszy w powietrzu unosi się kilka tys. ziaren, dębu 1-2 tys., topoli 200-1000 i platanu 100-700 ziaren w m^3/dobę, to w przypadku klonu stężenie dobowe nie przekracza 50 ziaren pyłku w m^3, przy czym w centrum Poznania stężenie to było znacznie większe, niż w strefie peryferyjnej miasta. Doniesienia z niektórych miast pokazują, że stężenie pyłku tego gatunku klonu może być większe niż u innych rodzimych klonów a porównywalne z klonem zwyczajnym *A. platanoides* (Weryszko-Chmielewska 2016 – P).

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29. Komentarz:
Gatunek jest rośliną, która nie jest wektorem pasożytów ani patogenów ludzi.

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwywpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm30. Komentarz:
Acer negundo tworzy zarośla blisko dworców, torowisk oraz w sąsiedztwie wałów przeciwpowodziowych. Obecność zarośli klonu w tych miejscach może utrudniać ich utrzymanie i eksploatację. Kolonizuje także tereny poprzemysłowe i nieużytkowane w miastach; siewki i młode drzewa rozwijają się na rumowiskach, murach i dachach budowli. Gatunek ten może stanowić element rekultywacji terenów poprzemysłowych w kierunku leśnym (Gilewska 2010 – P). Klon jest często wykorzystywany w rekultywacji hałd i zwałowisk celem ich stabilizacji oraz w zadrzewieniach stanowiących strefę buforową wokół uciążliwych zakładów przemysłowych. Z pewnością ten aspekt stanowi o pozytywnym wpływie gatunku na przedmiotową infrastrukturę. Zważywszy jednak na wtórne konsekwencje związane z możliwością rozsiewania się gatunku w pobliskich układach przyrodniczych należałoby zaniechać dalszego wykorzystywania tego gatunku w nasadzeniach rekultywacyjnych i osłonowych.

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkow oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach prot *Harmonia*[nb]). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do spo postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm31. Komentarz:
Pyłek klonu jesionolistnego w okresie wczesnej wiosny jest cenionym pożytkiem pszczelim (Rosario 1988, Mędrzycki 2011 – B). W Białowieży sprzedawany jest nawet specjalny miód klonowy z pyłkiem *A. negundo* (Mędrzycki 2011 – B). Prowadzono badania nad potencjalnym wykorzystaniu klonu jako rośliny energetycznej. Badania pokazały, że wartość opałowa, plon oraz gęstość właściwa są porównywalne z innymi gatunkami, lecz biorąc pod uwagę negatywny wpływ na środowisko przyrodnicze nie można dopuścić do rozmnażania się na terenach uprawnych (Frączek i in 2009 – P). Tylko lokalnie i czasami drewno jest używane do produkcji tanich mebli i innych drewnianych produktów. Dawniej było ono używane na słupy, ogrodzenia i paliwo. Jednak ze względu na miękkość i gąbczastą strukturę drewno to cechuje się niską przydatnością (Rosario 1988 – B).

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm32. Komentarz:
Wg informacji Bruneta i Astina (1997 – P) zwarte, jednorodne drzewostany klonu jesionolistnego zatrzymują więcej osadów niesionych przez wody powodziowe niż formacje leśno-zaroślowe złożone z innych gatunków drzewiastych. 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. Złożona struktura architektury wewnętrznej drzewostanów z udziałem *A. negundo* sprawia, że nie tylko osady rzeczne sedymentują tam w większej ilości, ale z pewnością zbiorowiska z udziałem klonu jesionolistnego w znaczącym stopniu przyczyniają się do spłaszczania fal powodziowych. W miastach, w których gatunek ten jest sadzony lub występują spontaniczne jego skupiska, drzewo może w znacznym stopniu przyczynić się do poprawy jakości powietrza ze względu na jego wysoką maksymalną szybkość fotosyntezy który może przekroczyć 25 µmol CO_2 m-2 s-1 (Foster 1992 – P).

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm33. Komentarz:
Gatunek nie wpływa znacząco na usługi kulturowe. Na terenach zurbanizowanych z urządzoną zielenią może pełnić funkcje estetyczne jako gatunek ozdobny, w szczególności jesienią kiedy liście efektownie przebarwiają się na żółto (Weaver 1976 – P). Osobniki rosnące swobodnie odznaczają się malowniczym pokrojem.

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*+PL jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovemmental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm34. Komentarz:

Gatunek pokonał wszelkie bariery geograficzne na terenie Polski. Został introdukowany już dawno, bo na początku XX w. (Seneta 1991, Sudnik-Wójcikowska1987, Tokarska-Guzik 2005 – P). Ocena dotyczy pozostałych rejonów Polski nietkniętych inwazją tego gatunku. Fragment rodzimego zasięgu w przedziale 94-100% odpowiada podobieństwu klimatycznemu z Polską. Zważywszy na szeroki zakres tolerancji termicznej umożliwiający gatunkowi zajmowanie dużego areału pierwotnego (od Kanady po Gwatemalę) obejmującego strefy mrozoodporności 2-7 (Straigyte i in. 2015 – P) oraz, że terytorium Polski zawiera się w zasięgu 5-6 strefy mrozoodporności wnioskować można, że zakładany w latach 2046-2065 wzrost temperatury o 1-2°C nie będzie miał żadnego wpływu na efektywność jego rozsiewania się z uprawy i jego zasoby w przyszłości. Za wyjątkiem obszarów górskich warunki klimatyczne panujące obecnie w Polsce są bardzo odpowiednie dla tego gatunku.

a35. ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm35. Komentarz:

Gatunek już jest zadomowiony – ma status metafita – rośliny obcego pochodzenia zadomowionej oraz holoagriofita czyli gatunku zadomowionego po 1500 r. w zbiorowiskach naturalnych i półnaturalnych (Tokarska-Guzik 2005, Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Gatunek ten na obszarze Polski już przynajmniej 50 lat temu przełamał bariery, które uniemożliwiały jemu przeżycie i rozmnażanie się. Rozprzestrzenia się i rozmnaża w lasach łęgowych. Zakładany w latach 2046-2065 wzrost temperatury o 1-2°C nie będzie miał prawdopodobnie wpływu na wzrost efektywności rozmnażania: produkcję owoców, nasion, rekrutację siewek itd.

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm36. Komentarz:

Według Gazdy (2013 – P) klon występuje w 49 nadleśnictwach i jest jedenastym w kolejności drzewem obcego pochodzenia w lasach Polski. Na terenie Polski *A. negundo* jest gatunkiem dość częstym – ponad 3500 stanowisk w granicach 1379 kwadratów podstawowych 10 x 10 km (Zając A. i Zając M. 2001 – P). Wydaje się, że skromniejsze zasoby klonu jesionolistnego na Pomorzu, Mazurach i Podlasiu nie wynikają z uwarunkowań termicznych skoro na terenie Litwy i Łotwy, a więc na terenach o zimniejszym klimacie, gatunek ten postrzegany jest jako inwazyjny (Gudżinskas 1998, Straigyte i in. 2015 – P). Zakładany w latach 2046-2065 wzrost temperatury o 1-2°C nie powinien mieć wpływu na jego rozprzestrzenianie się w przyszłości.

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm37. Komentarz:

Na obszarze dolin rzecznych tempo inwazji prawdopodobnie pozostanie bez zmian. Możliwy jest wzrost rozprzestrzeniania się gatunku na terenach otwartych: łąkach, murawach kserotermicznych doprowadzając do silnego ocienienia i całkowitego zaniku elementów kserotermofilnych. Wątpliwe aby gatunek zaczął zagrażać roślinności na tych siedliskach wskutek ocieplenia klimatu ponieważ klon jesionolistny znajduje optymalne warunki na żyznych siedliskach wilgotnych (górne terasy zalewowe w dolinach rzecznych, siedliska grądowe i łęgowe na obszarach wysoczyznowych).

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm38. Komentarz:

Gatunek nie jest chwastem segetalnym ani nie jest sadzony w lasach jako gatunek produkcyjny i domieszka biocenotyczna. Może jedynie w stadium siewek efemerycznie towarzyszyć roślinom uprawnym (por. komentarz pkt. a.20). Wzrost temperatury prawdopodobnie nie uruchomi negatywnego wpływu klonu jesionolistnego na produkcję roślinną.

a39. WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm39. Komentarz:

Do tej pory nie odnotowano żadnego wpływu gatunku na zwierzęta hodowlane ani na produkcję zwierzęcą. Prognozowane zmiany klimatu nie spowodują negatywnego wpływu gatunku na hodowlę zwierząt.

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm40. Komentarz:

Pyłek klonu jesionolistnego ma właściwości alergenne. Ze względu jednak na to, że ziarna pyłku są relatywnie ciężkie (Rosario 1988 – P), to jego obecność w powietrzu jest znikoma (Grewling 2018 – B). Z tego powodu trudno też oczekiwać dalekiego transportu pyłku nad obszar Polski gdyby w związku ze zmianami klimatycznym zasoby klonu jesionolistnego miałyby się zwiększyć. Niewątpliwie jego stężenie w powietrzu będzie zależeć od zasobów klonu na terenie Polski, które może wynikać z innych przyczyn. Zmiany klimatyczne nie będą miały wpływu na wzrost populacji *A. negundo* i tym samym na stężenie pyłku w powietrzu zwłaszcza, że suche podłoże i ciepły klimat faworyzuje występowanie osobników męskich (Lysova i Khizniak 1976, Sachse 1992, Ward i in. 2002 – P).

a41. WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm41. Komentarz:

Na zasoby gatunku w Polsce decydujący wpływ mają warunki siedliskowe oraz sposób użytkowania ekosystemów. Aktualnie panujące warunki termiczne są optymalne dla klonu. Klimat nie będzie miał istotnego znaczenia na zmianę wpływu gatunku na infrastrukturę.

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	0,88	0,75
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,40	1,00
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,00	1,00
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,00	1,00
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,25	1,00
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	0,25	1,00
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	0,96	0,83
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	0,40	1,00
Ocena całkowita	0,38	
Kategoria stopnia inwazyjności	mało inwazyjny gatunek obcy	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena *Gatunku* może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

acomm42. Komentarz:

Klon jesionolistny na terenie Europy po raz pierwszy posadzony został w Fulham w Anglii w roku 1688 (Wein 1931 – P, za Kowarik 1992 – P). Kilka lat później przywieziony został do Holandii (1690) i Niemiec (1699). W krajach ościennych, np. w Czechach pierwsza informacja o uprawie gatunku pochodzi z roku 1835, a informacja o pojawieniu się na wolności z roku 1875 (Pyšek i Prach 2003 – P). Do Brandenburgii gatunek sprowadzono w 1736 r., zaś pierwsza informacja o spontanicznym jego wystąpieniu pochodzi z roku 1919 (Kowarik 1992– P). Zarówno w przeszłości, jak i obecnie drzewo to było i jest przedmiotem uprawy. W wieku XIX i XX, w Europie klon jesionolistny był często sadzony przy drogach, ulicach i w parkach. W wielu krajach drzewo to było wykorzystywane do zakładania żywopłotów i osłon przed wiatrem (Tutin i in. 1968, Ehrendorfer 1973 – P). Ze względu na nieforemność koron oraz kruchość konarów praktyk tych raczej już się nie stosuje. W przeszłości testowano możliwość wykorzystania gatunku w leśnictwie. Z powodu słabych parametrów technologicznych kłody oraz kruchości i miękkości drewna gatunek ten nie zyskał uznania w gospodarce leśnej (von Schwerin 1919, Hegi 1977 – P). Klon jesionolistny nadal uprawiany jest w Europie w wielu odmianach ozdobnych o pstrych lub żółtych liściach. Wydaje się, że kultywary są mniej inwazyjne, ale trzeba być świadomym dzikiej podkładki, na której dokonuje się szczepienia (Mędrzycki 2011 – B). Drzewo zaczyna owocować już w wieku 5 lat (Sachse 1992 – P). Cechuje się dużą produkcją diaspor: 30 000 nasion na kg biomasy (Olson i Gabriel 1974 – P).

W drugiej połowie dziewiętnastego wieku został odkryty na nowo jako drzewo drogowe i parkowe (Mędrzycki 2011 – B). Jako istotne uznać należy niezamierzone roznoszenie diaspor środkami komunikacyjnymi wzdłuż dróg i szlaków kolejowych oraz poprzez prace porządkowe:

zbiór i przewożenie opadłych liści wraz ze skrzydlakami (Mędrzycki 2002 – P). Zdaniem Tokarskiej-Guzik (2005 – P) głównymi szlakami rozprzestrzeniania się gatunku są doliny dużych rzek. Biorąc pod uwagę dużą inwazyjność gatunku w krajach ościennych, wielkość aktualnych zasobów na siedliskach przyrodniczych, potencjał reprodukcyjny i anemochoryczny sposób rozsiewania się, można przyjąć wysokie prawdopodobieństwo z dużym stopniem pewności, że niezamierzone działania człowieka miały i nadal mają istotne znaczenie w ekspansji gatunku na ziemiach polskich.

Niniejsza ocena opiera się na stanie wiedzy istniejącej w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, status gatunku może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest regularne powtarzanie ocen. *Acer negundo* został zaklasyfikowany jako obcy, występujący na obszarze Polski w uprawie od prawie 200 lat. Wyraźne tendencje inwazyjności gatunku ujawniły się w połowie XX wieku. Aktualnie ma status holoagriofita. Jest gatunkiem rozsiewającym się anemochorycznie i hydrochorycznie. Spontanicznie występuje przede wszystkim na wilgotnych siedliskach łęgowych w dolinach rzecznych oraz łęgowych i grądowych na obszarach wysoczyznowych. Kolonizuje najczęściej zdegradowane lasy liściaste o ażurowej strukturze drzewostanu. Wywiera negatywny wpływ na integralność siedlisk przyrodniczych i różnorodność biologiczną. Drewno klonu jesionolistnego nie ma większego znaczenia gospodarczego. Gatunek ten nie ma negatywnego wpływu na produkcję roślinną i zwierzęcą a także na zdrowie człowieka, pomimo informacji o uczulających właściwościach pyłku. Gatunek ten nadal jest wykorzystywany w rekultywacji terenów pogórniczych oraz w nasadzeniach przydrożnych. Jest też często spotykany w ofercie handlowej na rynku polskim w postaci kultywarów szczepionych na dzikich podkładkach. Na obszarze Polski gatunek znalazł optymalne warunki klimatyczne. Nie przewiduje się, że spodziewane w najbliższych dziesięcioleciach zmiany klimatyczne polegające na wzroście średniej temperatury rocznej będą miały wpływ na zasoby klonu jesionolistnego w Polsce ani także na jego oddziaływanie na środowisko, gospodarkę i człowieka.

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Adamowski W. 1991. Naturalization of *Acer negundo* in the environs of Novosibirsk (West Siberia). Phytocoenosis 3: 41-42

Batanjski V., Kabaš E., Kuzmanović N., Vukojičić S., Lakušić D., Jovanović S. 2013. Florističke i fitocenološke karakteristike šuma sa dominacijom invazivnoh vrsta *Acer negundo* L. i *Fraxinus pennsylvanica* Marshall u Ramsarskom području "Carska bara" (Vojvodina, Srbija). 11 Simposium o flori jugoistocne Evrope i susednih regiona Niš

Botta-Dukát Z. 2008. Invasion of alien species to hungarian (semi)natural habitats Acta Botanica Hungarica 50: 219-227 (Suppl)

Brunet R-C., Astin KB. 1997. Spatio-temporal variations in sediment nutrient levels: the River Adour Landscape Ecology 12: 171-184

Chmura D. 2004. Penetration and naturalization of alien invasive plants (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Poland). Nature ConservatioN 60: 3-111

Csiszár Á., Korda M., Schmidt D., Šporcic D., Teleki B., Tiborcz V., Zagyvai G., Bartha D. 2012. Study on allelopathic potential of some invasive and potentially invasive neophytes. Conference March 26-27 2012 on Sustainable Development & Ecological Footprint. 26-27

Dajdok Z., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., Romański M., Śliwiński M. 2007. Rośliny inwazyjne w Wigierskim Parku Narodowym. Wigierski Park Narodowy, Krzywe, 24.

Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. Peckiana 9: 59-67

Dawson TE., Ehleringer JR. 1991. Streamside trees that do not use streamwater. Nature, 350: 335-337

Ehrendorfer F. 1973. Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Berlin, Hamburg

Erfmeier A., Böhnke M., Bruelheide H. 2011. Secondary invasion of *Acer negundo*: the role of phenotypic responses versus local adaptation. Biological Invasions 13: 1599-1614

Esch RE., Hartsell CJ., Crenshaw R., Jacobson RS. 2001. Common Allergenic Pollens, Fungi, Animals, and Arthropods. Clinical Reviews in Allergy and Immunology 21: 261-292

Everson DA., Boucher DH. 1998. Tree species – richness and topographic complexity alon the riparian edge of the Potomac River. Forest Ecology and Management. 109: 305-314

Faliński JB. 1969. Neofity i neofityzm. Ekologia Polska, Seria B, 15 (4): 337-355

Foster JR. 1992. Phosynthesis and water relations of the floodplain tree, boxelder (*Acer negundo* L.). Tree Physiology 11: 133-149

Frączek J., Mudryk K., Wróbel M. 2009. Klon jesionolistny *Acer negundo* L. – nowy potencjalny gatunek energetyczny. Acta Agrophysica 14: 313-322

Friedman JM., Auble GT. 1999. Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation Regulated rivers-research and Management 15.

Gazda A. 2013 Występowanie drzew obcego pochodzenia na tle zróżnicowania lasów Polski południowej. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego.

Gilewska M. 2010. Rekultywacja leśna terenów pogórniczych Konińsko-Tureckiego Zagłębia Węgla Brunatnego. Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski, 17: 94-101

Gilman EF., Watson DG. 1993. *Acer negundo* – Boxelder. University of Florida Fact Sheet ST-20. Environmental Horticulture Department, Florida Cooperative Extension Service, USA: Institute of Food and Agricultural Sciences.

Groves RH., Hosking JR. 1997. Recent incursions of weeds to Australia 1971-1995. Technical Series 38. Adelaide, Australia: CRC for Weed Management Systems.

Gudžinskas Z. 1998. Conspectus of alien plant species of Lithuania. 8. Aceraceae, Balsaminaceae, Elaeagnaceae, Geraniaceae, Hippocastanaceae, Linaceae, Lythraceae, Onagraceae, Oxalidaceae, Rutaceae, and Vitaceae. Botanica Lithuanica 4(4): 363-377

Hegi G. 1977. Illustrierte Flora von Mitteleuropa V(1).

Janušauskaite D., Straigyte L. 2011. Leaf litter de–composition differences between alien and native maple species. Baltic Forestry 17: 189-196

Kairiukštis L. (red.) 1968. Forests husbandry in the Lithuanian SSR. Vilnius

Kołaczkowska E., Obidziński A. 2009. Population structure of invasive boxelder (*Acer negundo* L.) in a small river valley. W: J. Holeksa, B. Babczyńska-Sendek, S. Wika (red.).The Role of Geobotany in Biodiversity Conservation. University of Silesia, Katowice 303-308.

Kowarik I. 1992. Einführung und Ausbreitug nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. Verh. Bot. Ver., 3: 1-188 Berlin, Brandenburg.

Krevš A., Darginavičiene J., Gylyte B., Grigutyte R., Jurkoniene S., Karitonas R., Manusadžianas L. 2013. Ecotoxicological effects evoked in hydrophytes by leachates of invasive *Acer negundo* and autochthonous *Alnus glutinosa* fallen off leaves during their microbial decomposition. Environmental pollution 173: 74-84.

Kuusk V., Tabaka L., Jankievičienė R. 1996. Flora of the Baltic countries. Compendium of vascular plants. II. Eesti Loodusfoto AS. Tartu

Künstler P. 1999. The role of *Acer negundo* L. in the structure of floodplain forests in the middle course of the Vistula river. Proceedings of the 5th International Conference on the Ecology of the Invasive Alien Plants 13–16 October 1999. La Maddalena, Sardinia, Italy.,

Lohmeyer W., Sukopp H. 1992. Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schriftenreihe für Vegetationskunde 25: 1-185

Lysova NV., Khiznyak NI. 1976. Sex differences in trees in the dry steppe. Soviet Journal of Ecology 6: 522-527

Mędrzycki P., Kolaszewska B., Browiński P. 2005. Subdioecy in populations of invasive tree, box-elder (*Acer negundo* L.) in Eastern Poland. Polish Botanical Journal.

Mędrzycki P, Pabjanek P. 2001. Linking land use and invading species features: a case study of *Acer negundo*L. in Białowieża village (NE Poland). W: G Brundu, J Brock, I Camarda, L Child, M Wade (eds.). Plant invasions: Species Ecology and Ecosystem Management. BackhuysPubblishers. pp. 123–132.

Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophyts of Poland a checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences Kraków

Mosyakin SL., Yavorska OG. 2002. The Nonnative Flora of the Kyiv (Kiev) Urban Area, Ukraine: A Checklist and Brief Analysis Published online December

Najberek K., Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych. W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.) Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. 624-639

Olson DF., Gabriel WJ. 1974. *Acer* L. – Maple. US Department of Agriculture, Agriculture Handbook 187-194

Overton RP. 1990 *Acer negundo* L. Silvics of North America 2: 41-45

Pyšek P., Prach K. 2003. Research into plant invasions in a crossroads region: history and focus. Biological Invasion 5: 337-348

Reinhart KO., Callaway RM. 2004 Soil biota facilitate exotic *Acer* invasions in Europe and North America. Ecological Applications 14: 1737-1745

Rejmánek M., Richardson DM. 1996. What attributes make some plant species more invasive? Ecology 77: 1655-1661

Saccone P., Brun JJ., Michalet R. 2010. Challenging growth-survival trade-off: a key for *Acer negundo* invasion in European floodplains?. Canadian Journal of Forest Research 40: 1879-1886

Sachse U. 1992. Invasion patterns of boxelder on sites with different levels of disturbance. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 21: 103-111

Säumel I., Kowarik I. 2010. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind- -dispersed invasive tree species. Landscape and Urban Planning 94: 244-249.

Schopmeyer CS. 1974. Seeds of woody plants in the United States. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 450. Washington, DC. 883 p.

Seneta W. 1991. Drzewa i krzewy liściaste. Deciduous trees and shrubs. 1-318 Wyd. Nauk. PWN, Warszawa

Straigyte L., Cekstere G., Laivins M., Marozas V. 2015, The spread, intensity and invasiveness of the *Acer negundo* in Riga and Kaunas. Dendrobiology 74: 157-168

Sudnik-Wójcikowska B. 1987 Flora miasta Warszawy i jej przemiany w ciągu XIX i XX wieku. Flora of the town of Warsaw and its changes In 19th and 20th centuries. Wyd. Uniw. Warsz., Warszawa

Svart HE., Lyck G. 1991, Introducerede planter – forvildede og adventive arter. Second edition. Skovog Naturstyrelsen.

Szymanowski T. 1960. Kiedy zostały wprowadzone obce gatunki drzew do uprawy w Polsce? Rocznik Dendrologiczny 14: 81-99

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., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa

Tutin TG., Heywood VH., Burges NA., Moore DM., Valentine DH., Walters SM., Webb DA. 1968. Flora Europaea. 2. Cambridge. *Acer negundo*

Tzvelev NN. 1996. Aceraceae Juss. Flora Europae Orientalis. 9: 338-344 Petropoli Mir i Semia – XCV

Tzvelev NN. 2000. Manual of the Vascular Plants of North-West Russia (Leningrad, Pskov and Novgorod Regions). Saint Petersburg State Chemical-Pharmaceutical Academy Press. Saint Petersburg 1-781.

Udvardi L. 2008. Boxelder (Acer negundo). In the most important invasive plants in Hungary (Eds. Botta-Dukát, Z. &Balogh, L.). Institute of Ecology and Botany, HungarianAcademy of Sciences, Vácrátót, Hungary 115-120.

Valantinaite A., Straigyte L., Jurkšiene G. 2011. Comparative analysis of invasion intensity of box elder (*negundo* L.) and sosnowskyi hogweed (*Heracleum sosnowskyj* Manden). Rural Development Proceedings 2: . 166

von Schwerin F. 1919. Zur Ehrenrettung des *Acer negundo*. Mittilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 28: 146-150

Ward JK., Dawson TE., Ehleringer JR. 2002. Responses of *Acer negundo* genders to interannual differences in water availability determined from carbon isotope ratios of tree ring cellulose. Tree Physiology 22: 339-346.

Weaver RE. 1976. Selected maples for shade and ornamental planting. Arnoldia 36: 146-176

Wein K. 1931. Die EinführungnordamerikanischerGehölze in Europa II. Mittelungen des Deutschen 43: 95–154.

White J.A. and Whitham T.G. 2000. Associational susceptability of cottonwood to a box elder herbivore. Ecology 81: 11 1795–1803.

Weryszko-Chmielewska E., Piotrowska-Weryszko K., Haratym W., Dmitruk M., Sulborska A., Vorobets N. 2016. Changes in the pollen seasons of *Acer* spp. in Lublin, central-eastern Poland, in 2001-2015. Acta Agrobotanica 69.

White JA., Whitham TG. 2000. Associational susceptability of cottonwood to a box elder herbivore. Ecology 81: 1795-1803

Williams HD., Winstead JE. 1972. Population variations in seed germination and stratification of *Acer negundo* L. Transactions of the Kentucky Academy of Science 43-48

Zając A., Zając M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 1–714.

Zając A., Zając M. (red.) 2015. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 1-304

Zając A., Zając M., Tokarska-Guzik B. 1998. Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin. Phytocenosis 10 (N.S.), Suppl. Cartogr. Geobot. 9: 107-116

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

CABI 2018. *Acer negundo* Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc (https://www.cabi.org/isc/datasheet/2862)

Grewling Ł. 2018. *Acer negundo*. Monitoring pylenia roślin. Baza danych Pracowni Aeropalinologii Wydziału Biologii UAM w Poznaniu

Havinga D. 2000. Sustaining biodiversity – A strategic plan for managing invasive plants in Southern Ontario. Ontario, Toronto: City of Toronto and Society for Ecological Restoration. (http://www.serontario.org/pdfs/exotics.pdf.) Data dostępu: 2018-03-29

Mędrzycki P. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org,

Rosario LC. 1988. *Acer negundo*. Fire Effects Information System, [Online]. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. (http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/aceneg/.)

The Plant List. 2013. The Plant List is a working list of all known plant species (http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/gcc-22084). Data dostępu: 2018-03-13

Vail K., Klingeman W., Williams H. 2002. Boxelder bugs and red-shouldered bugs. Agricultural Extension Service, The University of Tennessee SP341-H. ww.utextension.utk.edu/publications/spfiles/SP341-H.pdf. Data dostępu: 2018-03-29

3. Dane niepublikowane (N)

Banaszek E. 2005. Problemy pielęgnacyjne wynikające z cech wzrostu i reprodukcji osobników klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. na wybranych typach obiektów architektury krajobrazu w Wołominie w roku 2004. [Maintenance problems resulting from the traits of the growth and reproduction of the box-elder (*Acer negundo*) in Wołomin in 2004]. Diploma Thesis at the Faculty of Architecture. University of Ecology and Management in Warsaw.

Binggeli P. 1992. Patterns of invasion of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) in relation to species and ecosystem attributes. DPhil Thesis. Belfast, UK: University of Ulster

Caban M. 2005. Inwazja klonu jesionolistnego a użytkowanie ziemi na przykładzie Piaseczna k. Warszawy w roku 2005. [The invasion of the box-elder and the land use in Piaseczno near Warsaw in 2005]. Master Thesis at the Faculty of Ecology. University of Ecology and Management in Warsaw.

Kosim B. 2005. Problemy pielęgnacyjne wynikające z cech wzrostu i reprodukcji osobników klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. na terenie wybranych parków miejskich w Warszawie w roku 2004. [Maintenance problems resulting from the traits of the growth and reproduction of the boxelder (*Acer negundo*) in selected Warsaw parks]. Diploma Thesis at the Faculty of Architecture. University of Ecology and Management in Warsaw.

Mędrzycki P. 2002. Inwazja amerykańskiego klonu *Acer negundo* L. a użytkowanie ziemi w Puszczy Białowieskiej. [The invasion of an American maple, *Acer negundo* L. and the land use in the Białowieża Forest]. PhD Thesis. Faculty of Biology, Warsaw University.

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów. 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie.

Sachse U. 1991. Die Populationsbiologie von *Acer negundo* L., einem agressivem Neophyten in Eurasien. Postdoktorandenstipendium SA,

Sałapa K. 2005. Uprawa alejowa i odnawianie się klonu jesionolistnego *Acer negundo* L. w zachodniej części dzielnicy Praga Południe w Warszawie w roku 2004. [Street planting and the spontaneous spread of the box-elder in the western part of the Praga Południe quarter in Warsaw in 2004]. Diploma Thesis at the Faculty of Architecture. University of Ecology and Management in Warsaw.

4. Inne (I)

GDOŚ 2016. Kodeks dobrych praktyk. Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia. http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www_2016_08_12_news_image.pdf Data dostępu: 2018-03-29

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Chmiel J. 2011. Klon jesionolistny *Acer negundo* na rekultywowanym zwałowisku Pątnów IIA – obserwacja autora.

Chmiel J. 2013. Ekspansja *Acer negundo* w murawie kserotermicznej na ozie budzyńskim w granicach Wielkopolskiego Parku Narodowego – obserwacja autora.

Chmura D. 2004-2017. Rozprzestrzenianie się klonu jesionolistnego w południowej Polsce – obserwacje autora.

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Ślinik luzytański

2) nazwa łacińska: ***Arion lusitanicus*** Mabille, 1868

3) nazwa angielska: Iberian slug

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: Ślimak lusytjański

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Arion vulgaris*
Arion ater

c) synonimy nazwy angielskiej: Lusitanian slug
Spanish slug

5) rodzaj organizmu: mięczaki

6) rodzina: Arionidae

7) pochodzenie (region):

prawdopodobnie Europa Zachodnia

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie
Infrastruktura i Środowisko

Unia Europejska
Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

9) charakterystyka gatunku

Ślinik luzytański, rozpoznawany obecnie jako ślinik pospolity, jest ślimakiem nagim, którego maksymalna długość ciała wynosi 140 mm. Płaszcz w tylnej części zaokrąglony, otwór oddechowy znajduje się w przedniej części płaszcza. U śliników powierzchnia płaszcza jest ziarnista, a w tylnej części ciała występują duże zmarszczki. Osobniki młodociane mają bardziej delikatną rzeźbę ciała i są jaśniej ubarwione (białe, żółte). Dorosłe osobniki są przeważnie jednobarwne, czarne, czerwone, pomarańczowe, brązowe, rzadziej żółte. Ubarwienie nie jest cechą identyfikacyjną, na podstawie której można dokonać oznaczenia ślinika luzytańskiego, ze względu na ryzyko wystąpienia pomyłki. Ślinik luzytański wydziela bezbarwny śluz. Należy do grupy dużych ślimaków z rodzaju *Arion* (*A. ater* (Linnaeus, 1758); *A. rufus* (Linnaeus, 1758); *A. lusitonicus* Mabille, 1868; *A. flagellus* Collinge, 1893 oraz *A. vulgaris* Moquin-Tandon, 1855 (=*lusitanicus* auct. non Mabille)), które mogą być mylone ze sobą, a do pewnego oznaczenia wymagają sekcji i badań organów wewnętrznych i/lub badań genetycznych. Głównymi cechami odróżniającymi ślinika luzytańskiego od innych gatunków z rodzaju *Arion*, a w szczególności *A. rufus*, to: 1) mały, prawie symetryczny, jednoczęściowy przedsionek płciowy (atrium), 2) duży i gruby w kształcie płaskiego pierścienia jajowód (oviductus) z krótkim i cienkim odcinkiem tylnym oraz gwałtownie rozszerzającym się grubościennym, rurowatym odcinkiem przednim, w którym osadzone są dwie podłużne listwy połączone w przedniej części, tuż przy ujściu do atrium, 3) owalny zbiornik torebki nasiennej. Ślinik luzytański żywi się głównie materiałem roślinnym, chętnie zjada różne części roślin, takie jak liście i owoce. Żeruje także na opadłych, zwiędłych liściach, opadłych owocach, w tym również na plonach rolniczych. Zjada także martwe zwierzęta. Opisano też żerowanie ślinika na żywych pisklętach ptaków budujących gniazda wśród roślinności zielnej i krzewów. Żyje od 1 do 1.5 roku.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

Ślinik luzytański w regionie pochodzenia występuje w lasach liściastych i mieszanych oraz w środowiskach antropogenicznych charakteryzujących się silnym zdegradowaniem. Można go spotkać na cmentarzach, łąkach, nieużytkach, w parkach, zaroślach, na brzegach rzek, wysypiskach śmieci, w rowach przy szosach. Licznie występuje w miejscach wilgotnych i bogatych w pokarm (np. zacienione skarpy cieków, rowy), gdzie zagęszczenie może wynosić 100 osobników/m^2. Obecny jest także w uprawach rolnych, sadowniczych, zielarskich, ozdobnych, na plantacjach, gdzie stanowi poważne zagrożenie dla uprawianych roślin.

11) zastosowanie gospodarcze

Ślinik luzytański nie jest gatunkiem ślimaka o zastosowaniu gospodarczym. Nie jest hodowany w celach konsumpcyjnych (jako źródło pokarmu), ani przemysłowych, np. do produkcji kosmetyków, ani w Polsce, ani w Europie.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1987 r.

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Do niedawna uważano, że pierwotny obszar występowania ślinika luzytańskiego to leżące blisko Atlantyku obszary na Półwyspie Iberyjskim. Dotyczy to jednak nieinwazyjnego gatunku ślinika endemicznego dla Portugalii. Inwazyjny gatunek ślinika opisywanego jako *Arion lusitanicus*, a przez taksonomów uznawanego obecnie za *A. vulgaris*, pochodzi prawdopodobnie z obszaru obejmującego północną Hiszpanię, zachodnią Francję a być może też południową Anglię, co sugerują wyniki badan genetycznych. Stamtąd ślimak ten rozpoczął ekspansję na pozostałe tereny Europy. Obecnie występuje w większości krajów europejskich, takich jak Andora, Austria, Belgia, Bułgaria, Chorwacja, Czechy, Dania, Estonia, Finlandia, Francja, Hiszpania wraz z Balearami i Kanarami, Holandia, Irlandia, Islandia, Lichtenstein, Litwa, Luksemburg, Łotwa, Macedonia, Niemcy, Norwegia, Polska, Portugalia wraz z Azorami, Rumunia, Serbia, Słowacja, Słowenia, Szwajcaria, Szwecja, Ukraina, Węgry, Wielka Brytania, Włochy, Wyspy Owcze oraz Wyspy Guernsey, Man, Jersey, a także Zachodnia Rosja. Rozprzestrzenianie ślinika luzytańskiego na pozostałe kraje Europy przebiegało w wyniku naturalnej ekspansji gatunku oraz działalności człowieka. Nowe stanowiska w Polsce najczęściej pojawiają się na terenach użytkowanych rolniczo lub rzadziej w siedliskach antropogenicznych i ruderalnych, gdzie ślinik jest przypadkowo zawlekany z ziemią, sadzonkami, plonami, odpadami itp. Przeprowadzone w 2006 roku badania genetyczne polskich populacji ślinika luzytańskiego wykazały duże zróżnicowanie międzypopulacyjne. Wskazuje to, że jego pochodzenie jest niejednorodne i może być wynikiem wielokrotnych, niezależnych introdukcji do Polski z różnych stanowisk Europy Zachodniej. Ślinik luzytański występuje na całym obszarze Polski, po raz pierwszy został opisany z upraw sadowniczych w Albigowej koło Rzeszowa (woj. podkarpackie), gdzie pojawił się w 1987 roku. W kolejnych latach stwierdzono obecność tego gatunku na nowych stanowiskach w Albigowej, w sąsiedniej miejscowości Markowa, a także na kilku stanowiskach w Rzeszowie oraz Łańcucie. W latach 1997-1999 stwierdzono obecność ślinika luzytańskiego na 93 stanowiskach w 23 miejscowościach położonych na Pogórzu Rzeszowskim i Dynowskim. W roku 1997 znaleziono nowe stanowisko występowania ślinika luzytańskiego w Małujowicach koło Brzegu (woj. opolskie), a w 1999 roku w Poznachowicach Górnych koło Wieliczki (woj. małopolskie). Prowadzone badania potwierdzają hipotezę o rozszerzaniu się zasięgu tego mięczaka na terenie kraju, w ostatnich latach odnotowano kolejne jego stanowiska na praktycznie całym obszarze Polski (woj. podkarpackie, małopolskie, lubuskie, śląskie, opolskie, łódzkie, wielkopolskie, pomorskie, warmińsko-mazurskie, mazowieckie), gdzie licznie występuje. Na części spośród tych stanowisk, gatunek ten występował poza uprawami, w lasach i zaroślach, położonych w pobliżu cieków i zbiorników wodnych.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

Ślinik luzytański ma roczny cykl życiowy, większość osobników ginie po złożeniu jaj, choć bywają wyjątki. Ślimaki przystępują do kopulacji po osiągnięciu dojrzałości płciowej, okres kopulacji trwa od 1,5 do 2,5 miesiąca w zależności od panujących temperatur powietrza. Składanie jaj u tego gatunku rozpoczyna się w sierpniu i może trwać nawet do grudnia, jeśli temperatura nie spada poniżej 5°C. Rozpoczęcie i zakończenie składania jaj i czas trwania tego procesu jest zależny od regionu geograficznego, w którym występują populacje ślinika luzytańskiego. Ślinik luzytański składa 400-500 jaj w złogach, średnio każdy z nich liczący po 67 jaj. Ślimaki należące do tego gatunku mogą opóźniać czas, w którym przystąpią do rozmnażania wydłużając go aż do kolejnego sezonu. Ta zdolność pozwala na tolerowanie surowych warunków klimatycznych i daje możliwość lepszego radzenia sobie w różnych sytuacjach, np. podczas zasiedlania nowych terenów, kiedy populacje są mało liczne. Największy sukces wylęgania się osobników młodocianych z jaj jest obserwowany w zakresie temperatur 10-15°C, jednak tolerancja termiczna tego gatunku może się różnić między populacjami występującymi w różnych szerokościach geograficznych. Ponadto tempo wzrostu ślinika luzytańskiego zależne jest także od temperatury, najszybsze jest w temperaturze 20°C. W 25°C rozwój jaj i wylęganie osobników młodocianych zostają zahamowane, co sugeruje że wyższe temperatury są czynnikiem limitującym rozwój i wzrost dla tego gatunku.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: nie są znane żadne drogi wprowadzania zamierzonego;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: przypadkowy transport jaj, młodych i dorosłych osobników wraz z różnego rodzaju towarami: sadzonkami, plonami, ziemią, odpadami komunalnymi, etc.;
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): dyspersja spontaniczna;
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): przypadkowy transport jaj, młodych i dorosłych osobników wraz z różnego rodzaju towarami: sadzonkami, plonami, ziemią, odpadami komunalnymi, etc.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Ślinika luzytańskiego można zaliczyć do gatunków szeroko rozprzestrzenionych w Polsce, ponieważ liczba stanowisk tego gatunku mieści się w przedziale 11-100, a wielkość populacji zdecydowanie przekracza 100 osobników. Większość stanowisk tego gatunku znajduje się w południowej Polsce, ale w pozostałych częściach kraju również coraz częściej odnajduje się stanowiska tego ślimaka.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:
Ślinik luzytański jest gatunkiem silnie ekspansywnym; jest szeroko rozpowszechniony w Polsce i Europie, charakteryzuje się wysokim tempem wzrostu populacji. Gatunek ten po raz pierwszy został odnotowany w Polsce w roku 1987 na terenie miejscowości Albigowa (woj. podkarpackie). W kolejnych latach odnotowano następne stanowiska tego ślimaka w Rzeszowie i Łańcucie, natomiast w latach 1997-1999 stwierdzono jego występowanie w lokalizacjach położonych na Pogórzu Rzeszowskim i Dynowskim. Obecność ślinika luzytańskiego w Polsce została wykryta na terenie całego kraju: w województwie podkarpackim – Wysoka, Łańcut, Rzeszów (1994), Przeworsk (1995), Jarosław, Głuchów (1996), Zabratówka, Zarzecze, Boguchwała (1997), Korczyna (2005); małopolskim – Poznachowice (2000), Zawadka (2006), Bobrek, Wadowice (2007); opolskim – Małujowice (2001); śląskim – Pisarzowice, Bielsko-Biała (2006); łódzkim – Łódź, Wołodrza (2007); wielkopolskim – Leszno (2007); pomorskim – Prabuty (2007); warmińsko-mazurskim – Gronowo Górne (2007); mazowieckim – Podkowa Leśna (2007).

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Ślinik luzytański w kolonizowanych miejscach zajmuje podobne siedliska jak w zasięgu naturalnym. Gatunek ten występuje zarówno w lasach liściastych i mieszanych, jak i w środowiskach zmienionych w wyniku działalności człowieka. Obecny jest licznie na cmentarzach, łąkach, nieużytkach, w parkach, zaroślach, na brzegach rzek, wysypiskach śmieci, w rowach przy szosach. Największe liczebności populacji osiąga w miejscach wilgotnych i bogatych w pokarm (np. zacienione skarpy cieków, rowy), gdzie zagęszczenie może wynosić 100 osobników/m^2. Obecny jest także w uprawach rolnych, sadowniczych, zielarskich, ozdobnych, na plantacjach, gdzie stanowi poważne zagrożenie dla uprawianych roślin.

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,50

kategoria: mało inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,63

kategoria: umiarkowanie wzrośnie

opis:
Prawdopodobieństwo wpływu zmian klimatu na nasilenie oddziaływania ślinika luzytańskiego na dzikie rośliny, zwierzęta oraz siedliska w Polsce umiarkowanie wzrośnie. Gdy klimat stanie się cieplejszy, sezon rozrodczy ślinika wydłuży się i spadnie śmiertelność związana z niskimi temperaturami w zimie, co doprowadzi do zwiększenia liczebności gatunku. Przewiduje się także nasilenie wpływu wywieranego przez tego ślimaka na rośliny uprawne. Śliniki są aktywne i żerują, gdy jest ciepło, co dodatkowo zwiększy ujemny wpływ na uprawy. Ślinik jest wektorem nicieni powodujących choroby zwierząt domowych i hodowlanych, a także ludzi. Choroby te częściej występują w ciepłych strefach klimatycznych (pasożyty nie są aktywne i nie rozmnażają się w niskich temperaturach), więc ocieplenie klimatu może sprzyjać zwiększeniu częstości tych chorób w Polsce. Lokalnie może wzrosnąć liczebność śliników, a tym samym prawdopodobieństwo wystąpienia przenoszonego pasożyta.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,33

kategoria: mały

opis:
Ślinik luzytański nie tylko powoduje ogromne szkody w uprawach roślin ale rozprzestrzeniając się w sąsiadujących z uprawami siedliskach, powoduje spadki liczebności populacji gatunków rodzimych poprzez roślinożerność, np. podagrycznika pospolitego *Aegopodium podagraria*, dzięgiela litwora *Archangelica officinalis* i pokrzywy zwyczajnej *Urtica dioica*. Jest równocześnie drapieżnikiem piskląt w gniazdach, np. łozówki *Acrocephalus palustris*, cierniówki *Sylvia communis*, kapturki *Sylvia atricapilla*. Może również oddziaływać na inne gatunki poprzez konkurencję, np. wypierając rodzimy gatunek ślinika wielkiego *Arion rufus* ale też poprzez hybrydyzację, np. krzyżując się ze ślinikiem wielkim. Jest wektorem różnych organizmów, np. pasożytniczych nicieni, takich jak *Angiostrongylus vasorum*, który pasożytuje w tętnicach płucnych i sercu psowatych i kotowatych, w tym psów, lisów i wilków. Ma znaczenie jako pokarm dla innych zwierząt drapieżnych, np. śliniki są ofiarami jeży, ropuch, ptaków, a także drapieżnych chrząszczy z rodziny biegaczowatych Carabidae. Pojawienie się ślinika luzytańskiego w siedlisku jako nowego źródła pokarmu dla drapieżników może powodować wzrost ich liczebności.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

–

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

- wilk (*Canis lupus*) – gatunek najmniejszej troski LC, objęty ochroną ścisłą,
- lis (*Vulpes vulpes*) – gatunek najmniejszej troski LC, łowny,
- łozówka (*Acrocephalus palustris*) – gatunek najmniejszej troski LC, objęty ochroną ścisłą,
- cierniówka (*Sylvia communis*) – gatunek najmniejszej troski LC, objęty ochroną ścisłą,
- kapturka (*Sylvia atricapilla*) – gatunek najmniejszej troski LC, objęty ochroną ścisłą,
- ślinik wielki (*Arion rufus*) – gatunek najmniejszej troski LC, nieobjęty ochroną,
- arnika górska, (*Arnica montana*) – gatunek zagrożony wyginięciem (VU), objęty ochroną ścisłą,
- dzięgiel (arcydzięgiel) litwor (*Angelica archangelica*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, objęty ochroną częściową,
- naparstnica zwyczajna (*Digitalis grandiflora*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, objęty ochroną częściową,
- podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- mak polny (*Papaver rhoeas*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- mniszek pospolity (*Taraxacum officinale*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- bieluń dziędzierzawa (*Datura stramonium*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- chaber bławatek (*Centaurea cyanus*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- szczwół plamisty (*Conium maculatum*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- ślaz dziki (*Malva sylvestris*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- szczaw polny (*Rumex acetosella*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- koniczyna biała (*Trifolium repens*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- szczyr trwały (*Mercurialis perennis*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- bniec czerwony (*Melandrium rubrum*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- kokoryczka wielokwiatowa (*Polygonatum multiflorum*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- kąkol polny (*Agrostemma githago*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- cykoria podróżnik (*Cichorium intybus*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- ostrożeń polny (*Cirsium arvense*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- maruna bezwonna (*Tripleurospermum maritimum*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- dziewanna drobnokwiatowa (*Verbascum thapsus*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- tasznik pospolity (*Capsella bursa-pastoris*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- wilczomlecz obrotny (*Euphorbia helioscopia*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- jasnota purpurowa (*Lamium purpureum*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- niezapominajka polna (*Myosotis arvensis*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- gorczyca polna (*Sinapis arvensis*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną,
- wrotycz pospolity (*Tanacetum vulgare*) – gatunek niezagrożony wyginięciem, nieobjęty ochroną

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,50

kategoria: średni

opis:

Z uwagi na roślinożerność ślinik luzytański jest poważnym szkodnikiem upraw wielu gatunków warzyw, roślin ozdobnych, rolniczych, sadowniczych i zielarskich. Jest też wektorem szkodliwych dla roślin patogenów, np. strzępek grzyba *Phytophthora plurivora* oraz *P. cambivora* wywołujących fytoftorozę buków. Bezpośredni kontakt hodowanych kaczek ze ślinikiem również może być dla nich niebezpieczny. Jeden z proponowanych sposobów zmniejszania liczby ślimików np. w niewielkich ekologicznych uprawach roślin to umożliwienie kaczkom żerowania na ślimakach w uprawie. Jednak produkowany przez ślimika śluz, który m. in. ma go chronić przed zjedzeniem, wysychając na zewnątrz dziobów kaczek uniemożliwia im normalne funkcjonowanie, a pęczniejąc wewnątrz może zatykać im drogi oddechowe. Ponadto ślimik wpływa w znacznie większym stopniu na produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie patogenów i pasożytów zwierząt hodowlanych. M. in. jest żywicielem pośrednim pasożytniczego nicienia *Angiostrongylus vasorum*, którego żywicielem ostatecznym są psowate i kotowate, u których powoduje groźna chorobę. Badania krwi psów z terenu całej Polski potwierdziły kontakt z pasożytem i równocześnie opisuje się coraz więcej przypadków chorych psów i kotów. Stwierdzono, że ślimik luzytański może przenosić bakterie, np. *Clostridium botulinum* wywołujące botulizm, czy *Listeria monocytogenes*,

odpowiedzialne za listeriozę. Te groźne choroby stwierdza się u bydła (rzadziej u koni) karmionego paszą roślinną (kiszonkami) zanieczyszczoną patogenami przeniesionymi przez ślimiki.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,50

kategoria: średni

opis:

Ślimik luzytański może przenosić bakterię *Listeria monocytogenes*, która jest odpowiedzialna za wystąpienie choroby zwanej listeriozą. Ślimik może być wektorem bakterii *Clostridium botulinum*, która wywołuje botulizm – 10-25 % to ciężkie przypadki zatruć, których nie da się wyleczyć. Patogeny te mogą dostać się do organizmu ludzkiego w wyniku spożycia produktów zanieczyszczonych przez tego ślimaka. Ponadto ślimik luzytański może być wektorem bakterii chorobotwórczych, na przykład niektórych szczepów *Escherichia coli*, a także żywicielem pośrednim pasożytniczego nicienia *Angiostrongylus cantonensis*, który wywołuje chorobę – eozynofilowe zapalenie opon mózgowo-rdzeniowych, obecnie spotykaną głownie w tropikach.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,33

kategoria: umiarkowanie negatywny

opis:

Ślimik luzytański ma bardzo negatywny wpływ na usługi zaopatrzeniowe, związane z dostarczaniem żywności. Gatunek jest poważnym szkodnikiem wielu gatunków warzyw, roślin ozdobnych, rolniczych, sadowniczych i zielarskich. Negatywnie wpływa też na hodowlę zwierząt domowych i gospodarskich, ponieważ może być wektorem patogenów i pasożytów. Żerując może uszkadzać rośliny wykorzystywane w celach energetycznych i zmniejszać plon, np. słonecznika (*Helianthus annuus*) i rzepaku (*Brassica napus* var. *napus*). Ślimik luzytański ma neutralny wpływ na usługi regulacyjne – regulację biologiczną. Gatunek ten wpływa na rozsiewanie się roślin poprzez przenoszenie diaspor (endozoochoria). Z drugiej strony negatywnie wpływa na regulację chorób odzwierzęcych, np. jest żywicielem pośrednim pasożytniczego nicienia *Angiostrongylus cantonensis*, który wywołuje eozynofilowe zapalenie opon mózgowo-rdzeniowych. Udowodniono, że obecność na tej samej roślinie żywicielskiej ślimików i gąsienic bielinka kapustnika *Pieris brassicae* wpływa na śmiertelność tych ostatnich. Równocześnie obecność ślimików wpływa na mniejsze zagęszczenie pasożyta gąsienic bielinka – osy *Cotesia glomerata* (baryłkarz bieliniak). Ślimiki należą do ofiar drapieżnych chrząszczy biegaczowatych, np. chronionego biegacza gajowego *Carabus nemoralis*. Ślimik jest łatwy w hodowli, więc jest często wykorzystywany jako zwierzę laboratoryjne w badaniach naukowych i edukacji, mając tym samym pozytywny wpływ na usługi kulturowe. Z drugiej strony, wpływa on negatywnie na funkcje estetyczne i rekreacyjne, ponieważ należy do szkodników wielu gatunków warzyw, roślin ozdobnych, rolniczych, sadowniczych i zielarskich, utrzymywanych hobbystycznie, może również wywoływać lęk i odrazę u ludzi.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Ślimik luzytański jest postrzegany przede wszystkim jako szkodnik w uprawach roślin. Dlatego większość działań służących jego eliminacji i kontroli jest związana z ochroną uprawianych roślin. W celu ograniczenia liczebności ślimaków i szkód przez nie wyrządzanych stosuje się rożne zabiegi: profilaktyczne (utrzymywanie upraw z jak najmniejszą liczbą kryjówek dla ślimaków oraz usuwanie źródeł pokarmu np. ściętej roślinności), mechaniczne (zbieranie i niszczenie ślimaków na małych areałach, stosowanie pułapek, umieszczanie barier i przeszkód utrudniających przedostanie się ślimaków z trocin, kory i igieł sosnowych, popiołu, plew jęczmienia, skorupek jajek, żwiru i tłucznia o ostrych krawędziach, wapna niegaszonego, parzących nawozów mineralnych (superfosfat, kainit), którymi obsypuje się rośliny i lub zagony), agrotechniczne (motyczenie, podorywki, orka, bronowanie i ugniatanie gleby w międzyrzędziach roślin, co powoduje mechanicznie niszczenie ślimaków, wyrzucenie jaj i młodych na powierzchnię gleby, gdzie podczas słonecznej pogody szybko wysychają i giną, a także zabiegi te powodują likwidację otworów oraz szczelin w glebie i rozkruszanie brył ziemi, co ogranicza liczbę miejsc bytowania ślimaków), uprawowe (rotacja roślin uprawnych w zmianowaniu, długi okres odłogowania pól, usuwanie resztek roślinnych po zbiorach, dobór szybko kiełkujących odmian, wczesny i głęboki siew roślin ozimych, duży rozstaw roślin, usuwanie chwastów w uprawach roślin oraz pełna uprawa gleby), biologiczne (wspieranie występowania drapieżników, takich jak drapieżne chrząszcze Carabidae,

Staphylinidae i Silphidae, żaby i ropuchy, jaszczurki, kosy, drozdy, rudziki, szpaki, gawrony, bażanty, sójki, mewy, kaczki oraz jeże, krety i ryjówki; stosowanie preparatu Nemaslug zawierającego pasożytniczego nicienia *Phasmarhabditis hermaphrodita*, który wnika do ciała ślimaka, wprowadza bakterię *Moraxella osloensis* hamującą żerowanie ślimaków, a będącą równocześnie pokarmem nicieni, które namnażają się, powodując śmierć ślimaków w ciągu 4-21 dni, a nicienie przedostają się do gleby i atakują kolejne ślimaki) i chemiczne (granulowane moluskocydy rozsiewane na glebę, zawierające trujące dla ślimaków metiokarb, metaldehyd i fosforan żelaza, które działają na nie kontaktowo i żołądkowo; repellenty, np. Schnexagon – preparat zawierający oleje i mydła stosowany do "malowania" pionowych powierzchni, które mają stanowić barierę dla ślimaków). Przedstawione metody są powszechnie stosowane, zarówno w Polsce, jak i w innych krajach. Najbardziej skuteczne, chociaż czasochłonne i drogie, jest stosowanie możliwie dużej liczby zabiegów na danym obszarze i rozpoczęcie zwalczania ślimików na początku sezonu wegetacyjnego bezpośrednio po przekroczeniu progu szkodliwości, stwierdzonego w efekcie monitoringu uprawy.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: S4 – gatunek średniego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (lista ostrzegawcza)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Chevallier H. 1972 Arionidae (Mollusca, Pulmonata) des Alpes et du Jura français. Haliotis 2: 7-23

Davies S. M. 1987 *Arion flagellus* Collinge and *A. lusitanicus* Mabille in the British Isles: a morphological, biological and taxonomic investigation. Journal of Conchology 32: 339-354

Ellis A. E. 1965 *Arion lusitanicus* Mabille in Devon. Journal of Conchology 25: 345-347

Ferdushy T., Kapel C. M., Webster P., Al-Sabi M. N., Gronvold J. R. 2010 The effect of temperature and host age on the infectivity and development of *Angiostrongylus vasorum* in the slug *Arion lusitanicus*. Parasitology Research 107: 147-151

Frączyk M., Gawor J. 2014 *Angiostrongylus vasorum* – nicień płucny, nowe zagrożenie dla psów w Polsce. Życie Weterynaryjne 89: 124-125

Gismervik K., Aspholm M., Rorvik L. M., Bruheim T., Andersen A., Skaar I. 2015 Invading slugs (*Arion vulgaris*) can be vectors for Listeria monocytogenes. Journal of Applied Microbiology 118: 809-816

Gismervik K., Bruheim T., Rorvik L. M., Haukeland S., Skaar I. 2014 Invasive slug populations (*Arion vulgaris*) as potential vectors for Clostridium botulinum. Acta Veterinaria Scandinavica 56: 1-7

Grimm B. 2001 Life cycle and population density of the pest slug *Arion lusitanicus* Mabille (Mollusca: Pulmonata) on grassland. Malacologia 43: 25-32

Kozłowski J. 1995 Ślimaki *Arion lusitanicus* Mab. i *Arion rufus* (L.) – nowe groźne szkodniki roślin w Polsce południowo-wschodniej. Ochrona Roślin 9: 33-35

Kozłowski J. 2000a Distribution and places of occurrence of the slug *Arion lusitanicus* Mabille (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae). Bulletin of the Polish Academy of Sciences, Biological Sciences 48: 309-415

Kozłowski J. 2000b Reproduction of *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata: Arion introduced in Poland. Folia Malacologica 8: 87-94

Kozłowski J. 2000c Density of the slug *Arion lusitanicus* Mabille (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae) in different microhabitats. Journal of Plant Protection Research 40: 158-161

Kozłowski J. 2001 A new site of occurrence of *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae). Journal of Plant Protection Research 41: 309-313

Kozłowski J. 2005 Host plants and harmfulness of the *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 slug. Journal of Plant Protection Research 45: 221-233

Kozłowski J. 2007 The distribution, biology, population dynamics and harmfulness of *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae) in Poland. Journal of Plant Protection Research 47: 219-230

Kozłowski J. 2008 Obcy inwazyjny ślimak nagi ślinik luzytański – *Arion lusitanicus* Mabille. Charakterystyka, metody zwalczania i rejestracji stanowisk występowania w Polsce. Rozprawy Naukowe Instytutu Ochrony Roślin, Poznań 17: 1-48

Kozłowski J. 2010 Ślimaki nagie w uprawach. Klucz do identyfikacji. Metody zwalczania. Instytut Ochrony Roślin. Państwowy Instytut Badawczy, Poznań 1-64

Kozłowski J. 2012a Slugs as an example of a new and growing threat to crops in Poland. Ślimaki jako przykład nowego i rosnącego zagrożenia. Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin 52: 1129-1135

Kozłowski J. 2012b The significance of alien and invasive slug species for plant communities in agrocenoses. Journal of Plant Protection Research 52: 67-76

Kozłowski J., Kałuski T., Kozłowski R. J. 2008 Rozmieszczenie i ekspansja populacji ślinika luzytańskiego (*Arion lusitanicus* Mabille) na terenie Polski. Progress in Plant Protection 48: 893-897

Kozłowski J., Kornobis S. 1994 *Arion* sp. (Gastropoda: Arionidae) – szkodnik zagrażający roślinom uprawnym w województwie rzeszowskim. Materiały XXXIV Sesji Naukowej Instytutu Ochrony Roślin. Część II – Postery Poznań 237-239

Kozłowski J., Kornobis S. 1995 *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Arionidae) w Polsce oraz nowe stanowisko *Arion rufus* (Linnaeus, 1758). Przegląd Zoologiczny 39: 79-82

Kozłowski J., Kozłowska M. 2000 Weeds as a supplementary or alternative food for *Arion lusitanicus* Mabille (Gastropoda: Stylommatophora). Journal of Conchology 37: 75-79

Kozłowski J., Kozłowski R. J. 2000 Periods of occurrence and fecundity of *Arion lusitanicus* (Gastropoda: Stylommatophora) in crop plant habitats in Poland. Journal of Plant Protection Research 40: 260-266

Kozłowski J., Sionek R. 2000 Seasonal fluctuations of abundance and age structure of *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae). Folia Malacologica 8: 271-276

Păpureanu A-M., Reise H., Varga A. 2014 First records of the invasive slug *Arion lusitanicus* auct. non Mabille (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae) in Romania. Malacologica Bohemoslovaca 13: 6-11

Pfenninger M., Weigand A., Bálint M., Klussmann-Kolb A. 2014 Misperceived invasion: the Lusitanian slug (*Arion lusitanicus* auct. non-Mabille or *Arion vulgaris* Moquin-Tandon 1855) is native to Central Europe. Evolutionary Applications 7: 702-713

Proschiwtz T. von, Winge K. 1994 Iberia skogsnegl – en art på spredning i Norge (*Arion lusitanicus* Mabille – en anthropochorous slug spreading in Norway). Fauna 47 47: 195-300

Proschwitz T. von 1992 Spanska skogssnigeln – *Arion lusitanicus* Mabille – en art i snabb spridning med människan i Sverige. Göteborgs Naturhistoriska Museum Arstryck, Göteborg 35-42

Proschwitz T. von 1994 *Oxychilus cellarius* (Müller) and *Oxychilus draparnaudi* (Beck) as predators on egg-clutches of *Arion lusitanicus* Mabille. Journal of Conchology 35: 183-184

Quick H. E. 1952 Rediscovery of *Arion lusitanicus* Mabille in Britain. Proceedings of the Malacological Society of London 29: 93-101

Quick H. E. 1960 British slugs (Pulmonata: Testacellidae, Arionidae, Limacidae). Bulletin of the British Museum (Natural History). Zoology 6: 103-226

Regteren Altena C. O. van 1971 Neue Fundorte von *Arion lusitanicus* Mabille. Archiv für Molluskenkunde 101: 183-185

Riedel A., Wiktor A. 1974 Arionacea – ślimaki krążałkowate i ślinikowate (Gastropoda: Stylommatophora). Fauna Polski 2 Fauna Polski 2: 1-140 PWN Warszawa

Schmid G. 1970 *Arion lusitanicus* in Deutschland. Archiv für Molluskenkunde 100: 95-102

Simroth H. 1891 Die Nacktschnecken der portugiesisch-azorischen Fauna in ihrem Verhältnis zu deren paläarkt. Region überhaupt. Nova Acta Academia Caesareae Leopoldinae-Carolinae Germanicae Naturae Curiosorum 56: 201-424

Slotsbo S. 2012 Ecophysiology and life history of the slug *Arion lusitanicus*. PhD thesis, Aarhus University 1-81

Slotsbo S., Damgaard C., Hansen L. M., Holmstrup M. 2013 The influence of temperature on life history traits in the Iberian slug, *Arion lusitanicus*. Annals of Applied Biology 162: 80-88

Slotsbo, S., Fisker, K., Hansen, L. and Holmstrup, M. 2011a Drought tolerance in eggs and juveniles of the Iberian slug, *Arion lusitanicus*. Journal of Comparative Physiology B 175: 1-9

Soroka M., Kałuski T., Kozłowski J., Wiktor A. 2009 Distribution and Genetic Diversity of the Terrestrial Slugs *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 and *Arion rufus* (Linnaeus, 1758) in Poland Based on Mitochondrial DNA. Folia Biologica 57: 71-81

Stworzewicz E., Kozłowski J. 2012 *Arion lusitanicus* Mabille, 1868. Ślinik luzytański. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). Gatunki obce w faunie Polski. Wyd. internetowe. Instytutu Ochrony Przyrody PAN

w Krakowie. (http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/default84a5.html?nazwa=opis&id=3&je=pl) Data dostepu: 2018-04-18

Sysoev, A., Schileyko, A. 2009 Land Snails and Slugs of Russia and Adjacent Countries Pensoft, Sofia

Weidema I. 2006 NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Arion lusitanicus*. Online Database of North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS (www.nobanis.org)

Welter-Schultes F. 2012 European non-marine molluscs. A guide for species identification. Planet Poster Editions, Göttingen

Wiktor A. 1996 The slugs of the former Yugoslavia (Gastropoda terrestria nuda – Arionidae, Milacidae, Limacidae, Agriolimacidae). Annales Zoologici 46: 6-7

Wiktor A. 2004 Ślimaki Lądowe Polski. Mantis, Olsztyn

Winter A. J. de 1989 *Arion lusitanicus* Mabille in Nederland (Gastropoda, Pulmonata, Arionidae). Basteria 53: 49-51

Zemanova M. A., Knop E., Heckel G. 2016 Phylogeographic past and invasive presence of Arion pest slugs in Europe. Molecular Ecology 25: 5747-5764

Dane pochodzące z baz danych

Rowson B. 2017 *Arion vulgaris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T85541868A85580914. (http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T85541868A85580914.en.) Data dostepu: 2018-04-17

Slotsbo S. 2014 NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Arion lusitanicus*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS, Date of access x/x/201x (www.nobanis.org) Data dostepu: 2018-01-12

Autorzy karty:
Katarzyna Zając[1], Kamila Zając*[2], Karolina Mazurska[3]

* ekspert spoza zespołu wykonawców

[1] Zakład Bioróżnorodności, Instytut Ochrony Przyrody PAN
[2] Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński, Kraków
[3] Instytut Ochrony Przyrody PAN

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Moczarka kanadyjska

2) nazwa łacińska: ***Elodea canadensis*** Michx.

3) nazwa angielska: Canadian waterweed

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: –

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Anacharis canadensis*
Elodea brondegeae

c) synonimy nazwy angielskiej: Canadian pond weed
Waterweed

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Hydrocharitaceae

7) pochodzenie (region):
Ameryka Północna

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

9) charakterystyka gatunku

Moczarka kanadyjska *Elodea canadensis* jest byliną wodną o łodydze silnie rozgałęzionej, długości 0,15-3 m. Roślina jest najczęściej zakotwiczona w podłożu, rzadziej luźno unosząca się w wodzie. Liście w okółku po trzy (rzadziej 4; w dolnej części pędu czasem po 2) długości od 6 do 13 mm (rzadko do 17 mm) i szerokość od 1 do 5 mm, u nasady z dwoma całobrzegimi łuskami śródpochwowymi. Liście kształtu podłużnie jajowatego lub równowąsko-lancetowatego. Na brzegu liście są drobno ząbkowane (ząbki jednokomórkowe). W porównaniu z moczarką delikatną *Elodea nuttallii*, moczarka kanadyjska charakteryzuje się silniejszą budową pędów i liśćmi płasko rozpostartymi lub lekko podgiętymi. Natomiast cechą charakterystyczną moczarki delikatnej jest hakowate wygięcie liści ku dołowi (łodydze) i charakterystyczne ich skręcenie w 1/3 długości.

W Europie moczarka kanadyjska rozmnaża się wyłącznie wegetatywnie, poprzez fragmentację pędów. Zimuje w postaci turionów (pączków zimowych) powstających późnym latem w formie krótkich, gęsto ulistnionych bocznych pędów, które trafiają na dno zbiornika wodnego lub pędów zimowych. W rzekach gatunek zwykle całoroczny. W Polsce i prawie w całej Europie występują osobniki żeńskie (roślina dwupienna). Kwiaty żeńskie najczęściej obserwowane u roślin występujących w płytkich ciepłych zbiornikach stawowych, są drobne (około 0,5 cm) białoróżowe na długich szypułkach dosięgające powierzchni wody.

Moczarka kanadyjska zasiedla wody od oligo- do eutroficznych i głównie podłoża mineralne. Optymalnie występuje w płytkich zbiornikach silnie nagrzwajacych się w okresie letnim. W jeziorach występuje do głębokości 2-3 m, w warunkach wysokiej przezroczystości wody nawet powyżej 5 m głębokości.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

Moczarka kanadyjska jest gatunkiem wodnym (hydrofitem), występującym w naturalnych i sztucznych zbiornikach zarówno wód płynących, jak i stojących, t.j. jeziorach, stawach i starorzeczach, wyrobiskach, rzekach i kanałach. Występuje również w jeziorach przymorskich i zatokach morskich. Moczarka kanadyjska jest gatunkiem o szerokiej amplitudzie ekologicznej, występującej w wodach od mezo- do eutroficznych, słodkich jak i słonawych, o odczynie od naturalnego do zasadowego, umiarkowane zmineralizowanych, o znacznej przezroczystości (gatunek o wysokich wymaganiach świetlnych); wybiera stanowiska o wodach stojących lub o umiarkowanym ruchu, bez większych turbulencji czy ekspozycji na falowanie; preferuje podłoże o grubszym uziarnieniu, piaszczyste, piaszczysto żwirowe, bez znacznego udziału drobnych frakcji i mułów organicznych.

11) zastosowanie gospodarcze

Gatunek jest wykorzystywany gospodarczo w bardzo umiarkowanym stopniu. Roślina chętnie uprawiana w akwariach zimnowodnych, gdzie pozostaje zielona przez cały rok oraz w oczkach wodnych, ponieważ dobrze je natlenia, daje dobre schronienie dla drobnych ryb i bezkręgowców [32], a dzięki intensywnemu pobieraniu składników odżywczych z wody hamuje rozwój glonów i sprzyja utrzymaniu stanu czystowodnego. Moczarka kanadyjska dzięki szybkiemu tempu pobierania pierwiastków (zarówno z wody, jak i z osadów) i ich wysokiej akumulacji jest wykorzystywana w biologicznych oczyszczalniach ścieków. Ze względu na wymagania tlenowe i nietolerancję wysokiego stężenia azotu mineralnego i fosforu, stosowana jest, jednak w zakresie ograniczonym, do oczyszczania wód pościekowych lub jako uzupełnienie silnie rosnących helofitów. Dzięki tym właściwościom dawniej była też wykorzystywana w browarnictwie do zmiękczania wody – sadzona w ciekach wodnych doprowadzających wodę do browarów. Moczarka jest jednym z gatunków uwzględnianych w obliczaniu Makrofitowego Indeksu Rzecznego na potrzeby monitoringu jakości wód. Wartość wskaźnikowa gatunku L=5 świadczy o stosunkowo wysokich wymaganiach co do trofii siedliska, a współczynnika wagowego W=2 oznacza średnią tolerancję ekologiczną gatunku. W metodzie oceny stanu ekologicznego jezior ESMI (Ecological State Macrophyte Index) moczarka kanadyjska wykazywana jest jako gatunek tzw. negatywny, którego udział w fitolitoralu >25% wskazuje na zły stan ekologiczny, jednak od początku wdrożenia metody do rutynowego monitoringu wód (2008 r.) sytuacja taka nigdy nie miała miejsca.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (tak/nie stwierdzono): 1866-1867

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Moczarka kanadyjska pochodzi z Ameryki Północnej, w Europie pojawiła się w I połowie XIX wieku. Zawleczona i zadomowiona w większej części Europy, w Indiach i Australii, stała się typowym przykładem "zbiega" z ogrodów botanicznych. Pierwsze notowanie moczarki kanadyjskiej w Europie pochodzi z 1836 roku z Wielkiej Brytanii i od tego czasu gatunek bardzo dynamicznie rozprzestrzenia się i rozwija populacje w wodach płynących i stojących w większości krajów europejskich. Obecnie gatunek ten jest jednym z najpowszechniejszych gatunków obcych w wodach europejskich.

Pierwsze doniesienie z terenu Polski o występowaniu moczarki kanadyjskiej datowane jest na 1866-1867 r. z rejonu dolnej Odry i Gdańska. W 1872 r. gatunek stwierdzony został w okolicach Krakowa. Od tego czasu gatunek rozprzestrzenił się na terytorium w zasadzie całego kraju (z wyjątkiem obszarów górskich), zasiedlając wszystkie typy wód powierzchniowych. Od początku lat 50-tych XX wieku moczarka kanadyjska obserwowana jest jako stały komponent flory wodnej w Polsce i obecnie uznawana jest za gatunek zadomowiony na terenie kraju.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

Moczarka kanadyjska jest wodną rośliną dwupienną, rozmnażającą się przede wszystkim wegetatywnie poprzez fragmenty pędów. Rozmnażanie generatywne na obszarach pochodzenia gatunku (Ameryka Północna) obserwowane jest rzadko. W Europie występują jedynie osobniki żeńskie – rozmnażanie generatywne niemożliwe. Fragmenty pędów oraz turiony zimowe (pąki przetrwalne) gatunku przenoszone są pasywnie wraz z prądem wody wzdłuż cieków. Fragmenty roślin mogą być również lokalnie przenoszone przez zwierzęta wodne, ssaki, ryby i ptaki.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: Gatunek był i jest uprawiany w wielu ogrodach botanicznych w Europie, również w Polsce, jest uprawiany również w oczkach wodnych. Moczarka kanadyjska jest typowym przykładem "zbiega" z ogrodów botanicznych. Gatunek był i jest uprawiany w wielu ogrodach botanicznych w Europie, również w Polsce. Na przykład w Finlandii gatunek ten został celowo sprowadzony do Ogrodu Botanicznego Uniwersytetu w Helsinkach, skąd rozprzestrzenił się i został zawleczony na terytorium kraju przez ptaki i dalej spontanicznie z prądem wód.
- drogi wprowadzania niezamierzonego: Gatunek mógł zostać zawleczony na teren Polski z krajów sąsiadujących na sprzęcie pływającym poprzez przenoszenie fragmentów pędów.
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): Gatunek rozprzestrzenia się przede wszystkim poprzez fragmenty pędów oraz turiony zimowe (pąki przetrwalne) pasywnie przenoszone wraz z prądem wody wzdłuż cieków. Transport wegetatywnych fragmentów roślin przez prądy wód rzek, łączność z kanałami w dolinach rzecznych oraz naturalna dynamika rzeki głównej (powódź) są podstawowymi czynnikami sprzyjającymi kolonizacji przez ten gatunek. Stąd wody płynące są zazwyczaj bardziej narażone na spontaniczną ekspansję niż jeziora, szczególnie te bardziej izolowane, położone na obrzeżach zlewni. Fragmenty roślin mogą być również lokalnie przenoszone przez zwierzęta wodne, ssaki, ryby i ptaki.
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): Udział człowieka w ekspansji gatunku ma charakter działania nieświadomego i przypadkowego, np. na skutek transportu fragmentów roślin przez jednostki pływające; prac remontowych portów, prac utrzymaniowych kanałów żeglugowych i innych cieków (obserwacje własne autorów). Częstym obserwowanym wektorem w skali lokalnej są również wędkarze i rybacy. Gatunek ten stosunkowo rzadko znajduje się w handlu, ekspansja tą drogą raczej ma charakter lokalny.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Pierwsze doniesienie z terenu Polski o występowaniu moczarki kanadyjskiej datowane jest na lata 1866-67 z rejonu dolnej Odry i Gdańska; w 1872 r. gatunek stwierdzony został w okolicach Krakowa. Od tego czasu gatunek rozprzestrzenił się na terytorium w zasadzie całego kraju, z wyjątkiem obszarów górskich, zasiedlając wszystkie typy wód powierzchniowych. Od początku lat 50-tych XX wieku moczarka kanadyjska obserwowana jest jako stały komponent flory wodnej w Polsce i obecnie uznawana jest za gatunek szeroko rozpowszechniony i zadomowiony na terenie całego kraju.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki obecnie nieekspansywne

stopień pewności: duży

opis:

Moczarka kanadyjska jest gatunkiem szeroko rozpowszechnionym we wszystkich typach wód w Polsce, a jej populacje należy uznać za stabilne, w równowadze i nieekspansywne (nie wykazują drastycznych zmian liczebności). Jednak zarówno z obszaru Europy, jak i Polski zachodniej pojawiają się doniesienia o stopniowym wycofywaniu się gatunku, który najprawdopodobniej znajduje się obecnie w fazie regresji. W krajach Europy Zachodniej obserwuje się masowe wypieranie moczarki kanadyjskiej przez inne obce gatunki inwazyjne, głównie moczarkę delikatną (*Elodea nuttallii*), moczarkę argentyńską (*Egeria densa*) oraz lagarosyfon wielki (*Lagarosiphon major*). Ustępowanie moczarki kanadyjskiej w Polsce przebiega obecnie powoli i w sposób umiarkowany, a zmiany liczebności są stosunkowo dyskretne. Za główne przyczyny ustępowania gatunku w kraju należy uznać wzrost eutrofizacji wód. Istnieją również przesłanki wskazujące na wzrost temperatury, jako jedną z przyczyn wycofywania się gatunku. Niemniej jednak można się spodziewać w niedalekiej przyszłości spadku liczebności moczarki kanadyjskiej w związku w rozprzestrzenianiem się w/w gatunków inwazyjnych.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Moczarka kanadyjska jest gatunkiem wodnym (hydrofitem), występującym w naturalnych i sztucznych zbiornikach wodnych zarówno wód płynących, jak i stojących, t.j. jeziorach, stawach i starorzeczach, wyrobiskach, wolno i umiarkowanie szybko płynących rzekach i kanałach. Występuje również w jeziorach przymorskich i zatokach morskich. Moczarka kanadyjska uznawana jest za gatunek o szerokiej amplitudzie ekologicznej, występującej w wodach od mezo- do eutroficznych, słodkich jak i słonawych, o odczynie od naturalnego do zasadowego, umiarkowane zmineralizowanych, generalnie przejrzystych, o znacznej przezroczystości (gatunek o stosunkowo wysokich wymaganiach świetlnych). Wybiera stanowiska o wodach stojących lub o umiarkowanym ruchu, bez większych turbulencji czy ekspozycji na falowanie; preferuje podłoże o grubszym uziarnieniu, piaszczyste, piaszczysto żwirowe, bez znacznego udziału drobnych frakcji i mułów organicznych. W ostatnim dziesięcioleciu moczarkę kanadyjską w kraju najczęściej stwierdza się w nizinnych rzekach o szybkim nurcie, czystowodnych starorzeczach i stawach rybnych. Rzadziej występuje w jeziorach mezotroficznych i eutroficznych.

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,50

kategoria: mało inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,44

kategoria: nie zmieni się

opis:

Obecne warunki klimatyczne w Polsce są zbliżone do tych panujących w regionie pochodzenia gatunku (Ameryka Północna) oraz optymalne dla jego rozwoju. Moczarka kanadyjska jest gatunkiem strefy umiarkowanej, a prognozowane zmiany klimatyczne będą miały raczej umiarkowany wpływ na jej zachowanie. Wyniki badań nad wpływem temperatury na wzrost i rozwój moczarki kanadyjskiej, raportowane przez różnych autorów, są niejednoznaczne, z jednej strony wskazują na intensyfikację wzrostu moczarki pod wpływem podwyższonej temperatury, z drugiej natomiast na przesunięcie preferencji siedliskowych moczarki kanadyjskiej ku wodom o temperaturach niższych niż w przypadku innych gatunków obcych. Obserwacje własne prowadzone na terenie jezior zmiennych termicznie (podgrzanych) wskazują na niewielką tolerancję moczarki kanadyjskiej na wzrost temperatury i niewielkie właściwości konkurencyjne z innymi roślinami wodnymi. Należy się spodziewać, że na skutek ocieplenia klimatu oraz wzrostu eutrofizacji moczarka raczej będzie wykazywała tendencje do ustępowania, co jest ostatnio obserwowane w Europie. W kraju gatunek ten jednak stopniowo ustępuje z jezior mezo- eutroficznych, niezależnie od warunków klimatycznych.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,20

kategoria: bardzo mały

opis:
Moczarka kanadyjska jest gatunkiem pionierskim, szybko zasiedlającym nowe obszary, jednakże również szybko wypieranym przez inne, bardziej agresywne gatunki, np. spokrewnioną moczarkę delikatną. Moczarka kanadyjska może tworzyć gęste, jednogatunkowe skupiska, często przerastające całą lub znaczną część kolumny wody. W sytuacjach masowego rozwoju negatywny wpływ moczarki na inne gatunki roślin wodnych poprzez konkurencję o światło i składniki pokarmowe może prowadzić do wypierania gatunków rodzimych i przyczyniać się do spadku różnorodności taksonomicznej roślinności wodnej. Jednakże w skali Polski, a także w innych krajach, masowy rozwój moczarki kanadyjskiej obserwowany jest przede wszystkim w małych ciekach, kanałach melioracyjnych oraz niewielkich stawach i oczkach wodnych. W sytuacjach masowego rozwoju gatunku w zbiornikach wodnych może zachodzić silny wpływ zacieniający na inne gatunki roślin, ograniczenie lub zahamowanie cyrkulacji wód. Gwałtowne załamania populacji moczarki, obserwowane co kilka lat na przykład w Szwecji oraz związany z tym rozkład dużej ilości biomasy powoduje uwolnienie do środowiska znacznych ilości substancji biogennych i materii organicznej, wyczerpywanie tlenu oraz spadek odczynu wód, co sprzyja nasileniu procesu eutrofizacji. Jednakże ze względu na fakt, że masowe pojawy moczarki kanadyjskiej zdarzają się w małych zbiornikach i ciekach, i nie są obserwowane powszechnie, zagrożenie ze strony takich zjawisk jest niewielkie. W większych zbiornikach masowy rozwój nie jest obserwowany, a moczarka kanadyjska ma tendencje do wbudowywania się w naturalne układy roślinne, jako dodatkowy, nieagresywny element flory. Negatywne oddziaływanie moczarki kanadyjskiej na populacje rodzimych gatunków roślin w warunkach jezior mezotroficznych wykazywane jest rzadko. Moczarkę kanadyjską należy uznać za gatunek wpływający pozytywnie na populacje zwierząt wodnych, tj. ryby, zooplankton czy makrobezkręgowce bentosowe. Gatunek ten stanowi ważne schronienie dla makrozoobentosu w wodach płynących.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

Moczarka kanadyjska, rzadko w przypadku masowego pojawu, może stwarzać potencjalne zagrożenie dla następujących siedlisk wodnych:
- 3150 – Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nympheion* i *Potamion;*
- 1150 – Zalewy i jeziora przymorskie, laguny;

Rzadziej dla siedlisk:
- 3140 – Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki wodne z podwodnymi łąkami ramienic *Charetea;*
- 3110 – Jeziora lobeliowe;
- 3260 – Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników *Ranunculion fluitantis*.

Obecność moczarki kanadyjskiej ma najczęściej negatywne konotacje ze względu na swój status, jako gatunku obcego pochodzenia. Należy jednak podkreślić, że w praktyce oceny stanu zachowania siedliska 3140, 3150 i 3260 dopuszcza się obecność moczarki kanadyjskiej, bez wskazania pogorszenia jego stanu. Gatunek ten ma istotne znaczenie siedliskowe i jako miejsca bytowania dla wielu gatunków zwierząt, w tym objętych ochroną, stąd nie podlega celowemu usuwaniu w ramach działań ochronnych w obrębie ekosystemów wodnych.

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

W przypadku masowego wystąpienia moczarki kanadyjskiej szczególnie niepożądany może być jej negatywny wpływ na cenne gatunki flory wodnej Polski, tj. ramienice czy włosieniczniki, stanowiące obiekty ochrony w Polsce. Jednak ze względu na nieagresywny charakter gatunku w wodach Polski zjawiska takie nie są raczej obserwowane.

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,50

kategoria: średni

opis:
Gatunek zasiedla zbiorniki wodne – brak interakcji z uprawami roślin i hodowlą zwierząt. Może mieć natomiast umiarkowanie negatywny wpływ na infrastrukturę. Lokalnie w przypadku agresywnego masowego rozwoju populacji, moczarka kanadyjska negatywnie oddziałuje na obiekty wodne utrudniając ich użytkowanie, np. zatykanie rur, kanałów żeglugowych, melioracyjnych, upośledzanie pracy silników łodzi, przerastanie podwodnych elementów budowli wodnych, zapór rzecznych, elektrowni. Moczarka kanadyjska, podobnie jak delikatna, może zarastać rury służące do poboru wody do celów przemysłowych i gospodarczych, skutecznie ograniczając jej pobór. Masowy rozwój utrudnia również użytkowanie rekreacyjne zbiorników, tj. żeglugę, pływanie, żeglowanie, korzystanie z łodzi motorowych, wędkarstwo.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,00

kategoria: bardzo mały

opis:
Brak bezpośredniego wpływu gatunku na zdrowie człowieka.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,42

kategoria: neutralny

opis:
Masowy rozwój moczarki może utrudniać pobór wód do zaopatrzenia ludności w wodę na cele spożywcze i inne potrzeby oraz wpływać negatywnie na infrastrukturę związaną z ujmowaniem tej wody, jednak prawdopodobieństwo faktycznego wystąpienia takiego zjawiska wobec nieagresywnego charakteru moczarki kanadyjskiej i jej stopniowego wycofywania się z Europy jest niewielkie. Masowy rozwój gatunku, jeżeli wystąpi, może utrudniać rekreację, wpływać negatywnie na utrzymanie i użytkowanie urządzeń wodnych.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Moczarka kanadyjska stanowiła obiekt intensywnych prac i obserwacji w krajach Europy Zachodniej głównie w ostatnich dekadach XX, kiedy to obserwowany był szczyt inwazji tego gatunku w Europie. W celu kontroli tego gatunku zalecane jest stosowanie metod biologicznych (np.wprowadzanie ryb roślinożernych), mechanicznych (wykaszanie, zacienianie, obniżanie poziomu wód w celu przesuszenia i/lub przemorożenia, wapnowanie w celu ograniczenia dostępności węgla) czy chemicznych (aplikacja herbicydów, np. Dicquat, Acrolein). Większość z tych metod jest niespecyficzna dla gatunku i oddziałuje również na pozostałe elementy ekosystemu. Najbardziej efektywne są metody chemiczne, jednak jako szczególnie negatywnie oddziałujące na ekosystem, nie są zalecane do stosowania. W chwili obecnej moczarka kanadyjska jest w wyraźnym regresie i w większosci krajów obserwowane jest wycofywanie się gatunku i jego zstępowanie przez inne gatunki obce. Tym samym nacisk na działania kontrolne moczarki kanadyjskiej jest przenoszony na gatunki bardziej agresywne.

W warunkach Polski nie podejmuje się celowych działań zaradczych związanych z eliminacją tego gatunku obcego. Moczarka kanadyjska najczęściej usuwana jest w związku z pracami utrzymaniowymi prowadzonymi na ciekach wodnych, polegających na mechanicznym usuwaniu roślinności z dna koryta (koszenie, stosowanie drag wleczonych, łańcuchów). Prace te jednak wykonywane są głównie nie specyficznie (nie są nastawione na celowe usunięcie moczarki kanadyjskiej) i podyktowane są koniecznością zmniejszenia szorstkości koryta i zabiegami zwiększającymi przepływ wody na potrzeby melioracyjne. Poza koniecznymi działaniami związanymi z pracami utrzymaniowymi cieków, stawów rybnych, itp., nie proponuje się celowego usuwania moczarki kanadyjskiej. Dotychczasowe doświadczenia wykazują, że w nizinnych rzekach szczególnie o szybkim nurcie, skupiska moczarki kanadyjskiej są istotnym miejscem bytowania i rozrodu wielu gatunków chronionych bezkręgowców, minogów i ryb.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **S4** – gatunek średniego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (lista ostrzegawcza)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Barrat-Segretain MH. 2001. Invasive species in the Rhone River floodplain (France): replacement of *Elodea canadensis* Michaux by *E. nuttallii* St. John in two former river channels. Arch Hydrobiol 152: 237-251

Barrat-Segretain MH, Elger A, Sagnes P, Puijalon S. 2002. Comparison of three life-hostory traits of invasive *Elodea canadensis* Michx and *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John. Aquatic Botany 74: 299-313

Bernatowicz S. 1960. Charakterystyka jezior na podstawie roślin naczyniowych. Roczniki Nauk Rolniczych 77: 79-99

Cegłowska A, Jusik S, Samecka-Cymerman A, Klink A, Szoszkiewicz K. 201.7 Habitat requirements of *Elodea canadensis* Michx. in Polish rivers. Oceanological and Hydrobiological Studies 46: 363-378

Ciecierska H, Kolada A. 2014. ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. Environ Monit Assess. 186(9):5501-17

Cook CDK, Urmi-König K. 1985. Range extension of aquatic vascular plant species. Journal of Aquatic Plant Management 23: 1-6

Erhard D, Pohnert G, Gross EM. 2007. Chemical defense in *Elodea nuttallii* reduces feeding and growth of aquatic herbivorous Lepidoptera. Journal of Chemical Ecology 33: 1646-1663

Gawłowska J. 1983. Marian Raciborski pionier idei ochrony przyrody w Polsce. Ochrona Przyrody w Polsce. Liga Ochrony Przyrody.

Greulich S, Trémolieres M. 2006. Present distribution of the genus *Elodea* in the Alsatian Upper Rhine floodplain (France) with a special focus on the expansion of *Elodea nuttallii* St. John during recent decades. Hydrobiologia 570: 249-255

Hilt S, Gross EM. 2008. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow eutrophic lakes? Basic and Applied Ecology 9: 422-432

Hintikka TJ. 1917. Kanadalaisesta vesirutosta ja sen levenemisestä Euroopassa, eritoten Suomessa. Luonnon Ystävä 21: 79-90

Hussner A. 2012. Alien aquatic plant species in European countries. Weed Research 52: 297-306.

Jabłońska E, Kłosowski S. 2015. Ecology of rare water plant communities in lakes of north-eastern Poland. Acta Soc Bot Pol 81(1):3-9.

Kłosowski S. 2006. The relationships between environmental factors and the submerged Potametea associations in lakes of north-eastern Poland. Hydrobiologia 560: 15-29

Kolada A, Kutyła S. 2016. *Elodea canadensis* (Michx.) in Polish lakes: a non-aggressive addition to native flora. Biological Invasions 18: 3251-3264

Kornaś J, Medwecka-Kornaś A 1957 Zapiski florystyczne z Sądecczyzny. Fragm Flor et Geobot 3: 3-9

Kucharski L. 1992. Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w wodach i na siedliskach wilgotnych Polski. W: M Ławrynowicz, U Warcholińska (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. Łódź, Łódzkie Towarzystwo Naukowe. 19: 20-22

Kuhar U, Germ M, Gaberščik A. 2010. Habitat characteristics of an alien species *Elodea canadensis* in Slovenian watercourses. Hydrobiologia 656: 205-212

Larson D. 2007. Non-indigenous freshwater plants. Patterns, processes and risk evaluation. Doctoral thesis, Department of Environmental Assessment. 15. Swedish Agricultural University. Acta Universitatis agriculturae Sueciae

Madsen JD, Sutherland JW, Bloomfield JA, Eichler LW, Boylen CW. 1991. The decline of native vegetation under dense Eurasian watermilfoil canopies. J Aquat Plant Manage 29: 94-99

Mjelde M, Bolpagni R, Lombardo P, Azzella MM. 2014. Aggressiveness of the non-native macrophyte *Elodea canadensis* is closely associated with local environmental factors in European lakes. W: 8th Shallow lakes conference (12-17 October, Antalya, Turkey), E-book of abstracts: 124

Mjelde M, Lombardo P, Berge D, Johansen SW. 2012. Mass invasion of *Elodea canadensis* Michx. in a clear-water, species-rich Norwegian lake—impact on macrophyte biodiversity. Ann Limnol Int J Lim 48: 225-240

Pokorný J, Kvet J, Ondok JP, Toul Z, Ostrý I. 1984. Production—ecological analysis of a plant community dominated by *Elodea canadensis* Michx. Aquat Bot 19: 263-292

Rejewski M. 1984. Biomass and production of macrophytes in the lakes of Laski region in Tuchola Forests. Acta Universitatis Nicolai Copernici 57: 97-119

Riis T, Olesen B, Clayton JS, Lambertini C, Brix H, Sorrell BK. 2012. Growth and morphology in relation to temperature and light availability during the establishment of three invasive aquatic plant species. Aquat Bot 102: 56-64

Sand-Jensen K. 2000. An introduced vascular plant – the Canadian waterweed (*Elodea canadensis*). W: I. Weidema (red.) Introduced species in the Nordic countries. NordTema 2000 13: 96-100

Schulz R, Dibble E. 2012. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. Hydrobiologia 684: 1-14

Simpson DA. 1984. A short history of the introduction and spread of *Elodea* Michx in the British Isles. Watsonia 17: 121-132

Simpson DA. 1990. Displacement of *Elodea canadensis* Michx by *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John in the British Isles. Watsonia 18: 173-177

Szoszkiewicz K, Zbierska J, Jusik S, Zgoła T. 2010. Makrofitowa Metoda Oceny Rzek: Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań. s. 62

Thiébaut, G. 2005. Does competition for phosphate supply explain the invasion pattern of *Elodea* species? Water Research 39: 3385-3393

Thiebaut G, Rolland T, Robach F, Tremolieres M, Muller S. 1997. Some consequences of the introduction of two macrophyte species, *Elodea canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* St. John, in continental aquatic ecosystems: example of the Alsace plain and the northern Vosges (North-East France). Bulletin Français de la Peche et de la Pisciculture 344/345: 441-452

Zehnsdorf A, Hussner A, Eismann F, Rönicke H, Melzer A. 2015. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. Limnologica 51: 110-117

Zientek H 2008. Rośliny w oczkach wodnych. ss. 75-76. Medical Tribune Polska Sp. z o.o., Warszawa

Zhang X, Odgaard R, Olesen B, Lauridsen TL, Liboriussen L, Sondergaard M, Liu Z, Jeppesen E. 2015. Warming shows differential effects on late-season growth and competitive capacity of *Elodea canadensis* and *Potamogeton crispus* in shallow lakes. Inland Waters 5: 421-432

Dane pochodzące z baz danych

CABI 2018. Datasheet *Elodea canadensis* (Canadian pondweed). (https://www.cabi.org/isc/datasheet/20759) Data dostępu: 2018-05-14

EPPO (European Plant Protection Organization). 2015. *Elodea canadensis* datasheet. (https://gd.eppo.int/taxon/ELDCA) Data dostępu: 2018-05-13

Josefsson M. 2011. NOBANIS – Invasive Species Fact Sheet – *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS (https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/e/elodea-nuttallii/elodea.pdf) Data dostępu: 2018-05-13

National Biodiversity Data Center. 2009. 2009 Nuttall's Waterweed. (http://invasives.biodiversityireland.ie/wp-content/uploads/Elodea-nuttallii-ID-Centre-.pdf) Data dostępu: 2018-05-13

Simpson D, Duenas M. 2011. GB Non-native Organism Risk Assessment for *Elodea nuttallii*. Food and Environment Research Agency, UK (www.nonnativespecies.org) Data dostępu: 2018-05-13

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Nowak T, Urbisz AI, Węgrzynek B, Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. (http://www.gdos.gov.pl/igo) Data dostępu: 2018-05-14

Dane niepublikowane

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie.

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Kolada A, Gąbka M. 2018. Obecny status inwazji *Elodea canadensis* – obserwacje własne

Autorzy karty:
Agnieszka Kolada[1], Maciej Gąbka*[2], Alina Urbisz[3]

* ekspert spoza zespołu wykonawców

[1] Zakład Ochrony Wód, Instytut Ochrony Środowiska, Państwowy Instytut Badawczy
[2] ekspert niezależny
[3] Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Agnieszka Kolada
2. Maciej Gąbka – ekspert spoza zespołu wykonawców
3. Alina Urbisz

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr hab.	Zakład Metod Oceny i Monitoringu Wód, Instytut Ochrony Środowiska, Państwowy Instytut Badawczy	25-01-2018
(2)	dr hab.	ekspert niezależny	10-05-2018
(3)	dr hab.	Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach	10-05-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Moczarka kanadyjska

nazwa łacińska: ***Elodea canadensis*** Michx.

nazwa angielska: Canadian waterweed

Fundusze Europejskie
Infrastruktura i Środowisko

Unia Europejska
Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

Obecnie obowiązująca i powszechnie akceptowana nazwa łacińska to *Elodea canadensis* Michx. (The Plant List 2013 – B). Historycznie klasyfikacja gatunku do rodzaju *Elodea* była niejednoznaczna i dopiero w latach 80-tych XX wieku Cook i Urmi-Konig (1985 – P) w ostatniej rewizji rodzaju, wyróżnili pięć gatunków moczarki, w tym *E. canadensis*.

Synonimy nazwy łacińskiej (Josefsson 2011, CABI 2018,– B): *Anacharis canadensis* (Michx.) Planch., *Anacharis alsinastrum* Bab., *Elodea ioensis* Wylie, *Elodea planchonii* Casp., *Elodea brandegeae* St. John, *Elodea latifilia* Caspa, *Udora canadensis* (Michx) Nutt.

Nazwa polska: moczarka kanadyjska (Mirek i in. 2002).

Nazwa angielska: Canadian waterweed; inne: Canadian elodea, American duckweed, common elodea, ditch weed, waterweed

nazwa polska (synonim I) –	nazwa polska (synonim II) –
nazwa łacińska (synonim I) *Anacharis canadensis*	nazwa łacińska (synonim II) *Elodea brandegeae*
nazwa angielska(synonim I) Canadian pond weed	nazwa angielska(synonim II) Waterweed

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:
–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

- [ ] rodzimy na obszarze Polski
- [ ] obcy, niewystępujący na obszarze Polski
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
- [x] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm04. Komentarz:

Moczarka kanadyjska to wodna roślina naczyniowa, jednoliścienna, z rodziny żabiściekowatych (Hydrocharitaceae), niekiedy hodowana w akwariach i stawach przydomowych. Pochodzi z Ameryki Północnej, w Europie pojawiła się w I połowie XIX wieku. Zawleczona i zadomowiona w większej części Europy, w Indiach i Australii, stała się typowym przykładem "zbiega" z ogrodów botanicznych. Pierwsze notowanie moczarki kanadyjskiej w Europie pochodzi z 1836 roku z Wielkiej Brytanii (Moore i More 1866, cytowanie za Simpson 1984 – P) i od tego czasu gatunek bardzo dynamicznie rozprzestrzenia się i rozwija populacje w wodach płynących i stojących w większości krajów europejskich. Obecnie gatunek ten jest jednym z najpowszechniejszych gatunków obcych w wodach europejskich (Hilt i Gross 2008, Hussner i in. 2010 – P), raportowany jest z 41 krajów Europy (Hussner 2012 – P).

Pierwsze doniesienie z terenu Polski o występowaniu *Elodea canadensis* datowane jest na 1866 i 1867 z rejonu dolnej Odry i Gdańska (Abromeit i in. 1898, cytowanie za Kucharski 1992, Tokarska-Guzik 2005 – P) w 1872 stwierdzony został w okolicach Krakowa (Raciborski za Gawłowska 1983 – P). Od tego czasu gatunek rozprzestrzenił się na terytorium w zasadzie całego kraju (z wyjątkiem obszarów górskich), zasiedlając wszystkie typy wód powierzchniowych (Zając i Zając 2001, Tokarska-Guzik 2005 – P). Od początku lat 50-tych XX wieku moczarka kanadyjska obserwowana jest jako stały komponent flory wodnej w Polsce (Kornaś i Medwecka-Kornaś 1957, Bernatowicz 1960, Rejewski 1984, Zając i Zając 2001,

Kłosowski 2006, Jabłońska i Kłosowski 2015, Zając i Zając 2015 – P) i obecnie uznawana jest za gatunek zadomowiony na terenie kraju.

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

- [x] środowisko przyrodnicze
- [ ] uprawy roślin
- [ ] hodowle zwierząt
- [ ] zdrowie ludzi
- [x] inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Moczarka kanadyjska jest gatunkiem wodnym (hydrofitem), występującym w naturalnych i sztucznych zbiornikach wodnych zarówno wód płynących, jak i stojących, t.j. jeziorach, stawach i starorzeczach, wyrobiskach, wolno i szybko płynących rzekach i kanałach. Występuje również w jeziorach przymorskich i zatokach morskich. Poprzez masowy rozwój może mieć wpływ na lokalne populacje roślin i zwierząt wodnych, chociaż zachowanie moczarki kanadyjskiej w wodach różnych obszarów Europy jest niejednorodne (Mjelde i in. 2014 – P). Podczas gdy w krajach tj. Niemcy, Francja czy Norwegia obserwowane jest wypieranie gatunków rodzimych flory wodnej przez masowy pojaw moczarki kanadyjskiej (Thiébaut 2005, Hilt i Gross 2008, Hussner 2012, Mjelde i in. 2012, Zehnsdorf i in. 2015 – P), w innych, np. we Włoszech czy Słowenii pozostaje nieagresywny, bez negatywnego wpływu na florę rodzimą (Greulich i Trémolieres 2006, Kuhar i in. 2010, Mjelde i in. 2014 – P). Podobnie nieagresywne zachowanie moczarki stwierdzono w jeziorach w Polsce (Kolada i Kutyła 2016 – P). W wodach wolno płynących natomiast, takich jak kanały czy rowy melioracyjne moczarka kanadyjska lokalnie może tworzyć masowe skupienia, co może stanowić realny problem i stwarzać konieczność stosowania prac utrzymaniowych. Przy masowym rozwoju może również stwarzać utrudnienia w rekreacyjnym użytkowaniu jezior i rzek, jak również obniżyć wartość estetyczną zbiorników wodnych. Może również wpływać na utrudnienia w gospodarce rybackiej na stawach rybnych poprzez masowy rozwój i wynikające stąd efekty wtórne, takie jak ograniczenie miejsca rozwoju czy przetlenienie wód.

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie)**, po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf02.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm06. Komentarz:

Moczarka kanadyjska jest gatunkiem rośliny wodnej. Gatunek rozprzestrzenia się przede wszystkim poprzez fragmenty pędów oraz turiony zimowe (pąki przetrwalne w postaci skróconych pędów z pąkiem wierzchołkowym, umożliwiające przetrwanie niskich temperatur) pasywnie przenoszone wraz z prądem wody wzdłuż cieków. Parametry hydrologiczne systemu rzecznego mają istotny wpływ na tempo rozprzestrzeniania się gatunku, w których łączność hydrologiczna sprzyja penetracji cieków (w tym dopływów i sąsiednich zbiorników), natomiast ekosystemy bardziej izolowane są mniej podatne na inwazję. Fragmenty roślin mogą być również lokalnie przenoszone przez zwierzęta wodne, ssaki, ryby i ptaki.

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf03.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm07. Komentarz:

Gatunek występuje w krajach sąsiadujących z Polską (Niemcy, Czechy, Słowacja) (Hussner 2012 – P, EPPO 2015, CABI 2018 – B). Propagule gatunku (fragmenty roślin) mogły (i mogą) zostać niezamierzenie zawleczone do Polski np. na jednostkach pływających i wraz ze sprzętem rybackim.

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf04.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm08. Komentarz:

Moczarka kanadyjska jest typowym przykładem "zbiega" z ogrodów botanicznych. Gatunek był i jest uprawiany w wielu ogrodach botanicznych w Europie, również w Polsce. Na przykład w Finlandii gatunek ten został celowo sprowadzony do Ogrodu Botanicznego Uniwersytetu w Helsinkach (Hintikka 1917 – P), skąd rozprzestrzenił się i został zawleczony na terytorium kraju przez ptaki i dalej spontanicznie z prądem wód. Moczarka jest również znaną oraz chętnie hodowaną rośliną akwariową (akwaria zimnowodne) i stosowaną do stawów przydomowych. Jest również dostępna w handlu, jednak raczej rzadko (często pozyskiwana z naturalnych stanowisk). Informacje pozyskane z ankietyzacji Arboretów i Ogrodów Botanicznych w Polsce wykazały prowadzenie uprawy lub obecność moczarki kanadyjskiej w dziewięciu z nich położonych w rozproszeniu na terenie w zasadzie całej Polski (Pracownicy ogrodów botanicznych ... 2018 – N). Najstarsze okazy pochodzą sprzed 1945 roku, ostatnie notowania z lat dwutysięcznych.

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

- [ ] niekorzystne
- [ ] umiarkowanie korzystne
- [x] optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm09. Komentarz:

Gatunek pochodzi z Ameryki Północnej, gdzie występuje od Alaski do Puerto Rico, a więc w stosunkowo szerokim zakresie warunków klimatycznych (CABI 2018 – B). Preferuje klimat umiarkowany ciepły lub kontynentalny, jakkolwiek gatunki moczarki znane są z dużej

zdolności adaptacji do szerokiego spektrum uwarunkowań klimatycznych (Greulich i Trémolieres 2006 – P, Josefsson 2011 – B, Riis i in. 2012, Zhang i in. 2015 – P). Zgodnie z mapą podobieństwa klimatycznego Polski w stosunku do całego świata, opracowaną metodą modelowania z wykorzystaniem odległości Mahalanobis'a, warunki klimatyczne w Polsce w 100% odpowiadają warunkom panującym na obszarze naturalnego występowania moczarki kanadyjskiej (CABI 2018 – B). Na podstawie przeglądu literatury można wnioskować, że panujące w Polsce warunki klimatyczne wahają się od umiarkowanie korzystnych do optymalnych dla moczarki kanadyjskiej. Prace Kolady i Kutyły (2016 – P) z terenu Polski wskazują na przesunięcie preferencji siedliskowych tego gatunku ku wodom o niższych temperaturach sezonowych wody i ostrzejszych warunkach klimatycznych niż powszechnie sądzono. Niektórzy autorzy również wskazują na jej przywiązanie do wód o niższych temperaturach niż siedliska innych gatunków moczarek, delikatnej *E. nuttallii* i rzęsłowatej *E. ernstiae* (*E. callitrichoides*, syn. *E. ernstiae*) (Greulich i Trémolieres 2006 – P), co może wskazywać na negatywne efekty ocieplenia klimatu na dalsze rozprzestrzenianie się i rozwój populacji gatunku i może do pewnego stopnia tłumaczyć zahamowanie inwazji gatunku, a nawet jego powolne wycofywanie się, raportowane z wielu krajów (Mjelde i in. 2012, Hussner 2012 – P).

a10. W Polsce występują **warunki siedliskowe**

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm10. Komentarz:

Moczarka kanadyjska uznawana jest za gatunek o szerokiej amplitudzie ekologicznej, występującej w wodach od mezo- do eutroficznych, słodkich jak i słonawych, płynących oraz stojących (Pokorny i in. 1984, Madsen i in. 1991, Thiébaut 2005, Kolada i Kutyła 2016, Cegłowska i in. 2017 – P). W Polsce zasiedla wszystkie typy wód nizinnych oraz w niższych partiach górskich. Występuje w wodach o odczynie od naturalnego do zasadowego, umiarkowane zmineralizowanych, generalnie przejrzystych, o znacznej przezroczystości (gatunek o stosunkowo wysokich wymaganiach świetlnych); wybiera stanowiska o wodach stojących lub o umiarkowanym ruchu, bez większych turbulencji czy ekspozycji na falowanie; preferuje podłoże o grubszym uziarnieniu, piaszczyste, piaszczysto żwirowe, bez znacznego udziału drobnych frakcji i mułów organicznych (Kolada i Kutyła 2016, Cegłowska i in. 2017 – P). W ostatnim dziesięcioleciu moczarkę kanadyjską w kraju najczęściej stwierdza się w nizinnych rzekach o szybkim nurcie, czystowodnych starorzeczach i stawach rybnych. Rzadziej występuje w jeziorach mezotroficznych i eutroficznych.

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

	bardzo mała
	mała
	średnia
	duża
X	bardzo duża

aconf07.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm11. Komentarz:

Dyspersja z pojedynczego źródła (Dane typu A): zdolność do dyspersji *Elodea canadensis* bez udziału człowieka jest bardzo duża: powyżej 50 km na rok.

Moczarka kanadyjska jest wodną rośliną dwupienną, rozmnażającą się przede wszystkim wegetatywnie poprzez fragmenty pędów. Rozmnażanie generatywne na obszarach pochodzenia gatunku (Ameryka Północna) obserwowane jest rzadko, w Europie występują jedynie osobniki żeńskie – rozmnażanie generatywne niemożliwe (CABI 2018 – B). Fragmenty pędów oraz turiony zimowe gatunku przenoszone są pasywnie wraz z prądem wody wzdłuż cieków. Transport wegetatywnych fragmentów roślin przez prądy wód rzek, łączność z kanałami w dolinach rzecznych oraz naturalna dynamika rzeki głównej (powódź) są podstawowymi czynnikami sprzyjającymi kolonizacji przez ten gatunek (Tokarska-Guzik i in. 2015 – B). Stąd wody płynące są zazwyczaj bardziej narażone na spontaniczną ekspansję niż jeziora, szczególnie te bardziej izolowane, położone na obrzeżach zlewni. Fragmenty roślin mogą być również lokalnie przenoszone przez zwierzęta wodne, ssaki, ryby i ptaki.

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

	mała
X	średnia
	duża

aconf08.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm12. Komentarz:

Udział człowieka w ekspansji gatunku ma charakter działania nieświadomego i przypadkowego, np. na skutek transportu fragmentów roślin przez jednostki pływające; prac remontowych portów, prac utrzymaniowych kanałów żeglugowych i innych cieków (obserwacje własne autorów). Częstym obserwowanym wektorem w skali lokalnej są również wędkarze i rybacy. Gatunek ten stosunkowo rzadko znajduje się w handlu, ekspansja tą drogą raczej ma charakter lokalny.

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

X	nie dotyczy
	mały
	średni
	duży

aconf09.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Gatunek rośliny wodnej, nie wykazuje takich oddziaływań jak drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

	mały
X	średni
	duży

aconf10.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm14. Komentarz:

Moczarka kanadyjska może tworzyć gęste, jednogatunkowe skupiska, często przerastające całą lub znaczną część kolumny wody. W sytuacjach masowego rozwoju negatywny wpływ moczarki na inne gatunki roślin wodnych poprzez konkurencję o światło i składniki pokarmowe może prowadzić do wypierania gatunków rodzimych i przyczyniać się do spadku różnorodności taksonomicznej roślinności wodnej. Jednakże w skali Polski, a także w innych krajach (CABI 2018 – B), masowy rozwój moczarki kanadyjskiej obserwowany jest przede wszystkim w małych ciekach, kanałach melioracyjnych oraz niewielkich stawach i oczkach wodnych. W większych zbiornikach masowy rozwój nie jest obserwowany, a moczarka kanadyjska ma tendencje to wbudowywania się w naturalne układy roślinne jako dodatkowy, nieagresywny element flory.

Moczarka kanadyjska jest gatunkiem pionierskim, szybko zasiedlającym nowe obszary, jednakże również szybko wypieranym przez inne, bardziej agresywne gatunki, np. spokrewnioną moczarkę delikatną. Moczarkę delikatną charakteryzuje wyższe tempo wzrostu i zdolność regeneracji z fragmentów pędów w porównaniu do moczarki kanadyjskiej, którą skutecznie wypiera (Barrat-Segretain i in. 2002 – P). Obecnie w wielu krajach Europy obserwowany jest regres moczarki kanadyjskiej oraz jej masowe zastępowanie przez inne gatunki obce, głównie moczarkę delikatną (Simpson 1990, Thiebaut i in. 1997, Barrat-Segretain 2001, Larson 2007 – P), rzadziej lagarosyfon wielki *Lagarosiphon major* (National Biodiversity Data Centre 2009 – B).

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pew

acomm15. Komentarz:

Moczarka kanadyjska jest wodną rośliną dwupienną, rozmnażającą się przede wszystkim wegetatywnie poprzez fragmenty pędów. Rozmnażanie generatywne na obszarach pochodzenia gatunku (Ameryka Północna) obserwowane jest rzadko, w Europie występują jedynie osobniki żeńskie – rozmnażanie generatywne niemożliwe (CABI 2018 – B). Ponadto, w Europie, także w Polsce, nie występują rodzime gatunki z rodzaju *Elodea*, z którymi moczarka kanadyjska mogłaby się krzyżować. Brak doniesień na temat możliwości krzyżowania się z gatunkami rodzimymi, chociaż dostępne są doniesienia o krzyżowaniu się *E. canadensis* z *E. nuttallii* (Josefsson 2011 – B).

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

Brak doniesień na temat patogenów lub pasożytów przenoszonych przez moczarkę kanadyjską.

a17. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

X	mały
	średni
	duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

W sytuacjach masowego rozwoju gatunku w zbiornikach wodnych może zachodzić silny wpływ zacieniający na inne gatunki roślin, ograniczenie lub zahamowanie cyrkulacji wód. Gwałtowne załamania populacji moczarki, obserwowane co kilka lat na przykład w Szwecji (Sand-Jensen 2000 – P) oraz związany z tym rozkład dużej ilości biomasy powoduje uwolnienie do środowiska znacznych ilości substancji biogennych i materii organicznej, wyczerpywanie tlenu oraz spadek odczynu wód, co sprzyja nasileniu procesu eutrofizacji. Jednakże ze względu na fakt, że masowe pojawy moczarki kanadyjskiej zdarzają się w małych zbiornikach i nie są obserwowane powszechnie, zagrożenie ze strony takich zjawisk jest niewielkie.

a18. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

	mały
X	średni
	duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

Moczarka kanadyjska jest gatunkiem trwale zadomowionym w kraju i w obecnej fazie ekspansji wpływ na zaburzenie czynników biotycznych gatunku jest średni. Gatunek ten szczególnie w rzekach nizinnych i płytkich zbiornikach wodnych tj. starorzecza i stawy rybne niekiedy tworzy gęste, jednogatunkowe zbiorowiska, często przerastające całą lub znaczną część kolumny wody, wypierając gatunki rodzime i przyczyniając się do spadku różnorodności taksonomicznej roślinności wodnej. Rzadko wykazywane jest negatywne oddziaływanie moczarki kanadyjskiej na populacje rodzimych gatunków roślin w warunkach jezior mezotroficznych. Moczarkę kanadyjską należy uznać za gatunek wpływający pozytywnie na populacje zwierząt wodnych, tj. ryby, zooplankton czy makrobezkręgowce bentosowe (przegląd zagadnienia w Simpson i Duenas 2011 – B, a także Erhard i in. 2007, Schulz i Dibble 2012 – P). Gatunek ten stanowi ważne schronienie dla makrozoobentosu w wodach płynących.

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:
Gatunek rośliny wodnej niepasożytniczej.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:
Gatunek zasiedla zbiorniki wodne – brak interakcji z uprawami roślin.

a21. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

	nie dotyczy
X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm21. Komentarz:
Gatunek zasiedla zbiorniki wodne – brak interakcji z uprawami roślin. W Europie stwierdzono wyłącznie osobniki żeńskie więc roślina rozmnaża się wyłącznie wegetatywnie przez niewielkie fragmenty ukorzenionych w węzłach pędów (Cook i Urmi-König 1985 – P) w związku z tym nie jest możliwe krzyżowanie z gatunkami spokrewnionymi. Dostępne są natomiast doniesienia o krzyżowaniu się *E. canadensis* z *E. nuttallii* (Josefsson 2011 – B).

a22. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:
Gatunek zasiedla zbiorniki wodne – brak interakcji z uprawami roślin. Lokalnie, w przypadku masowego pojawu moczarki w kanałach melioracyjnych, potencjalnie możliwy jest wpływ tego gatunku na stan pastwisk i łąk poprzez spowolnienie przepływu wody, a ostatecznie zatykanie kanałów nawadniających. Jednak prawdopodobieństwo wystąpienia zjawiska, jest dużo bardziej prawdopodobne w przypadku moczarki delikatnej *Elodea nuttallii* (gatunek w wyraźnej ekspansji) niż w przypadku m. kanadyjskiej (gatunek w zasadzie w odwrocie w całej Europie).

a23. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:
Brak doniesień o przenoszeniu szkodliwych dla roślin lub zwierząt patogenów i pasożytów przez moczarkę kanadyjską.

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:
Gatunek rośliny wodnej niepasożytniczej.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:
Gatunek nie ma właściwości, które mogłyby stanowić niebezpieczeństwo dla zwierząt podczas bezpośredniego kontaktu.

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26. Komentarz:
Rośliny nie są gospodarzami ani wektorami patogenów/pasożytów zwierząt.

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27. Komentarz:
Gatunek rośliny niepasożytniczej.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm28. Komentarz:
Moczarka kanadyjska jest gatunkiem rośliny wodnej bez właściwości mogących stanowić niebezpieczeństwo dla człowieka podczas bezpośredniego kontaktu.

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29. Komentarz:
Rośliny nie są gospodarzami ani wektorami patogenów/pasożytów ludzi.

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwy wpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm30. Komentarz:
Lokalnie w przypadku masowego rozwoju populacji moczarka kanadyjska negatywnie oddziałuje na obiekty wodne utrudniając ich użytkowanie, np. zatykanie rur, upośledzanie pracy silników łodzi, przerastanie podwodnych elementów budowli wodnych, zapór rzecznych, elektrowni etc. Wcześniej przytoczone przykłady są jednak rzadko obserwowane czy dokumentowane (obserwacje własne autorów). Gatunek może również zarastać rury służące do poboru wody do celów przemysłowych i gospodarczych, skutecznie ograniczając jej pobór (Sand-Jensen 2000 – P, Josefsson 2011 – B). Zjawisko takie zachodzi jednakże tylko na mniejszych zbiornikach wodnych (kanały, rowy melioracyjne, stawy rybne) i nie jest obserwowane powszechnie na większych akwenach, gdzie moczarka kanadyjska nie wykazuje agresywnego charakteru poprzez masowy rozwój.

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach protokołu *Harmonia*$^{+PL}$). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm31. Komentarz:

Masowy rozwój moczarki kanadyjskiej np. rzekach może utrudniać pobór wód do zaopatrzenia ludności w wodę na cele spożywcze i inne potrzeby oraz wpływać negatywnie na infrastrukturę związaną z ujmowaniem tej wody i funkcjonowaniem urządzeń piętrzących. Przy masowym rozwoju tego gatunku np. w stawach rybnych (hodowlanych) ogranicza prowadzenie gospodarki rybackiej. W rzekach pełniących funkcje przeciwpowodziowe i melioracyjne istnieją konieczność usuwania gatunku w związku z intensywnym zarastaniem i wypłycaniem koryta (obserwacje własne autorów).

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
X	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm32. Komentarz:

Rozwój gatunku w wodach, w przypadku pojawu niemasowego lub w początkowej fazie inwazji na stanowisku, może przyczynić się do poprawy jakości wód, podobnie jak dzieje się to w przypadku zasiedlenia zbiornika przez inne/rodzime gatunki makrofitów (pobór substancji biogennych z osadów, oddziaływanie allelopatyczne na sinice, konkurencja z fitoplanktonem, stabilizacja stanu przejrzystowodnego zdominowanego przez makrofity). Przy masowym rozwoju tego gatunku np. w stawach rybnych (hodowlanych) i rzekach pełniących funkcje przeciwpowodziowe i melioracyjne istnieje konieczność usuwania gatunku w związku z intensywnym zarastaniem i wypłycaniem koryta (obserwacje własne autorów).

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
X	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm33. Komentarz:

Masowy rozwój moczarki kanadyjskiej może utrudniać użytkowanie rekreacyjne cieków, tj. kajakarstwo, pływanie, żeglugę, korzystanie z łodzi motorowych, wędkarstwo. Zasadniczo może również podwyższać walory estetyczne zbiornika np. przy masowym kwitnieniu (ocena autorska).

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*$^{+PL}$ jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm34. Komentarz:

Obecne warunki klimatyczne w Polsce są zbliżone do tych panujących w regionie pochodzenia gatunku (Ameryka Północna) oraz optymalne dla jego rozwoju (por. Sand-Jensen 2000 – P, Josefsson 2011 – B). W chwili obecnej brak barier geograficznych związanych z warunkami klimatycznymi; w kraju gatunek ten jednak stopniowo ustępuje z jezior mezo- eutroficznych niezależnie od warunków klimatycznych (Kolada i Gąbka 2018 – A).

a35. ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm35. Komentarz:

Obecne warunki klimatyczne w Polsce są zbliżone do tych panujących w regionie pochodzenia gatunku (Ameryka Północna) oraz optymalne dla jego rozwoju (np. Sand-Jensen 2000 – P, Josefsson 2011 – B). W chwili obecnej brak barier uniemożliwiających

gatunkowi przeżycie i rozmnażanie. Prognozowane zmiany klimatu nie wpłyną na zmianę tej sytuacji.

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm36. Komentarz:

Moczarka kanadyjska jest trwale zadomowiona w kraju i obecne warunki klimatyczne są zbliżone do tych panujących w regionie pochodzenia gatunku (Ameryka Północna) oraz optymalne dla jego rozwoju. W chwili obecnej brak barier geograficznych związanych z warunkami klimatycznymi. Obserwacje własne wskazują na niewielką tolerancję moczarki kanadyjskiej na wzrost temperatury np. w ekosystemach zmienionych termicznie (podgrzanych). Moczarka kanadyjska jest gatunkiem strefy umiarkowanej, a prognozowane zmiany klimatyczne, jakkolwiek mogą stymulować sukces inwazyjny, nie będą miały drastycznego wpływu na jej zachowanie (Kolada i Gąbka 2018 – A).

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

	znacznie spadnie
X	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm37. Komentarz:

Wyniki badań nad wpływem temperatury na wzrost i rozwój moczarki kanadyjskiej, raportowane przez różnych autorów, są niejednoznaczne. Badania Riis i in. (2012 – P) i Zhang i in. (2015 – P) wskazują na intensyfikację wzrostu moczarki pod wpływem podwyższonej temperatury, czym można tłumaczyć wyższą inwazyjność tego gatunku w wodach Niemiec i Francji oraz może sugerować wzrost sukcesu inwazyjnego moczarki kanadyjskiej wraz ze wzrostem temperatury na skutek globalnego ocieplenia (Zhang i in. 2015 – P). Z drugiej strony, we Francji moczarka znajdowana była w wodach o temperaturach niższych niż inne gatunki obce (Greulich i Trémolieres 2006 – P). Analizy Kolady i Kutyły (2016 – wskazywały na przesunięcie preferencji siedliskowych moczarki kanadyjskiej w kierur. jezior większych i głębszych, o dłuższym czasie retencji wód, niższej średniej sezonowej temperaturze oraz o lepszej jakości wód w porównaniu do jezior niezasiedlonych przez moczarkę. Obserwacje własne (Kolada i Gąbka 2018 – A) prowadzone na terenie jezior zmiennych termicznie (podgrzanych) wskazują na niewielką tolerancję moczarki kanadyjskiej na wzrost temperatury i niewielkie właściwości konkurencyjne z innymi roślinami wodnymi. Należy przypuszczać, że na skutek ocieplenia klimatu oraz wzrostu eutrofizacji moczarka raczej będzie się wycofywała z Europy, co już obserwujemy w jeziorach zachodniej Polski (Kolada i Gąbka 2018 – A).

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm38. Komentarz:

Brak wpływu na uprawy roślin – gatunek wodny, nie wchodzący w interakcje z roślinami uprawnymi.

a39. WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm39. Komentarz:

Przy masowym rozwoju moczarki kanadyjskiej w zbiornikach wodnych, roślina może mieć wpływ na hodowle ryb; powodować wzrost nakładów na utrzymanie stawów hodowlanych, jednak zjawisko to nie jest związane ze zmianami klimatycznymi i te nie powinny mieć wpływu na obecną sytuację.

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm40. Komentarz:

Masowy rozwój gatunku utrudnia rekreację, wpływa negatywnie na utrzymanie i użytkowanie urządzeń wodnych, etc. Brak natomiast bezpośredniego wpływu na zdrowie człowieka zarówno obecnie, jak i w przypadku globalnych zmian temperatury.

a41. WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

	znacznie spadnie
X	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm41. Komentarz:

Nie przewiduje się masowego rozwoju moczarki kanadyjskiej wraz ze wzrostem temperatury. Obecnie gatunek ten może (jednak w niewielkim stopniu) spowodować dodatkowe uciążliwości dla człowieka przy korzystaniu z wód. Masowy rozwój gatunku utrudnia rekreację, wpływa negatywnie na utrzymanie i użytkowanie urządzeń wodnych, etc (np. Sand-Jensen 2000 – P, Josefsson 2011 – B). W sytuacji obserwowanego obecnie w Europie wycofywania się gatunku można się spodziewać, że jego wpływ, jakkolwiek już teraz minimalny, może się zmniejszyć.

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	0,75	1,00
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,20	1,00
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,00	1,00
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,00	1,00
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,00	1,00
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	0,50	1,00
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	0,92	1,00
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	0,50	1,00
Ocena całkowita	0,46	
Kategoria stopnia inwazyjności	mało inwazyjny gatunek obcy	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena *Gatunku* może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

acomm42. Komentarz:

–

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Barrat-Segretain MH. 2001. Invasive species in the Rhone River floodplain (France): replacement of *Elodea canadensis* Michaux by *E. nuttallii* St. John in two former river channels. Arch Hydrobiol 152: 237-251

Barrat-Segretain MH, Elger A, Sagnes P, Puijalon S. 2002. Comparison of three life-hostory traits of invasive *Elodea canadensis* Michx and *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John. Aquatic Botany 74: 299-313

Bernatowicz S. 1960. Charakterystyka jezior na podstawie roślin naczyniowych. Roczniki Nauk Rolniczych 77: 79-99

Cegłowska A., Jusik S., Samecka-Cymerman A, Klink A, Szoszkiewicz K. 2017. Habitat requirements of *Elodea canadensis* Michx. in Polish rivers. Oceanological and Hydrobiological Studies 46: 363-378

Cook CDK, Urmi-König K. 1985. Range extension of aquatic vascular plant species. Journal of Aquatic Plant Management 23: 1-6

Erhard D, Pohnert G, Gross EM. 2007. Chemical defense in *Elodea nuttallii* reduces feeding and growth of aquatic herbivorous Lepidoptera. Journal of Chemical Ecology 33: 1646-1663

Gawłowska J. 1983. Marian Raciborski pionier idei ochrony przyrody w Polsce. Ochrona Przyrody w Polsce. Liga Ochrony Przyrody.

Greulich S, Trémolieres M. 2006. Present distribution of the genus *Elodea* in the Alsatian Upper Rhine floodplain (France) with a special focus on the expansion of *Elodea nuttallii* St. John during recent decades. Hydrobiologia 570: 249-255

Hilt S, Gross EM. 2008. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow eutrophic lakes? Basic and Applied Ecology 9: 422-432

Hintikka TJ. 1917. Kanadalaisesta vesirutosta ja sen levenemisestä Euroopassa, eritoten Suomessa. Luonnon Ystävä 21: 79-90

Hussner A. 2012. Alien aquatic plant species in European countries. Weed Research 52: 297-306.

Jabłońska E, Kłosowski S. 2015. Ecology of rare water plant communities in lakes of north-eastern Poland. Acta Soc Bot Pol 81(1): 3-9.

Kłosowski S. 2006. The relationships between environmental factors and the submerged *Potametea* associations in lakes of north-eastern Poland. Hydrobiologia 560: 15-29

Kolada A, Kutyła S. 2016. *Elodea canadensis* (Michx.) in Polish lakes: a non-aggressive addition to native flora. Biological Invasions 18: 3251-3264.

Kornaś J, Medwecka-Kornaś A. 1957. Zapiski florystyczne z Sądecczyzny. Fragm Flor et Geobot 3: 3-9.

Kucharski L. 1992. Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w wodach i na siedliskach wilgotnych Polski. W: M Ławrynowicz, U Warcholińska (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. Łódź, Łódzkie Towarzystwo Naukowe. 19: 20-22.

Kuhar U, Germ M, Gaberščik A. 2010. Habitat characteristics of an alien species *Elodea canadensis* in Slovenian watercourses. Hydrobiologia 656: 205-212.

Larson D. 2007. Non-indigenous freshwater plants. Patterns, processes and risk evaluation. Doctoral thesis, Department of Environmental Assessment. 15. Swedish Agricultural University. Acta Universitatis agriculturae Sueciae

Madsen JD, Sutherland JW, Bloomfield JA, Eichler LW, Boylen CW. 1991. The decline of native vegetation under dense Eurasian watermilfoil canopies. J Aquat Plant Manage 29: 94-99.

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W: Mirek Z. (ed.) Biodiversity of Poland, 1, 442 pp. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków

Mjelde M, Bolpagni R, Lombardo P, Azzella MM. 2014. Aggressiveness of the non-native macrophyte *Elodea canadensis* is closely associated with local environmental factors in European lakes. W: 8th Shallow lakes conference (12-17 October, Antalya, Turkey), E-book of abstracts: 124.

Mjelde M, Lombardo P, Berge D, Johansen SW. 2012. Mass invasion of *Elodea canadensis* Michx. in a large, clear-water, species-rich Norwegian lake—impact on macrophyte biodiversity. Ann Limnol Int J Lim 48: 225-240.

Pokorný J, Kvet J, Ondok JP, Toul Z, Ostrý I. 1984. Production—ecological analysis of a plant community dominated by *Elodea canadensis* Michx. Aquat Bot 19: 263-292.

Rejewski M. 1984. Biomass and production of macrophytes in the lakes of Laski region in Tuchola Forests. Acta Universitatis Nicolai Copernici 57: 97-119.

Riis T, Olesen B, Clayton JS, Lambertini C, Brix H, Sorrell BK. 2012. Growth and morphology in relation to temperature and light availability during the establishment of three invasive aquatic plant species. Aquat Bot 102: 56-64.

Sand-Jensen K. 2000. An introduced vascular plant – the Canadian waterweed (*Elodea canadensis*). W: I Weidema (red.) Introduced species in the Nordic countries. NordTema 2000 13: 96-100.

Schulz R, Dibble E. 2012. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. Hydrobiologia 684: 1-14.

Simpson DA. 1984. A short history of the introduction and spread of *Elodea* Michx in the British Isles. Watsonia 17: 121-132.

Simpson DA. 1990. Displacement of *Elodea canadensis* Michx by *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John in the British Isles. Watsonia 18: 173-177.

Thiébaut, G. (2005). Does competition for phosphate supply explain the invasion pattern of *Elodea* species? Water Research 39(14): 3385-3393

Thiébaut G, Rolland T, Robach F, Tremolieres M, Muller S. 1997. Some consequences of the introduction of two macrophyte species, *Elodea canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* St. John, in continental aquatic ecosystems: example of the Alsace plain and the northern Vosges (North-East France). Bulletin Français de la Peche et de la Pisciculture 344/345: 441-452.

Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. Prace naukowe Uniw. Śląskiego w Katowicach.

Zając A, Zając M. (red.). 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. xii+714 s. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki UJ, Kraków

Zając A, Zając M. (red.). 2015. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. 304 s. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zehnsdorf A, Hussner A, Eismann F, Rönicke H, Melzer A. 2015. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. Limnologica 51: 110-117.

Zhang X, Odgaard R, Olesen B, Lauridsen TL, Liboriussen L, Sondergaard M, Liu Z, Jeppesen E. 2015. Warming shows differential effects on late-season growth and competitive capacity of *Elodea canadensis* and *Potamogeton crispus* in shallow lakes. Inland Waters 5: 421-432.

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

CABI 2018. Datasheet *Elodea canadensis* (Canadian pondweed). (https://www.cabi.org/isc/datasheet/20759) Data dostępu: 2018-05-14.

EPPO (European Plant Protection Organization). 2015. *Elodea canadensis* datasheet. (https://gd.eppo.int/taxon/ELDCA) Data dostępu: 2018-05-13.

Josefsson M. 2011. NOBANIS – Invasive Species Fact Sheet – *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS (https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/e/elodea-nuttallii/elodea.pdf) Data dostępu: 2018-05-13.

National Biodiversity Data Center. 2009. Nuttall's Waterweed. (http://invasives.biodiversityireland.ie/wp-content/uploads/Elodea-nuttallii-ID-Centre-.pdf) Data dostępu: 2018-05-13.

Simpson D, Duenas M. 2011. GB Non-native Organism Risk Assessment for *Elodea nuttallii*. Food and Environment Research Agency, UK (www.nonnativespecies.org) Data dostępu: 2018-05-13.

The Plant List 2013. Version 1.1 (http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/kew-2741774) Data dostępu: 2018-01-27

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Nowak T, Urbisz AI, Węgrzynek B, Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. (http://www.gdos.gov.pl/igo) Data dostępu: 2018-05-14.

3. Dane niepublikowane (N)

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów. 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie.

4. Inne (I)

–

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Kolada A, Gąbka M. 2018. Obecny status inwazji *Elodea canadensis* – obserwacje własne

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Niecierpek gruczołowaty

2) nazwa łacińska: ***Impatiens glandulifera*** Royle

3) nazwa angielska: Himalayan balsam

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: Niecierpek himalajski
Niecierpek Roylego

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Impatiens roylei*
Balsamina glandulifera

c) synonimy nazwy angielskiej: Policeman's Helmet
Bobby tops

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Balsaminaceae

7) pochodzenie (region):
Himalaje Zachodnie

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: | X | w środowisku przyrodniczym | X | w uprawie i hodowli |

Fundusze Europejskie
Infrastruktura i Środowisko

Unia Europejska
Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

4) sposób rozmnażania się

Niecierpek gruczołowaty rozmnaża się wyłącznie przez nasiona. Pylniki zrośnięte w czapeczkę nad rozwijającym się słupkiem, w większości wypadków zapobiegają samozapyleniu. Niecierpek gruczołowaty jest rośliną samozgodną, co oznacza, że nasiona mogą powstawać w wyniku przeniesienia pyłku z jednego kwiatu na inny w obrębie tej samej rośliny. Nasiona są wyrzucane z pękających torebek na odległość do 5 (według niektórych źródeł do 6) m, te które wpadną do rzek lub strumieni są przenoszone z materiałem wleczonym po dnie na znaczne odległości. Nasiona znoszą przechowywanie na sucho, w glebie zachowują zdolność do kiełkowania przez co najmniej 18 miesięcy, choć większość kiełkuje na wiosnę następnego roku. Zalanie, np. w wyniku powodzi, może spowodować u niewielkiego odsetka nasion wejście w spoczynek wtórny.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: uprawa ze względu na walory dekoracyjne i miododajność;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: zawlekanie z odpadami z ogrodów na składowiska odpadów, w tym także nielegalne na brzegach wód;
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): w sąsiedztwie istniejących populacji – na drodze autochorii – wyrzucania nasion na odległość kilku metrów, transport nasion z wodami rzek i strumieni, przenoszenie przez zwierzęta na sierści, upierzeniu, rzadziej w przewodach pokarmowych bądź też w efekcie gromadzenia nasion, jako zapasu pokarmu;
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): przenoszenie nasion z odpadami z ogrodów, z transportem towarów, a zwłaszcza ziemi zawierającej nasiona, np. podczas prac związanych z regulacją cieków, umacnianiem ich brzegów czy budową wałów przeciwpowodziowych. Możliwe jest nieświadome zawlekanie gatunku z płodami rolnymi, na pojazdach wodnych i lądowych.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Niecierpek gruczołowaty jest obecnie w Polsce szeroko rozprzestrzeniony, występuje we wszystkich województwach, jakkolwiek rozmieszczenie jego stanowisk nie jest równomierne. Zdecydowanie częściej spotyka się go w południowej, niż w północnej części kraju. Dane umieszczone na mapie nie w pełni odzwierciedlają sytuację gatunki w kraju - z jednej strony ilustrują duże nagromadzenie stanowisk, np. w rejonie Wigierskiego Parku Narodowego, wynikające z prowadzenia intensywnych badań nad gatunkami inwazyjnymi, z drugiej strony - brak stanowisk w niektórych regionach kraju może, przynajmniej częściowo, wynikać z braku odpowiedniego rozpoznania sytuacji na ich terenie. Porównanie liczby stanowisk gatunku z roku 2005, z obecnie znanymi wskazuje na znaczy wzrost ich liczby. Należy zatem przypuszczać, że inwazja niecierpka gruczołowatego będzie dalej postępować.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

opis:
Na podstawie studiów, w których porównywano sytuację gatunku na przestrzeni kilkudziesięciu lat, przeprowadzonych dla polskiej części Karpat i ich przedpola, można stwierdzić, że w ostatnich latach niecierpek gruczołowaty wykazywał duże tempo zajmowania nowych stanowisk i zwiększania zajmowanego areału. Do podobnych wniosków można dojść, analizując obecną sytuację tego gatunku na obszarach niezajętych lub zajętych tylko w niewielkim stopniu w drugiej połowie XX w., do których należy Polska północno-wschodnia, czy też obszar Pomorza Zachodniego. Ogólnie ocenia się, że w ciągu ostatnich 20 lat liczba zajętych dotychczas stanowisk lub/i powierzchni zwartego zasięgu populacji lub/i liczebności populacji lub/i stwierdzeń osobników zwiększyła co najmniej o 1/3.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Niecierpek gruczołowaty kolonizuje odsłonięte brzegi cieków, niezależnie od uziarnienia materiału glebowego, wkracza do szuwarów (np. z dominacją trzciny *Phragmites australis* lub manny mielec *Glyceria maxima*) oraz ziołorośli okrajkowych, a także na kamieńce nadrzeczne. Pojawia się również w podmokłych łęgach olszowych, łęgach wierzbowo-topolowych i zaroślach wierzbowych, a także w buczynach, zniekształconych grądach i młodych nasadzeniach różnych gatunków drzew. Ostatnio w Sudetach zaobserwowano go w zbiorowiskach towarzyszącym młakom. Niecierpek gruczołowaty rośnie również na wilgotnych siedliskach ruderalnych oraz rzadko jako chwast w uprawach rolnych.

9) charakterystyka gatunku

Roślina roczna, 1-3 m wysoka, naga. Łodyga zgrubiała w węzłach, często brunatnoczerwono nabiegła, dęta, górą rozgałęziona; z dolnych węzłów często wyrastają czerwonawe korzenie przybyszowe. Liście ustawione naprzeciwległe lub po 3 w okółkach, lancetowate do eliptycznych, 5-18 cm długie i 2,5–7 cm szerokie. Brzeg liścia ostro piłkowany, u nasady gruczołowato, z 18-50 ząbkami z każdej strony. Ogonek liściowy 3–3,5 cm długi. Kwitnienie najczęściej rozpoczyna się już w lipcu i może trwać nawet do października. Kwiaty grzbieciste, najczęściej różowe lub purpurowe, rzadziej białe, do 4 cm długie, zebrane po kilka-kilkanaście w skrócone grona. Dolna, workowato wykształcona działka kielicha nagle zwęża się w zgiętą u nasady, krótką ostrogę, dwie pozostałe są drobne, zielone lub w kolorze płatków. Płatków 5, górny silnie wysklepiony, boczne zrośnięte parami, tworzą dolną wargę – miejsce lądowania zapylaczy, głównie trzmieli i pszczół miodnych. Pręcików 5, zrośniętych nad słupkiem w czapeczkę, opadających po wysypaniu się pyłku i odsłaniających znamię słupka. Owocem jest maczugowata torebka, do 3,5 cm długa, zawierająca do 16 czarnych okrągławych nasion, pękająca pięcioma odwijającymi się klapami i wyrzucająca nasiona na odległość do 5 m – cecha ta, obok szybkiego wzrostu w pierwszych etapach rozwoju, należy do zasadniczych właściwości gatunku ułatwiających mu inwazję na siedliskach wilgotnych – brzegach cieków i zbiorników wodnych.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

Niecierpek gruczołowaty w zachodnich Himalajach jest składnikiem wysokogórskich łąk i ziołorośli, rośnie też na kamieńcach nadrzecznych i w wilgotnych lasach liściastych na wysokości 1800 do 4000 m n.p.m. Zajmuje tam również siedliska stworzone przez człowieka: rowy przydrożne, obrzeża pól uprawnych, siedliska ruderalne na obszarach zabudowanych i na wysypiskach śmieci. Często towarzyszą mu inne gatunki niecierpków (*I. sulcata*, *I. scabrida*) oraz przedstawiciele rodzajów szczaw *Rumex* spp. i rdest *Polygonum* spp.

11) zastosowanie gospodarcze

Niecierpek gruczołowaty został sprowadzony do Europy ze względu na swe walory dekoracyjne i miododajność. W Polsce jest on szeroko rozpowszechniony w uprawie, choć w niektórych rejonach w ostatnich dziesięcioleciach „wyszedł z mody", jako roślina ozdobna. Jest natomiast wciąż wykorzystywany przez środowisko pszczelarskie, jako cenna roślina nektaro- i pyłkodajna. Wyniki najnowszych badań wskazują na możliwość wykorzystania wyizolowanych z niecierpka gruczołowatego substancji w dietetyce i medycynie, jako przeciwutleniaczy i substancji bakteriobójczych.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): Około 1890 r.

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Niecierpek gruczołowaty został wprowadzony do Polski jako roślina ozdobna i miododajna pod koniec XIX wieku. Pierwsze stwierdzenia gatunku poza uprawą, na obszarze Polski w obecnych granicach, pochodzą z terenu Dolnego Śląska, z roku 1890. Kolejne stanowiska, do połowy XX w., również pojawiały się głównie w południowo-zachodniej części kraju. W drugiej połowie XX w., kiedy niecierpek gruczołowaty stał się popularną rośliną miododajną oraz elementem ogródków przydomowych, jego stanowisk zaczęło szybko przybywać – najwięcej w części południowej, a w rozproszeniu także w innych regionach kraju. Najmniej stanowisk znanych było z północno wschodniej Polski, jednak obszar ten zaczął być szybko kolonizowany przez gatunek po 2000 r. Poza uprawę niecierpek gruczołowaty łatwo się wydostał w drodze autochorii – rozrzucania nasion podczas gwałtownego pękania owoców. Do środowiska przyrodniczego przedostał się także razem z zawierającymi jego nasiona odpadami z ogrodów, zwłaszcza, jeśli odpady te trafiały na obrzeża wód.

Zasiedlenie brzegów rzek i strumieni zapewniło niecierpkowi gruczołowatemu możliwość transportu nasion z materiałem wleczonym po dnie cieków, a tym samym efektywne rozprzestrzenianie na znaczne odległości. Celowe wprowadzanie niecierpka gruczołowatego, jako rośliny ozdobnej i miododajnej miało decydujące znaczenie dla jego rozprzestrzenienia.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

| X | tak | | nie | | nie dotyczy |

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,75

kategoria: średnio inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,53

kategoria: nie zmieni się

opis:
Na podstawie prognoz dotyczących zmian klimatu i reżimu hydrologicznego trudno wyciągać jednoznaczne wnioski na temat ich wpływu na inwazyjność niecierpka gruczołowatego, związanego jak dotąd z wilgotnymi siedliskami, położonymi najczęściej w pobliżu cieków i zbiorników wodnych. Prognozowane zmiany obejmują wzrost opadów w sezonie wegetacyjnym w pasie nadmorskim (co może oznaczać korzystniejsze warunki do ekspansji niecierpka), a jednocześnie zmniejszenie ilości opadów na pozostałym obszarze kraju (gdzie populacje niecierpka mogą się zmniejszać w wyniku suszy). Ponadto opady w sezonie zimowym mają być wyższe, z większym niż dotychczas udziałem opadów deszczu (efekt dla populacji niecierpka zależny od długotrwałości podtopień). Dłuższe okresy suche będą przerywane częstszymi niż dotąd opadami nawalnymi i gwałtownymi wezbraniami rzek, mogącymi niszczyć już istniejące populacje, ale także powodować przenoszenie nasion na duże odległości. Ocieplenie klimatu może przyczynić się do wnikania niecierpka gruczołowatego w wyższe niż dotąd położenia górskie.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,75

kategoria: duży

opis:
W warunkach Polski, jak też innych europejskich krajów, niecierpek gruczołowaty najczęściej kolonizuje siedliska związane z brzegami wód. W miejscach tych konkuruje z innymi roślinami o zasoby siedliskowe m.in. poprzez szybki i synchroniczny wzrost siewek. Ponadto substancje wydzielane do gleby przez korzenie, bądź też dostające się do niej w wyniku rozkładu biomasy niecierpka gruczołowatego, mogą hamować kiełkowanie innych gatunków roślin. Na podłoże glebowe gatunek ten może też wpływać poprzez zwiększanie jego wilgotności i obniżanie temperatury. Zmienia też skład i funkcjonowanie glebowej bioty bakterii i grzybów, w tym mikoryzowych. Ponadto, poprzez ograniczanie rozwoju roślin wieloletnich powoduje zwiększone prawdopodobieństwo wystąpienia erozji zajmowanych brzegów.

Produkując bogaty w cukry nektar staje się bardziej atrakcyjny dla owadów zapylających, niż rodzime gatunki roślin, co prowadzi do obniżenia efektywności wytwarzania nasion przez te gatunki. Duże ilości biomasy produkowanej przez niecierpka gruczołowatego mogą powodować tarasowanie koryt rzecznych, co z kolei może być przyczyną lokalnych podtopień. Poprzez dużą produkcję biomasy gatunek oddziałuje też niekorzystnie na owady wymagające otwartego lustra wody oraz pogarsza jakość dna, jako miejsca tarła ryb. W płatach roślinności z udziałem tego gatunku, zajmujących duże powierzchnie, obserwuje się ubożenie składu i zmiany w liczebności fauny bezkręgowców glebowych i naziemnych. Wykazano także pogłębiający się z roku na rok ujemny wpływ gatunku na skład roślinności i glebowy bank nasion.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

- 6430 – Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne;
- 3220 – Pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków;
- 6410 – Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe;
- 7110 – Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe);
- 7140 – Torfowiska przejściowe i trzęsawiska;
- 7210 – Torfowiska nakredowe;
- 7230 – Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk;
- 91D0 – Bory i lasy bagienne;
- 91E0 – Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe.

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

Ze względu na zajmowanie zbiorowisk roślinnych przewodnich dla ww. siedlisk przyrodniczych niecierpek gruczołowaty stanowi potencjalnie (bezpośrednie lub pośrednie) zagrożenie dla następujących chronionych i zagrożonych gatunków roślin:

- fiołek torfowy *Viola epipsilo* – gatunek zagrożony wygięciem EN, objęty ochroną ścisłą;
- wyblin jednolistny *Malaxis monophyllos* – gatunek narażony na wygięcie VU, objęty ochroną ścisłą;
- krusczyk błotny *Epipactis palustris* – gatunek najmniejszej troski NT, objęty ochroną ścisłą;
- kukułka bałtycka *Dactylorhiza baltica* – gatunek narażony na wygięcie VU, objęty ochroną ścisłą;
- kukułka Ruthego *Dactylorhiza ruthei* – gatunek zagrożony wygięciem EN, objęty ochroną ścisłą;
- kukułka szerokolistna *Dactylorhiza majalis* – gatunek najmniejszej troski NT, objęty ochroną ścisłą;
- lipiennik Loesela *Liparis loeselii* – gatunek narażony na wygięcie VU, objęty ochroną ścisłą.

Ponadto gatunek stanowi bezpośrednie zagrożenie dla trzmieli (rodzaj *Bombus*) objętych częściową ochroną gatunkową, ponieważ jego pułapkowe kwiaty osłabiają kondycję trzmieli.

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,50

kategoria: średni

opis:
Niecierpek gruczołowaty jest chętnie wysiewany przez właścicieli pasiek z powodu wysokiej produkcji pyłku i bogatego w cukry nektaru. Jednak obecność jego dużych populacji, może spowodować odciąganie zapylaczy i osłabienie plonowania roślin uprawnych, znajdujących się w sąsiedztwie i kwitnących w tym samym czasie co niecierpek. Dotychczas gatunek był sporadycznie notowany jako chwast w uprawach rolnych, masowo może pojawiać się na nieużytkowanych łąkach i pastwiskach. Nie utrudnia jednak przywracania ich wykorzystania – może być spasany przez zwierzęta roślinożerne bez ujemnych skutków. Nad wodami płynącymi może powodować erozję brzegów, a sporadycznie tarasowanie koryt rzecznych i uszkadzanie, a nawet przerwanie grobli. Niecierpek gruczołowaty jest gospodarzem mszycy *Aphis fabae*, przenoszącej wirusa mozaiki ogórka. Ponieważ mszyca ta atakuje wiele gatunków roślin, to rola niecierpka w rozprzestrzenieniu wirusa nie jest decydująca.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,25

kategoria: mały

opis:
W dotychczas opublikowanych opracowaniach brak informacji o posiadaniu przez niecierpka gruczołowatego właściwości zagrażających zdrowiu ludzi. Istnieje jednak możliwość wywoływania alergii oddechowych u pewnej części społeczeństwa, bowiem roślina ta produkuje stosunkowo duże ilości pyłku. Problem zagrożenia zdrowia ludzi przez alergenne oddziaływanie niecierpka gruczołowatego wymaga ostatecznego rozstrzygnięcia przez podjęcie badań w tym zakresie.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,25

kategoria: umiarkowanie negatywny

opis:
Niecierpek gruczołowaty wywiera umiarkowanie negatywny wpływ na usługi ekosystemowe. Ocena ta wynika zarówno z negatywnych, jak i pozytywnych wartości gatunku. Do negatywnych należą: oddziaływanie na obniżenie różnorodności gatunkowej zbiorowisk roślinnych (poprzez konkurencję), możliwość obniżenia plonowania roślin uprawnych (poprzez odciąganie od nich zapylaczy), możliwość osłabienia wzrostu niektórych gatunków drzew (poprzez negatywny wpływ na mikoryzę), narażanie na erozję brzegów wód (poprzez uniemożliwianie powstania trwałej pokrywy roślinnej), zmianę właściwości fizyko-chemicznych i biologicznych gleby (poprzez tworzenie monokultur), obniżanie wartości rekreacyjnej terenu (poprzez ograniczanie dostępu do brzegów rzek lub terenów turystycznych). Do pozytywnych wartości należą: dostarczanie pszczołom miodnym bogatego w cukry nektaru oraz walory estetyczne – kwiaty o dużych walorach dekoracyjnych.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Dotychczas w Europie zwalczanie niecierpka gruczołowatego podejmowano m.in. w Wielkiej Brytanii, Niemczech, w Czechach czy Szwajcarii, głównie z wykorzystaniem metod mechanicznych i chemicznych. W Wielkiej Brytanii w 2014 roku uwolniono do środowiska pasożytującą na niecierpku gruczołowatym rdzę *Puccinia komarowii* var. *glanduliferae*. W Polsce działania ograniczające populacje gatunku podejmowano w parkach krajobrazowych – np. w Zespole Nadmorskich Parków Krajobrazowych oraz w rejonie lub w samych parkach narodowych – Biebrzańskim, Kampinoskim, Karkonoskim i Wigierskim. Przy czym w ostatnim z wymienionych parków działania przeprowadzono na największą skalę w ramach projektu finansowanego ze środków Life. Zwalczanie realizowano bez użycia środków chemicznych – wyrywając rośliny kilka razy w roku, a w miejscach gdzie wyrywanie mogło naruszyć spójność gleby i doprowadzić do erozji, stosowano koszenie. Zabiegi przeprowadzano w różnych stadiach rozwojowych roślin, przed okresem zakwitania osobników gatunku i zawiązywania przez nie owoców. Wyrwane okazy lub ścięte części roślin usuwano poza miejsca ich występowania. Pozyskiwaną w ten sposób biomasę utylizowano w specjalnie przygotowanych miejscach kompostowania, zaopatrzonych w betonowe płyty. Uzyskane efekty są bardzo zadowalające – dla przykładu w rejonie miejscowości Sobolewo udało się całkowicie zlikwidować populację niecierpka gruczołowatego w dolinie Czarnej Hańczy. W celu zapewnienia trwałości efektów przeprowadzonych działań, poprzez zabezpieczenie tego terenu przed ponownym napływem nasion, podjęto starania na rzecz eliminacji gatunku z miejsc znajdujących się powyżej odcinka, na którym wykonano zabiegi.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **W4** – gatunek wysokiego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (czarna lista)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Adamowski W, Bomanowska A, Kołaczkowska E, Michalska-Hejduk D, Kopeć D, Bednarek A. 2014. Gatunki jednoroczne. W: Otręba A, Michalska-Hejduk D. (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. s. 37-50. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

Anders I, Stagl J, Auer I, Pavlik D. 2014. Climate Change in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (red.). Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Beerling DJ, Perrins J. 1993. Biological flora of the British Isles. *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens Roylei* Walp.). Journal of Ecology 81: 367-382

Boedeltje G, Spanings T, Flik G, Pollux BJA, Sibbing FA, Verberk WCEP. 2015. Effects of seed traits on seed dispersal by fishes: the harder, the better. Freshwater Biology 60: 944-959

Bomanowska A, Adamowski W. 2016. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* Royle, W: Obidziński A., Kołaczkowska E., Otręba A. (red.). Metodyka zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. s. 16-24. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

Buszko J. 2015. Możliwość zwalczania roślin inwazyjnych przez owady. W: Krzysztofiak L, Krzysztofiak A. (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. s. 143-151. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda", Krzywe

Carlson ML, Lapina IV, Shephard M, Conn JS, Densmore R, Spencer P, Heys J, Riley J, Nielsen J. 2008. Invasiveness Ranking System for Non-Native Plants of Alaska. United States Department of Agriculture (https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/fsbdev2_037575.pdf) Data dostepu: 2018-01-26

Cawoy V, Jonard M, Mayer C, Jacquemart A-L. 2012. Do abundance and proximity of the alien *Impatiens glandulifera* affect pollination and reproductive success of two sympatric co-flowering native species? Journal of Pollination Ecology 10: 130-139

Celesti-Grapow L, Pretto F, Carli E, Blasi C. (red.). 2010 Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Universita La Sapienza, Roma

Chittka L, Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. Nature 411: 653

Clavell J, Izuzquiza Á. 2015. *Impatiens glandulifera* Royle (Balsaminaceae) en la provincia de Lleida. BVnPC 4: 51-54

Čuda J, Vitkova M, Albrechtova M, Guo W-Y, Barney JN, Pyšek P. 2017. Invasive herb *Impatiens glandulifera* has minimal impact on multiple components of temperate forest ecosystem function. Biological Invasions 19: 3051-3066

Dajdok Z, Anioł-Kwiatkowska J, Kącki Z. 2003. Distribution of *Impatiens glandulifera* along the Odra river. W: Zając A, Zając M, Zemanek Z. (red.). Phytogeographical problems of synanthropic plants. s. 125-130. Institute of Botany, Jagiellonian University, Kraków

Dajdok Z. 2009. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera*. W: Dajdok Z, Pawlaczyk P. (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin

Gaggini L, Rusterholz H-P, Baur B. 2017. The invasive plant *Impatiens glandulifera* affects soil fungal diversity and the bacterial community in forests. Applied Soil Ecology https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.021 Applied Soil Ecology (https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.021) Data dostepu: 2018-01-26

Greenwood P, Kuhn NJ. 2014. Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. Journal of Soils and Sediments 14: 637-650

Hartmann E, Schuldes H, Kübler R, Konold W. 1995. Neophyten: Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Ecomed-Verlag, Landsberg Ecomed-Verlag, Landsberg

Hatcher PE. 2003. Biological flora of the British Isles, No. 227. *Impatiens noli-tangere* L.. Journal of Ecology 91: 147-167

Hejda M, Pyšek P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation. Biological Conservation 132: 143-152

Hulme PE, Bremner ET. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. Journal of Applied Ecology 43: 43-50

Janczak B, Zieliński J. 2012. Wybrane aspekty biologii nasion inwazyjnego terofita *Impatiens glandulifera* Royle (Balsaminaceae). „Studia i Materiały CEPL w Rogowie". 14: 226-233

Kasperek G. 2004. Fluctuations in numbers of neophytes, especially *Impatiens glandulifera*, in permanent plots in a west German floodplain during 13 years. NEOBIOTA 3: 27-37

Kirpluk I, Bomanowska A. 2015. The occurrence of alien species in the settlement areas of the Kampinos National Park and its vicinity (Central Poland). Biodiv. Res. Conserv. 39: 79-90

Koenies H, Glavac V. 1979. Über die Konkurrenzfähigkeit des Indischen Springkrauts (*Impatiens glandulifera* Royle) am Fuldaufer bei Kassel. Philippia 4: 47-59

Kowarik I. 2003. Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Germany: Ulmer.

Kozłowska M, Mulenko W, Heluta VP. 2015. Fungi of the Roztocze region (Poland and Ukraine) Part II. A checklist of microfungi and larger Ascomycota. Towarzystwo Wydawnictw Naukowych LIBROPOLIS, Lublin

Krzysztofiak A, Krzysztofiak L. (red.). 2015. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* groźny inwazyjny gatunek obcego pochodzenia. ss. 22. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda", Suwałki

Lenda M, Skórka P, Knops JMH, Moroń D, Sutherland WJ, Kuszewska K, Woyciechowski M, 2014. Effect of the Internet Commerce on Dispersal Modes of Invasive Alien Species. PLoS ONE 9: e99786 (https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099786) Data dostepu: 2018-02-03

Lipiński M. 2010. Pożytki pszczele. Zapylanie i miododajność roślin. Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Le Warszawa

Love HM, Maggs CA, Murray TE, Provan J. 2013. Genetic evidence for predominantly hydrochoric gene flow in the invasive riparian plant *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam). Annals of Botany 112: 1743-1750

Miazga-Karska M, Szewczyk K, Klimek K, Ginalska G. 2017. In vitro activity of peptide fractions from *Impatiens glandulifera* against caries causing bacteria. Acta poloniae pharmaceutica 74: 710-714.

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophyts of Poland a checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow

Nasir YJ. 1980. Flora of Pakistan: no. 133. Balsaminaceae. Agricultural Research Councils, Islamabad

Nehring S, Kowarik I, Rabitsch W, Essl F. (red.). 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352: 1-252

Parfenov VI. (red.) 1999. Opredelitel' vysších rastenij Belarusi Izdatel'stvo "Dizajn PRO", Minsk

Pattison Z, Whytock R, Willby N. 2017. Invasion legacy effects versus sediment deposition as drivers of riparian vegetation. Biol Invasions DOI 10.1007/s10530-017-1619-6 (https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-017-1619-6) Data dostepu: 2018-01-26

Pliszko A. 2011. Obfite występowanie niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* Royle w dolinie górnej Rospudy. Przegląd Przyrodniczy 22, 2: 83-86

Polunin O, Stainton A. 1984. Flowers of the Himalaya Oxford University Press, Delhi

Popiela A, Łysko A, Sotek Z, Ziarnek K. 2015. Preliminary results of studies on the distribution of invasive alien vascular plant species occurring in semi-natural and natural habitats in NW Poland. Biodiversity Research and Conservation 37: 21-35.

Prowse A, Goodridge F. 2000. Pollinator visitation rates to *Impatiens glandulifera* and other native riparian vegetation. Aspects of Applied Biology 58: 249-254

Przewoźnik L. 2015. Działania podejmowane w Karkonoskim Parku Narodowym w celu zwalczania lub ograniczania rozprzestrzeniania się gatunków obcych. W: Krzysztofiak L., Krzysztofiak A. (red.). Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia - dobre i złe doświadczenia. s. 39-45. Stowarzyszenie Człowiek i Przyroda, Krzywe

Puza I, Krzysztofiak L. 2015. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* – dwa lata usuwania, osiągnięte rezultaty, wstępne wnioski. W: Krzysztofiak A., Krzysztofiak L. (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. s. 115-125. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda", Krzywe

Rotherham ID. 2005. Alien Plants and the Human Touch. Journal of Practical Ecology and Conservation Special Series 4: 63-76

Ruckli R, Hesse K, Glauser G, Rusterholz H-P, Baur B. 2014b. Inhibitory Potential of Naphthoquinones Leached from Leaves and Exuded from Roots of the Invasive Plant *Impatiens glandulifera*. J Chem Ecol 40: 371-378

Ruckli R, Rusterholz H-P, Baur B. 2013. Invasion of *Impatiens glandulifera* affects terrestrial gastropods by altering microclimate. Acta Oecologica 47: 16-23

Ruckli R, Rusterholz H-P, Baur B. 2014. Invasion of an annual exotic plant into deciduous forests suppresses arbuscular mycorrhiza symbiosis and reduces performance of sycamore maple saplings. Forest Ecology and Management 315: 285-293

Ruckli R, Rusterholz H-P, Baur B. 2016. Disrupting ectomycorrhizal symbiosis: Indirect effects of an annual invasive plant on growth and survival of beech (*Fagus sylvatica*) saplings. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 19: 12-20

Rusterholz H-P, Küng J, Baur B. 2017. Experimental evidence for a delayed response of the above-ground vegetation and the seed bank to the invasion of an annual exotic plant in deciduous forests. Basic and Applied Ecology 20: 19-30

Rusterholz HP, Salamon JA, Ruckli R, Baur B. 2014. Effects of the annual invasive plant *Impatiens glandulifera* on the Collembola and Acari communities in a deciduous forest. Pedobiologia 57: 285-291

Schmitz G. 2007. Neue Nachweise von monophagen Herbivoren am neophyten *Impatiens glandulifera*: Siobla sturmi (Klug, 1817) (Hymenoptera: Tenthredinidae) und *Xanthorhoe biriviata* (Borkhausen, 1794) (Lepidoptera: Geometridae). Ent. Z. 117: 60-62

Skálová H, Jarošík V, Dvořáčková Š, Pyšek P. 2013. Effect of Intra- and Interspecific Competition on the Performance of Native and Invasive Species of Impatiens under Varying Levels of Shade and Moisture. PLoS ONE 8: e62842

Sobisz Z, Truchan M. 2008. Materials concerning the distribution of invasive species in central Pomerania. Botanika Steciana 12: 79-83

Stagl J, Mayr E, Koch H, Hattermann FH, Huang S. 2014. Effects of Climate Change on the Hydrological Cycle in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (red.). Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Starý P, Rakshani E, Tomanović Ž, Kavallieratos NG, Petrović A, Žikić V, Havelka J. 2014. Aphid-parasitoid Associations on the *Impatiens* Plants in Central Europe (Hemiptera, Aphididae; Hymenoptera, Braconidae, Aphidiinae). J. Entomol. Res. Soc. 16: 33-43

Starý P, Tkalčů B 1998. Bumble-bees (Hym., Bombidae) associated with the expansive touch-me-not, *Impatiens glandulifera* in wetland biocorridors. Anz. Schadlinsk. Pflanzen Umweltchutz 71: 85-87

Szewczyk K, Zidorn C, Biernasiuk A, Komsta Ł, Granica S. 2016. Polyphenols from *Impatiens* (Balsaminaceae) and their antioxidant and antimicrobial activities. Industrial Crops and Products 86: 262-272.

Śliwiński M. 2008. Selected anthropophytes of Bystrzyca riversides of the section Krasków – Jarnołtów. Acta Botanica Silesiaca 3: 121-136

Tanner RA, Pollard KM, Varia S, Evans HC, Ellison CA. 2015. First release of a fungal classical biocontrol agent against an invasive alien weed in Europe: biology of the rust, *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae*. Plant Pathology 64: 1130-1139

Tickner DP, Angold PG, Gurnell AM, Mountford JO. 2001. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. Progress in Physical Geography 25, 1: 22-52

Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. Wyd. Uniw. Śląskiego, Katowice

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. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa

Trewick S, Wade PM. 1986. The distribution and dispersal of two alien species of *Impatiens*, waterway weeds in the British Isles. Proceedings of the European Weed Research Society/Association of Applied Biologists. 7th Symposium on Aquatic Weeds, s. 351-356. Loughborough

Ugoletti P, Reidy D, Jones MB, Stout JC. 2013. Do native bees have the potential to promote interspecific pollination in introduced *Impatiens* species? Journal of Pollination Ecology 11: 1-8

Vrchotová N, Šerá B, Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. Plant Soil Environ 57: 57-60

Willis SG, Hulme PE. 2002. Does temperature limit the invasion of *Impatiens glandulifera* and *Heracleum mantegazzianum* in the UK? Functional Ecology 16, 4: 530-539

Zając A, Tokarska-Guzik B, Zając M. 2011. The role of rivers and streams in the migration of alien plants into the Polish Carpathians. Biodiversity Research and Conservation 23: 43-56.

Zając A, Zając M. (red.). 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zając A., Zając M. (red.). 2015a. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zając M, Zając A. 2015b. Some regularities in the distribution of kenophytes in the Polish Carpathians and their foreland. Biodiv. Res. Conserv. 37: 11-20

Dane pochodzące z baz danych

AllergenOnline 2018. AllergenOnline (http://www.allergenonline.org/index.shtml) Data dostępu: 2018-01-29

Aphids 2018. Aphids on the World's Plants (http://www.aphidsonworldsplants.info/) Data dostępu: 2018-01-26

CABI 2016. *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam). W: Invasive species compendium [on-line]. CABI. (www.cabi.org/isc/) Data dostępu: 2018-01-29

DAISIE 2018. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (http://www.europe-aliens.org/) Data dostepu: 2018-01-26

FDA Poisonous Plant Database 2018. FDA Poisonous Plant Database (https://www.accessdata.fda.gov/scripts/Plantox/) Data dostępu: 2018-01-28

GBIF 2016. Synonyms for *Impatiens glandulifera*. (https://www.gbif-uat.org/species/9922093)

Helmisaari H. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera* (https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/i/impatiens-glandulifera/impatiens_glandulifera.pdf) Data dostępu: 2018-01-26

The Plant List 2013. The Plant List, Version 1.1 (http://www.theplantlist.org/) Data dostępu: 2018-01-26

Dane niepublikowane

Tanner R. 2011. Assessment of *Impatiens glandulifera* in its Introduced and Native range and the Potential for its Classical Biological Control. PhD Thesis, School of Biological Sciences Royal Holloway, University of London

Inne

Bartosz R, Bukowska M, Chylarecki P, Ignatowicz A, Puzio A, Wilińska A. 2012. Ocena wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną oraz wynikające z niej wytyczne dla działań administracji ochrony przyrody do roku 2030. (ochronaprzyrody.gdos.gov.pl/files/artykuly/5478/Raport_bioroznorodnosc) Data dostępu: 2018-01-29

ebay 2018. RED WINE | *Impatiens glandulifera* | ULTRA RARE | 10 Seeds (https://www.ebay.co.uk/itm/RED-WINE-Impatiens-glandulifera-ULTRA-RARE-10-Seeds-/382205996748?hash=item58fd40aecc:g:QzYAAOSwFqJWoajL) Data dostępu: 2018-01-26

Equines & Toxic Plants 2018. Equines & Toxic Plants (http://www.webpages.uidaho.edu/range/toxicplants_horses/Toxic%20Plant%20Database.html) Data dostępu: 2018-01-28

Flora of Pakistan 2018. *Impatiens glandulifera* Royle. W: Flora of Pakistan. (http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=5&taxon_id=242423079) Data dostępu: 2018-01-29

Guide to Poisonous Plants 2018. Guide to Poisonous Plants (https://csuvth.colostate.edu/poisonous_plants) Data dostępu: 2018-01-28

ISSG 2016 *Impatiens glandulifera* (herb). W: Global Invasive Species Database [on-line]. Invasive Species Specialist Group (ISSG) of the IUCN Species Survival Commission. (http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=942&fr=1&sts=&lang=EN) Data dostępu: 2018-01-29

olx 2018. Sprzedam rośliny, sadzonki, byliny, zioła, kwiaty, krzewy ozdobne do ogrodu (https://www.olx.pl/oferta/sprzedam-rosliny-sadzonki-byliny-ziola-kwiaty-krzewy-ozdobne-do-ogrodu-CID628-IDlY44Q.html) Data dostępu: 2018-01-26

Pieret N, Delbart E, Mahy G. 2008. Invasive plant species management tests and advices along river banks in the Walloon region. W: Pyšek P., Pergl J. (red.). NEOBIOTA: Towards a Synthesis,. 5th European Conference on Biological Invasions Prague (Czech Republic), 23-26 September 2008, s. 77 Book of abstracts.

Pisarczyk E, Tokarska-Guzik B. 2015. Risk Assessment of *Impatiens glandulifera* (https://circabc.europa.eu/sd/a/e77e105f-fa8d-417c-8d5e-7f903a395453/Impatiens%20glandulifera%20RA.pdf) Data dostepu: 2018-01-27

Portal pszczelarski 2014. Niecierpek gruczołowaty, niecierpek himalajski, niecierpek Roylego – roślina miododajna. (https://www.portalpszczelarski.pl/.../niecierpek_gruczolowaty-_niecierpek_himalajski-...) Data dostępu: 2018-01-29

Pożytki.pl 2018. Niecierpek gruczołowaty – *Impatiens glandulifera* Royle (http://www.apiflora.pl/jupgrade/index.php/roliny-obce/128-niecierpek-gruczolowaty) Data dostepu: 2018-01-26

Rejonowe Koło Pszczelarzy nr 2 w Łodzi 2018. Niecierpek Roylego / *Impatiens glandulifera* Royle (http://kolo-pszczelarzy.pl/nasiona-miododajnych/niecierpek-roylego-impatiens-glandulifera-royle/) Data dostępu: 2018-01-26

Rozporządzenie. 2011. 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 Dziennik Ustaw 210: 1260

Saegesser J, Fischer D, Fischer K. 2016. Long-term control of *Impatiens glandulifera* in a Swiss Forest: does zero-tolerance pay off? W: Ries C. & Y. Krippel (2016) (red.). Biological Invasions: Interactions with Environmental Change. Book of abstracts. NEOBIOTA 2016 - 9th International Conference on Biological Invasions. p. 69 Vianden, Luxembourg, 14-16 September 2016. Fondation faune-flore, Luxembourg

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Nowak T, Urbisz Al, Węgrzynek B, Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (https://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/PROPOZYCJA_listy_gatunkow_obcych_ver_online) Data dostępu: 2018-01-29

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Adamowski W. 1988-2017. Obserwacje zmniejszającej się popularności *Impatiens glandulifera* jako rośliny ozdobnej w rejonie Puszczy Białowieskiej

Dajdok Z, Bena W. 2009. Gatunki inwazyjne doliny Nysy Łużyckiej

Dajdok Z. 2017. Obserwacje terenowe z wybranych obszarów Sudetów

Krzysztofiak A, Krzysztofiak L. 2015. Znaczenie niecierpka gruczołowatego jako rośliny pokarmowej owadów

Krzysztofiak L. 2015a. Badania niecierpka gruczołowatego, jego biologii, ekologii i metod zwalczania

Krzysztofiak L. 2015b. Wpływ wód płynących na rozprzestrzenianie się niecierpka gruczołowatego

Autorzy karty:
Wojciech Adamowski[1], Anna Krzysztofiak[2], Zygmunt Dajdok[3]

[1] Białowieska Stacja Geobotaniczna, Instytut Botaniki, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski
[2] Wigierski Park Narodowy
[3] Zakład Botaniki, Instytut Biologii Środowiskowej, Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Wrocławski

Data opracowania: marzec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Wojciech Adamowski
2. Anna Krzysztofiak
3. Zygmunt Dajdok

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr	Białowieska Stacja Geobotaniczna, Instytut Botaniki, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski	25-01-2018
(2)	dr	Wigierski Park Narodowy	15-01-2018
(3)	dr	Zakład Botaniki, Instytut Biologii Środowiskowej, Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Wrocławski	01-02-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Niecierpek gruczołowaty
nazwa łacińska: ***Impatiens glandulifera*** Royle
nazwa angielska: Himalayan balsam

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

Nazewnictwo przyjęto za pracą Mirek i in. (2002 – P). Nazwa łacińska jest szerzej akceptowana (The Plant List 2013 – B).

Synonimy nazwy łacińskiej: *Impatiens roylei* Walp., *Balsamina glandulifera* (Royle) Ser., *Balsamina macrochila* Ser., *Balsamina roylei* (Walp.) Ser., *Impatiens candida* Lindl., *Impatiens cornigera* Hook., *Impatiens glanduligera* Lindl., *Impatiens macrochila* Lindl., *Impatiens moschata* Edgew., *Impatiens royleana* Payer (GBIF 2016 – B, Pisarczyk i Tokarska-Guzik 2015 – I).

Nazwy angielskie: Himalayan balsam, Policeman's Helmet, Bobby Tops, Copper Tops, Gnome's Hatstand, Kiss-me-on-the-mountain, Ornamental jewelweed, Jumping Jack

Synonimy nazwy polskiej: niecierpek himalajski, niecierpek Roylego

nazwa polska (synonim I) Niecierpek himalajski	nazwa polska (synonim II) Niecierpek Roylego
nazwa łacińska (synonim I) *Impatiens roylei*	nazwa łacińska (synonim II) *Balsamina glandulifera*
nazwa angielska(synonim I) Policeman's Helmet	nazwa angielska(synonim II) Bobby tops

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:
–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

- [ ] rodzimy na obszarze Polski
- [ ] obcy, niewystępujący na obszarze Polski
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
- [x] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		x	

acomm04. Komentarz:

Impatiens glandulifera został zaobserwowany po raz pierwszy na obecnym obszarze Polski w 1890 i od tego czasu stale się rozprzestrzenia. Gatunek ten posiada w Polsce status inwazyjnego kenofita (Tokarska-Guzik 2005 – P). W 2012 roku został zaliczony do grupy gatunków obcego pochodzenia, zadomowionych i inwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Gatunek występuje na terenie całego kraju (Zając A. i Zając M. 2001, Tokarska-Guzik 2005 – P), choć najwięcej stanowisk ma w południowej i zachodniej części. Dalsze rozprzestrzenianie się *I. glandulifera* można uznać za niemal pewne, zwłaszcza wobec pojawiania się kolejnych doniesień o jego występowaniu (por. Sobisz i Truchan 2008, Śliwiński 2008, Pliszko 2011, Zając A. i Zając M. 2015a – P).

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

- [x] środowisko przyrodnicze
- [x] uprawy roślin
- [x] hodowle zwierząt
- [x] zdrowie ludzi
- [x] inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Impatiens glandulifera może dość silnie wpływać na środowisko przyrodnicze: jest wysoką rośliną roczną, zdolną do skutecznej konkurencji nawet z rodzimymi gatunkami bylin, takimi jak m.in. podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, kielisznik zaroślowy *Calystegia sepium* i pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica* (Koenies i Glavac 1979, Tickner i in. 2001, Kowarik 2003 – P, Helmisaari 2010 – B). Niecierpek gruczołowaty często tworzy jednogatunkowe skupienia, a większość siewek pojawia się niemal jednocześnie (Beerling i Perrins 1993, Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – P), dzięki czemu może monopolizować dostęp do światła. Jednak wieloletnie obserwacje na stałych powierzchniach wykazały znaczne wahania jego liczebności, związane głównie z wahaniami stanów wody w cieku (Kasperek 2004 – P). Katastrofalne powodzie są w stanie w znacznym stopniu ograniczyć jego liczebność (Dajdok i in. 2003 – P). Gatunek ten może konkurować z rodzimymi roślinami o zapylaczy (Prowse i Goodridge 2000, Chittka i Schürkens 2001 – P), choć ostateczny wynik tej konkurencji w dużym stopniu zależy od kontekstu – Cawoy i in. (2012 – P) obserwowali częstsze odwiedziny trzmieli na rodzimych gatunkach roślin w obecności *I. glandulifera*, a zmniejszoną liczbę odwiedzin przez pszczoły. Niecierpek gruczołowaty jest w środkowej Europie gospodarzem mszycy *Aphis fabae*, atakującej również rodzimego w Polsce niecierpka pospolitego *Impatiens noli-tangere* (Starý i in. 2014 – P). Inne źródła (Aphids 2018, CABI 2016 – B) podają jeszcze *Impatientinum asiaticum*, *Impatientinum balsamines* i *Impatientinum impatiens* jako mszyce atakujące zarówno *I. glandulifera*, jak i *I. noli-tangere*, brak jednak informacji z jakiego rejonu świata pochodzą obserwacje. W Niemczech Schmitz (2007 – P) znalazł na *I. glandulifera* miernikowca *Xanthorhoe biriviata*, żerującego na *I. noli-tangere* w kontynentalnej Europie (Hatcher 2003 – P). Na liściach obu wyżej wymienionych niecierpków żeruje muchówka *Phytoliriomyza melampyga* i motyl zmrocznik gładysz *Deilephila elpenor* (Hatcher 2003, Buszko 2015 – P). Możliwe są kolejne wymiany monofagicznych dotąd roślinożerców między poszczególnymi gatunkami niecierpków. Grzyb *Podosphaera balsaminae* podawany z *I. glandulifera* w zachodnich Himalajach (Tanner 2011 – N), jest znany z Polski jako pasożyt *I. noli-tangere* (Kozłowska i in. 2015 – P). Niewykluczone jest występowanie na niecierpku gruczołowatym patogenów o szerszym spektrum gospodarzy, co w przypadku jego rozprzestrzenienia się w całej Polsce mogłoby się przyczynić do rozprzestrzenienia tych patogenów. Ruckli i in. (2013 – P) wykazali wpływ inwazji *I. glandulifera* na wilgotność gleby i jej temperaturę – na powierzchniach opanowanych przez niecierpka gleba była bardziej wilgotna i chłodniejsza, a Pattison i in. (2017 – P) – wpływ na nasilenie inwazji zarówno samego niecierpka gruczołowatego, jak też innych gatunków obcych, związany z nasiloną erozją brzegów i opanowywaniem przez nierodzime gatunki miejsc, w których gromadzi się wyerodowany wcześniej materiał. Wyniki uzyskane przez Pattison i in. (2017 – P) sugerują, że inwazja może eliminować procesy, które przyczyniają się do odporności w dynamicznych siedliskach (jak doliny rzeczne), czyniąc już zajęte siedliska wrażliwymi na dalsze inwazje. O wzmożonej erozji brzegów cieków pod wpływem inwazji *I. glandulifera* informowali już wcześniej Greenwood i Kuhn (2014 – P). Stwierdzili oni również blokowanie cieków przez zwiększoną ilość materiału mineralnego wleczonego po dnie lub biomasę wytworzoną przez osobniki tego gatunku. Čuda i in. (2017 – P) nie znaleźli wyraźnego wpływu tej rośliny na właściwości gleby, ani ściółki. Matthews i in. (2015 – P) wśród możliwych skutków inwazji *I. glandulifera* wymieniają zmiany struktury roślinności oddziaływujące negatywnie na owady wymagające otwartego lustra wody oraz jakości dna jako miejsca tarła ryb. Opinie na temat oddziaływania niecierpka gruczołowatego na integralność ekosystemu przez zaburzanie jego czynników biotycznych są podzielone: Hulme i Bremner (2006 – P) i Tanner (2011 – N) obserwowali zmniejszenie liczby gatunków na powierzchniach opanowanych przez niecierpka, podczas gdy Hejda i Pyšek (2006 – P) oraz Čuda i in. (2017 – P) nie odnotowali takiej zależności. Wydaje się jednak, że dowody na silne oddziaływanie *I. glandulifera* na żywe organizmy przeważają: Tanner (2011 – N) oraz Rusterholz i in. (2014 – P) obserwowali różnice w obfitości i składzie wybranych grup fauny bezkręgowej, zarówno nadziemnej, jak i glebowej między powierzchniami opanowanymi przez *I. glandulifera* i bez tej rośliny. Ruckli i in. (2013 – P) wykazali wpływ inwazji *I. glandulifera* na skład i obfitość naziemnych mięczaków. Substancje wydzielane do gleby przez korzenie, bądź też dostające się do niej w wyniku rozkładu roślin niecierpka gruczołowatego mogą hamować kiełkowanie innych gatunków roślin (Ruckli i in. 2014b – P). W warunkach laboratoryjnych *I. glandulifera* oddziaływał najsilniej z trzech badanych pod tym względem gatunków niecierpków (*I. glandulifera*, *I. noli-tangere*, *I. parviflora*;

Vrchotová 2011 – P). Ostatnio Ruckli i in. (2014a, 2016 – P) eksperymentalnie udowodnili negatywny wpływ obecności *I. glandulifera* w zbiorowisku leśnym na mikoryzy dwóch rodzimych gatunków drzew: buka pospolitego *Fagus sylvatica* i klona jawora *Acer pseudoplatanus*, a Gaggini i in. (2017 – P) wpływ na skład i funkcjonowanie glebowych flor bakterii i grzybów. Rusterholz i in. (2017 – P) wykazali pogłębiający się z roku na rok wpływ obecności *I. glandulifera* na skład roślinności i glebowy bank nasion. Gatunek ten może konkurować z rodzimymi roślinami o zapylaczy (Chittka i Schürkens 2001 – P). Wpływ niecierpka gruczołowatego na liczebność zapylaczy, zwłaszcza trzmieli (Starý i Tkalců 1998 – P) nie zawsze jest pozytywny. Obserwacje prowadzone w Wigierskim Parku Narodowym wykazały, że trzmiele przeciskając się przez wąskie wejście do kwiatu tego gatunku tracą włoski na tułowiu i przedniej części odwłoka. W wyniku tego przynoszą do gniazda mniej pyłku, stają się mniej odporne na niskie temperatury, wilgoć i atak pasożytów (Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – A). Niecierpek gruczołowaty rzadko bywa chwastem pól uprawnych (Śliwiński 2008 Kirpluk i Bomanowska 2015 – P), może się to jednak zmienić jeśli zacznie on opanowywać siedliska suchsze i mniej żyzne niż dotychczas – możliwość taką wykazali eksperymentalnie Skálová i in. (2013 – P). Możliwe jest również osłabienie plonowania roślin uprawnych kwitnących w tym samym czasie co niecierpek i sąsiadujących z dużymi płatami tego gatunku. Jest to związane z odciąganiem przez niecierpka zapylaczy od roślin uprawnych, podobnie jak ma to miejsce w przypadku rodzimych roślin (Chittka i Schürkens 2001 – P).

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie)**, po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf02. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		x	

acomm06. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest już zadomowiony w Polsce, zatem prawdopodobieństwo jego pojawienia się wskutek samodzielnej ekspansji jest wysokie, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*$^{+PL}$). *Impatiens glandulifera* został po raz pierwszy znaleziony na obecnym obszarze Polski w roku 1890 i od tego czasu stale się rozprzestrzenia (Zając A. i Zając M. 2001, Tokarska-Guzik 2005 – P). Roślina ta jest rozpowszechniona we wszystkich krajach sąsiadujących z Polską (Parfenov 1999 – P, Helmisaari 2010, DAISIE 2018 – B) i może spontanicznie migrować na terytorium naszego kraju, np. wzdłuż dolin rzecznych – w korytach rzecznych nasiona mogą być transportowane przez wodę na duże odległości bez utraty zdolności do kiełkowania (Love i in. 2013 – P, Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – A), a także w wyniku przenoszenia przez zwierzęta o gęstym futrze (np. bobry, jenoty, dziki), w którym nasiona zostają czasowo uwięzione i transportowane na nowe stanowiska (Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – A).

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf03.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm07. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest już zadomowiony w Polsce, zatem prawdopodobieństwo jego pojawienia się wskutek niezamierzonych działań człowieka jest wysokie, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*[+PL]). Roślina ta jest rozpowszechniona we wszystkich krajach sąsiadujących z Polską oraz w większej części Europy (Parfenov 1999 – P, Helmisaari 2010, DAISIE 2018 – B) i może zostać stamtąd nieświadomie zawleczona na terytorium naszego kraju, np. z transportem płodów rolnych z obszarów, gdzie gatunek pojawia się na polach, na pojazdach, itp.

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

- niskie
- średnie
- X wysokie

aconf04.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm08. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest już zadomowiony w Polsce, zatem prawdopodobieństwo jego pojawienia się wskutek zamierzonych działań człowieka jest wysokie, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*[+PL]). Gatunek ceniony i aktywnie rozprzestrzeniany przez pszczelarzy (Hartmann i in. 1995, Starý i Tkalců 1996 – P) i miłośników motyli (Helmisaari 2010 – B), uprawiany jako roślina ozdobna, w niektórych częściach kraju, np. w rejonie Puszczy Białowieskiej w ostatnich kilkunastu latach wyszedł z mody (Adamowski 1988-2017 – A), w innych zdarzają się nadal przypadki wymiany nasion pomiędzy właścicielami ogrodów przydomowych lub działkowych, mimo umieszczenia gatunku w Rozporządzeniu 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 – P. Przeprowadzona w Anglii ankieta (Rotherham 2005 – P) wykazała ogromną skalę zamierzonego przenoszenia niecierpka gruczołowatego przez człowieka i uwalniania go do środowiska, łącznie z przywożeniem i wywożeniem go poza granice kraju.

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

- niekorzystne
- umiarkowanie korzystne
- X optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm09. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest już zadomowiony w Polsce, zatem warunki klimatyczne są optymalne dla jego występowania, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*[+PL]). Niecierpek gruczołowaty rozprzestrzenia się w klimatach znacznie ostrzejszych niż klimat Polski (południowa Alaska, Carlson i in. 2008 – P; południowa Syberia, Ebel i in.

2014 – P). We wtórnym zasięgu geograficznym *I. glandulifera* nie jest przywiązany do dużych wysokości i rozprzestrzenia się również w cieplejszych rejonach (północne Włochy, Celesti-Grapow i in. 2010 – P; północna Hiszpania, Clavell i Izuzquiza 2015 – P). Niecierpek gruczołowaty kwitnie dłużej w Polsce – tj. od czerwca do października (Puza i Krzysztofiak 2015 – P) niż w ojczyźnie, gdzie zakwita od lipca do sierpnia (Nasir 1980 – P).

a10. W Polsce występują **warunki siedliskowe**

- niekorzystne
- umiarkowanie korzystne
- X optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm10. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest już zadomowiony w Polsce, zatem warunki siedliskowe są optymalne dla jego występowania, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*[+PL]). Gatunek naturalnie występuje w zachodniej części Himalajów, gdzie jest składnikiem wysokogórskich łąk, zbiorowisk nadrzecznych, lasów liściastych; występuje także na siedliskach antropogenicznych (przydroża, brzegi rowów, skraje pól uprawnych, wysypiska śmieci; Nasir 1980 – P, Tanner 2011 – N). Zasięg wysokościowy obejmuje tereny położone między 1800 a 4000 m n.p.m. (Polunin i Stainton 1984 – P). W Polsce dogodne warunki siedliskowe panują praktycznie na obszarze całego kraju, choć w górach nie przekracza jak dotąd 800 m n.p.m. (Zając A. i Zając M. 2015a i b – P). W Karpatach występuje przede wszystkim w Beskidach i na Pogórzu, jednak jego rozprzestrzenianie się nadal postępuje (Zając A. i Zając M. 2015a – P). Stanowiska gatunku pojawiają się na siedliskach żyznych i wilgotnych, zarówno antropogenicznych (wysypiska śmieci, przydroża, rzadziej pola uprawne), jak i półnaturalnych bądź naturalnych (kamieńce nadrzeczne, brzegi rzek zajęte przez zbiorowiska szuwarowe, welonowe, a także wilgotne łąki i lasy łęgowe (Dajdok 2009, Adamowski i in. 2014, Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – P). W ostatnim czasie w Sudetach odnotowano pojawianie się tego gatunku w zbiorowiskach towarzyszących młakom i wysiękom śródłąkowym (Dajdok 2017 – A). Wyniki badań eksperymentalnych wskazują na możliwość rozprzestrzeniania się gatunku na siedliska suchsze i mniej żyzne niż dotychczas (Skálová i in. 2013 – P, Krzysztofiak 2015 a – A).

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

- bardzo mała
- mała
- średnia
- X duża
- bardzo duża

aconf07.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm11. Komentarz:

Dyspersja z pojedynczego źródła (typ danych A): nasiona są wyrzucane w wyniku gwałtownego pękania dojrzałych owoców (tzw. rozsiewanie autochoryczne) na odległość do 5 m (Beerling i Perrins 1993 – P). Świeże nasiona niecierpka gruczołowatego toną i mogą być roznoszone na duże odległości z materiałem wleczonym po dnie cieku, a na mniejsze odległości przez drobne ssaki (Trewick i Wade 1986, Beerling i Perrins 1993 – P, Krzysztofiak 2015a i b, Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – A, Puza i Krzysztofiak 2015 – P). Niewielki procent nasion przeżywa przejście przez przewód pokarmowy ryb (Boedeltje i in. 2015 – P). Trewick i Wade (1986 – P) wskazywali na możliwość roznoszenia nasion niecierpka gruczołowatego przez ptaki wodne. Tempo rozprzestrzeniania się gatunku w Wielkiej Brytanii szacowano (typ danych C) na 3-5 km/rok (Beerling i Perrins 1993 – P).

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

- mała
- średnia
- X duża

aconf08.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm12. Komentarz:

Wprowadzanie niecierpka gruczołowatego na nowe stanowiska zostało prawnie zabronione (Rozporządzenie... 2011 – P). Ze względu na atrakcyjne kwiaty i miododajność (Hartmann i in. 1995 – P) nie można wykluczyć celowego rozprzestrzeniania tego gatunku przez człowieka. Niecierpek gruczołowaty wciąż jest polecany jako roślina miododajna w literaturze i na stronach internetowych poświęconych pszczelarstwu (Lipiński 2010 – P, Portal pszczelarski 2014, Rejonowe... 2018, Pożytki... 2018 – I); jest także dostępny w handlu internetowym w Polsce (olx 2018 – I) i innych krajach Europy (ebay 2018 – I, Lenda i in. 2014 – P). Skala świadomego przenoszenia niecierpka gruczołowatego przez człowieka nie różni się zapewne zbytnio od opisywanej przez Rotherhama (2005 – P) z krajów Europy Zachodniej. Świadomość społeczna zagrożeń, jakie wynikają z utrzymywania lub rozprzestrzeniania gatunków inwazyjnych, w tym *I. glandulifera* oraz znajomość prawa w tym zakresie jest niewielka. Istotną rolę w rozprzestrzenianiu gatunku może także spełniać nieświadome przenoszenie nasion na pojazdach, odzieży i obuwiu oraz z glebą lub materiałem pobieranym z dna cieków przy ich regulacji i pogłębianiu (Adamowski i in. 2014, Matthews i in. 2015 – P), a także wraz z glebą podczas inwestycji liniowych, jak infrastruktura drogowa, kanalizacyjna itp. (Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – A). Bardzo prawdopodobne są kolejne nieświadome introdukcje.

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta or siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

- X nie dotyczy
- mały
- średni
- duży

aconf09.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest rośliną zieloną i odżywia się autotroficznie.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

- mały
- średni
- X duży

aconf10.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm14. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest wysoką roczną rośliną zielną, zdolną do skutecznej konkurencji nawet z rodzimymi gatunkami bylin, takimi jak podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, kielisznik zaroślowy *Calystegia sepium*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, gwiazdnica gajowa *Stellaria nemorum* i jasnota plamista *Lamium maculatum* (Tickner i in. 2001, Kowarik 2003 – P, Helmisaari 2010 – B). Niecierpek gruczołowaty często tworzy jednogatunkowe skupienia, a większość siewek pojawia się niemal jednocześnie (Beerling i Perrins 1993, Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – P), dzięki czemu może monopolizować dostęp do światła. Ponadto, jego szybki wzrost i zacienianie pozostałych roślin, powoduje poważne ograniczanie możliwości prowadzenia przez nie fotosyntezy, a co za tym idzie również rozmnażania (Helmisaari 2010 – B, Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – P). Jednak wieloletnie obserwacje na stałych powierzchniach wykazały znacznie wahania jego liczebności, związane głównie z wahaniami stanów wody w cieku (Kasperek 2004 – P). Katastrofalne powodzie są w stanie w znacznym stopniu ograniczyć jego liczebność (Dajdok i in. 2003 – P). Gatunek ten może konkurować z rodzimymi roślinami o zapylaczy (Prowse i Goodridge 2000, Chittka i Schürkens 2001 – P), w wyniku czego może wypierać, np. czyściec błotny *Stachys palustris*. Cawoy i in. (2012 – P) stwierdzili częstsze odwiedziny trzmieli na rodzimych gatunkach roślin w obecności *I. glandulifera*, a zmniejszoną liczbę odwiedzin przez pszczoły.

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

- X brak / bardzo mały
- mały
- średni
- duży
- bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm15. Komentarz:

W literaturze nie znaleziono informacji o krzyżowaniu się niecierpka gruczołowatego z rodzimymi w Polsce gatunkami roślin (Matthews i in. 2015 – P, por. też pytanie 21).

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

	bardzo mały
	mały
	średni
X	duży
	bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest w środkowej Europie gospodarzem mszycy *Aphis faboe*, atakującej również rodzimego w Polsce *Impatiens noli-tangere* (Starý i in. 2014 – P). Inne źródła (CABI 2016, Aphids 2018 – B) podają jeszcze *Impatientinum asiaticum*, *Impatientinum balsamines* i *Impatientinum impatiens* jako mszyce atakujące zarówno *I. glandulifera*, jak i *I. noli-tangere*, brak jednak informacji z jakiego rejonu świata pochodzą obserwacje. W Niemczech Schmitz (2007 – P) znalazł na *I. glandulifera* miernikowca *Xanthorhoe biriviata*, żerującego na *I. noli-tangere* w kontynentalnej Europie (Hatcher 2003 – P). Na liściach obu wyżej wymienionych niecierpków żeruje muchówka *Phytoliriomyza melampyga* i motyl zmrocznik gładysz *Deilephila elpenor* (Hatcher 2003, Buszko 2015 – P). Możliwe są kolejne wymiany monofagicznych dotąd roślinożerców między poszczególnymi gatunkami niecierpków. Grzyb *Podosphaera balsaminae* podawany z *I. glandulifera* w zachodnich Himalajach (Tanner 2011 – N), jest znany z Polski jako pasożyt *I. noli-tangere* (Kozłowska i in. 2015 – P). Niewykluczone jest występowanie na niecierpku gruczołowatym patogenów o szerszym spektrum gospodarzy, co w przypadku jego rozprzestrzenienia się w całej Polsce mogłoby się przyczynić do rozprzestrzenienia tych patogenów.

a17. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

Ruckli i in. (2013 – P) wykazali wpływ inwazji niecierpka gruczołowatego na wilgotność gleby i jej temperaturę – na powierzchniach opanowanych przez niecierpka gleba była bardziej wilgotna i chłodniejsza, a Pattison i in. (2017 – P) – wpływ na nasilenie inwazji zarówno samego niecierpka gruczołowatego, jak też innych gatunków obcych, związany z nasiloną erozją brzegów i opanowywaniem przez nierodzime gatunki miejsc w których gromadzi się wyerodowany wcześniej materiał. O wzmożonej erozji brzegów cieków pod wpływem inwazji *I. glandulifera* informowali już wcześniej Greenwood i Kuhn (2014 – P). Čuda i in. (2017 – P) nie znaleźli wyraźnego wpływu tej rośliny na właściwości gleby, ani ściółki. Matthews i in. (2015 – P) wśród możliwych skutków inwazji *I. glandulifera* wymieniają zmiany struktury roślinności oddziaływujące negatywnie na owady wymagające otwartego lustra wody oraz jakości dna jako miejsca tarła ryb.

a18. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

Opinie na temat oddziaływania niecierpka gruczołowatego na integralność ekosystemu przez zaburzanie jego czynników biotycznych są podzielone: Hulme i Bremner (2006 – P)

i Tanner (2011 – N) obserwowali zmniejszenie liczby gatunków na powierzchniach opanowanych przez niecierpka, podczas gdy Hejda i Pyšek (2006 – P) oraz Čuda i in. (2017 – P) nie odnotowali takiej zależności. Wydaje się jednak, że dowody na silne oddziaływanie *I. glandulifera* na żywe organizmy przeważają: Tanner (2011 – N) oraz Rusterholz i in. (2014 – P) obserwowali różnice w obfitości i składzie wybranych grup fauny bezkręgowej, zarówno nadziemnej, jak i glebowej, między powierzchniami opanowanymi przez *I. glandulifera* i bez tej rośliny. Ruckli i in. (2013 – P) wykazali wpływ inwazji *I. glandulifera* na skład i obfitość naziemnych mięczaków. Substancje wydzielane do gleby przez korzenie, bądź też dostające się do niej w wyniku rozkładu roślin niecierpka gruczołowatego mogą hamować kiełkowanie innych gatunków roślin (Ruckli i in. 2014b – P). W warunkach laboratoryjnych *I. glandulifera* oddziaływał najsilniej z trzech badanych pod tym względem gatunków niecierpków (*I. glandulifera*, *I. noli-tangere*, *I. parviflora*; Vrchotová 2011 – P). Ostatnio Ruckli i in. (2014a, 2016 – P) eksperymentalnie udowodnili negatywny wpływ obecności *I. glandulifera* w zbiorowisku leśnym na mikoryzy dwóch rodzimych gatunków drzew: buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* i klonu jawora *Acer pseudoplatanus*, a Gaggini i in. (2017 – P) wpływ na skład i funkcjonowanie glebowych flor bakterii i grzybów. Rusterholz i in. (2017 – P) wykazali pogłębiający się z roku na rok wpływ obecności *I. glandulifera* na skład roślinności i glebowy bank nasion. Gatunek ten może konkurować z rodzimymi roślinami o zapylaczy (Chittka i Schürkens 2001 – P), obniżając ich sukces reprodukcyjny, choć ostateczny wynik tej konkurencji w dużym stopniu zależy od kontekstu (Cawoy i in. 2012 – P). Wpływ *I. glandulifera* na liczebność zapylaczy, zwłaszcza trzmieli (Starý i Tkalců 1998 – P) nie zawsze jest pozytywny. Obserwacje prowadzone w Wigierskim Parku Narodowym wykazały, że trzmiele przeciskając się przez wąskie wejście do kwiatu tego gatunku tracą włoski na tułowiu i przedniej części odwłoka. W wyniku tego przynoszą do gniazda mniej pyłku, stają się mniej odporne na niskie temperatury, wilgoć i atak pasożytów (Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – A). Na podkreślenie zasługuje fakt, że oddziaływanie gatunku dotyczy przede wszystkim zbiorowisk przewodnich dla siedlisk przyrodniczych objętych ochroną w krajach UE. Są to głównie ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (kod 6430), a w niższych położeniach górskich także pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków (3220). W przypadku siedlisk leśnych oddziaływanie dotyczy głównie łęgów wierzbowych, topolowych, olszowych i jesionowych (91E0). Z obszaru Polski znane są również przypadki pojawiania się niecierpka gruczołowatego na powierzchniach nieużytkowanych łąk, w tym także zaliczanych do chronionych typów siedlisk przyrodniczych, jak m.in. zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (6410). Ponadto, obecność niecierpka gruczołowatego odnotowano w innych chronionych typach siedlisk przyrodniczych, należą do nich: torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe) (7110), torfowiska przejściowe i trzęsawiska (7140), torfowiska nakredowe (7210), górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230), oraz bory i lasy bagienne (91D0). Na podstawie dotychczas opublikowanych wyników badań i obserwacji terenowych, trudno jednoznacznie stwierdzić na ile zmiany tych siedlisk szczególnej troski są całkowicie odwracalne. Ze względu na zajmowanie zbiorowisk roślinnych przewodnich dla ww. siedlisk przyrodniczych, niecierpek gruczołowaty stanowi bezpośrednie lub pośrednie zagrożenie dla następujących chronionych i zagrożonych gatunków roślin: fiołek torfowy *Viola epipsila* – kategoria EN, ochrona ścisła (OS); wyblin jednolistny *Malaxis monophyllos* – VU, OS; kruszczyk błotny *Epipactis palustris* – NT, OS; lipiennik Loesela *Liparis loeselii* – VU, OS i inne storczyki siedlisk podmokłych – kukułka bałtycka *Dactylorhiza baltica* – VU, OS; kukułka Ruthego *Dactylorhiza ruthei* – EN, OS; kukułka szerokolistna *Dactylorhiza majalis* – NT, OS. Ponadto gatunek stanowi bezpośrednie zagrożenie dla trzmieli (rodzaj *Bombus*) objętych częściową ochroną gatunkową, ponieważ jego pułapkowe kwiaty osłabiają kondycję trzmieli (Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – A).

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako

średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest rośliną zieloną i odżywia się autotroficznie.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:

W literaturze znaleziono nieliczne doniesienia o występowaniu *Impatiens glandulifera* jako chwastu w uprawach (Śliwiński 2008, Kirpluk i Bomanowska 2015 – P). Tanner (2011 – N) znajdował go na skrajach pól także w naturalnym zasięgu w zachodnich Himalajach. Oddziaływanie tego gatunku jako chwastu może wzrosnąć jeśli zacznie on opanowywać siedliska suchsze i mniej żyzne niż dotychczas – możliwość taką wykazali eksperymentalnie Skálová i in. (2013 – P). Możliwe jest również osłabienie plonowania roślin uprawnych kwitnących w tym samym czasie co niecierpek i sąsiadujących z dużymi płatami tego gatunku. Jest to związane z odciąganiem przez niecierpka zapylaczy od roślin uprawnych, podobnie jak ma to miejsce w przypadku rodzimych roślin (Chittka i Schürkens 2001 – P).

a21. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

	nie dotyczy
X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm21. Komentarz:

W literaturze znaleziono tylko jedną informację o możliwym krzyżowaniu się *Impatiens glandulifera* ze spokrewnionymi gatunkami, z rzadko uprawianym w Polsce *Impatiens balfourii* (Ugoletti i in. 2013 – P).

a22. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:

W literaturze znaleziono nieliczne doniesienia o występowaniu *Impatiens glandulifera* jako chwastu w uprawach (Śliwiński 2008, Kirpluk i Bomanowska 2015 – P). Częstość występowania tego gatunku jako chwastu może wzrosnąć jeśli zacznie on opanowywać siedliska suchsze i mniej żyzne niż dotychczas – możliwość taką wykazali eksperymentalnie Skálová i in. (2013 – P). Możliwość taką potwierdzają obserwacje *I. glandulifera* na skrajach pól w naturalnym zasięgu (Tanner 2011 – N).

a23. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:

Impatiens glandulifera jest uprawiany jako roślina ozdobna i miododajna (Beerling i Perrins 1993, Hartmann i in. 1995 – P). Atakujące go grzyby i owady mogą się przenosić między populacjami uprawnymi i spontanicznymi. W Wielkiej Brytanii uwolniono do środowiska rdzę *Puccinia komarowii* var. *glanduliferae* (Tanner i in. 2015 – P). Z roślin ozdobnych uprawianych w Polsce, wrażliwy na tę rdzę jest *Impatiens balsamina*. Forma nominatywna *P. komarowii* jest obecna w Polsce od lat 30 XX wieku (Majewski 1979 – P), a ostatnio stwierdzono ją m.in. na niecierpku drobnokwiatowym *Impatiens parviflora* w Wigierskim Parku Narodowym (Pusz 2017 – N). Niecierpek gruczołowaty jest gospodarzem mszycy *Aphis faboe*, przenoszącej wirusa mozaiki ogórka (Nehring i in. 2013 – P). Mszyca ta atakuje jednak wiele gatunków roślin, a więc rozprzestrzenienie się niecierpka nie będzie miało istotnego wpływu na rozprzestrzenianie się tego wirusa.

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:
Impatiens glandulifera jest rośliną zieloną, odżywiającą się autotroficznie.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:
W literaturze nie znaleziono informacji o posiadaniu przez niecierpka gruczołowatego właściwości zagrażających zdrowiu zwierząt (Matthews i in. 2015 – P, Equines & Toxic Plants 2018, Guide to Poisonous Plants 2018 – I). Gatunek może być spasany przez zwierzęta roślinożerne bez widocznych ujemnych skutków (Equines & Toxic Plants 2018, Guide to Poisonous Plants 2018 – I). Informacja ta wydaje się istotna ze względu na to, że w rejonach, gdzie *Impatiens glandulifera* jest częsty w dolinach rzecznych, może też masowo pojawiać się w podmokłych nieużytkach lub w zbiorowiskach łąkowych (Dajdok i Bena 2009 – A) i terenach słabo użytkowanych rolniczo, nie utrudniając jednak wypasu zwierząt (Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – P). Należy dodać, że wypas zwierząt jest uważany za jedną z możliwych do wykorzystania metod jego zwalczania (Dajdok 2009, Krzysztofiak A. i Krzysztofiak L. 2015 – P).

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26. Komentarz:
Impatiens glandulifera nie przenosi szkodliwych dla zwierząt patogenów i pasożytów (Matthews i in. 2015 – P).

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27. Komentarz:
Impatiens glandulifera jest rośliną zieloną, odżywiającą się autotroficznie.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm28. Komentarz:
W literaturze nie znaleziono informacji o posiadaniu przez *Impatiens glandulifera* właściwości zagrażających zdrowiu ludzi (Matthews i in. 2015 – P, AlergenOnline 2018, FDA Poisonous Plant Database 2018 – B). Istnieje jednak możliwość wywoływania alergii oddechowych u pewnej części społeczeństwa, roślina ta bowiem produkuje duże ilości pyłku, jego wydajność pyłkowa wynosi 400 kg z hektara (Portal pszczelarski 2014 – I). Problem zagrożenia zdrowia ludzi przez alergenne oddziaływanie niecierpka gruczołowatego wymaga ostatecznego rozstrzygnięcia przez badania w tym zakresie.

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29. Komentarz:
Impatiens glandulifera nie przenosi szkodliwych dla ludzi patogenów i pasożytów (Matthews i in. 2015 – P).

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwy wpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm30. Komentarz:
Na możliwość spowodowanej przez obecność *Impatiens glandulifera* przyspieszonej erozji brzegów cieków wodnych wskazywali Tickner i in. (2001 – P). Zjawisko to potwierdzili w swoich badaniach Greenwood i Kuhn (2014 – P). Przyspieszona erozja miała miejsce głównie w sezonie jesienno-zimowym, po obumarciu rośliny. Przy masowym występowaniu niecierpka gruczołowatego może to doprowadzić do uszkodzeń, a nawet przerwania grobli i wałów przeciwpowodziowych, a także do blokowania cieków przez biomasę wytworzoną przez osobniki *I. glandulifera*, lub zwiększoną ilość materiału mineralnego wleczonego po dnie.

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach protokołu *Harmonia*[v.PL]). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm31. Komentarz:
Brak bezpośrednich danych w omawianym zakresie. Negatywny wpływ obecności niecie na mikoryzy dwóch rodzimych gatunków drzew wykazali Ruckli i in. (2014a, 2016 Możliwe wydaje się też obniżenie plonów nasion i owoców, ze względu na odciąganie zapylaczy od roślin uprawnych, podobnie jak to ma miejsce w przypadku dzikich roślin (Chittka i Schürkens 2001 – P). Występowanie gatunku może być postrzegane jako korzystne przez właścicieli pasiek ze względu na miododajne właściwości rośliny – wydajność miodowa wynosi nawet 700 kg nektaru i 400 kg pyłku z hektara (Hartmann i in. 1995 – P, Portal pszczelarski 2018 – I).

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny

	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm32. Komentarz:
Brak bezpośrednich danych w omawianym zakresie. Obecność niecierpka gruczołowatego może wpływać na zmiany właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleby (por. pyt. a17). Brzegi rzek, na których występuje gatunek są narażone na erozję (por. pyt. a17), co może powodować zmiany charakteru dna, istotne dla ryb odbywających tarło. W poszukiwaniu nektaru, rośliny niecierpka gruczołowatego odwiedza wiele gatunków owadów, co moż zmniejszać szanse na zapylanie rodzimych gatunków roślin (por. pyt. a18). *Impatier glandulifera* ma negatywny wpływ na stabilność ekosystemów (por. pyt. a14 i a16)

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm33. Komentarz:
Brak bezpośrednich danych w omawianym zakresie. Niecierpek gruczołowaty może ograniczać dostęp do brzegów rzek lub terenów turystycznych i tym samym utrudniać rekreację (DAISIE 2018 – B). Jego ocenę jako rośliny ozdobnej obniża zbyt duża zdolność do niekontrolowanego rozsiewania się (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Należy jednak mieć na uwadze, że niektóre grupy społeczne, w tym właściciele małych przydomowych ogródków, nadal postrzegają ten gatunek jako roślinę o dużych walorach dekoracyjnych (por. Rotherham 2005 – P).

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*[v.PL] jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovermental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
X	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm34. Komentarz:

Przy przewidywanych zmianach klimatycznych (Bartosz i in. 2012 – I, Anders i in. 2014 – P) i reżimu hydrologicznego (Stagl i in. 2014 – P) *Impatiens glandulifera* najprawdopodobniej nie pokona żadnych kolejnych barier, ponieważ znalazł w Polsce warunki klimatyczne i siedliskowe zbliżone do optymalnych (por. pyt. 09 i 10). Można jednak zakładać przesunięcie się granicy zasięgu wysokościowego tego gatunku na obszarach górskich (Willis i Hulme 2002 – P). Prawdopodobne jest także przechodzenie na siedliska mniej wilgotne (por. Skálová i in. 2013 – P) – np. w zbiorowiskach leśnych z łęgów do grądów, przy jednoczesnym zmniejszeniu wielkości roślin.

a35. ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

- znacznie spadnie
- umiarkowanie spadnie
- X nie zmieni się
- umiarkowanie wzrośnie
- bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm35. Komentarz:

Przy przewidywanych zmianach klimatycznych (Bartosz i in. 2012 – I, Anders i in. 2014 – P) i reżimu hydrologicznego (Stagl i in. 2014 – P) *Impatiens glandulifera* najprawdopodobniej nie pokona żadnych kolejnych barier, ponieważ znalazł w Polsce warunki klimatyczne i siedliskowe zbliżone do optymalnych (por. pyt. 09 i 10).

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

- znacznie spadnie
- umiarkowanie spadnie
- X nie zmieni się
- umiarkowanie wzrośnie
- bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm36. Komentarz:

Przy przewidywanych zmianach klimatycznych (Bartosz i in. 2012 – I, Anders i in. 2014 – P) i reżimu hydrologicznego (Stagl i in. 2014 – P) *Impatiens glandulifera* najprawdopodobniej nie pokona żadnych kolejnych barier, ponieważ znalazł w Polsce warunki klimatyczne i siedliskowe zbliżone do optymalnych (por. pyt. 09 i 10).

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

- znacznie spadnie
- umiarkowanie spadnie
- X nie zmieni się
- umiarkowanie wzrośnie
- bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm37. Komentarz:

Prognozowane zmiany klimatyczne (Bartosz i in. 2012 – I, Anders i in. 2014 – P) i reżimu hydrologicznego (Stagl i in. 2014 – P) najprawdopodobniej nie wpłyną na oddziaływanie *Impatiens glandulifera* na dziką florę i faunę.

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

- znacznie spadnie
- umiarkowanie spadnie
- X nie zmieni się
- umiarkowanie wzrośnie
- bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm38. Komentarz:

Oddziaływanie *Impatiens glandulifera* na produkcję roślinną najprawdopodobniej się nie zmieni ze względu na przewidywane zmiany klimatu (Bartosz i in. 2012 – I, Anders i in. 2014 – P) i reżimu hydrologicznego (Stagl i in. 2014 – P).

a39. WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

- znacznie spadnie
- umiarkowanie spadnie
- X nie zmieni się
- umiarkowanie wzrośnie
- bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm39. Komentarz:

Impatiens glandulifera nie ma widocznego wpływu na zwierzęta domowe, a prognozowane zmiany klimatu nie będą miały wpływu na istniejący stan rzeczy (Matthews i in. 2015 – P, por. też pyt. 25).

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

- znacznie spadnie
- umiarkowanie spadnie
- X nie zmieni się
- umiarkowanie wzrośnie
- bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm40. Komentarz:

Impatiens glandulifera nie ma istotnego wpływu na zdrowie ludzi, a prognozowane zmiany klimatu nie będą miały wpływu na istniejący stan rzeczy (Matthews i in. 2015 – P, por. też pyt. 28).

a41. WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

- znacznie spadnie
- umiarkowanie spadnie

- X nie zmieni się
- umiarkowanie wzrośnie
- bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm41. Komentarz:

Prognozowane zmiany klimatu (Bartosz i in. 2012 – I, Anders i in. 2014 – P) i reżimu hydrologicznego (Stagl i in. 2014 – P) dla Europy Środkowej są skomplikowane i nie pozwalają na wyciągnięcie jednoznacznych wniosków na ten temat. Z tego powodu uznano, podobnie jak w innych opracowaniach (Matthews i in. 2015 – P), że wpływ *Impatiens glandulifera* na inne obiekty nie zmieni się pod wpływem zmian klimatu.

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	0,88	1,00
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,75	0,80
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,30	0,70
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,00	1,00
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,25	0,50
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	0,50	1,00
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	0,96	1,00
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	0,75	0,80
Ocena całkowita	0,72	
Kategoria stopnia inwazyjności	**średnio inwazyjny gatunek obcy**	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena Gatunku może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

acomm42. Komentarz:

Niecierpek gruczołowaty został w niniejszej ocenie ryzyka uznany za średnio inwazyjny gatunek obcy, ze względu na wysokie wartości oceny w module wpływu na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18) – 0,75 i umiarkowane – 0,5, w pytaniu a30 (wpływ na inne obiekty). W pozostałych modułach gatunek uzyskał dość niskie oceny: wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23) – 0,30, wpływ na zdrowie ludzi (pytania: a27-a29) – 0,25, wpływ na hodowlę zwierząt (pytania: a24-a26) – 0,0.

Wobec faktu, że gatunek ten jest zadomowiony w Polsce i ma duże zdolności do rozprzestrzeniania, wynik uzyskany w niniejszej ocenie w modułach związanych z procesem inwazji (pytania: a06-a12) jest bardzo wysoki i wynosi 0,96.

Ocenę przeprowadzono na podstawie wiedzy eksperckiej i dostępnych źródeł. Z uwagi na inwazyjność i silny wpływ na środowisko przyrodnicze, rekomenduje się jego zwalczanie na terenach cennych przyrodniczo (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Natomiast na pozostałym obszarze, ze względu na skalę rozprzestrzenienia gatunku, działania powinny się koncentrować na prewencji i wpływaniu na opinię właścicieli ogrodów i pasiek poprzez działania edukacyjne. Brak działań limitujących występowanie i/lub eliminujących obecność tych roślin, może sprzyjać dalszej ich inwazji i powodować wzrost jej nasilenia. Zagrożenie dla rodzimej flory i roślinności powinno stanowić dodatkowy argument do uznania gatunku za priorytetowy i wymagający zwalczania, przynajmniej w odniesieniu do chronionych typów siedlisk przyrodniczych.

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Adamowski W, Bomanowska A, Kołaczkowska E, Michalska-Hejduk D, Kopeć D, Bednarek A. 2014. Gatunki jednoroczne. W: Otręba A, Michalska-Hejduk D. (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. pp. 37-50. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

Anders I, Stagl J, Auer I, Pavlik D. 2014. Climate Change in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (red.). Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Beerling DJ, Perrins J. 1993. Biological flora of the British Isles. *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens Roylei* Walp.). Journal of Ecology 81: 367-382

Boedeltje G, Spanings T, Flik G, Pollux BJA, Sibbing FA, Verberk WCEP. 2015. Effects of seed traits on seed dispersal by fishes: the harder, the better. Freshwater Biology 60: 944-959

Buszko J. 2015. Możliwość zwalczania roślin inwazyjnych przez owady. W: Krzysztofiak L, Krzysztofiak A. (red.) Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody. pp. 143-151. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda", Krzywe

Carlson ML, Lapina IV, Shephard M, Conn JS, Densmore R, Spencer P, Heys J, Riley J, Nielsen J. 2008. Invasiveness Ranking System for Non-Native Plants of Alaska. United States Department of Agriculture (https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/fsbdev2_037575.pdf) Data dostepu: 2018-01-26

Cawoy V, Jonard M, Mayer C, Jacquemart AL. 2012. Do abundance and proximity of the alien *Impatiens glandulifera* affect pollination and reproductive success of two sympatric co-flowering native species? Journal of Pollination Ecology 10: 130-139

Celesti-Grapow L, Pretto F, Carli E, Blasi C. (red.). 2010 Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Universita La Sapienza, Roma

Chittka L, Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. Nature 411: 653

Clavell J, Izuzquiza Á. 2015. *Impatiens glandulifera* Royle (Balsaminaceae) en la provincia de Lleida. BVnPC 4: 51-54

Čuda J, Vitkova M, Albrechtova M, Guo W-Y, Barney JN, Pyšek P. 2017. Invasive herb *Impatiens glandulifera* has minimal impact on multiple components of temperate forest ecosystem function. Biologial Invasions 19: 3051-3066

Dajdok Z. 2009. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera*. W: Dajdok Z, Pawlaczyk P. (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin

Dajdok Z, Anioł-Kwiatkowska J, Kącki Z. 2003. Distribution of *Impatiens glandulifera* along the Odra river. W: Zając A, Zając M, Zemanek Z. (red.). Phytogeographical problems of synanthropic plants. pp. 125-130 Institute of Botany, Jagiellonian University, Kraków

Ebel AL, Strelnikova TO, Kupriyanov AN, Anenkhonov OA, Ancipovich ES, Antipova EM, Verkhozina AV, Efremov AN, Zykov EY, Mikhailova SI, Plikina NV, Ryabovol SV, Silantieva MM, Stepanov NV, Terekhina TA, Chernova OD,

Shaulo DN. 2014. Invasive and potentially invasive species of Siberia. Newsletter of Main Botanical Garden RAS. M. Issue 1: 1-88

Gaggini L, Rusterholz H-P, Baur B. 2017. The invasive plant *Impatiens glandulifera* affects soil fungal diversity and the bacterial community in forests. Applied Soil Ecology https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.021 Applied Soil Ecology (https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.021) Data dostępu: 2018-01-26

Greenwood P, Kuhn NJ. 2014. Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. Journal of Soils and Sediments 14: 637-650

Hartmann E, Schuldes H, Kübler R, Konold W. 1995. Neophyten: Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Ecomed-Verlag, Landsberg Ecomed-Verlag, Landsberg

Hatcher PE. 2003. Biological flora of the British Isles, No. 227. *Impatiens noli-tangere* L. Journal of Ecology 91: 147-167

Hejda M, Pyšek P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation. Biological Conservation 132: 143-152

Hulme PE, Bremner ET. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. Journal of Applied Ecology 43: 43-50

Kasperek G. 2004. Fluctuations in numbers of neophytes, especially *Impatiens glandulifera*, in permanent plots in a west German floodplain during 13 years. NEOBIOTA 3: 27-37

Kirpluk I, Bomanowska A. 2015. The occurrence of alien species in the settlement areas of the Kampinos National Park and its vicinity (Central Poland). Biodiv. Res. Conserv. 39: 79-90

Koenies H, Glavac V. 1979. Über die Konkurrenzfähigkeit des Indischen Springkrauts (*Impatiens glandulifera* Royle) am Fuldaufer bei Kassel. Philippia 4: 47-59

Kowarik I. 2003. Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Germany: Ulmer.

Kozłowska M, Mulenko W, Heluta VP. 2015. Fungi of the Roztocze region (Poland and Ukraine) Part II. A checklist of microfungi and larger Ascomycota. Towarzystwo Wydawnictw Naukowych LIBROPOLIS, Lublin

Krzysztofiak A, Krzysztofiak L. (red.). 2015. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* groźny inwazyjny gatunek obcego pochodzenia. ss. 22 Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda", Suwałki

Lenda M, Skórka P, Knops JMH, Moroń D, Sutherland WJ, Kuszewska K, Woyciechowski M, 2014. Effect of the Internet Commerce on Dispersal Modes of Invasive Alien Species. PLoS ONE 9: e99786 (https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099786) Data dostępu: 2018-02-03

Lipiński M. 2010. Pożytki pszczele. Zapylanie i miododajność roślin. Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa

Love HM, Maggs CA, Murray TE, Provan J. 2013. Genetic evidence for predominantly hydrochoric gene flow in the invasive riparian plant *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam). Annals of Botany 112: 1743-1750

Majewski T. 1979. Flora Polska Rośliny zarodnikowe Polski i ziem ościennych. Grzyby (Mycota) Tom XI: 65-66

Matthews J, Beringen R, Boer E, Duistermaat H, Odé B, van Valkenburg JLCH, van der Velde G, Leuven RSEW. 2015. Risks and management of non-native Impatiens species in the Netherlands. pp. 178 Netherlands Food and Consumer Product Safety Authority, Utrecht

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophyts of Poland a checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow

Nasir YJ. 1980. Flora of Pakistan: no. 133. Balsaminaceae. Agricultural Research Councils, Islamabad

Nehring S, Kowarik I, Rabitsch W, Essl F. (red.). 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352: 1-252

Parfenov VI. (red.). 1999. Opredelitel' vysšich rastenij Belarusi Izdatel'stvo "Dizajn PRO", Minsk

Pattison Z, Whytock R, Willby N. 2017. Invasion legacy effects versus sediment deposition as drivers of riparian vegetation. Biological Invasions DOI 10.1007/s10530-017-1619-6 (https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-017-1619-6) Data dostępu: 2018-01-26

Pliszko A. 2011. Obfite występowanie niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* Royle w dolinie górnej Rospudy. Przegląd Przyrodniczy 22, 2: 83-86

Polunin O, Stainton A. 1984. Flowers of the Himalaya Oxford University Press, Delhi

Prowse A, Goodridge F. 2000. Pollinator visitation rates to *Impatiens glandulifera* and other native riparian vegetation. Aspects of Applied Biology 58: 249-254

Puza I, Krzysztofiak L. 2015. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* – dwa lata usuwania, osiągnięte rezultaty, wstępne wnioski. 115-125 W: Krzysztofiak A., Krzysztofiak L. (red.). Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zagrożeniem dla rodzimej przyrody, Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda", Krzywe

Rotherham ID. 2005. Alien Plants and the Human Touch. Journal of Practical Ecology and Conservation Special Series 4: 63-76

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz. U. Nr 210, poz. 1260).

Ruckli R, Rusterholz H-P, Baur B. 2013. Invasion of *Impatiens glandulifera* affects terrestrial gastropods by altering microclimate. Acta Oecologica 47: 16-23

Ruckli R, Rusterholz H-P, Baur B. 2014a. Invasion of an annual exotic plant into deciduous forests suppresses arbuscular mycorrhiza symbiosis and reduces performance of sycamore maple saplings. Forest Ecology and Management 315: 285-293

Ruckli R, Hesse K, Glauser G, Rusterholz H-P, Baur B. 2014b. Inhibitory Potential of Naphthoquinones Leached from Leaves and Exuded from Roots of the Invasive Plant *Impatiens glandulifera*. J Chem Ecol 40: 371-378

Ruckli R, Rusterholz H-P, Baur B. 2016. Disrupting ectomycorrhizal symbiosis: Indirect effects of an annual invasive plant on growth and survival of beech (Fagus sylvatica) saplings. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 19: 12-20

Rusterholz H-P, Küng J, Baur B. 2017. Experimental evidence for a delayed response of the above-ground vegetation and the seed bank to the invasion of an annual exotic plant in deciduous forests. Basic and Applied Ecology 20: 19-30

Rusterholz HP, Salamon JA, Ruckli R, Baur B. 2014. Effects of the annual invasive plant *Impatiens glandulifera* on the Collembola and Acari communities in a deciduous forest. Pedobiologia 57: 285-291

Schmitz G. 2007. Neue Nachweise von monophagen Herbivoren am neophyten *Impatiens glandulifera*: Siobla sturmi (Klug, 1817) (Hymenoptera: Tenthredinidae) und *Xanthorhoe biriviata* (Borkhausen, 1794) (Lepidoptera: Geometridae). Ent. Z. 117: 60-62

Skálová H, Jarošík V, Dvořáčková Š, Pyšek P. 2013. Effect of Intra- and Interspecific Competition on the Performance of Native and Invasive Species of Impatiens under Varying Levels of Shade and Moisture. PLoS ONE 8: e62842

Sobisz Z, Truchan M. 2008. Materials concerning the distribution of invasive species in central Pomerania. Botanika Steciana 12: 79-83

Stagl J, Mayr E, Koch H, Hattermann FH, Huang S. 2014. Effects of Climate Change on the Hydrological Cycle in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (red.). Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Starý P, Rakshani E, Tomanović Ž, Kavallieratos NG, Petrović A, Žikić V, Havelka J. 2014. Aphid-parasitoid Associations on the *Impatiens* Plants in Central Europe (Hemiptera, Aphididae; Hymenoptera, Braconidae, Aphidiinae). J. Entomol. Res. Soc. 16: 33-43

Starý P, Tkalců B 1998. Bumble-bees (Hym., Bombidae) associated with the expansive touch-me-not, *Impatiens glandulifera* in wetland biocorridors. Anz. Schadlinsk. Pflanzen Umweltchutz 71: 85-87

Śliwiński M. 2008. Selected anthropophytes of Bystrzyca riversides of the section Krasków – Jarnołtów. Acta Botanica Silesiaca 3: 121-136

Tanner RA, Pollard KM, Varia S, Evans HC, Ellison CA. 2015. First release of a fungal classical biocontrol agent against an invasive alien weed in Europe: biology of the rust, *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae*. Plant Pathology 64: 1130-1139

Tickner DP, Angold PG, Gurnell AM, Mountford JO. 2001. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. Progress in Physical Geography 25, 1: 22-52

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. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa

Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. Wyd. Uniw. Śląskiego, Katowice

Trewick S, Wade PM. 1986. The distribution and dispersal of two alien species of *Impatiens*, waterway weeds in the British Isles. Proceedings of the European Weed Research Society/Association of Applied Biologists. 7th Symposium on Aquatic Weeds, pp. 351-356. Loughborough

Ugoletti P, Reidy D, Jones MB, Stout JC. 2013. Do native bees have the potential to promote interspecific pollination in introduced *Impatiens* species? Journal of Pollination Ecology 11: 1-8

Vrchotová N, Šerá B, Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. Plant Soil Environ 57: 57-60

Willis SG, Hulme PE. 2002. Does temperature limit the invasion of *Impatiens glandulifera* and *Heracleum mantegazzianum* in the UK? Functional Ecology 16, 4: 530-539

Zając A, Zając M. (red.). 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego

Zając A., Zając M. (red.). 2015a. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zając M, Zając A. 2015b. Some regularities in the distribution of kenophytes in the Polish Carpathians and their foreland. Biodiv. Res. Conserv. 37: 11-20

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

AllergenOnline 2018. AllergenOnline (http://www.allergenonline.org/index.shtml) Data dostępu: 2018-01-29

Aphids 2018. Aphids on the World's Plants (http://www.aphidsonworldsplants.info/) Data dostępu: 2018-01-26

CABI 2016. *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam). W: Invasive species compendium [on-line]. CABI. (www.cabi.org/isc/) Data dostępu: 2018-01-29

DAISIE 2018. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (http://www.europe-aliens.org/) Data dostępu: 2018-01-26

FDA Poisonous Plant Database 2018. FDA Poisonous Plant Database (https://www.accessdata.fda.gov/scripts/Plantox/) Data dostępu: 2018-01-28

GBIF 2016. Synonyms for *Impatiens glandulifera*. (https://www.gbif-uat.org/species/9922093)

Helmisaari H. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera* (https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/i/impatiens-glandulifera/impatiens_glandulifera.pdf) Data dostępu: 2018-01-26

The Plant List 2013. The Plant List, Version 1.1 (http://www.theplantlist.org/) Data dostępu: 2018-01-26

3. Dane niepublikowane (N)

Pusz W. 2017. „Grzyby pasożytnicze występujące na wybranych gatunkach roślin inwazyjnych w Wigierskim Parku Narodowym" – etap I

Tanner R. 2011. Assessment of *Impatiens glandulifera* in its Introduced and Native range and the Potential for its Classical Biological Control. PhD Thesis, School of Biological Sciences Royal Holloway, University of London

4. Inne (I)

Bartosz R, Bukowska M, Chylarecki P, Ignatowicz A, Puzio A, Wilińska A. 2012. Ocena wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną oraz wynikające z niej wytyczne dla działań administracji ochrony przyrody do roku 2030. (ochronaprzyrody.gdos.gov.pl/files/artykuly/5478/Raport_bioroznorodnosc) Data dostępu: 2018-01-29

ebay 2018. RED WINE | *Impatiens glandulifera* | ULTRA RARE | 10 Seeds (https://www.ebay.co.uk/itm/RED-WINE-Impatiens-glandulifera-ULTRA-RARE-10-Seeds-/382205996748?hash=item58fd40aecc:g:QzYAAOSwFqJWoajL) Data dostępu: 2018-01-26

Equines & Toxic Plants 2018. Equines & Toxic Plants (http://www.webpages.uidaho.edu/range/toxicplants_horses/Toxic%20Plant%20Database.html) Data dostępu: 2018-01-28

Guide to Poisonous Plants 2018. Guide to Poisonous Plants (https://csuvth.colostate.edu/poisonous_plants) Data dostępu: 2018-01-28

olx 2018. Sprzedam rośliny,sadzonki,byliny,zioła,kwiaty,krzewy ozdobne do ogrodu (https://www.olx.pl/oferta/sprzedam-rosliny-sadzonki-byliny-ziola-kwiaty-krzewy-ozdobne-do-ogrodu-CID628-IDlY44Q.html) Data dostępu: 2018-01-26

Pisarczyk E, Tokarska-Guzik B. 2015. Risk Assessment of *Impatiens glandulifera* (https://circabc.europa.eu/sd/a/e77e105f-fa8d-417c-8d5e-7f903a395453/Impatiens%20glandulifera%20RA.pdf) Data dostępu: 2018-01-27

Portal pszczelarski 2014. Niecierpek gruczołowaty, niecierpek himalajski, niecierpek Roylego – roślina miododajna. (https://www.portalpszczelarski.pl/.../niecierpek_gruczolowaty-_niecierpek_himalajski-...) Data dostępu: 2018-01-29

Pożytki.pl 2018. Niecierpek gruczołowaty – *Impatiens glandulifera* Royle (http://www.apiflora.pl/jupgrade/index.php/roliny-obce/128-niecierpek-gruczolowaty) Data dostępu: 2018-01-26

Rejonowe Koło Pszczelarzy nr 2 w Łodzi 2018. Niecierpek Roylego / *Impatiens glandulifera* Royle (http://kolo-pszczelarzy.pl/nasiona-miododajnych/niecierpek-roylego-impatiens-glandulifera-royle/) Data dostępu: 2018-01-26

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Nowak T, Urbisz Al, Węgrzynek B, Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (https://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/PROPOZYCJA_listy_gatunkow_obcych_ver_online) Data dostępu: 2018-01-29

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Adamowski W. 1988-2017. Obserwacje zmniejszającej się popularności *Impatiens glandulifera* jako rośliny ozdobnej w rejonie Puszczy Białowieskiej

Dajdok Z, Bena W. 2009. Gatunki inwazyjne doliny Nysy Łużyckiej

Dajdok Z. 2017. Obserwacje terenowe z wybranych obszarów Sudetów

Krzysztofiak A, Krzysztofiak L. 2015. Znaczenie niecierpka gruczołowatego jako rośliny pokarmowej owadów

Krzysztofiak L. 2015a. Badania niecierpka gruczołowatego, jego biologii, ekologii i metod zwalczania

Krzysztofiak L. 2015b. Wpływ wód płynących na rozprzestrzenianie się niecierpka gruczołowatego

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

INSTYTUT OCHRONY PRZYRODY PAN

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Niecierpek drobnokwiatowy

2) nazwa łacińska: ***Impatiens parviflora*** DC.

3) nazwa angielska: Small balsam

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: –

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Balsamina parviflora*
Impatiens nevskii

c) synonimy nazwy angielskiej: Small-flowered touch-me-not

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Balsaminaceae

7) pochodzenie (region):
Azja Środkowa

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
GENERALNA DYREKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

9) charakterystyka gatunku

Roślina roczna, 10-150 cm wysoka, naga. Łodyga zgrubiała w węzłach, zielona, częściowo prześwitująca, górą rozgałęziona. Liście ustawione skrętoległe, jajowate lub eliptyczne, o zaostrzonym wierzchołku, 5-12 cm długie i 2,5-5 cm szerokie. Brzeg liścia ostro piłkowany, z 20-35 ząbkami z każdej strony. Ogonek liściowy opatrzony gruczołowatymi miodnikami pozakwiatowymi. Kwitnienie rozpoczyna się już w czerwcu i może trwać nawet do października. Niecierpek drobnokwiatowy wytwarza dwa rodzaje kwiatów: chasmogamiczne tj. otwarte, zapylane przez owady i klejstogamiczne czyli zamknięte i samopylne. Kwiaty chasmogamiczne są grzbieciste, bladożółte, czerwono kropkowate wewnątrz, 1-1,5 cm długie, zebrane po 4 do 10 w skrócone grona. Dolna, lejkowato wykształcona działka kielicha zwęża się w prostą, krótką ostrogę, dwie pozostałe są drobne, zielonkawe. Płatków 5, górny kapturkowaty, boczne zrośnięte parami, tworzą dolną wargę – miejsce lądowania zapylaczy, głównie muchówek z rodziny bzygowatych Syrphidae. Pręcików 5, zrośniętych nad słupkiem w czapeczkę, opadających po wysypaniu się pyłku i odsłaniających znamię słupka. Owocem jest podłużna torebka, do 2 cm długa, zawierająca 1 do 5 czarnych nasion, pękająca pięcioma odwijającymi się klapami i wyrzucająca nasiona na odległość ponad 3 m. Nasiona mogą być roznoszone na wiele innych sposobów: na sierści, upierzeniu i kopytach zwierząt, zbierane jako pokarm przez drobne ssaki, z transportem towarów lub gleby zawierającej nasiona. Jest to gatunek klimatu umiarkowanego, preferujący cień i półcień, najczęściej znajdowany przy oświetleniu wynoszącym 5-40% pełnego światła dziennego. Rośnie na różnych typach gleb o pH wynoszącym od 4,5 do 7,6.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

Gatunek naturalnie występuje w Azji Środkowej, gdzie jest składnikiem reliktowych lasów liściastych, lasów z dominacją orzecha włoskiego *Juglans regia*, dzikich jabłoni *Malus* sp., topoli osiki *Populus tremula* var. *tardifolia*, lasów łęgowych z dominacją topól *Populus* sp. w drzewostanie i licznymi gatunkami wierzb *Salix* sp. i tamaryszków *Tamarix* sp. oraz borów iglastych z dominacją świerka Schrenka *Picea schrenkiana*. Zasięg wysokościowy obejmuje tereny położone między 1000 a 2500 m n.p.m.

11) zastosowanie gospodarcze

Liście niecierpka drobnokwiatowego zawierają dużo witaminy C. Nasiona mogą być spożywane na surowo. Wysuszone łodygi tej rośliny mogą być źródłem pożywienia w czasie niedostatku żywności. Wyciągi z liści tego gatunku mogą być stosowane jako środek przeciwzapalny, moczopędny i przeciwskurczowy, hamują reakcje autoimmunologiczne i mogą być lekiem przeciwko toczniowi, atopowemu zapaleniu skóry, mają zastosowanie w leczeniu przeciwtrądzikowym, przeciwandrogenicznym, hipoglikemicznym, przeciwmiażdżycowym. Mają też działanie przeciwbakteryjne, przeciwgrzybicze oraz antyalergiczne. Ekstrakt ma działanie łagodnie przeczyszczające oraz ochronne dla wątroby, nerek i serca. Preparaty z niecierpka zapobiegają przerostowi prostaty i pomagają w leczeniu nerek i dróg moczowych. Gatunek ten bywa promowany jako roślina nektarodajna dla owadów.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1850

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Niecierpek drobnokwiatowy został wprowadzony do Polski w połowie XIX wieku. Pierwsze stwierdzenia gatunku poza uprawą, na obszarze Polski w obecnych granicach, pochodzą z okolic Gdańska i Krakowa. Kolejne stanowiska, do połowy XX w., pojawiały się głównie w południowo-zachodniej części kraju, na Pomorzu Gdańskim i w okolicach Warszawy. W drugiej połowie XX w. niecierpek drobnokwiatowy szybko rozprzestrzenił się spontanicznie, opanowując siedliska ruderalne, a następnie wkraczając do lasów. Najmniej stanowisk znanych było z północno wschodniej Polski, jednak obszar ten zaczął być szybko kolonizowany przez gatunek po 2000 r. Poza uprawę niecierpek drobnokwiatowy łatwo się wydostał w drodze autochorii – rozrzucania nasion podczas gwałtownego pękania owoców. Do środowiska przyrodniczego przedostał się także razem z zawierającymi jego nasiona odpadami z ogrodów, transportem towarów i gleby zawierającej nasiona. Celowe wprowadzanie niecierpka drobnokwiatowego jako ciekawostki botanicznej do europejskich ogrodów botanicznych, a następnie jego ucieczka na siedliska ruderalne, a później do lasów miały decydujące znaczenie dla jego rozprzestrzenienia.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

Niecierpek drobnokwiatowy rozmnaża się wyłącznie przez nasiona. Rośliny tego gatunku tworzą dwa rodzaje kwiatów: otwarte (chasmogamiczne), zapylane przez owady oraz zamknięte (klejstogamiczne, samopylne). W kwiatach chasmogamicznych pylniki zrośnięte w czapeczkę nad rozwijającym się słupkiem, w większości wypadków zapobiegają samozapyleniu. Niecierpek drobnokwiatowy jest rośliną samozgodną, co oznacza, że nasiona mogą powstawać w wyniku przeniesienia pyłku z jednego kwiatu na inny w obrębie tej samej rośliny. Nasiona są wyrzucane z pękających torebek na odległość do 3,4 metra, te które wpadną do rzek lub strumieni mogą zostać przeniesione z prądem wody na znaczne odległości. Nasiona wymagają chłodnej stratyfikacji czyli przyspieszenia procesu kiełkowania poprzez umieszczenie w niskiej temperaturze i wilgotnym podłożu. Większość nasion kiełkuje na wiosnę następnego roku, obserwowano jednak przeciąganie się kiełkowania do sierpnia. Niewielki procent nasion może przelegiwać w glebie do 3(5) lat, nie tracąc zdolności kiełkowania.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: ucieczki z uprawy gatunku jako ciekawostki botanicznej, ze względu na potencjalne właściwości lecznicze i nektarodajność;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: zawlekanie z odpadami z ogrodów na składowiska odpadów, w tym także nielegalne;
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): w sąsiedztwie istniejących populacji – na drodze autochorii – wyrzucania nasion na odległość kilku m, przenoszenie przez zwierzęta na sierści, upierzeniu, kopytach, bądź też w efekcie gromadzenia nasion jako zapasu pokarmu, transport nasion z wodami rzek i strumieni;
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): przenoszenie nasion z odpadami z ogrodów, z transportem towarów, a zwłaszcza drewna lub gleby zawierającej nasiona, np. podczas prac związanych z budową rurociągów lub podziemnych linii energetycznych, światłowodów, itp. Możliwe jest nieświadome zawlekanie gatunku na pojazdach.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Niecierpek drobnokwiatowy jest obecnie w Polsce szeroko rozprzestrzeniony, występuje we wszystkich województwach, jakkolwiek rozmieszczenie jego stanowisk nie jest równomierne. Zdecydowanie częściej spotyka się go w południowej, niż w północnej części kraju. Dane umieszczone na mapie nie w pełni odzwierciedlają sytuację gatunku w kraju - z jednej strony ilustrują duże nagromadzenie stanowisk, wynikające z prowadzenia intensywnych badań nad gatunkami inwazyjnymi, z drugiej strony - brak stanowisk w niektórych regionach kraju może, przynajmniej częściowo, wynikać z braku odpowiedniego rozpoznania sytuacji na ich terenie. Porównanie liczby stanowisk gatunku z roku 2000, z obecnie znanymi np. w rejonie Puszczy Białowieskiej i Knyszyńskiej, wskazuje na znaczy wzrost ich liczby. Należy zatem przypuszczać, że inwazja niecierpka drobnokwiatowego będzie dalej postępować.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:
Na podstawie studiów, w których porównywano sytuację gatunku na przestrzeni kilkudziesięciu lat, przeprowadzonych dla polskiej części Karpat i ich przedpola, można stwierdzić, że w ostatnich latach niecierpek drobnokwiatowy wykazywał duże tempo zajmowania nowych stanowisk i zwiększania zajmowanego areału. Do podobnych wniosków można dojść, analizując obecną sytuację tego gatunku na obszarach zajętych w niewielkim stopniu w drugiej połowie XX w., do których należy Polska północno-wschodnia.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Niecierpek drobnokwiatowy kolonizuje zarówno siedliska antropogeniczne (wysypiska śmieci, przydroża, nasypy i tory kolejowe, ogrody, sady, cmentarze, parki, rzadziej pola uprawne), jak i półnaturalne bądź

naturalne (lasy liściaste: łęgi, grądy, buczyny; bory mieszane, zbiorowiska okrajkowe), a rzadziej murawy kserotermiczne i torfowiska niskie. Gatunek ten rośnie z reguły na glebie mineralnej, wkracza jednak także na inne mikrosiedliska, takie jak ściółka, powalone kłody, wykrociska, pieńki, dziuple, kora żywych drzew. Preferuje miejsca o umiarkowanym nasłonecznieniu, ale wytrzymuje zarówno w miejscach silnie zacienionych, jak i otwartych, od suchych do wilgotnych i na glebach o odczynie silnie kwaśnym do zasadowego. Często jest głównym składnikiem runa w leśnych zbiorowiskach zastępczych na siedliskach grądów i borów mieszanych oraz na plantacjach drzew.

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,35

kategoria: mało inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,53

kategoria: nie zmieni się

opis:
Na podstawie prognoz dotyczących zmian klimatu i reżimu hydrologicznego trudno wyciągać jednoznaczne wnioski na temat ich wpływu na inwazyjność niecierpka drobnokwiatowego, posiadającego szeroką amplitudę ekologiczną. Prognozowane zmiany obejmują wzrost opadów w sezonie wegetacyjnym w pasie nadmorskim (co może oznaczać korzystniejsze warunki do ekspansji niecierpka, zwłaszcza w terenie otwartym), a jednocześnie zmniejszenie ilości opadów na pozostałym obszarze kraju (gdzie populacje niecierpka, zwłaszcza w terenie otwartym, mogą się zmniejszać w wyniku suszy). Ponadto opady w sezonie zimowym mają być wyższe, z większym niż dotychczas udziałem opadów deszczu, co może ograniczać występowanie niecierpka na terenach podtapianych. Ocieplenie klimatu może przyczynić się do wnikania niecierpka drobnokwiatowego w wyższe niż dotąd położenia górskie.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,35

kategoria: mały

opis:
Nie ma zgody co do jednoznacznej opinii na temat wpływu gatunku na środowisko przyrodnicze. Wyniki badań nad konkurencją niecierpka z rodzimymi gatunkami są sprzeczne. Obserwowano wzrost pokrycia niecierpka drobnokwiatowego w różnych siedliskach i typach zbiorowisk roślinnych. Zmianom tym towarzyszył spadek udziału innych roślin. Zmiany te przypisuje się albo nasileniu zaburzeń, z których niecierpek korzystał lub z jego możliwości konkurencyjnych. Inne badania, włącznie z porównaniem płatów zajętych i nie zajętych przez niecierpka, nie dowodzą negatywnego wpływu na rodzimą florę. W warunkach silnego oświetlenia, niskiej trofii niecierpek drobnokwiatowy może stawać się dominantem i górować nad rodzimym niecierpkiem pospolitym *Impatiens noli-tangere*. Eksperymentalne badania nad alleopatią czyli wydzielaniem szkodliwych dla innych gatunków substancji do podłoża wykazały silne inhibujące właściwości gatunku, tj. hamujące wzrost roślin modelowych; w tym przypadku gorczycy jasnej *Sinapis alba* i rzepaku *Brassica napus*. Z drugiej strony płytki system korzeniowy oraz niewielki okap liści nie predestynują niecierpka do bycia skutecznym konkurentem. Niecierpek drobnokwiatowy jest gospodarzem wielu gatunków mszyc w tym obcego pochodzenia np. *Impatientinum asiaticum*. Niektórzy badacze uważają, że obecność niecierpka wzbogaca faunę owadów. Na niecierpku pasożytują patogeny np. lęgniowiec *Plasmopara obducens*, który może przenosić się na rodzimego niecierpka.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

Gatunek może stanowić zagrożenie w szczególności dla cienistych lasów liściastych, zwłaszcza występujących na siedliskach wilgotnych tj.:

- 91E0 – Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae, Populetum albae, Alnenion glutinoso-incanae*);
- 91F0 – Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*);
- 9160 – Grąd subatlantycki (*Stellario-Carpinetum*);

- 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum, Tilio-Carpinetum*);
- 9110 – Kwaśne buczyny (*Luzulo-Fagenion*);
- 9130 – Żyzne buczyny (*Dentario glandulosae-Fagenion, Galio odorati-Fagenion*);
- 9150 – Ciepłolubne buczyny storczykowe (*Cephalanthero-Fagenion*).

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

Na siedliskach żyznych lasów liściastych gatunek może potencjalnie stanowić zagrożenie dla chronionych roślin:

- lilia złotogłów (*Lilium martagon*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną ścisłą;
- kruszczyk szerokolistny (*Epipactis helleborine*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową
- kruszczyk rdzawoczerwony (*E. atrorubens*) – umieszczony na polskiej czerwonej liście w kategorii NT (bliski zagrożenia), objęty ochroną częściową.

Spośród innych gatunków można wymienić byliny takie jak:

- kopytnik pospolity (*Asarum europaeum*) – gatunek niezagrożony, nieobjęty ochroną lecz będący wskaźnikiem starych lasów;
- szczyr trwały (*Mercurialis perennis*) – gatunek niezagrożony, nieobjęty ochroną, wskaźnik starych lasów;
- gajowiec żółty (*Galeobdolon luteum*) – gatunek niezagrożony, nieobjęty ochroną, wskaźnik starych lasów.
- niecierpek pospolity (*Impatiens noli-tangere*) – gatunek niezagrożony, nie objęty ochroną, wskaźnik starych lasów.

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,15

kategoria: bardzo mały

opis:
Niecierpek drobnokwiatowy teoretycznie jest w stanie powodować straty w leśnictwie. Duże skupienia niecierpka mogłyby zagłuszyć siewki lasotwórczych drzew. Gatunek ten bywa też gospodarzem wirusa mozaiki ogórka oraz mszycy *Aphis fabae* – pasożyta wielu gatunków uprawnych roślin.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,00

kategoria: bardzo mały

opis:
Gatunek ten nie wywiera żadnego wpływu na zdrowie człowieka.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,33

kategoria: umiarkowanie negatywny

opis:
W zakresie usług zaopatrzeniowych niecierpek drobnokwiatowy może wpływać negatywnie na rekrutację siewek na plantacjach leśnych, jednak brak jest przekonujących badań w tym zakresie. Roślina ta bywa też gospodarzem wirusa mozaiki ogórka oraz mszycy *Aphis fabae* – pasożyta wielu gatunków uprawnych roślin. Niektóre doniesienia wskazują, że niecierpek drobnokwiatowy może być rośliną jadalną (dostarcza dużo witaminy C) oraz potencjalnie leczniczą. W przypadku usług regulacyjnych gatunek może wpływać na właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne gleby, lecz wymaga to dalszych badań. Może mieć negatywny wpływ na usługi kulturowe. Niecierpek często wkracza na tereny chronione (parki narodowe, rezerwaty), co w oczach ekoturystów obniża ich walory przyrodnicze.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Próby zwalczania niecierpka drobnokwiatowego przez jego wyrywanie przed wydaniem owoców prowadzono lub prowadzi się obecnie m.in. w parkach narodowych: Babiogórskim, Białowieskim, Wigierskim i Wolińskim, a także w Zaborskim Parku Krajobrazowym oraz w obszarze Natura 2000 Biała PLH 220016 w województwie pomorskim. Mechaniczne usuwanie osobników jest skuteczne, ale czaso- i pracochłonne. W Białowieskim PN

likwidacja jednej populacji zajęła 9 lat. W celu uniknięcia zawleczenia zdolnych do kiełkowania nasion na okoliczne wysypiska śmieci zebrany i wyniesiony poza stanowisko materiał suszono przez dobę w temperaturze 105°C. Nie są znane metody chemiczne z użyciem herbicydów ani biologiczne, choć naturalny wróg, grzyb *Puccinia komarovii* może powodować 100% śmiertelność populacji na stanowisku.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **S4** – gatunek średniego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (lista ostrzegawcza)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Adamowski A, Bomanowska A. 2016. Niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* DC. W: A. Obidziński, E. Kołaczkowska, A. Otręba (red.). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 25-31. BioDar, Izabelin–Kraków.

Adamowski W, Bomanowska A, Kołaczkowska E, Michalska-Hejduk D, Kopeć D, Bednarek A. 2014. Gatunki jednoroczne. W: Otręba A, Michalska-Hejduk D. (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. ss. 37-50. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Anders I, Stagl J, Auer I, Pavlik D. 2014. Climate Change in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (eds) Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Bacigálová K, Eliáš P, Šrobarova A. 1998. *Puccinia komarovii* – a rust fungus on *Impatiens parviflora* in Slovakia. Biologia, Bratislava 53: 7-14

Bomanowska A, Kirpluk I, Adamowski W, Palus J, Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. W: Otręba A, Michalska-Hejduk D. (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. ss. 9-14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Brcak J. 1979. Isolates of cucumber mosaic virus from spontaneously infected plants of *Chelidonium majus* and *Impatiens parviflora*. Biologia plantarum 21: 220-223

Bulajic A, Vucurovic A, Stanković I, Ristić D, Jovic J, Stojkovic B, Krstic B. 2011. First report of *Plasmopara obducens* on *Impatiens walleriana* in Serbia. Plant Disease 95: 491

Celesti-Grapow L, Pretto F, Carli E, Blasi C. (eds.) 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Universita La Sapienza, Roma

Chen YL, Akiyama S, Ohba H. 2008. Balsaminaceae. W: ZY Wu and PH Raven (eds.), Flora of China. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press. 12: 43-113

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 (https://www.researchgate.net/publication/265250389)

Chmura D, Żarnowiec J, Staniaszek-Kik M. 2016. Interactions between plant traits and environmental factors within and among montane forest belts: a study of vascular species colonising decaying logs. Forest Ecology and Management 379: 216-225

Choi YJ, Han JG, Park MJ, Shin HD. 2009. Downy Mildew of *Impatiens balsamina* and *I. walleriana* in Korea. Plant Pathol. J. 25: 433

Chytrý M, Maskell LC, Pino J, Pyšek P, Vila M, Font X, Smart SM. 2008. Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. Journal of Applied Ecology 45(2): 448-458.

Coombe DE. 1956. *Impatiens parviflora* Journal of Ecology 44: 701-712

Csiszar Á, Bartha D. 2008. Small balsam (*Impatiens parviflora* DC.). W: Botta-Dukat Z, Balogh L. (red.). The most important invasive plants in Hungary. ss. 139-149. HAS Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, Hungary

Csiszár Á, Korda M, Schmidt D, Šporcic D, Teleki B, Tiborcz V, Zagyvai G, Bartha D. 2012. Study on allelopathic potential of some invasive and potentially invasive neophytes. International Scientific Conference March 26-27 2012 on Sustainable Development & Ecological Footprint. 1-6.

Cvachová A, Gojdičová E. 1999. Údaje ku rozšíreniu niektorých nepôvodných, invázne sa správajúcich druhov rastlín na Slovenska. W: Eliáš P. (red.). Invázie a invázne organizmy 2. 104-134. Slovenský Národný Komitét Scope, Nitra

Dajdok Z, Wuczyński A. 2008. Alien plants in field margins and field of southwestern Poland. Biodiversity Research and Conservation 9-10: 19-33

Diekmann M, Effertz H, Baranowski M, Dupré C 2016 Weak effects on plant diversity of two invasive *Impatiens* species. Plant ecology 217: 1503-1514

Düll R, Kutzelnigg H. 1988. Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch Heidelberg, Wiesbaden, Germany: Quelle & Meyer

Ebel AL, Strelnikova TO, Kupriyanov AN, Anenkhonov OA, Ancipovich ES, Antipova EM, Verkhozina AV, Efremov AN, Zykov EY, Mikhailova SI, Plikina NV, Ryabovol SV, Silantieva MM, Stepanov NV, Terekhina TA, Chernova OD, Shaulo DN. 2014. Invasive and potentially invasive species of Siberia. Newsletter of Main Botanical Garden RAS. 2014: 1-68

Eliáš P. 1999. Biological and ecological causes of invasion of *Impatiens parviflora* DC. into forest communities in Central Europe. Acta Horticulturae and Regiotecturae 1: 1-3

Florczak B, Gadomska A, Grabowska-Paluszkiewicz J, Miotke M. 2015. Walka z niecierpkiem drobnokwiatowym *Impatiens parviflora* w obszarze Natura 2000 Biała PLH 220016 w województwie pomorskim. W: L. Krzysztofiak, A. Krzysztofiak (red.). Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Wydawca: Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda", Krzywe. s. 91-96.

Florianová A, Münzbergová Z. 2017. Invasive *Impatiens parviflora* has negative impact on native vegetation in oak-hornbeam forests. Flora 226: 10-16

Florianová A, Münzbergová Z. 2018. Drivers of natural spread of invasive *Impatiens parviflora* differ between life-cycle stages. Biological Invasions (https://doi.org/10.1007/s10530-018-1691-6)

Galera H, Sudnik-Wójcikowska B. 2010. Central European gardens as centres of dispersal of alien plants Acta Societatis Botanicorum Poloniae 79(2): 147-156.

Glushakova AM, Kachalkin AV, Chernov IY. 2015. Effect of invasive herb species on the structure of soil yeast complexes in mixed forests exemplified by *Impatiens parviflora* DC. Microbiology 84: 717-721

Godefroid S, Koedam N. 2010. Comparative ecology and coexistence of introduced and native congeneric forest herbs: *Impatiens parviflora* and *I. noli-tangere*. Plant Ecology and Evolution 143: 119-127

Görg M, Ploch S, Kruse J, Kummer V, Runge F, Choi YJ, Thines M. 2017. Revision of *Plasmopara* (Oomycota, Peronosporales) parasitic to *Impatiens*. Mycol Progress 16: 791-799 (DOI 10.1007/s11557-017-1316-y)

Graae BJ. 2002. The role of epizoochorous seed dispersal of forest plant species in a fragmented landscape. Seed Science Research 12: 113-121

Griebel C. 1948. Springkraut *Impatiens parviflora* DC als Wildgemüse. Zeitschrift für Lebensmitteluntersuchung und -Forschung A 89: 411-415

Gucwa-Przepióra E, Chmura D, Sokołowska K. 2016. AM and DSE colonization of invasive plants in urban habitat: a study of Upper Silesia (southern Poland). Journal of Plant Research 129: 603-614

Harlan BR, Granke L, Hausbeck MK. 2017. Epidemiology and management of impatiens downy mildew in the United States. Acta Horticulturae 1170: 1051-1056 (DOI: 10.17660/ActaHortic.2017.1170.135)

Hartmann E, Schuldes H, Kübler R, Konold W. 1995. Neophyten: Biologie, Verbreitung und Kor[illegible] ausgewählter Arten. Ecomed-Verlag, Landsberg

Hatcher PE. 2003. Biological flora of the British Isles, No. 227. *Impatiens noli-tangere* L. Journal of Ecolo[illegible] 147-167

Hegi G. 1965. Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Munich, Germany.

Hejda M. 2012. What is the impact of *Impatiens parviflora* on diversity and composition of herbal layer communities of temperate forests? PloS One 7.6: e39571..

Janssens S, Geuten K, Yong-Ming Yuan Y.-M, Song Y, Kupfer P, Smets E. 2006. Phylogenetics of *Impatiens* and *Hydrocera* (Balsaminaceae) using chloroplast atpB-rbcL spacer sequences. Systematic Botany 31: 171-180

Jarčuška B, Slezák M, Hrivnák R, Senko D. 2016. Invasibility of alien *Impatiens parviflora* in temperate forest understories. Flora 224: 14-23

Jouret M-F. 1974. Quelques aspects ecologiques de la dormance et de la germination chez *Impatiens parviflora* DC. Bull. Soc. roy., Bot. Belg. 107: 323-341

Kamieński F. 1884. Nowy nabytek flory polskiej. Pamiętnik Fizjograficzny 4: 266-271

Kirpluk I, Bomanowska A. 2015. The occurrence of alien species in the settlement areas of the Kampinos National Park and its vicinity (Central Poland). Biodiv. Res. Conserv. 39: 79-90

Kowarik I. 2003 Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Germany: Ulmer

Kujawa-Pawlaczyk J. 1991. Rozprzestrzenianie się i neofityzm *Impatiens parviflora* DC. w Puszczy Białowieskiej. Phytocoenosis N.S. 3: 213-222

Laube J, Sparks T, Bässler C, Menzel A. 2015. Small differences in seasonal and thermal niches influence elevational limits of native and invasive balsams. Biological Conservation 191: 682-691

Lenda M, Skórka P, Knops JMH, Moroń D, Sutherland WJ, Kuszewska K, Woyciechowski M. 2014. Effect of the Internet Commerce on Dispersal Modes of Invasive Alien Species. PLoS ONE 9: e99786 (https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099786) Data dostępu: 2018-02-03

Lisek J. 2012. Synanthropic orchard flora in West Mazovia – Central Poland. Journal of Fruit and Ornamen[illegible] Plant Research 20(2): 71-83

Łapok R, Borkowska L, Lembicz M, Jensen K, Kasprzykowski Z. 2018. A narrow-gauge railway in the Białowieża Primeval Forest as a corridor for non-native species migration. Flora 240: 40-47

Łuczaj Ł. 2002. Dzikie rośliny jadalne Polski. Przewodnik survivalowy. Chemigrafia, Krosno.

Łysik M. 2008. Ten years of change in ground-layer vegetation of European beech forest in the protected area (Ojcow national park, south Poland). Polish Journal of Ecology 56: 17-31

Majewski T. 1979. Flora Polska Rośliny zarodnikowe Polski i ziem ościennych. Grzyby (Mycota) Tom XI 65-66

Matthews J, Beringen R, Boer E, Duistermaat H, Odé B, Van Valkenburg JLCH, van der Velde G, Leuven RSEW. 2015. Risks and management of non-native *Impatiens* species in the Netherlands Department of Environmental Science, Institute for Water and Wetland Research, Faculty of Science, Radboud University

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophyts of Poland a checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow

Mitrus S, Moroń D, Nowak A. 2017. Impact of plant cover on the cavity-nesting ant *Temnothorax crassispinus*. Ecological Entomology 42: 748-757

Moravcová L, Pyšek P, Jarošik V, Havlíčková V, Zakravský P. 2010. Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. Preslia 82: 365-390

Nehring S, Kowarik I, Rabitsch W, Essl F. (red.) 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352: 1-252

Nowińska R, Urbański P, Szewczyk W. 2009. Species diversity of plants and fungi on logs of fallen trees of different species in oak-hornbeam forests. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 388, Botanika-Steciana 13: 109-124

Olaczek R. 1998. The synanthropization of plant cover in the protected areas as a scientific and conservation problem. Phytocoenosis (N.S.) 10: 275-279

Parfenov VI. (ed.) 1999. Opredelitel' vysšich rastenij Belarusi Izdatel'stvo "Dizajn PRO", Minsk

Perrins J, Fitter A, Williamson M. 1993. Population biology and rates of invasion of three introduced *Impatiens* species in the British Isles. Journal of Biogeography 20: 33-44

Piskorz R, Klimko M. 2001. Kolonizacja powalonych drzew i buchtowisk dzików przez *Impatiens parviflora* DC. w zbiorowiskach *Galio silvatici-Carpinetum* wybranych rezerwatow Wielkopolskiego Parku Narodowego. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 334 Botanika Steciana 4: 151-163

Piskorz R, Klimko M. 2006. The effect of *Puccinia komarovii* Tranzsch. infection on characters of *Impatiens parviflora* DC. in *Galio sylvatici-Carpinetum* (R. Tx. 1937) Oberd. 1957 forest association. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 75: 51-60

Piskorz R, Klimko M. 2007. Współwystępowanie *Impatiens parviflora* i wybranych roślin lasu dębowo-grabowego w Wielkopolskim Parku Narodowym. Sylwan 2: 43-58

Piskorz R, Urbańska M. 2007. Utilization of the invasive plant *Impatiens parviflora* DC. by the snail *Columella edentula* (Draparnaud) in oak-hornbeam forests. Acta Soc. Bot. Pol. 76,1: 61-67

Polak Z. 1967. *Impatiens parviflora* DC. – a natural host of cabbage black ringspot and cucumber mosaic viruses. Biologia Plantarum 9: 354-359

Popiela A, Łysko A, Sotek Z, Ziarnek K. 2015. Preliminary results of studies on the distribution of invasive alien vascular plant species occurring in semi-natural and natural habitats in NW Poland Biodiv. Res. Conserv. 37: 21-35

Schmitz G. 1991. Nutzung der Neophyten *Impatiens glandulifera* Royle und *I. parviflora* DC. durch phytophage Insekten im Raum Bonn. Entomologische Nachtrichten und Berichte 35: 260-265

Schmitz G. 1998. *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) als Neophyt in mitteleuropaische Waldern und Forsten: Eine biozonotische Analyse. Z. Okologie u. Naturschutz 7: 193-206

Skálová H, Jarošík V, Dvořáčková Š, Pyšek P. 2013. Effect of Intra- and Interspecific Competition on the Performance of Native and Invasive Species of *Impatiens* under Varying Levels of Shade and Moisture. PLoS ONE 8: e62842.

Sobisz Z, Truchanowicz M. 2008. Materials concerning the distribution of invasive species in central Pomerania. Botanika Steciana 12: 79-83

Stagl J, Mayr E, Koch H, Hattermann FH, Huang S. 2014. Effects of Climate Change on the Hydrological Cycle in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (red.). Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Staniaszek-Kik M, Żarnowiec J. 2013. Invasive alien plants on decaying wood and on treefall disturbances in forests in the Karkonosze Mts (Sudeten, Sw Poland). Inżynieria Ekologiczna 32: 155-163

Starý P, Rakshani E, Tomanović Ž, Kavallieratos NG, Petrović A, Žikić V, Havelka J. 2014. Aphid-parasitoid Associations on the *Impatiens* Plants in Central Europe (Hemiptera, Aphididae; Hymenoptera, Braconidae, Aphidiinae). J. Entomol. Res. Soc., 16: 33-43

Stešević D, Drescher A. 2011. Additions to the flora of Montenegro. Natura Montenegrina 10: 7-16

Stukalyuk SV. 2016. Changes in the structure of broad-leaved forest ant assemblages due to domination of *Impatiens parviflora* DC. (Balsaminaceae) in herbaceous layer. Russian Journal of Biological Invasions 2016: 101-117

Tichomirov WN. 1987. Opredelitel' rastenij Meščery. Čast' 2. Izdatel'stvo Moskovskogo Universiteta, Moskva.

Tickner DP, Angold PG, Gurnell AM, Mountford JO. 2001. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. Progress in Physical Geography 25, 1: 22-52

Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. Wyd. Uniw. Śląskiego, Katowice

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. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (http://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/Rosliny_obcego_pochodzenia_w_PL_poprawione.pdf)

Trepl L. 1984. Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. J. Cramer, Vaduz.

Vervoort A, Jacquemart AL. 2012. Habitat overlap of the invasive *Impatiens parviflora* DC with its native congener *I. noli-tangere* L. Phytocoenologia 42: 249-257

Vrchotová N, Šerá B, Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. Plant Soil Environ 57: 57-60

Woźniak A, Soroka M. 2015. Syntaxonomic evaluation of segetal communities with *Ambrosia artemisiifolia* L. on arable fields in western Ukraine Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Sectio E, Agricultura 70: 81-91

Zając A, Zając M. 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego

Zając A, Zając M (red.). 2015a. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zając I, Jaśkiewicz K, Jędrzejewska E. 2015. Rozmieszczenie stanowisk inwazyjnych gatunków roślin naczyniowych w Suwalskim Parku Krajobrazowym Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 22: 65-78

Dane pochodzące z baz danych

AllergenOnline. 2018. AllergenOnline. (http://www.allergenonline.org/index.shtml) Data dostępu: 2018-04-20

Aphids 2018. Aphids on the World's Plants (http://www.aphidsonworldsplants.info/) Data dostępu: 2018-01-26

Branquart E, Van Landuyt W, Van Rossum F, Verloove F, Vervoort A. 2010. *Impatiens parviflora* – Small yellow balsam. (http://ias.biodiversity.be/species/show/66) Data dostępu: 2018-04-14

DAISIE 2018. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (http://www.europe-aliens.org/) Data dostępu: 2018-01-26

Pitkin B, Ellis W, Plant C, Edmunds R. 2018. The Leaf and Stem Mines of British flies and other insects (http://www.ukflymines.co.uk/) Data dostępu: 2018-04-20

Tanner R. 2008. Datasheets: *Impatiens parviflora* (small balsam). CAB Europe – UK, Bakeham Lane, Egham, Surrey TW20 9TY, UK (https://www.cabi.org/isc/datasheet/28768) Data dostępu: 2018-04-14

The Plant List 2013. The Plant List, Version 1.1 (http://www.theplantlist.org/) Data dostępu: 2018-01-26

Weed Risk Assessment 2013. for *Impatiens parviflora* DC. (Balsaminaceae) – Smallflower touch-me-not, small balsam United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service

Dane niepublikowane

Budziszewska J. 2006. Grzyby na nasionach niecierpka pospolitego (*Impatiens noli-tangere* L.) i niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora* DC.) oraz ich potencjalny wpływ na ekspansję jednego z gatunków. Praca licencjacka, Uniwersytet Warszawski

Chmura D. 2002. Występowanie kenofitów w zbiorowiskach leśnych na Wyżynie Śląskiej. Praca doktorska Uniwersytet Śląski w Katowicach

Inne

Bartosz R, Bukowska M, Chylarecki P, Ignatowicz A, Puzio A, Wilińska A. 2012. Ocena wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną oraz wynikające z niej wytyczne dla działań administracji ochrony przyrody do roku 2030. (ochronaprzyrody.gdos.gov.pl/files/artykuly/5478/Raport_bioroznorodnosc) Data dostępu: 2018-01-29

Blagoveshenskaya EJ. 2014. Diseases of *Impatiens parviflora* DC. at the biological station of MSU. 23-30

Bobul'ská L, Demková L. 2017. Effect of invasive species *Impatiens parviflora* on soil microbial indices in the protected areas in Slovakia.

BSBI 2018. Botanical Society of Britain and Ireland (https://bsbi.org/) Data dostępu: 2018-04-14

Rozporządzenie... 2011. 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 Dziennik Ustaw 210: 1260

Różański H. 2009. Niedoceniane ziele: niecierpek. Porady na zdrowie 11: 16-17 (http://www.poradynazdrowie.manpol.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=99) Data dostępu: 2018-04-14

Zitter TA, Murphy JF. 2009. *Cucumber mosaic* The Plant Health Instructor doi: 10.1094/PHI-I-2009-0518-01 (http://www.apsnet.org/edcenter/intropp/l essons/viruses/Pages/Cucumbermosaic.aspx)

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Adamowski W. 1989-2003. Obserwacje wzrostu *Impatiens parviflora* na torach kolejowych na przedpolu Puszczy Białowieskiej

Adamowski W. 2017. Obserwacje kiełkowania *Impatiens parviflora* na Polanie Białowieskiej

Autorzy karty:
Wojciech Adamowski[1], Damian Chmura[2], Czesław Hołdyński[3]

[1] Białowieska Stacja Geobotaniczna, Instytut Botaniki, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski
[2] Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej
[3] Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Biotechnologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Wojciech Adamowski
2. Damian Chmura
3. Czesław Hołdyński

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr	Białowieska Stacja Geobotaniczna, Instytut Botaniki, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski	28-01-2018
(2)	dr hab.	Zakł. Ekologii i Ochr. Przyr., Inst. Ochr. i Inż. Środowiska, Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej	10-04-2018
(3)	prof. dr hab.	Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Biotechnologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie	18-04-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Niecierpek drobnokwiatowy
nazwa łacińska: ***Impatiens parviflora*** DC.
nazwa angielska: Small balsam

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

Nazewnictwo przyjęto za Mirkiem i in. (2002 – P). Nazwa łacińska jest powszechnie akceptowana (The Plant List 2013 – B). Synonimy nazwy łacińskiej: *Balsamina parviflora* (DC.) Ser. (The Plant List 2013 – B), *Impatiens nevskii* Pobed. (Matthews i in. 2015 – P).

nazwa polska (synonim I)	nazwa polska (synonim II)
–	–
nazwa łacińska (synonim I)	nazwa łacińska (synonim II)
Balsamina parviflora	*Impatiens nevskii*
nazwa angielska (synonim I)	nazwa angielska (synonim II)
Small-flowered touch-me-not	–

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:
–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

- [ ] rodzimy na obszarze Polski
- [ ] obcy, niewystępujący na obszarze Polski
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
- [x] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

aconm04. Komentarz:

Impatiens parviflora został zaobserwowany po raz pierwszy na obecnym obszarze Polski w 1850 roku i od tego czasu stale się rozprzestrzenia. Gatunek ten posiada w Polsce status inwazyjnego kenofita (Tokarska-Guzik 2005 – P). W 2012 roku został zaliczony do grupy gatunków obcego pochodzenia, zadomowionych i inwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Gatunek występuje na terenie całego kraju (Zając A. i Zając M. 2001, Tokarska-Guzik 2005 – P), choć najwięcej stanowisk ma w jego południowej i zachodniej części. Odnotowano go na ponad 6730 stanowiskach (Tokarska-Guzik 2005 – P). Dalsze rozprzestrzenianie się *Impatiens parviflora* można uznać za niemal pewne, zwłaszcza wobec pojawiania się kolejnych doniesień o jego występowaniu (por. Popiela i in. 2015, Zając i in. 2015, Łapok i in. 2018 – P).

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

- [x] środowisko przyrodnicze
- [x] uprawy roślin
- [ ] hodowle zwierząt
- [ ] zdrowie ludzi
- [ ] inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Impatiens parviflora może dość silnie wpływać na środowisko przyrodnicze: często tworzy on jednogatunkowe skupienia, a większość siewek pojawia się wcześniej niż siewki rodzimych gatunków (Trepl 1984 – P) i niemal jednocześnie, dzięki czemu może on monopolizować dostęp do światła (Nehring i in. 2013 – P) i konkurować z niecierpkiem pospolitym *Impatiens noli-tangere* (Vervoort i Jacquemart 2012 – P), a nawet z rodzimymi gatunkami bylin, takimi jak kopytnik pospolity *Asarum europaeum*, szczyr trwały *Mercurialis perennis* lub gajowiec pospolity *Galeobdolon luteum* (Branquart i in. 2010 – B, Glushakova i in. 2015 – P). Bardziej szczegółowe obserwacje kiełkowania tego gatunku wykazały pojawianie się siewek jeszcze na początku sierpnia (Adamowski 2017 – A). Pojawy rdzy *Puccinia komarowii* (Bacigalová i in. 1998, Piskorz i Klimko 2006 – P) są w stanie w znacznym stopniu ograniczyć jego liczebność na danym stanowisku i ograniczyć reprodukcję, jednak natężenie porażenia jest bardzo zmienne w przestrzeni i czasie. Niecierpek drobnokwiatowy jest w środkowej Europie gospodarzem mszycy *Aphis fabae*, atakującej również rodzimego w Polsce niecierpka pospolitego *Impatiens noli-tangere* (Starý i in. 2014 – P). Inne źródła (Aphids 2018, Tanner 2008 – B) podają jeszcze *Impatientinum asiaticum*, *Impatientinum balsamines* i *Impatientinum impatiens* jako mszyce atakujące zarówno *Impatiens parviflora*, jak i *Impatiens noli-tangere*, brak jednak informacji z jakiego rejonu świata pochodzą obserwacje. W Wielkiej Brytanii wyhodowano na *Impatiens parviflora* (Coombe 1956 – P) miernikowca *Xanthorhoe biriviata*, żerującego na *Impatiens noli-tangere* w kontynentalnej Europie (Hatcher 2003 – P). Mączlik *Aleurodes lonicerae* często żerujący na niecierpku pospolitym został zaobserwowany na *Impatiens parviflora* w okolicach Bonn (Schmitz 1991 – P). Na liściach obu wyżej wymienionych niecierpków żeruje muchówka *Phytoliriomyza melampyga* i motyl zmrocznik gładysz *Deilephila elpenor* (Schmitz 1991, Hatcher 2003 – P, Pitkin i in. 2018 – I). Możliwe są kolejne wymiany monofagicznych dotąd roślinożerców między poszczególnymi gatunkami niecierpków. *Plasmopara obducens* została niedawno podana z *Impatiens parviflora* w Rosji (Blagoveshenskaya 2014 – I). Łęgniowiec ten poraża rodzimy w Europie gatunek niecierpka; był on także uważany za przyczynę zamierania niecierpka sułtańskiego *Impatiens walleriana* (Choi i in. 2009, Bulajic i in. 2011, Harlan i in. 2017 – P), często hodowanego jako roślina ozdobna. Jednak przeprowadzona ostatnio rewizja systematyczna (Görg i in. 2017 – P) wykazała, że patogen *Impatiens walleriana* należy do odrębnego gatunku, nazwanego *Plasmopara destructor*. Niewykluczone jest występowanie na niecierpku drobnokwiatowym patogenów o szerszym spektrum gospodarzy, co w przypadku jego rozprzestrzenienia się w całej Polsce mogłoby się przyczynić do rozprzestrzenienia tych patogenów. Opinie na temat oddziaływania niecierpka drobnokwiatowego na integralność ekosystemu przez zaburzanie jego czynników biotycznych są podzielone: Branquart i in. (2010 – B) oraz Glushakova i in. (2015 – P) obserwowali zmniejszenie liczby gatunków na powierzchniach opanowanych przez niecierpka drobnokwiatowego, podczas gdy Hejda (2012 – P) oraz Diekmann i in. (2015 – P) nie odnotował takiej zależności. Matthews i in. (2015 – P) wśród możliwych skutków inwazji *Impatiens parviflora* wymieniają ograniczenie regeneracji drzew. Istnieją jednak dowody na silne oddziaływanie *Impatiens parviflora* na żywe organizmy: Florianová i Munzbergová (2017 – P) wykazały wzrost liczby rodzimych gatunków na powierzchniach badawczych po usunięciu niecierpka drobnokwiatowego i znaczące zmiany składu florystycznego; Glushakova i in. (2015 – P) wykazali wpływ jego inwazji na skład i obfitość występowania glebowych drożdży, Bobul'ská i Demková (2017 – I) na aktywność enzymatyczną gleb, a Stukalyuk (2016 – P) na skład ugrupowań mrówek. W badaniach Piskorz i Urbańskiej (2007 – P) ślimak *Columella edentula* często żerował na niecierpku, często też wybierał dolną stronę jego liści jako miejsce odpoczynku. Substancje wydzielane do gleby przez korzenie, bądź też dostające się do niej w wyniku rozkładu roślin niecierpka drobnokwiatowego mogą hamować kiełkowanie i wzrost innych gatunków roślin. W warunkach laboratoryjnych *Impatiens parviflora* oddziaływał najsłabiej z trzech badanych pod tym względem gatunków niecierpków (gruczołowatego *Impatiens glandulifera*, pospolitego *Impatiens noli-tangere*, drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*; Vrchotová i in. 2011 – P), jednak w innym studium (Csiszár i in. 2012 – P) kolejność siły oddziaływania badanych niecierpków (niecierpek Balfoura *Impatiens balfourii*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*) zależała od stężenia wyciągu. Niecierpek drobnokwiatowy stosunkowo rzadko bywa chwastem pól uprawnych, częściej ogródków przydomowych i sadów (Dajdok i Wuczyński 2007, Adamowski i in. 2014, Woźniak i Soroka 2015 – P), szkółek i młodych nasadzeń leśnych (Matthews i in. 2015 – P).

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie)**, po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf02. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

acomm06. Komentarz:

Impatiens parviflora jest już zadomowiony w Polsce, zatem prawdopodobieństwo jego pojawienia się wskutek samodzielnej ekspansji jest wysokie, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety Harmonia^{+PL}). *Impatiens parviflora* został po raz pierwszy znaleziony na obecnym obszarze Polski w roku 1850 i od tego czasu stale się rozprzestrzenia (Zając A. i Zając M. 2001, Tokarska-Guzik 2005 – P). Roślina ta jest rozpowszechniona we wszystkich krajach sąsiadujących z Polską (Cvachová i Gojdičova 1999, Parfenov 1999 – P, DAISIE 2018 – B) i może spontanicznie migrować na terytorium naszego kraju, np. wzdłuż szlaków kolejowych, cieków wodnych, a także epizoochorycznie (na sierści, piórach lub kopytach zwierząt; Trepl 1984 – P).

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf03. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

acomm07. Komentarz:

Impatiens parviflora jest już zadomowiony w Polsce, zatem prawdopodobieństwo jego pojawienia się wskutek niezamierzonych działań człowieka jest wysokie, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*$^{+PL}$). Roślina ta jest rozpowszechniona we wszystkich krajach sąsiadujących z Polską oraz w większej części Europy (Cvachová i Gojdičova 1999, Parfenov 1999 – P, DAISIE 2018 – B) i może zostać stamtąd nieświadomie zawleczona na terytorium naszego kraju, np. z transportem płodów rolnych z obszarów, gdzie gatunek pojawia się na polach, na pojazdach, itp.

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf04. Odpowiedź udzielona z

małym	średnim	dużym	stopniem pewności
		X	

acomm08. Komentarz:

Impatiens parviflora jest już zadomowiony w Polsce, zatem prawdopodobieństwo jego pojawienia się wskutek zamierzonych działań człowieka jest wysokie, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*$^{+PL}$). Gatunek ten jest rzadko uprawiany poza ogrodami botanicznymi i mało efektowny, jednak jego nasiona można znaleźć w sprzedaży internetowej, bywa też promowany jako roślina nektarodajna dla owadów (Matthews i in. 2015 – P). Nie został on umieszczony w "Rozporządzeniu 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" (Rozporządzenie... 2011 – I), przez co nie ma

podstaw prawnych do szeroko zakrojonego zwalczania lub kontroli handlu niecierpkiem drobnokwiatowym.

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm09. Komentarz:

Impatiens parviflora jest już zadomowiony w Polsce, zatem warunki klimatyczne są optymalne dla jego występowania, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*[+PL]). Niecierpek drobnokwiatowy rozprzestrzenia się zarówno w klimatach znacznie ostrzejszych niż klimat Polski (okolice Moskwy, Tichomirov 1987 – P; południowa Syberia, Ebel i in. 2014 – P), jak i cieplejszych (północne Włochy, Celesti-Grapow i in. 2010 – P; Czarnogóra, Stešević i Drescher 2011 – P). Niecierpek drobnokwiatowy kwitnie dłużej w Polsce – tj. od maja do października (Chmura 2014 – P) niż w ojczyźnie, gdzie zakwita od czerwca do sierpnia (Chen i in. 2008 – P). Zgodność klimatu Polski z klimatem ojczyzny niecierpka wynosi od 45 do 94%, a na pojedynczych stanowiskach powyżej 94%.

a10. W Polsce występują **warunki siedliskowe**

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm10. Komentarz:

Impatiens parviflora jest już zadomowiony w Polsce, zatem warunki siedliskowe są optymalne dla jego występowania, przy dużym stopniu pewności (por. Instrukcja ankiety *Harmonia*[+PL]). Gatunek naturalnie występuje w Azji Środkowej, gdzie jest składnikiem reliktowych lasów liściastych, lasów z dominacją orzecha włoskiego *Juglans regia*, dzikich jabłoni *Malus* sp., topoli osiki *Populus tremula* var. *tardifolia*, lasów łęgowych z dominacją topól *Populus* sp. w drzewostanie i licznymi gatunkami wierzb *Salix* sp. i tamaryszków *Tamarix* sp. oraz borów iglastych z dominacją świerka Shrenka *Picea schrenkiana* (Trepl 1984 – P). Zasięg wysokościowy obejmuje tereny położone między 1000 a 2500 m n.p.m. (Trepl 1984 – P). W Polsce dogodne warunki siedliskowe panują praktycznie na obszarze całego kraju, choć w górach nie przekracza jak dotąd 1150 m n.p.m. (Tokarska-Guzik 2005 – P). W Karpatach występuje przede wszystkim w Beskidach i na Pogórzu, jednak jego rozprzestrzenianie się nadal postępuje (Zając A. i Zając M. 2015a – P). Stanowiska gatunku pojawiają się najczęściej na siedliskach umiarkowanie żyznych lub żyznych, świeżych lub wilgotnych, zarówno antropogenicznych (wysypiska śmieci, przydroża, ogrody, sady, rzadziej pola uprawne), jak i półnaturalnych bądź naturalnych (lasy liściaste: łęgi, grądy, buczyny; bory mieszane, zbiorowiska okrajkowe; Chmura 2014 – P), jednak jego amplituda ekologiczna jest znacznie szersza i obejmuje także murawy kserotermiczne i torfowiska niskie (Trepl 1984, Chmura 2008, 2014, Florianová i Münzbergová 2018 – P). Gatunek ten rośnie z reguły na glebie mineralnej, wkracza jednak także na inne mikrosiedliska, takie jak ściółka,

powalone kłody, wykrociska, pieńki, dziuple, kora żywych drzew (Piskorz i Klimko 2001, Nowińska i in. 2009, Staniaszek-Kik i Żarnowiec 2013, Chmura 2014 – P, Chmura i in. 2016 – P). Preferuje miejsca o średnim nasłonecznieniu, ale wytrzymuje zarówno w miejscach silnie zacienionych, jak i otwartych (tory kolejowe – Adamowski 1989-2003 – A), od suchych do wilgotnych (Coombe 1956, Trepl 1984, Chmura 2014 – P, CABI-2018 – B). Często jest głównym składnikiem runa w leśnych zbiorowiskach zastępczych na siedliskach grądów i borów mieszanych oraz na plantacjach drzew (Adamowski i in. 2014, Chmura 2014, Matthews i in. 2015 – P).

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

	bardzo mała
	mała
	średnia
	duża
X	bardzo duża

aconf07.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm11. Komentarz:

Dyspersja z pojedynczego źródła (typ danych A): nasiona są wyrzucane w wyniku gwałtownego pękania dojrzałych owoców (tzw. rozsiewanie autochoryczne) na odległość do 3,4 m (Trepl 1984 – P). Część świeżych nasion niecierpka drobnokwiatowego unosi się na wodzie; mogą one być roznoszone z biegiem rzek i strumieni. Wydaje się jednak, że hydrochoria w przypadku tego gatunku ma ograniczone znaczenie. Na mniejsze odległości nasiona niecierpka drobnokwiatowego są roznoszone przez drobne ssaki, zbierające je jako pokarm lub na sierści i kopytach większych zwierząt (Trepl 1984, Graae 2002, Matthews i in. 2015 – P, Adamowski 1989-2003 – A). Matthews i in. (2015 – P) wskazywali na możliwość roznoszenia nasion niecierpka drobnokwiatowego przez ptaki. Maksymalne tempo rozprzestrzeniania się gatunku w Wielkiej Brytanii szacowano (typ danych C) na 24 km/rok (Perrins i in. 1993 – P). Najwyższe i najbardziej płodne osobniki produkują 1000-2000 nasion (Trepl 1984 – P), jednak Coombe (1956 – P) oszacował maksymalną ilość 10 000 nasion w przypadku jednej wielkiej rośliny, mierzącej ponad 150 cm. W lasach olszowych pojedyncze rośliny produkowały przeciętnie 90 nasion, natomiast 10-30 nasion w lasach grądowych (Trepl 1984 – P). Moravcová i in. (2010 – P) podają średnią liczbę nasion 279 na pojedynczą roślinę i 2689 na 1 m^2 (w najbardziej zagęszczonych populacjach). Biorąc pod uwagę dużą produkcję nasion przez pojedynczą roślinę oraz drogi dyspersji i tempo rozprzestrzeniania się można uznać zdolność gatunku do rozprzestrzeniania się jako bardzo dużą.

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

	mała
	średnia
X	duża

aconf08.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm12. Komentarz:

Nie można wykluczyć celowego rozprzestrzeniania tego gatunku przez człowieka. Gatunek ten jest rzadko uprawiany poza ogrodami botanicznymi i mało efektowny, jednak jego nasiona można znaleźć w sprzedaży internetowej, bywa też promowany jako roślina nektarodajna dla owadów (Matthews i in. 2015 – P) oraz lecznicza (Różański 2009 – I). Świadomość społeczna zagrożeń, jakie wynikają z utrzymywania lub rozprzestrzeniania gatunków inwazyjnych, w tym *Impatiens parviflora* oraz znajomość prawa w tym zakresie jest niewielka. Nie został on umieszczony w "Rozporządzeniu 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" (Rozporządzenie... 2011 – I), przez co nie ma podstaw prawnych do szeroko zakrojonego zwalczania lub kontroli handlu niecierpkiem drobnokwiatowym. Istotną rolę w rozprzestrzenianiu gatunku może także spełniać nieświadome przenoszenie nasion z transportem towarów, na pojazdach, odzieży i obuwiu oraz z glebą podczas inwestycji liniowych, jak infrastruktura drogowa, kanalizacyjna, itp. (Matthews i in. 2015 – P). Bardzo prawdopodobne są kolejne nieświadome introdukcje.

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

X	nie dotyczy
	mały
	średni
	duży

aconf09.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Impatiens parviflora jest rośliną zieloną i odżywia się autotroficznie.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

	mały
X	średni
	duży

aconf10.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm14. Komentarz:

Opinie na temat wpływu niecierpka drobnokwiatowego na rodzime gatunki flory są sprzeczne. Jedni badacze twierdzą, że roślina jest beneficjentem zaburzeń w lasach i stąd wzrost jego pokrycia (Kujawa-Pawlaczyk 1991, Chmura 2014 – P). Inni wskazują nawet konkretne gatunki, które są eliminowane z runa lasu pod wpływem niecierpka (kopytnik pospolity *Asarum europaeum*, szczyr trwały *Mercurialis perennis* lub gajowiec pospolity *Galeobdolon luteum*; Trepl 1984, Piskorz i Klimko 2007, Łysik 2008 – P, Branquart i in. 2010 – B, Dobravolskaite 2012 – P) lub ogólne zmniejszenie udziału innych gatunków pod wpływem niecierpka (Florianová i Münzbergová 2017 – P). Inne badania włącznie z porównaniem płatów zajętych i nie zajętych przez niecierpka nie dowodzą negatywnego wpływu na rodzimą florę (Hejda 2012, Diekmann i in. 2016 – P). Obserwacje Trepla (1984 – P) wykazały, że *I. noli-tangere* jest zastępowany przez *I. parviflora* tylko w suboptymalnych, bardziej suchych siedliskach, natomiast w miejscach wilgotniejszych niecierpek pospolity zachowuje swoją dominację. W doświadczeniu porównującym *I. noli-tangere* i obce: *I. glandulifera*, niecierpka pomarańczowego *I. capensis*, *I. parviflora* to właśnie ostatni okazał się drugim najsilniejszym konkurentem, szczególnie w warunkach niskiej wilgotności gleby (Skalova i in. 2013 – P). Wpływ *I. parviflora* na różnorodność biologiczną może zmieniać się w zależności od warunków siedliskowych i typów roślinności oraz historii danego miejsca (Chmura 2014 – P). Gatunek najwyraźniej jest w stanie wypełnić puste nisze w niektórych zbiorowiskach leśnych, gdzie przed inwazją *I. parviflora*, dno lasu było pozbawione roślin wyższych ze względu na słabą dostępność światła (Eliáš 1999 – P, Tanner 2008 – B, Schmitz 1998, Kowarik 2003, Chmura 2014 – P). Zwolennicy tezy o silnym oddziaływaniu niecierpka drobnokwiatowego wskazują na tworzenie przez ten gatunek jednogatunkowych skupień, wczesne i niemal jednoczesne kiełkowanie (Trepl 1984 – P), dzięki czemu może on monopolizować dostęp do światła (Kowarik 2003, Nehring i in. 2013 – P). Ponadto, jego szybki wzrost i zacienianie pozostałych roślin runa może poważne ograniczać możliwości prowadzenia przez nie fotosyntezy, a co za tym idzie również rozmnażania (Matthews i in. 2015 – P). W badaniach eksperymentalnych wykazano allelopatyczne (toksyczne dla innych roślin) oddziaływania wyciągów z niecierpka drobnokwiatowego (Vrchotová i in. 2011, Csiszar i Bartha 2008, Csiszar i in. 2012 – P). Przeciwnicy tej tezy podkreślają płytkość systemu korzeniowego niecierpka, jego częste zanikanie po kilku latach dominacji, a także trudności w przeniesieniu wyników eksperymentów dotyczących allelopatii poza laboratorium (Kujawa-Pawlaczyk 1991, Hejda 2012, Chmura 2014 – P). Zważywszy na sprzeczne wyniki badań odnośnie wpływu niecierpka poprzez konkurencję przyznano ocenę średnią.

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

	brak / bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm15. Komentarz:

Impatiens parviflora jest przedstawicielem jednego z 15 kladów tj. grup spokrewnionych gatunków w obrębie rodzaju *Impatiens* m.in. razem z rodzimym niecierpkiem pospolitym *I. noli-tangere* (Janssens i in. 2006 – P). Pomimo bliskiego pokrewieństwa z rodzimym niecierpkiem nie stwierdzono krzyżowania się obydwu gatunków. Strona internetowa Botanical Society of Britain and Ireland podaje jedną obserwację mieszańca niecierpka drobnokwiatowego z niecierpkiem pospolitym (BSBI 2018 – I, por. też pytanie a21).

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

	bardzo mały
	mały

X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

Impatiens parviflora jest w środkowej Europie gospodarzem mszycy *Aphis fabae*, atakującej również rodzimego w Polsce niecierpka pospolitego *Impatiens noli-tangere* (Starý i in. 2014 – P). Inne źródła (Tanner 2008, Aphids 2018 – B) podają jeszcze *Impatientinum asiaticum*, *Impatientinum balsamines* i *Impatientinum impatiens* jako mszyce atakujące zarówno *Impatiens parviflora*, jak i *Impatiens noli-tangere*, brak jednak informacji z jakiego rejonu świata pochodzą obserwacje. W Wielkiej Brytanii wyhodowano na *Impatiens parviflora* (Coombe 1956 – P) miernikowca *Xanthorhoe biriviata*, żerującego na *Impatiens noli-tangere* w kontynentalnej Europie (Hatcher 2003 – P). Mączlik *Aleurodes lonicerae* często żerujący na niecierpku pospolitym został zaobserwowany na *Impatiens parviflora* w Niemczech (Schmitz 1991 – P). Na liściach obu wyżej wymienionych niecierpków żeruje muchówka *Phytoliriomyza melampyga* i motyl zmrocznik gladysz *Deilephila elpenor* (Schmitz 1991, Hatcher 2003 – P, Pitkin i in. 2018 – I). Wiele patogennych grzybów jak np. *Rhizopus stolonifer*, *Rhizopus oryzae* i *Absidia glauca* częściej atakuje rodzimy gatunek niecierpka (Budziszewska 2006 – N). Możliwe są kolejne wymiany monofagicznych dotąd roślinożerców i patogenów między poszczególnymi gatunkami niecierpków. *Plasmopara obducens* została niedawno podana z *Impatiens parviflora* w Rosji (Blagoveshenskaya 2014 – I). Lęgniowiec ten poraża rodzimy w Europie gatunek niecierpka. Niewykluczone jest występowanie na niecierpku drobnokwiatowym patogenów o szerszym spektrum gospodarzy, co w przypadku jego rozprzestrzenienia się w całej Polsce mogłoby się przyczynić do rozprzestrzenienia tych patogenów. Podsumowując *I. parviflora* jest gospodarzem patogenów, które głównie zagrażają rodzimemu nieciepkowi pospolitemu, który nie jest gatunkiem szczególnej troski, dlatego wpływ na gatunki rodzime uznano za średni.

a17. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

X	mały
	średni
	duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

Gatunek ten w sprzyjających warunkach może tworzyć jednogatunkowe agregacje w szczególności wzdłuż ścieżek leśnych. Teoretycznie jest możliwe, że pobiera wówczas więcej składników odżywczych i może zaburzać obieg pierwiastków (Tanner 2008 – B).

a18. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

	mały
X	średni
	duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

Opinie na temat oddziaływania niecierpka drobnokwiatowego na integralność ekosystemu przez zaburzanie jego czynników biotycznych są podzielone: Branquart i in. (2010 – B) oraz Glushakova i in. (2015 – P) obserwowali zmniejszenie liczby gatunków na powierzchniach opanowanych przez niecierpka drobnokwiatowego, podczas gdy Hejda (2012 – P) oraz

Diekmann i in. (2015 – P) nie odnotowali takiej zależności. Istnieją jednak dowody na silne oddziaływanie *Impatiens parviflora* na żywe organizmy: Florianova i Munzbergova (2017 – P) wykazały wzrost liczby rodzimych gatunków na powierzchniach badawczych po usunięciu niecierpka drobnokwiatowego i znaczące zmiany składu florystycznego; Glushakova i in. (2015 – P) wykazali wpływ jego inwazji na skład i obfitość występowania glebowych drożdży, a Stukalyuk (2016 – P) na skład ugrupowań mrówek. W badaniach Piskorz i Urbańskiej (2007 – P) ślimak *Columella edentula* często żerował na niecierpku, często też wybierał dolną stronę jego liści jako miejsce odpoczynku. Jako gospodarz azjatyckiego gatunku mszycy *Impatientinum asiaticum*, *Impatiens parviflora* pośrednio wzbogaca faunę owadów mszycowych. Ponad 90% owadów żerujących na tym gatunku to mszyce, które mogą przenosić się na inne rośliny, podobnie jak grzyby patogenne. Niecierpek ten jest zapylany przez 19 gatunków bzygowatych *Syrphidae*, lecz nie stwierdzono konkurencji o zapylacze z innymi gatunkami roślin. Stwierdzono negatywny wpływ na tworzenie kolonii u mrówki *Temnothorax crassispinus*, ale oddziaływanie niecierpka drobnokwiatowego nie było większe niż wpływ rodzimego niecierpka pospolitego *I. noli-tangere* (Mitrus i in. 2017 – P). Substancje wydzielane do gleby przez korzenie, bądź też dostające się do niej w wyniku rozkładu roślin niecierpka drobnokwiatowego mogą hamować kiełkowanie i wzrost innych gatunków roślin. W warunkach laboratoryjnych *Impatiens parviflora* oddziaływał najsłabiej z trzech badanych pod tym względem gatunków niecierpków (*Impatiens glandulifera*, *Impatiens noli-tangere*, *Impatiens parviflora*; Vrchotová i in. 2011 – P), jednak w innym studium (Csiszár i in. 2012 – P) kolejność siły oddziaływania badanych niecierpków (*Impatiens balfourii*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*) zależała od stężenia wyciągu. Na podkreślenie zasługuje fakt występowania niecierpka drobnokwiatowego w bardzo szerokim spektrum warunków glebowych i świetlnych, a także w bardzo różnorodnych zbiorowiskach roślinnych (Chmura 2014 – P; por też pyt. 10). Na podstawie dotychczas opublikowanych wyników badań i obserwacji terenowych, trudno jednoznacznie stwierdzić na ile zmiany siedlisk opanowywanych przez niecierpka drobnokwiatowego są całkowicie odwracalne.

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:

Impatiens parviflora jest rośliną zieloną i odżywia się autotroficznie.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

	nie dotyczy
	bardzo mały

X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:

Gatunek sporadycznie pojawia się na polach uprawnych w różnych uprawach zbożowych i okopowych, lecz trudno go klasyfikować jako chwast segetalny. Częściej pojawia się na miedzach śródpolnych i jako chwast ogrodowy (Dajdok i Wuczyński 2008, Adamowski i in. 2014 – P) oraz w szkółkach i uprawach leśnych (Matthews i in. 2015 – P).

a21. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

	nie dotyczy
X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm21. Komentarz:

Nie stwierdzono krzyżowania się *Impatiens parviflora* z roślinami uprawnymi na terenie Polski. Istnieje mieszaniec *Impatiens parviflora* ×*balfourii* powstały ze skrzyżowania z ozdobnym gatunkiem, również obcego pochodzenia. Dotychczas odnotowano go tylko w Szwajcarii (Matthews i in. 2015 – P).

a22. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:

W literaturze są nieliczne doniesienia o występowaniu *Impatiens parviflora* jako chwastu w uprawach polowych (Dajdok i Wuczyński 2007, Adamowski i in. 2014, Woźniak i Soroka 2015 – P); częściej rośnie on w ogródkach przydomowych i sadach (Lisek 2012, Adamowski i in. 2014 – P), szkółkach i młodych nasadzeniach leśnych (Matthews i in. 2015 – P). Na zrębach i świeżo przeoranych polach roślina utrzymuje się przez kilka lat a potem zanika (Chmura 2002 – N). Częstotliwość jego występowania może jednak wzrosnąć w wyniku dalszej kolonizacji leśnych zbiorowisk zastępczych na gruntach porolnych i przenikania gatunku na sąsiadujące pola, nie powinno to jednak doprowadzić do zaburzenia integralności upraw w dużym stopniu.

a23. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

	bardzo mały
X	mały

	średni
	duży
	bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:

Impatiens parviflora może być gospodarzem mszycy *Aphis fabae*, żerującej na często hodowanym jako roślina ozdobna *Impatiens walleriana* (Aphids 2018 – B). Mszyca ta przenosi wirusa mozaiki ogórka (Nehring i in. 2013 – P). Wirus ten może atakować wiele roślin uprawnych poza ogórkiem (Polák 1967, Brcak 1979 – P). *Aphis fabae* atakuje jednak wiele gatunków roślin w tym uprawne (buraki cukrowe, fasola, seler, Zitter i Murphy 2009 – I) a więc rozprzestrzenienie się niecierpka nie będzie miało istotnego wpływu na rozprzestrzenianie się mszycy ani wirusa mozaiki ogórka. *Plasmopara obducens* została niedawno podana z *Impatiens parviflora* w Rosji (Blagoveshenskaya 2014 – I). Lęgniowiec ten był uważany za przyczynę zamierania często hodowanego jako ozdobny *Impatiens walleriana* (Choi i in. 2009, Bulajic i in. 2011, Harlan i in. 2017 – P). Jednak przeprowadzona ostatnio rewizja systematyczna (Görg i in. 2017 – P) wykazała, że patogen *Impatiens walleriana* należy do odrębnego gatunku, nazwanego *Plasmopara destructor*.

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:

Niecierpek drobnokwiatowy nie jest rośliną pasożytniczą.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:

W literaturze nie znaleziono informacji wskazujących na zagrożenie zdrowia zwierząt w przypadku bezpośredniego kontaktu z *Impatiens parviflora* (Matthews i in. 2015 – P). Niecierpek drobnokwiatowy nie ma żadnych właściwości toksycznych ani alergogennych.

	Ssaki roślinożerne takie jak sarny, jelenie, króliki czy gryzonie (Coombe 1956, Schmitz 1998 – P) bardzo rzadko go zgryzają. Prawdopodobieństwo kontaktu zwierząt hodowlanych z niecierpkiem drobnokwiatowym jest niskie.

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26.	Komentarz: *Impatiens parviflora* nie przenosi szkodliwych dla zwierząt patogenów i pasożytów (Matthews i in. 2015 – P).

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27.	Komentarz: *Impatiens parviflora* jest rośliną zieloną i odżywia się autotroficznie.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm28.	Komentarz: Gatunek nie wywiera negatywnego wpływu na zdrowie ludzkie (AllergenOnline 2018 – B). Brak w literaturze informacji na ten temat (Matthews i in. 2015 – P).

acomm31.	Komentarz: Niecierpek drobnokwiatowy może wpływać negatywnie na regenerację drzew (Tanner 2008 – B) i wzrost młodych drzew w szkółkach i na plantacjach (Matthews i in. 2015 – P) przez konkurencję z siewkami i osobnikami juwenilnymi, jednak brak przekonujących badań w tym zakresie. Gatunek ten może być w niewielkim stopniu gospodarzem wirusa mozaiki ogórka oraz mszycy *Aphis fabae* – pasożyta wielu gatunków uprawnych roślin. Niektóre doniesienia wskazują, że *I. parviflora* może być rośliną jadalną. Liście niecierpka drobnokwiatowego zawierają dużo witaminy C, a spożywane na surowo mogą być źródłem tej substancji (Griebel 1948 – P), jednak pędy zjedzone na surowo mogą powodować nudności. Ponadto zawierają dużo szczawianów, dlatego nie są zalecane dla osób podatnych na tworzenie się kamieni nerkowych lub cierpiących na zapalenie stawów. Nasiona mają przyjemny orzechowy posmak i mogą być nawet spożywane na surowo (Łuczaj 2002 – P). Düll i Kutzelnigg (1988 – P) podali, że wysuszone łodygi roślin były źródłem pożywienia dla ludzi w czasie głodu. Podobnie jak wiele innych roślin, niecierpek drobnokwiatowy może być stosowany jako roślina lecznicza. Stosuje się wodno-alkoholowe wyciągi z owoców i ziela niecierpka. Jako potencjalna roślina lecznicza niecierpek ma szerokie zastosowanie. Wyciągi z liści *Impatiens parviflora* mogą być stosowane jako środek przeciwzapalny, moczopędny i przeciwskurczowy. Hamują reakcje autoimmunologiczne i mogą być lekiem przeciwko toczniowi, atopowemu zapaleniu skóry, mają zastosowanie w leczeniu przeciwtrądzikowym, przeciwandrogenicznym, hipoglikemicznym, przeciwmiażdżycowym. Mają również działanie przeciwbakteryjne, przeciwgrzybicze oraz antyalergiczne. Ekstrakt ma również działanie łagodne przeczyszczające oraz ochronne dla wątroby, nerek i serca. Preparaty z niecierpka zapobiegają także przerostowi prostaty i pomagają w leczeniu nerek i dróg moczowych (Różański 2009 – I).

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm32.	Komentarz: Brak bezpośrednich danych w omawianym zakresie. Sądzi się, że obecność niecierpka drobnokwiatowego może wpływać na zmiany właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleby (por. pyt. a17). *Impatiens parviflora* może mieć negatywny wpływ na stabilność ekosystemów (por. pyt. a14 i a16). Brak jednak przekonujących danych naukowych na ten temat.

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm33.	Komentarz: Gatunek ten wkracza na tereny chronione, takie jak parki narodowe, rezerwaty przyrody (Olaczek 1998, Bomanowska i in. 2014 – P). U uświadomionych ekologicznie turystów, miłośników przyrody znających problem inwazji biologicznych obecność inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia może obniżać ocenę walorów przyrodniczych odwiedzanych miejsc a także terenów rekreacyjnych.

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29.	Komentarz: Gatunek nie przenosi żadnych patogenów i pasożytów na człowieka (Matthews i in. 2015 – P).

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwy wpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm30.	Komentarz: Brak w literaturze doniesień na temat wpływu na infrastrukturę np. w lasach, na terenach rekreacyjnych (Matthews i in 2015 – P, Weed Risk Assessment 2013 – B).

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach protokołu *Harmonia*$^{+PL}$). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
X	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*$^{+PL}$ jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm34.	Komentarz: Gatunek ten jest na tyle częsty na terenie kraju, że ocieplenie klimatu nie będzie miało wpływu na ten proces.

a35. ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm35.	Komentarz: Prognozowane zmiany klimatu (Anders i in. 2014 – P) i reżimu hydrologicznego (Stagl i in. 2014 – P) dla Europy Środkowej są tak skomplikowane, że nie pozwalają na wyciągnięcie jednoznacznych wniosków na temat ich wpływu na stopień inwazyjności *Impatiens parviflora*. Gatunek ten już pokonał bariery związane z zadomowieniem i rozmnażaniem. Nasiona niecierpka wymagają stratyfikacji (Coombe 1956 – P) dlatego niska temperatura zimą jest potrzebna. Według Jouret (1974 – P) temperatury pomiędzy 0 a 5°C są idealne dla stratyfikacji. Ocieplenie klimatu nie wpłynie znacząco na zwiększenie efektywności rozmnażania.

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
X	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm36. Komentarz:
Ocieplenie klimatu nie powinno wpłynąć na zmianę tempa rozprzestrzeniania się gatunku (Matthews i in 2015 – P). Można jednak zakładać przesunięcie się granicy zasięgu wysokościowego tego gatunku na obszarach górskich (Laube i in. 2015 – P).

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm37. Komentarz:
Ocieplenie klimatu nie powinno wpłynąć na zmianę wpływu gatunku na środowisko przyrodnicze (Matthews i in 2015 – P).

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm38. Komentarz:
Ocieplenie klimatu nie powinno wpłynąć na zmianę wpływu gatunku na rośliny uprawne i produkcję roślinną (Matthews i in. 2015 – P).

a39. WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm39. Komentarz:
Impatiens parviflora nie ma widocznego wpływu na zwierzęta domowe, a prognozowane zmiany klimatu nie będą miały wpływu na istniejący stan rzeczy (Matthews i in. 2015 – P).

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie

- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm40. Komentarz:
Impatiens parviflora nie oddziałuje na ludzi a ocieplenie klimatu nie spowoduje zmian zachowania gatunku (Matthews i in. 2015 – P).

WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm41. Komentarz:
Impatiens parviflora nie ma widocznego wpływu na inne obiekty, a prognozowane zmiany klimatu nie będą miały wpływu na istniejący stan rzeczy (Matthews i in. 2015 – P).

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	1,00	1,00
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,35	0,70
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,15	1,00
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,00	1,00
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,00	1,00
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	0,00	1,00
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	1,00	1,00
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	0,35	0,94
Ocena całkowita	0,35	
Kategoria stopnia inwazyjności	mało inwazyjny gatunek obcy	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede

wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena *Gatunku* może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

acomm42. Komentarz:
–

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Adamowski W, Bomanowska A, Kołaczkowska E, Michalska-Hejduk D, Kopeć D, Bednarek A. 2014. Gatunki jednoroczne. W: Otręba A, Michalska-Hejduk D. (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. ss. 37-50. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Anders I, Stagl J, Auer I, Pavlik D. 2014. Climate Change in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (red.). Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Bacigálová K, Eliáš P, Šrobarova A. 1998. *Puccinia komarovii* – a rust fungus on *Impatiens parviflora* in Slovakia. Biologia, Bratislava 53: 7-14.

Bomanowska A, Kirpluk I, Adamowski W, Palus J, Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. W: Otręba A, Michalska-Hejduk D. (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. ss. 9-14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Brcak J. 1979. Isolates of cucumber mosaic virus from spontaneously infected plants of *Chelidonium majus* and *Impatiens parviflora*. Biologia plantarum 21: 220-223

Bulajic A, Vucurovic A, Stanković I, Ristić D, Jovic J, Stojkovic B, Krstic B. 2011. First report of *Plasmopara obducens* on *Impatiens walleriana* in Serbia. Plant Disease 95: 491

Celesti-Grapow L, Pretto F, Carli E, Blasi C. (red.). 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Universita La Sapienza, Roma

Chen YL, Akiyama S, Ohba H. 2008. Balsaminaceae. W: ZY Wu and PH Raven (red.). Flora of China. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press. 12: 43-113

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 (https://www.researchgate.net/publication/265250389)

Chmura D, Żarnowiec J, Staniaszek-Kik M. 2016. Interactions between plant traits and environmental factors within and among montane forest belts: a study of vascular species colonising decaying logs. Forest Ecology and Management 379: 216-225

Choi YJ, Han JG, Park MJ, Shin HD. 2009. Downy Mildew of *Impatiens balsamina* and *I. walleriana* in Korea. Plant Pathol. J. 25: 433

Coombe DE. 1956. *Impatiens parviflora*. Journal of Ecology 44: 701-712

Csiszár Á, Bartha D. 2008. Small balsam (*Impatiens parviflora* DC.). W: Botta-Dukat Z, Balogh L. (red.). The most important invasive plants in Hungary. ss. 139-149. HAS Institute of Rcology and Botany, Vácrátót, Hungary

Csiszár Á, Korda M, Schmidt D, Šporcic D, Teleki B, Tiborcz V, Zagyvai G, Bartha D. 2012. Study on allelopathic potential of some invasive and potentially invasive neophytes. International Scientific Conference March 26-27 2012 on Sustainable Development & Ecological Footprint. 1-6.

Cvachová A, Gojdičová E. 1999. Údaje ku rozšíreniu niektorých nepôvodných, invázne sa správajúcich druhov rastlín na Slovenska. W: Eliáš P. (red.) Invázie a invázne organizmy Slovenský Národný Komitét Scope, Nitra 2. 104-134

Dajdok Z, Wuczyński A. 2008. Alien plants in field margins and field of southwestern Poland. Biodiversity Research and Conservation 9-10: 19-33

Diekmann M, Effertz H, Baranowski M, Dupré C. 2016. Weak effects on plant diversity of two invasive *Impatiens* species. Plant ecology 217: 1503-1514

Düll R, Kutzelnigg H 1988 Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch Heidelberg, Wiesbaden, Germany: Quelle & Meyer

Ebel AL, Strelnikova TO, Kupriyanov AN, Anenkhonov OA, Ancipovich ES, Antipova EM, Verkhozina AV, Efremov AN, Zykov EY, Mikhailova SI, Plikina NV, Ryabovol SV, Silantieva MM, Stepanov NV, Terekhina TA, Chernova OD, Shaulo DN. 2014. Invasive and potentially invasive species of Siberia. Newsletter of Main Botanical Garden RAS. 2014: 1-68

Eliáš P. 1999. Biological and ecological causes of invasion of *Impatiens parviflora* DC. into forest communities in Central Europe. Acta Horticulturae and Regiotecturae 1: 1-3

Florianová A, Münzbergová Z. 2017. Invasive *Impatiens parviflora* has negative impact on native vegetation in oak-hornbeam forests. Flora 226: 10-16

Florianová A, Münzbergová Z. 2018. Drivers of natural spread of invasive *Impatiens parviflora* differ between life-cycle stages. Biological Invasions (https://doi.org/10.1007/s10530-018-1691-6)

Glushakova AM, Kachalkin AV, Chernov IY. 2015. Effect of invasive herb species on the structure of soil yeast complexes in mixed forests exemplified by *Impatiens parviflora* DC. Microbiology 84: 717-721

Görg M, Ploch S, Kruse J, Kummer V, Runge F, Choi YJ, Thines M. 2017. Revision of *Plasmopara* (Oomycota, Peronosporales) parasitic to *Impatiens*. Mycol Progress 16: 791-799 (doi: 10.1007/s11557-017-1316-y)

Graae BJ. 2002. The role of epizoochorous seed dispersal of forest plant species in a fragmented landscape. Seed Science Research 12: 113-121

Griebel C. 1948. Springkraut *Impatiens parviflora* DC als Wildgemüse. Zeitschrift für Lebensmitteluntersuchung und -Forschung A 89: 411-415

Harlan BR, Granke L, Hausbeck MK. 2017. Epidemiology and management of impatiens downy mildew in the United States. Acta Horticulturae 1170: 1051-1056 (doi: 10.17660/ActaHortic.2017.1170.135)

Hatcher PE. 2003. Biological flora of the British Isles, No. 227. *Impatiens noli-tangere* L. Journal of Ecology 91: 147-167

Hejda M. 2012. What is the impact of *Impatiens parviflora* on diversity and composition of herbal layer communities of temperate forests? PloS One 7.6: e39571.

Janssens S, Geuten K, Yong-Ming Yuan Y.-M, Song Y, Kupfer P, Smets E. 2006. Phylogenetics of *Impatiens* and *Hydrocera* (Balsaminaceae) using chloroplast atpB-rbcL spacer sequences. Systematic Botany 31: 171-180

Jouret M-F. 1974. Quelques aspects ecologiques de la dormance et de la germination chez *Impatiens parviflora* DC. Bull. Soc. roy., Bot. Belg. 107: 323-341

Kowarik I. 2003. Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Germany: Ulmer

Kujawa-Pawlaczyk J. 1991. Rozprzestrzenianie się i neofityzm *Impatiens parviflora* DC. w Puszczy Białowieskiej. Phytocoenosis N.S. 3: 213-222

Laube J, Sparks T, Bässler C, Menzel A. 2015. Small differences in seasonal and thermal niches influence elevational limits of native and invasive balsams. Biological Conservation 191: 682-691

Lisek J. 2012. Synanthropic orchard flora in West Mazovia – Central Poland. Journal of Fruit and Ornamental Plant Research. Journal of Fruit and Ornamental Plant Research 20: 71-83

Łapok R, Borkowska L, Lembicz M, Jensen K, Kasprzykowski Z. 2018. A narrow-gauge railway in the Białowieża Primeval Forest as a corridor for non-native species migration. Flora 240: 40-47

Łuczaj Ł. 2002. Dzikie rośliny jadalne Polski. Przewodnik survivalowy. Chemigrafia, Krosno.

Łysik M. 2008. Ten years of change in ground-layer vegetation of European beech forest in the protected area (Ojcow national park, south Poland). Polish Journal of Ecology 56: 17-31

Matthews J, Beringen R, Boer E, Duistermaat H, Odé B, Van Valkenburg JLCH, van der Velde G, Leuven RSEW 2015. Risks and management of non-native *Impatiens* species in the Netherlands Department of Environmental Science, Institute for Water and Wetland Research, Faculty of Science, Radboud University

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophyts of Poland a checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow

Mitrus S, Moroń D, Nowak A. 2017. Impact of plant cover on the cavity-nesting ant *Temnothorax crassispinus*. Ecological Entomology 42: 748-757

Moravcová L, Pyšek P, Jarošík V, Havlíčková V, Zakravský P. 2010. Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. Preslia 82: 365-390

Nehring S, Kowarik I, Rabitsch W, Essl F. 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352: 1-252

Nowińska R, Urbański P, Szewczyk W. 2009. Species diversity of plants and fungi on logs of fallen trees of different species in oak-hornbeam forests. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 388, Botanika-Steciana 13: 109-124

Olaczek R. 1998. The synanthropization of plant cover in the protected areas as a scientific and conservation problem. Phytocoenosis (N.S.) 10: 275-279

Parfenov VI. (red.) 1999. Opredelitel' vysšich rastenij Belarusi Izdatel'stvo "Dizajn PRO", Minsk

Perrins J, Fitter A, Williamson M. 1993. Population biology and rates of invasion of three introduced *Impatiens* species in the British Isles. Journal of Biogeography 20: 33-44

Piskorz R, Klimko M. 2001. Kolonizacja powalonych drzew i buchtowisk dzików przez *Impatiens parviflora* DC. w zbiorowiskach *Galio silvatici-Carpinetum* wybranych rezerwatów Wielkopolskiego Parku Narodowego. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 334 Botanika Steciana 4: 151-163

Piskorz R, Klimko M. 2006. The effect of *Puccinia komarovii* Tranzsch. infection on characters of *Impatiens parviflora* DC. in *Galio sylvatici-Carpinetum* (R. Tx. 1937) Oberd. 1957 forest association. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 75: 51-60

Piskorz R, Klimko M. 2007. Współwystępowanie *Impatiens parviflora* i wybranych roślin lasu dębowo-grabowego w Wielkopolskim Parku Narodowym. Sylwan 2: 43-58

Piskorz R, Urbańska M. 2007. Utilization of the invasive plant *Impatiens parviflora* DC. by the snail *Columella edentula* (Draparnaud) in oak-hornbeam forests. Acta Soc. Bot. Pol. 76,1: 61-67.

Polak Z. 1967. *Impatiens parviflora* DC. – a natural host of cabbage black ringspot and cucumber mosaic viruses. Biologia Plantarum 9: 354-359

Popiela A, Łysko A, Sotek Z, Ziarnek K. 2015. Preliminary results of studies on the distribution of invasive alien vascular plant species occurring in semi-natural and natural habitats in NW Poland Biodiv. Res. Conserv. 37: 21-35

Schmitz G. 1991. Nutzung der Neophyten *Impatiens glandulifera* Royle und *I. parviflora* DC. durch phytophage Insekten im Raum Bonn. Entomologische Nachtrichten und Berichte 35: 260-265

Schmitz G. 1998. *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) als Neophyt in mitteleuropaische Waldern und Forsten: Eine biozonotische Analyse. Z. Okologie u. Naturschutz 7: 193-206

Skálová H, Jarošík V, Dvořáčková Š, Pyšek P. 2013. Effect of Intra- and Interspecific Competition on the Performance of Native and Invasive Species of *Impatiens* under Varying Levels of Shade and Moisture. PLoS ONE 8: e62842.

Stagl J, Mayr E, Koch H, Hattermann FH, Huang S. 2014. Effects of Climate Change on the Hydrological Cycle in Central and Eastern Europe. W: Rannow S, Neubert M. (red.). Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht

Staniaszek-Kik M, Żarnowiec J. 2013. Invasive alien plants on decaying wood and on treefall disturbances in forests in the Karkonosze Mts (Sudeten, Sw Poland). Inżynieria Ekologiczna 32: 155-163

Starý P, Rakshani E, Tomanović Ž, Kavallieratos NG, Petrović A, Žikić V, Havelka J. 2014. Aphid-parasitoid Associations on the *Impatiens* Plants in Central Europe (Hemiptera, Aphididae; Hymenoptera, Braconidae, Aphidiinae). J. Entomol. Res. Soc., 16: 33-43

Stešević D, Drescher A. 2011. Additions to the flora of Montenegro. Natura Montenegrina 10: 7-16

Stukalyuk SV. 2016. Changes in the structure of broad-leaved forest ant assemblages due to domination of *Impatiens parviflora* DC. (Balsaminaceae) in herbaceous layer. Russian Journal of Biological Invasions 2016: 101-117

Tichomirov WN. 1987. Opredelitel' rastenij Meščery. Čast' 2. Izdatel'stvo Moskovskogo Universiteta, Moskva.

Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. Wyd. Uniw. Śląskiego, Katowice

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. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (http://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/Rosliny_obcego_pochodzenia_w_PL_poprawione.pdf)

Trepl L. 1984. Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. J. Cramer, Vaduz.

Vervoort A, Jacquemart AL. 2012. Habitat overlap of the invasive *Impatiens parviflora* DC with its native congener *I. noli-tangere* L. Phytocoenologia 42: 249-257

Vrchotová N, Šerá B, Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. Plant Soil and Environment 57: 57-60

Wożniak A, Soroka M. 2015. Syntaxonomic evaluation of segetal communities with *Ambrosia artemisiifolia* L. on arable fields in western Ukraine Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Sectio E, Agricultura 70: 81-91

Zając A, Zając M. 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego

Zając A, Zając M. (red.). 2015a Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków. pp 1-304.

Zając I, Jaśkiewicz K, Jędrzejewska E. 2015. Rozmieszczenie stanowisk inwazyjnych gatunków roślin naczyniowych w Suwalskim Parku Krajobrazowym. Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 22: 65-78

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

AllergenOnline. 2018. AllergenOnline. (http://www.allergenonline.org/index.shtml) Data dostępu: 2018-04-20

Aphids 2018. Aphids on the World's Plants (http://www.aphidsonworldsplants.info/) Data dostępu: 2018-01-26

Branquart E, Van Landuyt W, Van Rossum F, Verloove F, Vervoort A. 2010. *Impatiens parviflora* – Small yellow balsam. (http://ias.biodiversity.be/species/show/66) Data dostępu: 2018-04-14

DAISIE 2018. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (http://www.europe-aliens.org/) Data dostępu: 2018-01-26

Pitkin B, Ellis W, Plant C, Edmunds R. 2018. The Leaf and Stem Mines of British flies and other insects (http://www.ukflymines.co.uk/) Data dostępu: 2018-04-20

Tanner R. 2008. Datasheets: *Impatiens parviflora* (small balsam). CABI Europe – UK, Bakeham Lane, Egham, Surrey TW20 9TY, UK (https://www.cabi.org/isc/datasheet/28768) Data dostępu: 2018-04-14

The Plant List. 2013. The Plant List, Version 1.1 (http://www.theplantlist.org/) Data dostępu: 2018-01-26

Weed Risk Assessment 2013. Weed Risk Assessment for *Impatiens parviflora* DC. (Balsaminaceae) – Smallflower touch-me-not, small balsam United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service

3. Dane niepublikowane (N)

Budziszewska J. 2006. Grzyby na nasionach niecierpka pospolitego (*Impatiens noli-tangere* L.) i niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora* DC.) oraz ich potencjalny wpływ na ekspansję jednego z gatunków. Praca licencjacka, Uniwersytet Warszawski

Chmura D. 2002. Występowanie kenofitów w zbiorowiskach leśnych na Wyżynie Śląskiej. Praca doktorska Uniwersytet Śląski

4. Inne (I)

Blagoveshenskaya EJ. 2014. Diseases of *Impatiens parviflora* DC. at the biological station of MSU. 23-30

Bobul'ská L, Demková L. 2017. Effect of invasive species *Impatiens parviflora* on soil microbial indices in the protected areas in Slovakia.

BSBI 2018. Botanical Society of Britain and Ireland (https://bsbi.org/) Data dostępu: 2018-04-14

Rozporządzenie... 2011. 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)

Różański H. 2009. Niedoceniane ziele: niecierpek. Porady na zdrowie 11: 16-17 (http://www.poradynazdrowie.manpol.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=99) Data dostępu: 2018-04-14

Zitter TA, Murphy JF. 2009. Cucumber mosaic The Plant Health Instructor doi: 10.1094/PHI-I-2009-0518-01 (http://www.apsnet.org/edcenter/intropp/l essons/viruses/Pages/Cucumbermosaic.aspx)

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Adamowski W. 1989-2003. Obserwacje wzrostu *Impatiens parviflora* na torach kolejowych na przedpolu Puszczy Białowieskiej.

Adamowski W. 2017. Obserwacje kiełkowania *Impatiens parviflora* na Polanie Białowieskiej.

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

INSTYTUT OCHRONY PRZYRODY PAN

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Piżmak

2) nazwa łacińska: ***Ondatra zibethicus*** Linnaeus, 1766

3) nazwa angielska: Muskrat

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: Piżmak amerykański
Piżmoszczur

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Ondatra zibethica*
Castor zibethicus

c) synonimy nazwy angielskiej: Musk rat

5) rodzaj organizmu: ssaki

6) rodzina: Muridae

7) pochodzenie (region):
Ameryka Północna

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [ ] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
GENERALNA DYREKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

- drogi wprowadzania zamierzonego: celowe introdukcje, ucieczki z ferm hodowlanych;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: nie są znane żadne drogi wprowadzania niezamierzonego;
- drogi rozprzestrzenienia naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): dyspersja spontaniczna, przede wszystkim dużymi rzekami (kolonizacja Polski trwała około 30 lat, a drogami inwazji były głównie rzeki: Wisła, Odra i Warta);
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): ucieczki z ferm hodowlanych, celowe introdukcje

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Piżmak jest w Polsce gatunkiem szeroko rozprzestrzenionym, ale obecnie ustępującym. Pierwsze obserwacje piżmaka z Polski pochodzą z 1924 r. Do roku 1934 istniały w Polsce hodowle tego gatunku, jednak po ich likwidacji piżmak rozprzestrzeniał się na drodze naturalnej. W ciągu 30 lat zajął praktycznie cały obszar kraju. Pod koniec lat 80. ubiegłego wieku nastąpiło załamanie populacji. Obecnie obserwuje się powolne odzyskiwanie zasięgu gatunku w Polsce, jednak nadal uznawany jest za gatunek ustępujący, ponieważ mimo szerokiego rozprzestrzenienia przez ostatnie 25 lat wykazywał tendencje spadkowe. Obecnie piżmak nie figuruje na liście zwierząt gospodarskich, nie jest więc zwierzęciem hodowlanym.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki ustępujące

stopień pewności: duży

opis:
Pierwsze obserwacje piżmaka z Polski pochodzą z 1924 r. W kolejnych 30 latach gatunek zasiedlił już prawie cały kraj. Pod koniec lat 80. ubiegłego wieku nastąpiło załamanie populacji, ale przyczyny tego zjawiska nie są jednoznaczne. O skali zjawiska świadczy między innymi stopniowy i znaczny spadek pozyskania łowieckiego – z ponad 25000 osobników w sezonie 1991/92, do 9400 w sezonie 2002/2003 i 1700 w sezonie 2016/2017 (zestawienia danych sprawozdawczości łowieckiej). Prawdopodobnie jest to wynik naturalnych fluktuacji liczebności populacji typowych dla gryzoni, a także chorób, pasożytów i drapieżnictwa norki amerykańskiej (*Neovison vison*). Obecnie obserwuje się powolne odzyskiwanie zasięgu gatunku w Polsce. Mimo stopniowego odzyskiwania zasięgu gatunek nadal uznawany jest za ustępujący, ponieważ mimo szerokiego rozprzestrzenienia przez ostatnie 25 lat wykazywał tendencje spadkowe.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

W granicach wtórnego zasięgu piżmak zasiedla wszelkiego typu wody śródlądowe, naturalne i sztuczne: stawy rybne, jeziora, rzeki strumienie, rowy, stawy utworzone przez bobry, bagna, torfowiska. Preferuje zbiorniki z wysokimi brzegami, w których może kopać nory. Warunkiem występowania piżmaka jest obfita roślinność wodna niezbędna jako baza pokarmowa, na terenach o płaskich brzegach – służąca jako materiał budulcowy do konstrukcji kopców. Takie same preferencje siedliskowe wykazuje na terenie pierwotnego zasięgu.

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 1,00

kategoria: bardzo inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,50

kategoria: nie zmieni się

opis:
Piżmak w Polsce zasiedla obszar całego kraju, jest gatunkiem zadomowionym. Prognozowane zmiany klimatu prawdopodobnie nie zmienią skali wpływu gatunku ani na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy, ani na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce. Nie zmieni się wpływ gatunku na zwierzęta gospodarskie i domowe, a także na produkcję zwierzęcą. Warunki klimatyczne w Polsce są dla piżmaka optymalne i ocieplenie nie spowoduje zmiany dotychczasowej inwazyjności gatunku.

9) charakterystyka gatunku

Piżmak jest gryzoniem o długości ciała 27-35 cm, ogona 20-28 cm i masie 0,7-1,8 kg. Posiada gęstą wodoodporną sierść. Ogon jest bocznie spłaszczony. Kończyny przednie chwytne, natomiast palce kończyn tylnych są pokryte gęstymi, sztywnymi włosami oraz spięte krótką błoną pławną. Ubarwienie grzbietu jest ciemnobrunatne, brzuch jaśniejszy. Aktywny jest w dzień i nocą, nie zapada w sen zimowy. Kopie nory w wysokich brzegach. W miejscach, gdzie brzegi są płaskie, konstruuje z roślin wodnych wolnostojące kopce o średnicy do 1 m i wysokości do 0,75 cm. Jest roślinożerny, żeruje głównie na roślinach w strefie pasa trzcin, zwłaszcza na trzcinie pospolitej (*Phragmites communis*). Zgryza przede wszystkim kłącza i podcina dolne partie roślin, w rezultacie usuwa znacznie więcej roślinności niż faktycznie zjada. Piżmaki żywią się też drobnymi kręgowcami oraz mięczakami, skorupiakami i owadami wodnymi powodując silną presję na niektóre gatunki.

siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

W granicach pierwotnego zasięgu piżmak zasiedla wody śródlądowe, , brzegi rzek i innych cieków, torfowiska, bagna. Bardzo często zamieszkuje stawy rybne, rzadziej strumienie, jeziora, rzeki, rowy wzdłuż dróg, stawy na polach golfowych, rowy melioracyjne, najrzadziej bagna i mokradła. Zasiedla też stawy bobrowe i wyrobiska pokopalniane. Preferuje zbiorniki z wysokimi brzegami, w których może kopać nory. Warunkiem występowania piżmaka jest obfitość bazy pokarmowej – roślinności wodnej.

11) zastosowanie gospodarcze

Do 1934 roku piżmak był w Polsce hodowlanym zwierzęciem futerkowym, jednak hodowla zanikła po roku 1934, po wprowadzeniu nakazów stosowania zabezpieczeń przed ucieczkami. Obecnie piżmak nie figuruje na liście zwierząt gospodarskich wymienionych w polskich aktach prawnych. Znajduje się natomiast na liście zwierząt łownych, z okresem polowań od 11 sierpnia do 15 kwietnia, a na terenach rybackich obrębów hodowlanych – przez cały rok. Pozyskanie łowieckie gatunku od wielu lat systematycznie spada – w sezonie 2002/2003 wyniosło 9400 osobników, natomiast w 2016/2017 już tylko 1700 osobników. Około 60% pozyskania realizowane jest w województwach południowej Polski.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1924

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Piżmak to gatunek północnoamerykański. W Europie pojawił się w 1905 r., kiedy 5 osobników (2 samce i 3 samice) zostało wypuszczonych w Czechach, na stawach w pobliżu Pragi. Miejscowe warunki okazały się bardzo sprzyjające piżmakom i zasięg populacji gatunku szybko rozszerzał się we wszystkich kierunkach w tempie około 25 km rocznie, a drogami inwazji były duże rzeki. Do 1927 roku ok. 40% terytorium Austro-Węgier było już zasiedlone przez te zwierzęta. W 1924 r. miały miejsce pierwsze obserwacje gatunku w południowej Polsce, gdzie piżmaki pojawiły się w sposób naturalny, najprawdopodobniej rozszerzając swój obszar występowania z Czech. Ponadto, w latach 20. XX wieku rozpoczęto w Polsce hodowlę fermową, z przeznaczeniem na futra, a uciekinierzy z ferm zasilali dziko żyjącą populację. Do końca lat 50. ubiegłego wieku piżmak zasiedlił już prawie cały kraj, z wyjątkiem najwyższych partii gór. Od lat 80. XX wieku populacja piżmaka w Polsce zaczęła dość drastycznie spadać, ale obecnie obserwuje się powolne odzyskiwanie zasięgu gatunku w Polsce.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

Samice rodzą od 2 do 6 miotów w ciągu roku, od lutego do października, w zależności od warunków klimatycznych i dostępności pokarmu. Po ciąży trwającej około miesiąca rodzi się 5-10 nagich i ślepych młodych. Oczy otwierają po 2 tygodniach. Potomstwo usamodzielnia się w wieku 3-4 tygodni. Śmiertelność młodych jest wysoka przy niskiej temperaturze wody i wysokim zagęszczeniu populacji. Samice osiągają dojrzałość płciową w wieku ok. 5 miesięcy, samce po około 7 miesiącach. Gatunek jest niekiedy monogamiczny, a niekiedy poligamiczny. Populacja piżmaka charakteryzuje się cyklicznymi wahaniami liczebności występującymi co kilka-kilkanaście lat.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,67

kategoria: duży

opis:
Piżmak jest roślinożerny i żeruje głównie na roślinach strefy brzegowej, zwłaszcza na trzcinie pospolitej. Piżmaki zgryzają głównie kłącza i podcinają dolne partie roślin, w efekcie usuwają znacznie więcej roślinności niż faktycznie zjadają. Jeden osobnik zjada dziennie masę pokarmu roślinnego dorównującą jego masie ciała, ale zgryza 4 razy więcej roślinności. Przy wysokich zagęszczeniach populacji może przyczyniać się do obniżania liczebności rzadkich gatunków roślin wodnych. Produkując dużą objętość odchodów trafiających do wody przyczynia się do zmiany jej parametrów i zawartości osadów organicznych. Działalność piżmaków może też zwiększać różnorodność gatunkową roślin i powodować powstawanie mozaiki otwartych powierzchni wśród zwartej roślinności, co jest korzystne dla żerujących na otwartej wodzie piskląt kaczek.

Piżmaki żywią się także kręgowcami i bezkręgowcami wodnymi, powodując niekiedy silną presję na niektóre gatunki zagrożone, np. małże. Drapieżnictwo na małżach może obniżać liczebność ryb, których cykl zależy od obecności odpowiednich gatunków mięczaków w zbiorniku wodnym, np. różanki *Rhodeus amarus*. Piżmaki są rezerwuarem różnych pasożytów, z których największym zagrożeniem jest tasiemiec bąblowcowy *Echinococcus multilocularis*. Zainfekowanych może być do 28% populacji. Ponieważ piżmak znajduje się wśród ofiar lisa *Vulpes vulpes* i jenota *Nyctereutes procyonoides*, zainfekowanie gryzonie są źródłem zarażenia ssaków drapieżnych.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

–

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

- perłoródka rzeczna (*Margaritifera margaritifera*) – gatunek zagrożony wyginięciem EN, objęty ochroną ścisłą,
- skójka gruboskorupowa (*Unio crassus*) – gatunek zagrożony wyginięciem EN, objęty ochroną ścisłą,
- szczeżuja wielka (*Anodonta cygnea*) – gatunek najmniejszej troski LC, objęty ochroną częściową,
- różanka (*Rhodeus amarus*) – gatunek najmniejszej troski LC, objęty ochroną częściową,
- pałka wąskolistna (*Typha angustifolia*) – gatunek niezagrożony, nieobjęty ochroną
- trzcina pospolita (*Phragmites communis*) – gatunek niezagrożony, nieobjęty ochroną

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 1,00

kategoria: bardzo duży

opis:
Piżmaki kopią nory w brzegach cieków i zbiorników wodnych oraz w konstrukcjach ziemnych. Nory osłabiają i niszczą wały przeciwpowodziowe, groble stawów rybnych i innych zbiorników, nasypy drogowe i kolejowe, przyczółki mostów. Konstrukcje te mogą w konsekwencji ulec przerwaniu pod naporem wody, czego efektem mogą być straty w rolnictwie, gospodarce rybackiej oraz szkody w mieniu i zagrożenie życia ludzkiego. W Niemczech w latach 1996-1997 koszty związane ze stratami powodowanymi przez piżmaki wyniosły ponad 12 mln euro rocznie, a wydatki ponoszone w konsekwencji szkód dokonanych na drogach i zbiornikach wodnych osiągnęły w tym okresie 2,5 mln euro. W Holandii, koszty kontroli liczebności piżmaków wyniosły 35 mln euro w 2007 roku. Piżmak jest także nosicielem kilkudziesięciu różnych pasożytów, m. in. tasiemca bąblowcowego *Echinococcus multilocularis*, stanowi więc zagrożenie dla zwierząt gospodarskich.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,50

kategoria: średni

opis:
Piżmak może być źródłem wielu niebezpiecznych chorób, powodowanych przez przenoszone przez niego patogeny: bakterie, np. leptospiroza, tularemia oraz pierwotniaki, np. kryptosporydioza i giardioza. Piżmak jest też nosicielem wielu pasożytów, a niektórymi z nich może także zarazić się człowiek, zwykle poprzez transmisję

piżmak-zwierzę domowe-człowiek. Groźne są tasiemce, a szczególnie *Echinococcus multilocarus*, powodujący bąblowicę (echinokokozę). Przebieg choroby jest przewlekły, objawy kliniczne pojawiają się po 5-15 latach. Śmiertelność chorych nieleczonych przekracza 90% w ciągu 10 lat od zdiagnozowania, u chorych poddanych leczeniu chirurgicznemu i chemioterapii spada do 10-14%. Do zakażenia może dojść poprzez przypadkowe spożycie jaj tasiemców – mogą się one znajdować na sierści, pysku i języku zakażonych zwierząt oraz na zanieczyszczonych odchodami przedmiotach. Jednakże prawdopodobieństwo zarażenia się bąblowcem przez zwierzęta domowe, a w konsekwencji – także zarażenia przez człowieka, jest niewielkie.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,17

kategoria: bardzo negatywny

opis:

Przy wysokim zagęszczeniu populacji piżmaki mogą mieć negatywny wpływ na stopień zabezpieczenia przeciwpowodziowego. Wały przeciwpowodziowe czy nasypy mogą zostać osłabione przez wykopane w nich nory, co grozi ich przerwaniem przy wyższych stanach wody. Piżmaki sporadycznie żywią się roślinami uprawnymi, dlatego mają mały wpływ na produkcje roślinną. W przypadku przerwania grobli stawów rybnych może dojść do strat w gospodarce rybackiej. Wydaje się jednak, że załamanie liczebności populacji piżmaka w ostatnich latach sprawiło, że nie jest to w skali Polski istotny problem. W badaniach ankietowych z lat 2003-2004 przeprowadzonych we wschodniej Polsce w zdecydowanej większości przypadków piżmak nie był postrzegany jako gatunek problemowy. Ze względu na nosicielstwo kilkudziesięciu patogenów (w tym przede wszystkim tasiemca bąblowcowego), gatunek wywiera wpływ na regulację chorób odzwierzęcych.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Wytępienie gatunku jest możliwe tylko na izolowanych wyspach. Działania ograniczające liczebność w krajach europejskich obejmowały dotychczas: odłowy w pułapki żywołowne, odstrzały, trucie (z użyciem chlorfacynonu lub fosforku cynku), stosowanie więcierzy (pułapek), wypłaszanie, polowanie z tchórzofretkami. Zastosowanie trucizn w przynęcie (marchwi, burakach), zwykle rozmieszczonej na pływających platformach nie jest metodą wybiórczą i skutkuje śmiertelnością innych gatunków. W Stanach Zjednoczonych powszechnie stosowane są różnego rodzaju pułapki chwytające za kończynę lub tułów, rozmieszczone pod wodą przy wlotach nor piżmaków lub pod lodem. Najbardziej efektywną pułapką jest Conibear®type No. 110 – chwytająca za tułów. Takie pułapki stosowane są powszechnie w Holandii i Belgii i uważane za najskuteczniejszą metodę całorocznego ograniczania liczebności piżmaków. W Holandii powadzi się bardzo intensywne odłowy w pułapki żywołowne rozmieszczone na pływających platformach. Taką samą metodę stosuje się Belgii. W 2004 r. w Holandii odłowiono ponad 400000 piżmaków, od tego czasu liczba odławianych zwierząt systematycznie spada – do 81125 osobników w 2016 r. Aby metody kontroli liczebności były skutecznie, konieczne jest usunięcie co najmniej 50% populacji przed sezonem rozrodczym. Za najbardziej skuteczną i najdroższą metodę ograniczenia wpływu piżmaka na budowle hydrotechniczne uznaje się umocnienie nasypów (wałów, grobli) warstwą folii ochronnej i kamieni. Najbardziej narażone miejsca można też grodzić metalową siatką o oczku 5x5 cm, wkopaną w ziemię na głębokość co najmniej 30 cm. Kontrola liczebności piżmaka, ze względu na bardzo poważne szkody w infrastrukturze i zagrożenie powodziowe, nie budzi kontrowersji społecznych. Piżmak został ujęty w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) nr 2017/1263 aktualizującym wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii ustanowiony w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) 2016/1141 na podstawie rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014, podlega zatem działaniom zaradczym i zapobiegawczym wynikającym z rozporządzenia PE i Rady (UE) nr 1143/2014.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **W4** – gatunek wysokiego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (czarna lista)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Ahlmann V-P. 1997. Epidemologische Untersuchung zum Vorkommen der Tollwut und des kleinen Fuchsbandwurmes, Echinococcus multilocaris im Saarland. Inaugural-Dissertation, Freie Universität, Berlin

Aubry JR. 1959. The muskrat in Brittany. (Le Rat musqué en Bretagne.). Penn Ar Bed. 2: 10-12

Baker RH. 1983. Michigan Mammals. Michigan State University Press. 1-642 Michigan State University Press

Barends F. 2002. The Muskrat (*Ondatra zibethicus*): expansion and control in the Netherlands. Lutra 45: 97-104

Becker K. 1972. Muskrats in Central Europe and their control. Proceedings of the 5th Vertebrate Pest Conference 6: 18-21

Böhmer HJ, Heger T, Trepl L. 2001. Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland – Case studies on Aliens Species in Germany. Texte des Umweltbundesamtes 13: 1-126

Bos D, Ydenberg R. 2011. Evaluation of alternative management strategies of muskrat *Ondatra zibethicus* population control using a population model. Wildlife Biology 17: 143-155

Brzeziński M, Romanowski J, Żmihorski M, Karpowicz K. 2010. Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (Neovison vison) in Poland. European Journal of Wildlife Research 56: 341-348 (DOI 10.1007/s10344-009-0325-9)

Burghause F. 1996. 40 Jahre Bisam in Rheinland-Pfalz. Die Bedeutung eines eingewanderten Nagers und die Bemühungen, seinen Schaden einzudämmen. Mainzer naturwiss. Archiv 34: 119-138

Connors LM, Kiviat E, Groffman PM, Ostfeld RS. 2000. Muskrat (*Ondatra zibethicus*) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and nitrification rates in a freshwater tidal marsh. American Midland Naturalist 143: 53-63

Danell K. 1977. Short-term plant succession following the colonization of a northern Swedish lake by the muskrat, *Ondatra zibethica*. Journal of Applied Ecology 14: 933-347

Danell K. 1996. Introduction of aquatic rodents: lessons of the *Ondatra zibethicus* invasion. Widlife Biology 2: 213-220

de Szalay FA, Cassidy W. 2001. Effects of Muskrat (*Ondatra zibethicus*) Lodge Construction on Invertebrate Communities in a Great Lakes Coastal Wetland. American Middle Naturalist 146: 300-310

Diemer B. 1996. Der Bisam (*Ondatra zibethicus*) in Baden-Württemberg. W: Verein der Freunde und Förderer der Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltakademie) beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimis. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 22: 182-186

Doude van Troostwijk WJ. 1978. Monitoring musk-rat control in the Netherlands. Proceedings of the 8th V ertebrate Pest Conference 115-117 (https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://www.google.pl/&httpsredir=1&article=1048&context=vpc8) Data dostepu: 2018-02-16

Gawor J, Borecka A, Malczewski A. 2008. Zarażenie lisów bąblowcem wielojamowym jako potencjalne zagrożenie dla ludzi w Polsce. Życie Weterynaryjne 83: 24-27

Genovesi P. 2006. *Ondatra zibethicus*. DAISIE Alien Species Factsheet (http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52887)

Gosling LM, Baker SJ. 1989. The eradication of coypus and muskrats from Britain. Biological Journal of the Linnean Society. Vol. 38: 39-51

Grabda J. 1954. Pasożyty wewnętrzne piżmaka (*Ondatra zibethica* L.) z okolic Bydgoszczy. Pamiętniki z III Zjazdu Polskiego Towarzystwa Parazytologicznego, 6-7 września 1952 155-156

Heidecke D, Seide P. 1986. Bisamratte *Ondatra zibethicus* (L.). W: Buch der Hege 640-666

Hochwald S. 1990. Bestandsgefährdung seltener Muschelarten durch den Bisam (*Ondatra zibethica*). Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 97: 113-114

Hoffmann M. 1958. Die Bisamratte. Ihre Lebensgewohnheiten, Verbreitung, Bekämpfung und Wirtschaftliche Bedeutung. 1-260 Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K. G., Leipzig, Germany

Jilek R. 1977. Trematode parasites of the muskrat, *Ondatra zibethicus*, in southern Illinois. Transactions of the Illinois State Academy of Sciences 70: 105-107

Kloskowski J. 2011. Human-wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. European Journal of Wildlife Research 57: 295-304

Krauss M. 1990. Die Nahrung des Bisams (*Ondatra zibethicus*) an der Havel in Berlin-West und der schädigende Einfluß auf das Röhricht. Landschaftsentw. u. Umweltforschung 71: 141-181

Lambot F. 1999. STrategy to control the muskrat rat (*Ondatra zibethicus*) in the Walloon Region of Belgium. Workshop of the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates 89-92 Council of Europe Publishing, Strasbourg

Landelijk Jaarverslag. 2017. Muskus en Beveratten. (https://muskusrattenbestrijding.nl/wp-content/uploads/2017/06/Jaarverslag-muskusbeverratten-2016.pdf) Data dostepu: 2018-02-16

Mažeika V, Kontenyte R, Paulauskas A. 2009. New data on the helminths of the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in Lithuania. Estonian Journal of Ecology 58: 103-111

Mažeika V, Paulauskas A, Balčiauskas L. 2003. New data on the helminth fauna of rodents of Lithuania. Acta Zoologica Lituanica 13: 41-47

McConnell PA, Powers JL. 1995. Muskrat. W: Dove L., Nyman R.M. (red.). Living Resources of the Delaware Estuary, USA. 507-513. The Delaware Bay Estuary Program

McDonald B. 2006. Distribution, abundance, and habitat affinities of Oklahoma Muskrats (*Ondatra zibethicus*): New insight from trapper reports. Proc. Okla. Acad. Sci. 86: 39-45

Meinert G, Diemer B. 1977. Die Vermehrung des Bisams in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Gesunde Pflanze 28: 200-202

Miller JE. 1994. Muskrats. W: Hygnstrom SE, Timm RM, Larson GE (red.). The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage B:61-69 University od Nebraska, Lincoln. (http://digitalcommons.unl.edu/icwdmhandbook/15)

Nowak E. 1971. O rozprzestrzenianiu się zwierząt i jego przyyczynach. Zeszyty Naukowe Instytutu Ekologii PAN 3: 1-255

Nummi P, Väänänen VM, Malinen J. 2006. Alien grazing: indirect effects of muskrats on invertebrates. Biological Invasions 8: 993-999

Okarma H. 2011. *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766). W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawlowski, W. Solarz (red.) Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. 444-449 Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie

Pietsch M. 1982. *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – Bisamratte, Bisam. – In: J. Niethammer, F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas. 2: 177-192 Wiesbaden

Prusaite J, Mažeikyte R, Pauža D, Paužiene N, Baleišis R, Juškaitis R, Mickus A, Grušas A, Skeiveris R, Bluzma P, Bielova O, Baranauskas K, Mačionis A, Balčiauskas L, Janulaitis Z. 1988. Fauna of Lithuania. Mammals (in Lithuanian). Mokslas Publishers, Vilnius

Ramsgaard NR. 2005. Bisamrotten (*Ondatra zibethicus*) i Danmark – Status og konsekvensanalyse af bisamrottens udbredelse i Danmark. M.Sc. thesis, University of Aarhus, Denmark

Reinhardt F, Herle M, Bastiansen F, Streit B. 2003. Economic impact of the spread of alien species in Ger German Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety.Texte 80: 43-47

Romanowski J, Karpowicz K. 2013. Zmiany w występowaniu piżmaka *Ondatra zibethicus* w centralnej i wschodniej Polsce: w latach 1996-1997. Studia Ecologiae et Bioethicae 11: 49-61

Romig T. 1999. Vorkommen und Diagnostik von *Echinococcus multilocaris* bei Wildund Haustieren. Deutsche Tierärztliche Wochenschrift 106: 352-357

Ruprecht AL. 1974. Craniometric variations in Central Europeean population of *Ondatra zibethica* Linnaeus, 1766. Acta Theriologica 19: 463-507

Ruys T, Lorvelec O, Marre A, Bernez I. 2011. River management and habitat characteristics of three sympatric aquatic rodents: common muskrat, coypu and European beaver. European Journal of Wildlife Research 57: 851-864

Skyriene G, Paulauskas A. 2012. Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. Ekologija 58: 357-367 Lietuvos mokslu akademija

Smirnov VV, Tretyakov K. 1998. Changes in aquatic plant communitieson the island of Valaam due to invasion by the muskrat *Ondatra zibethicus* L.(Rodentia, Mammalia). Biodiversity and Conservation 7: 673 (https://doi.org/10.1023/A:1008860603166)

Smith C, Reichard M, Jurajda P, Przybylski M. 2004. The reproductive ecology of the European bitterling (Rhodeus sericeus). Journal of Zoology 262: 107-124

Sokolov VE, Lavrov NP. 1993. The Muskrat. Morphology, Systematics, Ecology (in Russian). 1-542 Nauka, Moscow

van Loon E, Bos D, van Hellenberg CJ, Ydenbergd H, Ydenbergd R. 2016. A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands. Pest Manag Sci ((wileyonlinelibrary.com) DOI 10.1002/ps.4270)

Willner GR, Feldhamer GA, Zucker EE, Chapman JA. 1980. *Ondatra zibethicus*. Mammal. Species 141: 1-8

Zhou L, Fayer R, Trout JM, Ryan UM, Schaefer FW, Xiao L. 2004. Genotypes of Cryptosporidium Species Infecting Fur-Bearing Mammals Differ from Those of Species Infecting Humans. Microbiology 70: 7574-7577

Zimmermann U, Gorlach J, Ansteeg O, Bossneck U. 2000. Bestandsstützungsmaßnahme für die Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Milz (Landkreis Hildburghausen). Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 37: 11-16

Dane niepublikowane

Ramsgaard NR. 2005. Bisamrotten (*Ondatra zibethicus*) i Danmark – Status og konsekvensanalyse af bisamrottens udbredelse i Danmark. Praca magisterska Univ.Aarhus, Denmark

Inne

Birnbaum C. 2013. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Ondatra zibethicus*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. (www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/o/ondatra-zibethicus/ondatra_zibethicus.pdf)

Branquart E, D'aes M, Manet B, Motte G, Schockert V, Stuyck J. 2011. *Ondatra zibethicus*. Invasive specie in Belgium. http://ias.biodiversity.be/species/show/28. (http://ias.biodiversity.be/species/show/28)

Halter DF, Blood DA, Beal AMM. 2003. Furbearer management guidelines. Muskrat. British Columbia. British Columbia (www.env.gov.bc.ca/fw/wildlife/trapping/docs/muskrat.pdf)

Okarma H. 2018. Piżmak *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766). (http://www.iop.krakow.pl/ssaki/Gatunek.aspx?splD=64)

Triplet P. 2015. *Ondatra zibethicus* CABI. Invasive Species Compendium. Alien Species Factsheet. (www.cabi.org/isc/datasheet/71816)

Autorzy karty:
Henryk Okarma[1], Magdalena Bartoszewicz[2], Wojciech Solarz[3]

[1] Zakład Ochrony Fauny, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków
[2] Kompan Manufacturing Poland Sp. z o.o.
[3] Zakład Ochrony Ekosystemów, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków

Data opracowania: marzec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Dąb czerwony

2) nazwa łacińska: ***Quercus rubra*** L.

3) nazwa angielska: Northern red oak

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: –

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Quercus maxima*
Quercus borealis

c) synonimy nazwy angielskiej: Red oak
American red oak

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Fagaceae

7) pochodzenie (region):
wschodnia część Ameryki Północnej (wschodnia część USA i południowo-wschodnia Kanada)

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie
Infrastruktura i Środowisko

Unia Europejska
Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

9) charakterystyka gatunku

Drzewo liściaste dorastające w warunkach europejskich do 25–30 m wysokości (w rodzimej Ameryce Pln – 45 m) i do 50 (100) cm pierśnicy, długowieczne. Korona gęsto ulistniona, rozłożysta; w zwartych drzewostanach wąska i symetryczna, osadzona na wysokości 10-13 m na prostym pniu. Liście osadzone na krótkich (2–5 cm) ogonkach, w zarysie odwrotnie jajowate, długości 10–25 cm i szerokości do 15 cm, głęboko i ostro klapowane. Blaszka liściowa cienka skórzasta, błyszcząca, z wierzchu ciemniejsza, przebarwiająca się jesienią na kolor szkarłatno-czerwony, potem brązowiejąca. Gatunek jednopienny o kwiatach rozdzielnopłciowych. Kwiaty męskie zebrane w luźne kotkowate kwiatostany, żeńskie osadzone pojedynczo lub po dwa na krótkich szypułkach. Kwitnienie przypada na kwiecień i maj, równocześnie z rozwojem liści lub z wyprzedzeniem. Gatunek wiatropylny. Owoce – żołędzie krótkie (12–31 mm), pękate (12-16 mm), ciężkie, osadzone w krótkoszypułkowych talerzykowatych niseczkach o średnicy ok. 3 cm obejmujących owoc do 1/4–1/5 wysokości (var. *rubra*) lub o średnicy do 2 cm obejmujących owoc do 1/3 wysokości (var. *ambigua*). Nasiona dojrzewają po dwóch latach i odpadają od miseczki. Gatunek barochoryczny – jego ciężkie nasiona rozsiewają się pod wpływem sił grawitacji, i zoochoryczny – rozsiewany przez zwierzęta (związany z licznymi wektorami dyspersji nasion). Siewki i podrost rozwijają się w miejscach nasłonecznionych lub częściowo zacienionych. Po uszkodzeniu lub wycięciu drzewa wykształca liczne pędy wegetatywne (odrośla) na pniu lub szyi korzeniowej. Gatunek o szerokim zakresie tolerancji na warunki glebowe. Rośnie zarówno na glebach piaszczystych, ubogich w składniki pokarmowe, jak i na żyznych glebach organicznych, suchych, świeżych lub wilgotnych, jednak wyraźnie preferuje siedliska mezo- i eutroficzne, świeże. Jest to drzewo klimatu umiarkowanego, światłożądne, lecz znoszące zacienienie. Odporne na suszę, przemarzanie i zanieczyszczenia powietrza.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

Gatunek o szerokim zakresie tolerancji na warunki siedliskowe, klimatyczne i glebowe. Światłolubny, odporny na mróz. Rośnie na glebach ubogich, piaszczystych i kamienistych, a także ilastych, mulistych oraz na żyznych glebach organicznych. Występuje na terenach płaskich, stokach, w dolinach notowany do 1680 m n.p.m. Gatunek lasotwórczy tworzący jednogatunkowe lasy dębowe, współwystępujący z wieloma innymi gatunkami drzew w zbiorowiskach borów mieszanych m.in. z sosnami: Banksa *Pinus banksiana*, smołową *P. rigida*, taeda *P. taeda* i czerwoną *P. resinosa*, oraz w lasach liściastych i mieszanych z orzesznikami *Carya* sp., bukami, brzozami (*Betula alleghaniensis*), jesionami (*Fraxinus americana*) wiązami (*Ulmus americana*) i klonami (*Acer rubrum, A. saccharum*).

11) zastosowanie gospodarcze

W hodowli lasu uznawany za cenny gatunek lasotwórczy, stosowany dla urozmaicenia monokultur sosnowych, zwłaszcza na ubogich gruntach porolnych. Cenny gatunek stosowany przy rekultywacji terenów zdegradowanych, hałd powyrobiskowych. Sadzony jako "domieszka biocenotyczna" podszytu i śródleśnych remiz w celu zwiększenia odporności biologicznej litych drzewostanów sosnowych. Cenny surowiec drzewny, stosowany na okleiny, okładziny, boazerie; w meblarstwie (zwłaszcza na elementy gięte), na oprawy narzędzi. W budownictwie – jako drewno konstrukcyjne we wnętrzach (w konstrukcjach zewnętrznych i na podkłady – po zaimpregnowaniu), na schody, podłogi i parkiet (wymaga impregnowania), na płyty wiórowe i pilśniowe. Surowiec energetyczny – drewno opałowe. Gatunek ozdobny, popularny w ogrodnictwie.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): około 1830

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Dąb czerwony został sprowadzony do Europy jako drzewo ozdobne w XVII w. Pierwsza wzmianka o jego uprawie pochodzi z Francji z roku 1630. Po szybkiej aklimatyzacji został wprowadzony do upraw leśnych. Obecnie jest jednym z ważniejszych gatunków lasotwórczych o znaczeniu gospodarczym i jednym z najpospolitszych drzew obcego pochodzenia w Europie. Do Polski introdukowany na przełomie XVIII i XIX w. jako gatunek produkcyjny. Najstarsze (1798) znane drzewostany dębu czerwonego znajdują się na powierzchniach doświadczalnych zlokalizowanych w lasach północnej i północno-zachodniej Polski (obecnie lasy Nadl. Gryfino i Elbląg). Pierwszą leśną uprawę komercyjną założono w 1835 r. w Polsce Południowej (obecnie Nadl. Tułowice). W XX wieku powszechnie sadzony w lasach całej Polski z wyłączeniem najwyższych partii Karpat i Sudetów. Obecnie antropogeniczne drzewostany z udziałem dębu czerwonego rozproszone są na ponad 83 tys. zinwentaryzowanych stanowisk w Lasach Państwowych i na tysiącach hektarów zalesień założonych na gruntach prywatnych

(w 2003 roku ograniczono sadzenie dębu czerwonego w LP w celach produkcyjnych). Obecny w 29 kolekcjach dendrologicznych ogrodów botanicznych i arboretów w Polsce; w 14 z nich rozprzestrzenia się spontanicznie, w 12 jest zwalczany. Liczne stanowiska dębu występują wzdłuż ciągów komunikacyjnych, na terenach zurbanizowanych, w parkach, ogrodach i na rekultywowanych terenach przemysłowych na obszarze całego kraju.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

Rozmnaża się płciowo. Gatunek jednopienny o kwiatach rozdzielnopłciowych. Kwitnienie dębu przypada na kwiecień i maj, przebiega równocześnie z rozwojem liści lub go wyprzedza. Gatunek wiatropylny. Dojrzałość osiąga w wieku ok. 25 lat, po 50-tym roku życia kwitnie i obradza obficie. Nasiona dojrzewają po dwóch latach. W areale rodzimego zasięgu obfitsze obradzanie nasion występuje co 3-5 lat (lata nasienne). Ciężkie nasiona dębu spadają pod korony drzewa macierzystego (barochoria), skąd roznoszone są na znaczne odległości przez zwierzęta (zoochoria). Ptaki zbierają żołędzie także bezpośrednio z koron drzew. Siewki i podrost rozwijają się w miejscach nasłonecznionych lub częściowo zacienionych. Silne zacienienie i gruba warstwa ściółki ogranicza kiełkowanie nasion i wzrost siewek. Konkurencja ze strony szybko rosnących gatunków liściastych ogranicza wzrost okazów juwenilnych.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: w przeszłości i obecnie stosowany do rekultywacji terenów zdegradowanych, hałd poprzemysłowych i sadzony na terenach zurbanizowanych, działkach domków letniskowych czy wśród nowych zabudowań podmiejskich. Stosowany jako komponent zieleni wysokiej urządzonej (aleje, parki, zieleńce, przydomowe ogrody). Liczne są także oferty powszechnie dostępnych sadzonek dębu czerwonego;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: diaspory (twory służące do rozprzestrzeniania się i rozmnażania, w tym wypadku – żołędzie) z miejsc, w których jest świadomie sadzony, mogą nieświadomie być przenoszone wraz z ziemią podczas prac leśnych lub ogrodniczych i wnikać do sąsiadujących lasów zarówno gospodarczych, jak i naturalnych.
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): bardzo liczne żołędzie są roznoszone przez sójki *Garrulus glandarius*, gryzonie (myszy *Apodemus sylvaticus*, wiewiórki *Sciurus vulgaris*, szczury (*Rattus* sp.) i dziki (*Sus scrofa*)
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): żołędzie są celowo zbierane i wykładane jako pokarm w miejscach żerowania dzikiej zwierzyny. Atrakcyjne nasiona dębu czerwonego mogą być też zbierane i wyrzucane w przypadkowych miejscach.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Dąb czerwony występuje na obszarze całej Polski, rzadziej w wyższych położeniach w górach. W polskiej części Karpat odnotowany dotąd na wysokości ok. 750 m n.p.m. Drzewostany z udziałem dębu czerwonego rozproszone są na ponad 83 tys. zinwentaryzowanych stanowisk i zajmują ponad 14 tys. hektarów lasów państwowych oraz tysiące hektarów lasów prywatnych. Gatunek ten występuje także na obszarach chronionych, w tym w 14 parkach narodowych. Mapy występowania gatunku uwzględniają obok stanowisk, na których gatunek pojawił się spontanicznie (bez udziału człowieka) także stanowiska, na które został wprowadzony.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:
W sprzyjających warunkach gatunek odnawia się obficie. Samoistnie rozprzestrzenia się poza powierzchnie, na których był posadzony, „wędrując" wzdłuż ścieżek i dróg leśnych, skąd skutecznie wnika na nowe stanowiska. Tempo rozprzestrzeniania jest szybkie np. w okresie 1990-2000 skumulowana liczba odnotowanych stanowisk wzrosła od ok. 200 do ponad 1500.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Dąb czerwony efektywnie zasiedla siedliska borów świeżych, borów mieszanych świeżych, lasów mieszanych świeżych i lasów świeżych. Zwarty nalot i podrost zajmuje wnętrza lasu, lecz głównie pod lub w bliskim sąsiedztwie osobników macierzystych. Ponadto pojawia się na nasłonecznionych przydrożach dróg leśnych, śródleśnych polanach, zrębach. W areale zbiorowisk sąsiadujących z dębem czerwonym notowane są liczne, rozproszone w przestrzeni, juwenilne okazy tego gatunku. Prześwietlenie drzewostanu pobudza wzrost młodych okazów dębu czerwonego. Rozprzestrzenia się też na terenach zurbanizowanych, terenach poprzemysłowych w sąsiedztwie jego nasadzeń.

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,75

kategoria: średnio inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,59

kategoria: nie zmieni się

opis:
Wyniki badań dendrochronologicznych wskazują, że łagodniejsze, mniej mroźne, ale wilgotne zimy, brak lub sporadyczne notowania dni z wczesnymi lub późnymi przymrozkami, ciepła wilgotna wiosna oraz wilgotne i ciepłe (ale nie gorące) przełomy lata i jesieni stymulują większe przyrosty drewna dębów czerwonych. Można zatem założyć, że ocieplenie klimatu, złagodzenie ekstremów termicznych i zwiększenie opadów wpłynie korzystnie na kondycję dębu czerwonego. Ocieplenie i złagodzenie klimatu sprzyjać będzie odnawianiu i rozprzestrzenianiu się tego gatunku i efektywniejszemu kolonizowaniu ekosystemów leśnych. Szybszej inwazji w nowe miejsca może towarzyszyć umiarkowany wzrost konkurencyjności gatunku.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,75

kategoria: duży

opis:
Celowe wprowadzenie lub spontaniczne wniknięcie dębu czerwonego do fitocenoz leśnych, powoduje znaczące zmiany w ich strukturze i składzie gatunkowym. Gatunek wpływa na poważne spadki liczebności populacji większości gatunków rodzimych zastanych w ekosystemie. W płatach fitocenoz z wysokim udziałem dębu warstwa runa zielnego i/lub mszysto-porostowego ulega niemal całkowitej redukcji. Stopniowo zanikają wszystkie rośliny zielne, mszaki i porosty naziemne. Najdłużej w takich zbiorowiskach trwają długowieczne byliny kłączowe np. paprocie, mchy naziemne tworzące wysokie „poduchy" oraz mchy zasiedlające nasady pni drzew, a także krzewinki. Dąb czerwony hamuje, a w niektórych przypadkach wręcz uniemożliwia naturalne odnowienie i wzrost rodzimych gatunków drzew i krzewów. Zbiorowiska zdominowane przez dąb czerwony tracą swą odrębność florystyczną i fitosocjologiczną. Są ubogie, a nawet skrajnie ubogie florystycznie. Dotyczy to zarówno lasów o charakterze naturalnym, jak i lasów antropogenicznych. Zwarte, gęsto ulistnione korony dębu ograniczają znacząco dostęp światła słonecznego do dna lasu, co pociąga za sobą zmiany warunków termicznych i wilgotnościowych panujących w ekosystemie. Ściółka dębu czerwonego rozkłada się powoli. Nagromadzenie dużej ilości biomasy zdominowanej przez liście dębu modyfikuje warunki glebowe (chemiczne, termiczne i wilgotnościowe). Zwarta warstwa ściółki dębowej zalegająca na dnie lasu przez cały rok stanowi barierę fizyczną ograniczającą kiełkowanie nasion i wzrost siewek.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

W przypadku prześwietlenia drzewostanu i redukcji podszytu gatunek zagraża następującym siedliskom przez niego preferowanym:
- 9160 – Subatlantyckie i środkowoeuropejskie lasy dębowe i dębowo-grabowe (*Carpinion betuli*);
- 9170 – Lasy dębowo-grabowe, grądy (*Galio-Carpinetum*);
- 9110 – Buczyny kwaśne (*Luzulo-Fagetum*);
- 9190 – Kwaśne dąbrowy (*Quercetea robori-petraeae*).

Pojawia się także w:
- 91T0 – Śródlądowe bory chrobotkowe (*Cladonio-Pinetum*) i chrobotkowa postać (*Peucedano-Pinetum*);
- 9130 – Żyzne buczyny (*Dentario glandulosae-Fagenion, Galio odorati-Fagenion*).

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

W lasach liściastych może stanowić zagrożenie dla:
- lilia złotogłów (*Lilium martagon*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną ścisłą;
- kruszczyk szerokolistny (*Epipactis helleborine*), gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- buławnik wielkokwiatowy (*Cephalanthera damasonium*), gatunek bliski zagrożenia (NT), objęty ochroną ścisłą;
- buławnik mieczolistny (*C. longifolia*), gatunek narażony (VU), objęty ochroną ścisłą;
- czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*), gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- wawrzynek wilczełyko (*Daphne mezereum*), gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;

a w mieszanych i iglastych dla:
- gruszyczka zielonawa (*Pyrola chlorantha*), gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- gruszyczka mniejsza (*P. minor*), gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- gruszyczka okrąglolistna (*P. rotundifolia*), gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- gruszyczka średnia (*P. media*), stopień zagrożenia nie może być określony (DD), objęty ochroną częściową.

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,45

kategoria: średni

opis:
Dąb czerwony może powodować straty w leśnictwie. W lasach gospodarczych obecność dębu czerwonego uniemożliwia odnawianie się gatunków drzewiastych. Gatunek może zarastać drogi leśne, linie oddziałowe, drogi przeciwpożarowe i w ten sposób utrudniać leśnikom pracę. Ponadto na terenach zielonych (zurbanizowanych) jego ewentualne negatywne oddziaływanie może wiązać się z rozrostem systemu korzeniowego i powodowanymi uszkodzeniami nawierzchni chodników. Regulowanie liczebności lub (w niektórych przypadkach) redukowanie naturalnych odnowień dębu czerwonego generuje dodatkowe koszty w hodowli lasu (zwalczanie chemiczne i mechaniczne).

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,00

kategoria: bardzo mały

opis:
Dotychczas nie wykazano żadnego bezpośredniego wpływu dębu czerwonego na zdrowie człowieka, ponieważ gatunek nie jest wektorem żadnych pasożytów zagrażających zdrowiu człowieka.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,58

kategoria: neutralny

opis:
Usługi zaopatrzeniowe: gatunek ten ma pozytywny wpływ na usługi zaopatrzeniowe. Uczestniczy w procesach glebotwórczych (tereny rekultywowane) oraz w dostarczaniu cennego drewna a wpływ negatywny wywiera poprzez ograniczenie dostępu do surowców zielarskich i leśnych owoców.

Usługi regulujące: wpływ pozytywny – udział w wiązaniu i kumulowaniu węgla, w stabilizowaniu gleb na terenach rekultywowanych oraz w oczyszczaniu powietrza na terenach skażonych przez przemysł; wpływ negatywny: zaburzenia i zmiany warunków klimatycznych, hydrologicznych i glebowych w zastanych ekosystemach.

Usługi kulturowe: wpływ pozytywny – gatunek o wysokich walorach dekoracyjnych, zwłaszcza w okresie jesiennym. Dąb czerwony jest wykorzystywny w kompozycjach zieleni wysokiej urządzonej. Negatywnie wpływa na wizerunek lasów zwłaszcza na terenach chronionych jako znany gatunek inwazyjny u niektórych amatorów przyrody i ekoturystów.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Redukcję liczebności populacji dębu czerwonego wykonywano na obszarach chronionych oraz w lasach gospodarczych na powierzchniach odnowień. Zabiegi takie prowadzono m.in. w Wigierskim Parku Narodowym i w rezerwacie Stara Buczyna w Rakowie. Prace tego typu są kosztowne, a ze względu na stały dopływ nasion z licznych, rozproszonych w przestrzeni leśnej stanowisk dębu czerwonego, tworzony zasobny bank nasion w glebie i zdolność dębu czerwonego do tworzenia odrośli, wymagają kilkakrotnych powtórzeń.

Stosowanie substancji chemicznych, np. glifosatu w zwalczaniu odnowień dębu na terenach chronionych jest niewskazane i powinno być zakazane w związku z negatywnym ich oddziaływaniem na środowisko oraz na zdrowie ludzi i zwierząt.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **W4** – gatunek wysokiego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (czarna lista)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Adamowski W, Dvorak L, Ramanjuk I. 2002. Atlas of alien woody species of the Białowieża Forest. Phytocoenosis 14 (N.S.) Supplementum Cartographie Geobotanicae 14: 1-303

Adamowski W, Mędrzycki P, Łuczaj Ł. 1998. The penetration of alien woody species into the plant communities of the Białowieża Forest: the role of biological properties and human activities Phytocoenosis. 10 (N.S.) Supplementum Cartographie Geobotanicae 9: 211-228

Bellon S, Tumiłowicz J, Król S. 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Bieberich J, Lauerer M, Aas G. 2016. Acorns of introduced *Quercus rubra* are neglected by European Jay but spread by mice. Ann. For. Res. 59: 249-258 (http://dx.doi.org/10.15287/afr.2016.522)

Bijak S, Bronisz A, Bronisz K. 2012a. Wpływ czynników klimatycznych na przyrost radialny dębu szypułkowego i czerwonego w LZD Rogów. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 14: 121-128

Bijak S, Bronisz A, Bronisz K. 2012b. Wpływ ekstremalnych warunków klimatycznych na przyrost radialny dębu czerwonego *Quercus rubra* w LZD Rogów. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 14: 160-167

Bodył M. 2011. Żołędzie dębu czerwonego. Głos Lasu 3: 19-21

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 and Soil 395: 215-229

Boratyński A, Boratyńska K, Filipiak M. 2006. Systematyka i geograficzne rozmieszczenie, W: W Bugała (red.). Dęby. Nasze drzewa leśne. 11: 85-114. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Kórnik-Poznań.

Bruinderink GG, Hazebroek E. 1996. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. Forest Ecology and Management 88: 71-80

Buckley DS, Sharik TL, Isebrands JG. 1998. Regeneration of northern red oak: Positive and negative effects of competitor removal. Ecology 79: 65-78 (https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[0065:RONROP]2.0.CO;2)

Bugała W. 1991. Drzewa i Krzewy dla terenów zieleni. wyd. II. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Burzyński J. 1999. Drzewa i krzewy w remizach i podszytach. Głos Lasu 5: 10-15

Cedro A, Nowak G. 2013. Tree ring width and health status of the red oak (*Quercus rubra* L.) under urban conditions in Szczecin (NW Poland) Plant Diversity and Evolution 130: 183-194

Chmura D. 2004. Penetration and naturalisation of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (southern Poland). Nature Conservation 60: 3-11

Chmura D. 2009. Differences in invasiveness of alien woody plants in forest communities of the Silesian Upland (Southern Poland). W: J Holeksa, B Babczyńska-Sendek B, S Wika (red.). The role of geobotany in biodiversity conservation. ss. 297-302. University of Silesia, Katowice.

Chmura D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: a study of the Silesian Upland (Southern Poland). Polish Journal of Ecology 61(3): 431-442 (https://miiz.waw.pl/pliki/article/ar61_3_02.pdf)

Chmura D. 2014. Soils characteristics of forest phytocoenoses occupied by self-regenerating populations of *Quercus rubra* in Silesian Upland. Chemistry-Didactics-Ecology-Metrology 19: 109-117 (https://doi.org/10.1515/cdem-2014-0010)

Chmura D. 2017. Lasy z inwazyjnym dębem czerwonym w świetle analiz wielowymiarowych przy użyciu R. WhyR? Ogólnopolska Konferencja Użytkowników R. Warszawa, 27-29 września 2017. 48 Wydział Matematyki i Nauk Informacyjnych, Politechnika Warszawska

Cichocki W, Danielewicz W. 1993. Obce taksony dendroflory a ochrona przyrody w Tatrach. w: W Cichocki (red.). Ochrona Tatr w obliczu zagrożeń. 75-83 Wydawnictwo Muzeum Tatrzańskiego, Zakopane.

Danielewicz W. 1993. Występowanie drzew i krzewów obcego pochodzenia jako problem ochrony przyrody w rezerwatach i parkach narodowych. Przegląd Przyrodniczy 4(3): 25-32

Danielewicz W, Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. Peckiana 9: 59-67

Danielewicz W, Maliński T. 1997. Drzewa i krzewy obcego pochodzenia w lasach Wielkopolskiego Parku Narodowego. Rocznik Dendrologiczny 45: 65-81

Danusevičius J, Gabrilavičius R, Danusevičius D. 2002. Quality of Red Oak (*Quercus rubra* L.) Stands on Abandoned Agricultural Land. Baltic Forestry 8: 51-56

Dobrylovska D. 2001. Litter decomposition of red oak, larch and lime tree and its effect on selected soil characteristics. Journal of Forest Science 47: 477-485 (https://www.researchgate.net/publication/288673006)

Domański S, Kowalski S, Kowalski T. 1977. Grzyby występujące w drzewostanach objętych szkodliwym oddziaływaniem emisji przemysłowych w Górnośląskim i Krakowskim Okręgu Przemysłowym. V. Grzyby zasiedlające nadziemne części drzew w przebudowanych drzewostanach w latach 1971-1975. Acta Mycologica 13(2): 229-243

Ferreiro-Dominguez N, Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR. 2011. Response to sewage sludge fertilisation in a *Quercus rubra* L. silvopastoral system: soil, plant biodiversity and tree and pasture production. Agriculture, Ecosystems & Environment 141: 49-57

Gazda A, Augustynowicz P. 2012. Obce gatunki drzew w polskich lasach gospodarczych. Co wiemy o puli i o rozmieszczeniu wybranych taksonów? Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 33(4): 53-61

Gazda A, Fijała M. 2010. Obce gatunki drzewiaste w południowym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. Sylwan 154: 333-340

Gazda A, Szlaga A. 2008. Obce gatunki drzewiaste w północnym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. Sylwan 152: 58-67

GDOŚ. 2016. Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia. Kodeks dobrych praktyk w ogrodnictwie. ISBN: 978-83-62940-79-0 (https://rm.coe.int/168048d610)

Głowacki D, Sławska M, Sławski M. 2016. Dynamika dębu czerwonego (*Quercus rubra* L.) w gospodarczych centralnej Polski na przykładzie Nadleśnictwa Grotniki [The dynamics of northern r (*Quercus rubra* L.) in managed forests of central Poland]. Leśne Prace Badawcze [Forest Research Pap 77(1): 32-41

Greszta J. 1987. Wpływ przemysłowego zanieczyszczenia powietrza na lasy. SGGW AR, Warszawa.

Grzędzicka E, Kowalik K, Bacler-Żbikowska B. 2017. Does the invasion of Northern Red Oak *Quercus rubra* in parkland influence the diversity of birds? Biologia 72: 215-229

Hereźniak J. 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na ziemiach polskich. W: M Ławrynowicz, U Warcholińska (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. ss. 97-150. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź.

Hobbie SE, Reich PB, Oleksyn J, Ogdahl M, Żytkowiak R, Hale C, Karolewski P. 2006. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. Ecology 87: 2288-2297 (http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006) 87[2288:TSEODA]2.0.CO;2.)

Horodecki P, Jagodziński AM. 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. Forest Ecology and Management 406: 1-11 (https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059)

Jagodzinski AM, Dyderski MK, Gdula AK, Rawlik M, Kasprowicz M. 2015. Zróżnicowanie flory roślin naczyniowych runa pod drzewostanami powstałymi w wyniku rekultywacji zwałowiska pokopalnianego. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 42: 249-261

Jagodziński AM, Dyderski MK, Horodecki P, Rawlik K 2018. Limited dispersal prevents *Quercus rubra* invasion in a 14-species common garden experiment Diversity and Distributions 24: 403-414

Jakubowska-Gabara J, Mitka J. 2007 Ancient woodland plant species in a landscape park in Central Poland. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 76(3): 239-249

Jakubowska-Gabara J, Woziwoda B. 2009. Decrease of vascular flora diversity in forest communities connec with invasive red oak *Quercus rubra* L. W: S Coles, P Dimopoulos (red.). 52. Symposium of Internatic Association for Vegetation Science, Vegetation Processes and Human Impact in a Changing World. Chanie, Crete (Greece) May 30th-4th June 2009. 179 (http://www.iavs.org/uploads/2009Abstracts.pdf, dostęp on-line: 04.06.2012.)

Jaworski A. 2011. Hodowla lasu. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych. PWRiL, Warszawa.

Kiselev MA. 1950. Issledovanie rosta duba krasnogo v uslovijah Orlovskoi oblasti [A study of the growth of Red Oak in Orlov Province]. Lesnoe Khozyaistvo 3(8): 75-88

Knight KS, Oleksyn J, Jagodzinsk, AM, Reich PB, Kasprowicz M 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility Diversity and Distributions 14: 666-675

Kornaś J. 1968. Prowizoryczna lista nowszych przybyszów synantropijnych (kenofitów) zadomowionych w Polsce. Materiały Zakładu Fitosocojologii Stosowanej UW, Warszawa–Białowieża 25: 43-53

Król S. 1967. Dąb czerwony – *Quercus rubra* L. w warunkach środowiska leśnego zachodniej Polski. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych 21: 419-482

Krzyżanowska A, Kałuzińska I, Lenarcik I, Wiśniewska M, Woziwoda B. 2017. Characteristics of bilberry and lingonberry populations in mesic pine forests with and without red oak occurrence [in Polish]. 200 BioOpen; Łódź, 11-12.05.2017. Proceeding book, (http://acer.biol.uni.lodz.pl/~bioopen/downloads/Ksiega_2017.pdf)

Kubiak D. 2006. Lichens of oak *Quercus rubra* in the forest environment in the Olsztyn Lake District (NE Poland). Acta Mycologica 41(2): 319-328

Kuc M, Piszczek M, Janusz A. 2012. Znaczenie dęba czerwonego w ekosystemie leśnym i rachunku ekonomicznym Nadleśnictw Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach [Importance of Northern red oak *Quercus rubra* L. in forest ecosystems and economic calculus in Regional Directorate of State Forests in Katowice]. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 33(4): 152-159

Kwiecień E. 2012 Podglądając naturę. Głos Lasu 6: 20-21

Lambdon PW, Pyšek P, Basnou C, Hejda M, Arianoutsou M, Essl F, ... Jarošík V. 2008. Alien flora of Europe: Species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia 80: 101-149

Magni Diaz CR. 2004. Reconstitution de l'introduction de *Quercus rubra* L. en Europe et conséquences génétiques dans les populations allochtones (PhD thesis). 1-455 ENGREF (Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forets), Paris.

Major KC, 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. Forest Ecology and Management 291: 144-153 (https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.006)

Marozas V, Straigytė L, Šepetienie J. 2009. Comparative analysis of alien oak (*Quercus rubra* L.) and native common oak (*Quercus robur* L.) vegetation in Lithuania. Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis 9(1): 19-24 (https://www.researchgate.net/publication/308146070)

Medvecká J, Kliment J, Májeková J, Halada Ľ, Zaliberová M, Gojdičová E, et al. 2002. Inventory of the alien flora of Slovakia. Preslia 84: 257-309

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. Forestry Journal 62: 169-172

Murat E. 2002. Szczegółowa hodowla lasu. Oficyna Edytorska Wydawnictwo Świat, Warszawa. s. 131-134.

Myczko Ł, Dylewski Ł, Zduniak P, Sparks TH, Tryjanowski P. 2014. Predation and dispersal of acorns by European Jay (*Garrulus glandarius*) differs between a native (Pedunculate Oak *Quercus robur*) and an introduced oak species (Northern Red Oak *Quercus rubra*) in Europe. Forest Ecology and Management 331: 35-39

Myczko Ł, Skórka P, Dylewski Ł, Sparks TH, Tryjanowski P. 2015. Color mimicry of empty seeds influences the probability of predation by birds. Ecosphere 6: 1-7

Najberek K, Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych, W: Z Głowaciński, H Okarma, J Pawłowski, W Solarz (red.). ss. 624-639. Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. IOP PAN, Kraków

Nowak G. 2012. Wzrost i rozwój dębu czerwonego (*Quercus rubra* L.) w zależności od sposobu przygotowania podłoży z dodatkiem popiołożużli. ss. 1-94. Wydawnictwo Uczelniane, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Szczecin

Oosterbaan A, Olsthorn AFM. 2005. Control strategies for Prunus serotina and *Quercus rubra* as exotic tree species in the Netherlands. W: W Nentwig, S Bacher, MJW Cock, H Di-etz, A Gigon, R Wittenberg (red.). Biologi-cal Invasions – from ecology to control. Neobiota 6: 177-181

Orlikowski LB, Szkuta G. 2003. Studies on the occurrence and colonisation of plants by *Phytophthora ramorum* in Poland. Acta Mycol. 38(1/2): 43-49

Otręba A, Ferchmin M. 2007. Obce gatunki drzew miarą przekształcenia przyrody Kampinoskiego PN [Alien tree species as indicators of environmental transformation in Kampinoski National Park]. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 2/3(16): 234-244 (http://cepl.sggw.pl/sim/pdf/sim16_pdf/SIM16_A/SIM16A_22_Otreba_Ferchmin_...pdf)

Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, ... Pyšek P. 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy NeoBiota 28: 1-37

Pyšek P, Danihelka J, Sádlo J, Chrtek JJ, Chytrý M, Jarošík V, et al. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155-255

Rédei K, Csiha I, Keserű Z, Rásó J, Győri J. 2010. Management of red oak (*Quercus rubra* L.) stands in the Nyírség forest region (Eastern Hungary). Hungarian Agricultural Research 3: 13-17 (https://www.researchgate.net/publication/293825922)

Riepšas E, Straigyté L. 2008. Invasiveness and ecological effects of red oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian forests. Baltic Forestry 14(2): 122-130 (https://www.balticforestry.mi.lt/bf/PDF_Articles/2008-14(2)/122)

Rizzo M, Gasparini P. 2011. Occurrence and distribution of alien invasive tree species in the Italian forests. Forestry Ideas 17: 97-103

Rozporządzenie 2011. 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. Dziennik Ustaw 210, poz. 1260.

Sander I. 1990. *Quercus rubra* L. Northern red oak. W: RM Burns, BH Honkala (red. tech.). Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agricultural Handbook 654: 727-733 U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington DC

Sharik TL, Buckley DS. 2002. Effect of overstory and understory vegetation treatments on removal of planted northern red oak acorns by rodents. Northern Journal of Applied Forestry 19: 88-92

Smith L, Vancat JL. 1991. Communities and tree seedling distribution in *Quercus rubra* and *Prunus serotina*-dominated Forests in Southwestern Pensylvania The American Midland Naturalist 126: 294-307

Straigyte L, Žalkauskas R. 2012. Effect of climate variability on *Quercus rubra* phenotype and spread in Lithuanian forests. Dendrobiology 67: 79-85 (https://www.researchgate.net/publication/288428515)

Szynkiewicz A, Kwaśna H. 2004. The effects of fungi from acorns with symptoms of black rot and necrotic twigs of oak on *Quercus* seedlings. Phytopathologia Polonica 32: 49-59

Tokarska-Guzik B. 2005a. Invasive ability of kenophytes occurring in Poland: a tentative assessment. W: W Nentwig, S Bacher, MJW Cock, H Di-etz, A Gigon, R Wittenberg (red.). Biologi-cal Invasions – from ecology to control. Neobiota 6: 47-65

Tokarska-Guzik B. 2005b. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Katowice, University of Silesia Press (https://sbc.org.pl/Content/39618/the_establishment_and_spread.pdf)

Tokarska-Guzik B, Dajdok Z, Zając M, Zając A, Urbisz A, Danielewicz W, Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. ss. 1-196. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa

Vanhellemont M, Verheyen K, De Keersmaeker L, Vandekerkhove K, Hermy M. 2009 Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? Biological Invasions 11: 1451-1462

Vansteenkiste D, de Boever L, van Acker J. 2005. Alternative processing solutions for red oak (*Quercus rubra*) from converted forests in Flanders, Belgium. W: Proceedings of the COST action E44 conference on broad spectrum utilization of wood at BOKU. ss. 13-26 Vienna, BOKU (http://hdl.handle.net/1854/LU-316371)

Vor T. 2005. Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red Oak) in Germany. W: W Nentwig, S Bacher, MJW Cock, H Di-etz, A Gigon, R Wittenberg (red.). Biologi-cal Invasions – from ecology to control. Neobiota 6: 111-123 (https://www.researchgate.net/publication/284503861)

Woziwoda B. 2008. Antropogenicznie wspomagana ekspansja dębu czerwonego *Quercus rubra* L. W: S Mazur, H Tracz (red.). VIII Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych. Zagrożenia ekosystemów leśnych przez człowieka, rozpoznanie – monitoring – przeciwdziałanie. ss. 259-263. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Woziwoda B, Kałucka I, Ruszkiewicz-Michalska M, Sławska M, Sławski M, Tołoczko W, Hachułka M, Kopeć D, Rosadziński S, Witkowski J. 2012. Interdyscyplinarne badania ekologicznych skutków introdukcji dębu czerwonego *Quercus rubra* L. w lasach Polski środkowej – założenia i cele projektu [Interdisciplinary research of ecological effects of Northern Red oak *Quercus rubra* L. introduction in forest ecosystems (Central Poland) – the principles and aims of study]. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 33(4): 181-192 (http://cepl.sggw.pl/sim/pdf/sim33_pdf/sim33_Woziwoda_i_in..pdf)

Woziwoda B, Kopeć D, Witkowski J. 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 83(1): 39-49 (https://doi.org/10.5586/asbp.2013.035)

Woziwoda B, Obidziński A. 2015 Dąb czerwony *Quercus rubra* L. W: A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie [Invasive alien plants in Kampinoski Nature Park and its neigborough]. ss. 69-73.Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Woziwoda B, Obidziński A. 2016. Dąb czerwony *Quercus rubra* L. W: Obidziński A, Kołaczkowska E, Otręba A. (red). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 89-97. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

Woziwoda B, Potocki M, Sagan J, Zasada M, Tomusiak R, Wilczyński S. 2014. Commercial forestry as a vector of alien tree species – the case of *Quercus rubra* L. introduction in Poland. Baltic Forestry 20: 131-141 (https://www.balticforestry.mi.lt/bf/PDF_Articles/2014-20(1))

Woziwoda B, Staniaszek-Kik M, Stefańska-Krzaczek E. 2017. Assemblages of native bryophytes in secondary forests with introduced *Quercus rubra*. Nordic J. Bot. 35: 111-120 (https://doi.org/10.1111/njb.01121)

Zając A, Zając M, Tokarska-Guzik B. 1998. Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin. Phytocoenosis 10 (N.S) Supplementum Cartographiae Geobotanicae 9: 107-116

Zarzycki W, Wilczek Z, Woźnica P, Folcik Ł, Lewandowska A, Gancarek M. 2015. Wpływ dębu czerwonego *Quercus rubra* L. na populacje paproci w różnych typach fitocenoz leśnych [Impact of northern red oak *Quercus rubra* L. on ferns populations in different forest phytocoenoses.] Sylwan 159(8): 658-665 (https://www.researchgate.net/publication/291457089)

Zieliński J, Nowak G. 2011. Drzewa i krzewy do rekultywacji składowisk odpadów przemysłowych. [Trees and shrubs used in rehabilitation of industrial waste stockpiles]. w: ME Drozdek (red.). Rośliny do zadań specjalnych [Plants for special tasks]. 455-466 OW PWSZ w Sulechowie, Sulechów–Kalsk.

Dane pochodzące z baz danych

AHEC (American Hardwood Export Council) 2005. Northern red oak (http//www.ahec-europe.org) Data dostępu: 2012-11-30

Starfinger U, Kowarik I. 2008. *Quercus rubra* L., Rot-Eiche. Bundesamt für Naturschutz. (http://www.neobiota.de/12629.html) Data dostępu: 2008-12-15

Dane niepublikowane

Solarz W, Tokarska-Guzik B, Zając K, Chmura D, Cierlik G, Król W. 2005. Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków (maszynopis)

Inne

Bzdęga K, Pajdak E, Tokarska-Guzik B, Chmura D, Woźniak G. 2012. Zależność odnawiania się rodzimych gatunków roślin od rodzaju i wielkości nekromasy w lasach mieszanych z dominacją inwazyjnego dębu czerwonego, w: D Anderwald (red.). Obce gatunki w lasach. Materiały VIII Konferencji Naukowej: Aktywne Metody Ochrony Przyrody w zrównoważonym leśnictwie. Rogów, 29-30.03.2012 r.

Autorzy karty:
Beata Woziwoda*[1], Damian Chmura[2], Władysław Danielewicz[3]

* ekspert spoza zespołu wykonawców

[1] Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki
[2] Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej
[3] Katedra Botaniki Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Beata Woziwoda – ekspert spoza zespołu wykonawców
2. Damian Chmura
3. Władysław Danielewicz

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr hab.	Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki	26-01-2018
(2)	dr hab.	Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej	10-04-2018
(3)	dr hab.	Katedra Botaniki Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu	30-01-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Dąb czerwony
nazwa łacińska: ***Quercus rubra*** L.
nazwa angielska: Northern red oak

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

Preferowane nazwy naukowe i zwyczajowe podano za The Plant List (2013 – B), Krytyczną listą roślin naczyniowych Polski (Mirek i in. 2002 – P) oraz CABI (2018 – B).

W Ameryce Północnej (USA) dąb czerwony znany jest także pod nazwą "eastern red oak" lub "gray oak". Dla odmiany *Q. rubra* var. *ambigua* (A. Gray) Fernald stosowany jest synonim *Q. borealis* Michx. f. lub *Q. rubra* var. *borealis* (Michx. f.) Farw., natomiast odmiana *Q. rubra* var. *rubra* występuje pod nazwą *Q. maxima* (Marsh.) Ashe lub *Q. borealis* var. *maxima* (Marsh.) Ashe (Sander 1990 – P, USDA NRCS 2003 – I). Od 1950 r. gatunek ten występuje głównie pod nazwą *Q. rubra* L. (Sander 1990 – P).

nazwa polska (synonim I)	nazwa polska (synonim II)
–	–
nazwa łacińska (synonim I)	nazwa łacińska (synonim II)
Quercus maxima	*Quercus borealis*
nazwa angielska (synonim I)	nazwa angielska (synonim II)
Red oak	American red oak

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:
–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

- [ ] rodzimy na obszarze Polski
- [ ] obcy, niewystępujący na obszarze Polski
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
- [x] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm04. Komentarz:

Dąb czerwony został introdukowany do Polski na przełomie XVIII i XIX w. jako gatunek kolekcyjny i ozdobny, a później jako produkcyjny (Król 1967 – P). Najstarsze znane drzewostany tego gatunku założono w 1798 r. na powierzchniach doświadczalnych zlokalizowanych w lasach północnej i północno-zachodniej Polski (obecnie lasy Nadleśnictw Elbląg i Gryfino); pierwszą leśną uprawę komercyjną założono w 1835 r. w Polsce południowej (lasy Nadleśnictwa Tułowice) (Woziwoda i in. 2014 – P). W 1806 r. odnotowano włączenie *Q. rubra* do kolekcji ogrodu botanicznego w Krakowie (Hereźniak 1992 – P).

Liczba antropogenicznych stanowisk dębu czerwonego szybko się zwiększała (Tokarska-Guzik 2005a, Woziwoda i in. 2014 – P), aż do roku 2003 (Jaworski 2011 – P). Obecnie gatunek ten jest powszechnie notowany w lasach na obszarze całego kraju, z wyjątkiem najwyższych partii Karpat i Sudetów (Gazda i Augustynowicz 2012, Woziwoda i in. 2014, Zając i Zając 2015 – P). Liczne rozproszone stanowiska dębu czerwonego występują wzdłuż ciągów komunikacyjnych, na terenach zurbanizowanych, w parkach, ogrodach i na rekultywowanych terenach poprzemysłowych. *Quercus rubra* utrzymywany jest także w kolekcjach kilkudziesięciu (26) ogrodów botanicznych i arboretów w Polsce (Pracownicy ogrodów botanicznych... 2018 – N).

Od 1968 dąb czerwony klasyfikowany jest jako kenofit w stopniu agrofita – gatunek obcego pochodzenia, zadomowiony, występującego na siedliskach naturalnych (Kornaś 1968, Zając i in. 1998, Tokarska-Guzik 2005b, Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Wielu autorów podkreśla inwazyjny charakter dębu czerwonego na terytorium Polski (Woziwoda i in. 2012, 2014, Danielewicz i Wiatrowska 2014, Chmura 2013, 2014, Zarzycki in. 2015, Jagodziński i in. 2018

– P). Gatunek ten zagraża rodzimej różnorodności biologicznej, szczególnie na obszarach przyrodniczo cennych (Cichocki i Danielewicz 1993, Danielewicz 1993, Danielewicz i Maliński 1997, Piotrowska i in. 1997, Adamowski i in. 1998, 2002, Chmura 2004, 2009, Jakubowska-Gabara i Mitka 2007, Otręba i Ferchmin 2007, Gazda i Szlaga 2008, Gazda i Fijała 2010; Woziwoda i Obidziński 2015 – P).

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

- [x] środowisko przyrodnicze
- [x] uprawy roślin
- [ ] hodowle zwierząt
- [ ] zdrowie ludzi
- [ ] inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Celowe wprowadzenie lub spontaniczne wniknięcie *Q. rubra* do fitocenoz leśnych powoduje znaczące zmiany w ich strukturze i składzie gatunkowym. Gatunek powoduje poważne spadki liczebności populacji wszystkich gatunków rodzimych zastanych w ekosystemie. W płatach zbiorowisk z wysokim udziałem *Q. rubra* warstwa runa zielnego, mszystego i/lub mszysto-porostowego ulega niemal całkowitej redukcji. Stopniowo zanikają wszystkie rośliny zielne oraz mszaki i porosty naziemne – epigeiczne (Woziwoda i in. 2014, 2017 – P). Najdłużej w takich zbiorowiskach trwają długowieczne byliny kłączowe np. paprocie (Zarzycki i in. 2016 – P), mchy naziemne tworzące wysokie „poduchy" np. *Leucobryum glaucum* oraz mchy zasiedlające nasady pni drzew (Woziwoda i in. 2017 – P), a także krzewinki np. *Vaccinium myrtillus* (Krzyżanowska i in. 2017 – P). Zbiorowiska zdominowane przez *Q. rubra* tracą swą odrębność florystyczną i fitosocjologiczną. Są ubogie a nawet skrajnie ubogie florystycznie (Riepšas i Straigyte 2008, Jakubowska-Gabara i Woziwoda 2009, Marozas i in. 2009, Chmura 2013, Woziwoda i in. 2014 – P). Dotyczy to zarówno lasów objętych ochroną obszarową, jak i lasów gospodarczych (Danusevičius i in. 2002, Woziwoda i in. 2014 – P).

Zwarte, gęsto ulistnione korony *Q. rubra* ograniczają znacząco dostęp światła słonecznego do dna lasu powodując wzrost zacienienia. Pociąga to za sobą zmiany warunków termicznych i wilgotnościowych panujących w ekosystemie (Knight i in. 2008, Horodecki i Jagodziński 2017 – P). Ściółka dębu czerwonego rozkłada się powoli (Dobrylovska 2001, Hobbie i in. 2006, Bzdęga i in. 2012 – I, Chmura 2014, Horodecki i Jagodziński 2017 – P). Nagromadzenie dużej ilości biomasy zdominowanej przez liście dębu czerwonego modyfikuje warunki glebowe (chemiczne, termiczne i wilgotnościowe). Zwarta warstwa ściółki dębowej zalegająca na dnie lasu przez cały rok stanowi barierę fizyczną ograniczającą kiełkowanie nasion i wzrost siewek (Woziwoda i in. 2012-2018 – A).

Quercus rubra hamuje, a w niektórych przypadkach wręcz uniemożliwia naturalne odnowienia i wzrost rodzimych drzew i krzewów (Marozas i in. 2009, Rédei i in. 2010, Woziwoda i in. 2014 – P), w tym ważnych gatunków lasotwórczych o znaczeniu gospodarczym.

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie)**, po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf02.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm06. Komentarz:

Dąb czerwony występuje w 34 z 49 regionów Europy (Lambdon i in. 2008 – P), w tym na obszarze krajów bezpośrednio sąsiadujących z Polską. Ekspansywne samoistne rozprzestrzenianie się *Q. rubra* odnotowano w ekosystemach antropogenicznych, półnaturalnych i naturalnych na terenie Czech (Pyšek i in. 2012, Pergl i in. 2016 – P), Słowacji (Medvecká i in. 2012 – P), na Litwie (Riepšas i Straigyte 2008, Straigytė i Žalkauskas 2012 – P) i w Niemczech (Starfinger i Kowarik 2008 – B, Vor 2005, Major i in. 2013 – P). Związane jest ono z dyspersją nasion dębu czerwonego przez zwierzęta, które mogą przenosić żołędzie na odległość kilku kilometrów (Starfinger i Kowarik 2008 – B), także na obszarach transgranicznych.

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf03.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm07. Komentarz:

Wprowadzenie gatunku na nowe stanowiska wskutek niezamierzonych działań człowieka jest wysoce prawdopodobne i wiąże się z usługami kulturowymi powszechnie świadczonymi przez lasy i tereny zieleni wysokiej urządzonej, gdzie występują dojrzałe (owocujące) okazy *Q. rubra*. Żołędzie dębów, w tym czerwonego, zbierane są w ramach akcji dożywiania zwierzyny leśnej (Park Mierzeja... 2018 – I), co niesie ryzyko niezamierzonego rozprzestrzenienia gatunku.

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf04.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm08. Komentarz:

Dąb czerwony jest wprowadzany i utrzymywany w lasach gospodarczych Europy ze względów ekonomicznych (Król 1967, Bellon i in. 1977 – P, AHEC 2005 – B, Vansteenkiste i in. 2005, Redei i in. 2010, Fereiro-Dominguez 2011, Kuc i in. 2012, Major i in. 2013, Głowacki i in. 2016 – P) i ekologicznych (Burzyński 1999, Kwiecień 2012 – P). W Polsce, w roku 2003 zaprzestano sadzenia dębu czerwonego (w lasach państwowych) w celach produkcyjnych (Jaworski 2011 – P). Zasady dobrej gospodarki leśnej międzynarodowego systemu certyfikacji produktów i gospodarki leśnej Forest Stewardship Council (FSC) dopuszczają stosowanie gatunków obcych pod warunkiem ścisłego ich monitorowania. Zgodne z obowiązującymi Zasadami Hodowli Lasu gatunki obce mogą być wprowadzane jako domieszkowe w zalesieniach gruntów porolnych na terenach nizinnych w warunkach ekologicznego zagrożenia przez emisje przemysłowe (Bodył 2011 – P). Dąb czerwony jest często stosowany w rekultywacji terenów zdegradowanych, np. w zalesianiu hałd powyrobiskowych (Domański i in. 1977, Nowak 2012, Horodecki i Jagodziński 2017 – P).

Ze względu na duże walory dekoracyjne i odporność na zanieczyszczenia gatunek ten jest polecany (Bugała 1991, Cedro i Nowak 2013 – P) i powszechnie stosowany jako komponent zieleni wysokiej urządzonej w zadrzewieniach przydrożnych, w parkach, zieleńcach

i przydomowych ogrodach (na szpalery lub tzw. solitery – drzewa pojedynczo rosnące na otwartym terenie) na terenach zurbanizowanych, na działkach domków letniskowych oraz wśród nowej zabudowy podmiejskiej, skąd jego diaspory mogą być przetransportowane do otaczających zbiorowisk. Duże, atrakcyjne pod względem kształtu i formy żołędzie dębu czerwonego są zbierane w trakcie wizyt (wycieczek pieszych i rowerowych) realizowanych w celach rekreacyjnych lub dydaktycznych, po czym wyrzucane w przypadkowych miejscach (Woziwoda i in. 2011-2018 – A). Należy dodać, że *Quercus rubra* znajduje się w kolekcjach ogrodów botanicznych i arboretów w Polsce (por. pyt. a04), w których najstarsze udokumentowane okazy pochodzą z 1896 roku (Pracownicy ogrodów botanicznych... 2018 – N). W przypadku części (12) ogrodów potwierdzono spontaniczne rozprzestrzenianie się za pośrednictwem licznie zawiązywanych nasion (Pracownicy ogrodów botanicznych... 2018 – N). Kodeks dobrych praktyk w ogrodnictwie (Ogrodnictwo ... 2014 – I) zaleca nie uprawiać *Q. rubra* w pobliżu lasów, wydm i cieków wodnych, w otwartym krajobrazie, na obszarach chronionych i w ich otulinie. Zaleca się monitorowanie populacji, a w uzasadnionych przypadkach – usuwanie okazów.

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

- [ ] niekorzystne
- [ ] umiarkowanie korzystne
- [x] optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm09. Komentarz:

Obszar naturalnego zasięgu *Q. rubra* obejmuje rozległe tereny wschodniej części Ameryki Północnej o zróżnicowanych warunkach klimatycznych (Sander 1990 – P). Średnia roczna opadów wynosi od 760 mm w części północno-zachodniej zasięgu do około 2030 mm w południowych Appalachach. Średnia roczna temperatura wynosi od około +4°C na północy do 16°C na stanowiskach najdalej wysuniętych na południe, a liczba dni bez mrozu w ciągu roku wynosi 100 na północy i 220 na południu (Sander 1990 – P). Klimat Polski jest zbliżony do klimatu panującego w obszarze północnych regionów naturalnego zasięgu *Q. rubra* w Ameryce Północnej (Król 1967 – P). Północna część zasięgu w USA odpowiada przynajmniej w 94% dopasowaniu klimatycznemu z Polską, pozostały obszar występowania dębu czerwonego w USA odpowiada do 45% podobieństwa klimatycznego, co oznacza, że wymagania klimatyczne gatunku są spełnione na całym obszarze Polski z wyłączeniem Karpat i Sudetów (począwszy od piętra regla górnego), przy czym najkorzystniejsze warunki klimatyczne panują w Polsce północno-zachodniej. W nowym (europejskim) areale zasięgowym gatunek ten jest dość odporny na okresowe anomalie klimatyczne – suszę i przemarzanie (Kiselev 1950, Straigyte i Žalkauskas 2012 – P). Uszkodzenia powodowane przez przymrozki wczesne (według Murat 2002 – P; także późne), stymulują rozwój nowych pąków i pędów. Poważniejsze uszkodzenia mrozowe notowane są w zastoiskach mroźnego powietrza i po wystąpieniu przymrozków późnych (Redei i in. 2010 – P). Preferencje świetlne gatunku (światłożądny, ale znoszący ocienienie boczne, Murat 2002 – P), sprzyjają jego rozprzestrzenianiu się wzdłuż licznych dróg przecinających kompleksy leśne. Struktura i skład gatunkowy zbiorowisk zdominowanych przez luźne, prześwietlone drzewostany sosnowe także sprzyja kolonizowaniu takich powierzchni przez *Q. rubra* (Woziwoda i in. 2012-2018 – A, Woziwoda i in. 2018 – P). Stwierdzone w Polsce różnice w żywotności i średnim ciężarze nasion dębu notowane między poszczególnymi krainami przyrodniczo-leśnymi mogą być warunkowane klimatycznie, ale też mogą wynikać z pochodzenia nasion (Bodył 2011 – P).

Odporność na zanieczyszczenia atmosferyczne (Greszta 1987, Zieliński i Nowak 2011 – P) sprzyja występowaniu tego gatunku na siedliskach antropogenicznych w obszarach zurbanizowanych i uprzemysłowionych.

a10. W Polsce występują **warunki siedliskowe**

- [ ] niekorzystne
- [ ] umiarkowanie korzystne
- [x] optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm10. Komentarz:

Gatunek o szerokim zakresie tolerancji na warunki siedliskowe glebowe. Rośnie zarówno na glebach piaszczystych, ubogich w składniki pokarmowe, jak i na żyznych glebach organicznych, suchych, świeżych lub wilgotnych, jednak wyraźnie preferuje siedliska mezo- i eutroficzne, świeże (Sander 1990, Magni-Diaz 2004 – P). W rodzimym zasięgu najlepiej rośnie na zboczach niskich gór o ekspozycji północnej lub wschodniej, na glebach ilastych, gliniastych, mulistych, dobrze nawodnionych (Sander 1990, Smith i Vancat 1991 – P). Na siedliskach silnie kwaśnych, suchych lub zabagnionych, notowane są mniejsze przyrosty drzew (Redei i in. 2010 – P).

W Polsce dąb czerwony został wprowadzony i jest notowany w pełnym spektrum siedlisk borowych i lasowych, z wyłączeniem lasów wysokogórskich, począwszy od borów suchych i świeżych, poprzez bory i lasy mieszane, a skończywszy na siedliskach łęgów i olsów (Król 1967, Bellon i in. 1977, Chmura 2004, Woziwoda i in. 2014 – P). Badania pokazują, że dąb czerwony lepiej się odnawia w zasięgu wtórnym niż w rodzimej Ameryce Płn. (Magni-Diaz 2004, Major i in. 2013 – P).

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

- [ ] bardzo mała
- [ ] mała
- [ ] średnia
- [ ] duża
- [x] bardzo duża

aconf07.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm11. Komentarz:

Dąb czerwony pokonał bariery geograficzne i środowiskowe w Polsce i znajduje się w fazie ekspansji. Ogromna liczba powierzchni zajętych przez antropogeniczne drzewostany *Q. rubra* oraz pojedynczych drzew/kęp drzew tego gatunku rozproszonych w przestrzeni leśnej, obficie obradzających żywotne nasiona (Bodył 2011 – P), warunkuje stały i ciągły dopływ propagul do środowiska. W sprzyjających warunkach młode okazy *Q. rubra* rozwijają się zarówno pod okapem okazów macierzystych, jak i w znacznym oddaleniu od nich (Chmura 2004, 2013,

Gazda i Szlaga 2008, Gazda i Fijała 2010, Woziwoda i in. 2014, Woziwoda i Obidziński 2015, Zarzycki i in. 2015, Głowacki i in. 2016, Woziwoda i in. 2018 – P).

Dyspersja z pojedynczego źródła (Dane typu A): Wg Starfingera i Kowarika (2008 – B) z pojedynczego źródła (drzewo w wieku >25 lat) nasiona mogą być transportowane na odległość od kilku metrów do kilku kilometrów. W obszarze introdukcji (Europa) dąb czerwony wszedł w mutualistyczne związki z rodzimymi gatunkami ptaków i ssaków (Buckley i Sharik 2002, Myczko i in. 2014, Bieberich i in. 2016, Merceron i in. 2017 – P) uczestniczących dotychczas w dyspersji żołędzi dębów rodzimych. Obecność licznych wektorów dyspersji nasion w środowisku leśnym (sójki *Garrulus glandarius* L., myszarki leśne *Apodemus sylvaticus* L., wiewiórki rude *Sciurus vulgaris* L., szczury *Rattus* sp., oraz dziki *Sus scrofa* L.) przyczynia się do efektywnego kolonizowania nowych powierzchni przez dąb czerwony (Woziwoda i in. 2012-2018 – A). Rozprzestrzenianiu się gatunku sprzyja także obecność gęstej sieci dróg leśnych, rowów melioracyjnych i powierzchni zrębowych wykorzystywanych przez zwierzęta jako miejsca gniazdowania, ukrywania zapasów i/lub szlaki migracyjne (Woziwoda i in. 2018 – P). Luźne, prześwietlone drzewostany sosnowe są atrakcyjnym miejscem deponowania żołędzi przez gatunki zoochoryczne, czyli nasionożerne, które przy okazji rozsiewają nasiona, a także odpowiednim miejscem dla wzrostu siewek *Q. rubra* (Chmura 2007 – N, Woziwoda i in. 2012-2018 – A, Woziwoda i in. 2018 – P).

Ekspansja populacji/oszacowanie (dane typu B i C): Tempo inwazji dębu czerwonego jest bardzo szybkie. W okresie 1990-2000 skumulowana liczba odnotowanych stanowisk wzrosła od ok. 200 do ponad 1500 (Tokarska-Guzik 2005a – P). Biorąc pod uwagę fakt, że wzrost odzwierciedlał przede wszystkim stan wiedzy, a nie rzeczywiste rozprzestrzenianie się gatunku, należy założyć, że inwazja jest błyskawiczna.

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

- [ ] mała
- [ ] średnia
- [x] duża

aconf08.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm12. Komentarz:

Dąb czerwony jest nadal wprowadzany do lasów porolnych, na tereny rekultywowane oraz jako element zieleni wysokiej (Bodył 2011 – P). Liczne są także oferty sprzedaży powszechnie dostępnych sadzonek *Q. rubra*.

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

- [x] nie dotyczy
- [ ] mały
- [ ] średni
- [ ] duży

aconf09.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Quercus rubra nie jest rośliną pasożytniczą.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

- [ ] mały
- [ ] średni
- [x] duży

aconf10.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm14. Komentarz:

Dąb czerwony przyczynia się do spadku liczebności populacji wszystkich rodzimych gatunków roślin. W płatach fitocenoz z wysokim udziałem *Q. rubra* warstwa runa zielnego, mszystego i/lub mszysto-porostowego ulega niemal całkowitej redukcji (Chmura 2013, Woziwoda i in. 2014 – P). Stopniowo zanikają wszystkie rośliny zielne oraz naziemne (epigeiczne) mszaki i porosty. Najdłużej w takich zbiorowiskach trwają długowieczne byliny kłączowe np. paprocie (Woziwoda i in. 2014, Zarzycki i in. 2015 – P), mchy naziemne tworzące wysokie „poduchy" np. *Leucobryum glaucum* oraz zasiedlające nasady pni drzew (Woziwoda i in. 2017 – P), a także krzewinki (np. *Vaccinium myrtillus*; Krzyżanowska i in. 2017 – P). Gatunek ten hamuje, a w niektórych przypadkach wręcz uniemożliwia naturalne odnowienia i wzrost drzew i krzewów (Marozas i in. 2009, Redei i in. 2010, Woziwoda i in. 2014 – P; lecz porównaj Kwiecień 2012 – P).

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

- [ ] brak / bardzo mały
- [x] mały
- [ ] średni
- [ ] duży
- [ ] bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm15. Komentarz:

W areale naturalnego zasięgu *Q. rubra* krzyżuje się z licznymi gatunkami dębów z podrodzaju *Erytrobalanus* tworząc mieszańce: *Quercus* × *columnaris* Laughlin (dąb błotny *Q. palustris* (uwaga: również w Polsce sadzony) × *Q. rubra*); *Q.* × *fernaldii* Trel. (dąb niedźwiedzi *Q. ilicifolia* × *Q. rubra*); *Q.* × *hawkinsiae* Sudw. (dąb barwierski *Q. velutina* × *Q. rubra*); *Q.* × *riparia* Laughlin (dąb Shumarda *Q. shumardii* × *Q. rubra*); i *Q.* × *runcinata* (A. DC.) Engelm. (dąb dachówkowaty *Q. imbricaria* × *rubra*) (Sander 1990 – P), *Q.* × *heterophylla* Michx. f. (dąb wierzbolistny *Q. phellos* × *Q. rubra*) (Sander 1990 – P, Eastern Native Tree Society 2002-2011 – I), *Quercus* × *benderi* (*Q. rubra* × dąb szkarłatny *Q. coccinea*) (Little 1979 – P, Eastern Native Tree Society 2002-2011 – I), a także z *Q. ellipsoidalis* i *Q. marylandica* (Little 1979 – P).

Prawdopodobieństwo powstania spontanicznych mieszańców międzygatunkowych (międzypodrodzajowych) z rodzimymi dębami: szypułkowym *Q. robur*, bezszypułkowym *Q. sessilis* i omszonym *Q. pubescens*, przynależącymi do podrodzaju *Quercus=Lepidobalanus* (Boratyński i in. 2006 – P) nie jest wykluczone (w tym temacie konieczne jest podjęcie

specjalistycznych badań), tym bardziej, że krzyżowanie *Q. rubra* i *Q. robur* w warunkach sztucznych zakończyło się powodzeniem (Menitski 1984 – P).

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

- [ ] bardzo mały
- [ ] mały
- [x] średni
- [ ] duży
- [ ] bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

Dotychczas brak jest doniesień o zawleczeniu z dębem czerwonym obcych patogenów i pasożytów, jednak ze względu na bardzo niski stopień rozpoznania bioty grzybów Micro- i Macromycetes oraz fauny zwierząt zasiedlającej ten introdukowany gatunek, wnioskowanie może być błędne. W areale naturalnego zasięgu dąb czerwony zasiedlany jest przez ponad 130 gatunków Micromycetes. W Europie dąb czerwony zasiedlany jest przez zastane gatunki grzybów pasożytniczych (adaptujące się do nowego żywiciela), zwykle związane z rodzimymi gatunkami dębów, przez co może wtórnie zagrażać innym rodzimym gatunkom drzew (Woziwoda i Ruszkiewicz-Michalska 2016 – N).

Badania prowadzone w Polsce w celu określenia podatności *Q. rubra* na porażenie przez grzyby patogeniczne (chorobotwórcze) wykazały, że jest on odporny na gatunki wywołujące czarną zgniliznę żołędzi *Q. robur* i *Q. petraea*, a inokulacja (czyli zarażanie) innymi patogenami w niewielkim stopniu wpływa na wzrost młodych okazów (Szynkiewicz i Kwaśna 2004 – P). Gatunek ten jest podatny na infekcję przez groźnego polifagicznego (wielożernego) patogena – *Phytophthora ramorum* (Orlikowski i Szkuta 2003 – P). W badaniach nad wpływem emisji przemysłowych na zasiedlanie drzew przez grzyby patogeniczne (Domański i in. 1977 – P) na liściach i pędach dębu czerwonego zanotowano 17 gatunków workowców i grzybów niedoskonałych, a wśród nich polifagi *Botrytis cinerea*, *Cytospora intermedia*, *Epicoccum nigrum*. Stwierdzono, że obumieranie drzew związane jest z efektem współoddziaływania nadziemnych (mikromycetes) i podziemnych (głównie *Heterobasidion annosum*) pasożytów.

a17. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

- [ ] mały
- [ ] średni
- [x] duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

Celowe wprowadzenie lub spontaniczne wniknięcie *Q. rubra* do fitocenoz leśnych powoduje znaczące zmiany w ich strukturze i składzie gatunkowym sprzężone ze zmianami warunków abiotycznych. Zwarte, gęsto ulistnione korony *Q. rubra* ograniczają znacząco dostęp światła słonecznego do dna lasu powodując wzrost zacienienia. Pociąga to za sobą zmiany warunków termicznych i wilgotnościowych (Knight i in. 2008, Horodecki i Jagodziński 2017 – P). Ściółka dębu czerwonego rozkłada się wolniej niż ściółka wielu innych rodzimych gatunków drzew, lecz nie pociąga to za sobą istotnych zmian fizykochemicznych gleby (Dobrylovska 2001, Hobbie i in. 2006 – P, Chmura 2007 – N, Bzdęga i in. 2012 – I, Chmura 2014, Horodecki i Jagodziński 2017 – P), aczkolwiek w badaniach innych autorów wykazano zmniejszenie się zasobów dostępnego fosforu w glebie (Bonifacio i in. 2015 – P) oraz zakwaszenie gleby (Miltner i in. 2016 – P).

Oczekiwane pozytywne działanie fitomelioracyjne związane z dopływem biomasy liści dębu czerwonego (Bellon i in. 1977, Murat 2002 – P) nie zostało dotychczas potwierdzone

- [ ] nie dotyczy
- [x] bardzo mały
- [ ] mały
- [ ] średni
- [ ] duży
- [ ] bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:

Dąb czerwony nie jest rośliną pasożytniczą.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

- [ ] nie dotyczy
- [ ] bardzo mały
- [ ] mały
- [ ] średni
- [ ] duży
- [x] bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:

Dąb czerwony jest częstym składnikiem lasów gospodarczych (Woziwoda i in. 2014 – P). Wykazano, że w zbiorowiskach z drzewostanami zdominowanymi przez *Q. rubra* brak jest naturalnych odnowień rodzimych gatunków drzew i krzewów, w tym ważnych gatunków lasotwórczych (Vansteenkiste i in. 2005, Redei i in. 2010, Woziwoda i in. 2014 – P). Na siedliskach żyznych i średnio-żyznych, świeżych (LMsw, BMsw, Lsw) konkurencja ze strony dębu czerwonego (także na powierzchniach pozrębowych) uniemożliwia prowadzenie uprawy innych gatunków drzew. W celu redukcji liczebności osobników młodocianych dębu czerwonego konieczne jest powtarzane kilkukrotnie mechaniczne usuwanie siewek i podrostu (wycinanie) lub zastosowanie środków chemicznych (Solarz i in. 2005 – N, Woziwoda i Obidziński 2016 – P), co generuje dodatkowe koszty związane z hodowlą lasu. Zalecane we wcześniejszych opracowaniach (skuteczne w zwalczaniu *Q. rubra*) stosowanie środków zawierających glifosat powinno być zakazane ze względu na jego właściwości toksyczne i kancerogenne. Liczebność osobników młodocianych można ograniczyć zwiększając stopień zacienienia poprzez nasadzanie gatunków rodzimych (np. buka, grabu, lipy).

W przypadku osobników dorosłych należy stosować ich wyrąb lub obrączkowanie pod koniec okresu kwitnienia (maj). Wskazane jest także coroczne usuwanie nasion spod okazów macierzystych.

a21. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

- [ ] nie dotyczy
- [x] brak / bardzo mały
- [ ] mały
- [ ] średni
- [ ] duży
- [ ] bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym X	średnim	dużym	stopniem pewności

w badaniach naukowych. Nagromadzenie dużej ilości biomasy zdominowanej przez liście dębu czerwonego wpływa na warunki chemiczne, ale też na warunki termiczne i wilgotnościowe gleb. Zwarta warstwa ściółki dębowej zalegająca na dnie lasu przez cały rok stanowi barierę fizyczną dla kiełkujących nasion i siewek (Woziwoda i in. 2012-2018 – A) (choć badania eksperymentalne nie wykazały istotnych różnic między rodzimym dębem szypułkowym a czerwonym we wpływie nekromasy na rekrutację siewek gatunków runa leśnego; Bzdęga i in. 2012 – I). Długi okres oddziaływania (kilkadziesiąt- sto kilkadziesiąt lat) drzewostanu *Q. rubra* na siedlisko może powodować znaczne, ale odwracalne zmiany warunków abiotycznych.

Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

- [ ] mały
- [ ] średni
- [x] duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

W obecności dębu czerwonego notowane są poważne spadki liczebności populacji wszystkich rodzimych gatunków roślin zastanych w ekosystemie. W płatach zbiorowisk leśnych z wysokim udziałem *Q. rubra* warstwa runa zielnego, mszystego i/lub mszysto-porostowego ulega niemal całkowitej redukcji. Stopniowo zanikają wszystkie rośliny zielne oraz mszaki i porosty epigeiczne. Najdłużej w takich zbiorowiskach trwają długowieczne byliny kłączowe np. paprocie (Zarzycki i in. 2015 – P), mchy naziemne tworzące wysokie „poduchy" np. *Leucobryum glaucum* oraz mchy zasiedlające nasady pni drzew (Woziwoda i in. 2017 – P), a także krzewinki np. *Vaccinium myrtillus* (Krzyżanowska i in. 2017 – P). *Quercus rubra* hamuje, a w niektórych przypadkach wręcz uniemożliwia naturalne odnowienia i wzrost okazów juwenilnych (siewek i podrostów) rodzimych gatunków drzew i krzewów (Marozas i in. 2009, Rédei i in. 2010, Woziwoda i in. 2014 – P). Zbiorowiska zdominowane przez *Q. rubra* tracą swą odrębność fitosocjologiczną. Są ubogie a nawet skrajnie ubogie florystycznie (Riepšas i Straigyte 2008, Jakubowska-Gabara i Woziwoda 2009, Marozas i in. 2009, Chmura 2013 – P). Dotyczy to zarówno lasów o charakterze naturalnym, jaki i lasów antropogenicznych (Danusevičius i in. 2002, Woziwoda i in. 2014 – P). Zmiany w składzie gatunkowym fitocenoz pociągają za sobą zmiany w składzie gatunkowym fauny zwierząt i bioty grzybów. Lasy z dużym udziałem dębu czerwonego odznaczają się mniejszym bogactwem ornitofauny (Grzędzicka i in. 2017 – P). Gleby, na których występuje masowo dąb czerwony odznaczają się mniejszym udziałem drobnych grzybów (Micromycetes) oraz mikroorganizmów ammonifikacyjnych (Riepšas i Straigyte 2008 – P).

Wykazano także, że pnie i konary dębów czerwonych są zasiedlane przez rodzime gatunki porostów (Kubiak 2006 – P) i mszaków (Woziwoda i in. 2017 – P), co w przypadku antropogenicznych jednowiekowych monokultur sosnowych (zalesienia porolne) może przyczyniać się do zwiększenia różnorodności biologicznej.

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

acomm21. Komentarz:

Istnieje bardzo małe prawdopodobieństwo powstania spontanicznych mieszańców międzygatunkowych/międzypodrodzajowych dębu czerwonego z dębem szypułkowym *Q. robur* i/lub bezszypułkowym *Q. sessilis*, co mogłoby obniżyć wartość produkcyjną tych ważnych gatunków lasotwórczych.

a22. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

- [ ] bardzo mały
- [ ] mały
- [ ] średni
- [x] duży
- [ ] bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:

Dąb czerwony jest gatunkiem produkcyjnym i jako taki sam stanowi w lasach gospodarczych integralną część uprawy. Jednakże, w uprawach, do których gatunek ten wnika spontanicznie (jako gatunek niepożądany), powoduje zaburzenia ich integralności. Efektywnie konkuruje z innymi gatunkami (produkcyjnymi). W lasach liściastych i mieszanych, na siedliskach żyznych, świeżych, presja ze strony dębu może być większa. Na siedliskach uboższych, borowych, presja ze strony tego gatunku jest słabsza. Częstsze występowanie dębu czerwonego w borach lub borach mieszanych jest efektem wyboru leśników, wprowadzających go dla wzbogacania uboższych siedlisk, niż wynikiem jego preferencji siedliskowych (Otręba i Ferchmin 2007 – P).

a23. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

- [ ] bardzo mały
- [ ] mały
- [x] średni
- [ ] duży
- [ ] bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:

Quercus rubra może wtórnie zagrażać innym drzewom jako gospodarz europejskich patogenów i pasożytów.

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

- [x] nie dotyczy
- [ ] bardzo mały
- [ ] mały
- [ ] średni

	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:
Gatunek nie jest rośliną pasożytniczą.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:
Dąb czerwony nie stanowi zagrożenia dla zwierząt.

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26. Komentarz:
Gatunek jest rośliną i nie jest wektorem patogenów i pasożytów zwierząt.

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27. Komentarz:
Gatunek jest rośliną autotroficzną i nie jest pasożytem.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm28. Komentarz:
Dotychczas nie wykazano żadnych negatywnych (np. alergogennych) ani toksycznych oddziaływań *Q. rubra* na zdrowie człowieka. Ze względu na niebezpieczeństwo wywrócenia się i poślizgu pojazdów na gładkich i śliskich po zmoczeniu (np. po deszczu) liściach dębu czerwonego, zaleca się sadzenie tego drzewa z dala od ciągów komunikacyjnych pieszych i rowerowych oraz jezdni, na których odbywa się ruch samochodowy. Istnieje groźba uderzenia żołędzi w szybę lub karoserię, co może powodować dekoncentrację uwagi kierowców.

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29. Komentarz:
Dąb czerwony nie jest wektorem patogenów i pasożytów człowieka.

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwy wpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm30. Komentarz:
Gatunek może zarastać drogi leśne, linie oddziałowe, drogi przeciwpożarowe i w ten sposób utrudniać leśnikom pracę. Ponadto na terenach zielonych jego ewentualne negatywne

oddziaływanie może wiązać się z rozrostem systemu korzeniowego i powodowanymi uszkodzeniami nawierzchni chodników.

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach protokołu *Harmonia*$^{+PL}$). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm31. Komentarz:
Quercus rubra stanowi cenny surowiec drzewny. Drewno tego gatunku charakteryzuje się średnią wytrzymałością i sprężystością (Kubiak i Laurow 1994 – P). Proste pnie pozbawione są gałęzi nawet do wysokości 13 metrów (Spława-Neyman i Owczarek 2006 – P) dając drewno bez-sękowe lub z małą liczbą sęków. Drewno odporne jest na codzienne użytkowanie, trwałe (choć trwałością ustępuje drewnu dębów rodzimych), łatwe w obróbce. Ma zastosowanie w przemyśle meblarskim i budowlanym m.in. do produkcji mebli, podłóg, boazerii, drzwi i trumien (Bodył 2011 – P). Gatunek ten rośnie szybciej (nawet do 60%) niż europejskie dęby, także na glebach mniej żyznych (Król 1967, Jaworski 1994, Danusevičius i in. 2002, Kuc i in. 2012, Cedro i Nowak 2013 – P).

Gatunek ten może ograniczać dostępność zasobów grzybów, owoców leśnych (borówki, poziomki, jeżyny) oraz ziół leczniczych, pozyskiwanych także w celach komercyjnych, co wpływa negatywnie na usługi zaopatrzeniowe.

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm32. Komentarz:
Obecność *Q. rubra* może spowodować zacienienie, zmniejszenie zawartości niektórych nutrientów, zakwaszenie gleb oraz ograniczenie przestrzeni dla innych gatunków. Jako gatunek liściasty o specyficznej budowie korony pozwala na większy dostęp światła do dna lasu wiosną i większe zacienienie latem. Powoduje to większe ograniczenie ewapotransporacji i zwiększenie produkcji biomasy niż w plantacjach sosny (Ferreiro-Dominguez i in. 2011 – P). Ogółem wpływ *Q. rubra* na warunki siedliskowe glebowe, hydrologiczne i klimatyczne jest nadal słabo rozpoznany.

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm33. Komentarz:
Dąb czerwony poprzez czerwone wybarwienie liści nie pasuje do tradycyjnej „polskiej złotej jesieni" i przez to może być źle odbierany jako drzewo leśne przez niektórych amatorów przyrody i eko-turystów. Występuje w 18 z 23 parków narodowych oraz w 70 z 75 zbadanych parków krajobrazowych (Najberek i Solarz 2011 – P), co może negatywnie wpływać na wizerunek terenów chronionych. Z drugiej strony innym korzystającym ze spacerów, liście mogą się podobać, a drzewostany zdominowane przez dąb czerwony, postrzegane są jako urocze, zwłaszcza w okresie jesiennym. Sąsiedztwo ze wspomnianymi drzewostanami nie budzi jednak entuzjazmu, a w przypadku działek letniskowych postrzegane jest nawet negatywnie (uznawane jest za obniżające wartość działki). Negatywny (redukcyjny) wpływ na rodzimą bioróżnorodność może ograniczać dostęp do wielu leśnych dóbr i zaburzać takie usługi kulturowe, jak grzybobranie, zbieranie leśnych owoców oraz ziół (Woziwoda i in. 2014 – P). Jednak zdecydowanie pozytywny jest wpływ tego gatunku na usługi kulturowe na terenach zurbanizowanych – wynika to z dużych walorów dekoracyjnych i możliwości stosowania *Q. rubra* w kompozycjach zieleni wysokiej urządzonej.

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*$^{+PL}$ jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm34. Komentarz:
Gatunek jest już obecny w Polsce. Pokonał już wcześniej bariery związane z introdukcją.

a35. ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm35. Komentarz:

Wstępne badania wykazały, że w warunkach zwiększonej temperatury i wilgotności żołędzie dębu czerwonego kiełkują i rozwijają się bez okresu spoczynku (Woziwoda i in. 2012-2018 – A). Oznacza to, że w przypadku ocieplenia klimatu ale z równoczesnym wzrostem wilgotności w okresie jesiennym wzrośnie efektywność odnowień naturalnych *Q. rubra*. Biorąc pod uwagę wyłącznie wzrost temperatury przyjęto, że sytuacja gatunku nie zmieni się.

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
X	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm36. Komentarz:

Wyniki badań dendrochronologicznych (Bijak i in. 2012 a,b, Cedro i Nowak 2013 – P) wskazują, że łagodniejsze, mniej mroźne ale wilgotne zimy, brak lub sporadyczne notowania dni z wczesnymi lub późnymi przymrozkami, ciepła wilgotna wiosna oraz wilgotne i ciepłe (ale nie gorące) przełomy lata i jesieni stymulują większe przyrosty drewna dębów czerwonych. Jeśli ociepleniu klimatu będzie towarzyszyć wzrost wilgotności to można się spodziewać większych przyrostów drewna. Następstwem zmiany klimatu jest także większa częstość ekstremalnych zjawisk klimatycznych, w tym wystąpień temperatur minimalnej i maksymalnej. Mrozy przyczyniają się do słabych przyrostów u dębu czerwonego (Bijak i in. 2012b – P). Z drugiej strony złagodzenie klimatu, czyli mniej mroźne zimy oraz wyższe temperatury pod koniec sezonu wegetacyjnego, przyczynią się do większej aktywności kambium i przyrostów drewna (Bijak i in. 2012a – P). Jeśli większa masa i szybszy wzrost będą się przyczyniać do większej produkcji nasion może to mieć wpływ na odnawianie się i bardziej efektywne rozprzestrzenianie się tego gatunku.

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
X	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm37. Komentarz:

W związku z zakładanymi zmianami klimatu (a36), osiągane szybsze przyrosty i większa liczba nasion będzie zwiększać efektywność rozprzestrzeniania się gatunku, co w konsekwencji zwiększy konkurencyjność *Q. rubra*. Dalsze rozprzestrzenianie się gatunku w środowisku

skutkować będzie powiększeniem się areału zbiorowisk, w których działa on redukująco na rodzimą bioróżnorodność i modyfikująco na warunki abiotyczne.

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
X	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm38. Komentarz:

Prognozowany, w związku z zakładanymi zmianami klimatu (a36), wzrost konkurencyjności ze strony spontanicznie rozprzestrzeniającego się *Q. rubra* będzie wpływać negatywnie na naturalne odnowienia gatunków rodzimych, w tym ważnych gatunków produkcyjnych.

Powstanie mieszańców międzygatunkowych mogłoby skutkować modyfikacjami cech morfologicznych i zmianami właściwości użytkowych drewna dębów rodzimych. Jednakże stwierdzono, że rodzime dęby reagują podobnie na czynniki klimatyczne, jak dąb czerwony (Bijak i in. 2012 a,b – P). Można więc założyć, że zmiany klimatu nie wpłyną na osiągnięcie przewagi konkurencyjnej dębu czerwonego nad innymi dębami.

a39. WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm39. Komentarz:

Gatunek nie ma wpływu na zwierzęta hodowlane. Prognozowane zmiany klimatu tego nie zmienią.

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm40. Komentarz:

Oddziaływanie gatunku na ludzi jest znikome. Zmiany klimatyczne nie zmienią oddziaływania gatunku na człowieka.

a41. WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm41. Komentarz:

Klimat nie będzie miał istotnego znaczenia na zmianę wpływu dębu na infrastrukturę.

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	1,00	1,00
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,75	0,80
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,45	0,60
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,00	1,00
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,00	1,00
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	0,00	1,00
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	1,00	1,00
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	0,75	0,88
Ocena całkowita	0,75	
Kategoria stopnia inwazyjności	**średnio inwazyjny gatunek obcy**	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena *Gatunku* może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

acomm42. Komentarz:

–

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Adamowski W, Dvorak L, Ramanjuk I. 2002. Atlas of alien woody species of the Białowieża Forest. Phytocoenosis 14 (N.S.) Supplementum Cartographie Geobotanicae 14: 1-303

Adamowski W, Mędrzycki P, Łuczaj Ł. 1998. The penetration of alien woody species into the plant communities of the Białowieża Forest: the role of biological properties and human activities Phytocoenosis. 10 (N.S.) Supplementum Cartographie Geobotanicae 9: 211-228

Bellon S, Tumiłowicz J, Król S. 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne. Warszawa.

Bieberich J, Lauerer M, Aas G. 2016. Acorns of introduced *Quercus rubra* are neglected by European Jay but spread by mice. Ann. For. Res. 59: 249-258 (http://dx.doi.org/10.15287/afr.2016.522)

Bijak S, Bronisz A, Bronisz K. 2012a. Wpływ czynników klimatycznych na przyrost radialny dębu szypułkowego i czerwonego w LZD Rogów Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 14: 121-128

Bijak S, Bronisz A, Bronisz K. 2012b. Wpływ ekstremalnych warunków klimatycznych na przyrost radialny dębu czerwonego *Quercus rubra* w LZD Rogów Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 14: 160-167

Bodył M. 2011. Żołędzie dębu czerwonego. Głos Lasu 3: 19-21

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 and Soil 395: 215-229

Boratyński A, Boratyńska K, Filipiak M. 2006. Systematyka i geograficzne rozmieszczenie. W: W Bugała (red.). Dęby. Nasze drzewa leśne 11: 85-114. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Kórnik-Poznań

Bruinderink GG, Hazebroek E. 1996. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. Forest Ecology and Management 88: 71-80

Buckley DS, Sharik TL, Isebrands JG. 1998. Regeneration of northern red oak: Positive and negative effects of competitor removal. Ecology 79: 65-78 (https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079(0065:RONROP)2.0.CO;2)

Bugała W. 1991. Drzewa i krzewy dla terenów zieleni. wyd. II. 1-162. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Burzyński J. 1999. Drzewa i krzewy w remizach i podszytach. Głos Lasu 5: 10-15

Cedro A, Nowak G. 2013. Tree ring width and health status of the red oak (*Quercus rubra* L.) under urban conditions in Szczecin (NW Poland). Plant Diversity and Evolution 130: 183-194

Chmura D. 2004. Penetration and naturalisation of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (southern Poland). Nature Conservation 60: 3-11

Chmura D. 2009. Differences in invasiveness of alien woody plants in forest communities of the Silesian Upland (Southern Poland). The role of geobotany in biodiversity conservation. ss. 297-302. University of Silesia, Katowice.

Chmura D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: a study of the Silesian Upland (Southern Poland). Polish Journal of Ecology 61(3): 431-442 (https://miiz.waw.pl/pliki/article/ar61_3_02.pdf)

Chmura D. 2014. Soils characteristics of forest phytocoenoses occupied by self-regenerating populations of *Quercus rubra* in Silesian Upland. Chemistry-Didactics-Ecology-Metrology 19: 109-117 (https://doi.org/10.1515/cdem-2014-0010)

Chmura D. 2017. Lasy z inwazyjnym dębem czerwonym w świetle analiz wielowymiarowych przy użyciu R. WhyR? Ogólnopolska Konferencja Użytkowników R. Warszawa, 27-29 września 2017. 48 Wydział Matematyki i Nauk Informacyjnych, Politechnika Warszawska

Cichocki W, Danielewicz W. 1993. Obce taksony dendroflory a ochrona przyrody w Tatrach. W: W Cichocki (red.). Ochrona Tatr w obliczu zagrożeń. ss. 75-83. Wydawnictwo Muzeum Tatrzańskiego, Zakopane.

Danielewicz W. 1993. Występowanie drzew i krzewów obcego pochodzenia jako problem ochrony przyrody w rezerwatach i parkach narodowych. Przegląd Przyrodniczy 4(3): 25-32

Danielewicz W, Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. Peckiana 9: 59-67

Danielewicz W, Maliński T. 1997. Drzewa i krzewy obcego pochodzenia w lasach Wielkopolskiego Parku Narodowego. Rocznik Dendrologiczny 45: 65-81

Danusevičius J, Gabrilavičius R, Danusevičius D. 2002. Quality of Red Oak (*Quercus rubra* L.) Stands on Abandoned Agricultural Land. Baltic Forestry 8: 51-56

Dobrylovska D. 2001. Litter decomposition of red oak, larch and lime tree and its effect on selected soil characteristics. Journal of Forest Science 47: 477-485 (https://www.researchgate.net/publication/288673006)

Domański S, Kowalski S, Kowalski T. 1977. Grzyby występujące w drzewostanach objętych szkodliwym oddziaływaniem emisji przemysłowych w Górnośląskim i Krakowskim Okręgu Przemysłowym. V. Grzyby zasiedlające nadziemne części drzew w przebudowanych drzewostanach w latach 1971-1975. Acta Mycologica 13(2): 229-243

Ferreiro-Domínguez N, Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR. 2011. Response to sewage sludge fertilisation in a *Quercus rubra* L. silvopastoral system: soil, plant biodiversity and tree and pasture production. Agriculture, Ecosystems & Environment 141: 49-57

Gazda A, Augustynowicz P. 2012. Obce gatunki drzew w polskich lasach gospodarczych. Co wiemy o puli i o rozmieszczeniu wybranych taksonów? Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 33(4): 53-61

Gazda A, Fijała M. 2010. Obce gatunki drzewiaste w południowym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. Sylwan 154: 333-340

Gazda A, Szlaga A. 2008. Obce gatunki drzewiaste w północnym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. Sylwan 152: 58-67

Głowacki D, Sławska M, Sławski M. 2016. Dynamika dębu czerwonego (*Quercus rubra* L.) w lasach gospodarczych centralnej Polski na przykładzie Nadleśnictwa Grotniki [The dynamics of northern red oak (*Quercus rubra* L.) in managed forests of central Poland]. Leśne Prace Badawcze [Forest Research Papers] 77(1): 32-41

Greszta J. 1987. Wpływ przemysłowego zanieczyszczenia powietrza na lasy. SGGW AR, Warszawa.

Grzędzicka E, Kowalik K, Bacler-Żbikowska B. 2017. Does the invasion of Northern Red Oak *Quercus rubra* in parkland influence the diversity of birds? Biologia 72: 215-229

Hereźniak J. 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na ziemiach polskich. W: M Ławrynowicz, U Warcholińska (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. ss. 97-150. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź

Hobbie SE, Reich PB, Oleksyn J, Ogdahl M, Żytkowiak R, Hale C, Karolewski P. 2006. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. Ecology 87: 2288-2297 (http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006) 87[2288:TSEODA]2.0.CO;2.)

Horodecki P, Jagodziński AM. 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. Forest Ecology and Management 406: 1-11 (https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059)

Jagodzinski AM, Dyderski MK, Gdula AK, Rawlik M, Kasprowicz M. 2015. Zróżnicowanie flory roślin naczyniowych runa pod drzewostanami powstałymi w wyniku rekultywacji zwałowiska pokopalnianego. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 42: 249-261

Jagodziński AM, Dyderski MK, Horodecki P, Rawlik K. 2018. Limited dispersal prevents *Quercus rubra* invasion in a 14-species common garden experiment. Diversity and Distributions 24: 403-414

Jakubowska-Gabara J, Mitka J. 2007. Ancient woodland plant species in a landscape park in Central Poland. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 76(3): 239-249

Jakubowska-Gabara J, Woziwoda B. 2009. Decrease of vascular flora diversity in forest communities connected with invasive red oak *Quercus rubra* L. W: Coles S., Dimopoulos P. (red.) 52. Symposium of International Association for Vegetation Science, Vegetation Processes and Human Impact in a Changing World. Chania, Crete (Greece) May 30th-4th June 2009. 179 (http://www.iavs.org/uploads/2009Abstracts.pdf, dostęp on-line: 04.06.2012.)

Jaworski A. 2011. Hodowla lasu. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych. PWRiL, Warszawa

Kiselev MA. 1950, Issledovanie rosta duba krasnogo v uslovijah Orlovskoi oblasti [A study of the growth of Red Oak in Orlov Province]. Lesnoe Khozyaistvo 3(8): 75-88

Knight KS, Oleksyn J, Jagodziński AM, Reich PB, Kasprowicz M. 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility. Divers. Distrib. 14: 666-675. (http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00468.x)

Kornaś J. 1968. Prowizoryczna lista nowszych przybyszów synantropijnych (kenofitów) zadomowionych w Polsce. Materiały Zakładu Fitosocjologii Stosowanej UW, Warszawa – Białowieża 25: 43-53

Król S. 1967. Dąb czerwony – *Quercus rubra* L. w warunkach środowiska leśnego zachodniej Polski. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych 21: 419-482

Krzyżanowska A, Kałuzińska I, Lenarcik I, Wiśniewska M, Woziwoda B. 2017. Characteristics of bilberry and lingonberry populations in mesic pine forests with and without red oak occurrence [in Polish]. BioOpen; Łódź, 11-12.05.2017. Proceeding book, (http://acer.biol.uni.lodz.pl/~bioopen/downloads/Ksiega_2017.pdf)

Kubiak D. 2006. Lichens of oak *Quercus rubra* in the forest environment in the Olsztyn Lake District (NE Poland). Acta Mycologica 41(2): 319-328

Kubiak M, Laurow Z 1994. Surowiec drzewny. Warszawa Fundacja Rozwój SGGW

Rédei K, Csiha I, Keserű Z, Rásó J, Győri J. 2010. Management of red oak (*Quercus rubra* L.) stands in the Nyírség forest region (Eastern Hungary). Hungarian Agricultural Research 3: 13-17 (https://www.researchgate.net/publication/293825922)

Riepšas E, Straigytė L. 2008. Invasiveness and ecological effects of red oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian forests. Baltic Forestry 14(2): 122-130 (https://www.balticforestry.mi.lt/bf/PDF_Articles/2008-14[2]/122)

Sander I. 1990. *Quercus rubra* L. Northern red oak. W: RM Burns, BH Honkala (red. tech.). Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agricultural Handbook 654: 727-733 U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington DC

Smith L, Vancat JL. 1991. Communities and tree seedling distribution in *Quercus rubra* and *Prunus serotina*-dominated Forests in Southwestern Pensylvania. The American Midland Naturalist 126: 294-307

Spława-Neyman S, Owczarek Z. 2006. Dąb czerwony – Vademecum Instytutu Technologii Drewna Poznań, Instytut Technologii Drewna

Straigyte L., Žalkauskas R. 2012. Effect of climate variability on *Quercus rubra* phenotype and spread in Lithuanian forests. Dendrobiology 67: 79-85 (https://www.researchgate.net/publication/288428515)

Szynkiewicz A, Kwaśna H. 2004. The effects of fungi from acorns with symptoms of black rot and necrotic twigs of oak on *Quercus* seedlings. Phytopathologia Polonica 32: 49-59

Tokarska-Guzik B. 2005a. Invasive ability of kenophytes occurring in Poland: a tentative assessment. W: W Nentwig, S Bacher, MJW Cock, H Di-etz, A Gigon, R Wittenberg (red.). Biological Invasions – from ecology to control. Neobiota 6: 47-65

Tokarska-Guzik B. 2005b. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Katowice, University of Silesia Press (https://sbc.org.pl/Content/39618/the_establishment_and_spread.pdf)

Tokarska-Guzik B, Dajdok Z, Zając M, Zając A, Urbisz A, Danielewicz W, Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. ss. 1-196. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa

Vansteenkiste D, de Boever L, van Acker J. 2005. Alternative processing solutions for red oak (*Quercus rubra*) from converted forests in Flanders, Belgium. W: Proceedings of the COST action E44 conference on broad spectrum utilization of wood at BOKU. 13-26 Vienna, BOKU (http://hdl.handle.net/1854/LU-316371)

Vor T. 2005. Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red Oak) in Germany. W: W Nentwig, S Bacher, MJW Cock, H Dietz, A Gigon, R Wittenberg (red.). Biological Invasions – from ecology to control. Neobiota 6: 111-123 (https://www.researchgate.net/publication/284503861)

Woziwoda B, Kałucka I, Ruszkiewicz-Michalska M, Sławska M, Sławski M, Tołoczko W, Hachułka M, Kopeć D, Rosadziński S, Witkowski J. 2012. Interdyscyplinarne badania ekologicznych skutków introdukcji dębu czerwonego *Quercus rubra* L. w lasach Polski środkowej – założenia i cele projektu [Interdisciplinary research of ecological effects of Northern Red oak *Quercus rubra* L. introduction in forest ecosystems (Central Poland) – the principles and aims of study]. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 33(4): 181-192 (http://cepl.sggw.pl/sim/pdf/sim33_pdf/sim33_Woziwoda_i_in..pdf)

Woziwoda B, Kopeć D, Witkowski J. 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 83(1): 39-49 (https://doi.org/10.5586/asbp.2013.035)

Woziwoda B, Obidziński A. 2015. Dąb czerwony *Quercus rubra* L. W: A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie [Invasive alien plants in Kampinoski Nature Park and its neigborough]. ss. 69-73. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

Woziwoda B, Obidziński A. 2016. Dąb czerwony *Quercus rubra* L. W: Obidziński A., Kołaczkowska E., Otręba A. (red). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 89-97. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

Woziwoda B, Potocki M, Sagan J, Zasada M, Tomusiak R, Wilczyński S. 2014. Commercial forestry as a vector of alien tree species – the case of *Quercus rubra* L. introduction in Poland. Baltic Forestry 20: 131-141 (https://www.balticforestry.mi.lt/bf/PDF_Articles/2014-20[1])

Woziwoda B, Staniaszek-Kik M, Stefańska-Krzaczek E. 2017. Assemblages of native bryophytes in secondary forests with introduced *Quercus rubra*. Nordic J. Bot. 35: 111-120 (https://doi.org/10.1111/njb.01121)

Woziwoda B., Krzyżanowska A, Dyderski MK, Jagodziński AM, Stefańska-Krzaczek E. 2018. Propagule pressure, presence of roads, and microsite variability influence dispersal of introduced *Quercus rubra* in temperate *Pinus sylvestris* forest. Forest Ecology and Management 428: 35-45 (https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.033)

Kuc M, Piszczek M, Janusz A. 2012. Znaczenie dęba czerwonego w ekosystemie leśnym i rachunku ekonomicznym Nadleśnictw Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach [Importance of Northern red oak *Quercus rubra* L. in forest ecosystems and economic calculus in Regional Directorate of State Forests in Katowice]. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 33(4): 152-159

Kwiecień E. 2012. Podglądając naturę. Głos Lasu 6: 20-21

Lambdon PW, Pyšek P, Basnou C, Hejda M, Arianoutsou M, Essl F, ... Jarošík V. 2008 Alien flora of Europe: Species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia 80: 101-149

Little E. 1979. Checklist of United States trees (native and naturalized). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 541. Washington, DC

Magni Diaz CR. 2004. Reconstitution de l'introduction de *Quercus rubra* L. en Europe et conséquences génétiques dans les populations allochtones (PhD thesis). 1-455 ENGREF (Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forets), Paris.

Major KC, 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. Forest Ecology and Management 291: 144-153 (https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.006)

Marozas V, Straigyte L, Šepetienie J. 2009. Comparative analysis of alien oak (*Quercus rubra* L.) and native common oak (*Quercus robur* L.) vegetation in Lithuania. Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis 9(1): 19-24 (https://www.researchgate.net/publication/308146070)

Medvecká J, Kliment J, Májeková J, Halada Ľ, Zaliberová M, Gojdičová E, et al. 2002. Inventory of the alien flora of Slovakia. Preslia 84: 257-309

Merceron NR, De Langhe A, Dubois H, Garin O, Gerarts F, Jacquemin F, Balligand B, Otjacques M, Sabbe T, Servranckx M, Wautelet S, Kremer M, Porte A, Monty A. 2017. Removal of acorns of the alien oak *Quercus rubra* on the ground by scatter-hoarding animals in Belgian forests. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 21(2): 127-130 (http://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=13613&gathStatIcon=true&lang=nl)

Menitski Yu L 1984. Duby Azji. Nauka. Leningrad [in Russian]

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. Forestry Journal 62: 169-172

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, s. 422.

Murat E. 2002. Szczegółowa hodowla lasu. ss. 131-134. Oficyna Edytorska Wydawnictwo Świat, Warszawa.

Myczko Ł, Dylewski Ł, Zduniak P, Sparks TH, Tryjanowski P. 2014. Predation and dispersal of acorns by European Jay (*Garrulus glandarius*) differs between a native (Pedunculate Oak *Quercus robur*) and an introduced oak species (Northern Red Oak *Quercus rubra*) in Europe. Forest Ecology and Management 331: 35-39

Myczko Ł, Skórka P, Dylewski Ł, Sparks TH, Tryjanowski P. 2015. Color mimicry of empty seeds influences the probability of predation by birds. Ecosphere 6: 1-7

Najberek K, Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych, W: Z Głowaciński, H Okarma, J Pawłowski, W Solarz (red.). Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. 624-639

Nowak G. 2012. Wzrost i rozwój dębu czerwonego (*Quercus rubra* L.) w zależności od sposobu przygotowania podłoży z dodatkiem popiołożużli. ss. 1-94. Wydawnictwo Uczelniane, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Szczecin

Orlikowski LB, Szkuta G. 2003. Studies on the occurrence and colonisation of plants by *Phytophthora ramorum* in Poland. Acta Mycol. 38(1/2): 43-49

Otręba A, Ferchmin M. 2007. Obce gatunki drzew miarą przekształcenia przyrody Kampinoskiego PN [Alien tree species as indicators of environmental transformation in Kampinoski National Park]. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 2/3(16): 234-244 (http://cepl.sggw.pl/sim/pdf/sim16_pdf/SIM16_A/SIM16A_22_Otreba_Ferchmin_...pdf)

Pergl J, Sádlo J., Petrusek A., Laštůvka Z., Musil J., Perglová I., ... Pyšek P. 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. NeoBiota 28: 1-37

Piotrowska H, Żukowski W, Jackowiak B. 1997. Rośliny naczyniowe Słowińskiego Parku Narodowego. Prace Zakładu Taksonomii Roślin UAM w Poznaniu 6: 1-216. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań

Pyšek P, Danihelka J, Sádlo J, Chrtek JJ, Chytrý M, Jarošík V, et al. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155-255

Zając A, Zając M. (red.). 2015. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. 304 s. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zając A, Zając M, Tokarska-Guzik B. 1998. Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin. Phytocoenosis 10 (N.S) Supplementum Cartographiae Geobotanicae 9: 107-116

Zarzycki W, Wilczek Z, Woźnica P, Folcik Ł, Lewandowska A, Gancarek M. 2015. Wpływ dębu czerwonego *Quercus rubra* L. na populacje paproci w różnych typach fitocenoz leśnych [Impact of northern red oak *Quercus rubra* L. on ferns populations in different forest phytocoenoses.] Sylwan 159(8): 658-665 (https://www.researchgate.net/publication/291457089)

Zieliński J, Nowak G. 2011. Drzewa i krzewy do rekultywacji składowisk odpadów przemysłowych. [Trees and shrubs used in rehabilitation of industrial waste stockpiles]. W: ME Drozdek (red.). Rośliny do zadań specjalnych [Plants for special tasks]. ss. 455-466. OW PWSZ w Sulechowie, Sulechów-Kalsk.

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

AHEC (American Hardwood Export Council) 2005. Northern red oak (http//www.ahec-europe.org) Data dostępu: 2012-11-30

CABI 2018. Datasheet. *Quercus rubra* (northern red oak) (https://www.cabi.org/isc/datasheet/46576)

Starfinger U, Kowarik I. 2008. *Quercus rubra* L., Rot-Eiche. Bundesamt für Naturschutz. (http://www.neobiota.de/12629.html) Data dostępu: 2008-12-15

The Plant List 2013 Version 1.1. Published on the Internet; http://www.theplantlist.org/ (http://www.theplantlist.org/tpl1.1/search?q=Quercus+rubra)

3. Dane niepublikowane (N)

Chmura D. 2007. Ekologiczne uwarunkowania inwazji dębu czerwonego *Quercus rubra* L. w lasach Wyżyny Śląskiej. Grant N N304 092434 Raport końcowy (Sprawozdania merytoryczne). Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów. 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie

Solarz W, Tokarska-Guzik B, Zając K, Chmura D, Cierlik G, Król W. 2005. Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków (maszynopis)

Woziwoda B, Ruszkiewicz-Michalska M. 2016. Micromycetes obcych gatunków drzew i krzewów w Polsce. Cz.I. gatunki zasiedlające liście dębu czerwonego.

4. Inne (I)

Bzdęga K, Pajdak E, Tokarska-Guzik B, Chmura D, Woźniak G. 2012. Zależność odnawiania się rodzimych gatunków roślin od rodzaju i wielkości nekromasy w lasach mieszanych z dominacją inwazyjnego dębu czerwonego. W: D Anderwald (red.). Obce gatunki w lasach. Materiały VIII Konferencji Naukowej: Aktywne Metody Ochrony Przyrody w zrównoważonym leśnictwie. Rogów, 29-30.03.2012 r.

Eastern Native Tree Society 2002-2011. Oak Hybridization (http://www.nativetreesociety.org/species/sp_threads/oak_hybridization.htm)

Ogrodnictwo ... 2018. Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia. Kodeks dobrych praktyk (http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www_2016_08_12_news_image.pdf)

Park Mierzeja 2018. Rozpoczęto akcję zbierania kasztanów i żołędzi! (http://parkmierzeja.pl/aktualnosci-9/rozpoczeto-akcje-zbierania-kasztanow-i-zoledzi/) Data dostępu: 2018-05-13

USDA NRCS 2003. National Plant Data. Northern Red Oak *Quercus rubra* L. (https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/cs_quru.pdf)

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Woziwoda B, i inni. 2012-2018. Spontaniczne rozprzestrzenianie się *Q. rubra* na różnych typach siedlisk leśnych – badania własne.

Woziwoda B, Krzyżanowska A, i inni. 2012-2018. Wpływ ściółki *Q. rubra* na kiełkowanie nasion i wzrost siewek wybranych gatunków drzew – badania własne.

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

PAN

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Rdestowiec japoński (**rdestowiec ostrokończysty**)

2) nazwa łacińska: ***Reynoutria japonica*** Houtt.

3) nazwa angielska: Japanese knotweed

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: Rdestowiec japoński
Rdest ostrokończysty

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Fallopia japonica*
Fallopia compacta

c) synonimy nazwy angielskiej: Japanese bamboo
Donkey rhubarb

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Polygonaceae

7) pochodzenie (region):
wschodnia Azja

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

roślin energetycznych. Jednak ze względu na zagrożenie dla środowiska przyrodniczego jakie stwarzają inwazyjne rdestowce, ich uprawa jest bezwzględnie zakazana na terenie całego kraju.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1882

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Gatunek trafił do Polski jako przedmiot celowego transportu i handlu roślinami egzotycznymi, w celu uprawy w ogrodach botanicznych, arboretach i ogrodach prywatnych. W Polsce pierwsze wzmianki o „dzikich" stanowiskach (poza uprawą) rdestowca ostrokończystego pochodzą z drugiej połowy XIX wieku z terenu Wielkopolski (Gniezno), Dolnego Śląska (Wrocław) i Pobrzeża Bałtyku, a następnie z terenu Górnego Śląska. W kolejnych okresach liczba znanych stanowisk wzrosła od 3 (przed 1900 r.) przez 63 (do 1950 r.) do ponad 3 000 w roku 2000. Należy sądzić, że już w wcześniej gatunek występował częściej niż wskazują na to dane, szczególnie w większych miastach, w zachodniej i środkowej części kraju. Okres intensywnego wzrostu liczby stanowisk przypada na drugą połowę XX wieku i nadal postępuje. Rdestowiec ostrokończysty jest najszerzej rozprzestrzenionym w Polsce gatunkiem wśród rdestowców występujących w kraju. Jego największe skupiska można spotkać na południu i w południowo-zachodniej części kraju.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

W granicach wtórnego zasięgu rdestowiec ostrokończysty rozmnaża się przede wszystkim wegetatywnie, poprzez rozrost i regenerację kłączy oraz pędów. Nowa roślina może rozwinąć się z 1-centymetrowego fragmentu kłącza o wadze nie przekraczającej 0,7 g, podobnie jak z niewielkiego odcinka pędu zawierającego pojedynczy węzeł, umieszczonego w glebie lub w wodzie. Kłącza rdestowca ostrokończystego, podobnie jak i pozostałych rdestowców, charakteryzują się szybkim wzrostem, rozrastając się na odległość 5-7 m do nawet 20 m od rośliny macierzystej. Rozmnażanie generatywne gatunku w europejskiej części zasięgu wtórnego jest zjawiskiem rzadkim i wiąże się ze specyficznym zróżnicowaniem funkcjonalnym kwiatów. Rdestowce jako rośliny dwupienne, charakteryzują się obecnością dwóch grup osobników u jednego gatunku: pierwsza wytwarza kwiaty obupłciowe, a druga żeńskie. W przypadku rdestowca ostrokończystego w Europie, w tym w Polsce, odnotowano dotąd występowanie jednego szeroko rozpowszechnionego żeńskiego klonu. Średnio, na pojedynczym pędzie, roślina może produkować od około 190 000 do 350 000 kwiatów. Ich liczba jest uzależniona m.in. od typu wytwarzanych kwiatów i warunków siedliskowych. W zależności od udziału w populacjach grup osobników różniących się typem kwiatów lub współwystępujących gatunków może dochodzić do zawiązywania nasion o różnym charakterze. Dużą liczbę nasion na roślinach rdestowca ostrokończystego obserwuje się najczęściej, gdy w pobliżu znajduje się blisko spokrewniony gatunek: r. sachaliński (*R. sachalinensis*) lub r. pośredni (*R. ×bohemica*), będący dawcą pyłku. W sytuacji, gdy w sąsiedztwie rdestowca ostrokończystego nie występuje żaden z pozostałych gatunków, liczba zawiązanych nasion stanowi niewielki procent. Mimo powstawania nasion (szczególnie w populacjach tworzonych przez dwa lub trzy gatunki rdestowców) siewki obserwowane są dość rzadko tak w Europie jak i w Polsce.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: uprawa rdestowca ostrokończystego jest bezwzględnie zakazana na terenie całego kraju. Aktualnie rdestowiec ostrokończysty nie jest powszechnie wprowadzany do uprawy, choć nadal utrzymywany jest w ogrodach przydomowych oraz w ogrodach botanicznych i arboretach. Nie można jednak wykluczyć celowego wprowadzenia gatunku przez człowieka, szczególnie w środowisku miejskim (ogrody, nieużytki), tym bardziej, że rośnie także zainteresowanie rośliną jako źródłem surowca energetycznego oraz farmaceutycznego (roślina wykorzystywana jest w leczeniu wielu schorzeń, m.in. astmy, miażdżycy, nadciśnienia, stanów zapalnych, chorób serca, zakażeń bakteryjnych i grzybiczych);
- drogi wprowadzania niezamierzonego: wraz z transportem ziemi zawierającej fragmenty roślin (najczęściej kłączy), która jest następnie wykorzystywana m.in. podczas prac związanych z umacnianiem brzegów cieków i zbiorników, budową dróg, parkingów czy nawet jako ziemia do ogrodów, itp. Istnieje także prawdopodobieństwo zawlekania nasion wraz z transportem drogowym i kolejowym, które jednak nie odgrywa istotnej roli w rozprzestrzenianiu się rdestowców;

9) charakterystyka gatunku

Rdestowiec ostrokończysty to wieloletnia bylina dorastająca do wysokości 3 m. Posiada rozgałęziające się górą, puste w środku łodygi, w dolnej części czerwono nabiegłe lub cętkowane. Są one podzielone na węzły i międzywęźla, wyglądem przypominając pędy bambusa. Liście są ustawione na łodydze w dwóch szeregach i w dolnych jej partiach szybko opadają. Kwiaty zielono-białe lub kremowo-białe są zebrane w rozgałęzione groniaste kwiatostany, ustawione po kilka w kątach liści. Owocem jest trójgraniasty, oskrzydlony orzeszek o barwie czarnej lub ciemno-brązowej. Cechami diagnostycznymi, pozwalającymi odróżnić gatunek od pozostałych rdestowców występujących w Polsce: rdestowca czeskiego (pośredniego) *R. ×bohemica* i rdestowca sachalińskiego *R. sachalinensis* są przede wszystkim rozmiary, kształt i owłosienie liści. Rdestowiec ostrokończysty posiada sztywne w dotyku, szeroko-jajowato-trójkątne liście średnio do 15 cm długości i 10 cm szerokości z wyraźnie zwężonym szczytem oraz zwykle uciętą lub tępo, klinowato zwężoną nasadą. Spodnia strona liści jest nieowłosiona, pokryta jedynie jednokomórkowymi, bardzo krótkimi, strukturami zwanymi papillami. Rdestowiec ostrokończysty jest gatunkiem polikarpicznym, czyli wielokrotnie kwitnie w czasie swojego życia; rozmnaża się generatywnie, jednakże ten sposób nie odgrywa kluczowej roli w zajmowaniu nowych stanowisk. Sukces kolonizacyjny gatunek odnosi wykazując duże zdolności wegetatywnego pomnażania poprzez kłącza, które zwykle rosną na odległość kilku metrów od rośliny macierzystej i odznaczają się szybkim wzrostem oraz dużymi zdolnościami regeneracyjnymi. Pełnia kwitnienia przypada na sierpień – wrzesień i może trwać do października. Uszkodzone rośliny (m.in. po wcześniejszej wycince, obłamaniu) mogą zawiązywać kwiaty i kontynuować kwitnienie nawet do pierwszych przymrozków. Powszechne jest zapylanie przez owady. Części nadziemne zamierają jesienią, a roślina zimuje dzięki pączkom, z których na wiosnę rozwijają się nowe pędy.

Rdestowiec ostrokończysty preferuje stosunkowo mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres z średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres wegetacji trwający około 210 dni, ze średnią temperaturą powyżej 5°C.

Rdestowiec ostrokończysty występuje w zwartych łanach, w związku z tym populacje gatunku pogarszają warunki świetlne oraz powodują zmiany w tempie rozkładu materii opanowanych siedlisk. Gatunek skutecznie konkuruje z rodzimymi gatunkami roślin, ogranicza i uniemożliwia kiełkowanie nasion wielu gatunków roślin rodzimych z powodu tworzenia grubej i wolno rozkładającej się warstwy opadłych liści i łodyg, a także poprzez uwalnianie związków allelopatycznych wpływających hamująco na wzrost innych roślin uniemożliwiając im regenerację. Porastając brzegi cieków mogą przyczyniać się do erozji brzegów, zmiany przepływu wód. Oddziaływania te mogą powodować trudno odwracalne zmiany procesów zachodzących w szczególności w siedliskach o charakterze półnaturalnym.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

W swojej ojczyźnie (południowa część Sahalinu i Wysp Kurylskich, położonych na terytorium Rosji, Japonia - wyspy Honsiu, Kiusiu i Sikoku, Korea, południowo-zachodnie Chiny, Tajwan i Wietnam) rdestowiec ostokończysty preferuje obszary otwarte i wilgotne, gdzie zwykle porasta nasłonecznione stoki wzgórz i skraje lasów, spotykany jest na brzegach rzek, rowów i poboczach dróg. Jest rośliną pionierską, kolonizującą zbocza wulkanów. Na obszarze naturalnego zasięgu gatunek występuje do wysokości 2 800 m n.p.m. (Japonia), a nawet do 3 800 m n.p.m. (Tajwan).

11) zastosowanie gospodarcze

Roślina posiada walory ozdobne i użytkowe. Do Europy została sprowadzona w pierwszej połowie XIX wieku przez Philippe von Siebold'a (do szkółek w Leiden w Holandii). W roku 1847 gatunek uznano za najbardziej interesującą roślinę ozdobną i nagrodzono złotym medalem przyznanym przez Towarzystwo Rolnicze i Ogrodnicze (*Society of Agriculture and Horticulture*) w Utrechcie. Także współcześnie jej łodygi i liście są wykorzystywane jako element dekoracyjny we florystyce. Gatunek był utrzymywany w kolekcjach ogrodów botanicznych, a następnie wprowadzany także w ogrodach prywatnych. Rdestowca ostrokończystego sadzono ponadto jako roślinę paszową dla bydła i dzikiej zwierzyny.

Rdestowiec ostrokończysty bywa stosowany jako roślina pokarmowa (warzywo) w obszarze naturalnego zasięgu i poza nim, m.in. w Ameryce Północnej, a nawet w Polsce. Lokalnie surowe pędy lub placki z „dzikiego rabarbaru", jak określany jest rdestowiec, spożywane są do dziś. Liście i łodygi mają kwaśny smak, podobny do szczawiu i rabarbaru. W Japonii, poza młodymi, osolonymi łodygami pociętymi na plasterki, spożywa się także kłącza, po namoczeniu i ugotowaniu. Rdestowiec ostrokończysty jest opisywany jako cenna roślina miododajna. Niektóre związki uzyskiwane z rdestowców wykazują działanie przeciwnowotworowe. Obiecujące są także najnowsze wyniki badań nad ich wykorzystaniem w leczeniu uzależnień. Gatunek należy do grupy

- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): samodzielna ekspansja gatunku może zachodzić m.in. wzdłuż dolin rzecznych, gdzie może rozprzestrzeniać się przede wszystkim poprzez dyspersję kłączy wraz z wodą (szczególnie w czasie wezbrań rzek). Nawet niewielki, kilkucentymetrowy fragment kłącza z pojedynczym pąkiem może dać nową roślinę;
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): poprzez transport m.in. gleby, piasku i żwiru w celach budowlanych zawierających kłącza i fragmenty pędów rośliny.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Rdestowiec ostrokończysty występuje na licznych stanowiskach, na terenie całego kraju, tworząc często zwarte jednogatunkowe płaty zajmujące duże powierzchnie. Spośród rdestowców występujących w kraju, jest najszerzej rozprzestrzenionym gatunkiem w Polsce. Dane te prawdopodobnie są nieścisłe, ponieważ mogą zawierać, przynajmniej w części, omyłkowe notowania dla mieszańca rdestowca pośredniego. Obecnie największe zagęszczenie stanowisk gatunku znajduje się w południowej i południowo-zachodniej części kraju. Rdestowiec ostrokończysty często współwystępuje z pozostałymi gatunkami rdestowców: r. sachalińskim i r. pośrednim.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:

Rdestowiec ostrokończysty należy do kategorii gatunków silnie ekspansywnych, którego liczne populacje rozrastają się w szybkim tempie. Kłącza rdestowca charakteryzują się szybkim wzrostem, rozrastając się na odległość od kilku do kilkudziesięciu metrów od rośliny macierzystej. W czasie jednego sezonu wegetacyjnego ich rozmiar może powiększyć się o 2,5 m. W czasie ostatnich 20 lat liczba stanowisk rdestowca ostrokończystego w siedliskach naturalnych uległa znacznemu zwiększeniu. Łączna liczba stanowisk dotąd odnotowanych dla gatunku sięga około 7 000. Dane te prawdopodobnie są nieścisłe, ponieważ mogą zawierać, przynajmniej w części, omyłkowe notowania dla mieszańca r. pośredniego (*R. ×bohemica*). Niemniej spośród rdestowców występujących w kraju, rdestowiec ostrokończysty jest gatunkiem najszerzej rozprzestrzenionym.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Rdestowiec ostrokończysty wykazuje szeroką amplitudę ekologiczną i spektrum siedliskowe. Dobrze radzi sobie na różnych typach gleb (muły, iły, piaski, podłoże wapienne) o zróżnicowanym pH od kwaśnego do lekko zasadowego (3,5-7,4). Gatunek wykazuje tolerancję na wysoką temperaturę, suszę, zasolenie i okresowe wylewy wód. Odznacza się także wysoką odpornością na zanieczyszczenie gleb m.in. o wysokim stężeniu związków siarki. Zajmuje często siedliska zaburzone takie jak: przydroża, nasypy kolejowe, nieużytki miejskie i poprzemysłowe, parki, cmentarze i ogrody przydomowe. Bez trudu koloniżuje także siedliska naturalne m.in. brzegi rzek, okrajki lasów i zarośli. Gatunek wnika do lasów, szczególnie łęgowych, rzadziej występuje na terenach rolniczych.

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 1,00

kategoria: bardzo inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,50

kategoria: nie zmieni się

opis:

Rdestowiec ostrokończysty jest gatunkiem zadomowionym w Polsce i już szeroko rozpowszechnionym (posiada stanowiska także w północno-wschodniej części kraju). Prognozowane zmiany klimatu przypuszczalnie nie będą miały większego wpływu na inwazyjność gatunku. W zależności od możliwych scenariuszy tych zmian może wzrosnąć rola rozmnażania generatywnego w zagęszczaniu zasięgu tego gatunku.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,65

kategoria: duży

opis:
Rdestowiec ostrokończysty skutecznie konkuruje z rodzimymi gatunkami roślin, często utrudniając ich wzrost i regenerację. Przede wszystkim ogranicza dostęp do światła, ze względu na tworzenie zwartych płatów i gęste ustawienie liści na pędach. Uniemożliwia kiełkowanie nasion i rozwój wielu rodzimych gatunków roślin, ponieważ tworzy grubą i wolno rozkładającą się warstwę opadłych liści i łodyg. Wśród niepożądanych oddziaływań najbardziej szkodliwe jest przenikanie rdestowca ostrokończystego na obszary chronione. Dotąd obecność gatunku odnotowano w 15 polskich parkach narodowych. W znacznym stopniu wpływa (ograniczająco) na różnorodność biologiczną siedlisk naturalnych i półnaturalnych, a w szczególności ekosystemów łęgowych, tworząc zwarte, jednogatunkowe płaty, często zajmujące rozległe, powodując w długim okresie czasu zmiany w strukturze i funkcjonowaniu ekosystemów nadrzecznych.

Rdestowiec ostrokończysty powoduje zmiany właściwości fizycznych i chemicznych gleby, a tym samym aktywności mikroorganizmów glebowych. Gatunek może bezpośrednio regulować ilość dostępnych zasobów azotu poprzez hamowanie procesu biologicznej denitryfikacji bakterii glebowych, co prowadzi do gromadzenia się zasobów azotanów w glebie. Zmiany w ekosytemie mogą stwarzać zagrożenie dla płazów, gadów, ptaków i ssaków, których podstawowym pożywieniem są bezkręgowce (stawonogi). Jednocześnie zwarte płaty rdestowca są dogodnym miejscem schronienia dla wymienionych grup zwierząt.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

Występowanie i rozprzestrzenianie rdestowca ostrokończystego w Polsce stwarza zagrożenie dla siedlisk priorytetowych takich jak:
- 3240 – Zarośla wierzbowe na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków;
- 3230 – Rzeki alpejskie i ich roślinność krzewiasta z *Myricaria germanica;*
- 6430 – Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne;
- 91E0 – Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe;
- 91F0 – Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe;

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

Rdestowiec ostrokończysty, analogicznie do pozostałych rdestowców występujących w Polsce, stanowi poważne zagrożenie dla rodzimych gatunków roślin występujących na aluwiach rzecznych, w zbiorowiskach okrajkowych i leśnych oraz dla gatunków ziołorośli górskich, a w szczególności dla występujących tam roślin chronionych i rzadkich. Przykładowo roślina może zagrażać takim gatunkom jak:
- pióropusznik strusi (*Matteuccia struthiopteris*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- września pobrzeżna (*Myricaria germanica*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- ciemiężyca zielona (*Veratrum lobelianum*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową.

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 1,00

kategoria: bardzo duży

opis:
Rdestowiec ostrokończysty wpływa pośrednio na kondycję i plonowanie roślin uprawnych poprzez hybrydyzację z blisko spokrewnionym r.sachalińskim (*R. sachalinensis*), tworząc samoutrzymujące się i bardziej inwazyjne populacje mieszańca r. pośredniego (*R. ×bohemica*). Rdestowiec ostrokończysty podobnie jak hybrydy powstałe z jego udziałem mogą niekorzystnie wpływać na rośliny uprawne m.in. poprzez zarastanie pól uprawnych i łąk, które stają się nieodpowiednie do uprawy. Obecność gatunku ogranicza więc rolnicze wykorzystanie gruntów. W ostatnim czasie r. ostrokończysty, jest coraz częściej notowany na nieużytkach porolnych i w uprawach m.in. w Szwajcarii. Gatunek stanowi również poważne zagrożenie w dolinach rzecznych, gdyż porastając brzegi cieków może przyczyniać się do erozji brzegów, zmiany przepływu wód, narusza zabezpieczenia przeciwpowodziowe i budowle hydrotechniczne. Zalegająca martwa materia pozostała po częściach nadziemnych i podziemnych utrudnia przepływ wody. Pędy, kłącza, oraz całe kępy rośliny mogą osadzać się na konarach wykrotów zalegających w korycie rzeki co jest szczególnie niebezpieczne w okresie wezbrań i może być przyczyną lokalnych podtopień lub powodzi. Na terenach z infrastrukturą mieszkaniową

rdestowców. Często jednak rdestowce występujące w niepożądanych miejscach są opryskiwane nieselektywnymi herbicydami, zawierającymi substancję czynną – toksyczny glifosat (wywołuje on m.in. deformacje embrionów zwierzęcych u ryb, płazów oraz stwarza zagrożenie dla zdrowia człowieka; jego stosowanie zwiększa zachorowalność ludzi na raka). Obecnie stosowanie preparatu jest ograniczone/zabronione na obszarach w pobliżu rzek, strumieni, rowów, szczególnie w strefie bezpośredniej ochrony ujęć wody lub pól uprawnych, także na terenach parków narodowych i rezerwatów oraz w ich otulinach. Metody mieszane (uważane za najbardziej skuteczne): usuwanie roślin i wykopywanie kłączy oraz spryskiwanie herbicydami (wymagające powtórzeń i przynoszące duże straty w środowisku naturalnym, kosztowne). Metody biologiczne: wypas (przyjazdne dla środowiska, nie eliminują całkowicie rdestowców ograniczając jedynie wielkość populacji, wykorzystywane w ograniczonym zakresie), także użycie naturalnych wrogów zwalczanego gatunku, patogenów grzybowych lub owadów żerujących na liściach i innych częściach rośliny (stosunkowo bezpieczne, pod warunkiem właściwie dobranego naturalnego wroga, wadą jest ryzyko wprowadzenia nowych gatunków do obcego im środowiska oraz trudność przewidywania skutków takiego działania, czasochłonna – wymaga wieloletnich badań i testów, a przede wszystkim kosztowna).

W przypadku rdestowca ostrokończystego na obszarach chronionych, preferowane są metody mechaniczne uważane za najbardziej bezpieczne dla środowiska. Jednak są skuteczne w przypadku eliminacji pojedynczych osobników, kęp, populacji zajmujących niewielkie powierzchnie. Samo ich wycinanie/wykopywanie przynosi efekty dopiero po wielu latach systematycznie prowadzonych zabiegów, aż do całkowitego zniszczenia zasobów kłączy. W Polsce brak jest dokładnego szacowania kosztów związanych z eliminacją tego gatunku. Były one natomiast wielokrotnie przedmiotem analiz w innych krajach europejskich. Koszty eliminacji rdestowca ostrokończystego z miejsca organizacji igrzysk olimpijskich w Londynie (2012 r.) zostały oszacowane na 70 mln funtów. Roczny koszt walki z rdestowcem ostrokończystym w tym kraju szacuje się na 166 mln funtów.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **W4** – gatunek wysokiego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (czarna lista)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Aguilera AG, Alpert P, Dukes JS, Harrington R. 2010. Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. Biological Invasions 12: 1243–1252

Anioł-Kwiatkowska J, Śliwiński M. 2009. Obce rośliny energetyczne – zagrożenie dla flory Polski. Pamiętnik Puławski 150: 35–44

Bailey JP. 1992. The Haringey Knotweed. Urban Nature Magazine 1: 50–51

Bailey JP. 2001. *Fallopia × conolliyana* the railway-yard Knotweed. Watsonia 23: 539–541

Bailey JP. 2013. The Japanese knotweed invasion viewed as a vast unintentional hybridization experiment. Heredity 110 (2): 105–110

Bailey JP, Bímová K, Mandák B. 2009. Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. sets the stage for the "Battle of the Clones". Biological Invasions 11: 1189–1203

Bailey JP, Conolly AP. 1984. A putative *Reynoutria* × *Fallopia* hybrid from Wales. Watsonia 15: 162–163

Bailey JP, Conolly AP. 2000. Prize-winners to pariahs - A history of Japanese Knotweed s.l. (Polygonaceae) in the British Isles. Watsonia 23: 93–110

Bailey JP, Wisskirchen R. 2006. The distribution and origins of *Fallopia ×bohemica* (Polygonaceae) in Europe. Nordic Journal of Botany 24: 173–200

Balogh L. 2008. Japanese, giant and Bohemian knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr., *F. sachalinensis* (Frdr. Schmidt) Ronse Decr. and *F. ×bohemica* (Chrtek et Chrtková) J. P. Bailey). W: Z. Botta-Dukát, L. Balogh (red.). The most important invasive plants in Hungary. ss. 13–33. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary.

Bardon C, Piola F, Bellvert F, el Zahar Haichar F, Comte G, Meiffren G, Pommier T, Puijalon S, Tsafack N, Poly F. 2014. Evidence for biological denitrification inhibition (BDI) by plant secondary metabolites. New Phytologist 204: 1–11

i gospodarczą obserwowane są zniszczenia powodowane przez rozrastające się kłącza rdestowców. Penetrując podłoże (intensywny przyrost roczny), gatunek może uszkadzać fundamenty, ściany budynków i kanałów melioracyjnych, nawierzchnie dróg, chodników dla pieszych czy parkingów samochodowych. Płaty rdestowca ostrokończystego występujące masowo wzdłuż dróg mogą ograniczać widoczność na łukach drogi, przysłaniać znaki drogowe czy ograniczać dostęp do zbiorników wodnych np. dla wędkarzy, turystów itp.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,00

kategoria: bardzo mały

opis:
Rdestowiec ostrokończysty nie wykazuje negatywnego wpływu na zdrowie ludzi.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,42

kategoria: neutralny

opis:
Rdestowiec ostrokończysty wywiera negatywny wpływ na usługi regulacyjne poprzez m.in. zmiany właściwości fizycznych i chemicznych gleby, a tym samym aktywności mikroorganizmów glebowych oraz hamowanie procesu biologicznej denitryfikacji bakterii glebowych, co sprzyja intensywnemu wzrostowi ich biomasy, ułatwiając skuteczną inwazję. Ponadto rośliny te powodują erozję brzegów rzek i strumieni, a także mogą uszkadzać konstrukcje wałów przeciwpowodziowych i przyczyniać się w ten sposób do lokalnych podtopień i powodzi. Produkowane przez rdestowca ostrokończystego związki chemiczne o działaniu allelopatycznym hamują kiełkowanie nasion i wzrost innych roślin. Zdolność rdestowca ostrokończystego do kumulowania metali ciężkich w częściach nadziemnych, przy jednoczesnym wytwarzaniu ogromnej ilości biomasy powoduje, że może być on zaliczany do roślin użytecznych przy rekultywacji i fitoremediacji terenów poprzemysłowych i zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Rdestowiec ostrokończysty tworzy zwarte, rozległe płaty, często zajmujące duże powierzchnie, m.in. na terenach rekreacyjnych i turystycznych np. nad brzegami rzek i zbiorników wodnych, ograniczając dostęp do wody. Rdestowiec ostrokończysty jest postrzegany pozytywnie m.in. przez właścicieli pasiek ze względu na miododajne właściwości rośliny i jej późne kwitnienie. Gatunek jest uznany za roślinę energetyczną. Roślina zawiera także związki, które są przydatne do zwalczania patogenów grzybowych; ekstrakt z r. ostrokończystego hamuje działanie grzybów *Plasmopara viticola* na papryce i *Phytophtora infestans* na pomidorach. Rdestowce stają się popularne także w ziołolecznictwie. Już w tradycyjnej medycynie chińskiej ekstrakty z kłączy wykorzystywano jako środki przeciwbólowe, przeciwgorączkowe, moczopędne i wykrztuśne. Stosowano je w leczeniu wielu schorzeń, m.in. astmy, miażdżycy, nadciśnienia, stanów zapalnych, chorób serca, zakażeń bakteryjnych i grzybiczych. Zawierają one wiele związków biologicznie czynnych m.in. resweratrol – związek chemiczny należący do przeciwutleniaczy. Jednocześnie roślina posiada walory dekoracyjne i użytkowe. Łodygi i liście są wykorzystywane we florystyce. Znane jest wykorzystanie gatunku jako rośliny pokarmowej (warzywo) w obszarze jego naturalnego zasięgu i poza nim m.in. w Ameryce Północnej, a nawet w Polsce. Niektóre związki uzyskiwane z rdestowców wykazują działanie przeciwnowotworowe. Obiecujące są także wyniki badań nad ich wykorzystaniem w leczeniu uzależnień.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Do działań podejmowanych w celu eliminacji lub ograniczenia rozmiarów populacji gatunku należą metody mechaniczne, chemiczne, mechaniczno-chemiczne oraz biologiczne. Dobór metody zależy od rozmiarów i lokalizacji populacji (tereny objęte ochroną, doliny rzeczne, obszary zabudowane), co z kolei wpływa na okres prowadzenia zabiegów i ich częstotliwość. Metody mechaniczne to: wycinanie, wyrywanie/wypalanie nadziemnych części roślin i wykopywanie podziemnych kłączy (bezpieczne dla środowiska, wykorzystywane w ograniczonym zakresie, wymagające wielu powtórzeń, czasochłonne). Metody chemiczne to: opryski (mało efektywne, wymagające wielu powtórzeń i przynoszące duże straty w środowisku naturalnym), mazakowanie (nanoszenie środków chemicznych bezpośrednio na powierzchnię roślin) oraz iniekcje (wprowadzanie herbicydów do wnętrza rośliny, co znacznie ogranicza ich negatywny wpływ na otoczenie). W Polsce spośród środków chemicznych dopuszczonych do stosowania, nie ma żadnego, który byłby zalecany do zwalczania

Bardon C, Piola F, el Zahar Haichar F, Meiffren G, Comte G, Missery B, Balby M, Poly F. 2016. Identification of B-type procyanidins in *Fallopia* spp. involved in biological denitrification inhibition. Environmental Microbiology 18(2): 644–655

Barney JN, Tharayil N, DiTommaso A, Bhowmik P C. 2006. The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 5. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. [= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]. Can. J. Plant Sci. 86: 887–905

Baxendale V.J., Tessier J.T. 2015. Duration of freezing necessary to damage the leaves of *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. Plant Species Biology 30: 279–284.

Beerling DJ. 1991. The testing of cellular concrete revetment blocks resistant to growths of *Reynoutria japonica* Houtt (Japanese knotweed). Water Research 25: 495–498

Beerling DJ, Bailey JP, Conolly AP. 1994. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). Journal of Ecology 82: 959–979

Beerling DJ, Huntley B, Bailey J. 1995. Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. Journal of Vegetation Science 6: 269–282

Bergstrom JD, Kallin P, Obropta Ch. 2008. Implementing restoration projects upstream from the Teaneck Creek Conservancy. Urban Habitats 5(1): 166–170

Berchová-Bímová K., Soltysiak J., Vach M. 2014. Role of different taxa and cytotypes in heavy metals absorption in knotweeds (*Fallopia*). Scientia Agriculturae Bohemia 45(1): 11–18.

Bohren C. 2011. Exotic weed contamination in Swiss agriculture and the non-agriculture environment. Agronomy for Sustainable Development 31: 319–327

Bomanowska A, Kirpluk I, Adamowski W, Palus J, Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. W: A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym. ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Bourchier R.S., Van Hezewijk B.H. 2010. Distribution and potential spread of Japanese knotweed (*Polygonum cuspidatum*) in Canada relative to climatic thresholds. Invasive Plant Science and Management 3: 32–39.

Bradford M.A., Schumacher H.B., Catovsky S., Eggers T., Newingtion J.E., Tordoff G.M. 2007. Impacts of invasive plant species on riparian plant assemblages: interactions with elevated atmospheric carbon dioxide and nitrogen deposition. Oecologia 152(4): 791–803.

Brunerova A, Muller M, Brozek M. 2017. Potential of wild growing Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) for briquette production. Engineering for rural development. Jelgava. (DOI: 10.22616/ERDev2017.16.N110.) Data dostepu: 2017-05-26

Carboneras C, Genovesi P, Vilà M, Blackburn TM, Carrete M, Clavero M, D'hondt B, Orueta JF, Gallardo B, Geraldes P, González-Moreno P, Gregory RD, Nentwig W, Paquet J, Pyšek P, Rabitsch W, Ramírez I, Scalera R, Tella JL, Walton P, Wynde R. 2018. A prioritised list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation. Journal of Applied Ecology 55(2): 539-547. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12997

Cassidy A., Hanley B., Lamuela-Raventos R.M. 2000. Isoflavones, lignans and stilbenes – origins, metabolism and potential importance to human health. Journal of the Science of Food and Agriculture 80: 1044–1062.

Chen H., Tuck T., Ji X., Zhou X., Kelly G., Cuerrier A., Zhang J. 2013. Quality assessment of Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*) grown on Prince Edward Island as source of resveratrol. Journal of Agricultural and Food Chemistry 61(26): 6383–6392.

Child L, Wade M. 1999. *Fallopia japonica* in the British Isles: the traits of an invasive species and implications for management. W: E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi, A. Andow (red.) Biological Invasions of Ecosystem by Pests and Beneficial Organisms. ss. 200–210. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan.

Chmura D, Tokarska-Guzik B, Nowak T, Woźniak G, Bzdęga K, Koszela K, Gancarek M. 2015. The influence of invasive *Fallopia* taxa on resident plant species in two river valleys (southern Poland). Acta Societatis Botanicorum Poloniae 84(1): 23–33

Cyrankowski M, Osipiuk J, Adamczyk D. 2011. Plants as an alternative source of energy. Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Forestry and Wood Technology 73: 210–213

Dassonville N, Guillaumaud N, Piola F, Meerts P, Poly F. 2011. Niche construction by the invasive Asian knotweeds (species complex *Fallopia*): Impact on activity, abundance and community structure of denitrifiers and nitrifiers. Biological Invasions 13: 1115–1133

Djeddour DH, Shaw RH, Evans HC, Tanner RA, Kurose D, Takahashi N, Seier M. 2008. Could *Fallopia japonica* be the first target for classical weed biocontrol in Europe? Proceedings of the XII International Symposium on the Biological Control of Weeds. La Grande Motte 22–27th April, France. CABI Publishing, Wallingford, Oxford, UK.

Dommanget F, Spiegelberger T, Cavaillé P, Evette A. 2013. Light Availability Prevails Over Soil Fertility and Structure in the Performance of Asian Knotweeds on Riverbanks: New Management Perspectives. Environmental Management 52: 1453–1462 (DOI 10.1007/s00267-013-0160-3)

Duqette MC, Compérot A, Hayes LF, Pagola C, Bezile F, Dubé J, Lavoie C. 2016. From the source to the outlet: understanding the distribution of invasive knotweeds along a North American river. River Research and Applications 32: 958–966 (DOI: 10.1002/rra.2914)

Engler J, Abt K, Buhk C. 2011. Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive *Fallopia japonica* s.l. (Polygonaceae). Ecological Research 26: 555–562

Fan P, Hostettmann K, Lou H. 2010. Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (Polygonaceae). Chemoecology 20: 223–227

Forman J, Kesseli R. 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). American Journal of Botany 90: 586–592

Fuchs C. 1957. Sur le développement des structures de l'appareil souterrain du *Polygonum cuspidatum* SIEB. ET ZUCC. Bulletin de la Societé Botanique de France 104: 141–147

Funkenberg T, Roderus D, Buhk C. 2012. Effects of climatic factors on *Fallopia japonica* s.l. seedling establishment: evidence from laboratory experiments. Plant Species Biology 27(3): 218–225

Gerber E, Krebs C, Murrell C, Moretti M, Rocklin R, Schaffner U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. Biological Conservation 141: 646–654

Gioria M, Osborne B. 2010. Similarities in the impact of three large invasive plant species on soil seed bank communities. Biological Invasions 12(6): 1671–1683

Hromádková Z., Hirsch J., Ebringerová A. 2010. Chemical evaluation of species leaves and antioxidan properties of their non-cellulosic polysaccharides. Chemical Papers 64(5): 663– 672.

Hutla P, Jevič P, Mazancová J, Plíštil D. 2005. Emission from energy herbs combustion. Research in Agricultural Engineering 51: 28–32

Hwangbo K, Zheng MS, Kim YJ, Im JY, Lee CS, Woo MH, Jahng Y, Chang HW, Son JK. 2012. Inhibition of DNA Topoisomerases I and II of compounds from *Reynoutria japonica*. Archives of Pharmacal Research 35(9): 1583–1589

Janeczko Z, Jurczyszyn A, Bochenek B. 2009. Właściwości biologiczne resweratrolu i możliwości jego stosowania w terapii szpiczaka mnogiego. Panacea 2: 9-11

Jeong ET, Jin MH, Kim M-S, Chang YH, Park SG. 2010. Inhibition of melanogenesis by piceid isolated from *Polygonum cuspidatum*. Archives of Pharmacal Research 33(9): 1331–1338

Judd J, Miller DK. 2014. Is there a role for resveratrol and sirtuins in the treatment of cocaine and methamphetamine addiction? World Journal Pharmaceutical Sciences 2(7): 595–596

Kappes H, Lay R, Topp W. 2007. Changes in different trophic levels of litter dwelling macrofauna associated with Giant Knotweed invasion. Ecosystems 10: 734–744

Kimura Y, Okuda H. 2001. Resveratrol isolated from *Polygonum cuspidatum* root prevents tumor growth and metastasis to lung and tumor-induced neovascularization in lewis lung carcinoma-bearing mice. The Journal of Nutrion 131(6): 1844–1849

Kirpluk I. 2016. Gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. W: Obidziński A., Kołaczkowska E., Otręba A. (red.). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 59-65. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Kovářová M, Frantík T, Koblihová H, Bartůňková K, Nývltová Z, Vosátka M. 2011. Effect of clone selection, nitrogen supply, leaf damage and mycorrhizal fungi on stilbene and emodin production in knotweed. BMC Plant Biology 11: 98 (DOI:10.1186/1471-2229-11-98)

Kretz M. 1994. Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. I. Erprobung ausgewählter Methoden. W: Landesanstalt f. Umweltschutz. Baden-Württemberg: Handbuch Wasser 2, No. 10.

Kumschick S, Bacher S, Evans T, Marková Z, Pergl J, Pyšek P, Vaes-Petignat S, van der Veer G, Vilà M, Nentwig W. 2015. Comparing impacts of alien plants and animals using a standard scoring system. Journal of Applied Ecology 52: 552–561. doi: 10.1111/1365-2664.12427

Kurose D, Renals T, Shaw R, Furuya N, Takagi M, Evans H. 2006. *Fallopia japonica*, an increasingly intractable weed problem in the UK: can fungi help cut through this Gordian knot? Mycologist 20: 126–129

Lamberti-Raverot B, Piola F, Thiébaut M, Guillard L, Vallier F, i in. 2017. Water dispersal of the invasive complex *Fallopia*: The role of achene morphology. Flora 234: 150–157

Latten J, Scherer M. 1994. Resistenzinduktion im Labor und Freiland mit Hilfe von Pflanzenextrakten. Mitt. A. d. Biol. Bundesanst. 301: 390

Lecerf A., Patfield D., Boiché A., Riipinen M.P., Chauvet E., Dobson M. 2007. Stream ecosystems respond to riparian invasion by Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). Canadian Journal Fisheries Aquatic Science 64(9): 1273–1283.

Lisowski A, Dąbrowska M, Strużyk A, Klonowski J, Podlaski S. 2008. Ocena rozkładu długości cząstek roślin energetycznych rozdrobnionych w rozdrabniaczu bijakowym. Problemy Inżynierii Rolniczej 4: 77–84

Łuczaj Ł. 2004. Dzikie rośliny jadalne Polski. Przewodnik survivalowy. Wydanie II, rozszerzone. Chemigrafia, Krosno.

Maerz JC, Blossey B, Nuzzo V. 2005. Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. Biodiversity and Conservation 14: 2901–2911

Marigo G, Pautou G. 1998. Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis*. Journal of Vegetation Science 9(3): 379–386

Maurel N, Salmon S, Ponge JF, Machon N, Moret J, Muratet A. 2010. Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? Biological Invasions 12: 1709–1719

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. Biodiversity of Poland 1: 1–442

Moravcová L, Pyšek P, Jarošík V, Zákravský P. 2011. Potential phytotoxic and shading effects of invasive *Fallopia* (Polygonaceae) taxa on the germination of dominant native species. NeoBiota 9: 31–47

Murrell C, Gerber E, Krebs C, Parepa M, Schaffner U, Bossdorf O. 2011. Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. American Journal of Botany 98: 38–43

Nishizono H., Kubota K., Suzuki S., Ishii F. 1989. Accumulation of heavy metals in cell walls of *Reynoutria japonica* roots from metalliferous habitats. Plant and Cell Physiology 30: 595–598.

Onete M, Ion R, Florescu L, Manu M, Bodescu FP, Neagoe A. 2015. Arieş river valley as migration corridor for alien plant species and contamination source for surrounding grasslands and agricultural fields. Agronomy 58: 398–405

Parepa M, Markus M, Krebs C, Bossdorf O. 2013. Hybridization increases invasive knotweed success. Evolutionary Applications 1-8

Peng W., Qin R., Li X., Zhou H. 2013. Botany, phytochemistry, pharmacology, and potential application of *Polygonum cuspidatum* Sieb. et Zucc.: a review. Journal of Ethnopharmacology 148: 729–745.

Pirożnikow E. 2012. Rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica* Houtt.) – użytkowana kulinarnie w Puszczy Białowieskiej. Etnobiologia 2: 27–32

Pude R, Franken H. 2001. *Reynoutria bohemica* an alternative to *Miscanthus giganteus*? Bodenkultur 52: 19-27

Pyšek P, Prach K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats a comparison of four species alien to central Europe. Journal of Biogeography 20: 413–420

Rahmonov O., Czyłok A., Orczewska A., Majgier L., Parusel T. 2014. Chemical composition of the leaves of *Reynoutria japonica* Houtt. and soil features in polluted areas. Central European Journal of Biology 9(3): 320–330.

Reeder R, Kelly P, Arocha Y. 2010. First identification of 'Candidatus *Phytoplasma aurantifolia*' infecting *Fallopia japonica* in the United Kingdom. Plant Pathology 59(2): 396 (DOI: 10.1111/j.1365-3059.2009.02168.x)

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz. U. Nr 210, poz. 1260).

Salles JF, Mallon CA. 2014. Invasive plant species set up their own niche. New Phytologist 204: 435–437

Schmitt A. 1995. Neophyten als Nutzpflanzen. W: R. Böcker, Gebhardt H., Konold W., Schmidt-Fischer S. (red.), Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. ss. 205-207. Landsberg.

Schuster TM, Reveal JL, Bayly NJ, Kron KA. 2015. An updated molecular phylogeny of Polygonoideae (Polygonaceae): relationships of *Oxygonum*, *Pteroxygonum*, and *Rumex*, and a new circumsciption of *Koenigia*. Taxon 64(6): 1188–1208

Schuster TM, Wilson KL, Kron KA. 2011. Phylogenetic relationships of *Muehlenbeckia*, *Fallopia*, and *Reynoutria* (Polygonaceae) investigated with chloroplast and nuclear sequence data. International Journal of Plant Sciences 172(8): 1053–1066

Shaw RH, Bryner S, Tanner R. 2009. The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, *Aphalara itadori* Shinji: potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. Biological Control 49(2): 105-113

Shaw RH, Seiger LA. 2002. Japanese Knotweed. W: R. van Driesche, S. Lyon, B. Blossey, M. Hoddle, R. Reardon (red.). Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States. ss. 159–166. USDA Forest Service Publication FHTET-2002-04.

Strašil Z, Kára J. 2010. Study of knotweed (*Reynoutria*) as possible phytomass resource for energy and industrial utilization. Research in Agricultural Engeneering 56(3): 85–91

Strgulc Krajšek S., Dolenc Koce J. 2015. Sexual reproduction of knotweed (*Fallopia* sect. *Reynoutria*) in Slovenia. Preslia 87: 17–30.

Śliwiński M, Czarniecka M. 2011. Stanowisko *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. w rejonie Tworzyjanowa (Dolny Śląsk). Acta Botanica Silesiaca 7: 219–225

Tharayil N, Alpert P, Bhowmik P, Gerard P. 2013. Phenolic inputs by invasive species could impart seasonal variations in nitrogen pools in the introduced soils: A case study with *Polygonum cuspidatum*. Soil Biology and Biochemistry 57: 858–867

Tiébré MS, Vanderhoeven S, Saad L, Mahy G. 2007. Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. Annals of Botany 99(1): 193–203

Toews HPC. 2012. Introduction of native tree species in sites invaded by Japanese Knotweed Taxa and a study of its affect of the seedbank, Biology. 41 State University of New York Fredonia, Fredonia.

Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Prace Uniwersytetu Śląskiego Nr 2372. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Knapik D, Jenczała G. 2006. Changes in plant species richness in some riparian plant communities as a result of their colonisation by taxa of *Reynoutria* (*Fallopia*). Biodiversity Research and Conservation 1-2: 123–130

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Tarłowska S, Koszela K. 2009. Gatunki z rodzaju rdestowiec – *Reynoutria* Houtt. (= *Fallopia*). W: Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. ss. 87–99. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.

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.

Tokarska-Guzik B, Fojcik B, Bzdęga K, Urbisz Al, Nowak T, Pasierbiński P, Dajdok Z. 2017. Inwazyjne gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. w Polsce – biologia, ekologia i metody zwalczania. Prace naukowe Uniwersytetu Śląskiego nr 3647, 1-180 Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice

Ulrich S, Wolter F, Stein JM. 2005. Molecular mechanisms of the chemopreventive effects of resveratrol and its analogs in carcinogenesis. Molecular Nutrition and Food Research 49: 452–461

Urgenson L.S., Reichard S.H., Halpern C.B. 2009. Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forests of western Washington, USA. Biological Conservation

142: 1536–1541.

Vrchotová N, Šerá B. 2008. Allelopathic properties of knotweed rhizome extracts. Plant, Soil and Environment 54: 301–303

Walker J. 2010. The rusts of Geraniacea in Australia. Polish Botanical Journal 55(2): 315–334

Weston LA, Barney JN, Ditommaso A. 2005. A review of the biology and ecology of three invasive perennials in New York State: Japanese knotweed (*Polygonum cuspidatum*), mugwort (*Artemisia vulgaris*) and pale swallow-wort (*Vincetoxicum rossicum*). Plant and Soil 277: 53–69

Zając A. 1992. *Reynoutria* Houtt. (*Polygonum* L. pro p.). W: A. Jasiewicz (red.), Flora Polski. Rośliny naczyniowe. 3: 127-129 Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków.

Dane pochodzące z baz danych

Alberternst B, Böhmer, HJ. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. (www.nobanis.org) Data dostępu: 2018-01-18

CABI 2018. *Reynoutria japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (https://www.cabi.org/isc/datasheet/23875) Data dostepu: 2018-01-21

EPPO 2018 EPPO Global Database (Pests) (https://gd.eppo.int/taxon/POLCU/pests)

The Plant List. 2013. *Reynoutria japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (http://www.theplantlist.org) Data dostepu: 2018-01-09

Dane niepublikowane

Najberek K. (w przygotowaniu) Pathogens, parasites and disease of invasive alien species of European concern.

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie

Inne

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Nowak T, Urbisz Al, Węgrzynek B, Dajdok Z. 2015a. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (https://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/PROPOZYCJA_listy_gatunkow_obcych_ver_online.pdf)

Tokarska-Guzik B, Fojcik B, Bzdęga K, Urbisz Al, Nowak T, Pasierbiński P. 2015b. Wytyczne dotyczące zwalczania rdestowców na terenie Polski. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (http://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/Wytyczne_dotyczace_zwalczania_rdestowcow_na_terenie_Polski.pdf)

Wise Knotweed. 2018. Japanese Knotweed Damage - Eradicate. (https://www.youtube.com/watch?v=vpwwsG6jaro) Data dostepu: 2018-01-23

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Bzdęga K. 2017. obserwacje własne

Bzdęga K, Tokarska-Guzik B. 2006-2017. badania własne

Bzdęga K, Tokarska-Guzik B. 2006-2017. obserwacje własne

Autorzy karty:
Katarzyna Bzdęga[1], Alina Urbisz[1], Barbara Tokarska-Guzik[1]

[1] Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach

Data opracowania: marzec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

PAN

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Robinia akacjowa

2) nazwa łacińska: ***Robinia pseudoacacia*** L.

3) nazwa angielska: Black locust

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: Grochodrzew akacjowy
Robinia biała

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Robinia pringlei*
Pseudoacacia communis

c) synonimy nazwy angielskiej: Post locust
False acacia

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Fabaceae

7) pochodzenie (region):

wschodnia część Stanów Zjednoczonych – centrum głównej części zasięgu w Appalachach, mniejsza, zachodnia część zasięgu w stanach Missouri, Arkansas i Oklahoma

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

4) sposób rozmnażania się

Intensywnie rozmnaża się generatywnie i odnawia wegetatywnie. Najwcześniej może zakwitać już w trzecim roku, najczęściej jednak później. Kwitnie obficie, jest entomogamiczna (owadopylna). Owocem są strąki, które otwierają się jesienią i zimą, uwalniając duże ilości nasion. Trwałość nasion wynosi nawet do 10 lat, ale zdolność kiełkowania jest niska – 3,5% do 16,3%. Intensywnie rozmnaża się wegetatywnie przez odrosty korzeniowe, których przyrost osiąga około 1 metra rocznie. Ścinana, obficie wytwarza pędy odroślowe.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: gatunek niegdyś powszechnie wprowadzany do parków, zadrzewień miejskich i wiejskich oraz śródpolnych i przydrożnych, często sadzony w lasach, a także wykorzystywany do utrwalania gruntów narażonych na erozję, rekultywacji siedlisk przeobrażnych oraz nowo powstałych, jak sztuczne usypiska ziemi czy składowiska odpadów poprzemysłowych.
- drogi wprowadzania niezamierzonego: owoce i nasiona oraz fragmenty wegetatywne roślin (korzenie) lub całe rośliny (np. siewki) mogą być przenoszone wraz z materiałami pochodzącymi z prac ziemnych lub odpadami ogrodowymi do miejsc dotychczas niezasiedlonych przez robinię.
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): naturalnie robinia rozprzestrzenia się głównie na drodze barochorii, polegającej na opadaniu nasion pod wpływem siły grawitacji i anemochorii, czyli wiatrosiewności. Mniejszą rolę odgrywa hydrochoria (wodosiewność) i zoochoria (zwierzącosiewność). Dyspersja za pośrednictwem naturalnych czynników jest niewielka, przeważnie od kilku do 100 metrów.
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): rozprzestrzenianie antropogeniczne na różne odległości odbywa się najczęściej za sprawą przemieszczania nasion i korzeni wraz z glebą. Drzewa sadzone w szpalerach przydrożnych stwarzają większą szansę na dalekodystansowy transport za pośrednictwem samochodów.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Gatunek szeroko rozprzestrzeniony, zaliczany do grupy taksonów z dużą liczbą stanowisk znajdujących się w wielu regionach Polski, z tendencją do dużego wzrostu tej liczby i zajmowania nowych stanowisk. Z obecnej mapy wynika, że jest on notowany niemal w całym kraju, z wyjątkiem wyższych obszarów górskich, nieco rzadszy w części północno-wschodniej, natomiast częstszy na ziemiach zachodnich, co ma zapewne istotny związek z czynnikami historycznymi i częstszą introdukcją niż np. na wschodzie Polski. Bardzo dobrze rozpoznane jest rozmieszczenie i warunki występowania oraz udział gatunku w drzewostanach na terenie Lasów Państwowych. Nie był on stwierdzony jedynie w kilku nadleśnictwach północno-wschodniej Polski oraz na obszarach górskich, a największą powierzchnię zajmuje na zachodzie kraju. Na gruntach LP robinia występuje w 88,5 tys. wydzieleń drzewostanowych zajmujących łącznie 273 tys. ha. Udział drzewostanów robiniowych wynosi średnio 3,35% i jest największy na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Zielonej Górze – 11%, Poznaniu – 8,6% i Łodzi – 7,4% (Wojda i in. 2015).

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:

Gatunek o szerokim rozprzestrzenieniu, niewykazywany jedynie z 11 na 430 nadleśnictw w Polsce. Liczne, nowe stwierdzenia miejsc jego występowania na obszarze północno-wschodniej części kraju, skąd dotychczas był rzadko podawany, sugerują ciągle postępującą ekspansję i wysokie tempo wzrostu populacji.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Robinia akacjowa zajmuje szeroką amplitudę siedlisk, nasadzana jest głównie w zieleni miejskiej, wiejskiej, przy drogach i drzewostanach ochronnych na glebach zagrożonych erozją i zdegradowanych. Spontanicznie zasiedla widne lasy, śródpolne zadrzewienia suche zarośla, nieużytki, cmentarze, nasypy kolejowe. W lasach preferuje bory mieszane świeże i lasy mieszane świeże, ale odnajduje się w szerszym spektrum warunków. Unika wyłącznie podmokłych i skompaktowanych gleb oraz zacienienia.

9) charakterystyka gatunku

Drzewo najczęściej średniej wielkości, ale może osiągając maksymalnie do 25-30 metrów. Korona luźno ugałęziona, ażurowa. System korzeniowy rozległy, dobrze rozbudowany w przypowierzchniowej części, ale może też być głęboki na 5-7 metrów. Kora podłużnie, głęboko spękana. Liście nieparzysto pierzastodzielne złożone z eliptycznych listków. Przylistki przekształcone w ciernie. Kwitnie w maju i czerwcu, jest zapylana przez owady. Kwiaty są białe, silnie pachnące o symetrii grzbiecistej, zebrane w grona o długości około 10-20 cm. Owocem są długie, spłaszczone strąki, które dojrzewają jesienią i wysiewane są aż do wiosny. Dojrzałe drzewo może produkować 7-15 kg nasion, a w każdym kilogramie znajduje się 35-77 tysięcy nasion. Rozsiewa się głównie grawitacyjnie i z pomocą wiatru, rzadziej w wodą lub z pomocą zwierząt. Młode osobniki zakwitają po raz pierwszy w wieku 3-6 lat. Odnawianie wegetatywne jest silne. Rośnie bardzo szybko w początkowych etapach, nawet powyżej metra rocznie. Osiąga wiek do około 100 lat. Preferuje umiarkowanie ciepły klimat, duże nasłonecznienie świeże uwilgotnienie gleb. Dzięki zdolności do wiązania azotu i silnemu systemowi korzeniowemu może rosnąć w trudnym warunkach, na glebach ubogich i suchych.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

Wilgotne lasy liściaste do 1620 metrów nad poziomem morza. W pierwotnym zasięgu występuje w strefie umiarkowanego klimatu o rocznej sumie opadów 1020-1830 mm, temperaturach sięgających zimą od -4 do 7°C, a latem od 18 do 27°C. Najlepiej rośnie na terenie płaskim albo o umiarkowanym nachyleniu, do 25%. Rośnie w bardzo szerokiej amplitudzie warunków glebowych, unikając jedynie gleb podmokłych i skompaktowanych o niskim napowietrzeniu. Wymaga dużo światła, więc rośnie na terenach otwartych, a na obszarach zalesionych preferuje luki po różnego typu zaburzeniach.

11) zastosowanie gospodarcze

W leśnictwie jest gatunkiem używanym do tworzenia drzewostanów ochronnych na glebach zagrożonych erozją i glebach zdegradowanych. Drewno robinii jest trwałe i zawiera mało wody, dlatego jest cenione jako opał i materiał budulcowy odporny na działanie wilgoci – głównie jako maszty i pale grodzeniowe. Powszechnie jest sadzona jako drzewo ozdobne w zieleni miejskiej, wiejskiej i wzdłuż dróg. Szczególnie ceniona jest przez pszczelarzy jako wartościowa i wydajna roślina miododajna. Kwiaty i liście są surowcem w ziołolecznictwie.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1836

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Niektóre informacje wskazują, że gatunek ten po raz pierwszy został sprowadzony do Europy w 1601 r. przez francuskiego ogrodnika Jeana Robina, od którego nazwiska pochodzi nazwa łacińska *Robinia*. Prawdopodobnie jednak w podobnym okresie gatunek ten był wprowadzany niezależnie przez wiele osób i szybko się przyjął jako popularna, zwłaszcza w ogrodach botanicznych, roślina egzotyczna. Od połowy XVIII wieku gatunek ten już był nasadzany przez leśników we Francji, Niemczech i Węgrzech. W Polsce notowana jest od 1836 roku (w uprawie od 1806 r.), a w leśnictwie wykorzystywana od 1860 r. Szybko stała się jednym z najpopularnieszczych gatunków obcego pochodzenia na wiejskich i miejskich terenach zieleni. Wprowadzano ją do różnego rodzaju zadrzewień, w tym śródpolnych, zakładanych m.in. w okolicach Turwi w Wielkopolsce w latach dwudziestych XIX wieku. W XX wieku znalazła zastosowanie w rekultywacji siedlisk przeobrażonych przez przemysł oraz jako gatunek przyczyniający się do wzbogacania gleb w azot. Po kilkudziesięcioletnich doświadczeniach zawiodła oczekiwania leśników ze względu na niezadowalającą jakość pni obarczonych zwykle znacznymi wadami technicznymi. Już w pierwszej połowie XX wieku dostrzeżono utrudnienia, jakie przy odnowieniu lasu stwarza robinia po wyrębie jej drzewostanów. W rezultacie w XXI wieku zrezygnowano z uprawy tego gatunku na terenach leśnych, nawet na gruntach trudnych do zalesienia. Coraz częściej podejmowano próby jego zwalczania w ramach działań służących ochronie przyrody.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,65

kategoria: średnio inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,66

kategoria: umiarkowanie wzrośnie

opis:

Robinia akacjowa preferuje umiarkowany klimat. W Polsce północno-wschodniej i w górach ograniczeniem dla jej występowania może być surowszy klimat, a zwłaszcza przymrozki. Ocieplenie klimatu może wpłynąć na większą przeżywalność w tych obszarach i tym samym zwiększyć potencjał inwazyjny. Na pozostałych obszarach, ocieplenie klimatu wpłynie na ogólny spadek wilgotności gleb. Fakt ten prawdopodobnie osłabi konkurencyjność rodzimych gatunków drzew na rzecz odpornej na suszę robinii, co może przełożyć się na wzrost jej potencjału inwazyjnego.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,65

kategoria: duży

opis:

Robinia akacjowa silnie zmienia warunki siedliska (chemizm gleb, oświetlenie), przez co wpływa na konkurencyjne wypieranie rodzimych gatunków. Badania, analizujące wpływ robinii akacjowej na roślinność wykazały istotną zmianę składu gatunkowego flory pod wpływem inwazji tego gatunku. Robinia jest gatunkiem, który dobrze odnajduje się w kolonizacji różnego typu zaburzeń, stanowi więc bardzo poważną konkurencję dla innych gatunków pionierskich drzew i krzewów. Obecność związków chemicznych o charakterze allelopatycznym, czyli wywierających negatywny wpływ na inne gatunki i silne odnawianie wegetatywne może przyczyniać się do utrzymywania bardzo dużego potencjału konkurencyjnego na raz skolonizowanych stanowiskach.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

Robinia akacjowa ma szeroką niszę ekologiczną i wysoki potencjał inwazji, więc jej występowanie nie ogranicza się do siedlisk antropogenicznych, ale stanowi zagrożenie dla wielu, skrajnie różnych, siedlisk przyrodniczych. Są to z jednej strony siedliska otwarte i suche, takie jak:

- 6120 – Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe (*Koelerion glaucae*);
- 6210 – Murawy kserotermiczne (*Festuco-Brometea*);
- 2330 – Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi;
- 4030 – Wrzosowiska (*Calluno-Genistion*);

roślinność górska w stadiach pionierskich

- 3220 – pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków;
- 8220 – ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami *Androsacetalia vandellii*;

Na drugim biegunie znajdują się lasy, szczególnie:

- 9190 – Kwaśne dąbrowy (*Quercion robori-petraeae*);
- 9110 – Ciepłolubne dąbrowy (*Quercetalia pubescenti-petraeae*);
- 9160 – Grąd subatlantycki (*Stellario holosteae-Carpinetum betuli*);
- 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum* i *Tilio-Carpinetum*).

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

Robinia występuje w szerokim spektrum siedlisk i może negatywnie oddziaływać na wielegatunkowe runa, a także być silnym konkurentem dla wielu gatunków drzew i krzewów. Jednakże nie jest to oddziaływanie specyficzne i trudno wymienić gatunki, dla których inwazja robinii może stanowić zagrożenie trwałości ich populacji w skali większej niż lokalna.

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,50

kategoria: średni

opis:
W leśnictwie gatunek jest uważany za uciążliwą roślinę utrudniającą odnowienie lasu po wyrębie drzewostanów z jego udziałem lub w pobliżu miejsca, skąd wnika na powierzchnie pozrębowe oraz hamującą rozwój upraw rodzimych gatunków leśnych i m.in. dlatego wymagającą zwalczania. Poza tym jest jednym z najtrwalszych i najbardziej dynamicznie rozwijających się obcych drzew kosztem innych uprawianych roślin w starych, zaniedbanych parkach i ogrodach. Czasami stwarza okresowe problemy na terenach urządzonej i pielęgnowanej zieleni, np. w ogrodach botanicznych i arboretach, ogródkach działkowych, na skwerach, w zadrzewieniach przydrożnych, gdzie nadmiernie się rozrasta i też wymaga podejmowania zabiegów zwalczania.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,50

kategoria: średni

opis:
Znaczna część tej rośliny (korzenie, kora, strąki, nasiona) zawiera toksalbuminy, które mogą powodować zatrucia objawiające się bólami brzucha, mdłościami, wymiotami, wzdęciami, gorączką i zaburzeniami widzenia. Jednak ryzyko pomyłki robinii akacjowej z innymi gatunkami oraz ryzyko przypadkowego zatrucia są bardzo niskie, dlatego przypadki zatruć są bardzo rzadkie, zwłaszcza w stosunku do powszechności tego gatunku.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,58

kategoria: neutralny

opis:
Wpływ robinii na usługi ekosystemowe nie jest jednoznaczny. Z jednej strony jego zadomowienie na znacznym terytorium kraju wpływa negatywnie na krajobraz poprzez jego ujednolicenie, a także obniża walory turystyczne obszarów chronionych. Z drugiej strony jest cennym gatunkiem nektarodajnym, zabezpiecza glebę i stoki przed erozją oraz stanowi gatunek przydatny w fitoremediacji, czyli w oczyszczaniu skażonego środowiska.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

W Europie stosuje się różne metody – mechaniczne (wycinanie, wykaszanie, obrączkowanie i wypalanie), chemiczne (opryski na liście, nasady pni, ścięte pniaki, okorowane fragmenty pni, iniekcje pod korę), biologiczne (wykorzystanie owadów i grzybów) oraz inne (np. połączone: karczowanie pniaków, głęboka orka z odwróceniem gleby, odnowienie lasu gatunkami pionierskimi i postpionierskimi, jednostkowe zwalczanie chemiczne odrostów). W Polsce podejmuje się działania służące eliminacji robinii akacjowej w niektórych parkach narodowych (m.in. w Biebrzańskim, Kampinoskim, Wigierskim, Roztoczańskim) i krajobrazowych (np. w Zaborskim). Mają one zwykle charakter zabiegów mechanicznych, polegających na wycinaniu lub karczowaniu drzew, a następnie w okresach kilkuletnich – na usuwaniu odrostów korzeniowych. Do najlepiej udokumentowanych zabiegów należy eksperyment przeprowadzony w rezerwacie Las Bielański, gdzie zastosowano powolną eliminację drzew przez stosowanie cięć jednostkowych, co w okresie 1992-2002 doprowadziło do zmniejszenia zasobności drzewostanów robiniowych o 68% stanu początkowego. Zaniechanie eliminacji robinii w 2002 roku było następstwem protestów społecznych. Zwalczanie gatunku jest wpisane do zadań ochronnych i planów ochrony takich obiektów, jak niektóre rezerwaty przyrody i obszary Natura 2000. Efekty tych działań nie są jednak publikowane. Poza tym w lasach gospodarczych od dawna skutecznie stosuje się chemiczne zwalczanie odrostów korzeniowych robinii na zrębach, poprzedzające sztuczne odnowienie drzewostanów.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **S4** – gatunek średniego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (lista ostrzegawcza)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Banach L, Wiler M, Maciantowicz M. 2013. Występowanie robinii akacjowej na obszarze RDLP w Zielonej Górze. w: Materiały konferencyjne, Konferencja Robinia akacjowa w krajobrazie Ziemi Lubuskiej, 29.10.2013, Ośrodek Wypoczynkowy w Łagowie, Łagów, s. 7-21.

Bierężnoj-Bazille U, Werpachowski C. 2015. Inwazyjne gatunki roślin w ekosystemach Biebrzańskiego Parku Narodowego – pierwsze próby zwalczania. w: L Krzysztofiak, A Krzysztofiak (red.) Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia. ss. 11-28. Stowarzyszenie Człowiek i Przyroda, Krzywe

Boer E. 2012. Risk assessment. *Robinia pseudoacacia*. Naturalis Biodiversity Center, Leiden, ss. 20.

Brzosko E, Jermakowicz E, Mirski P, Ostrowiecka B, Tałałaj I, Wróblewska A. 2016. Inwazyjne drzewa i krzewy w Biebrzańskim Parku Narodowym i Suwalskim Parku Krajobrazowym Stowarzyszenie "Uroczysko", Białystok

Chytrý M, Pyšek P., Tichý L, Knollová I, Danihelka J. 2005. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. Preslia 77: 339-354

Cierjacks A, Kowarik I, Joshi J, Hempel S, Ristow M, Lippe M, Weber E. 2013. Biological Flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. Journal of Ecology 101: 1623-1640

Czekalski M. 2006. Drzewo roku 2006. Robinia biała, cz. II. Wymagania i zastosowanie. Szkółkarstwo 3: 10-11

Gazda A, Miścicki S. 2012. Przekształcanie drzewostanów robiniowych w rezerwacie przyrody – koncepcja i realizacja. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 33: 74-80

Haratym W, Weryszko-Chmielewska E, Matysik-Woźniak A. 2013. Rośliny drzewiaste o właściwościach toksycznych Alergo profil 9: 6-12

Huntley JC. 1990. *Robinia pseudoacacia* L. Black locust. w: RM. Burns, BH. Honkala (red.). Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. 755-761. Agricultural Handbook 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington DC Data dostępu: 2018-03-26

Jabłońska K, Kwiatkowska-Falińska A, Czernecki B, Walawender J. 2015. Changes in Spring and Summer Phenology in Poland – Responses of Selected Plant Species to Air Temperature Variations. Polish Journal of Ecology 63(3): 311-319

Jabłoński B., Kołtowski Z. 1993. Badania wartości pszczelarskiej robinii akacjowej (*Robinia pseudacacia* L.). Pszczelnicze Zeszyty Naukowe 27: 65-80.

Krzysztofiak L, Krzysztofiak A. 2015. Zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia – dobre i złe doświadczenia. Stowarzyszenie Człowiek i Przyroda, Krzywe

Montagnini F, Haines B, Swank WT. 1991. Soil-solution chemistry in black locust, pine mixed-hardwoods and oak hickory forest stands in the Southern Appalachians, USA Forest Ecology and Management 40: 199-208

Motta R, Nola P, Berretti R. 2009. The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. Annals of Forest Science 66: 410

Najberek K, Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych. W: Głowaciński Z, Okarma H, Pawłowski J, Solarz W. (red.) Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. ss. 624-639. Instytut ochrony Przyrody, PAN, Kraków

Nasir H, Iqbal Z, Hiradate S, Fujii Y. 2005. Allelopathic potential of *Robinia pseudo-acacia* L. Journal of Chemical Ecology 31: 2179-2192

Nelson LS, Shih LD, Balick MJ. 2007. Handbook of Poisonous and Injurious Plants. Second edition. New York Botanical Garden, New York, ss. 348 (http://priede.bf.lu.lv/grozs/AuguFiziologijas/Augu_resursu_biologija/gramatas/Handbook%20of%20Poisonous%20and%20Injurious%20Plants.pdf) Data dostępu: 2018-04-13

Obidziński A, Woziwoda B. 2016. Robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* L. w: A Obidziński, E Kołaczkowska, A Otręba (red.). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 106-120. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

Peloquin RL, Hiebert RD. 1999. The effects of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on species diversity and composition of black oak savanna/woodland communities. Natural Areas Journal 19: 121-131

Radtke A Ambraß S, Zerbe S, Tonon G, Fontana V, Ammer C. 2013. Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. Forest Ecology and Management 291: 308-317

Roberts DR, Carpenter SB. 1983. The influence of seed scarification and site preparation on establishment of black locust on surface-mined sites. Tree Planters' Notes 34: 28-30

Säumel I, Kowarik I. 2013. Propagule morphology and river characteristics shape secondary water dispersal in tree species. Plant Ecology 214: 1257-1272

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 ss. 197.

Vítková M, Kolbek J. 2010. Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudoacacia* stands in a Central European context. Phytocoenologia 40: 205-241

Vítková M, Müllerová J, Sádlo J, Pergl J, Pyšek P. 2017. Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. Forest Ecology and Management 384: 287-302

Von Holle B, Joseph KA, Largay EF, Lohnes RG. 2006. Facilitations between the introduced nitrogen-fixing tree, *Robinia pseudoacacia*, and nonnative plant species in the glacial outwash upland ecosystem of cape cod, MA Biodiversity and Conservation 15: 2197-2215

Wojda T, Klisz M, Jastrzębowski S, Mionskowski M, Szyp-Borowska I, Szczygieł K. 2015. The geographical distribution of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Poland and its role on non-forest land. Papers on Global Change 22: 101-113

Zając A, Zając M (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland Pracownia Chrologii Komputerowej Instytutu Botaniki UJ, Kraków

Dane pochodzące z baz danych

Basnou C. 2006. *Robinia pseudoacacia*. w: Daisie for Europe. (http://www.europe-aliens.org/pdf/Robinia_pseudoacacia.pdf) Data dostępu: 2018-03-26

Cabi Invasive Species Compendium. 2017. *Robinia pseudoacacia* (black lucust) (https://www.cabi.org/isc/datasheet/47698) Data dostępu: 2018-04-01

DAISIE 2006. *Robinia pseudoacacia* factsheet (http://www.europe-aliens.org/pdf/Robinia_pseudoacacia.pdf)

IOP PAN 2012. Gatunki obce w faunie Polski. Wyd. internetowe. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. (http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/)

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Danielewicz W. 1980-2017. Obserwacje: Władysława Danielewicza

Autorzy karty:
Władysław Danielewicz[1], Paweł Mirski[2], Anna Gazda[3]

[1] Katedra Botaniki Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
[2] Zakład Ekologii Roślin, Instytut Biologii, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Uniwersytet w Białymstoku
[3] Zakład Bioróżnorodności Leśnej, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Katarzyna Bzdęga
2. Alina Urbisz
3. Barbara Tokarska-Guzik

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr	Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach	26-01-2018
(2)	dr hab.	Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach	26-01-2018
(3)	prof. dr hab.	Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach	31-01-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Rdestowiec japoński (rdestowiec ostrokończysty)*

nazwa łacińska: ***Reynoutria japonica*** Houtt.

nazwa angielska: Japanese knotweed

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

*UWAGA:

W załączniku do Rozporządzenia 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 (Rozporządzenie 2011 – P) podane są dwie nazwy polskie gatunku: rdestowiec japoński i rdestowiec ostrokończysty; ta ostatnia jest nazwą aktualnie preferowaną (Mirek i in. 2002 – P).

Nazwę łacińską i polską podano za Krytyczną listą roślin naczyniowych Polski (Mirek i in. 2002 – P). Najczęściej stosowanym synonimem nazwy łacińskiej jest *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. Gatunek opisywany jest również jako: *Fallopia compacta* (Hook. f.) G.H.Loos & P. Keil, *Polygonum compactum* Hook.f., *Polygonum cuspidatum* Siebold & Zucc., *Reynoutria japonica* var. *compacta* (Hook.f.) Moldenke, *Reynoutria japonica* var. *hastata* (Nakai ex Ui) Honda, *Reynoutria japonica* var. *spectabilis*, (Noter) Moldenke, *Reynoutria japonica* var. *terminalis* (Honda) Kitag., *Reynoutria japonica* var. *uzenensis* Honda, *Reynoutria uzenensis* (Honda) Honda (The Plant List 2013 – B). Jako synonimy nazw angielskich podawane są: Japanese bamboo, Donkey rhubarb, German sausage, gypsy rhubarb, Hancock's curse, crimson beauty, elephant-ear bamboo, fleece flower, japanese fleece flower, reynoutria fleece flower, pea-shooter plant, japanese polygonum, kontiki bamboo, mexican bamboo, sally rhubarb, wild rhubarb (Alberternst i Bohmer 2011, CABI 2018 – B). Synonimem nazwy polskiej jest rdestowiec japoński i rdest ostrokończysty.

Przynależność taksonomiczna i nomenklatura gatunków określanych zwyczajowo jako rdestowce, podlegała wielu zmianom w zależności od stanu wiedzy i podejścia autorów (Schuster i in. 2011, 2015 – P). Aktualnie z uwagi na podobieństwo właściwości morfologicznych, biologicznych, ekologicznych i innych, inwazyjne gatunki z rodzaju *Reynoutria* (*Fallopia*): *R. japonica*, *R. sachalinensis* i ich mieszaniec *R.* ×*bohemica*, są często ujmowane jako jedna grupa pod nazwą *Reynoutria* spp., *Fallopia* spp. lub *Fallopia complex* (np. Tiébré i in. 2007, Lamberti-Raverot i in. 2017 – P). Spotykana jest także często nazwa Japanese knotweed s.l. – azjatyckie (japońskie) rdestowce, która obecnie obejmuje wszystkie taksony (gatunki rodzicielskie i mieszańca) wraz z mieszańcami powstałymi w wyniku krzyżówek wstecznych oraz krzyżówek z innymi spokrewnionymi gatunkami, w tym z *Fallopia baldschuanica* (Bailey i Wisskirchen 2006, Bailey i in. 2009 – P).

nazwa polska (synonim I) Rdestowiec japoński	nazwa polska (synonim II) Rdest ostrokończysty
nazwa łacińska (synonim I) *Fallopia japonica*	nazwa łacińska (synonim II) *Fallopia compacta*
nazwa angielska(synonim I) Japanese bamboo	nazwa angielska(synonim II) Donkey rhubarb

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:
–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

- [ ] rodzimy na obszarze Polski
- [ ] obcy, niewystępujący na obszarze Polski
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
- [x] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm04. Komentarz:

Reynoutria japonica posiada w Polsce status inwazyjnego kenofita (Tokarska-Guzik 2005 – P). W 2012 roku został on zaliczony do grupy gatunków obcego pochodzenia, zadomowionych i inwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015a – I). Łączna liczba stanowisk odnotowanych dotąd dla gatunku sięga około 7 000 (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 - P). Dane te prawdopodobnie są nieścisłe, ponieważ mogą zawierać, przynajmniej w części, omyłkowe notowania dla mieszańca *R.* ×*bohemica*. Niemniej spośród rdestowców występujących w kraju, rdestowiec ostrokończysty jest najszerzej rozprzestrzenionym w Polsce gatunkiem (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I).

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

- [x] środowisko przyrodnicze
- [x] uprawy roślin
- [x] hodowle zwierząt
- [ ] zdrowie ludzi
- [x] inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Rdestowiec ostrokończysty bezpośrednio wpływa na środowisko przyrodnicze, jak również stanowi dla niego poważne zagrożenie (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P), poprzez tworzenie zwartych i rozległych jednogatunkowych populacji, szczególnie na siedliskach w dolinach rzecznych gdzie skutecznie konkuruje z rodzimymi gatunkami roślin, uniemożliwiając im regenerację (Tokarska-Guzik i in. 2009, Aguilera in. 2010, Toews 2012, Parepa i in. 2013, Chmura i in. 2015, Duqette i in. 2016 – P). Wykazano, że ścinanie pędów jedynie tymczasowo ogranicza wzrost *R. japonica*, co powoduje przemieszczenie składników odżywczych do kłączy i skutkuje przyśpieszeniem tempa ich wzrostu, a w efekcie ułatwia dominację gatunku (Aguilera in. 2010 – P). Gatunek ogranicza i uniemożliwia kiełkowanie nasion wielu gatunków roślin rodzimych z powodu tworzenia grubej i wolno rozkładającej się warstwy opadłych liści i łodyg (Gioria i Osborne 2010, Moravcová i in. 2011 – P), a także poprzez uwalnianie związków allelopatycznych wpływających hamująco na wzrost innych roślin (Weston i in. 2005, Vrchotová i Šerá 2008, Fan i in. 2010, Murrell i in. 2011, Parepa i in. 2013 – P), może mieć negatywny wpływ na hodowle zwierząt (CABI 2018 – B). Podobnie jak pozostałe rdestowce, zmienia właściwości fizyczne i chemiczne gleby oraz wpływa na aktywność mikroorganizmów glebowych (Dassonville i in. 2011, Tharayil i in. 2013, Salles i Mallon 2014 – P), wykazując działanie allelopatyczne (Weston i in. 2005, Fan i in. 2010 – P). Rdestowiec ostrokończysty może negatywnie wpływać na rośliny uprawne m.in. poprzez zarastanie pól uprawnych, które stają się nieodpowiednie do uprawy (Onete i in. 2015 – P, Bzdęga 2017 – A). Masowe występowanie rdestowca ostrokończystego ogranicza dostęp do wód, a rozrastające się kłącza niszczą zabezpieczenia przeciwpowodziowe (Beerling 1991, Barney i in. 2006 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I), również nawierzchnie dróg, chodników, mogą także powodować pęknięcia murów, a nawet wnikać do wnętrza budynków (Beerling 1991 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I).

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie)**, po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf02.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm06. Komentarz:

Reynoutria japonica, podobnie jak *R. sachalinensis* i *R.* ×*bohemica*, należy do roślin silnie inwazyjnych i uciążliwych w wielu krajach (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P i cytowana tam literatura). Gatunek jest już rozpowszechniony na obszarze Polski, jednak nadal może migrować do Polski z terenów przygranicznych, od strony Republiki Czeskiej, Słowacji jak również z Niemiec, wzdłuż dolin rzecznych i rozprzestrzeniać się przede wszystkim poprzez dyspersję kłączy wraz z wodą (szczególnie w czasie wezbrań rzek) (Pyšek i Prach 1993 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Duqette i in. 2016 – P). Nawet niewielki, kilkumilimetrowy fragment kłącza z pojedynczym pąkiem może dać nową roślinę.

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf03.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm07. Komentarz:

Reynourtia japonica może zostać wprowadzona do środowiska przyrodniczego wskutek niezmierzonych działań człowieka wraz z transportem ziemi zawierającej fragmenty roślin (najczęściej kłączy), która jest następnie wykorzystywana m.in. podczas prac związanych z umacnianiem brzegów, budową dróg, parkingów czy nawet jako ziemia do ogrodów, itp. (Alberternst i Böhmer 2011 – B, Śliwiński i Czarnecka 2011 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Bzdęga i Tokarska-Guzik 2006 -2017 – A). Istnieje także prawdopodobieństwo zawlekania nasion wraz z transportem drogowym i kolejowym, które jednak nie odgrywają istotnej roli w rozprzestrzenianiu się rdestowców.

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf04.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm08. Komentarz:

Ze względu na walory ozdobne (pokrój i rozmiary roślin, efektowne kwiatostany i owocostany), rdestowiec ostrokończysty może w miejskim środowisku zwiększać atrakcyjność nieużytkowanych terenów. Wraz z pozostałymi gatunkami, r. sachalińskim i r. pośrednim, należy do grupy roślin energetycznych, wszystkie taksony (gatunki i mieszaniec) rekomendowane były jako rośliny miododajne, znane są ich walory użytkowe, przede wszystkim jako jako roślin wykorzystywanych w ziołolecznictwie. Te właściwości mogą przyczyniać się do ich celowego rozprzestrzeniania. Jednak ze względu na niebezpieczeństwo jakie stwarzają inwazyjne rdestowce (Anioł-Kwiatkowska i Śliwiński 2009 – P), ich uprawa jest bezwzględnie zakazana na terenie całego kraju (Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9 września 2011 – Rozporządzenie 2011 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I). Aktualnie rdestowiec ostrokończysty nie jest powszechnie wprowadzany do uprawy, choć nadal utrzymywany jest w ogrodach przydomowych oraz ogrodach botanicznych i arboretach (Pracownicy ogrodów botanicznych ... 2018 – N). Mimo to nie można wykluczyć celowego wprowadzenia gatunku przez człowieka, szczególnie w środowisku miejskim (ogrody, nieużytki), skąd może spontanicznie

rozprzestrzeniać się (przede wszystkim wegetatywnie). Rośnie także zainteresowanie rośliną jako źródłem surowca wykorzystywanego w celach leczniczych (dotyczy przede wszystkim *R. sachalinensis*).

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

- niekorzystne
- umiarkowanie korzystne
- X optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm09. Komentarz:

Pierwotny zasięg rdestowca ostrokończystego rozciąga się od południowych części Sahalinu i Wysp Kurylskich, położonych na terytorium Rosji, przez Japonię (wyspy Honsiu, Kiusiu – gdzie jest rozpowszechniony – i Sikoku), Koreę, południowo-zachodnie Chiny, Tajwan i Wietnam (Bailey 2003, Balogh 2008 – P, Alberternst i Böhmer 2011 – B). W warunkach swego naturalnego zasięgu gatunek ten występuje od poziomu morza do wysokości 2 800 m n.p.m. (Japonia), a nawet do 3 800 m n.p.m. (Tajwan) (Shaw i Seiger 2002, Balogh 2008 – P). Z kolei zasięg wtórny *R. japonica* współcześnie jest dużo szerszy w porównaniu z pierwotnym (Tokarska-Guzik i in. 2017 – P). Rdestowiec ostrokończysty został potwierdzony w wielu krajach Europy, gdzie zajmuje obszar pomiędzy 42° a 63° (70°) szerokości geograficznej północnej. Aktualnie występuje na przeważającym obszarze Wysp Brytyjskich, w wielu rejonach kontynentu europejskiego, sięgając na północ po kraje Bałtyckie i Skandynawię, na wschód po Rosję i Ukrainę; na południu Europy nie potwierdzono dotąd jego występowania z obszarów położonych najdalej na południe. Występuje ponadto w Ameryce Północnej – w Kanadzie i USA (od Alaski po Georgie), w Australii i Nowej Zelandii; został potwierdzony także z Ameryki Południowej (Chile) (Tokarska-Guzik i in. 2017 – P i cytowana tam literatura).

Inwazyjne gatunki rdestowców swój sukces kolonizacyjny wiążą z rozmnażaniem wegetatywnym poprzez kłącza, które zwykle rosną na odległość kilku metrów od rośliny macierzystej i odznaczają się szybkim wzrostem oraz dużymi zdolnościami regeneracyjnymi. Rozmnażanie generatywne nie odgrywa kluczowej roli w zajmowaniu nowych stanowisk (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I). Siewki rdestowca w warunkach klimatycznych Europy tworzą się stosunkowo rzadko i wymagają sprzyjających warunków (Bailey i in. 2009, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P). Na rozwój roślin mogą wpływać takie czynniki jak zbyt późna wiosna, susze w okresie letnim czy wczesne przymrozki jesienią (Beerling i in. 1994 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I). Przyczyną całkowitego zamierania siewek jest zbyt mała ilość wody, a temperatura -5°C utrzymująca się przez okres dwóch dni eliminuje połowę z nich (Funkenberg i in. 2012 – P). *Reynoutria japonica* preferuje stosunkowo mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres z średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres wegetacji trwający około 210 dni, ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P).

Podobieństwo między klimatem Polski a klimatem zarówno naturalnego jak i wtórnego zasięgu rdestowca ostrokończystego kształtuje się w przedziale 94-100%, co oznacza, że wymagania klimatyczne gatunku są w Polsce spełnione i nie stanowią istotnej przeszkody w rozprzestrzenianiu się gatunku na obszarze całego kraju, co potwierdza aktualny zasięg tego gatunku w kraju (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P).

szczególnie podczas powodzi (dyspersja bardzo duża) (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Duqette i in. 2016 – P). Nowa roślina może rozwinąć się z 1-centymetrowego fragmentu kłącza o wadze nie przekraczającej 0,7 g, podobnie jak z niewielkiego odcinka pędu zawierającego pojedynczy węzeł, umieszczonego w glebie lub w wodzie (Bailey i in. 2009 – P, Alberternst i Böhmer 2011 – B). Kłącza rdestowców, w tym *R. japonica*, charakteryzują się szybkim wzrostem, rozrastając się na odległość 5-7 m od rośliny macierzystej, choć notowano przypadki kłączy osiągających długość nawet 20 m (Fuchs 1957 – P). W czasie jednego sezonu wegetacyjnego ich rozmiar może powiększyć się o 2,5 m (Kretz 1994 – P).

Ekspansja populacji (dane typu B). Pośrednio można wnioskować na temat migracji i jej tempa na podstawie wzrastającej liczby stanowisk *R. japonica*, jednak należy uwzględnić zastrzeżenie, że uzyskane dotąd wyniki odzwierciedlają przede wszystkim stan zbadania rozmieszczenia (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P). W Polsce pierwsze wzmianki o „dzikich" (poza uprawą) stanowiskach rdestowca ostrokończystego pochodzą z drugiej połowy XIX wieku z terenu Wielkopolski (Gniezno), Dolnego Śląska (Wrocław) i Pobrzeża Bałtyku, a następnie z terenu Górnego Śląska (Tokarska-Guzik 2005 – P). W kolejnych okresach liczba znanych stanowisk wzrosła od 3 (przed 1900 r.), 63 (do 1950 r.) do ponad 3000 (w roku 2000) (Tokarska-Guzik 2005 – P). Okres intensywnego wzrostu liczby stanowisk przypada na drugą połowę XX w. i nadal postępuje. Dane zebrane do roku 2000 wskazują największe zagęszczenie stanowisk *R. japonica* na południu i w południowo-zachodniej części kraju (Tokarska-Guzik 2005 – P). Uzupełnienie danych o rozmieszczeniu gatunku po 15 latach powiększyło liczbę stanowisk dwukrotnie, do blisko 7 000 (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I).

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

- mała
- średnia
- X duża

aconf08.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm12. Komentarz:

Świadome wprowadzanie inwazyjnych rdestowców, w tym *Reynoutria japonica* do środowiska jest niedozwolone (Rozporządzenie 2011 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I). Jednak dekoracyjne i użytkowe walory rośliny (atrakcyjny wygląd, duże rozmiary, późne kwitnienie – pożytek dla pszczół) sprawiają, że nie można wykluczyć celowego wprowadzenia przez człowieka, szczególnie w środowisku miejskim (ogrody, nieużytki), skąd gatunek może spontanicznie rozprzestrzeniać się. Możliwe jest świadome wprowadzenie rdestowca ostrokończystego poprzez wykorzystanie jego biomasy do celów energetycznych (Pude i Franken 2001 – P), w tym do produkcji biogazu (Strašil i Kára 2010 – P). Gatunek stosowano także do umacniania wydm i hałd, również jako paszę dla bydła (Bailey i Conolly 2000, Tokarska-Guzik 2005 – P) oraz w fitoremediacji do oczyszczania gleb skażonych metalami ciężkimi (Alberternst i Böhmer 2011 – B). Do niedawna gatunek był sadzony na obszarach miejskich jako roślina dekoracyjna wzdłuż ekranów dźwiękochłonnych z uwagi na szybki wzrost i małe wymagania siedliskowe. Obecnie pędy i liście roślin znajdują zastosowanie we florystyce (niewskazane szczególnie w przypadku świeżego materiału, ze względu na możliwość tworzenia potencjalnych nowych miejsc introdukcji). Jednak z uwagi na niebezpieczeństwo jakie stwarzają rdestowce, ich uprawa jest bezwzględnie niepożądana na terenie całego kraju. Rozpowszechnienie rdestowca ostrokończystego w wielu rejonach kraju, na różnych typach siedlisk stwarza wysokie prawdopodobieństwo dalszego rozprzestrzeniania roślin gatunku w czasie różnego typu prac ziemnych (np. budowa dróg, linii energetycznych) i regulacyjnych (regulacja koryt rzecznych, umacnianie wałów przeciwpowodziowych) wraz z ziemią, wodą, z używanym sprzętem. Na częstość rozprzestrzeniania się mają ponadto wpływ niewłaściwie prowadzone zabiegi eliminacji i utylizacji zarówno nadziemnych jak i podziemnych części roślin.

a10. W Polsce występują **warunki siedliskowe**

- niekorzystne
- umiarkowanie korzystne
- X optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm10. Komentarz:

W swojej ojczyźnie *Reynoutria japonica* preferuje obszary otwarte i wilgotne, gdzie zwykle porasta nasłonecznione stoki wzgórz i skraje lasów, spotykany jest na brzegach rowów i poboczach dróg. Jest rośliną pionierską, kolonizującą zbocza wulkanów (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P).

We wtórnym zasięgu występowania *Reynoutria japonica* wykazuje szeroką amplitudę ekologiczną i spektrum siedliskowe. Dobrze radzi sobie na różnych typach gleb (muły, iły, piaski, podłoże wapienne) o zróżnicowanym pH od kwaśnego do lekko zasadowego (3,5-7,4) (Shaw i Seiger 2002 – P, Alberternst i Böhmer 2011 – B). Gatunek wykazuje tolerancję na wysoką temperaturę, suszę, zasolenie i okresowe wylewy wód (Shaw i Seiger 2002 – P) i ponadto odznacza się wysoką odpornością na zanieczyszczenie gleb, m.in. na wysokie stężenie związków siarki (Child i Wade 1999 – P). Występuje zarówno na antropogenicznych siedliskach (przydroża, nasypy kolejowe, nieużytki miejskie i poprzemysłowe, parki, cmentarze i ogrody przydomowe) jak i naturalnych (brzegi rzek, okrajki lasów i zarośli). Gatunek wnika do lasów, zwłaszcza łęgowych, rzadziej występuje na terenach rolniczych (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P i cytowana tam literatura).

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

- bardzo mała
- mała
- średnia
- duża
- X bardzo duża

aconf07.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm11. Komentarz:

Dyspersja z pojedynczego źródła (dane typu A). Skuteczność rozprzestrzeniania rdestowców zależy od ilości nasion i części wegetatywnych mogących zapoczątkować rozwój kolejnego pokolenia oraz częstości i natężenia antropogenicznych czynników sprzyjających kolonizowaniu nowych miejsc. Oskrzydlone owoce opadające w pobliżu roślin macierzystych mogą być przenoszone na nowe tereny przez wiatr (na drodze anemochorii) i wodę (hydrochorii), jednak ich rola w zasiedlaniu nowych miejsc jest ograniczona. Uzyskane dotąd wyniki informują o możliwości rozprzestrzeniania się nasion na odległość do 16 m (dyspersja bardzo mała) poza macierzystą populację (Tiébré i in. 2007 – P). Natomiast za kluczowy wektor rozprzestrzeniania rdestowców uznaje się fragmentację i dyspersję kłączy z udziałem wody, które mogą być przenoszone na duże (ponad 50 km) odległości,

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

- X nie dotyczy
- mały
- średni
- duży

aconf09.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Gatunek jest rośliną, nie wykazuje tego typu oddziaływań.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

- mały
- średni
- X duży

aconf10.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm14. Komentarz:

Reynoutria japonica skutecznie konkuruje z rodzimymi gatunkami roślin, często utrudniając ich wzrost i regenerację (Tokarska-Guzik i in. 2009, Aguilera in. 2010, Toews 2012, Parepa i in. 2013, Chmura i in. 2015 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Duqette i in. 2016 – P). Przede wszystkim ogranicza dostęp do światła ze względu na tworzenie zwartych płatów i gęste ustawienie liści na pędach (Vrchotová i Šerá 2008, Dommanget i in. 2013 – P). Uniemożliwia kiełkowanie siewek wielu gatunków rodzimych, ponieważ tworzy grubą i wolno rozkładającą się warstwę opadłych liści i łodyg. Wykazano eksperymentalnie, że większy hamujący efekt allelopatyczny ograniczający kiełkowanie siewek innych roślin, posiadają ekstrakty z części nadziemnych rdestowców niż ekstrakty z kłączy (Vrchotová i Šerá 2008 – P). Stwierdzono, że *R. japonica* lokalnie wpływa na pulę materii organicznej gleby i wywiera poważny negatywny wpływ także na rośliny porastające nieużytki, gdzie obecność gatunku wyklucza i/lub poważnie redukuje pokrycie (a tym samym biomasę) wielu gatunków roślin poprzez konkurencję (Maurel i in. 2010 – P). Wśród niepożądanych oddziaływań najbardziej szkodliwe jest przenikanie rdestowców na obszary chronione. Dotąd obecność rdestowca ostrokończystego odnotowano w 15 polskich parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P). Inwazyjne rdestowce w znacznym stopniu wpływają na różnorodność biologiczną siedlisk naturalnych i półnaturalnych, w szczególności ekosystemów łęgowych, stanowiąc zagrożenie dla płazów, gadów, ptaków i ssaków, których podstawowym pożywieniem są bezkręgowce (stawonogi) (Marigo i Pautou 1998, Maerz i in. 2005, Kappes i in. 2007, Gerber i in. 2008 – P).

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm15. Komentarz:

Na terenie Polski brak rodzimych gatunków, z którymi rdestowiec ostrokończysty mógłby się krzyżować. *Reynoutria japonica* krzyżuje się z pozostałymi dwoma inwazyjnymi gatunkami z rodzaju *Reynoutria*: *R. sachalinensis* i R. ×*bohemica* występującymi w kraju, tworząc roje mieszańców. Z zasięgu wtórnego, znany jest także wewnątrzgatunkowy mieszaniec *Reynoutria* (*Fallopia*) *japonica* var. *japonica* × *Reynoutria* (*Fallopia*) *japonica* var. *compacta*, znaleziony na Wyspach Brytyjskich i w Niemczech (Beerling i in. 1994 – P), a także mieszaniec międzygatunkowy lub międzyrodzajowy (w zależności od ujęcia), *Fallopia conollyana* J.P. Bailey – *Fallopia* (*Reynoutria*) *japonica* × *Fallopia baldschuanica*, który został dotąd znaleziony w kilku miejscach na Wyspach Brytyjskich (Bailey i Conolly 1984, Bailey 1992, 2001 – P).

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

Dla *Reynoutria japonica* stwierdzono obecność wielu naturalnych wrogów w ich rodzimym zasięgu występowania w przeciwieństwie do bardzo niewielu znalezionych w zasięgu wtórnym (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P). W naturalnym zasięgu *R. japonica* (Japonia) rozpoznano 186 gatunków owadów i ponad 30 patogenów grzybowych związanych z tym gatunkiem rośliny (Djeddour i in. 2008, Shaw i in. 2009 – P). Naturalnym wrogiem dla gatunku jest żerujący na liściach chrząszcz *Gallerucida nigromaculata* (= *G. bifasciata*) pochodzący z Japonii. Innym jest owad miodówka *Aphalara itadori*, żerujący na liściach i pędach zarówno *R. japonica* jak też *R. sachalinensis* (Tokarska-Guzik i in. 2015b, CABI 2018 – B). Rośliny rdestowca ostrokończystego często bywają niszczone przez ryjkowca *Otiorrhynchus sulcatus*, którego larwy żerują w kłączach i korzeniach, zaś osobniki dorosłe na liściach (Beerling i in. 1994 – P). Rdestowiec ostrokończysty jest również żywicielem dla owadów *Ostrinia ovalipennis*, *Ametastegia polygoni* i *Lixus impresiventris* (Djeddour i in. 2008 – P).

Spośród patogenów grzybowych wymienić należy workowca *Mycosphaerella polygonicuspidatii*, który jest specyficzny dla gatunków z rodzaju *Reynoutria*, w tym *R. japonica* i poraża ich liście (Kurose i in. 2006, Djeddour i in. 2008 – P), a także *Puccinia polygoni-amphibii* var. *torariae*, grzyb z gromady podstawczaków porażający liście *R. japonica* i *R. sachalinensis* oraz gatunki z rodzaju *Geranium* (Walker 2010 – P, CABI 2018 – B). W europejskiej części zasięgu *R. japonica* jest atakowany przez chrząszcza *Gastrophysa viridula*, gdy główny jego żywiciel – gatunki z rodzaju *Rumex*, zostaną już skonsumowane, a populacje chrząszczy odznaczają się wysoką liczebnością (CABI 2018 – B). Pierwsza wzmianka o bakterii fitoplazmie *Candidatus Phytoplasma aurantifolia* zakażającej *R. japonica* pochodzi z Wielkiej Brytanii (Reeder i in. 2010 – P). Bakteria powoduje silne zahamowanie wzrostu gatunku, co istotnie wpływa na jego zdolności konkurencyjne

(zarastanie porażonych roślin przez pokrzywę *Urtica dioica*) (Reeder i in. 2010 – P). Brak jednak bardziej szczegółowych danych dotyczących przenoszenia patogenów lub pasożytów na rodzime gatunki.

a17. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

Reynoutria japonica, podobnie jak pozostałe inwazyjne gatunki rdestowców, powoduje zmiany właściwości fizycznych i chemicznych gleby, a tym samym aktywności mikroorganizmów glebowych (Maurel i in. 2010, Dassonville i in. 2011, Tharayil i in. 2013 – P). Rdestowce mogą bezpośrednio regulować ilość dostępnych zasobów azotu poprzez hamowanie procesu biologicznej denitryfikacji bakterii glebowych, co prowadzi do gromadzenia się zasobów azotanów w glebie i tym samym umożliwia roślinom intensywny wzrost ich biomasy ułatwiając skuteczną inwazję (Salles i Mallon 2014 – P). Zwarte i tworzące łany populacje pogarszają warunki świetlne ekosystemu (Siemens i Blossey 2007, Vrchotová i Šerá 2008, Dommanget i in. 2013 – P) oraz powodują zmiany w tempie rozkładu materii (Lecerf i in. 2007, Aguilera i in. 2010 – P). Porastając brzegi cieków mogą przyczyniać się do erozji brzegów, zmiany przepływu wód. Oddziaływania te mogą powodować trudno odwracalne zmiany procesów zachodzących w siedliskach szczególnej troski, jak np. siedlisko ziołorośli górskich i ziołorośli nadrzecznych (6430), w którym rdestowiec ostrokończysty notowany jest szczególnie często (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P, 2015b – I).

a18. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

Rośliny rdestowca ostrokończystego skutecznie konkurują z rodzimymi gatunkami roślin, często uniemożliwiając ich regenerację (Tokarska-Guzik i in. 2009, Chmura i in. 2015 – P). Produkowane przez gatunek allelopatyczne substancje chemiczne hamują kiełkowanie i wzrost innych roślin (Vrchotová i Šerá 2008, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, 2017 – P). Gatunek ten może konkurować z rodzimymi roślinami o zapylaczy, jednak ze względu na późne kwitnienie roślin rdestowca zjawisko to jest ograniczone do roślin gatunków rodzimych kwitnących późnym latem. Gatunek negatywnie oddziałuje na siedliska przyrodnicze Natura 2000, w tym przede wszystkim: zarośla wierzbowe na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków (3240), rzeki alpejskie i ich roślinność krzewiasta z *Myricaria germanica* (3230), ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (6430), łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (91E0), łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (91F0) (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P).

Najbardziej dotknięte oddziaływaniem rdestowców są gatunki roślin występujące na aluwiach rzecznych, w zbiorowiskach okrajkowych i leśnych. Rdestowce tworzą zwarte, jednogatunkowe fitocenozy, często zajmując rozległe powierzchnie na siedliskach łęgów i zarośli wierzbowych, powodując w długim okresie czasu zmiany w strukturze i funkcjonowaniu ekosystemów nadrzecznych (Tokarska-Guzik i in. 2006; Bradford i in. 2007, Dassonville i in. 2007; Lecerf i in. 2007, Hejda i in. 2009, Urgenson i in. 2009, Aguilera i in. 2010 – P).

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:

Gatunek jest rośliną, nie ma też właściwości pasożytniczych.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

	nie dotyczy
	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:

Inwazyjne rdestowce mogą negatywnie wpływać na rośliny uprawne m.in. poprzez zarastanie pól uprawnych, które stają się nieodpowiednie do uprawy (Onete i in. 2015 – P, Bzdęga 2017 – A). Ekstrakt z *R. japonica* wykazuje również pozytywne działanie hamując rozwój patogenów grzybów z rodzaju *Plasmopara*, które atakują uprawy papryki i pomidorów (Latten i Scherer 1994, Schmitt 1995 – P).

a21. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

	nie dotyczy
X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm21. Komentarz:

Reynoutria japonica nie krzyżuje się z gatunkami roślin uprawianymi w Polsce. Gatunek może wpływać pośrednio na kondycję i plonowanie roślin uprawnych poprzez hybrydyzację

z blisko spokrewnionym *R. sachalinensis*, tworząc samoutrzymujące się i bardziej inwazyjne populacje mieszańca R. ×*bohemica* (Forman i Kesseli 2003 – P, CABI 2018 – B). Obserwowane są również krzyżówki wsteczne mieszańców z gatunkami rodzicielskimi, w tym *R. japonica* (tzw. introgresja) (Engler i in. 2011, Bailey i in. 2009, Bailey 2013, Strgulc i Dolenc 2015 – P, Bzdęga i Tokarska-Guzik 2006-2017 – A). Rdestowiec ostrokończysty i sachaliński, podobnie jak hybrydy powstałe z ich udziałem mogą niekorzystnie wpływać na rośliny uprawne m.in. poprzez zarastanie pól uprawnych i łąk, które stają się nieodpowiednie do uprawy (Onete i in. 2015 – P, Bzdęga 2017 – A).

Z zasięgu wtórnego znany jest mieszaniec międzygatunkowy lub międzyrodzajowy (w zależności od ujęcia), *Fallopia conollyana* J.P. Bailey – *Fallopia* (*Reynoutria*) *japonica* × *Fallopia baldschuanica* (pnące dostępne w ofercie ogrodniczej, wykorzystywane do obsadzania ekranów dźwiękochłonnych wzdłuż tras komunikacyjnych), który został dotąd znaleziony w kilku miejscach na Wyspach Brytyjskich (Bailey i Conolly 1984, Bailey 1992, 2001 – P).

a22. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:

Obecność rdestowca ostrokończystego ogranicza rolnicze wykorzystanie gruntów (Tokarska-Guzik i in. 2009, Onete i in. 2015 – P, Bzdęga 2017 – A). Duże płaty rdestowca rosnące w sąsiedztwie pól mogą mieć wpływ na właściwości agrosystemu, w tym obieg pierwiastów i hydrologię. Przewiduje się że wpływ będzie dotyczył poniżej 1/3 upraw roślin będących przyczyną inwazji (prawdopodobieństwo = niskie) a kondycja roślin lub plon uprawy nie przekroczy 20% (skutek = średni). W ostatnim czasie gatunki z rodzaju *Reynoutria* są częstsze na nieużytkach porolnych i coraz obfitsze w uprawach m.in. w Szwajcarii (Bohren 2011 – P).

a23. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:

Brak dostatecznych danych na temat wpływu gatunku na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin patogenów i pasożytów. Ostatnie badania wykazały, że *R. japonica* może być gospodarzem *Phytoplasma aurantifolia*, bakterii która może powodować znaczące szkody w uprawach limy (limonki) *Citrus aurantifolia* (lima znajduje także zastosowanie jako roślina doniczkowa) (EPPO 2018 – B, Najberek w przygotowaniu – N).

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:
Gatunek jest rośliną.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:
Suche i ostre pędy *R. japonica* mogą być przyczyną skaleczeń pasących się zwierząt np. owiec (Kirpluk 2016 – P). Przypuszczalnie może dotyczyć to również kóz i bydła, jednak jeśli spasanie odbywa się wiosną zwierzęta zjadają przede wszystkim świeżo pojawiające się pędy rdestowców (CABI 2018 – B). Nie stwierdzono występowania chorób u bydła jednak zwierzęta karmione rdestowcem (potwierdzone na przykładzie r. sachalińskiego), wykazywały przejściową anoreksję i hipotermię (CABI 2018 – B).

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26. Komentarz:
Gatunek jest rośliną. Rośliny nie są gospodarzami ani wektorami pasożytów/patogenów zwierząt.

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27. Komentarz:
Gatunek nie jest organizmem pasożytniczym.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm28. Komentarz:
Nie wykazano negatywnego wpływu *Reynoutria japonica* na zdrowie człowieka (Alberternst i Böhmer 2011 – B).

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29. Komentarz:
Gatunek jest rośliną. Rośliny nie są gospodarzami ani wektorami pasożytów/patogenów ludzi.

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwy wpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
X	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm30. Komentarz:
Na terenach z infrastrukturą mieszkaniową i gospodarczą obserwowane są zniszczenia powodowane przez rozrastające się kłącza rdestowców. Penetrując podłoże (intensywny przyrost roczny), gatunek może uszkadzać fundamenty, ściany budynków i kanałów melioracyjnych, nawierzchnie dróg, chodników dla pieszych czy parkingów samochodowych (Beerling 1991 – P, Alberternst i Böhmer 2011 – B, Tokarska-Guzik i in. 2015a i b, Wise Knotweed 2018 – I). Gatunek stanowi również poważne zagrożenie w dolinach rzecznych, gdyż narusza zabezpieczenia przeciwpowodziowe i budowle hydrotechniczne. Zalegająca martwa materia pozostała po częściach nadziemnych i podziemnych utrudnia przepływ wody. Pędy, kłącza, oraz całe kępy rośliny mogą osadzać się na konarach wykrotów zalegających w korycie rzeki co jest szczególnie niebezpieczne w okresie wezbrań i może być przyczyną lokalnych podtopień lub powodzi (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Tokarska-Guzik i in. 2017 – P). Płaty rdestowca ostrokończystego występujące masowo wzdłuż dróg mogą ograniczać widoczność na łukach drogi, przysłaniać znaki drogowe czy ograniczać dostęp do zbiorników wodnych np. dla wędkarzy (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I).

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach protokołu *Harmonia*[28]). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm31. Komentarz:
Obecność rdestowca ostrokończystego może być postrzegana jako korzystna m.in. przez właścicieli pasiek ze względu na miododajne właściwości rośliny i jej późne kwitnienie. Gatunek jest uznany za roślinę energetyczną. Wydajności biomasy to ok. 30 t/ha suchej masy tj. 583,32 GJ/ha (Brunerova i in. 2017 – P). Wartość opałowa brutto jest porównywalna z wartością drewna, 18,4 GJ/t (Kovářová i in. 2011 – P). W związku z tym biomasa rdestowca ostrokończystego, podobnie jak pozostałych gatunków z tego rodzaju, może być stosowana do celów energetycznych (Pude i Franken 2001, Hutla i in. 2005, Lisowski i in. 2008, Cyrankowski i in. 2011 – P). Inwazyjne rdestowce mogą negatywnie

wpływać na rośliny uprawne m.in. poprzez zarastanie pól uprawnych, które stają się nieodpowiednie do uprawy (Onete i in. 2015 – P, Bzdęga 2017 – A). Badania Latten i Scherer (1994 – P) i Schmitt (1995 – P) wykazały, że roślina zawiera także związki, które są przydatne do zwalczania patogenów grzybowych, ekstrakt z *R. japonica* hamuje działanie grzybów *Plasmopara viticola* na papryce i *Phytophtora infestans* na pomidorach.
Rdestowce stają się ostatnio popularne w fitoterapii (Kowalczyk 2009; Hromádková i in. 2010 – P). Z organów tych roślin: liści, pędów i przede wszystkim kłączy zostało dotąd wyizolowanych ponad 60 związków chemicznych (Peng i in. 2013 – P i cytowana tam literatura). Surowcem zielarskim jest kłącze rdestowca wraz z korzeniami – *Rhizoma cum radicibus Reynoutriae japonicae* (*Rhizoma Polygoni cuspidati*). Do celów leczniczych stosowane jest także świeże kłącze, z którego można sporządzić intrakt, macerat wodny i ekstrakt glicerynowo-etanolowy. Znacznie węższy zakres właściwości leczniczych wykazuje ziela rdestowca – *Herba Reynoutriae japonicae* (*Herba Polygoni cuspidati*) (Kowalczyk 2009 – P). Już w tradycyjnej medycynie chińskiej ekstrakty z kłączy wykorzystywano jako środki przeciwbólowe, przeciwgorączkowe, moczopędne i wykrztuśne. Stosowano je w leczeniu wielu schorzeń, m.in. astmy, miażdżycy, nadciśnienia, stanów zapalnych, chorób serca, zakażeń bakteryjnych i grzybiczych (Cassidy i in. 2000, Fremont 2000, Huang i in. 2008, Peng i in. 2013 – P). Zawierają wiele związków biologicznie czynnych m.in. resweratrol – związek chemiczny należący do przeciwutleniaczy (Chen i in. 2013, Peng i in. 2013). Podsumowując uznano, że wpływ gatunku na usługi zaopatrzeniowe jest umiarkowanie pozytywny.

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

X	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm32. Komentarz:
Reynoutria japonica, podobnie jak pozostałe inwazyjne gatunki rdestowców, wywiera negatywny wpływ na usługi regulacyjne poprzez m.in. zmiany właściwości fizycznych i chemicznych gleby, a tym samym aktywności mikroorganizmów glebowych (Dassonville i in. 2011, Bardon i in. 2014, 2016 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I) oraz hamowanie procesu biologicznej denitryfikacji bakterii glebowych, co sprzyja intensywnemu wzrostowi biomasy rdestowca, ułatwiając skuteczną inwazję (Salles i Mallon 2014 – P). Ponadto rośliny te powodują erozję brzegów rzek i strumieni (Bergstrom i in. 2008 – P), a także mogą uszkadzać konstrukcje wałów przeciwpowodziowych i przyczyniać się w ten sposób do lokalnych podtopień i powodzi (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I). Produkowane przez *R. japonica* allelopatyczne związki chemiczne hamują kiełkowanie nasion i wzrost innych roślin (Vrchotová i Šerá 2008, Tokarska-Guzik i in. 2015b – I). Wykazana zdolność rdestowców do kumulowania metali ciężkich w częściach nadziemnych, przy wytwarzaniu jednocześnie ogromnej ilości biomasy, powoduje, że mogą one być zaliczone do roślin użytecznych przy rekultywacji i fitoremediacji terenów poprzemysłowych i zanieczyszczonych metalami ciężkimi (m.in. Nishizono i in. 1989, Barney i in. 2006, Berchová-Bímová i in. 2014, Rahmanov i in. 2014 – P). Mimo to ostateczna ocena, podsumowująca wpływ *R. japonica* na usługi regulacyjne pozostaje bardzo negatywna.

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
X	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm33. Komentarz:

Rdestowiec ostrokończysty tworzy zwarte, rozległe płaty, często zajmujące duże powierzchnie, m.in. na terenach rekreacyjnych i turystycznych (np. nad brzegami rzek i zbiorników wodnych), ograniczając dostęp do wody (Tokarska-Guzik i in. 2006 – P, Bzdęga i Tokarska-Guzik 2006-2017, obserwacje własne – A). Obecność wysokich roślin wzdłuż dróg może zmniejszać widoczność i powodować zagrożenie dla bezpieczeństwa drogowego (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I).

Jednocześnie roślina posiada walory dekoracyjne i użytkowe. Łodygi i liście rdestowca wykorzystywane są jako element dekoracyjny we florystyce (Tokarska-Guzik i in. 2015b – I, Bzdęga i Tokarska-Guzik 2006-2017, obserwacje własne – A). Znane jest ponadto wykorzystanie rdestowca ostrokończystego jako rośliny pokarmowej (warzywo) w obszarze jego naturalnego zasięgu (Jeong i in. 2010 - P), jak i poza nim, np. w Ameryce Północnej (Barney i in. 2006 – P), a nawet w Polsce (Łuczaj 2004, Pirożnikow 2012 – P). Lokalnie surowe pędy lub placki z „dzikiego rabarbaru", jak określany jest rdestowiec, spożywane są do dziś (Pirożnikow 2012 – P). Liście i łodygi mają kwaśny smak, podobny do szczawiu i rabarbaru. W Japonii, poza młodymi, osolonymi łodygami pociętymi na plasterki, spożywa się także kłącza po namoczeniu i ugotowaniu (Łuczaj 2004 – P). Rdestowiec ostrokończysty jest opisywany jako cenna roślina miododajna (Barney i in. 2006 – P). Niektóre związki uzyskiwane z rdestowców wykazują działanie przeciwnowotworowe (Kimura i Okuda 2001, Ulrich i in. 2005, Janeczko i in. 2009, Hwangbo i in. 2012 – P). Obiecujące są także najnowsze badania nad ich wykorzystaniem w leczeniu uzależnień (Judd i Miller 2014 – P). Podsumowując uznano, że wpływ negatywny i pozytywny gatunku na usługi kulturowe jest neutralny.

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*+[PL] jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm34. Komentarz:

Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B). Są jednak doniesienia, że w przypadku *R. japonica* jak też *R. sachalinensis* nie należy oczekiwać znacznego poszerzenia granic ich rozmieszczenia w zasięgu wtórnym –

chyba że nastąpią zmiany klimatu, wówczas jednak bardziej prawdopodobny będzie wzrost częstości występowania (Balogh 2008 – P). Ocena potencjalnego rozmieszczenia *R. japonica* na podstawie zmiennych bioklimatycznych (średnia temperatura w najzimniejszym miesiącu, średnia temperatura roczna >5°C i stosunek rzeczywistej do potencjalnej ewapotranspiracji), zakłada dwa alternatywne scenariusze: prawdopodobieństwo znacznego rozprzestrzenienia gatunku na wyższe szerokości geograficzne lub możliwość wycofania się gatunku z Europy Środkowej (Beerling i in. 1995 – P). Przyjmując, że w przyszłości temperatura wzrośnie o 1-2°C, prawdopodobieństwo, że gatunek pokona kolejne bariery związane z występowaniem w Polsce, nie zmieni się.

ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm35. Komentarz:

Zakładając, że w przyszłości temperatura wzrośnie o 1-2°C, prawdopodobieństwo, że gatunek pokona kolejne bariery związane z utrzymaniem się i rozmnażaniem w Polsce, nie zmieni się. *Reynoutria japonica* preferuje mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres z średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P). Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje także CABI (2018 – B).

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm36. Komentarz:

Zakładając, że w przyszłości temperatura wzrośnie o 1-2 °C, prawdopodobieństwo, że gatunek przełamie kolejne bariery, które do tej pory uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie w Polsce, nie zmieni się. *Reynoutria japonica* preferuje mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres ze średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P). Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje także CABI (2018 – B).

Części nadziemne rośliny są wrażliwe na niskie temperatury (Bourchier i Van Hezewijk 2010; Baxendale i Tessier 2015 – P), natomiast kłącza mogą przetrwać temperaturę minus 42 °C (Beerling 1993 – P). W związku z ocieplaniem klimatu zasięg wtórny gatunku może ulec poszerzeniu w kierunku północnym.

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie

- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm37. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce nie zmieni się. *Reynoutria japonica* preferuje mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres ze średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P). Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje także CABI (2018 – B).

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm38. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce nie zmieni się. *Reynoutria japonica* preferuje mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres ze średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P). Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje także CABI (2018 – B).

a39. WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm39. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na zwierzęta gospodarskie i domowe oraz produkcję zwierzęcą w Polsce nie zmieni się. *Reynoutria japonica* preferuje mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres ze średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P). Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje także CABI (2018 – B).

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się

- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm40. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na ludzi w Polsce nie zmieni się. *Reynoutria japonica* preferuje mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres ze średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P). Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje także CABI (2018 – B).

a41. WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
			X		

acomm41. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na inne obiekty w Polsce nie zmieni się. *Reynoutria japonica* preferuje mokre lata, regularne przymrozki, co najmniej jeden krótszy okres ze średnią temperaturą poniżej 0°C, a ponadto długi i łagodny okres ze średnią temperaturą powyżej 5°C (Balogh 2008 – P). Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje także CABI (2018 – B).

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	1,00	1,00
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,65	0,90
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,15	0,70
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,25	1,00
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,00	1,00
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	1,00	1,00
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	1,00	1,00
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	1,00	0,92
Ocena całkowita	1,00	
Kategoria stopnia inwazyjności	bardzo inwazyjny gatunek obcy	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena *Gatunku* może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

atcomm42.	Komentarz: Przeprowadzona dla Polski ocena stopnia inwazyjności *Reynouria japonica* potwierdza jego status jako „bardzo inwazyjnego gatunku obcego". Maksymalną ocenę (1,0) gatunek uzyskał w module 'Wpływ na inne obiekty' (a30). Wynik dla modułu 'Wpływ na środowisko przyrodnicze' (pytania a13 – a18) wyniósł 0.65, co uprawnia do zaklasyfikowania gatunku do kategorii wpływu „duży" (0,61–0,80). Jednocześnie *Gatunek* uzyskał wynik zero w module 'Wpływ na ludzi' (pytania: a27-a29), i niskie oceny w modułach 'Wpływ na uprawy roślin' (0,15; pytania: a19-a23) i 'Wpływ na hodowle zwierząt' (0,25; pytania: a24-a26). Uzyskany wynik potwierdza ocenę negatywnego wpływu tego gatunku przeprowadzoną w innych rejonach wtórnego zasięgu gatunku (m.in. Kumschick i in. 2015, Carboneras i in. 2018 – P). Podejmowanie decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem należy rozważać w relacji do aktualnego wyniku oceny procesu inwazji (pyt. a06-a12), który jest bardzo wysoki (1,00). Wobec faktu, że gatunek ten jest rozpowszechniony w Polsce i ma duże zdolności do rozprzestrzeniania się, a dotychczasowe metody eliminacji charakteryzuje niska skuteczność przy wysokich kosztach, rekomendowane powinny być działania ograniczające negatywny wpływ gatunku na obszarach cennych przyrodniczo i dalsze badania prowadzące do opracowania bardziej skutecznych metod zwalczania.

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Aguilera AG, Alpert P, Dukes JS, Harrington R. 2010. Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. Biological Invasions 12: 1243-1252

Anioł-Kwiatkowska J, Śliwiński M. 2009. Obce rośliny energetyczne – zagrożenie dla flory Polski. Pamiętnik Puławski 150: 35-44

Bailey JP, Bímová K, Mandák B. 2009. Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. sets the stage for the "Battle of the Clones". Biological Invasions 11: 1189-1203

Bailey JP, Conolly AP. 1984. A putative *Reynoutria* × *Fallopia* hybrid from Wales. Watsonia 15: 162-163

Bailey JP, Conolly AP. 2000. Prize-winners to pariahs – A history of Japanese Knotweed s.l. (Polygonaceae) in the British Isles. Watsonia 23: 93-110

Bailey JP, Wisskirchen R. 2006. The distribution and origins of *Fallopia ×bohemica* (Polygonaceae) in Europe. Nordic Journal of Botany 24: 173-200

Bailey JP. 1992. The Haringey Knotweed. Urban Nature Magazine 1: 50-51

Bailey JP. 2001. *Fallopia* x *conollyana* the railway-yard Knotweed. Watsonia 23: 539-541

Bailey JP. 2013. The Japanese knotweed invasion viewed as a vast unintentional hybridization experiment. Heredity 110 (2): 105-110

Balogh L. 2008. Japanese, giant and Bohemian knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr., *F. sachalinensis* (Frdr. Schmidt) Ronse Decr. and *F. ×bohemica* (Chrtek et Chrtková) J. P. Bailey). W: Z. Botta-Dukát, L. Balogh (red.), The most important invasive plants in Hungary. ss. 13-33. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary.

Bardon C, Piola F, Bellvert F, el Zahar Haichar F, Comte G, Meiffren G, Pommier T, Puijalon S, Tsafack N, Poly F. 2014. Evidence for biological denitrification inhibition (BDI) by plant secondary metabolites. New Phytologist 204: 1-11

Bardon C, Piola F, el Zahar Haichar F, Meiffren G, Comte G, Missery B, Balby M, Poly F. 2016. Identification of B-type procyanidins in *Fallopia* spp. involved in biological denitrification inhibition. Environmental Microbiology 18(2): 644-655

Barney JN, Tharayil N, DiTommaso A, Bhowmik P C. 2006. The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 5. Polygonum cuspidatum Sieb. & Zucc. [= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]. Can. J. Plant Sci. 86: 887-905

Baxendale V.J., Tessier J.T. 2015. Duration of freezing necessary to damage the leaves of Fallopia japonica (Houtt.) Ronse Decraene. Plant Species Biology 30: 279–284.

Beerling DJ, Bailey JP, Conolly AP. 1994. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). Journal of Ecology 82: 959-979

Beerling DJ, Huntley B, Bailey J. 1995. Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. Journal of Vegetation Science 6: 269-282

Beerling DJ. 1991. The testing of cellular concrete revetment blocks resistant to growths of *Reynoutria japonica* Houtt (Japanese knotweed). Water Research 25: 495-498

Bergstrom JD, Kallin P, Obropta Ch. 2008. Implementing restoration projects upstream from the Teaneck Creek Conservancy. Urban Habitats 5(1): 166-170

Berchová-Bímová K., Sołtysiak J., Vach M. 2014. Role of different taxa and cytotypes in heavy metals absorption in knotweeds (Fallopia). Scientia Agriculturae Bohemia 45(1): 11–18.

Bohren C. 2011. Exotic weed contamination in Swiss agriculture and the non-agriculture environment. Agronomy for Sustainable Development 31: 319-327

Bomanowska A, Kirpluk I, Adamowski W, Palus J, Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym. 9-14 Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Bourchier R.S., Van Hezewijk B.H. 2010. Distribution and potential spread of Japanese knotweed (Polygonum cuspidatum) in Canada relative to climatic thresholds. Invasive Plant Science and Management 3: 32–39.

Bradford M.A., Schumacher H.B., Catovsky S., Eggers T., Newingtion J.E., Tordoff G.M. 2007. Impacts of invasive plant species on riparian plant assemblages: interactions with elevated atmospheric carbon dioxide and nitrogen deposition. Oecologia 152(4): 791–803.

Brunerova A, Muller M, Brozek M. 2017. Potential of wild growing Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) for briquette production. Engineering for rural development. Jelgava. (DOI: 10.22616/ERDev2017.16.N110.) Data dostępu: 2017-05-26

Carboneras C, Genovesi P, Vilà M, Blackburn TM, Carrete M, Clavero M, D'hondt B, Orueta JF, Gallardo B, Geraldes P, González-Moreno P, Gregory RD, Nentwig W, Paquet J, Pyšek P, Rabitsch W, Ramírez I, Scalera R, Tella JL, Walton P, Wynde R (2018) A prioritised list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation. Journal of Applied Ecology 55(2): 539-547. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12997

Cassidy A., Hanley B., Lamuela-Raventos R.M. 2000. Isoflavones, lignans and stilbenes – origins, metabolism and potential importance to human health. Journal of the Science of Food and Agriculture 80: 1044–1062.

Chen H., Tuck T., Ji X., Zhou X., Kelly G., Cuerrier A., Zhang J. 2013. Quality assessment of Japanese Knotweed (Fallopia japonica) grown on Prince Edward Island as source of resveratrol. Journal of Agricultural and Food Chemistry 61(26): 6383–6392.

Child L, Wade M. 1999. *Fallopia japonica* in the British Isles: the traits of an invasive species and implications for management. [w:] E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi, A. Andow (red.) Biological Invasions of Ecosystem by Pests and Beneficial Organisms. 200-210 National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan.

Chmura D, Tokarska-Guzik B, Nowak T, Woźniak G, Bzdęga K, Koszela K, Gancarek M. 2015. The influence of invasive *Fallopia* taxa on resident plant species in two river valleys (southern Poland). Acta Societatis Botanicorum Poloniae 84(1): 23-33

Cyrankowski M, Osipiuk J, Adamczyk D. 2011. Plants as an alternative source of energy. Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Forestry and Wood Technology 73: 210-213

Dassonville N, Guillaumaud N, Piola F, Meerts P, Poly F. 2011. Niche construction by the invasive Asian knotweeds (species complex *Fallopia*): Impact on activity, abundance and community structure of denitrifiers and nitrifiers. Biological Invasions 13: 1115-1133

Djeddour DH, Shaw RH, Evans HC, Tanner RA, Kurose D, Takahashi N, Seier M. 2008. Could *Fallopia japonica* be the first target for classical weed biocontrol in Europe? Proceedings of the XII International Symposium on the Biological Control of Weeds. La Grande Motte 22-27th April, France. CABI Publishing, Wallingford, Oxford, UK.

Dommanget F, Spiegelberger T, Cavaillé P, Evette A. 2013. Light Availability Prevails Over Soil Fertility and Structure in the Performance of Asian Knotweeds on Riverbanks: New Management Perspectives. Environmental Management 52: 1453-1462 (DOI 10.1007/s00267-013-0160-3)

Duqette MC, Compérot A, Hayes LF, Pagola C, Bezile F, Dubé J, Lavoie C. 2016. From the source to the outlet: understanding the distribution of invasive knotweeds along a North American river. River Research and Applications 32: 958-966 (DOI: 10.1002/rra.2914)

Engler J, Abt K, Buhk C. 2011. Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive Fallopia japonica s.l. (Polygonaceae). Ecological Research 26: 555-562

Fan P, Hostettmann K, Lou H. 2010. Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (Polygonaceae). Chemoecology 20: 223-227

Forman J, Kesseli R. 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). American Journal of Botany 90: 586-592

Fuchs C. 1957. Sur le développement des structures de l'appareil souterrain du *Polygonum cuspidatum* SIEB. ET ZUCC. Bulletin de la Societé Botanique de France 104: 141-147

Funkenberg T, Roderus D, Buhk C. 2012. Effects of climatic factors on *Fallopia japonica* s.l. seedling establishment: evidence from laboratory experiments. Plant Species Biology 27(3): 218-225

Gerber E, Krebs C, Murrell C, Moretti M, Rocklin R, Schaffner U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. Biological Conservation 141: 646-654

Gioria M, Osborne B. 2010. Similarities in the impact of three large invasive plant species on soil seed bank communities. Biological Invasions 12(6): 1671-1683

Hromádková Z., Hirsch J., Ebringerová A. 2010. Chemical evaluation of species leaves and antioxidan properties of their non-cellulosic polysaccharides. Chemical Papers 64(5): 663– 672.

Hutla P, Jevič P, Mazancová J, Plíštil D. 2005. Emission from energy herbs combustion. Research in Agricultural Engineering 51: 28-32

Hwangbo K, Zheng MS, Kim YJ, Im JY, Lee CS, Woo MH, Jahng Y, Chang HW, Son JK. 2012. Inhibition of DNA Topoisomerases I and II of compounds from *Reynoutria japonica*. Archives of Pharmacal Research 35(9): 1583-1589

Janeczko Z, Jurczyszyn A, Bochenek B. 2009. Właściwości biologiczne resweratrolu i możliwości jego stosowania w terapii szpiczaka mnogiego. Panacea 2: 9-11

Jeong ET, Jin MH, Kim M-S, Chang YH, Park SG. 2010. Inhibition of melanogenesis by piceid isolated from *Polygonum cuspidatum*. Archives of Pharmacal Research 33(9): 1331-1338

Judd J, Miller DK. 2014. Is there a role for resveratrol and sirtuins in the treatment of cocaine and methamphetamine addiction? World Journal Pharmaceutical Sciences 2(7): 595-596

Kappes H, Lay R, Topp W. 2007. Changes in different trophic levels of litter dwelling macrofauna associated with Giant Knotweed invasion. Ecosystems 10: 734-744

Kimura Y, Okuda H. 2001. Resveratrol isolated from *Polygonum cuspidatum* root prevents tumor grov metastasis to lung and tumor-induced neovascularization in lewis lung carcinoma-bearing mice. The Jou Nutrion 131(6): 1844-1849

Kirpluk I. 2016. Gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. W: Obidziński A., Kołaczkowska E., Otręba A. (red.). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. ss. 59-65. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Kovářová M, Frantík T, Koblihová H, Bartůňková K, Nývltová Z, Vosátka M. 2011. Effect of clone selection, nitrogen supply, leaf damage and mycorrhizal fungi on stilbene and emodin production in knotweed. BMC Plant Biology 11: 98 (DOI:10.1186/1471-2229-11-98)

Kretz M. 1994. Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. I. Erprobung ausgewählter Methoden. W: Landesanstalt f. Umweltschutz. Baden-Württemberg: Handbuch Wasser 2, No. 10.

Kumschick S, Bacher S, Evans T, Marková Z, Pergl J, Pyšek P, Vaes-Petignat S, van der Veer G, Vilà M, Nentwig W. (2015) Comparing impacts of alien plants and animals using a standard scoring system. Journal of Applied Ecology 52: 552–561. doi: 10.1111/1365-2664.12427

Kurose D, Renals T, Shaw R, Furuya N, Takagi M, Evans H. 2006. *Fallopia japonica*, an increasingly intractable weed problem in the UK: can fungi help cut through this Gordian knot? Mycologist 20: 126-129

Lamberti-Raverot B, Piola F, Thiébaut M, Guillard L, Vallier F, i in. 2017. Water dispersal of the invasive complex *Fallopia*: The role of achene morphology. Flora 234: 150-157

Latten J, Scherer M. 1994. Resistenzinduktion im Labor und Freiland mit Hilfe von Pflanzenextrakten. Mitt. A. d. Biol. Bundesanst. 301: 390

Lecerf A., Patfield D., Boiché A., Riipinen M.P., Chauvet E., Dobson M. 2007. Stream ecosystems respond to riparian invasion by Japanese knotweed (Fallopia japonica). Canadian Journal Fisheries Aquatic Science 64(9): 1273–1283.

Lisowski A, Dąbrowska M, Strużyk A, Klonowski J, Podlaski S. 2008. Ocena rozkładu długości cząstek r energetycznych rozdrobnionych w rozdrabniaczu bijakowym. Problemy Inżynierii Rolniczej 4: 77-84

Łuczaj Ł. 2004. Dzikie rośliny jadalne Polski. Przewodnik survivalowy. Wydanie II, rozszerzone. Chemigrafia, Krosno.

Maerz JC, Blossey B, Nuzzo V. 2005. Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. Biodiversity and Conservation 14: 2901-2911

Marigo G, Pautou G. 1998. Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis*. Journal of Vegetation Science 9(3): 379-386

Maurel N, Salmon S, Ponge JF, Machon N, Moret J, Muratet A. 2010. Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? Biological Invasions 12: 1709-1719

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. Biodiversity of Poland 1: 1-442

Moravcová L, Pyšek P, Jarošík V, Zákravský P. 2011. Potential phytotoxic and shading effects of invasive *Fallopia* (Polygonaceae) taxa on the germination of dominant native species. NeoBiota 9: 31-47

Murrell C, Gerber E, Krebs C, Parepa M, Schaffner U, Bossdorf O. 2011. Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. American Journal of Botany 98: 38-43

Nishizono H., Kubota K., Suzuki S., Ishii F. 1989. Accumulation of heavy metals in cell walls of Reynoutria japonica roots from metalliferous habitats. Plant and Cell Physiology 30: 595–598.

Onete M, Ion R, Florescu L, Manu M, Bodescu FP, Neagoe A. 2015. Arieş river valley as migration corridor for alien plant species and contamination source for surrounding grasslands and agricultural fields. Agronomy 58: 398-405

Parepa M, Markus M, Krebs C, Bossdorf O. 2013. Hybridization increases invasive knotweed success. Evolutionary Applications 1-8

Peng W., Qin R., Li X., Zhou H. 2013. Botany, phytochemistry, pharmacology, and potential application of Polygonum cuspidatum Sieb. et Zucc.: a review. Journal of Ethnopharmacology 148: 729–745.

Pirożnikow E. 2012. Rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica* Houtt.) – użytkowana kulinarnie w Puszczy Białowieskiej. Etnobiologia 2: 27-32

Pude R, Franken H. 2001. *Reynoutria bohemica* an alternative to *Miscanthus giganteus*? Bodenkultur 52: 19-27

Pyšek P, Prach K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats a comparison of four species alien to central Europe. Journal of Biogeography 20: 413-420

Rahmonov O., Czyłok A., Orczewska A., Majgier L., Parusel T. 2014. Chemical composition of the leaves of Reynoutria japonica Houtt. and soil features in polluted areas. Central European Journal of Biology 9(3): 320–330.

Reeder R, Kelly P, Arocha Y. 2010. First identification of '*Candidatus Phytoplasma aurantifolia*' infecting Fallopia *japonica* in the United Kingdom. Plant Pathology 59(2): 396 (DOI: 10.1111/j.1365-3059.2009.02168.x)

Salles JF, Mallon CA. 2014. Invasive plant species set up their own niche. New Phytologist 204: 435-437

Schmitt A. 1995. Neophyten als Nutzpflanzen. [in:] Böcker, R., Gebhardt, H., Konold, W. & Schmidt-Fischer, S. (eds.). Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. 205-207 Landsberg.

Schuster TM, Reveal JL, Bayly NJ, Kron KA. 2015. An updated molecular phylogeny of Polygonoideae (Polygonaceae): relationships of *Oxygonum*, *Pteroxygonum*, and *Rumex*, and a new circumsciption of *Koenigia*. Taxon 64(6): 1188-1208

Schuster TM, Wilson KL, Kron KA. 2011. Phylogenetic relationships of *Muehlenbeckia*, *Fallopia*, and *Reynoutria* (Polygonaceae) investigated with chloroplast and nuclear sequence data. International Journal of Plant Sciences 172(8): 1053-1066

Shaw RH, Bryner S, Tanner R. 2009. The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, *Aphalara itadori* Shinji: potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. Biological Control 49(2): 105-113 (http://www.sciencedirect.com/science/journal/10499644)

Shaw RH, Seiger LA. 2002. Japanese Knotweed. [w:] R. van Driesche, S. Lyon, B. Blossey, M. Hoddle, R. Reardon 2002. Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States. 159-166 USDA Forest Service Publication FHTET-2002-04.

Strašil Z, Kára J. 2010. Study of knotweed (*Reynoutria*) as possible phytomass resource for energy and industrial utilization. Research in Agricultural Engeneering 56(3): 85-91

Strgulc Krajšek S., Dolenc Koce J. 2015. Sexual reproduction of knotweed (Fallopia sect. Reynoutria) in Slovenia. Preslia 87: 17–30.

Śliwiński M, Czarniecka M. 2011. Stanowisko *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. w rejonie Tworzyjanowa (Dolny Śląsk). Acta Botanica Silesiaca 7: 219-225

Tharayil N, Alpert P, Bhowmik P, Gerard P. 2013. Phenolic inputs by invasive species could impart seasonal variations in nitrogen pools in the introduced soils: A case study with Polygonum cuspidatum. Soil Biology and Biochemistry 57: 858-867

Tiébré MS, Vanderhoeven S, Saad L, Mahy G. 2007. Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. Annals of Botany 99(1): 193-203

Toews HPC. 2012. Introduction of native tree species in sites invaded by Japanese Knotweed Taxa and a study of its affect of the seedbank, Biology. 41 State University of New York Fredonia, Fredonia.

Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Prace Uniwersytetu Śląskiego Nr 2372. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Knapik D, Jenczała G. 2006. Changes in plant species richness in some riparian plant communities as a result of their colonisation by taxa of *Reynoutria* (*Fallopia*). Biodiversity Research and Conservation 1-2: 123-130

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Tarłowska S, Koszela K. 2009. Gatunki z rodzaju rdestowiec – *Reynoutria* Houtt. (= *Fallopia*). [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. 87-99 Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.

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. 196 ss. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.

Tokarska-Guzik B, Fojcik B, Bzdęga K, Urbisz Al, Nowak T, Pasierbiński P. 2017. Inwazyjne gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* spp. w Polsce – biologia, ekologia i metody zwalczania. Prace naukowe Uniwersytetu Śląskiego nr 3647, Wydawnictwo Uniwrsytetu Śląskiego, Katowice.

Ulrich S, Wolter F, Stein JM. 2005. Molecular mechanisms of the chemopreventive effects of resveratrol and its analogs in carcinogenesis. Molecular Nutrition and Food Research 49: 452-461

Urgenson L.S., Reichard S.H., Halpern C.B. 2009. Community and ecosystem consequences of giant knotweed (Polygonum sachalinense) invasion into riparian forests of western Washington, USA. Biological Conservation 142: 1536–1541.

Vrchotová N, Šerá B. 2008. Allelopathic properties of knotweed rhizome extracts. Plant, Soil and Environment 54: 301-303

Walker J. 2010. The rusts of Geraniacea in Australia. Polish Botanical Journal 55(2): 315-334

Weston LA, Barney JN, Ditommaso A. 2005. A review of the biology and ecology of three invasive perennials in New York State: Japanese knotweed (*Polygonum cuspidatum*), mugwort (*Artemisia vulgaris*) and pale swallow-wort (*Vincetoxicum rossicum*). Plant and Soil 277: 53-69

Zając A. 1992. Reynoutria Houtt. (*Polygonum* L. pro p.). [w]: A. Jasiewicz (red.), Flora Polski. Rośliny naczyniowe. 3: 127-129 Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków.

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

Alberternst B, Böhmer, HJ. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. (www.nobanis.org) Data dostepu: 2018-01-18

CABI 2018. *Reynoutria japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (https://www.cabi.org/isc/datasheet/23875) Data dostepu: 2018-01-21

EPPO 2018 EPPO Global Database (Pests) (https://gd.eppo.int/taxon/POLCU/pests)

The Plant List. 2013. *Reynoutria japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (http://www.theplantlist.org) Data dostepu: 2018-01-09

3. Dane niepublikowane (N)

Najberek K. (w przygotowaniu) Pathogens, parasites and disease of invasive alien species of European concern.

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie

ıne (I)

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Nowak T, Urbisz Al, Węgrzynek B, Dajdok Z. 2015a. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. ss. 178. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (https://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/PROPOZYCJA_listy_gatunkow_obcych_ver_online.pdf)

Tokarska-Guzik B, Fojcik B, Bzdęga K, Urbisz Al, Nowak T, Pasierbiński P. 2015b. Wytyczne dotyczące zwalczania rdestowców na terenie Polski. 219 Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (http://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/Wytyczne_dotyczace_zwalczania_rdestowcow_na_terenie_Polski.pdf)

Wise Knotweed. 2018 Japanese Knotweed Damage – Eradicate. (https://www.youtube.com/watch?v=vpwwsG6jaro) Data dostepu: 2018-01-23

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Bzdęga K, Tokarska-Guzik B. 2006-2017, obserwacje własne

Bzdęga K, Tokarska-Guzik B. 2006-2017, badania własne

Bzdęga K. 2017 – obserwacje własne

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Władysław Danielewicz
2. Paweł Mirski
3. Anna Gazda

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr hab.	Katedra Botaniki Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu	29-03-2018
(2)	dr	Zakład Ekologii Roślin, Instytut Biologii, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Uniwersytet w Białymstoku	16-04-2018
(3)	dr hab. inż.	Zakład Bioróżnorodności Leśnej, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie	06-04-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Robinia akacjowa
nazwa łacińska: ***Robinia pseudoacacia*** L.
nazwa angielska: Black locust

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

Gatunek o bardzo bogatym nazewnictwie. Nazwa łacińska jest zgodna z The Plant List (2013 – B). Według bazy DAISIE (2006 – B) synonimy łacińskie (poza podanym niżej) są następujące: *Pseudoacacia pseudoacacia* Borbás, *Robinia acacia* L., *Robinia pseudoacacia* var. *rectissima* (L.) Raber, a synonimy anglojęzyczne (poza podanymi poniżej) – Black laurel, Common locust , Yellow locust, Honey locust, White locust, Green locust, Post locust, Shipmast locust, Locust, Common robinia, Robinia, White honey-flower. Polskie synonimy, według różnych źródeł (m.in. Wajda-Adamczykowa 1989, Czekalski 2006a – P), to grochodrzew, grochodrzew biały, grochowe drzewo, grochowiec, grochownik, robinia grochodrzew, , biała akacja, akacja, pseudoakacja, fałszywa akacja.

nazwa polska (synonim I) **Grochodrzew akacjowy**	nazwa polska (synonim II) **Robinia biała**
nazwa łacińska (synonim I) ***Robinia pringlei***	nazwa łacińska (synonim II) ***Pseudoacacia communis***
nazwa angielska (synonim I) Post locust	nazwa angielska (synonim II) False acacia

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:
–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

- [ ] rodzimy na obszarze Polski
- [ ] obcy, niewystępujący na obszarze Polski
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
- [ ] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
- [x] obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm04. Komentarz:

Naturalny zasięg gatunku obejmuje wschodnią część USA (Huntley 1990 – P). Na zachodzie Polski jest on uprawiany przynajmniej od połowy XVIII w. (Höfker 1936 – P), w Wielkopolsce od ok. 1760 roku (Czekalski 2006a – P). W polskich kolekcjach dendrologicznych notowany od 1806 roku (Hereźniak 1992 – P). Obecnie należy do najpospolitszych drzew obcego pochodzenia w kraju, zwłaszcza w zadrzewieniach przydrożnych, na terenach wiejskich, w starych, niepielęgnowanych ogrodach i parkach, na zaniedbanych cmentarzach oraz w lasach (Szymanowski 1957, Bellon i in. 1977, Pacyniak 1981, Gazda i Augustynowicz 2012 – P). Rozmieszczenie tego gatunku podawane w „Atlasie rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce" wskazuje na występowanie w całym kraju z wyjątkiem znacznej części północy (Zając i Zając 2001 – P). Najnowsze prace wskazują na uzupełnienie tej luki i rozprzestrzenienie w drzewostanach gospodarczych prawie całego kraju – w 2012 roku spośród 430 nadleśnictw w Polsce, tylko 11 nie wykazywało obecności robinii akacjowej na swoim terenie (Wojda i in. 2015 – P). Gatunek został również stwierdzony na obszarach chronionych w północno-wschodniej Polsce (Brzosko i in. 2016 – P). W Polsce gatunek od dawna i przez wielu autorów uważany za zadomowiony (Kulesza 1926, Mirek i in. 2002, Rutkowski 2006, Tokarska-Guzik i in. 2012 – P), podobnie jak w wielu innych krajach zachodniej i środkowej Europy (Ball 1968 – P, Bąsnou 2006 – B, Bartha i in. 2008, Vitková i in. 2017 – P). Jest zaliczany do kategorii roślin inwazyjnych, których występowanie na obszarze Polski ma bardzo istotne znaczenie – znana jest zarówno duża liczba stanowisk, jak również duża liczebność osobników w płatach; większość nadal zwiększa liczbę stanowisk lub zajmowany obszar (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P).

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

- [x] środowisko przyrodnicze
- [x] uprawy roślin
- [x] hodowle zwierząt
- [x] zdrowie ludzi
- [x] inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Robinia akacjowa bardzo skutecznie kolonizuje szerokie spektrum środowisk. Jest zaliczana do dziesięciu neofitów o najszerszej niszy siedliskowej (Chytrý i in. 2005 – P). Najczęściej zasiedla kserotermiczne zbiorowiska łąkowe, bory suche, krajobraz rolniczy, pobocza dróg, obszary zurbanizowane i przemysłowe (Vitková i in. 2017 – P). Główny, bezpośredni wpływ jaki robinia akacjowa wywiera na otoczenie, wiąże się z możliwością wiązania azotu, a następnie uwalnianie go do gleby w procesie powolnej dekompozycji liści. W drzewostanach opanowanych przez robinię ilość azotu w profilu próchnicznym może być ponad trzykrotnie wyższa niż oryginalnie (Rice i in. 2004 – P). O ile oddziaływanie na różnorodność biologiczną takiego przekształcenia siedliska może być zarówno negatywne (Benesperi i in. 2012 – P) jak i pozytywne (Von Hollel i in. 2006 – P), to jednak zmianę rodzimego składu florystycznego, poprzez ubywanie gatunków oligotroficznych (o małych wymaganiach glebowych) i acydofilnych (kwasolubnych) na rzecz pojawiania się gatunków nitrofilnych (azotolubnych) należy uznać za niekorzystną i niebezpieczną dla lokalnych zespołów roślinnych. W przypadku różnorodności biologicznej fauny nie stwierdzono jednoznacznie negatywnego wpływu na bezkręgowce (Buchholz i in. 2015 – P), a wpływ na awifaunę lasów prowadzi przede wszystkim do spadku różnorodności specjalistów , czyli gatunków o wąskiej skali ekologicznej) na rzecz generalistów – gatunków o szerokiej skali ekologicznej (Hanzelka i Reif 2015b – P), natomiast w przypadku zadrzewień krajobrazu rolniczego nie ma większego znaczenia (Kujawa 2012 – P). Pomimo stwierdzenia szeregu substancji o potencjale allelopatycznym, czyli takich, które mogą negatywnie wpływać na wzrost innych organizmów (Nasir i in. 2005 – P) prawdopodobnie jest ona słabo zaznaczona, a wpływ na rodzimą roślinność ma przede wszystkim przekształcenie warunków glebowych siedliska. Kolejnym oddziaływaniem jest zmiana warunków świetlnych. W drzewostanach opanowanych przez ten gatunek zwarcie koron jest mniejsze, a pokrywa liści utrzymuje się krócej niż w przypadku innych drzew liściastych (Hanzelka i Reif 2015a – P). Taka zmiana warunków promuje gatunki światłożądne, w tym rośliny zielne, zwłaszcza trawy i geofity, kosztem przeżywalności siewek drzew gatunków cieniolubnych, wzmacniając i utrwalając efekt przebudowy drzewostanów. Specyfika gatunku (szybko i często bujnie rosnące drzewo, o egzotycznym pokroju, ciernistych, grubych i sztywnych pędach, cennym drewnie, atrakcyjne dla owadów zapylających, obficie wydające odrośla z pni oraz wytwarzające rozległy system korzeniowy z odrostami korzeniowymi, odporne na suszę, wytrzymałe na mrozy, o małych wymaganiach glebowych, tolerancyjne na zasolenie i obecność licznych związków toksycznych w podłożu, wzbogacające glebę w związki azotowe, łatwe w rozmnażaniu i uprawie) sprawia, że może on oddziaływać zarówno pozytywnie, jak i negatywnie na wymienione domeny. Ze względu na liczne walory użytkowe ma od dawna szerokie zastosowanie m.in. jako ozdobny element kompozycji drzew na terenach zieleni (Szymanowski 1957, Bugała 2000, Seneta i Dołatowski 2011 – P), jako komponent zadrzewień o znaczeniu wodochronnym, glebochronnym, przeciwerozyjnym, biocenotycznym itp. (Karg i Bałazy 2011, Kujawa i in. 2013, Danielewicz i Wiatrowska 2014 – P) i fitomelioracyjnym (Rahumonov i Parusel 2012, Wanic i Pająk 2012 – P), jako roślina nektarodajna (Grochowski 1988 – P) oraz dostarczająca surowca drzewnego o bardzo dobrych parametrach wytrzymałościowych i dość szerokim zastosowaniu (Zajączkowski 2013 – P), a także o wysokiej wartości opałowej (Karaszkiewicz 2013 – P). Robinia nie ma większego wpływu na zwierzęta hodowlane, choć konie mogą być wrażliwe na substancje w jej liściach i pędach (DAISIE 2006 – B). Z pewnością jednak jest gatunkiem o dużych walorach miododajnych, cenionym przez hodowców pszczół ze względu na dużą wydajność i wysoką zawartość fruktozy. Robinia może mieć negatywny wpływ na ludzkie zdrowie, gdyż różne jej części zawierają związki toksyczne, jak toksoalbuminy czy niektóre flawonoidy, które po skonsumwaniu wywołują zatrucia (Nelson i in. 2007, Veitch i in. 2010, Boer 2012, Haratym i in. 2013 – P).

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie),** po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf02.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm06. Komentarz:

Gatunek występuje we wszystkich krajach Europy Środkowej, a Polska znajduje się wśród krajów o najwyższej liczebności tego gatunku, podobnie do naszych południowych i zachodnich sąsiadów (Vitková i in. 2017 – P) co zwiększa ryzyko ekspansji. Robinia charakteryzuje się dużymi zdolnościami kolonizacyjnymi, wysokim potencjałem reprodukcji generatywnej i wegetatywnej oraz dużą tolerancją w stosunku do warunków środowiska (Radtke i in. 2013 – P), stanowi więc gatunek o bardzo silnym potencjale ekspansji. Jego samodzielne rozprzestrzenianie odbywa się głównie na drodze barochorii (spadaniu diaspor – nasion, owoców – na ziemię pod wpływem siły grawitacji) lub na nieduże odległości także przez wiatr, rzadziej przez zwierzęta (Huntley 1990, Stone 2009, Vítková i in. 2017 – P). Dalekodystansowe przemieszczanie owoców lub samych nasion jest możliwe głównie na drodze hydrochorii (rozprzestrzeniania diaspor za pośrednictwem wody). Lokalnie, ekspansja zachodzi również intensywnie przez odrosty korzeniowe w tempie około 1 metra na rok (Kowarik 1996 – P).

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

- [ ] niskie
- [ ] średnie
- [x] wysokie

aconf03.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm07. Komentarz:

Robinia jest już gatunkiem trwale zadomowionym, obecnym od ponad 400 lat w Europie (DAISIE 2006 – B) i ponad 200 lat w Polsce (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Zdecydowana większość stanowisk pojawiła się w drodze introdukcji przez człowieka, ale szybki wzrost, owocowanie już w wieku 6 lat oraz duża ilość trwałych nasion (nawet 12 000 na metr kwadratowy pod okapem dorosłych drzew; żywotność nasion do 10 lat) sprawiają, że ryzyko przypadkowego przenoszenia nasion wraz z glebą lub ściółką jest wysokie (CABI 2017– B, Vítková i in. 2017 – P). Ze względu na częste występowanie gatunku w krajobrazie rolniczym istnieje wysokie prawdopodobieństwo jego nieświadomego wprowadzania do środowiska przyrodniczego głównie w trakcie robót ziemnych (np. drogowych, związanych z funkcjonowaniem żwirowisk, wysypisk śmieci oraz składowisk odpadów poprzemysłowych itp.) i przemieszania gruntu z fragmentami roślin (korzeni, owoców lub nasion) w rejony występowania naturalnych i półnaturalnych zbiorowisk roślinnych, zwłaszcza leśnych, zaroślowych, łąkowych i murawowych. Znane są przypadki zawlekania gatunku na obrzeża lasów wraz z innymi odpadami pochodzącymi z ogrodów i ogródków (Danielewicz 1980-2017 – A).

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

	niskie
	średnie
X	wysokie

aconf04.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm08. Komentarz:

Gatunek obecnie nie jest wprowadzany do drzewostanów leśnych na szerszą skalę, a i nieczęsto bywa stosowany w nowo zakładanych czy rekonstruowanych zadrzewieniach przydrożnych, śródpolnych, przywodnych itp., mimo że niekiedy jest jeszcze polecany do tego typu upraw (Zajączkowski 2001, Karg i Bałazy 2011 – P). Ze względu na zamierzone działania człowieka stosunkowo największe zagrożenie może stanowić upowszechnianie upraw plantacyjnych zakładanych, np. na terenach leśnych lub nieleśnych, lecz cennych pod względem przyrodniczym, gdzie może dochodzić do ekspansywnego rozrostu systemów korzeniowych robinii, jednak perspektywy rozwoju takich upraw wydają się w Polsce niewielkie (Stolarski 2012, Zajączkowski 2013 – P).

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm09. Komentarz:

W swojej ojczyźnie gatunek optimum osiąga w klimacie umiarkowanie ciepłym i wilgotnym (Huntley 1990 – P). Jego szeroki zasięg wtórny na świecie (CABI 2017 – B) świadczy o tym, że ma zdolność przystosowywania się do znacznie szerszej skali warunków klimatycznych niż te, które panują w jego naturalnym zasięgu geograficznym. Na większości terytorium Polski, z wyjątkiem najzimniejszych obszarów górskich i północno-wschodnich rejonów kraju, występują warunki klimatyczne odpowiadające wymaganiom gatunku (Bojarczuk i in. 1980 – P). Robinia jest uważana za umiarkowanie odporną na przymrozki (Radtke i in. 2013 – P), stąd zapewne występuje z najniższą frekwencją na obszarze północno-wschodniej Polski, ale tam również zadomawia się. Odnawianie na drodze generatywnej i wegetatywnej obserwowano w najsurowszych, nizinnych warunkach klimatycznych – na Suwalszczyźnie (Brzosko i in. 2016 – P). Warunki klimatyczne nie stanowią więc bariery w zadomowieniu się tego gatunku w Polsce.

a10. W Polsce występują **warunki siedliskowe**

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

aconf08.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm12. Komentarz:

Według bazy DAISIE jest to najczęściej sadzony w Europie gatunek drzewa z obszaru Ameryki (DAISIE 2006 – B). Bezpośredni udział człowieka w rozprzestrzenianiu się gatunku polega głównie na: wprowadzaniu go do zieleni miejskiej i wiejskiej, zadrzewień (obecnie znacznie rzadziej niż w przeszłości), zakładaniu upraw plantacyjnych (obecnie częściej niż w przeszłości), przenoszeniu jego części wegetatywnych lub generatywnych przez wywóz odpadów roślinnych, a także przy rozmaitych robotach związanych z przemieszczaniem mas ziemnych. Robinia utrzymywana jest w kolekcjach ogrodów botanicznych i arboretów (potwierdzona została w 28 na 42 ankietowane placówki), w większości z nich (20) rozprzestrzenia się spontanicznie; jednocześnie podejmowane są działania ograniczania rozprzestrzeniania (usuwanie siewek, wykaszanie, wycinanie odrostów) (Pracownicy ogrodów botanicznych... 2018 – N). Rozprzestrzenianiu gatunku sprzyja utrzymywanie dużych powierzchni antropogenicznie zaburzonych siedlisk (nieużytków, wyrobisk, śmietnisk, nasypów, terenów zdewastowanych przez przemysł itp.) oraz zaniedbania pielęgnacyjne urządzonej zieleni. Istotną rolę w lokalnym rozprzestrzenianiu gatunku za pomocą odrostów korzeniowych odgrywają wszelkie zabiegi, w trakcie których mechaniczne uszkodzenia pni (np. wycinanie lub przycinanie) i korzeni (np. przeorywanie) przyczyniają się do jego bujnego rozrostu wegetatywnego.

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

X	nie dotyczy
	mały
	średni
	duży

aconf09.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Wymienione oddziaływania nie dotyczą robinii, ponieważ jest rośliną autotroficzną.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

	mały
	średni
X	duży

acomm10. Komentarz:

Na obszarze naturalnego zasięgu, we wschodniej części Ameryki Północnej (Apallachy i obszary przylegające oraz Oklahoma, Arkansas i Missouri), gatunek występuje na glebach o różnej genezie i różnych właściwościach, m.in. na glebach piaszczystych, piaszczysto-gliniastych i gliniastych, zasadowych, obojętnych i kwaśnych, suchych, świeżych i wilgotnych (Huntley 1990, Stone 2009 – P). W Polsce często rośnie i jest zadomowiony m.in. na terenach zurbanizowanych i poprzemysłowych, na siedliskach silnie zmienionych, niekiedy ruderalnych, co wskazuje na jego szeroką skalę przystosowawczą nawet do skrajnych warunków glebowych. Większość, ok. 80%, stanowisk leśnych znajduje się na siedliskach średnio żyznych typu boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego (Klisz i Wojda 2013, Wojda i in. 2015 – P), które można uznać za optymalne dla zadomowienia się gatunku w lasach, mimo iż optimum fizjologiczne osiąga na siedliskach żyźniejszych (Pacyniak 1981 – P). Robinia akacjowa wymaga do rozwoju światła, choć młode osobniki (do 6-8 lat) znoszą częściowe zacienienie (Bartha i in. 2008 – P). Do czynników ograniczających wzrost robinii należą: słabe napowietrzenie gleby i jej zbyt wysokie uwilgotnienie (Bartha i in. 2008 – P).

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

	bardzo mała
X	mała
	średnia
	duża
	bardzo duża

aconf07.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm11. Komentarz:

Dyspersja z pojedynczego źródła (Dane typu A).

Nasiona robinii akacjowej mogą rozprzestrzeniać się przede wszystkim przez opadanie pod wpływem siły ciężkości (barochorycznie) i dzięki wiatrowi (anemochorycznie), rzadziej w przypadku stanowisk nadrzecznych także wraz z ruchem wody (hydrochorycznie) albo za pośrednictwem zwierząt, po przejściu przez ich przewód pokarmowy (endozoochorycznie) (Cierjacks i in. 2013, Vítková i in. 2017 – P). Badacze są zgodni co do niskiej, naturalnej mobilności gatunku, ale dokładny dystans dyspersji może być trudny do określenia. Większość nasion może przebyć dystans tylko kilka metrów, ale w sprzyjających warunkach kilkadziesiąt do 100 metrów (Radtke i in. 2013, Vítková i in. 2017 – P). Wyjątkowo stwierdzano dyspersję hydrochoryczną do 1200 metrów (Säumel i Kowarik 2013 – P). Podstawowy mechanizm ekspansji populacji polega, jak u innych roślin klonalnych, na rozroście przypowierzchniowej części systemu korzeniowego i zwiększaniu zajmowanej przestrzeni nadziemnej przez odrosty korzeniowe. W ten sposób gatunek może ekspandować po kilka (1-3) metrów rocznie (Kowarik 1996, Huntley 2004 – P).

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

	mała
	średnia
X	duża

aconf10.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm14. Komentarz:

Jako drzewo o szybkim tempie wzrostu i dużej zdolności do rozrostu wegetatywnego, zdolne do tworzenia monolitycznych drzewostanów, gatunek wpływa na rodzime gatunki roślin i ich zbiorowiska przede wszystkim poprzez konkurencję o przestrzeń życiową, światło i składniki pokarmowe. Badania, analizujące wpływ robinii akacjowej na roślinność, wykazały istotną zmianę składu gatunkowego flory pod wpływem inwazji tego gatunku (Montagnini i in. 1991, Peloquin i Hiebert 1999, Von Holle i in. 2006, Vítková i Kolbek 2010 – P). Robinia jest gatunkiem, który dobrze odnajduje się w kolonizacji różnego typu zaburzeń, stanowi wie bardzo poważną konkurencję dla innych gatunków pionierskich drzew i krzewów (Motta i 2009 – P). Jego ekspansja stanowi duże zagrożenie dla fizycznego istnienia cennyc.. przyrodniczo zbiorowisk nieleśnych, zwłaszcza ciepło- i światłolubnych muraw i zarośli (Celiński i Filipek 1958, Ćwikliński 1972, Jermaczek i Pawlaczyk 1999, Perzanowska i Kujawa-Pawlaczyk 2004, Barańska i in. 2013 – P). Negatywny wpływ gatunku na różnorodność biologiczną powodują zmiany, jakie wywołuje on w naturalnym środowisku glebowym przez zwiększanie zawartości azotu i uzyskiwanie przewagi w konkurencji o azot nad innymi roślinami (Rice i in. 2004, Rahomonov i Parusel 2012, Kujawa i in. 2013 – P). Pod wpływem dominacji gatunku w drzewostanie dochodzi do powstawania zbiorowisk o wyraźnie zmienionej strukturze i składzie florystycznym. Są to z reguły fitocenozy florystycznie uboższe niż grądowe, a bogatsze niż borowe, w których gatunki typowe dla borów sosnowych i lasów liściastych są zastępowane przez obce ekologiczne rośliny nieleśne, najczęściej charakterystyczne dla pospolitych nitrofilnych zbiorowisk ruderalnych z klasy *Artemisietea* (Pacyniak 1981, Glicka 1989, Dzwonko i Loster 1997, Ratyńska 2001, Kujawa i in. 2013 – P). Razem z nimi mogą się pojawiać inwazyjne rośliny drzewiaste, np. czeremcha amerykańska *Padus serotina* czy klon jesionolistny *Acer negundo* (Danielewicz 1991 – P). Zmiany w strukturze i składzie florystycznym zbiorowisk z gatunkiem na terenie innych krajów europejskich mają na ogół podobny charakter, lecz nieco szerszy zakres, związany z regionalnym, często większym, zróżnicowaniem siedlisk i szaty roślinnej (Pott 1995, Botta-Dukát 2008, Vítková i Kolbek 2010, Benesperi i in. 2012, Vítková i in. 2017 – P). Zebrane w okolicach Turwi dane (południowa Wielkopolska) sugerują, że wpływ gatunku na różne grupy organizmów jest zróżnicowany (silny na rośliny, nieduży na zgrupowania owadów i pająków, istotny na ubożenie awifauny oraz bioty grzybów), jednak dla większości taksonów brakuje pełnego rozpoznania tego wpływu (Kujawa i in. 2013 – P). W badaniach laboratoryjnych wykryto allelopatyczne właściwości gatunku (Nasir i in. 2005 – P), co wskazuje na możliwość jego oddziaływania na gatunki rodzime przez związki chemiczne zawarte w wydzielinach roślinnych.

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

X	brak / bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm15. Komentarz:

Nie są znane przypadki krzyżowania się gatunku z gatunkami rodzimymi.

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni

	duży
	bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

Wraz z wprowadzeniem robinii akacjowej do środowiska istnieje ryzyko zawleczenia pasożyta-specjalisty pryszczarka robiniowego *Obolodiplosis robiniae*. Gatunek ten został stwierdzony w Polsce po raz pierwszy dopiero w 2006 roku. Uważany jest za mało szkodliwy (Gatunki Obce w Faunie Polski 2012 – B). Innymi, obcymi pasożytującymi na robinii gatunkami są drobne motyle *Parectopa robiniella* oraz szrotówek robiniaczek *Phyllonorycter robiniella*. Oba są monofagami, żerującymi wyłącznie na robinii, nie stwierdzonymi na innych gatunkach roślin we wtórnym zasięgu (Cierjacks i in. 2013 – P). W Polsce pewne znaczenie ma 6 gatunków wirusów, grzyby z grupy mączniaków prawdziwych, np. *Erysiphe trifolii* rozwijające się na licznych przedstawicielach z rodziny Fabaceae, a także grzyby powodujące zgnilizny drewna (Mańka 2005 – P). Gatunek jest częstym żywicielem jemioły pospolitej *Viscum album* (Stypiński 1997, Bartha i in. 2008 – P). Brak informacji w obszernej literaturze poświęconej robinii akacjowej na temat przenoszenia innych patogenów i pasożytów pozwala domniemywać, że robinia nie jest wektorem innych kłopotliwych gatunków obcych.

a17. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

Na stanowiskach obfitego występowania gatunek wpływa negatywnie na integralność ekosystemu przez zaburzanie (pogarszanie) warunków świetlnych w opanowywanych zbiorowiskach nieleśnych (Barańska i in. 2013 – P) oraz zmiany (głównie eutrofizację) naturalnych właściwości chemicznych siedlisk (Rice i in. 2004, Nasir i in. 2005, Bartha i in. 2008, Rahomonov i Parusel 2012, Wanic i Pająk 2012, Kujawa i in. 2013, Buzhdygan i in. 2016, Vítková i in. 2017 – P). Dzięki możliwości wiązania azotu, robinia akumuluje duże ilości tego biogenu, a następnie uwalniania go do gleby w procesie powolnej dekompozycji liści. W drzewostanach opanowanych przez robinię ilość azotu w profilu próchniczym może być ponad trzykrotnie wyższa niż oryginalnie (Rice i in. 2004 – P).

a18. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

	mały
	średni
X	duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

Zaburzanie czynników biotycznych i utratę integralności ekosystemu powodują przede wszystkim zmiany w strukturze zbiorowisk roślinnych. Gatunek ma zdolność do tworzenia litych drzewostanów lub zarośli, co w lasach i wielkopowierzchniowych zadrzewieniach skutkuje opanowaniem warstwy drzew przez element obcy, działaniem redukcyjnym w stosunku do rodzimych drzew i krzewów stanowiących w warunkach naturalnych główny komponent tych zbiorowisk, zahamowaniem procesów regeneracji fitocenoz i wymianą gatunków typowych dla układów zrównoważonych, zgodnych z biotopem, na rośliny mniej typowe dla lasów lub dla nich obce. W przypadku zbiorowisk nieleśnych zaburzanie

czynników biotycznych przez konkurencję prowadzi do całkowitego zaniku wcześniejszego typu fitocenozy i zmiany formacji roślinnej. Na tego typu zaburzenia są narażone głównie murawy kserotermiczne, niekiedy świeże łąki, a w przypadku lasów – grądy, buczyny, kwaśne dąbrowy, ciepłe i świetliste dąbrowy, łęgi zbocze i niektóre bory sosnowe (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Szerzej wpływ gatunku na integralność ekosystemu został rozpoznany m.in. na Węgrzech, gdzie gatunek należy od dawna do powszechnie stosowanych w plantacjach leśnych oraz na terenach zieleni urządzonej (Bartha i in. 2008 – P). Efektywność bezpośrednich oddziaływań allelopatycznych jest nadal słabo zbadana, pomimo stwierdzenia takich substancji, jak robinetyna, mirycetyna i kwercetyna, które mogłyby mieć wpływ na zaburzanie czynników biotycznych (Nasir i in. 2005 – P). Potwierdzono dotąd hamujący wpływ na wzrost niektórych gatunków drzewiastych (Bartha i in. 2008 – P).

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:

Omawiany gatunek jest autotroficzną rośliną.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:

Konflikt z uprawą roślin dotyczy przede wszystkim leśnictwa, gdzie robinia akacjowa może być konkurencyjna w stosunku do rodzimych gatunków jedynie w fazie sukcesji i regeneracji po zaburzeniach (zręby, wiatrołomy i inne luki). Robinia uważana jest za uciążliwą roślinę utrudniającą odnowienie lasu po wyrębie drzewostanów z jego udziałem lub w pobliżu miejsca, skąd wnika na powierzchnie pozrębowe (Bellon i in. 1977 – P), oraz silnie hamującą rozwój upraw rodzimych gatunków leśnych i m.in. dlatego wymagającą zwalczania (Obidziński i Woziwoda 2014, 2016 – P). Wyraźna światłożądność tego gatunku ogranicza jednak możliwość wypierania rodzimych gatunków do inicjalnych stadiów tych procesów,

podczas gdy w miarę zamykania się sklepienia lasu, to robinia jest konkurencyjnie wypierana przez rodzime gatunki ocieniające, zazwyczaj niższą robinię. W warunkach ocienienia nasiona robinii nie kiełkują, a rozmnażanie wegetatywne przez odrośla korzeniowe jest znacznie ograniczone (za Obidziński i Woziwoda 2016 – P). Inwazja robinii może mieć znaczące skutki (skutek duży), ale prawdopodobieństwo jej zajścia w dowolnym miejscu drzewostanu jest niskie z uwagi na wysokie wymagania w stosunku do światła.

a21. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

	nie dotyczy
	brak / bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm21. Komentarz:

Z Polski opisane są przypadki spontanicznego krzyżowania się tego gatunku z innym, północnoamerykańskim przedstawicielem rodzaju – robinią lepką *Robinia viscosa* Vent. W efekcie tego procesu powstaje wielopostaciowy krąg różowo kwitnących mieszańców o nazwie *R. xambigua* Poir., które są uważane za rośliny w pełni zadomowione (Zieliński i in. 2015 – P). Brak jest jednak obserwacji wskazujących na większe zagrożenie ze strony hybryd.

a22. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:

Gatunek używany jest w rekultywacji gleb i ochronie przeciw erozji. Zdolność wiązania azotu wpływa pozytywnie na żyzność gleb, co w kontekście upraw należy uważać za czynnik pozytywny. Jednocześnie inwazji podlegają przede wszystkim obszary nieużytkowane rolniczo, nie wchodzi więc w kolizję z uprawami innymi niż leśne. W przypadku upraw leśnych robinia jest sadzona w drzewostanach ochronnych. Jej funkcje zmieniające właściwości siedliska mają w leśnictwie (w kontekście integralności upraw) raczej charakter regulacyjny niż generujący zaburzenia.

a23. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:

Spośród pasożytów, żerujących na robinii, poza wymienionymi wcześniej w pytaniu a16 monofagami, może być ona gospodarzem dla jemioły, kilkudziesięciu gatunków grzybów oraz wektorem wirusa utajonej pierścieniowej plamistości truskawki i wirusa karłowatości orzecha (Bartha i in. 2008, Cierjacks i in. 2013 – P). Wobec braku badań nad skalą zjawiska, znaczeniem robinii jako wektora i powszechnością transmisji pasożytów na gatunki rodzime, należy obecnie założyć, że znaczenie tego gatunku jako wektora patogenów nie jest istotne.

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:

Gatunek jest rośliną i nie ma wpływu na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję roślinną poprzez drapieżnictwo lub pasożytnictwo.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:

Robinia jest uważana za gatunek użytkowany przez dzikich roślinożerców i bydło (DAISIE 2006 – B), ale znane są przypadki zatrucia koni, prawdopodobnie po spożyciu korzeni, kory, strąków, nasion lub siewek tego gatunku, zawierających substancje toksyczne (Caloni i Cortinovis 2015 – P). Objawami takich zatruć są: rozszerzenie źrenic, przyspieszenie tętna, ślinotok, biegunka, apatia i bezwład; w skrajnych przypadkach śmierć może nastąpić w ciągu jednego dnia (Stępniak-Sołyga 2004 – P). Trujące właściwości dla niektórych zwierząt może mieć szczególnie robinina (Veitch i in. 2010 – P). Zgryzanie robinii jest utrudnione w uwagi na ciernie na pędach i twardą korę. Wobec braku precyzyjnych danych na temat częstości przypadków zatrucia pokarmowego koni, można przypuszczać, że prawdopodobieństwo szkodliwego kontaktu jest średnie, podobnie jak jego skutek.

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26. Komentarz:
Gatunek jest rośliną i nie ma wpływu na zwierzęta lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie patogenów i pasożytów zwierzęcych.

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27. Komentarz:
Gatunek jest rośliną i nie ma wpływu na ludzkie zdrowie przez pasożytnictwo.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm28. Komentarz:
Korzenie, kora, strąki i nasiona robinii akacjowej zawierają trujące toksalbuminy, które po spożyciu są przyczyną aglutynacji czerwonych krwinek oraz rozpadu tkanek, chociaż zdarzenia tego typu nie są częste (Nelson i in. 2007, Haratym i in. 2013, Boer 2012 – P). Objawami zatrucia u ludzi są bóle brzucha, mdłości, wymioty, wzdęcia, gorączka i zaburzenia widzenia. Do zatrucia dochodzi przez spożycie trujących części roślin lub ich wywarów. Ryzyko pomyłki z innymi, pospolitymi roślinami użytkowymi jest małe, ale pojedyncze przypadki zostały opisane przez Cooper i Johnson 1998 (za Veitch i in. 2010 – P). Wobec nielicznych informacji o zatruciach robinią można przyjąć, że prawdopodobieństwo szkodliwego kontaktu tego gatunku z ludźmi jest niskie, natomiast skutek – średni, jeśli, jak

	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm31. Komentarz:
Gatunek ważny dla pszczelarstwa (Jabłoński i Kołtowski 1993, Bartha i in. 2008 – P), dostarczający cennego surowca drzewnego wykorzystywanego jako drewno okleinowe, drewno konstrukcyjne wysokich wymagań w górnictwie, budownictwie ziemnym i wodnym, drewno specjalne na słupy, maszty, sprzęt sportowy, beczki warzelnicze, stosowne w tokarce drzewnej i snycerce, w farbiarstwie i garbarstwie (Spława Neyman i Owczarzak 2014 – B), ostatnio poszukiwane przez przedsiębiorców zagranicznych do produkcji galanterii ogrodowej, a na plantacjach winorośli tradycyjnie używane do wyrobu palików (Banach i in. 2013 – P). Stanowi dobrej jakości opał, a samo drewno jest wytrzymałe i trwałe, dzięki niskiej zawartości wody (Zajączkowski i Wojda 2012 – P). Gatunek ten jest także coraz częściej uprawiany jako roślina energetyczna do produkcji biopaliw i biomasy (Cierjacks i in. 2013, Vitková i in. 2017 – P). Mimo wszystko popyt na ten surowiec jest jednak najczęściej niski (Piszczek i in. 2012 – P), a ekspansja robinii w drzewostanie odbywa się kosztem innych, cennych w leśnictwie gatunków. Robinia akacjowa, ze względu na pionierski charakter i zdolność wiązania azotu, wykorzystywana jest w rekultywacji gruntów i nieużytków (Bartha i in. 2008 – P), także w Polsce. Ponieważ roślina zawiera olejki eteryczne, flawonoidy i barwniki antocyjanowe znajduje zastosowanie (jako surowiec wykorzystywane są przede wszystkim kwiaty) w ziołolecznictwie i kosmetologii (Bartha i in. 2008 – P). Kwiaty nadają się do smażenia w cieście naleśnikowym i racuchowym.

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
	neutralny
X	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm32. Komentarz:
Gatunek ceniony jako roślina miododajna (pożytki dla pszczół i innych zapylaczy) oraz stabilizująca grunt (zapobieganie erozji). Z kolei wzbogacanie gleby w azot przez ten gatunek raz jest traktowane jako wpływ pozytywny (na siedliskach ubogich), a z drugiej strony na siedliskach naturalnych, jako czynnik powodujący dominację gatunków nitrofilnych na siedliskach naturalnych. Ponadto, ze względu na azurowe korony robinia uznawana jest za drzewo przyczyniające się do przesuszenia gleb pod okapem zdominowanym przez ten gatunek.

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

wynika z informacji literaturowych, dochodzi do takich zdarzeń, które są wprawdzie rzadkie, ale mogą być przyczyną kilkudniowej absencji w pracy.

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29. Komentarz:
Gatunek jest rośliną, nie przenosi szkodliwych dla ludzi patogenów i pasożytów.

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwy wpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm30. Komentarz:
W przypadkach bujnego rozrostu systemu korzeniowego może dochodzić do naruszania spoistości nawierzchni dróg, chodników, placów, płyt pomnikowych itp. Z powodu penetracji przez korzenie mogą być uszkadzane elementy płytko położonej infrastruktury podziemnej (linie energetyczne, rurociągi). Działanie takie nie jest efektem specyficznego oddziaływania robinii (w porównaniu do innych gatunków drzew), ale szybki wzrost i intensywne rozmnażanie wegetatywne mogą potęgować takie oddziaływanie w przypadku robinii.

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach protokołu *Harmonia*[+PL]). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny

acomm33. Komentarz:
Z jednej strony gatunek ten nasadzany w parkach, ogrodach, szpalerach wzdłuż dróg, gdzie pełni funkcję ozdobną i jest trwałym, wieloletnim elementem wielu obiektów o znaczeniu rekreacyjnym, historycznym i kulturowym. Z drugiej strony, mimo długiej historii kolonizacji Polski, robinia akacjowa jest gatunkiem krajobrazowo obcym i jej masowe wnikanie do cennych zbiorowisk kserotermicznych i łęgowych znacząco zmienia ich fizjonomię i obniża walory przyrodniczo-estetyczne. Zadomowienie na znacznym terytorium kraju wpływa też negatywnie na krajobraz poprzez jego ujednolicenie, a także obniża walory turystyczne obszarów chronionych (Najberek i Solarz 2011 – P).

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*[+PL] jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
X	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm34. Komentarz:
Do tej pory sukces inwazji tego gatunku był największy na obszarach o klimacie subśródziemnomorskim (Sukopp i Wurzel 2003 – P), być może dlatego, że robinia akacjowa cechuje się tylko umiarkowaną odpornością na przymrozki (za Radtke i in. 2013 – P). Przyjmując, że sprawdzą się prognozy z innych krajów europejskich (Kleinbauer i in. 2010 – P) zmiany klimatu, a zwłaszcza jego ocieplenie, będą sprzyjać poszerzeniu zakresu jej optimum fizjologicznego i ekologicznego, a w związku z tym może ona pokonywać kolejne bariery związane z jego uprawą w regionach obecnie zbyt chłodnych (północno-wschodnia Polska i obszary górskie, cechujące się najsurowszymi warunkami klimatycznymi). Przemawia za tym już obserwowane coraz wcześniejsze kwitnienie i wydłużanie się okresu wegetacji tego gatunku (Jabłońska i in. 2015 – P).

a35. ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
	nie zmieni się
X	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm35. Komentarz:

W związku ze zmianami klimatycznymi, które mogą wpłynąć na podniesienie granic pięter roślinnych w górach, jest możliwe pokonanie przez ten gatunek bariery związanej z czynnikiem termicznym, która dotychczas uniemożliwiała mu przeżycie w warunkach górskich.

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [ ] nie zmieni się
- [x] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm36. Komentarz:

Luki w rozmieszczeniu gatunku na północy kraju najprawdopodobniej wypełnią się z postępującym ociepleniem klimatu. Zmiany warunków klimatycznych w górach, mogą również przesunąć granice pięter roślinnych, a w związku z tym pionowy zasięg tego gatunku. Ekspansja robinii akacjowej na północy kraju jest już widoczna porównując dane z publikacji Zając i Zając (2001 – P) oraz Wojda i in. (2015 – P).

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [ ] nie zmieni się
- [x] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm37. Komentarz:

Przy założeniu, że wzrostowi średniej temperatury towarzyszyć będzie spadek opadów atmosferycznych i wilgotności powietrza (Liszewska 2014 – P) można się spodziewać, iż będą zanikać siedliska wilgotne, natomiast powiększy się udział siedlisk świeżych i suchych, a w ślad za tym rozszerzy się zakres warunków optymalnych dla robinii akacjowej, która może zwiększyć swą siłę konkurencyjną wobec dzikich gatunków rodzimych. Jest to bardziej prawdopodobne, jeśli wzrośnie także, powodowana zmianami klimatycznymi, częstotliwość i rola zaburzeń środowiskowych (Szwagrzyk 2014 – P), sprzyjających rozprzestrzenianiu się i ekspansji roślin pionierskich, w tym właśnie robinii (Motta i in. 2009 – P). W przypadku ewentualnego, lecz mniej prawdopodobnego wzrostu opadów, wpływ robinii na środowisko przyrodnicze nie powinien zmienić się w sposób istotny w stosunku do aktualnie wywieranego.

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm38. Komentarz:

Główny wpływ inwazji tego gatunku na uprawę roślin zaznacza się w leśnictwie, gdzie gatunek ten osiąga sukces w inicjalnych fazach sukcesji, zwłaszcza na siedliskach suchych i oligotroficznych, ale jest następnie wypierany przez gatunki klimaksowe (Motta i in. 2009 – P). Jest możliwe, lecz mało prawdopodobne, że zmiana warunków środowiska, wywołana ociepleniem klimatu wpłynie na osłabienie potencjału konkurencyjnego gatunków rodzimych na rzecz robinii. (Kleinbauer i in. 2010 – P).

WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [ ] nie zmieni się
- [x] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm39. Komentarz:

Przewiduje się, że zmiany klimatu będą sprzyjać inwazji tego gatunku (Kleinbauer i in. 2010 – P), stąd jego liczniejsze występowanie w połączeniu z cenionymi walorami miododajnymi może mieć pozytywny wpływ na branżę pszczelarską. Sytuacja taka ma miejsce aktualnie na Węgrzech (Vitková i in. 2017 – P).

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm40. Komentarz:

Zatrucia robinią zdarzają się rzadko mimo powszechności tego gatunku, więc zmiany klimatu nie powinny wpłynąć na zmianę tego stanu.

a41. WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

- [ ] znacznie spadnie
- [ ] umiarkowanie spadnie
- [x] nie zmieni się
- [ ] umiarkowanie wzrośnie
- [ ] bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm41. Komentarz:

Nie ma podstaw, by twierdzić, że gatunek ten mógłby mieć inny niż obecnie wpływ na inne obiekty w Polsce.

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	0,63	1,00
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,65	1,00
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,25	0,80
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,50	0,50
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,25	1,00
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	0,25	0,50
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	0,88	1,00
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	0,65	0,76
Ocena całkowita	0,57	
Kategoria stopnia inwazyjności	**średnio inwazyjny gatunek obcy**	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena *Gatunku* może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

acomm42. Komentarz:

–

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Ball PV. 1968. *Robinia* L. W: TG Tutin,VH Heywood, NA Burges, DM Moore, DH Valentine, SM Walters, DA Webb. (red.). Flora Europaea, 2. University Press, Cambridge, s. 106.

Banach L, Wiler M, Maciantowicz M. 2013. Występowanie robinii akacjowej na obszarze RDLP w Zielonej Górze. W: Materiały konferencyjne, Konferencja Robinia akacjowa w krajobrazie Ziemi Lubuskiej, 29.10.2013 – Ośrodek Wypoczynkowy w Łagowie, Łagów, s. 7-21.

Barańska K, Żmihorski M, Pluciński P. 2013. Raport z projektu Ochrona muraw kserotermicznych w Polsce – teoria i praktyka LIFE08 NAT/PL/513. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, ss. 108.

Bartha D, Csiszar A, Zsigmond V. 2008. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). W: Z. Botta-Dukat, Balogh L. (red.). The most important invasive plants in Hungary. HAS Institute of Ecology and Botany, Vacratot, Hungary

Bellon S, Tumiłowicz J, Król S. 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, ss. 266.

Benesperi R, Giuliani C, Zanetti S, Gennai M, Mariotti Lippi M, Guidi T, Nascimbene J, Foggi B. 2012. Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. Biodiversity and Conservation 21: 3555-3568

Boer E. 2012. Risk assessment. *Robinia pseudoacacia*. Naturalis Biodiversity Center, Leiden, ss. 20.

Bojarczuk T, Bugała W, Chylarecki H. 1980. Zrejonizowany dobór drzew i krzewów do uprawy w Polsce. Arboretum Kórnickie 25: 329-375.

Botta-Dukát Z. 2008. Invasions of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. Acta Botanica Hungarica (suppl.) 50: 219-227

Brzosko E, Jermakowicz E, Mirski P, Ostrowiecka B, Tałałaj I, Wróblewska A. 2016. Inwazyjne drzewa i krzewy w Biebrzańskim Parku Narodowym i Suwalskim Parku Krajobrazowym Stowarzyszenie "Uroczysko", Białystok

Buchholz S, Tietze, H, Kowarik I, Schirmel J. 2015. Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods PloS ONE 10: 1-16

Bugała W. 2000. Drzewa i krzewy. PWRiL, Warszawa, ss.613.

Burda PR. 1998. Zatrucia ostre grzybami i roślinami wyższymi. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss.356.

Buzhdygan O, Rudenko S, Kazanci C, Patten BC. 201.6 Effect of invasive black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on nitrogen cycle in floodplain ecosystem. Ecological Modelling 319: 170-177.

Caloni F, Cortinovis C. 2015. Plants poisons to horses in Europe. Equine Veterinary Education 27(5): 269-274 (https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/eve.12274) Data dostępu: 2018-04-13

Celiński F, Filipek M. 1958. Flora i zespoły roślinne leśno-stepowego rezerwatu w Bielinku nad Odrą. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią 4: 5-198.

Chytrý M, Pyšek P, Tichý L, Knollová I, Danihelka J. 2005. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats Preslia 77: 339-354.

Cierjacks A, Kowarik I, Joshi J, Hempel S, Ristow M, Lippe M, Weber E. 2013. Biological Flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia* Journal of Ecology 101: 1623-1640

Czekalski M. 2006a. Drzewo roku 2006. Robinia biała, cz. I. Szkółkarstwo 2: 16-19.

Czekalski M. 2006b. Drzewo roku 2006. Robinia biała, cz. II. Wymagania i zastosowanie. Szkółkarstwo 3: 10-11.

Ćwikliński E. 1972. Przenikanie gatunków synantropijnych do zbiorowisk stepowych w rezerwacie Bielinek nad Odrą. Phytocoenosis 1,4: 273-282.

Danielewicz W. 1991. Tendencje dynamiczne gatunków drzew w zniekształconych fitocenozach grądu na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych PTPN 72: 13-18.

Danielewicz W, Wiatrowska D. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. Peckiana 9: 59-6.7

Dzownko Z, Loster S. 1997. Effects of dominant trees and anthropogenic disturbances on species richness and floristic composition of secondary communities in southern Poland. Journal of Applied Ecology 34: 861-870.

Gazda A, Augustynowicz P. 2012. Obce gatunki drzew w Polskich lasach gospodarczych. Co wiemy o puli i rozmieszczeniu wybranych taksonów? Studia i Materiały CEPL w Rogowie 33(4): 53-61

Gilicka I. 1989. *Chelidonio-Robinietum* Jurko 1963 w parkach Poznania. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią, Seria Botanika. 39: 87-104.

Grochowski W. 1988. Las a produkcja żywności. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, ss.254.

Hanzelka J, Reif J. 2015a. Relative predation rate of artificial nests in the invasive black locust and semi-natural oak stands. Sylvia 51: 63-73

Hanzelka J, Reif J. 2015b. Responses to the black locust (*Robinia pseudoacacia*) invasion differ between habitat specialists and generalists in central European forest birds. Journal of Ornithology 156: 1015-1024.

Haratym W, Weryszko-Chmielewska E, Matysik-Woźniak A. 2013. Rośliny drzewiaste o właściwościach toksycznych Alergo profil 9: 6-12 (http://www.mededu.home.pl/linki/AP3-2013_Rosliny_drzewiaste_o_wlasciwosciach_toksycznych.pdf) Data dostępu: 2018-04-13

Hereźniak J. 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na ziemiach polskich. W: M Ławrynowicz, A Warcholińska (red.). Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Szlakami Nauki 19: 97-150.

Höfker H. 1936. Jahresversammlung in Glogau, Sagan Und Muskau. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 48: 318-319.

Huntley JC. 1990. *Robinia pseudoacacia* L. Black locust. W: RM. Burns, BH. Honkala (red.). Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. 755-761. Agricultural Handbook 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington DC Data dostępu: 2018-03-26

Jabłońska K, Kwiatkowska-Falińska A, Czernecki B, Walawender J. 2015. Changes in Spring and Summer Phenology in Poland – Responses of Selected Plant Species to Air Temperature Variations. Polish Journal of Ecology 63,3: 311-319

Jabłoński B, Kołtowski Z. 1993. Badania wartości pszczelarskiej robinii akacjowaej (*Robinia pseudacacia* L.). Pszczelnicze Zeszyty Naukowe 37: 65-80. (http://miesiecznik-pszczelarstwo.pl/pzn/sites/default/files/pzn1993_065-080.pdf) Data dostępu: 2018-04-13

Jermaczek A, Pawlaczyk P. 1999. Tempo i kierunki zmian w przyrodzie pod wpływem antropopresji. W: D Sołowiej, J Błoszyk (red.). Podstawy ekorozwoju „Zielonej Wstęgi Odra-Nysa". Wydawnictwo Konteks Poznań, s. 223-232.

Karaszkiewicz A. 2013. Evaluation of the possilblity of energy use black locust (*Robinia pseduoacacia* L.) dendromass acquired in forest stands growing on clay soils. Journal of Central European Agriculture 14(1): 388-399 (https://pdfs.semanticscholar.org/43a1/c71d0051dd4c82a5a9202c10f38f84e65610.pdf) Data dostępu: 2018-04-13

Karg J, Bałazy S. 2011. Zadrzewienia śródpolne. W: E. Drozdek (red.). Rośliny do zadań specjalnych. Oficyna Wydawnicza Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Sulechowie, Sulechów-Kalsk, s. 400-422.

Kleinbauer I, Dullinger S, Peterseil J, Essl F. 2010. Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into nature reserves and endangered habitats. Biological Conservation 143: 382-390.

Klisz M, Wojda T. 2013. Czy bronić robinii? Las Polski 23: 24-26.

Kowarik I. 1996. Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 173-181.

Kujawa K. 2012. Znaczenie obecności robinii *Robinia pseudoacacia* w drzewostanie zadrzewień śródpolnych dla różnorodności i zagęszczenia populacji ptaków lęgowych. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 14: 62-73

Kujawa K, Karg J, Gołdyn H, Kujawa A, Oleszczuk M. 2013. Robinia akacjowa w krajobrazie rolniczym okolic Turwi: historia i współczesność oraz ocena znaczenia dla różnorodności biologicznej. W: Materiały konferencyjne, Konferencja Robinia akacjowa w krajobrazie Ziemi Lubuskiej, 29.10.2013 – Ośrodek Wypoczynkowy w Łagowie, Łagów, s. 50-72.

Kulesza W. 1926. Klucz do oznaczania drzew i krzewów dzikich i hodowanych. Związek Zawodowy Leśników Rzeczypospolitej Polskiej, Warszawa, ss.399.

Liszewska M. 2014. Klimat w Polsce w XXI wieku – prawdopodobne kierunki zmian; perspektywa klimatów loklanych. W: K. Rykowski (red.). Materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym "Klimat. Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: szanse i zagrożenia. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, s. 35-44. (http://www.bioone.org/doi/10.3161/15052249PJE2015.63.3.002) Data dostępu: 2018-04-07

Mańka K. 2005. Fitopatologia leśna. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, ss. 392.

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. Krytyczna lista roślin kwiatowych i paprotników Polski. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, ss.442.

Montagnini F, Haines B, Swank WT. 1991. Soil-solution chemistry in black locust, pine mixed-hardwoods and oak hickory forest stands in the Southern Appalachians. USA Forest Ecology and Management 40: 199-208

Motta R, Nola P, Berretti R. 2009. The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties Annals of Forest Science 66: 410.

Najberek K, Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych. W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.) Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. s. 624-639.

Nasir H, Iqbal Z, Hiradate S, Fujii Y. 2005. Allelopathic potential of *Robinia pseudo-acacia* L. Journal of Chemical Ecology 31: 2179-2192.

Nelson LS, Shih LD, Balick MJ. 2007. Handbook of Poisonous and Injurious Plants. Second edition. New York Botanical Garden, New York, ss. 348 (http://priede.bf.lu.lv/grozs/AuguFiziologijas/Augu_resursu_biologija/gramatas/Handbook%20of%20Poisonous%20and%20Injurious%20Plants.pdf) Data dostępu: 2018-04-13

Obidziński A, Woziwoda B. 2014. Robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* L. W: A Otręba, D Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i w jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy, Izebelin, s. 82-87.

Obidziński A, Woziwoda B. 2016. Robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* L. W: A Obidziński, E Kołaczkowska, A Otręba (red.). Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin, s. 106-120.

Pacyniak C. 1981. Robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* L. w warunkach środowiska leśnego w Polsce. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, Rozprawy Naukowe 111: 1-83.

Peloquin RL, Hiebert RD. 1999. The effects of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on species diversity and composition of black oak savanna/woodland communities Natural Areas Journal 19: 121-131.

Perzanowska J, Kujawa-Pawlaczyk J. 2004. Kwietne murawy. W: J Herbich (red.). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 3 – Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 132-139.

Piszczek M, Janusz A, Kuc M. 2012. Ekonomiczne znaczenie obcych gatunków drzew na przykładzie daglezji i robinii na obszarze Regionalnych Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach, Krakowie i Krośnie. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 14: 102-112.

Poott R. 1995. Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Eugen Ulmer, Stuttgart, ss. 622.

Radtke A, Ambraß S, Zerbe S, Tonon G, Fontana V, Ammer C. 2013. Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. Forest Ecology and Management 291: 308-317.

Rahmonov O, Parusel T. 2012. Wpływ opadu roślinnego robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia* L. na proces rozwoju gleby na obszarach zdegradowanych. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 14 (3-4): 81-92.

Ratyńska H. 2001. Roślinność Poznańskiego Przełomu Warty i jej antropogeniczne przemiany. Wydawnictwo Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz, ss. 466.

Rice SK, Westerman B, Federici R. 2004. Impacts of the exotic, nitogen-fixing balck locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. Plant Ecology 174: 97-107.

Rutkowski L. 2006. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski nizowej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 814.

Säumel I, Kowarik I. 2013. Propagule morphology and river characteristics shape secondary water dispersal in tree species. Plant Ecology 214: 1257-1272.

Seneta W, Dolatowski J. 2011. Dendrologia. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 544.

Stępniak-Sołyga P. 2004. Rośliny trujące i szkodliwe dla koni. Przegląd hodowlany 6: 24-26.

Stolarski M. 2012. Drzewa i krzewy, topola, robinia akacjowa. W: S Szczukowski, J Tworkowski, M Stolarski, J Kwiatkowski, M Krzyżaniak, W Lajszner, Ł Graban (red.). Wieloletnie rośliny energetyczne, technologie energii odnawialnej. MULTICO Oficyna Wydawnicza, s. 38-77.

Stone KR. 2009. *Robinia pseudoacacia*. W: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). (https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/robpse/all.html) Data dostępu: 2018-04-06

Stypiński PT. 1997. Biologia i ekologia jemioły pospolitej (*Viscum album*, Viscaceae) w Polsce. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków, ss. 115.

Sukopp H, Wurzel A. 2003. The effects of climate change on the vegetation of central European cities Urban Habitats 1: 66-86.

Szwagrzyk J. 2014. Prawdopodobne zmiany zasięgów występowania gatunków drzewiastych – konsekwencje dla hodowli lasu. W: K. Rykowski (red.) Materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym "Klimat. Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: szanse i zagrożenia. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, s. 45-50. (http://www.bioone.org/doi/10.3161/15052249PJE2015.63.3.002) Data dostępu: 2018-04-07

Szymanowski T. 1957. Drzewa ozdobne. Arkady, Warszawa, ss. 537.

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, ss. 197.

Veitch NC, Elliott PC, Kite GC, Lewis GP, 2010. Flavonoid glycosides of the black locust tree, *Robinia pseudoacacia* (Leguminosae). Phytochemistry 71: 479-486.

Vítková M, Kolbek J. 2010. Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudacacia* stands in a Central European context. Phytocoenologia 40: 205-241.

Vítková M, Müllerová J, Sádlo J, Pergl J, Pyšek P. 2017. Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. Forest Ecology and Management 384: 287-302.

Von Holle B, Joseph KA, Largay EF, Lohnes RG. 2006. Facilitations between the introduced nitrogen-fixing tree, *Robinia pseudoacacia*, and nonnative plant species in the glacial outwash upland ecosystem of cape cod, MA. Biodiversity and Conservation 15: 2197-2215.

Wajda-Adamczykowa L. 1989. Polskie nazwy drzew. Polska Akademia Nauk, Komitet Językoznawstwa. Prace Językoznawcze 121, ss. 110.

Wanic T, Pająk M. 2012. Wpływ robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia* L. na zawartość mineralnych form azotu w poziomach próchnicznych terenów rekultywowanych dla leśnictwa. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 14: 93-101

Wojda T, Klisz M, Jastrzębowski S, Mionskowski M, Szyp-Borowska I, Szczygieł K. 2015. The geographical distribution of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Poland and its role on non-forest land. Papers on Global Change 22: 101-113.

Zając A, Zając M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. – Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland Pracownia Chrologii Komputerowej Instytutu Botaniki UJ, Kraków

Zajączkowski K. 2013. Robinia akacjowa – wartościowy gatunek. Plantacyjna uprawa robinii. w: Materiały konferencyjne, Konferencja Robinia akacjowa w krajobrazie Ziemi Lubuskiej, 29.10.2013 – Ośrodek Wypoczynkowy "Leśnik" w Łagowie, Łagów, s. 73-83.

Zajączkowski K. (red.). 2001. Dobór drzew i krzewów do zadrzewień na obszarach wiejskich. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, ss. 78.

Zajączkowski K, Wojda T. 2012. Robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* L. w gospodarczej uprawie plantacyjnej. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 14: 130-135

Zieliński J, Biel G, Danielewicz W, Tomaszewski D. 2015. Różowokwiatowe robinie (*Robinia* L., Fabaceae) dziczejące w Polsce. Rocznik Polskiego Towarzystwa Dendrologicznego 63: 9-33.

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

Basnou C. 2006. *Robinia pseudoacacia*. W: Daisie for Europe. (http://www.europe-aliens.org/pdf/Robinia_pseudoacacia.pdf) Data dostępu: 2018-03-26

CABI 2017. Invasive Species Compendium. *Robinia pseudoacacia* (black lucust) (https://www.cabi.org/isc/datasheet/47698) Data dostępu: 2018-04-01

DAISIE 2006. *Robinia pseudoacacia* factsheet (http://www.europe-aliens.org/pdf/Robinia_pseudoacacia.pdf)

Gatunki obce w faunie Polski. 2012. IOP PAN Wyd. internetowe. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. (http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/)

Spława Neymann S, Owczarzak Z. 2014. Robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.). Vademecum. Instytut Technologii Drewna, Poznań. (https://www.itd.poznan.pl/pl/vademecum/robinia-akacjowa) Data dostępu: 2018-04-13

The Plant List. 2013 Version 1.1. (www.theplantlist.org)

3. Dane niepublikowane (N)

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie

4. Inne (I)

–

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Danielewicz W. 1980-2017. Obserwacje: Władysława Danielewicza

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Nawłoć kanadyjska

2) nazwa łacińska: ***Solidago candensis*** L.

3) nazwa angielska: Canadian goldenrod

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: –

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Solidago canadensis* subsp. *altissima*
Solidago canadensis subsp. *canadensis*

c) synonimy nazwy angielskiej: –

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Asteraceae

7) pochodzenie (region):
wschodnia część Ameryki Północnej

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

4) sposób rozmnażania się

Gatunek rozmnaża się generatywnie, produkując dużą liczbę lekkich nasion, a także wegetatywnie; charakteryzuje się szybkim wzrostem klonalnym za pomocą kłączy.

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: gatunek wprowadzony został jako roślina ozdobna i miododajna;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: nasiona i kłącza mogły zostać przypadkowo zawleczone wraz z ozdobnymi gatunkami drzew, z materiałem szkółkarskim;
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): roślina może rozprzestrzeniać się dzięki produkcji dużej ilości lekkich nasion lub za pomocą kłaczy;
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): gatunek rozprzestrzenia się wzdłuż szlaków komunikacyjnych (drogi, linie kolejowe, a także cieki wodne); w miejscach poddawanych nieregularnym zaburzeniom (koszenie, wydeptywanie); podczas prac remontowych na przydrożach dróg nieutwardzonych i leśnych, wzdłuż których kłącza i nasiona nawłoci mogą być roznoszone wraz z zanieczyszczoną nimi ziemią, także na maszynach m.in. rolniczych; istnieje także możliwość rozprzestrzeniania roślin ze względu na walory dekoracyjne i użytkowe, w wyniku handlu ich nasionami i sadzonkami, które nadal są dostępne w sprzedaży za pośrednictwem katalogów i stron internetowych komercyjnych szkółek i ogrodów botanicznych.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Nawłoć kanadyjska występuje na licznych stanowiskach, tworząc często łany zajmujące dużą powierzchnię. W obrębie *S. canadensis* wydzielane są dwa taksony: *S. canadensis* var. *candensis* (*S. canadensis* s.s.) i *S. canadensis* var. *scabra* (*S. altissima*) różniące się częstością występowania. Takson typowy występuje dużo rzadziej, niż *S. canadensis* var. *scabra*. Taksony te nie różnią się względem preferencji siedliskowych oraz zdolności konkurencyjnych i we większości prac podawane są jako jeden gatunek, *S. canadensis*. Liczniejsze stanowiska tego gatunku odnotowano w Polsce południowej, lecz jest także rozpowszechniony w północnej i środkowej części kraju. Nawłoć kanadyjska często współwystępuje z nawłocią późną *S. gigantea* oraz rudbekią nagą *Rudbeckia laciniata* tworząc zbiorowisko *Rudbeckio-Solidaginetum*.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:
Nawłoć kanadyjska należy do kategorii gatunków silnie ekspansywnych, których liczne populacje rozrastają się w szybkim tempie. Skuteczność rozprzestrzenia zapewnia m.in. produkcja dużej liczby nasion rozsiewanych na znaczne odległości, a także szybko rozrastające się kłącza, które umożliwiają skolonizowanie nowo zajętych siedlisk. Liczba nasion wyprodukowanych przez jedną roślinę może osiągnąć nawet 10 000. Na masowo skolonizowanych powierzchniach może znajdować się do około 300 roślin/m^2. Kluczowym wektorem rozprzestrzeniania nawłoci jest dyspersja lekkich nasion opadających w pobliżu roślin macierzystych, przenoszonych następnie na nowe tereny przez wiatr, wodę lub na sierści zwierząt, natomiast rozprzestrzenianie na krótkie dystanse odbywa się za pomocą fragmentów kłączy przenoszonych z wodą. W okresie 129 lat (od 1872 do 2000 roku), odnotowano w Polsce około 3 400 stanowisk nawłoci kanadyjskiej, natomiast w czasie niespełna ostatnich 20 lat, ich liczba zwiększyła się o około 2 200, co wskazuje na szybkie tempo rozprzestrzeniania się gatunku. Należy mieć na uwadze, że uzyskane dotąd wyniki, pokazują przede wszystkim stan zbadania rozmieszczenia. Największą liczbę stanowisk odnotowano dotąd w południowych i południowo-zachodnich rejonach kraju, natomiast mniejszą w części wschodniej. W ostatnich latach gatunek dynamicznie powiększa obszar występowania, dlatego należy oczekiwać jego postępującej ekspansji także w pozostałych rejonach kraju.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

Występuje zarówno na siedliskach półnaturalnych i naturalnych: w lasach, zaroślach, w dolinach i na brzegach rzek oraz zbiorników wodnych, na łąkach suchych i wilgotnych, jak również na siedliskach antropogenicznych: na nasypach, groblach pomiędzy stawami, w sadach, na przydrożach i terenach kolejowych. Odnotowano także stanowiska na przydrożach dróg leśnych i w uprawach leśnych. Może być także chwastem upraw (np. wierzby energetycznej), jednak intensywne zabiegi agrotechniczne są skuteczne w przeciwdziałaniu inwazji gatunku.

9) charakterystyka gatunku

Nawłoć kanadyjska *Solidago canadensis* to wieloletnia bylina dorastająca do 150 cm. Pędy są dołem nagie, a od połowy szorstko, odstająco owłosione. Na łodydze znajdują się skrętolegle ustawione, lancetowate liście, długo zaostrzone, ostro ząbkowane, rzadko całobrzegie, o 6–13 cm długości, spodem owłosione na nerwach. Kwiaty żółte, zewnętrzne języczkowate krótsze od okrywy. Są one zebrane w drobne, koszyczkowate kwiatostany, o okrywie do 2,8 mm długości, zestawione w piramidalne wiechowate grona 15–30 cm długie. Owocem jest niełupka opatrzona krótkim, do 2,5 mm długości puchem kielichowym. Nawłoć kanadyjska kwitnie od lipca do nawet października, najbardziej intensywnie od połowy sierpnia do końca września. Rośliny zakwitają każdego roku począwszy od pierwszego roku życia. Kwiaty zapylane są przede wszystkim przez owady wabione dużą ilością nektaru i pyłku, intensywnym, słodkim zapachem i żółtym kolorem okazałych kwiatostanów. Możliwe jest też samozapylenie. Gatunek rozmnaża się także wegetatywnie dzięki kłączom. Rośliny są długowieczne i mogą osiągać wiek 100 lat. Części nadziemne zamierają jesienią, a roślina zimuje dzięki pączkom, z których na wiosnę rozwijają się nowe pędy. Nawłoć kanadyjska wykazuje dużą tolerancję i podobieństwa do nawłoci późnej *Solidago gigantea* pod względem wymagań ekologicznych m.in. wilgotności, podłoża i klimatu. Gatunek jest wrażliwy na długotrwałe zalewanie.

We wtórnym zasięgu występowania nawłoć kanadyjska wykazuje szeroką amplitudę ekologiczną i spektrum siedliskowe. Gatunek posiada dużą tolerancję wobec wymagań glebowych, ale wymaga pełnego światła. Osiąga szybciej pozycję gatunku dominującego na glebach bogatych w składniki odżywcze, które zawierają glinę, niż na piaszczystych o niskiej zawartości substancji odżywczych. W okresie suchego lata roczne pędy roślin mogą zamierać, podczas gdy kłącza przetrwają, z kolei długotrwałe okresy z nadmierną wilgotnością lub ujemne temperatury prowadzą do obumierania kwiatów.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

W swojej ojczyźnie (Ameryka Północna), nawłoć kanadyjska jest naturalnie spotykana na obrzeżach lasów, przydrożach, przypłociach i innego typu nieużytkach, m.in. na terenach kolejowych, nasypach, szczególnie na terenach miejskich i podmiejskich. Występuje także na nieużytkowanych łąkach i pastwiskach oraz na porzuconych polach uprawnych. Rzadko jest spotykana na polach uprawnych jako chwast.

11) zastosowanie gospodarcze

Nawłoć kanadyjska została wprowadzona do Europy/Polski celowo jako roślina ozdobna i miododajna. Współcześnie jest sadzona w ogrodach przydomowych, a przez pszczelarzy uważana za dobre źródło późnego pożytku (nektaru i pyłku). Pędy i kwiatostany roślin znajdują zastosowanie również we florystyce. Ponadto znane są od wieków właściwości lecznicze nawłoci; ekstrakty z suchych pędów zebranych na początku kwitnienia stosowano w fitoterapii jako środek urologiczny i przeciwzapalny. Niektóre związki uzyskiwane z korzeni nawłoci hamują wzrost komórek rakowych. Rozważano także wykorzystanie biomasy nawłoci do celów energetycznych oraz do produkcji biogazu.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1872

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

We florze Europy nawłoć kanadyjska jest notowana od pierwszej połowy XVII w. Została sprowadzona celowo (Anglia) jako roślina ozdobna. Jako gatunek łatwy w uprawie i o oryginalnych walorach ozdobnych (pokrój i rozmiary roślin, efektowne kwiatostany) był rozpowszechniany i stosunkowo szybko rozszerzył swój zasięg w Europie. W XIX wieku nawłoć kanadyjska występowała w większości krajów Europy Zachodniej. Gatunek trafił do Polski prawdopodobnie wraz z importem towarów rolnych. Pierwsze w Polsce udokumentowane stanowiska nawłoci kanadyjskiej, spoza uprawy, pochodzą z 1872 roku z okolic Lublina i Krakowa. Do 2000 roku odnotowano w Polsce 3 436 stanowisk gatunku. Obecnie największa ich koncentracja występuje w południowych i południowo-zachodnich rejonach kraju. Nawłoć kanadyjska jest szeroko rozprzestrzenionym w Polsce gatunkiem. Jednak dane te dotyczą gatunku w szerokim ujęciu taksonomicznym, z ostatnich lat XX w., dlatego należy mieć na uwadze, że rozmieszczenie gatunku wymaga weryfikacji w pozostałych rejonach Polski.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,75

kategoria: średnio inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,50

kategoria: nie zmieni się

opis:
Gatunek jest już zadomowiony na terenie Polski. Potencjalny zasięg występowania nawłoci kanadyjskiej w Europie, związany z warunkami klimatycznymi i obecnością siedlisk jest większy niż obecny. Zakładając, że w przyszłości temperatura wzrośnie o 1-2 °C, prawdopodobieństwo, że gatunek przełamie kolejne bariery, które do tej pory uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie w Polsce, nie zmieni się. Nawłoć kanadyjska preferuje zarówno ciepły klimat umiarkowany, z średnią temperaturą latem >10°C i zimną >0°C, jak też ciepły klimat umiarkowany z suchym latem lub suchą zimą. Gatunek toleruje również kontynentalny klimat z suchym latem lub suchą zimą z średnią temperaturą najcieplejszego miesiąca powyżej 10°C i najzimniejszego poniżej 0°C. Dobrze radzi sobie także w warunkach klimatu tundrowego, gdzie średnia temperatura najcieplejszego miesiąca jest w przedziale 1-10°C.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,70

kategoria: duży

opis:
Nawłoć kanadyjska dzięki dużej dynamice wzrostu i zdolnościom do efektywnego wykorzystania istniejących zasobów siedliskowych, skutecznie konkuruje o światło, przestrzeń i składniki odżywcze, zarówno z rodzimymi gatunkami roślin m.in. z nawłocią pospolitą *Solidago virgaurea* czy wrotyczem pospolitym *Tanacetum vulgare* jak też z inwazyjnymi nawłociami: nawłocią późną *S. gigantea* i wąskolistną *S. graminifolia*. Jednak szczególne zagrożenie stwarza dla rzadkich i cennych gatunków siedlisk m.in. łąkowych (por. pkt. 3.3.). Gatunek cechuje się szybkim wzrostem klonalnym za pomocą kłączy, co ułatwia tworzenie zwartych i gęstych jednogatunkowych płatów utrudniających wzrost oraz regenerację innych roślin i w efekcie prowadzi do zmniejszenia bogactwa rodzimych gatunków roślin. Nawłoć kanadyjska może utrudniać kiełkowanie siewek wielu gatunków rodzimych, poprzez uwalnianie związków allelopatycznych, które hamują rozwój innych roślin. Właściwości allelopatyczne nawłoci także skutecznie ograniczają rozwój patogenów glebowych, co sprzyja inwazji gatunku i wzmacnia jego dominację na kolonizowanych terenach i prowadzi do homogenizacji krajobrazu, czyli tworzenia jednogatunkowych populacji nawłoci o zwartym charakterze i znacznym ubóstwie gatunkowym. Nawłoć kanadyjska przyczynia się także do ograniczenia liczebności zapylaczy, szczególnie pszczół i bzygowatych, odwiedzających kwiaty roślin rodzimych. Owady należące do grupy zapylaczy w siedliskach łąkowych (motyle dzienne, pszczoły, bzygowate) są wrażliwe i wycofują się z miejsc zajmowanych przez inwazyjne nawłocie, które nie sprawdzają się w roli ich roślin żywicielskich; nawłocie dostarczają nektaru, ale nie są w stanie zastąpić wypartych nektarodajnych rodzimych gatunków roślin pod względem zarówno różnorodności, jak i ilości nektaru. Znane są przypadki, gdzie w płatach z udziałem inwazyjnych roślin, różnorodność zapylaczy spadła nawet o 90%.

Nawłoć kanadyjska krzyżuje się z rodzimym w Polsce gatunkiem: nawłocią pospolitą, tworząc mieszańca międzygatunkowego *Solidago ×niederederi*. Mieszaniec jest prawdopodobnie częsty na terenie całego kraju i powstaje spontanicznie w miejscach, gdzie kontaktują się ze sobą oba gatunki rodzicielskie, szczególnie w szkółkach leśnych i na opuszczonych polach. Możliwość krzyżowania się inwazyjnej nawłoci z rodzimym gatunkiem nawłocią pospolitą może stanowić dla niego zagrożenie; mieszaniec przyciąga wiele owadów zapylających, a zatem może skutecznie konkurować z rodzimym gatunkiem.

Obecność nawłoci kanadyjskiej powoduje zmiany właściwości fizycznych i chemicznych gleby. Wpływ nie jest znaczący, lecz inwazja gatunku może stworzyć dla niego lepsze warunki glebowe poprzez poprawę struktury mikrobiologicznej gleby i tym samym ułatwiać jej wzrost. Obecność gatunku przyczynia się m.in. do zwiększenia pH podłoża, zawartości azotu, węgla i substancji organicznych. Rośliny nawłoci mają także wpływ na koncentrację i aktywność mikroorganizmów glebowych.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

- 6410 – Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe zw. *Molinion*;
- 6430 – Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne;
- 6510 – Niżowe i górskie łąki świeże użytkowane ekstensywnie zw. *Arrhenatherion*;

Gatunek wnika również w zbiorowiska:

- 7230 – Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

Nawłoć kanadyjska konkuruje z wieloma rodzimymi gatunkami roślin (por. pkt. 3.3.), ale szczególne zagrożenie stwarza dla rzadkich i cennych gatunków takich jak:

- czosnek kątowaty (*Allium angulosum*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- stokłosa groniasta (*Bromus racemosus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- turzyca Hartmana (*Carex hartmanii*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- zimowit jesienny (*Colchicum autumnale*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- kukułka szerokolistna (*Dactylorhiza majalis* s.l.) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną częściową;
- goździk pyszny (*Dianthus superbus* ssp. *superbus*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- wilczomlecz błyszczący (*Euphorbia lucida*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- wilczomlecz błotny (*Euphorbia palustris*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- szachownica kostkowata (*Fritillaria meleagris*) – gatunek krytycznie zagrożony CR, objęty ochroną ścisłą;
- goryczka wąskolistna (*Gentiana pneumonanthe*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- mieczyk dachówkowaty (*Gladiolus imbricatus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną ścisłą;
- konitrut błotny (*Gratiola officinalis*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną częściową;
- kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- sit ostrokwiatowy (*Juncus acutiflorus*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- sit czarny (*Juncus atratus*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- sit tępokwiatowy (*Juncus subnodulosus*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną częściową;
- okrzyn łąkowy (*Laserpitium prutenicum*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- nasięźrzał pospolity (*Ophioglossum vulgatum*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- starodub łąkowy (*Ostericum palustre*) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną ścisłą;
- tarczyca oszczepowata (*Scutellaria hastifolia*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- starzec wodny (*Senecio aquaticus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- koniopłoch łąkowy (*Silaum silaus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- komonicznik skrzydlastostrąkowy (*Tetragonolobus maritimus* ssp. *siliquosus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną częściową;
- pełnik europejski (*Trollius europaeus* s. str.) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- fiołek drobny (*Viola pumila*) – gatunek krytycznie zagrożony CR, nieobjęty ochroną

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,75

kategoria: duży

opis:

Nawłoć kanadyjska jest gatunkiem rzadko pojawiającym się na polach ornych jako chwast upraw. Odnotowano przypadki zachwaszczenia nawłocią upraw wierzby energetycznej. Duży wpływ konkurencyjny nawłoci dotyczy wnikania do zbiorowisk łąkowych i wypierania rodzimych gatunków tych siedlisk, przez co następuje obniżenie wartości paszowych łąk. Ziele nawłoci kanadyjskiej zawiera znaczną ilość diterpenów, co może wpływać negatywnie na wartość pokarmową paszy pozyskanej z łąk z udziałem nawłoci. Zwierzęta karmione sianem z dużą zawartością nawłoci mogą być podatne na zatrucia (konie, bydło). Nawłocie wpływają negatywnie na zmniejszenie areału łąk i pastwisk, na łąkach uznanych za cenne przyrodniczo (utrzymywane w ramach pakietu 4 i 5 programu rolno-środowiskowego – tzw. pakiety przyrodnicze, czyli dopłaty dla rolników za ekstensywne użytkowanie łąk i pastwisk, polegające na ograniczeniu nawożenia i ilości pokosów lub intensywności wypasu, w celu zachowania cennych siedlisk i zagrożonych gatunków ptaków), dlatego powinny być aktywnie zwalczane. Nawłocie powodują także zmniejszenie atrakcyjności turystycznej terenu poprzez negatywny

wpływ na krajobraz. Płaty nawłoci występujące masowo wzdłuż dróg mogą także ograniczać widoczność na łukach drogi, przysłaniać znaki drogowe czy ograniczać dostęp do zbiorników wodnych np. dla wędkarzy.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,25

kategoria: mały

opis:

Nawłoć może powodować katar sienny u ludzi, jednak jej pyłek jest ciężki i lepki, przez co jest przenoszony przez owady lub zmywany przez deszcz w pobliżu rośliny. Rzadkie są przypadki, że przy suchej, bardzo wietrznej pogodzie ilość pyłku w powietrzu może przeszkadzać wrażliwym osobom.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,25

kategoria: umiarkowanie negatywny

opis:

Nawłocie mogą powodować zaburzenia usług zaopatrzeniowych poprzez zmniejszenie wartości produkcyjnej łąk i pastwisk. Nawłocie są postrzegane pozytywnie przez właścicieli pasiek jako źródło późnego pożytku pszczelego, jednak inwazja nawłoci ma wpływ na zaburzenie cyklu wchodzenia pszczół w zimowanie, ponieważ ciągła dostępność jej kwiatów w jesieni stymuluje wydłużanie okresu lotów i czasu zbierania pokarmu na zimę. Pszczoły nie przerywają lotów by przygotować się do zimowania, tylko kontynuują zbieranie pokarmu. Skutkuje to niższą przeżywalnością rodzin pszczelich po zimie. Nawłocie zaburzają usługi regulacyjne poprzez zmiany warunków glebowych. Inwazja nawłoci wpływa na relacje pomiędzy dzikimi zapylaczami a miejscową florą. Blokuje także proces spontanicznej sukcesji na terenach leśnych i na porzuconych polach. Inwazyjne nawłocie wpływają także na cykle biogeochemiczne i produkcję pierwotną zasiedlanych zbiorowisk. Inwazja nawłoci wpływa negatywnie na estetykę krajobrazu przez co zaburza usługi kulturowe.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Dotychczas w Polsce nie były wykonywane żadne celowe działania służące kontroli czy eliminacji gatunku. Jedynym zabiegiem stosowanym w praktyce jest koszenie nieużytków oraz przydroży, gdzie występują nawłocie. Jednak celem tych zabiegów nie jest zwalczanie nawłoci. W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia", gatunek został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy.

W Europie stosowanymi metodami kontroli gatunku, są metody mechaniczne. Skutecznym sposobem jest regularne koszenie (kilkakrotnie w ciągu roku lub gdy nie jest to możliwe, późnym latem), ponieważ ścinanie części nadziemnych roślin wyraźnie zmniejsza ich wigor. W początkowej fazie ekspansji dobre rezultaty daje punktowe niszczenie roślin (wyrywanie lub wykopywanie). W przypadku, kiedy celem ochrony na danym obszarze nie są zbiorowiska roślin zielnych, można podejmować działania przyspieszające sukcesję roślin drzewiastych, których zwarcie zwiększa ocienienie i pogarsza warunki siedliskowe nawłoci.

5. Zalecany sposób postępowania z gatunkiem

kategoria: **W4** – gatunek wysokiego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (czarna lista)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Abhilasha D, Quintana N, Vivanco J, Joshi J. 2008. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* sl restrain the native European flora? Journal of Ecology 96: 993-1001

Bartha S. Szentes,S. Horváth A, Házi J, Zimmermann Z, Molnár C, Dancza I, Margóczi K, Pál RW, Purger D, Schmidt D, Óvári M, Komoly C, Sutyinszki Z, Szabó G, Csathó AI, Juhász M, Penksza K, Molnár Z. 2014. Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands Appl. Veg. Sci. 17: 201-213

Biskupski A, Rola J, Sekutowski T, Kaus A, Włodek S. 2012 Wstępne wyniki dotyczące technologii zbioru biomasy *Solidago* sp. I jej przetwarzania do celów opałowych. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu 584: 7-16

Bornkamm R. 2007 Spontaneous development of urban woody vegetation on differing soils. Flora 202: 695-704

Carson WP, Root RB 2000 Herbivory and plant species coexistence: community regulation by an outbreaking phytophagous insect. Ecol Monogr 70: 73-99

Chapuis-Lardy L, Vanderhoeven S, Dassonville N, Koutika LS, Meerts P. 2006 Effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus status. Biol. Fert. Soils. 481-489

Fenesi A, Geréd J, Meiners SJ, Tóthmérész B, Török P, Ruprecht E 2015b Does disturbance enhance the competitive effect of the invasive *Solidago canadensis* on the performance of two native grasses? Biol Invasions 17: 3303-3315

Fenesi A, Vágási CI, Beldean M, Földesi R, Kolcsár LP, Shapiro JT, Török E, Kovács-Hostyánszki A 2015a *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different-aged old fields. Basic Appl. Ecol. 16: 335-346

Frankton C 1963 Weeds of Canada. 196 Ottawa, Canada, Canada department of agriculture.

Hartnett DC, Bazzaz FA 1985 The genet and ramet population dynamics of *Solidago canadensis* in an abandoned field. J Ecol 73: 407-413

Hejda M, Pyšek P, Jarošik V 2009 Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. J. Ecol. 97: 393-403

Jazwa M, Jedrzejczak E, Klichowska E, Pliszko A 2018 Predicting the potential distribution area of *Solidago xniederederi* (Asteraceae). Turkish Journal of Botany 42: 51-56

Jianzhong L, Wei Q, Jiakuan C, Bo, L 2005 Impact of invasive species on soil properties: Canadian goldenrod (*Solidago canadensis*) as a case study. Chinese Biodiversity 13: 347-356

Lenda M, Witek M, Skórka P, Moroń D, Woyciechowski M 2013 Invasive alien plants affect grassland ant communities, colony size and foraging behaviour. Biol. Invasions 15: 2403 2414

Łuczaj Ł 2013 Rośliny święcone w bukietach w dniu Matki Boskiej Zielnej w cerkwiach prawosławnych na przedpolu Puszczy Białowieskiej. Etnobiologia Polska 3: 55-62

Masło D, Najberek 2014 Amerykańskie nawłocie kontra polskie motyle dzienne w: Mirek Z., Nikel A. (red.), Ochrona przyrody w Polsce wobec współczesnych wyzwań cywilizacyjnych. 189-195 Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków

Meyer A, Schmid B 1999a Seed dynamics and seedling establishment in the invading perennial *Solidago altissima* under different experimental treatments. J Ecol 87: 28-41

Meyer A, Schmid B 1999b Experimental demography of the old-field perennial *Solidago altissima*: the dynamics of the shoot population. J. Ecol. 87: 17-27

Migdalek G, Kolczyk J, Pliszko A, Koscinska-Pajak M, Slomka, A 2014 Reduced pollen viability and ach development in *Solidago* x *niederederi* Khek from Poland. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 83: 251-2

Moroń D, Lenda M, Skórka P, Szentgyörgyi H, Settele J, Woyciechowski M 2009 Wild pollinator commun are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. Biol. Conserv. 142: 1322 1332

Pliszko A. 2013 A new locality of *Solidago xniederederi* Khek (Asteraceae) in Poland. Biodiversity: Research and Conservation 29: 57-62

Pliszko A, Kostrakiewicz-Gierałt K. 2017 Resolving the naturalization strategy of *Solidago xniederederi* (Asteraceae) by the production of sexual ramets and seedlings. Plant Ecology 218: 1243-1253

Pliszko A, Zalewska-Gałosz J 2016 Molecular evidence for hybridization between invasive *Solidago canadensis* and native *S. virgaurea*. Biological invasions 18: 3103-3108

Rutkowski L. 2006 Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. 816 PWN Warszawa

Scharfy D, Güsewell S, Gessner,MO, Venterink HO 2010 Invasion of *Solidago gigantea* in contrasting experimental plant communities: effects on soil microbes, nutrients and plant-soil feedbacks. J. Ecol. 98: 1379-1388

Semple JC, Cook RE 2006 *Solidago* – Flora of North America. Flora North America Editional Committee (red.). 107-166 Oxford University Press, Oxford,

Skórka P, Lenda M, Tryjanowski P 2010 Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. Biol. Conserv. 143: 856-861

Strzałkowska M 2005 Kwitnienie i wartość pożytkowa *Solidago* hybrida hort. IUMCS 16: 131-137

Szymura M, Dradrach A, Świerszcz S 2015a Wpływ roślin inwazyjnych na wartości przyrodnicze i estetyczne terenów zieleni Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu – Rolnictwo 615: 33-46

Szymura M, Szymura TH 2011 Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitoceno. Acta Bot. Silesiaca 6: 195-212

Szymura M, Szymura TH 2013 Soil preferences and morphological diversity of goldenrods (*Solidago* L.) fro south-western Poland. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 82: 107-115

Szymura M, Szymura TH 2016a Interactions between alien goldenrods (*Solidago* and *Euthamia* species) ar comparison with native species in Central Europe. Flora 218: 51-61

Szymura M, Szymura TH 2016b Historical contingency and spatial processes rather than ecological niche differentiation explain the distribution of invasive goldenrods (*Solidago* and *Euthamia*). Plant Ecology 217: 565-582

Szymura M, Szymura TH, Kreitschitz A 2015b Morphological and cytological diversity of goldenrods (*Solidago* L. and *Euthamia* Nutt.) from south-western Poland. Biodiversity: Research and Conservation 38: 41-49

Szymura M, Szymura TH, Świerszcz S 2016 Do the landscape structure and socio-economic variables explain alien *Solidago* invasion? Folia Geobotanica 51: 13-25

Szymura M, Wolski K 2006 Zmiany krajobrazu pod wpływem ekspansywnych bylin północnoamerykańskich z rodzaju *Solidago* L. Problemy Ekologii Krajobrazu 16: 451-460

Szymura M, Wolski K 2011 Leaf epidermis traits as tools to identify *Solidago* L. taxa in Poland. Acta Biologica Cracoviensia series Botanica 53: 38-46

Szymura TH, Szymura M, Zając M, Zając A 2018 Effect of anthropogenic factors, landscape structure, land relief, soil and climate on risk of alien plant invasion at regional scale. Science of The Total Environment 626: 1373-1381

Świerszcz S, Szymura M, Wolski K, Szymura TH 2017 Comparison of methods for restoring meadows invaded by *Solidago* species. Polish Journal of Environmental Studies 26: 1251-1258

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. 196 Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa,

Vanderhoeven S, Dassonville N, Meerts P. 2005 Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant Soil. 275: 169-179

Wagenitz G 1964 *Solidago* W: Hegi G. Illustriete Flora von Mitteleuropa 6: 16-29 Carl Hanser, München

Weber E 1997 Morphological variation of the introduced perennial *Solidago canadensis* L. sensu lato (Asteraceae) in Europe. Bot J Linn Soc 123.

Weber E 1998 The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. Journal of Biogeography 25: 147-154

Weber E 2000 Biological flora of Central Europe: *Solidago altissima* L. Flora 195: 123-134

Weber E 2001 Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago*) in Europe. Conservation Biology 15: 122-128

Whitham TG 1983 Host manipulation of parasites: within-plant variation as a defense against rapidly evolving pests. w: Denno RF, McClure MS, Variable plants and herbivores in natural and managed systems 15-41

Zając A, Zając M (red.) 2001 Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. 716 Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zając A, Zając M (red.) 2015 Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Dane pochodzące z baz danych

Nobanis 2018 NOBANIS database *S. canadensis* (https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/s/solidago-canadensis/solidago-canadensis.pdf) Data dostępu: 2018-03-21

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Szymura M 2011 Zachwaszczenie nawłocią uprawy wierzby energetycznej (woj. dolnośląskie)

Szymura M 2012 Obserwacje w ramach realizacji grantu: N N305 401438, pod tytułem: Charakterystyka roślin inwazyjnych z rodzaju *Solidago* L. występujących na obszarze południowo-zachodniej Polski w latach 2010-2013.

Autorzy karty:
Magdalena Szymura[1], Katarzyna Bzdęga[2], Barbara Tokarska-Guzik[2]

[1] Zakład Łąkarstwa i Kształtowania Terenów Zieleni, Instytut Agroekologii i Produkcji Roślinnej, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
[2] Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

INSTYTUT OCHRONY PRZYRODY PAN

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

1. Informacje podstawowe

1) nazwa polska: Nawłoć późna

2) nazwa łacińska: ***Solidago gigantea*** Aiton

3) nazwa angielska: Giant goldenrod

4) synonimy nazw (o ile są używane, maksymalnie dwie najczęściej stosowane)

a) synonimy nazwy polskiej: Nawłoć olbrzymia

b) synonimy nazwy łacińskiej: *Solidago pitcheri*, *Solidago serotina*

c) synonimy nazwy angielskiej: Smooth goldenrod, Late goldenrod

5) rodzaj organizmu: rośliny naczyniowe

6) rodzina: Asteraceae

7) pochodzenie (region):

Ameryka Północna – od południowej części Stanów Zjednoczonych do północnej części Kanady.

8) występowanie w Polsce (tak/nie): **TAK**

Jeśli TAK to: [X] w środowisku przyrodniczym [X] w uprawie i hodowli

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
GENERALNA DYREKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

5) drogi wprowadzania i rozprzestrzeniania się

- drogi wprowadzania zamierzonego: gatunek wprowadzony został jako roślina ozdobna i miododajna;
- drogi wprowadzania niezamierzonego: nasiona i kłącza mogły zostać przypadkowo zawleczone wraz z ozdobnymi gatunkami drzew, z materiałem szkółkarskim;
- drogi rozprzestrzeniania naturalnego (po wcześniejszej introdukcji, bez udziału człowieka): roślina może rozprzestrzeniać się dzięki produkcji dużej ilości lekkich nasion lub za pomocą kłaczy;
- drogi rozprzestrzeniania antropogenicznego (przy udziale człowieka): gatunek rozprzestrzenia się wzdłuż szlaków komunikacyjnych (drogi, linie kolejowe, a także cieki wodne); w miejscach poddawanych nieregularnym zaburzeniom (koszenie, wydeptywanie); podczas prac remontowych na przydrożach dróg nieutwardzonych i leśnych, wzdłuż których kłącza i nasiona nawłoci mogą być roznoszone wraz z z zanieczyszczoną nimi ziemią, także na maszynach m.in. rolniczych. Istnieje także możliwość rozprzestrzeniania roślin ze względu na walory dekoracyjne i użytkowe, w wyniku handlu ich nasionami i sadzonkami, które nadal są dostępne w sprzedaży za pośrednictwem katalogów i stron internetowych komercyjnych szkółek.

6) stopień rozprzestrzenienia

gatunek szeroko rozprzestrzeniony – **kategoria 4**

Nawłoć późna występuje na licznych stanowiskach, tworząc często łany zajmujące dużą powierzchnię. Liczniejsze stanowiska tego gatunku odnotowano w Polsce południowej, lecz jest także rozpowszechniony w północnej i środkowej części kraju. Nawłoć późna często współwystępuje na stanowiskach z nawłocią kanadyjską *Solidago canadensis* oraz rudbekią nagą *Rudbeckia laciniata* tworząc zbiorowisko *Rudbeckio-Solidaginetum*.

7) dynamika gatunku

kategoria: gatunki silnie ekspansywne

stopień pewności: duży

opis:

Nawłoć późna należy do kategorii gatunków silnie ekspansywnych, których liczne populacje rozrastają się w szybkim tempie. Skuteczność rozprzestrzenia zapewnia m.in. produkcja dużej liczby nasion rozsiewanych na znaczne odległości, a także szybko rozrastające się kłącza, które umożliwiają skolonizowanie nowo zajętych siedlisk. Kluczowym wektorem rozprzestrzeniania nawłoci jest dyspersja lekkich nasion opadających w pobliżu roślin macierzystych, przenoszonych następnie na nowe tereny przez wiatr, wodę lub na sierści zwierząt, natomiast rozprzestrzenianie na krótkie dystanse odbywa się za pomocą fragmentów kłączy przenoszonych z wodą. W okresie 147 lat (od 1853 do 2000 roku), odnotowano około 5 350 stanowisk nawłoci późnej, natomiast w czasie niespełna ostatnich 20 lat, ich liczba zwiększyła się o około 5 400, co wskazuje na szybkie tempo rozprzestrzeniania się gatunku. Należy mieć na uwadze, że uzyskane dotąd wyniki, pokazują przede wszystkim stan zbadania rozmieszczenia. Największą liczbę stanowisk odnotowano dotąd w południowych i południowo-zachodnich rejonach kraju, natomiast mniejszą w części wschodniej. W ostatnich latach gatunek dynamicznie powiększa obszar występowania, dlatego należy oczekiwać jego postępującej ekspansji także w pozostałych rejonach kraju.

8) siedliska, które zasiedla gatunek w kolonizowanych miejscach

We wtórnym zasięgu występowania nawłoć późna wykazuje szeroką amplitudę ekologiczną i spektrum siedliskowe. Gatunek posiada dużą tolerancję wobec wymagań glebowych. Osiąga szybciej pozycję gatunku dominującego na glebach bogatych w składniki odżywcze, które zawierają glinę, niż na piaszczystych o niskiej zawartości substancji odżywczych. W okresie suchego lata roczne pędy roślin mogą zamierać, podczas gdy kłącza przetrwają, z kolei długotrwałe okresy z nadmierną wilgotnością lub ujemne temperatury prowadzą do obumierania kwiatów. Występuje zarówno na siedliskach półnaturalnych i naturalnych: w lasach, zaroślach, w dolinach i na brzegach rzek i zbiorników wodnych, na łąkach suchych i wilgotnych, jak również antropogenicznych: na nasypach, groblach pomiędzy stawami, w sadach, na przydrozach i terenach kolejowych. Odnotowano także stanowiska na przydrożach dróg leśnych i nasadzeniach leśnych. Może być także chwastem upraw (np. wierzby energetycznej), jednak intensywne zabiegi agrotechniczne są skuteczne w przeciwdziałaniu inwazji.

9) stopień inwazyjności (negatywny wpływ)

wynik oceny: 0,75

9) charakterystyka gatunku

Nawłoć późna jest byliną osiągającą wysokość od 50 do 250 cm. Posiada sztywną, wzniesioną łodygę, w dolnej części nagą, pokrytą woskiem, pod kwiatostanem nieznacznie owłosioną. Łodygi często przybierają barwę czerwono-purpurową, jednak ta cecha nie jest obserwowana u roślin rosnących w cieniu, lub w gęstych łanach. Liście kształtu lancetowatego o zaostrzonym zakończeniu i brzegach ostro piłkowanych. Powierzchnia blaszki liściowej naga od strony doosiowej, zaś od strony odosiowej włoski spotykane są na nerwach liściowych. Kwiaty, żółte, małe, brzeżne języczkowate, nieco dłuższe od wewnętrznych rurkowatych, zebrane w dzwonkowate koszyczki osadzone na krótkich szypułkach. Koszyczki zgrupowane są w jednostronne wiechokształtne kwiatostany, widoczne z daleka. Kwitnie w sierpniu i wrześniu. Tworzy owoce w postaci niełupek z puchem kielichowym, które są rozsiewane przez wiatr. Podstawowym sposobem rozmnażania jest rozrost wegetatywny; nawłoć tworzy system długich, silnie rozgałęzionych kłączy, z których wyrastają nowe pędy nawet w znacznej odległości od roślin macierzystych. Nawłoć późna wykazuje zmienność morfologiczną, co znajduje odzwierciedlenie w liczbie wyróżnionych odmian. Jest gatunkiem o szerokim zakresie tolerancji ekologicznej i chociaż preferuje wilgotne i żyzne gleby, to występuje na siedliskach o różnej żyzności i uwilgotnieniu.

10) siedliska, które zasiedla gatunek w regionie pochodzenia

W rodzimym zasięgu nawłoć późna występuje na nieużytkowanych łąkach i pastwiskach, a także porzuconych polach uprawnych, przydrożach, brzegach lasów, przypłociach i na siedliskach zaburzonych przez człowieka. Rzadko spotykana jest na polach uprawnych jako chwast.

11) zastosowanie gospodarcze

Nawłoć późna została sprowadzona do Europy/Polski jako roślina ozdobna i miododajna. Współcześnie także jest sadzona w ogrodach przydomowych, a przez pszczelarzy uważana za dobre źródło późnego pożytku (nektaru i pyłku). Pędy i kwiatostany roślin znajdują zastosowanie również we florystyce. Ponadto znane są od wieków właściwości lecznicze nawłoci; ekstrakty z suchych pędów zebranych na początku kwitnienia stosowano w fitoterapii jako środek urologiczny i przeciwzapalny. Niektóre związki uzyskiwane z korzeni nawłoci hamują wzrost komórek rakowych. Rozważano także wykorzystanie biomasy nawłoci do celów energetycznych oraz do produkcji biogazu.

2. Inwazyjność

1) rok pierwszej obserwacji w Polsce (w środowisku przyrodniczym) (rok/nie stwierdzono): 1853

2) historia i sposób wprowadzenia do środowiska przyrodniczego w Polsce/Europie

Nawłoć późna jako roślina ozdobna została przywieziona do Europy około połowy XVII w. Rozprzestrzenianie się nawłoci późnej w czasie kolejnego stulecia doprowadziło do ukształtowania się wtórnego zasięgu gatunku obejmującego prawie całą Europę. W pierwszej połowie XIX w. została odnotowana jako gatunek zadomowiony we Francji, a 50 lat później w Szwajcarii i Niemczech. W latach pięćdziesiątych ubiegłego wieku zasięg występowania nawłoci był zbliżony do obecnego, obejmował całą Europę z wyjątkiem jej południowo-zachodniej części i Skandynawii.

Gatunek trafił do Polski prawdopodobnie wraz z importem towarów rolnych. Pierwsze w Polsce udokumentowane stanowiska nawłoci późnej, spoza uprawy, pochodzą z 1853 roku z okolic Lublina i Krakowa. Do 2000 roku odnotowano w Polsce 5 350 stanowisk gatunku. Obecnie największa ich koncentracja występuje w południowych i południowo-zachodnich rejonach kraju. Nawłoć późna jest gatunkiem szeroko rozprzestrzenionym w Polsce.

3) rozmnażanie w przyrodzie Polski

[X] tak [ ] nie [ ] nie dotyczy

4) sposób rozmnażania się

Gatunek rozmnaża się generatywnie, produkując dużą liczbę lekkich nasion, a także wegetatywnie; odznacza się szybkim wzrostem klonalnym za pomocą kłączy, rośliny mogą utworzyć w jednym miejscu do 300 pędów w czasie jednego sezonu wegetacyjnego.

kategoria: średnio inwazyjny gatunek obcy

10) wpływ przewidywanych zmian klimatu na inwazyjność gatunku

wynik oceny: 0,50

kategoria: nie zmieni się

opis:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu inwazyjność opisywanego gatunku w Polsce nie zmieni się, przy założeniu, że przewidywane zmiany klimatu spowodują wzrost temperatury powietrza o 1-2°C. Jednak udowodniono eksperymentalnie, że wzrost temperatury o 3°C może zwiększyć inwazyjny sukces gatunku w stosunku do rodzimych roślin poprzez przyśpieszenie tempa jego wzrostu i zwiększenie zdolności poboru azotu z podłoża. Nawłoć późna preferuje klimat umiarkowany z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C.

3. Oddziaływanie gatunku obcego

1) wpływ na środowisko przyrodnicze

wynik oceny: 0,70

kategoria: duży

opis:

Nawłoć późna odznacza się wysokimi zdolnościami konkurencyjnymi wobec rodzimych gatunków roślin, co ułatwia jej intensywny rozrost kłączy, olbrzymia produkcja nasion i efektywne ich rozsiewanie z wiatrem. Gatunek szybko zaczyna dominować, tworzyć zwarte i gęste jednogatunkowe płaty i prowadząc do zmniejszenia bogactwa gatunkowego rodzimych roślin. Na siedliskach kolonizowanych przez nawłoć późną, dochodzi do wyraźnego zmniejszenia różnorodności gatunków. Średnia liczba gatunków na łąkach z udziałem nawłoci jest szacowana na około 12 gatunków i jest ona prawie dwa razy niższa w porównaniu do łąk bez udziału inwazyjnych roślin. Szczególne zagrożenie nawłoć późna stwarza dla rzadkich i cennych gatunków siedlisk m.in. łąkowych (por. pkt. 3.3.). Analogicznie, w lasach rozwój siewek rodzimych gatunków leśnych, może być utrudniony przez zwarte jednogatunkowe płaty nawłoci. Konkurencyjne oddziaływanie nawłoci dotyczy także owadów należących do grupy zapylaczy w siedliskach łąkowych (motyle dzienne, pszczoły, bzygowate). Znane są przypadki, gdzie w płatach z udziałem inwazyjnych roślin, różnorodność zapylaczy spadła nawet o 90%.

Nawłoć późna krzyżuje się z rodzimym w Polsce gatunkiem nawłocią pospolitą *Solidago virgaurea*, tworząc mieszańca międzygatunkowego *Solidago ×snarskisii*, który został odnaleziony na południu Litwy w 2014 r. Mieszaniec wykazuje cechy pośrednie swoich rodziców pod względem wysokości i morfologii. *Solidago ×snarskisii* kwitnie od początku sierpnia do połowy września, nieomal równocześnie z nawłocią późną, ale w porównaniu do gatunku rodzicielskiego jego kwitnienie jest wydłużone o około dwa tygodnie. Natomiast nawłoć pospolita zaczyna kwitnienie około dwóch tygodni wcześniej niż *S. ×snarskisii* i w zależności od warunków pogodowych kontynuuje je nawet do połowy października. Osobniki *S. ×snarskisii* rozmnażają się przez długie i krótkie kłącza, podobnie jak nawłoć późna, dlatego mogą utrzymywać się przez długi czas, dopóki warunki są niesprzyjające. Produkcja żywotnych nasion u mieszańca nie została odnotowana; wszystkie zebrane niełupki były puste. Kwiaty inwazyjnych nawłoci są intensywnie odwiedzane przez pszczoły, trzmiele i inne owady, dlatego tworzenie mieszańców możliwe jest w strefach kontaktu, nawet jeśli ekologia gatunków rodzicielskich nieznacznie się różni.

Obecność nawłoci późnej powoduje zmiany w środowisku glebowym. Chociaż nie stwierdzono istotnego wpływu tego gatunku na większość właściwości fizykochemicznych gleby, wykazano, że nawłoć późna posiada zwiększoną zdolność pobierania składników odżywczych (zwłaszcza fosforu) głównie w wierzchniej warstwie gleby. Gatunek ogólnie zwiększa nadziemną produkcję biomasy zbiorowisk, przy jednoczesnym zmniejszeniu zarówno koncentracji składników odżywczych w biomasie, jak i dostępności azotu w glebie, nie ma to jednak istotnego wpływu na bogactwo gatunkowe roślin, pH gleby i dostępność fosforu.

2) siedliska przyrodnicze, dla których stanowi zagrożenie (nie dotyczy gatunków zwierząt)

- 6410 – Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe zw. *Molinion*;
- 6430 – Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne;
- 6510 – Niżowe i górskie łąki świeże użytkowane ekstensywnie zw. *Arrhenatherion*;

Gatunek wnika również w zbiorowiska:
- 7230 – Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

3) gatunki, dla których stanowi zagrożenie

Nawłoć późna konkuruje z wieloma rodzimymi gatunkami roślin (por. pkt. 3.3.), ale szczególne zagrożenie stwarza dla rzadkich i cennych gatunków takich jak:
- czosnek kątowaty (*Allium angulosum*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- stokłosa groniasta (*Bromus racemosus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- turzyca Hartmana (*Carex hartmanii*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- zimowit jesienny (*Colchicum autumnale*) – gatunek niezagrożony, objęty ochroną częściową;
- kukułka szerokolistna (*Dactylorhiza majalis* s.l.) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną częściową;
- goździk pyszny (*Dianthus superbus* ssp. *superbus*) – gatunek narażony VU, gatunek objęty ochroną ścisłą;
- wilczomlecz błyszczący (*Euphorbia lucida*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- wilczomlecz błotny (*Euphorbia palustris*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- szachownica kostkowata (*Fritillaria meleagris*) – gatunek krytycznie zagrożony CR, objęty ochroną ścisłą;
- goryczka wąskolistna (*Gentiana pneumonanthe*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- mieczyk dachówkowaty (*Gladiolus imbricatus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną ścisłą;
- konitrut błotny (*Gratiola officinalis*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną częściową;
- kosaciec syberyjski (*Iris sibirica*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- sit ostrokwiatowy (*Juncus acutiflorus*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- sit czarny (*Juncus atratus*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- sit tępokwiatowy (*Juncus subnodulosus*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną częściową;
- okrzyn łąkowy (*Laserpitium prutenicum*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- nasiężrzał pospolity (*Ophioglossum vulgatum*) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- starodub łąkowy (*Ostericum palustre*) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną ścisłą;
- tarczyca oszczepowata (*Scutellaria hastifolia*) – gatunek narażony VU, nieobjęty ochroną;
- starzec wodny (*Senecio aquaticus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- koniopłoch łąkowy (*Silaum silaus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, nieobjęty ochroną;
- komonicznik skrzydlastostrąkowy (*Tetragonolobus maritimus* ssp. *siliquosus*) – gatunek bliski zagrożenia NT, objęty ochroną częściową;
- pełnik europejski (*Trollius europaeus* s. str.) – gatunek narażony VU, objęty ochroną ścisłą;
- fiołek drobny (*Viola pumila*) – gatunek krytycznie zagrożony CR, nieobjęty ochroną

4) wpływ na gospodarkę

wynik oceny: 0,75

kategoria: duży

opis:
Nawłoć późna jest gatunkiem rzadko pojawiającym się na polach ornych jako chwast upraw. Odnotowano przypadki zachwaszczenia nawłocią upraw wierzby energetycznej. Duży wpływ konkurencyjny nawłoci dotyczy wnikania do zbiorowisk łąkowych i wypierania rodzimych gatunków tych siedlisk, przez co następuje obniżenie wartości paszowych łąk. Ziele nawłoci późnej zawiera znaczną ilość diterpenów, co może wpływać negatywnie na wartość pokarmową paszy pozyskanej z łąk z udziałem nawłoci. Ponadto nawłoć wpływa na populacje ptaków i mrówek zasiedlających zbiorowiska łąkowe. Inwazja nawłoci powoduje spadek liczebności i zróżnicowania dziko występujących zapylaczy i wpływa na relacje pomiędzy dzikimi zapylaczami a miejscową florą.

5) wpływ na zdrowie człowieka

wynik oceny: 0,25

kategoria: mały

opis:
Nawłoć może powodować katar sienny u ludzi, jednak jej pyłek jest ciężki i lepki, przez co jest przenoszony przez owady lub zmywany przez deszcz w pobliżu rośliny. Rzadkie są przypadki, że przy suchej, bardzo wietrznej pogodzie ilość pyłku w powietrzu może przeszkadzać wrażliwym osobom.

6) wpływ na usługi ekosystemowe

wynik oceny: 0,33

kategoria: umiarkowanie negatywny

opis:
Nawłoć późna może powodować zaburzenia usług zaopatrzeniowych poprzez zmniejszenie wartości produkcyjnej łąk i pastwisk. Nawłocie są postrzegane pozytywnie przez właścicieli pasiek jako źródło późnego pożytku pszczelego, jednak inwazja nawłoci ma wpływ na zaburzenie cyklu wchodzenia pszczół w zimowanie, ponieważ ciągła dostępność jej kwiatów w jesieni stymuluje wydłużanie okresu lotów i czasu zbierania pokarmu na zimę. Pszczoły nie przerywają lotów by przygotować się do zimowania, tylko kontynuują zbieranie pokarmu. Skutkuje to niższą przeżywalnością rodzin pszczelich po zimie. Nawłocie także zaburzają usługi regulacyjne poprzez zmiany warunków glebowych. Inwazja nawłoci wpływa na relacje pomiędzy dzikimi zapylaczami a miejscową florą. Blokuje także proces spontanicznej sukcesji na terenach leśnych i na porzuconych polach. Inwazyjne nawłocie wpływają także na cykle biogeochemiczne i produkcję pierwotną zasiedlanych zbiorowisk. Inwazja nawłoci wpływa negatywnie na estetykę krajobrazu przez co zaburza usługi kulturowe.

4. Dotychczasowe działania służące eliminacji, kontroli lub izolacji analizowanego gatunku

Dotychczas w Polsce nie były wykonywane żadne celowe działania służące kontroli czy eliminacji gatunku. Jedynym zabiegiem stosowanym w praktyce jest koszenie nieużytków oraz przydroży, gdzie występują nawłocie. Jednak celem tych zabiegów nie zwalczanie nawłoci. W Europie stosowanymi metodami kontroli gatunku, są metody mechaniczne. Skutecznym sposobem jest regularne koszenie (kilkakrotnie w ciągu roku lub gdy nie jest to możliwe późnym latem) ponieważ ścinanie części nadziemnych roślin wyraźnie zmniejsza ich wigor. W początkowej fazie ekspansji dobre rezultaty daje punktowe niszczenie roślin (wyrywanie lub wykopywanie). W przypadku, kiedy celem ochrony na danym obszarze nie są zbiorowiska roślin zielnych, można podejmować działania przyspieszające sukcesję roślin drzewiastych, których zwarcie zwiększa ocienienie i pogarsza warunki siedliskowe nawłoci.

5. Ocena sposobu postępowania z gatunkiem

kategoria: **W4** – gatunek wysokiego ryzyka, występujący w środowisku przyrodniczym, szeroko rozprzestrzeniony (czarna lista)

6. Źródła danych

Opublikowane wyniki badań

Bartha S. Szentes,S. Horváth A, Házi J, Zimmermann Z, Molnár C, Dancza I, Margóczi K, Pál RW, Purger D, Schmidt D, Óvári M, Komoly C, Sutyinszki Z, Szabó G, Csathó AI, Juhász M, Penksza K, Molnár Z. 2014. Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. Appl. Veg. Sci. 17: 201-213

Biskupski A, Rola J, Sekutowski T, Kaus A, Włodek S. 2012. Wstępne wyniki dotyczące technologii zbioru biomasy *Solidago* sp. i jej przetwarzania do celów opałowych. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu 584: 7-16

Bornkamm R. 2007. Spontaneous development of urban woody vegetation on differing soils. Flora 202: 695-704

Chapuis-Lardy L, Vanderhoeven S, Dassonville N, Koutika LS, Meerts P. 2006. Effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus status. Biol. Fert. Soils. 42: 481-489

Fenesi A, Geréd J, Meiners SJ, Tóthmérész B, Török P, Ruprecht E. 2015b. Does disturbance enhance the competitive effect of the invasive *Solidago canadensis* on the performance of two native grasses? Biol. Invasions 17: 3303-3315

Fenesi A, Vágási CI, Beldean M, Földesi R, Kolcsár LP, Shapiro JT, Török E, Kovács-Hostyánszki A. 2015a. *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different-aged old fields. Basic Appl. Ecol. 16: 335-346

Frankton C. 1963. Weeds of Canada. 196 Ottawa, Canada, Canada department of agriculture.

Gudžinskas Z, Žalneravičius E. . *Solidago ×snarskisii* nothosp. nov.(Asteraceae) from Lithuania and its position in the infrageneric classification of the genus. Phytotaxa 253: 147-155

Hartnett DC, Bazzaz FA 1985. The genet and ramet population dynamics of *Solidago canadensis* in an abandoned field. J. Ecol. 73: 407-413

Hejda M, Pyšek P, Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. J. Ecol. 97: 393-403

Lenda M, Witek M, Skórka P, Moroń D, Woyciechowski M. 2013. Invasive alien plants affect grassland ant communities, colony size and foraging behaviour. Biol. Invasions 15: 2403-2414

Łuczaj Ł. 2013. Rośliny święcone w bukietach w dniu Matki Boskiej Zielnej w cerkwiach prawosławnych na przedpolu Puszczy Białowieskiej. Etnobiologia Polska 3: 55-62

Masło D, Najberek K. 2014. Amerykańskie nawłocie kontra polskie motyle dzienne W: Mirek Z., Nikel A. (red.), Ochrona przyrody w Polsce wobec współczesnych wyzwań cywilizacyjnych. ss. 189-195. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków

Meyer A, Schmid B. 1999a. Seed dynamics and seedling establishment in the invading perennial *Solidago altissima* under different experimental treatments. J. Ecol. 87: 28-41

Meyer A, Schmid B. 1999b. Experimental demography of the old-field perennial *Solidago altissima*: the dynamics of the shoot population. J. Ecol. 87: 17-27

Moroń D, Lenda M, Skórka P, Szentgyörgyi H, Settele J, Woyciechowski M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. Biol. Conserv. 142: 1322 1332

Scharfy D, Güsewell S, Gessner,MO, Venterink HO. 2010. Invasion of *Solidago gigantea* in contrasting experimental plant communities: effects on soil microbes, nutrients and plant-soil feedbacks. J. Ecol. 98: 1379-1388

Schlaepfer DR, Edwards PJ, Semple JC, Billeter R. 2008a. Cytogeography of *Solidago gigantea* (Asteraceae) and its invasive ploidy level. Journal of Biogeography 35: 2119-2127

Schlaepfer DR, Edwards PJ, Widmer A, Billeter R. 2008b. Phylogeography of native ploidy levels and invasive tetraploids of *Solidago gigantea*. Mol Ecol. 17: 5245-5256

Skórka P, Lenda M, Tryjanowski P. 2010. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. Biol. Conserv. 143: 856-861

Strzałkowska M 2006 Kwitnienie i wartość pożytkowa *Solidago* hybrida hort. IUMCS 16: 131-137

Szymura M, Dradrach A, Świerszcz S. 2015a. Wpływ roślin inwazyjnych na wartości przyrodnicze i estetyczne terenów zieleni. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu 615: 33-46

Szymura M, Szymura TH. 2011. Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenoz. Acta Bot. Silesiaca 6: 195-212

Szymura M, Szymura TH. 2013. Soil preferences and morphological diversity of goldenrods (*Solidago* L.) from south-western Poland. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 82: 107-115

Szymura M, Szymura TH. 2016a. Interactions between alien goldenrods (*Solidago* and *Euthamia* species) and comparison with native species in Central Europe. Flora 218: 51-61

Szymura M, Szymura TH. 2016b. Historical contingency and spatial processes rather than ecological niche differentiation explain the distribution of invasive goldenrods (*Solidago* and *Euthamia*). Plant Ecology 217: 565-582

Szymura M, Szymura TH, Kreitschitz A. 2015b. Morphological and cytological diversity of goldenrods (*Soli* L. and *Euthamia* Nutt.) from south-western Poland. Biodiversity: Research and Conservation 38: 41-49

Szymura M, Szymura TH, Świerszcz S. 2016. Do the landscape structure and socio-economic variables explain alien *Solidago* invasion? Folia Geobotanica 51: 13-25

Szymura M, Wolski K. 2006. Zmiany krajobrazu pod wpływem ekspansywnych bylin północnoamerykańskich z rodzaju *Solidago* L. Problemy Ekologii Krajobrazu 16: 451-460

Szymura TH, Szymura M, Zając M, Zając A. 2018. Effect of anthropogenic factors, landscape structure, land relief, soil and climate on risk of alien plant invasion at regional scale. Science of The Total Environment 26: 1251-1258

Świerszcz S, Szymura M, Wolski K, Szymura TH. 2017. Comparison of methods for restoring meadows invaded by *Solidago* species. Polish Journal of Environmental Studies 26: 1251-1258

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. 196 s. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa,

Vanderhoeven S, Dassonville N, Meerts P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant Soil. 275: 169-179

Weber E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. Journal of Biogeography 25: 147-154

Weber E. 2001. Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago*) in Europe. Conservation Biology 15: 122-128

Weber E, Jakobs G. 2005. Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. Flora 200: 109-118

Whitham TG. 1983. Host manipulation of parasites: within-plant variation as a defense against rapidly evolvir pests. W: Denno RF, McClure MS, (red.), ss.15-41. Variable plants and herbivores in natural and managec systems

Zając A, Zając M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. 716 Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Zając A, Zając M. (red.) 2015. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Dane pochodzące z baz danych

Nobanis 2018. NOBANIS database *S. gigantea* (https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/s/solidago-canadensis/solidago-canadensis.pdf) Data dostępu: 2018-03-21

Pochodzące z własnych badań / obserwacji

Szymura M. 2011. Zachwaszczenie nawłocią uprawy wierzby energetycznej (woj. dolnośląskie) – obserwacja autora

Szymura M. 2012. Obserwacje w ramach realizacji grantu: N N305 401438, pod tytułem: Charakterystyka roślin inwazyjnych z rodzaju *Solidago* L. występujących na obszarze południowo-zachodniej Polski w latach 2010-2013.

Autorzy karty:
Magdalena Szymura[1], Katarzyna Bzdęga[1], Barbara Tokarska-Guzik[2]

[1] Zakład Łąkarstwa i Kształtowania Terenów Zieleni, Instytut Agroekologii i Produkcji Roślinnej, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
[2] Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach

Data opracowania: lipiec 2018

UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH

Załącznik A

Harmonia^{+PL} – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce

ANKIETA

A0 | Kontekst

Pytania zawarte w niniejszym module służą identyfikacji eksperta oraz biologicznego, geograficznego i społecznego kontekstu oceny ryzyka.

a01. Dane eksperta (-ów):

imię i nazwisko

1. Magdalena Szymura
2. Katarzyna Bzdęga
3. Barbara Tokarska-Guzik

acomm01. Komentarz:

	stopień naukowy	miejsce zatrudnienia	data sporządzenia oceny
(1)	dr hab.	Zakład Łąkarstwa i Kształtowania Terenów Zieleni, Instytut Agroekologii i Produkcji Roślinnej, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu	23-03-2018
(2)	dr	Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach	25-05-2018
(3)	prof. dr hab.	Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach	27-03-2018

a02. Nazwa ocenianego ***Gatunku***:

nazwa polska: Nawłoć późna
nazwa łacińska: ***Solidago gigantea*** Aiton
nazwa angielska: Giant goldenrod

Fundusze Europejskie Infrastruktura i Środowisko
Unia Europejska Fundusz Spójności

Współfinansowano w ramach projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16 pn. *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko 2014-2020

acomm02. Komentarz:

Nazwę łacińską i polską podano za Krytyczną listą roślin naczyniowych Polski / Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist (Mirek i in. 2002 – P). Takson opisywany jest również pod wieloma innymi synonimami nazw łacińskich (poza podanymi poniżej): *Solidago gigantea* subsp. *gigantea*, *Solidago gigantea* var. *gigantea*, *Solidago gigantea* var. *pitcheri* (Nutt.) Shinners, *Solidago gigantea* var. *salebrosa* (Piper) Friesner, *Solidago gigantea* subsp. *serotina* (Kuntze) McNeill, *Solidago gigantea* var. *serotina* (Kuntze) Cronquist, *Solidago gigantea* var. *shinnersii* Beaudry, *Solidago serotina* var. *gigantea* (Aiton) A. Gray, *Solidago serotinoides* A. & D. Löve, *Solidago shinnersii* (Beaudry) Beaudry, *Solidago ×leiophallax* Friesner (The Plant List 2013, CABI 2018 – B). Synonim nazwy angielskiej (poza podanymi poniżej) to: Early goldenrod (Stace 1997).

Przynależność taksonomiczna i nomenklatura gatunków określanych zwyczajowo jako nawłocie, podlegała wielu zmianom w zależności od stanu wiedzy i podejścia autorów. *Solidago gigantea* należy do kompleksu *S. canadensis* i do podrodzaju *Triplinervae*. W obrębie rodzaju *Solidago*, a szczególnie w kompleksie *S. canadensis* występuje znaczne zróżnicowanie taksonomiczne. Analogicznie więc *S. gigantea* wykazuje zmienność morfologiczną, co znajduje odzwierciedlenie w liczbie wyróżnionych odmian m.in. rośliny występujące w Japonii są opisywane pod nazwą *S. gigantea* Ait. var. *leiophylla* Fern. (Morita 2002 – P). Jednak wydaje się, że *S. gigantea* jest jednym z bardziej zdefiniowanych taksonów w kompleksie *S. canadensis* (CABI 2018 – B). W Europie, podobnie jak w zasięgu rodzimym, *S. gigantea* został odnaleziony w postaci trzech cytotypów różniących się liczbą chromosomów (Jakobs 2004 – P), które tworzą kompleks *S. gigantea*. Należą do niego: *S. gigantea* (2n=18), *S. serotina* (2n=36) oraz *S. shinnersii* (2n=54) (Weber i Jakobs 2005 – P). Według aktualnych danych w Europie odnajdywane są najczęściej populacje tetraploidalne (Schlaepfer i in. 2008a, 2008b, Szymura i Szymura 2013 – P).

nazwa polska (synonim I)	nazwa polska (synonim II)
Nawłoć olbrzymia	–
nazwa łacińska (synonim I)	**nazwa łacińska (synonim II)**
Solidago serotina	*Solidago pitcheri*
nazwa angielska(synonim I)	**nazwa angielska(synonim II)**
Late goldenrod	Smooth goldenrod

a03. **Obszar** podlegający ocenie:

Polska

acomm03. Komentarz:
–

a04. **Status** *Gatunku* na obszarze Polski. *Gatunek* jest:

- rodzimy na obszarze Polski
- obcy, niewystępujący na obszarze Polski
- obcy, występujący na obszarze Polski, wyłącznie w uprawie lub hodowli
- obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, niezadomowiony
- **X** obcy, występujący na obszarze Polski w środowisku przyrodniczym, zadomowiony

aconf01.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm04. Komentarz:

Nawłoć późna *Solidago gigantea* posiada w Polsce status inwazyjnego kenofita (Tokarska-Guzik 2005 – P). W 2012 roku został on zaliczony do grupy gatunków obcego pochodzenia, zadomowionych i inwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P). Zasięg nawłoci późnej obejmuje prawie całą Polskę (Zając i Zając 2001 – P) z koncentracją stanowisk w części południowej, południowo-zachodniej i zachodniej. Mniej stanowisk ma na północny kraju oraz w wyższych położeniach górskich (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I, Zając i Zając 2015 – P).

a05. Wpływ *Gatunku* na podstawowe **sfery** (domeny). *Gatunek* oddziałuje na:

- **X** środowisko przyrodnicze
- **X** uprawy roślin
- **X** hodowle zwierząt
- **X** zdrowie ludzi
- **X** inne obiekty

acomm05. Komentarz:

Nawłoć późna podobnie jak nawłoć kanadyjska *Solidago canadensis*, wpływa bezpośrednio na środowisko przyrodnicze i stanowi dla niego poważne zagrożenie (Weber i Jakobs 2005 – P, CABI 2018 – B) m. in. poprzez tworzenie zwartych i jednogatunkowych populacji (Balogh 2001, Szymura i Szymura 2016a – P). Gatunek uważany jest za niepożądany szczególnie na niekoszonych łąkach, w siedliskach nadrzecznych, na mokradłach, skrajach lasów, także na terenach kolejowych i miejskich oraz w lasach gospodarczych (Hartmann i Konold 1995, Botta-Dukát i Dancza 2001a, Weber 2003 – P). Masowo pojawia się na niewłaściwie użytkowanych gruntach: pastwiskach i polach, jest także uciążliwy w szkółkach leśnych oraz w ogrodach i uprawach (CABI 2018 – B). Wieloletnie i długowieczne nawłocie o intensywnym klonalnym wzroście, wydajnej produkcji nasion, także wysokiej zdolności konkurencyjnej (Weber 2003, Weber i Jakobs 2005, Güsewell i in. 2006 – P) szybko osiągają dominację i skutecznie rywalizują z pozostałymi roślinami prowadząc do zmniejszenia bogactwa rodzimych gatunków roślin (Weber i Jakobs 2005, Hejda i in. 2009, Szymura i Szymura 2011, Pál i in. 2015 – P). Niekorzystnie wpływają także na bogactwo, obfitość i różnorodność dziko występujących gatunków motyli (Masło i Najberek 2014 – P), mrówek (Lenda i in. 2013 – P), owadów (Moroń i in. 2009 – P) i ptaków (Skórka i in. 2010 – P) związanych m. in. z siedliskami łąkowymi, często opanowywanymi przez nawłocie (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Stanowią poważne zagrożenie dla fitocenoz na terenach objętych ochroną obszarową (Otręba i Michalska 2014 – P). Nawłoć późna rzadko jest chwastem rocznych upraw, ponieważ może być kontrolowana przez zabiegi agrotechniczne, jednak rośliny ograniczają procesy spontanicznej wtórnej sukcesji na terenach leśnych (Bornkamm 2007 – P) i nieużytkowanych polach (Bartha i in. 2014 – P). Gatunek wykazuje również działanie allelopatyczne ograniczając kiełkowanie nasion i wzrost wielu gatunków roślin, poprzez uwalnianie związków chemicznych (Pisula i in. 2010, Sekutowski i in. 2012, Baličević i in. 2015, Ravlić i in. 2015 – P). Dowiedziono także, że przywrócenie rodzimej roślinności na terenach skolonizowanych wcześniej przez *Solidago gigantea* jest mało prawdopodobne, na skutek zmian w składzie mikroorganizmów glebowych, które nastąpiły w wyniku inwazji (König i in. 2016 – P). W efekcie rozprzestrzeniania się nawłoci następuje homogenizacja krajobrazu, co przejawia się obecnością monokultur gatunku pokrywających rozległe obszary. Negatywnym przejawem inwazji nawłoci późnej jest także zdolność krzyżowania się gatunku z rodzimym gatunkiem nawłoci pospolitej *Solidago virgaurea*, przez co może być on zagrożony (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). Nawłoć późna *Solidago gigantea* tworzy także mieszańce międzygatunkowe z innym inwazyjnym gatunkiem: nawłocią kanadyjską *S. canadensis* (Jakábová i Krejča 1982 – P). Gatunek jest alternatywnym żywicielem owadów, które mogą być wektorami patogenów roślin uprawnych (CABI 2018 – B). Nie stwierdzono istotnego wpływu nawłoci późnej na większość właściwości fizykochemicznych gleby (Stefanowicz i in. 2017 – P), ale wykazano, że obecność gatunku m.in. zwiększa stężenie węgla i fosforu w glebie (Chapuis-Lardy i in. 2006, Koutika i in. 2007 – P) oraz obniża pH gleby (Herr i in. 2007 – P). Współżycie gatunku z arbuskularnymi grzybami mikoryzowymi przyczynia się do zwiększenia biomasy inwazyjnych roślin, jak też zawartego w niej fosforu (Kytovtita i in. 2003, Majewska i in. 2017 – P), natomiast wilgotność podłoża zwiększa prawdopodobieństwo kolonizacji mikoryzowej (Young i in. 2000 – P, Majewska i in. 2017 – P). Do negatywnych oddziaływań należy także oddziaływanie nawłoci na zdrowie ludzi i zwierząt (alergie, katar sienny, wpływ na jakość powietrza i wody) (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Nawłocie obniżają atrakcyjność terenów turystycznych (Wasiłowska 1999 – P) poprzez negatywny wpływ na krajobraz (Szymura i Wolski 2006 – P). Natomiast płaty nawłoci występujące masowo wzdłuż dróg mogą ograniczać widoczność na łukach drogi, przysłaniać znaki drogowe czy ograniczać dostęp do zbiorników wodnych np. dla wędkarzy.

A1 | Wprowadzenie

Pytania z niniejszego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* może przełamywać bariery geograficzne i, w niektórych przypadkach, kolejne bariery wynikające z jego uprawy lub hodowli. Prowadzi to do wprowadzenia *Gatunku* na obszar położony w granicach Polski, a następnie do środowiska przyrodniczego.

a06. Prawdopodobieństwo pojawienia się *Gatunku* w środowisku przyrodniczym Polski **wskutek samodzielnej ekspansji (spontanicznie),** po wcześniejszym wprowadzeniu poza obszarem Polski, jest:

- niskie
- średnie
- **X** wysokie

aconf02.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm06. Komentarz:

Nawłoć późna *Solidago gigantea*, analogicznie jak nawłoć kanadyjska *S. canadensis*, należy do roślin inwazyjnych i traktowanych jako uciążliwe w wielu krajach (Tokarska-Guzik i in. 2012 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Gatunek jest już rozpowszechniony na obszarze Polski, występuje też w większości krajów europejskich, w tym w krajach sąsiadujących z Polską. Nadal może migrować do Polski z terenów przygranicznych, od strony Republiki Czeskiej, Słowacji jak również z Niemiec i rozprzestrzeniać się przede wszystkim poprzez dyspersję nasion za pomocą wiatru, oraz wegetatywnie poprzez kłącza, których fragmenty mogą być przenoszone wraz z wodą (Weber i Jakobs 2005, Nowak i Kącki 2009 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015 – I, CABI 2018 – B). Diaspory *S. gigantea* „wędrujące" wzdłuż korytarzy rzecznych zostały określone w literaturze jako "rzeczni wędrowcy" (*river valley-hikers*) (Ellenberg 1982 – P). Spontaniczne rozprzestrzenianie nawłoci późnej może odbywać się także z udziałem ssaków, przenoszących nasiona na sierści oraz ptaków, szczególnie kosów (Czarnecka i in. 2012 – P).

a07. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **niezamierzonych działań człowieka** jest:

- niskie
- średnie
- **X** wysokie

aconf03.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności
				X	

acomm07. Komentarz:

Nawłoć późna *Solidago gigantea* może zostać wprowadzona do środowiska przyrodniczego wskutek niezmierzonych działań człowieka wraz z transportem ziemi zawierającej fragmenty roślin (nasiona, kłącza), która jest następnie wykorzystywana m.in. podczas prac związanych z umacnianiem brzegów cieków i zbiorników wodnych, budową dróg, parkingów czy nawet jako ziemia do ogrodów, itp. (CABI 2018 – B, Bzdęga 2014-2017 – A). Gatunek może być również zawlekany z roślinami uprawnymi np. z mieszankami nasion łąkowych czy ziarnem zbóż, jeśli występował w uprawie jako chwast lub w jej pobliżu, a materiał nie był oczyszczony. Możliwe jest także zawlekanie nasion wraz z transportem drogowym i kolejowym (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Proces rozprzestrzeniania nawłoci umożliwiają także siedliska, jakimi są przydroża, gdzie nieregularne zaburzenia m.in. koszenie, wydeptywanie, ograniczają wzrost rodzimych gatunków roślin pozostawiając tym samym przestrzeń dla nawłoci (Szymura 2012 – A). Sprzyja to powstawaniu nowych źródeł introdukcji gatunku i dalszej jego inwazji (CABI 2018 – B).

a08. Prawdopodobieństwo wprowadzenia *Gatunku* do środowiska przyrodniczego Polski wskutek **zamierzonych działań człowieka** jest:

	niskie
	średnie
X	wysokie

aconf04.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm08. Komentarz:

Nawłoć późna została celowo wprowadzona do uprawy jako roślina ozdobna, ze względu na walory dekoracyjne (pokrój i efektowne kwiatostany) (Tokarska-Guzik 2005, Weber i Jakobs 2005 – P). Jest także wysoko cenioną byliną nektarodajną i pyłkodajną, dostarczającą pokarmu pszczołom w drugiej połowie lata, kiedy występuje niedobór pożytków pszczelich (Stefanic i in. 2003 – P). Jej kwiaty są chętnie odwiedzane przez pszczoły miodne, trzmiele, chrząszcze, dlatego wzbudzają duże zainteresowanie pszczelarzy (Jabłoński 1992 – P, CABI 2018 – B). Wraz z nawłocią kanadyjską, należy do grupy roślin energetycznych (Biskupski i in. 2012 – P). Te właściwości roślin mogą przyczyniać się do ich celowego rozprzestrzeniania. W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia" (Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2014 – I), gatunek został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Jednak nawłoć późna nadal jest wprowadzana do uprawy, utrzymywana w ogrodach przydomowych oraz ogrodach botanicznych i arboretach. Obecność gatunku została potwierdzona w łącznie 14 ogrodach i arboretach w Polsce (Pracownicy ogrodów botanicznych... 2018 – N). W dalszym ciągu także nasiona i sadzonki nawłoci znajdują się w ofertach handlowych wielu internetowych szkółek i gospodarstw szkółkarskich (Nowak i Kącki 2009, Lenda i in. 2014, Szymura i in. 2015a – P, Tokarska-Guzik i in. 2015 – I, CABI 2018 – B). Przykładem zamierzonego wprowadzenia roślin jest zbieranie kwitnących pędów do celów dekoracyjnych, a następnie wyrzucenie ich np. na wysypiska śmieci lub często poza ogrody m.in. na brzegi rzek, skąd następnie mogą być one transportowane w dół rzeki, szczególnie podczas wezbrań; w analogiczny sposób mogą być przenoszone fragmenty kłączy. Sprzyja to powstawaniu nowych źródeł introdukcji gatunku i dalszej jego inwazji (Kabuce i Priede 2010, CABI 2018 – B). Nie można wykluczyć również celowego wprowadzenia gatunku przez człowieka, szczególnie w środowisku miejskim (ogrody, nieużytki), skąd może spontanicznie rozprzestrzeniać się na sąsiadujące obszary.

A2 | Zadomowienie

Pytania z tego modułu oceniają prawdopodobieństwo, z jakim *Gatunek* może pokonać bariery uniemożliwiające mu przetrwanie lub reprodukcję. Pokonanie ich prowadzi do *Zadomowienia*, określanego jako wzrost liczebności populacji do poziomu, przy którym samoistne ustąpienie (zanik) *Gatunku* staje się bardzo mało prawdopodobne.

a09. W Polsce występują **warunki klimatyczne**:

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf05.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm09. Komentarz:

Nawłoć późna *Solidago gigantea* pochodzi z Ameryki Północnej (Hegi 1979 – P). Zasięg rodzimy rozciąga się od południowo-wschodnich i południowo-zachodnich rejonów USA do północno-zachodniego terytorium Kanady (Gleason i Cronquist 1991, Semple i in. 1999 – P), pomiędzy 30° a 55° szerokości geograficznej północnej (CABI 2018 – B). Potencjalnie może kolonizować rejony o zbliżonym klimacie do panującego w obrębie naturalnego zasięgu (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). W Europie zasięg *S. gigantea* rozciąga od (sub-) południowych

do umiarkowanych i od suboceanicznych do subkontynentalnych regionów w zakresie szerokości od 42° N do 63° N (Weber i Jakobs 2005 – P), położonych poniżej 1200 m n.p.m. (Polatschek 1997 – P; w polskiej części Karpat stanowiska sięgają do wysokości 700 m n.p.m. – Zając i Zając 2015 – P), choć czasami może być obserwowany na wyższych wysokościach (Weber i Jakobs 2005 – P). Nawłoć późna została potwierdzona w większości krajów europejskich, ponadto w Australii, Nowej Zelandii, Japonii, Korei, w Rosji, na Hawajach i wyspach Azorskich (Weber i Jakobs 2005 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015 – I, CABI 2018 – B). Bardziej oceaniczny klimat z umiarkowanymi temperaturami latem i zimą sprzyja wzrostowi *S. gigantea*. Stwierdzono dodatnie korelacje między średnią temperaturą a parametrami wzrostu, takimi jak wysokość pędów, długość kwiatostanów czy liczba odgałęzień w kwiatostanie (Voser-Huber 1983 – P). Inwazyjne nawłocie swój sukces kolonizacyjny wiążą z rozmnażaniem wegetatywnym, realizowanym poprzez szybki klonalny wzrost kłączy. Natomiast, rozmnażanie generatywne, poprzez olbrzymią produkcję lekkich nasion i efektywne ich rozsiewanie z wiatrem przy suchej pogodzie, jest niezbędne do rozprzestrzeniania na duże odległości i kolonizowania nowych terenów (Weber 2003, Szymura i in. 2015b – P), lecz nie odgrywa istotnej roli w przestrzennym powiększaniu populacji (CABI 2018 – B). Nasiona europejskich roślin nawłoci nie wymagają skaryfikacji czyli uszkodzenia okryw nasiennych lub owoców w celu przyspieszenia kiełkowania, ani też przechłodzenia (Voser-Huber 1983 – P). Optymalna temperatura kiełkowania wynosi powyżej 24°C (Weber i Jakobs 2005 – P). Kiełkowanie jest częste na opuszczonych polach i zaniedbanych łąkach, a najbardziej odpowiednie warunki do kiełkowania to nienaruszona powierzchnia gleb, na niekoszonych łąkach (CABI 2018 – B). Sukces inwazji gatunku może po części wynikać także z jego zdolności do produkcji związków allelopatycznych i ich wpływu na inne gatunki roślin (Pisula i in. 2010, Sekutowski i in. 2012, Baličević i in. 2015, Ravlić i in. 2015 – P). *Solidago gigantea* wykazuje dużą tolerancję wobec warunków klimatycznych; może występować na obszarach o temperaturze do -23°C, w klimacie z chłodnym lub ciepłym mokrym lecie jak i chłodną lub zimną (mokrą lub suchą) zimą (EPPO 2004 – B). Podobieństwo między klimatem Polski a klimatem zarówno naturalnego jak i wtórnego zasięgu nawłoci późnej kształtuje się w przedziale 94-100%, co oznacza, że wymagania klimatyczne gatunku są w Polsce spełnione i nie stanowią istotnej przeszkody w rozprzestrzenianiu się na obszarze całego kraju; potwierdza to również aktualny zasięg tego gatunku w kraju (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I).

a10. W Polsce występują **warunki siedliskowe**

	niekorzystne
	umiarkowanie korzystne
X	optymalne dla zadomowienia się *Gatunku*

aconf06.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm10. Komentarz:

W swojej ojczyźnie nawłoć późna *Solidago gigantea* występuje na obrzeżach lasu, przydrożach, odłogach i nieużytkowanych obszarach, które kolonizuje w krótkim czasie (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Jest uważana za typowy gatunek bagienny i często można go zaleźć na torfowiskach lub na brzegach rzek. Jego witalność jest silnie ograniczona w warunkach zacienienia; rośliny tworzą wówczas małe populacje o niskim zagęszczeniu pędów i małych kwiatostanach (Weber i Jakobs 2005 – P). Gatunek posiada dużą tolerancję wobec wymagań glebowych, światła, zawartości składników odżywczych, temperatury i pH (Ellenberg i in 2001, Voser-Huber 1983 – P). We wtórnym zasięgu nawłoć późna wykazuje szeroką amplitudę ekologiczną i spektrum siedliskowe. W Europie kolonizuje podobne siedliska do tych, jakie zajmuje w rodzimym zasięgu, ale również bardziej suche, dlatego charakteryzuje się szczególnie szerokim zakresem tolerancji wobec wilgotności gleby (Landolt 1977 – P). W wilgotnych i mokrych siedliskach wykazuje większą witalność niż w suchych miejscach, co często skutkuje tworzeniem gęstych jednogatunkowych płatów. W suchszych siedliskach *S. gigantea* często współwystępuje z innymi gatunkami (Botta-Dukát i Dancza 2001a – P) i w takich warunkach jest mniej konkurencyjny. Nawłoć późna reaguje na stres związany z suszą, zmniejszając powierzchnię liści i tym samym całkowitą biomasę (Botta-Dukát i Dancza

2001b – P). Gatunek jest bardzo wrażliwy na zalewanie w dłuższych okresach czasu (Hartmann i Konold 1995 – P). Preferuje gleby bogate w azot, raczej wilgotne, choć występuje w szerokim zakresie żyzności gleby i może zajmować suche miejsca o niskiej zawartości składników odżywczych m.in. przydroża, nasypy i nieużytki (Weber i Jakobs 2005 – P). Na zwiększoną zawartość składników w glebie odpowiada silnym wzrostem, szczególnie kwiatostanów i dużą produkcją nasion (Weber i Jakobs 2005 – P). *Solidago gigantea* preferuje światło, ale występuje także na ocienionych obrzeżach lasu, a nawet w lasach m.in. pod okapem drzew liściastych (Weber i Jakobs 2005 – P). Nawłoć późna jest gatunkiem wysoce plastycznym; poprzez dostosowanie swojego wzorca wzrostu, reaguje na zmiany warunków środowiskowych (Jakobs 2004 – P), co ułatwia tolerowanie warunków stresowych i umożliwia zajmowanie roślinom szerokiego spektrum siedlisk, w tym miejsc silnie zaburzonych (Weber i Jakobs 2005 – P). W zasięgu wtórnym gatunek występuje na nie koszonych łąkach, w miejscach wilgotnych, na brzegach cieków i zbiorników wodnych, obrzeżach lasów, przydrożach, terenach kolejowych, itp. (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). W spektrum siedlisk gatunku znajdują się zarówno siedliska naturalne i półnaturalne, jak też zmienione przez człowieka. Szczególnie łatwo kolonizuje tereny z naruszoną powierzchnią gleby (niełupki szybko tutaj kiełkują w odpowiedniej porze okresu wegetacyjnego) (Nowak i Kącki 2009 – P). Często pierwszymi miejscami pojawiania się nawłoci w zbiorowiskach łąkowych są kopce kretów lub miejsca ze zniszczoną przez pojazdy terenowe pokrywą roślinną (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Odpowiednie warunki siedliskowe spotykane są na całym obszarze Polski (Szymura i Szymura 2016, Zając i Zając 2015, Szymura i in. 2018 – P).

A3 | Rozprzestrzenianie

Pytania z tego modułu oceniają ryzyko, z jakim *Gatunek* pokonuje bariery geograficzne i środowiskowe, które dotychczas uniemożliwiały jego rozprzestrzenianie się w Polsce. Prowadzi to do zwiększania zajmowanego przez *Gatunek* areału, wskutek czego zajmuje on nowe obszary, na których dostępne są odpowiednie siedliska, rozprzestrzeniając się z obszarów, na których był dotychczas zadomowiony.

Należy pamiętać, że rozprzestrzenianie nie jest tożsame z takim zwiększaniem zasięgu *Gatunku*, które wynika z nowych introdukcji wskutek działania człowieka (opisanych w module *Wprowadzenie*).

a11. Zdolność *Gatunku* do rozprzestrzeniania się w Polsce **bez udziału człowieka** (spontanicznie) jest:

	bardzo mała
	mała
	średnia
	duża
X	bardzo duża

aconf07.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm11. Komentarz:

Dyspersja z pojedynczego źródła (Dane typu A).

Skuteczność rozprzestrzeniania nawłoci zależy od ilości nasion i fragmentów wegetatyw. mogących zapoczątkować rozwój kolejnego pokolenia oraz częstości i natężenia antropogenicznych czynników sprzyjających kolonizowaniu nowych miejsc. Kluczowym wektorem rozprzestrzeniania nawłoci jest dyspersja lekkich owoców przenoszonych na nowe tereny przez wiatr, wodę, na sierści zwierząt (na drodze anemo-, hydro- lub epizoochorii) (Weber i Jakobs 2005 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015 – I, CABI 2018 – B) lub przez ptaki (endozoochoria) (Czarnecka i in. 2012 – P). Pojedynczy pęd może wyprodukować nawet ponad 19 000 nasion (Weber i Jakobs 2005 – P). Nasiona są niezbędne do rozprzestrzeniania na duże dystanse i do kolonizacji nowych miejsc. Uzyskane dotąd wyniki informują o możliwości rozprzestrzeniania się nasion z pomocą wiatru na odległość od 4 do nawet 136 m (Soons i Ozinga 2005, Vittoz i Engler 2007 – P). Odległości te mogą być zwielokrotniane podczas ekstremalnych zjawisk pogodowych (silne wiatry). Wektorem rozprzestrzeniania nawłoci na krótkie dystanse jest dyspersja fragmentów kłączy z udziałem

wody (Weber 2011, Weber i Jakobs 2005 – P, Tokarska-Guzik i in. 2015 – I, CABI 2018 – B). Jednak rola kłączy w zasiedlaniu nowych miejsc jest ograniczona i maleje wraz z wiekiem klonu; rozrost populacji przez kłącza szacuje się od 0,3 do 0,8 m/rok (Gigon i Bocherens 1985, Weber i Jakobs 2005 – P). Na powierzchni 1 m^2 może znajdować się od 29 do 167 pędów nawłoci, natomiast populacja może zajmować powierzchnię od kilku do nawet 50 000 m^2 (Jakobs i in. 2004, Weber i Jakobs 2005 – P).

Ekspansja populacji (dane typu B).

Tempo rozprzestrzeniania nawłoci szacowane jest na 910 km^2/rok (Weber 1998, Weber i Jakobs 2005 – P). Pośrednio można również wnioskować na temat migracji na podstawie wzrastającej liczby stanowisk *S. gigantea*, jednak należy uwzględnić, że uzyskane dotąd wyniki odzwierciedlają przede wszystkim stan zbadania rozmieszczenia gatunku. W Pol pierwsze wzmianki o stanowiskach nawłoci późnej pochodzą z drugiej połowy XIX wi z terenu Dolnego Śląska (Tokarska-Guzik 2005 – P). W czasie 50 lat gatunek powiększył zas w Polsce z zaledwie 150 stanowisk odnotowanych w połowie XX w., do 5,3 tysiąca lokalizacji (Tokarska-Guzik 2005 – P). Aktualne dane Atlasu Rozmieszczenia Roślin Naczyniowych w Polsce (ATPOL) obejmują 9117 stanowisk gatunku, choć przyrost stanowisk nie przekłada się na większe pokrycie kraju w skali kartogramu 10 × 10 km (Zając i Zając 2015 – P).

Podsumowując, zdolność gatunku do rozprzestrzeniania się oceniono jako bardzo dużą z uwagi na tempo zjawiska i wektory biorące udział w dyspersji jego diaspor (z wyłączeniem udziału człowieka).

a12. Częstość z jaką *Gatunek* rozprzestrzenia się w Polsce **przy udziale człowieka** jest:

	mała
	średnia
X	duża

aconf08.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm12. Komentarz:

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia" (2014 – I), gatunek *Solidago gigantea* został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Analiza dostępności nasion i sadzonek nawłoci późnej wykazała, że nie znajdują się one w ofercie handlowej na terenie Podlasia (Mackiewicz 2015 – I). Jednak dekoracyjne i użytkowe walory rośliny (atrakcyjny wygląd, duże rozmiary, późne kwitnienie – pożytek dla pszczół) sprawiają, że nie można wykluczyć celowego wprowadzenia przez człowieka w innych rejonach kraju, szczególnie w środowisku miejskim (ogrody, nieużytki), skąd gatunek może rozprzestrzeniać się spontanicznie. Gatunki w obrębie rodzaju *Solidago* są podobne pod względem biologii i siedlisk, które zajmują, dlatego w ogrodnictwie, rzadko są wyróżniane na poziomie gatunku i często sprzedawane w sklepach ogrodniczych i na aukcjach internetowych pod tą samą nazwą jako *Solidago* sp. (Lenda i in. 2014 – P). Dowiedziono, że w Polsce odległości przewożenia inwazyjnych nawłoci były kilkakrotnie razy większe, gdy rośliny zamawiano przez Internet niż w przypadku tradycyjnej ich sprzedaży; średnia odległość sklepu od nabywcy roślin *Solidago*, wyniosła około 150 km (Lenda i in. 2014 – P). Możliwe jest świadome wprowadzenie nawłoci dla wykorzystania jej biomasy do celów energetycznych oraz do produkcji biogazu (Biskupski i in. 2012 – P). Obecnie pędy i kwiatostany roślin znajdują zastosowanie we florystyce (niewskazane szczególnie ze względu na możliwość tworzenia potencjalnych nowych miejsc introdukcji). Rozpowszechnienie nawłoci późnej w wielu rejonach kraju, na różnych typach siedlisk stwarza wysokie prawdopodobieństwo dalszego rozprzestrzeniania roślin gatunku w czasie różnego typu prac ziemnych (np. budowa dróg, linii energetycznych) i regulacyjnych (regulacja koryt rzecznych, umacnianie wałów przeciwpowodziowych) wraz z ziemią, wodą, z używanym sprzętem. W Polsce *S. gigantea* jest zadomowiona i jednocześnie uprawiana, dlatego częstość przemieszczenia się diaspor gatunku na odległość większą niż 50 km, przy udziale zamierzonych i niezamierzonych działań człowieka, oceniono jako dużą.

A4a | Wpływ na środowisko przyrodnicze

Pytania z tego modułu dotyczą skutków oddziaływania, jakie *Gatunek* wywiera na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy.

Ocena wpływu na środowisko jest powiązana z troską o ochronę gatunków rodzimych, narażonych na oddziaływanie inwazyjnych gatunków obcych. Kluczowe znaczenie mają gatunki rodzime szczególnej troski, czyli podlegające ochronie prawnej i/lub zagrożone. W doborze gatunków rodzimych należy uwzględnić: czerwone listy, listy gatunków chronionych i załącznik II Dyrektywy 92/43/EWG. Ekosystemy objęte ochroną to układy naturalne, będące siedliskiem dla wielu gatunków zagrożonych. Są to: lasy naturalne, suche obszary trawiaste, naturalne wychodnie skalne, piaszczyste wydmy, wrzosowiska, torfowiska, bagna, rzeki oraz zbiorniki wodne o naturalnych brzegach i estuaria (Załączniki I Dyrektywy 92/43/EWG).

Poziom spadku liczebności populacji gatunków rodzimych, będący następstwem inwazji, należy rozpatrywać w skali lokalnej: spadek wyrażony zmniejszeniem się liczby osobników należy uznać za niewielki spadek liczebności populacji; stan bliski wymarciu należy uznać za poważny spadek liczebności populacji. Podobnie, przejściową i łatwo odwracalną zmianę ekosystemu należy uznać za ograniczoną; zmianę trwałą i prawie nieodwracalną należy uznać za poważną.

a13. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **drapieżnictwo, pasożytnictwo czy roślinożerność** jest:

- [X] nie dotyczy
- [ ] mały
- [ ] średni
- [ ] duży

aconf09.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm13. Komentarz:

Gatunek jest rośliną, nie wykazuje tego typu oddziaływań.

a14. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **konkurencję** jest:

- [ ] mały
- [ ] średni
- [X] duży

aconf10.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm14. Komentarz:

Nawłoć późna *Solidago gigantea* odznacza się wysokimi zdolnościami konkurencyjnymi wobec rodzimych gatunków roślin, co zapewnia roślinom gatunku intensywny rozrost kłączy, olbrzymia produkcja nasion i efektywne ich rozsiewanie z wiatrem (Weber 2003, Weber i Jakobs 2005, Güsewell i in. 2006 – P). Gatunek szybko zaczyna dominować, tworzyć zwarte i gęste jednogatunkowe płaty (Balogh 2001, Szymura i Szymura 2016a – P) prowadząc do zmniejszenia bogactwa gatunkowego rodzimych roślin (Weber i Jakobs 2005, Hejda i in. 2009, Szymura i Szymura 2011, Pál i in. 2015 – P). *Solidago gigantea* reaguje plastycznie na konkurencję międzygatunkową, a jej efekt zależy od rodzaju konkurencji. Konkurencja na otwartej przestrzeni sprzyja wzrostowi wysokości pędów i kwiatostanów nawłoci, podczas gdy konkurencja pod ziemią stymuluje rozrost ich kłączy (Weber i Jakobs 2005 – P). Plastyczność morfologiczna gatunku jest uznawana za istotny czynnik sprzyjający jego inwazyjności w Europie (Botta-Dukát i Dancza 2001a – P). Na siedliskach ruderalnych kolonizowanych przez nawłoć późną, dochodzi do wyraźnego zmniejszenia różnorodności gatunków, natomiast na suchych łąkach często bogatych w gatunki, wpływ inwazyjnych nawłoci jest poważniejszy. Średnia liczba gatunków na łąkach z udziałem nawłoci jest szacowana na około 12 gatunków i jest ona prawie dwa razy niższa w porównaniu do łąk bez udziału inwazyjnych roślin (Schuldes 1988, Voser-Huber 1983 – P). Redukcja dotyczy przede wszystkim takich gatunków jak: tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*, pięciornik kurze ziele *Potentilla erecta*, bukwica zwyczajna *Betonica officinalis*, wiązówka błotna *Filipendula ulmaria*, driakiew gołębia *Scabiosa columbaria*, chaber driakiewnik *Centaurea scabiosa*,

dzwonek skupiony *Campanula glomerata* czy czarcikęs łąkowy *Succisa pratensis*. Gatunki obficiej występujące wydają się być mniej podatne na inwazję nawłoci (Weber i Jakobs 2005 – P). W dolinach rzecznych gęste populacje nawłoci późnej mogą zagłuszać rozwój roślinności zalewowej, gdzie *S. gigantea* często występuje z innymi inwazyjnymi gatunkami m.in. niecierpkiem gruczołowatym *Impatiens glandulifera*, barszczem Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum*, rdestowcem ostrokończystym *Reynoutria japonica* i słonecznikiem bulwiastym *Helianthus tuberosus*. Analogicznie, w lasach rozwój siewek rodzimych gatunków leśnych, może być utrudniony przez zwarte jednogatunkowe płaty nawłoci (Zwölfer 1976 – P). Konkurencyjne oddziaływanie nawłoci dotyczy także owadów należących do grupy zapylaczy w siedliskach łąkowych (motyle dzienne, pszczoły, bzygowate). Są one wrażliwe i wycofują się z miejsc zajmowanych przez inwazyjne nawłocie, które nie sprawdzają się w roli ich roślin żywicielskich; nawłocie dostarczają nektaru, ale nie są w stanie zastąpić wypartych nektarodajnych rodzimych gatunków roślin pod względem zarówno różnorodności, jak i ilości nektaru (Moroń i in 2009 – P). Znane są przypadki, gdzie w płatach z udziałem inwazyjnych roślin, różnorodność zapylaczy spadła nawet o 90% (Masło i Najberek 2014 – P).

a15. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **krzyżowanie** się z nimi jest:

- [ ] brak / bardzo mały
- [ ] mały
- [ ] średni
- [X] duży
- [ ] bardzo duży

aconf11.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm15. Komentarz:

Nawłoć późna *Solidago gigantea* krzyżuje się z rodzimym w Polsce gatunkiem nawłocią pospolitą *S. virgaurea*, tworząc mieszańca międzygatunkowego *Solidago ×snarskisii* (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). Został on odnaleziony na południu Litwy w 2014 r., na porzuconej łące z jednym z gatunków rodzicielskich *S. gigantea*, podczas gdy drugi gatunek rodzicielski *S. virgaurea*, porastał piaszczyste, kserotermiczne wzniesienia i skraj lasu. Odległość między *S. gigantea*, a populacją *S. virgaurea* wynosiła około 50 metrów (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). Mieszaniec wykazuje cechy pośrednie swoich rodziców pod względem wysokości i morfologii; powstał spontanicznie przez zapylenie *S. gigantea* pyłkiem *S. virgaurea* w miejscu gdzie kontaktują się ze sobą oba gatunki rodzicielskie (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). *Solidago ×snarskisii* kwitnie od początku sierpnia do połowy września, nieomal równocześnie z *S. gigantea*, ale w porównaniu do gatunku rodzicielskiego jego kwitnienie jest wydłużone o około dwa tygodnie. Natomiast *S. virgaurea* zaczyna kwitnienie około dwóch tygodni wcześniej niż *S. ×snarskisii* i w zależności od warunków pogodowych kontynuuje je nawet do połowy października (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). Osobniki *S. ×snarskisii* rozmnażają się przez długie i krótkie kłącza, podobnie jak *S. gigantea*, dlatego mogą utrzymywać się przez długi czas, dopóki warunki są niesprzyjające. Produkcja żywotnych nasion u mieszańca nie została odnotowana; wszystkie zebrane nielupki były puste (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). Tworzenie mieszańców *S. ×snarskisii* zależy od obecności obu gatunków rodzicielskich i zapylaczy. Kwiaty inwazyjnych nawłoci są intensywnie odwiedzane przez pszczoły, trzmiele i inne owady, dlatego tworzenie mieszańców możliwe jest w strefach kontaktu, nawet jeśli ekologia gatunków rodzicielskich nieznacznie się różni (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). Ponadto inwazyjne nawłocie mogą skutecznie konkurować o zapylacze z rodzimym *S. virgaurea*, a ich biologia zapylenia może sprzyjać potencjalnemu krzyżowaniu wstecznemu i introgresji w przyszłości. Zdolność krzyżowania nawłoci późnej z rodzimym gatunkiem i tworzenia mieszańców, może stanowić realne zagrożenie dla *S. virgaurea* występującego na użytkach rolnych. Poza Litwą mieszaniec nie był dotąd podawany z innych rejonów Europy, w tym Polski. Brak również dostatecznych danych na temat jego rozmieszczenia. Zakładając, że *S. gigantea* występuje na całym obszarze Polski w tym na obszarze zajmowanym przez populacje gatunku rodzimego *S. virgaurea*, prawdopodobieństwo z jakim gatunek będzie krzyżował się z gatunkiem rodzimym należy oszacować jako wysokie, a skutek średni, czyli wpływ określono jako duży.

a16. Wpływ *Gatunku* na gatunki rodzime poprzez **przenoszenie patogenów lub pasożytów** szkodliwych dla tych gatunków jest:

- [ ] bardzo mały
- [X] mały
- [ ] średni
- [ ] duży
- [ ] bardzo duży

aconf12.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm16. Komentarz:

W rodzimym zasięgu, *Solidago gigantea* jest atakowany przez ogromną liczbę owadów roślinożernych w przeciwieństwie do ich niewielkiej grupy w zasięgu wtórnym (Weber i Jakobs 2005 – P). Na roślinach nawłoci późnej, w ojczyźnie gatunku Ameryce Północnej, rozpoznano 122 gatunki fitofagów (Fontes i in. 1994 – P). Spośród nich 14 jest ograniczonych do rodziny astrowatych Asteraceae, a osiem gatunków owadów uznano za potencjalne źródło kontroli biologicznej dla roślin z rodzaju *Solidago*. Są to: *Eurosta* sp. atakująca korzenie roślin, dwa gatunki żuków żerujących na ich liściach: *Ophralella sexvittata* i *Sparganothis distincta*, owady niszczące liście: *Agromyzidae* sp., *Cremastobombycia solidaginis*, *Asteromyia carbonifera* oraz *Schizomyia racemicola* i *Schinia nundina* atakujące kwiaty i nasiona nawłoci (Fontes i in. 1994 – P). W zasięgu wtórnym rozpoznano ponad 20 różnych gatunków owadów występujących na nawłoci późnej, do których należą m.in. pluskwiaki (*Philaenus spumarius* – pluskwiak pienik), mszyce (*Uroleucon caligatum* i *U. nigrotuberculatus*), chrząszcze (*Trirhabda virgata* i *Exema canadensis*), także gąsienice i owady gatunków żerujących na liściach (w tym *Asteromyia* sp.) (Meyer i in. 2005 – P) oraz inne dla których nawłocie są gospodarzem m.in. ćmy (*Epiblema scudderiana* – ćma złotogłów i *Gnorimoschema gallaesolidaginis*) oraz muszki (*Eurosta solidaginis* i muszki z rodzaju *Rhopalomyia*) (Abrahamson i in. 2001 – P). Jednak działanie roślinożernych organizmów na *S. gigantea* w Europie jest wyjątkowo niskie, a wpływ znikomy (Jakobs i in. 2004 – P). Istnieją dowody na to, że w porównaniu z północnoamerykańskimi roślinami nawłoci, europejskie rośliny nawłoci późnej mają niższe stężenie monoterpenów i diterpenów w liściach i tym samym są bardziej podatne na działanie gąsienic i patogenów liściowych (Meyer i in. 2005, Johnson i in. 2007, Hull-Sanders i in. 2007 – P). *Solidago gigantea* może być alternatywnym żywicielem dla owadów, będących wektorami patogenów roślin i szkodników owadzich roślin rodzimych (CABI 2018 – B). W rodzimym zasięgu nasiona i kłącza nawłoci późnej są atakowane m.in. przez patogeny grzybowe takie jak: *Puccinia dioicae* powodującego rdzę liści u nawłoci, mączniaka prawdziwego (*Erysiphe cichoracearum*) czy mączniaka rzekomego (*Golovinomyces asterum* var. *solidaginis*), odnotowanego na roślinach nawłoci w Korei (Meyer i in. 2005 – P, CABI 2018 – B). Ponadto inwazyjne nawłocie mogą być gospodarzem dla pasożytniczego owada *Nemorimyza posticata* (Pitkin i in. 2007 – B). Rośliny gatunku są także gospodarzami patogenów bakteryjnych z rodzaju *Xanthomonas* atakującymi liście innych inwazyjnych bylin (Meyer i in. 2005 – P, CABI 2018 – B), które znajdują się na listach EPPO A1 i EPPO A2. Brak jednak dostatecznych danych, który gatunek patogenu został zidentyfikowanych na roślinach *S. gigantea* jak również brak bardziej szczegółowych danych dotyczących przenoszenia patogenów lub pasożytów na rodzime gatunki roślin.

a17. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników abiotycznych** jest:

- [ ] mały
- [X] średni
- [ ] duży

aconf13.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm17. Komentarz:

Obecność nawłoci późnej *Solidago gigantea* powoduje zmiany w środowisku glebowym. Chociaż nie stwierdzono istotnego wpływu nawłoci późnej na większość właściwości fizykochemicznych gleby (Stefanowicz i in. 2017 – P), wykazano, że *S. gigantea* posiada zwiększoną zdolność pobierania składników odżywczych (zwłaszcza fosforu) głównie w wierzchniej warstwie gleby (0-10 cm) (Koutika i in. 2011 – P). W miejscach skolonizowanych przez nawłoć stwierdzono 20-30% wyższą zawartość nietrwałych frakcji fosforu spowodowaną zwiększonym tempem mineralizacji oraz niższe pH, w porównaniu do miejsc bez udziału nawłoci. Wyższa dostępność fosforu w glebie z udziałem nawłoci może być wynikiem m. in. aktywnego zakwaszania strefy korzeniowej (Herr i in. 2007 – P). Wykazano także wysoką zawartość węgla w materii organicznej gleby i wysoką mineralizację węgla, w glebach skolonizowanych przez *S. gigantea* w porównaniu z glebami zajętymi przez rodzime gatunki roślin (Koutika i in. 2007 – P). Gatunek ogólnie zwiększa nadziemną produkcję biomasy zbiorowisk, przy jednoczesnym zmniejszeniu zarówno koncentracji składników odżywczych w biomasie jak i dostępności azotu w glebie, nie ma to jednak istotnego wpływu na bogactwo gatunkowe roślin, pH gleby i dostępność fosforu (Scharfy i in. 2010 – P).

a18. Wpływ *Gatunku* na integralność ekosystemu poprzez **zaburzanie jego czynników biotycznych** jest:

- [ ] mały
- [ ] średni
- [X] duży

aconf14.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm18. Komentarz:

Długowieczne rośliny nawłoci późnej, o intensywnym klonalnym wzroście, wydajnej produkcji nasion i wysokiej zdolności konkurencyjnej (Weber 2003, Weber i Jakobs 2005, Güsewell i in. 2006 – P), szybko osiągają dominację i skutecznie rywalizują z pozostałymi roślinami prowadząc do zmniejszenia bogactwa rodzimych gatunków roślin (Weber i Jakobs 2005, Hejda i in. 2009, Pál i in. 2015 – P). Wzrost pokrycia nawłoci późnej w płacie roślinności powoduje istotne zmniejszenie się różnorodności biologicznej, przy czym wpływ ten jest mniejszy niż w przypadku nawłoci kanadyjskiej (Szymura i Szymura 2011 – P). Rośliny niekorzystnie wpływają także na bogactwo i obfitość m.in. motyli (Groot i in. 2007, Masło i Najberek 2014 – P), mrówek (Lenda i in. 2013 – P), owadów (Moroń i in. 2009 – P) i ptaków (Skórka i in. 2010 – P) związanych szczególnie z siedliskami łąkowymi, często kolonizowanymi przez nawłocie (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Zmiany właściwości gleby indukowane przez *S. gigantea* mają także umiarkowany wpływ na różnorodność i strukturę mezofauny glebowej z grupy Collembola i słaby wpływ na modyfikacje struktury troficznej (Sterzyńska i in. 2017 – P). Inwazyjne nawłocie ograniczają procesy spontanicznej wtórnej sukcesji na terenach leśnych (Bornkamm 2007 – P) i nieużytkowanych polach (Bartha i in. 2014 – P). Gatunek wykazuje również działanie allelopatyczne ograniczając kiełkowanie nasion i wzrost wielu gatunków roślin, poprzez uwalnianie związków allelopatycznych (Pisula i in. 2010, Sekutowski i in. 2012, Baličević i in. 2015, Ravlić i in. 2015 – P). Przywrócenie rodzimej roślinności na terenach wcześniej skolonizowanych przez *Solidago gigantea*, jest mało prawdopodobne, na skutek zmian w składzie mikroorganizmów glebowych, które nastąpiły w wyniku inwazji (König i in. 2016 – P). Skutkiem rozprzestrzeniania się nawłoci jest także homogenizacja krajobrazu przejawiająca się obecnością monokultur gatunku pokrywających rozległe obszary. Stanowią one także poważne zagrożenie dla fitocenoz na terenach objętych ochroną obszarową (Otręba i Michalska 2014 – P). Nawłocie negatywnie oddziałują na siedliska przyrodnicze Natura 2000, w tym przede wszystkim: łąki trzęślicowe (6410), ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (6430) oraz niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (6510) (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I, Kopeć i Michalska-Hejduk 2016 – P). Najbardziej dotknięte oddziaływaniem nawłoci są gatunki roślin występujące na siedliskach wilgotnych; wilgotne lasy i zarośla, łąki i brzegi rzek, w zbiorowiskach okrajkowych i łąkowych (Nowak i Kącki 2009 – P). Nawłoć stanowi także problem w zbiorowiskach leśnych, choć w miejscach

zacienionych rośliny często nie zakwitają i osiągają niższe rozmiary (Balogh 2001, Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Nawłocie tworzą zwarte, jednogatunkowe i ubogie gatunkowo fitocenozy (Nowak i Kącki 2009, Szymura i Szymura 2016a – P), często na siedliskach łąkowych, w dolinach rzecznych, w łęgach i zaroślach, powodując zmiany w strukturze i funkcjonowaniu tych ekosystemów (Nowak i Kącki 2009, Kopeć i Michalska-Hejduk 2016 – P). Gatunek uważany jest za niepożądany szczególnie na niekoszonych łąkach, w siedliskach nadrzecznych, na mokradłach, skrajach lasów, także na terenach kolejowych i miejskich oraz w lasach gospodarczych (Hartmann i Konold 1995, Botta-Dukát i Dancza 2001a, Weber 2003 – P). Masowo pojawia się na niewłaściwie użytkowanych gruntach: pastwiskach i polach, jest także uciążliwy w szkółkach leśnych, ogrodach i uprawach CABI 2018 – B).

A4b | Wpływ na uprawy roślin

Pytania z tego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na rośliny uprawne (np. upraw polowych, łąk i pastwisk, upraw ogrodniczych, w tym sadów, ogrodów, szkółek leśnych i sadowniczych) i produkcję roślinną.

W przypadku pytań z niniejszego modułu, wpływ klasyfikowany jest jako mały, jeżeli oddziaływanie *Gatunku* na rośliny będące obiektem inwazji jest sporadyczne i/lub powoduje małe szkody. Skutek klasyfikowany jest jako średni, jeżeli *Gatunek* powoduje nieprzekraczające 20% lokalne straty w plonach (lub roślinach uprawnych) i jako duży, gdy straty te przekraczają 20%.

a19. Wpływu *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **roślinożerność lub pasożytnictwo** jest:

	nie dotyczy
X	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf15.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm19. Komentarz:
Gatunek jest rośliną, nie ma też właściwości pasożytniczych.

a20. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **konkurencję** jest:

	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
X	duży
	bardzo duży

aconf16.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm20. Komentarz:
Inwazyjne nawłocie mogą negatywnie wpływać na rośliny uprawne poprzez intensywny, klonalny wzrost i silne działanie fitotoksyczne za pośrednictwem związków allelopatycznych, co umożliwia szybką kolonizację nowych terenów, w tym odłogowanych gruntów rolnych. Choć rzadko, nawłoć późna może być chwastem rocznych upraw i powodować straty w plonowaniu roślin uprawnych (CABI 2018 – P). Wykazano, że ekstrakty z pędów *S. gigantea*, mogą zmniejszać kiełkowanie pszenicy o 7,6% i jęczmienia o 9,8%, podczas gdy w testach biologicznych zwiększały ich świeżą masę (Béres i Kazinczi 2000 – P). Allelopatyczne właściwości nawłoci skutecznie hamują zdolność kiełkowania i wzrost korzeni wielu uprawianych gatunków roślin m.in. gryki zwyczajnej, słonecznika zwyczajnego, marchwi, jęczmienia i pszenicy

(Sekutowski i in. 2012, Baličević i in. 2015, Ravlić i in. 2015 – P). Odnotowano przypadki zachwaszczenia nawłocią upraw wierzby energetycznej (Szymura 2011 – A). W związku z dużą zawartością saponin, inwazyjne nawłocie obniżają także wartość paszową siana pozyskiwanego z łąk przez nie skolonizowanych (Świerszcz i in. 2017 – P). Ponadto skutecznie konkurują z wieloma gatunkami roślin o owady zapylające (Moroń i in. 2009 – P). Ze względu na szerokie rozprzestrzenienie gatunku w Polsce i strukturę upraw, należy przyjąć, że wpływ gatunku na uprawy roślin przez konkurencję jest duży (prawdopodobieństwo wysokie × skutek średni).

a21. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **krzyżowanie się** z gatunkami spokrewnionymi, w tym z samymi roślinami uprawnymi jest:

	nie dotyczy
	brak / bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf17.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm21. Komentarz:
Nawłoć późna *Solidago gigantea* może wpływać pośrednio na kondycję i plonowanie roślin uprawnych poprzez hybrydyzację z rodzimym gatunkiem *S. virgaurea*, tworząc populacje mieszańca *Solidago ×snarskisii* (Gudžinskas i Žalneravičius 2016 – P). Mieszaniec został odnaleziony na południu Litwy i jak dotąd nie był podawany z innych rejonów Europy, w tym Polski. Brak również dostatecznych danych na temat jego rozmieszczenia. Jednak zdolność krzyżowania nawłoci późnej i tworzenia mieszańców z rodzimym gatunkiem, może stanowić zagrożenie dla *S. virgaurea* występującego na użytkach zielonych, co obniża jakość użyskiwanego plonu. Znany jest także mieszaniec międzygatunkowy *Solidago hybrida*, powstały ze skrzyżowania dwóch inwazyjnych gatunków nawłoci: *Solidago canadensis* i *S. gigantea* (Jakábová i Krejča 1982 – P). *Solidago hybrida* jest uprawiany w Polsce, wykazuje łatwość rozmnażania się przez podział kęp (Jakábová i Krejča 1982 – P). Został uznany za najbardziej pyłkodajny spośród nawłoci; może dostarczyć nawet 150 kg pyłku z 1 ha uprawy (Strzałkowska 2006b – P). W związku z powyższym wpływ gatunku oceniono jako średni (prawdopodobieństwo wysokie × skutek mały).

a22. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin poprzez **zaburzenia integralności upraw** jest:

	bardzo mały
	mały
	średni
X	duży
	bardzo duży

aconf18.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm22. Komentarz:
Nawłoć późna *Solidago gigantea* występuje masowo na niewłaściwie użytkowanych gruntach: pastwiska i polach, jest także uciążliwy w szkółkach leśnych, ogrodach i uprawach (CABI 2018 – B). Rośliny nawłoci ograniczają procesy spontanicznej wtórnej sukcesji na terenach leśnych (Bornkamm 2007 – P) i nieużytkowanych polach (Bartha i in. 2014 – P). *Solidago gigantea* rzadko jest chwastem rocznych upraw, ponieważ może być kontrolowany przez zabiegi agrotechniczne. Jednak ekstrakty z pędów *S. gigantea* mogą zmniejszać kiełkowanie pszenicy o 7,6% i jęczmienia o 9,8% (Béres i Kazinczi 2000 – P), co może być przyczyną strat w plonowaniu roślin uprawnych. Na polach uprzednio skolonizowanych przez nawłoć, akumulacja ściółki może utrudniać ich powrót do stanu sprzed inwazji,

ponieważ pozostałości inwazyjnych chwastów ograniczają kiełkowanie uprawnych roślin (Béres i Kazinczi 2000 – P). Dowiedziono także, że właściwości allelopatyczne nawłoci (Pisula i in. 2010 – P) skutecznie hamują zdolność kiełkowania i wzrost korzeni wielu uprawianych gatunków roślin, w tym gryki zwyczajnej, słonecznika zwyczajnego, marchwi, jęczmienia, pszenicy, a także kolendry (Sekutowski i in. 2012, Baličević i in. 2015, Ravlić i in. 2015 – P). Natomiast wnikanie nawłoci do zbiorowisk łąkowych i wypieranie rodzimych gatunków tych siedlisk, prowadzi do obniżenia jakości paszowej siana pozyskanego z łąk (Świerszcz i in. 2017 – P), z uwagi na wysoką zawartość saponin (Weber i Jakobs 2005 – P). Znany jest także niekorzystny wpływ nawłoci m.in. na bogactwo i różnorodność dziko występujących owadów (Moroń i in. 2009 – P) czy ptaków (Skórka i in. 2010 – P) związanych często z siedliskami łąkowymi opanowywanymi przez nawłocie (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Biorąc po uwagę zebrane dane wpływ gatunku na uprawy roślin poprzez zaburzenia integralności upraw oceniono jako duży: przewiduje się, że wpływ będzie dotyczył od 1/3 do2/3 upraw (prawdopodobieństwo średnie), co w najgorszym przypadku pomniejszy kondycję roślin lub plon pojedynczej uprawy o ponad 20% (skutek duży).

a23. Wpływ *Gatunku* na uprawy roślin związany z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin **patogenów i pasożytów** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf19.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm23. Komentarz:
Nawłoć późna *Solidago gigantea* jest alternatywnym żywicielem dla owadów, które mogą być wektorami patogenów roślin i szkodników owadzich roślin uprawnych (CABI 2018 – B). W rodzimym zasięgu nasiona i kłącza nawłoci późnej są atakowane m.in. przez patogeny grzybowe takie jak: *Puccinia dioicae* powodującego rdzę u nawłoci, mączniaka prawdziwego (*Erysiphe cichoracearum*) czy mączniaka rzekomego (*Golovinomyces asterum* var. *solidaginis*), który został odnotowany na roślinach nawłoci w Korei (Weber 2000, Meyer i in. 2005 – P, CABI 2018 – B). Rośliny gatunku są także gospodarzami patogenów bakteryjnych z rodzaju *Xanthomonas* atakującymi liście innych inwazyjnych bylin (Meyer i in. 2005 – P, CABI 2018 – B), które znajdują się na obu listach EPPO: pięć na liście EPPO A1 oraz 11 na liście EPPO A2. Brak jednak dostatecznych danych, który gatunek patogenu został zidentyfikowany na roślinach *S. gigantea*, jak również na temat wpływu nawłoci późnej na uprawy roślin związanego z tym, że jest on gospodarzem lub wektorem szkodliwych dla tych roślin patogenów i pasożytów (CABI 2018 – B). Ponadto inwazyjne nawłocie mogą być gospodarzem dla pasożytniczego owada *Nemorimyza posticata* (Pitkin i in. 2007 – B). Z uwagi na to, że przypuszcza się, iż gatunek jest gospodarzem szkodliwych dla roślin uprawnych patogenów i pasożytów, lecz nie zostały jeszcze zidentyfikowane, wpływ oceniono jako mały.

A4c | Wpływ na hodowle zwierząt

Pytania z niniejszego modułu określają skutki wpływu *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe. Dotyczą one zarówno dobrostanu pojedynczych zwierząt, jak i wydajności produkcyjnej całych hodowli.

a24. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez **drapieżnictwo lub pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały

	średni
	duży
	bardzo duży

aconf20.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm24. Komentarz:
Gatunek jest rośliną.

a25. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez posiadanie właściwości które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

	bardzo mały
	mały
X	średni
	duży
	bardzo duży

aconf21.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm25. Komentarz:
Nawłoć późna *Solidago gigantea* podobnie jak pozostałe nawłocie, zawiera znaczną ilość substancji aktywnych takich jak: terpenoidy, związki fenolowe, kumaryny i olejki eteryczne (Weber i Jakobs 2005 – P). Ponadto związki z grupy diterpenów, spośród których kilka to pochodne poliacetylowe wykazujące wahania sezonowe i działające jako substancje hamujące wzrost innych organizmów lub też jako „broń" przeciw owadom (Weber i Jakobs 2005 – P). Związki te wpływają jednocześnie negatywnie na jakość paszy pozyskiwanej z łąk porastających nawłocią. Zwierzęta wypasane na terenach skolonizowanych przez nawłocie (m.in. owce) mogą być podatne na zatrucia. Wiele gatunków nawłoci jest trujących dla bydła (Łuczaj 2004 – P). Prawdopodobieństwo średnie × skutek średni = wpływ średni.

a26. Wpływ *Gatunku* na zdrowie pojedynczego zwierzęcia lub produkcję zwierzęcą poprzez przenoszenie szkodliwych dla tych zwierząt **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf22.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm26. Komentarz:
Gatunek jest rośliną. Rośliny nie są gospodarzami ani wektorami pasożytów/patogenów zwierząt.

A4d | Wpływ na ludzi

Pytania w niniejszym module określają skutki oddziaływania *Gatunku* na ludzi.

Odnosi się on do ludzkiego zdrowia, które zostało zdefiniowane jako całkowity fizyczny, psychiczny i społeczny dobrobyt, a nie jedynie brak chorób lub niepełnosprawności (definicja przyjęta za Światową Organizacją Zdrowia – *World Health Organization*).

a27. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie poprzez **pasożytnictwo** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf23.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm27. Komentarz:

Gatunek nie jest organizmem pasożytniczym.

a28. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie ze względu na posiadane właściwości, które stanowią niebezpieczeństwo podczas **bezpośredniego kontaktu** jest:

	bardzo mały
X	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf24.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm28. Komentarz:

Nawłoć późna może negatywnie oddziaływać na zdrowie ludzi i zwierząt wywołując alergie, katar sienny, a także wpływając niekorzystnie na jakość powietrza i wody (Tokarska-Guzik i in. 2015 – I). Jednak ciężki i lepki pyłek rośliny jest przenoszony przez owady lub zmywany z kroplami deszczu, w pobliżu roślin. Może być on uciążliwy sporadycznie w przypadku osób wrażliwych, szczególnie podczas wietrznej i suchej pogody (Frankton 1963 – P). Nie są znane żadne inne negatywne skutki nawłoci dla zdrowia ludzkiego (Koutika i in. 2011 – P).

a29. Wpływ *Gatunku* na ludzkie zdrowie w wyniku przenoszenia szkodliwych dla ludzi **patogenów i pasożytów** jest:

X	nie dotyczy
	bardzo mały
	mały
	średni
	duży
	bardzo duży

aconf25.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym	stopniem pewności

acomm29. Komentarz:

Gatunek jest rośliną. Rośliny nie są gospodarzami ani wektorami pasożytów/patogenów ludzi.

A4e | Wpływ na inne obiekty

Pytania z niniejszego modułu określają inne skutki, nie uwzględnione w modułach A4a-d, jakie *Gatunek* może wywierać na obiekty.

a30. Szkodliwy wpływ *Gatunku* na **infrastrukturę** jest:

	bardzo mały
	mały
	średni
X	duży
	bardzo duży

aconf26.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm30. Komentarz:

Nawłocie stanowią poważne zagrożenie dla użytków zielonych m.in. łąk i pastwisk, których powierzchnia ulega sukcesywnemu pomniejszaniu na skutek intensyfikacji produkcji lub zaniechania ich użytkowania (Świerszcz i in. 2017 – P), co sprzyja postępującej inwazji. Na łąkach uznanych za cenne przyrodniczo (pakiet 4 i 5 programu Rolnośrodowiskowego – tzw. pakiety przyrodnicze, czyli dopłaty dla rolników za ekstensywne użytkowanie łąk i pastwisk, polegające na ograniczeniu nawożenia i ilości pokosów lub intensywności wypasu, w celu zachowania cennych siedlisk i zagrożonych gatunków ptaków), powinny być aktywnie zwalczane (Świerszcz i in. 2017 – P). Ponadto nawłocie obniżają atrakcyjność terenów rekreacyjnych i turystycznych (Wasiłowska 1999 – P) poprzez negatywny wpływ na krajobraz (Szymura i Wolski 2006 – P). Płaty nawłoci występujące masowo wzdłuż dróg mogą także ograniczać widoczność na łukach drogi, przysłaniać znaki drogowe czy ograniczać dostęp do zbiorników wodnych np. dla wędkarzy.

A5a | Wpływ na usługi ekosystemowe

Pytania z niniejszego modułu określają skutki, jakie *Gatunek* może wywierać na usługi ekosystemowe. Usługi ekosystemowe zostały sklasyfikowane na podstawie *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES Wersja 4.3; https://cices.eu/).

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka (która uwzględnia jednak oddziaływanie na ekosystemy, oceniane we wcześniejszych modułach protokołu *Harmonia*+PL). Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a31. Wpływ *Gatunku* na **usługi zaopatrzeniowe** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf27.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm31. Komentarz:

Nawłoć późna obniża wartości paszowe siana pozyskiwanego z łąk kolonizowanych przez inwazyjne rośliny (Świerszcz i in. 2017 – P). Obecność gatunku może być jednak postrzegana jako korzystna m.in. przez właścicieli pasiek ze względu na miododajne właściwości rośliny i jej późne kwitnienie (Stefanic i in. 2003 – P). Ciągła dostępność kwiatów nawłoci jesienią zaburza jednak cykl wchodzenia pszczół w zimowanie, co skutkuje obniżoną ich przeżywalnością po zimie (Tepedino i in. 2008 – P). Gatunek może być uznawany za roślinę energetyczną. Posiada on zbliżoną wartość opałową biomasy do wartości opałowej słomy rzepakowej, jęczmiennej, kukurydzianej czy biomasy miskanta olbrzymiego, która waha się w granicach 15-16 MJ/kg-1; biomasa z nawłoci mogłaby z powodzeniem być wykorzystywana jako paliwo stałe (pelety, granulat) albo przetwarzana dla uzyskania wtórnych nośników energii: paliwa gazowe lub wodorowe (Biskupski i in. 2012 – P). Nawłocie są również popularne w fitoterapii. Dzięki zawartości specyficznych związków

chemicznych (m.in. saponin triterpenowowych, flawonoidów, kwasu chlorogenowego, karotenoidów) ziele nawłoci w niewielkich dawkach ma właściwości moczopędne, rozkurczające i przeciwzapalne (Strzelecka i Kowalski 2000 – P).

a32. Wpływ *Gatunku* na **usługi regulacyjne** jest:

	bardzo negatywny
X	umiarkowanie negatywny
	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf28.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm32. Komentarz:

Nawłoć późna *Solidago gigantea*, wywiera negatywny wpływ na usługi regulacyjne. Wpływa na produkcję biomasy zasiedlanych zbiorowisk i tempo cyklicznych zmian biogeochemicznych (Vanderhoeven i in. 2005, 2006, Chapuis-Lardy i in. 2006, Scharfy i in. 2010 – P). Gatunek generalnie zwiększa nadziemną produkcję biomasy zbiorowisk, przy jednoczesnym zmniejszeniu zarówno koncentracji składników odżywczych jak i dostępności azotu w glebie, Nie stwierdzono istotnego wpływu nawłoci późnej na większość właściwości fizykochemicznych gleby (Stefanowicz i in. 2017 – P), przy czym wykazano, że obecność gatunku może prowadzić do zwiększenia stężenia węgla i fosforu w glebie i przyczyniać się do wzrostu tempa mineralizacji w skolonizowanych miejscach (Chapuis-Lardy i in. 2006, Koutika i in. 2007 – P) oraz obniżenia pH podłoża (Herr i in. 2007 – P). Z kolei współdziałanie gatunku z arbuskularnymi grzybami mikoryzowymi prowadzi do zwiększenia zarówno biomasy inwazyjnych roślin jak też stężenia fosforu (Kytovtita i in. 2003, Majewska i in. 2017 – P), a prawdopodobieństwo kolonizacji mikoryzowej zwiększa wilgotność podłoża (Young i in. 2000, Majewska i in. 2017 – P).

Nawłoć późna odznacza się wysokimi zdolnościami konkurencyjnymi wobec rodzimych gatunków roślin, co zapewnia roślinom gatunku intensywny rozrost kłączy, olbrzymia produkcja nasion i efektywne ich rozsiewanie z wiatrem (por. a14). Gatunek szybko zaczyna dominować, tworzyć zwarte i gęste jednogatunkowe płaty prowadząc do zmniejszenia bogactwa gatunkowego rodzimych roślin. Konkurencyjne oddziaływanie nawłoci dotyczy także owadów należących do grupy zapylaczy w siedliskach łąkowych (motyle dzienne, pszczoły, bzygowate). Znane są przypadki, gdzie w płatach z udziałem inwazyjnych roślin, różnorodność zapylaczy spadła nawet o 90% (Masło i Najberek 2014 – P).

a33. Wpływ *Gatunku* na **usługi kulturowe** jest:

	bardzo negatywny
	umiarkowanie negatywny
X	neutralny
	umiarkowanie pozytywny
	bardzo pozytywny

aconf29.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim	dużym X	stopniem pewności

acomm33. Komentarz:

Nawłoć późna analogicznie do nawłoci kanadyjskiej wywiera negatywny wpływ na atrakcyjność krajobrazu (Szymura i Wolski 2006 – P) tworząc rozległe płaty zajmujące duże powierzchnie, m.in. na terenach rekreacyjnych i turystycznych np. nad brzegami rzek i zbiorników wodnych, ograniczając dostęp do wody (Bzdęga 2015 – A), także wzdłuż szlaków turystycznych (Wasiłowska 1999 – P, Bzdęga 2014-2017 – A). Obecność wysokich roślin wzdłuż dróg może zmniejszać widoczność i powodować zagrożenie dla bezpieczeństwa drogowego. Jednocześnie roślina posiada walory dekoracyjne i użytkowe. Łodygi z kwiatostanami nawłoci wykorzystywane są jako element dekoracyjny we florystyce (Bzdęga 2014 – A). Często

są one także elementem bukietów święconych w dniu Matki Boskiej Zielnej (15 sierpnia) w kościołach rzymsko-katolickich w Polsce (Łuczaj 2011, 2013 – P). Nawłoć późna jest cenną rośliną miododajną wykorzystywaną przez pszczelarzy (Stefanic i in. 2003 – P). Roślina zawiera saponiny, flawonoidy i glikozydy fenolowe, które zostały zidentyfikowane jako istotne związki do użytku farmaceutycznego (Weber i Jakobs 2005 – P). Ekstrakty *S. gigantea* wykazują aktywność przeciwgrzybiczą, szczególnie przeciwko *Candida pseudotropicalis* (Pepeljnjak i in. 1998 – P). Znane od wieków jest zastosowanie rośliny w lecznictwie m.in. jako środek urologiczny i przeciwzapalny (Apati i in. 2003 – P).

A5b | Wpływ zmian klimatu na ocenę ryzyka negatywnego wpływu *Gatunku*

W poniższych pytaniach ryzyko ocenione w każdym z wcześniejszych modułów protokołu *Harmonia*+PL jest ponownie oceniane przy uwzględnieniu przyszłych zmian klimatu. Proponowany horyzont czasowy sięga połowy XXI wieku. Zaleca się wzięcie pod uwagę raportów Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* IPCC). Zakładany wzrost temperatury w latach 2046-2065 wyniesie od 1 do 2 °C.

Wobec wysokiego stopnia niepewności dotyczącej skali zmian klimatu i ich wpływu na inwazje biologiczne obcych gatunków, w poniższych pytaniach nie podano zakresów odpowiadających poszczególnym stopniom przyjętej skali. Oceny należy dokonywać na podstawie wiedzy eksperckiej.

Należy zauważyć, że odpowiedzi na pytania w niniejszym module nie są wykorzystywane do obliczania całkowitej oceny ryzyka. Mogą być jednak brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznej decyzji co do sposobu postępowania z gatunkiem.

a34. WPROWADZENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery geograficzne i (o ile to w przypadku tego *Gatunku* zasadne) kolejne bariery związane z hodowlą lub uprawą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf30.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm34. Komentarz:

Przyjmując, że w przyszłości temperatura wzrośnie o 1-2°C, prawdopodobieństwo, że gatunek pokona kolejne bariery związane z występowaniem w Polsce, nie zmieni się. Nawłoć późna *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B).

a35. ZADOMOWIENIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu przeżycie i rozmnażanie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf31.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm35. Komentarz:

Zakładając, że w przyszłości temperatura wzrośnie o 1-2°C, prawdopodobieństwo, że gatunek pokona kolejne bariery związane z utrzymaniem się i rozmnażaniem w Polsce, nie

zmieni się. Nawłoć późna *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany ze średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny ze średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B).

a36. ROZPRZESTRZENIANIE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu *Gatunek* pokona bariery, które dotychczas uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie się w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf32.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm36. Komentarz:

Zakładając, że w przyszłości temperatura wzrośnie o 1-2 °C, prawdopodobieństwo, że gatunek przełamie kolejne bariery, które do tej pory uniemożliwiały mu rozprzestrzenianie w Polsce, nie zmieni się. Nawłoć późna *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany ze średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny ze średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B). Analiza potencjalnego rozmieszczenia *S. gigantea* w Europie, na podstawie 9 zmiennych klimatycznych odzwierciedlających średnią roczną temperaturę, wielkość opadów i roczne ich wahania oraz długość okresu wegetacyjnego pokazała, że gatunek może w przyszłości zajmować potencjalnie znacznie większy obszar niż obecnie (Weber 2001, Weber i Jakobs 2005 – P).

a37. WPŁYW NA ŚRODOWISKO PRZYRODNICZE – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu wpływ *Gatunku* na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf33.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm37. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na dzikie rośliny i zwierzęta oraz siedliska i ekosystemy w Polsce nie zmieni się, przy założeniu, że przewidywane zmiany klimatu spowodują wzrost temperatury powietrza o 1-2 °C. Jednak udowodniono eksperymentalnie, że wzrost temperatury o 3 °C może zwiększyć inwazyjny sukces gatunku w stosunku do rodzimych roślin poprzez przyśpieszenie tempa jego wzrostu i zwiększenie zdolności poboru azotu z podłoża (Verlinden i in. 2014 – P). *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B).

a38. WPŁYW NA UPRAWY ROŚLIN – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf34.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm38. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na rośliny uprawne lub produkcję roślinną w Polsce nie zmieni się. *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B).

a39. WPŁYW NA HODOWLE ZWIERZĄT – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na zwierzęta gospodarskie i domowe i produkcję zwierzęcą w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf35.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm39. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na zwierzęta gospodarskie i domowe oraz produkcję zwierzęcą w Polsce nie zmieni się. *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B).

a40. WPŁYW NA LUDZI – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na ludzi w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf36.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm40. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na ludzi w Polsce nie zmieni się. *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B).

a41. WPŁYW NA INNE OBIEKTY – prawdopodobieństwo, że na skutek zmian klimatu, wpływ *Gatunku* na inne obiekty w Polsce:

	znacznie spadnie
	umiarkowanie spadnie
X	nie zmieni się
	umiarkowanie wzrośnie
	bardzo wzrośnie

aconf37.	Odpowiedź udzielona z	małym	średnim X	dużym	stopniem pewności

acomm41. Komentarz:

Zakłada się, że na skutek zmian klimatu wpływ opisywanego gatunku na inne obiekty w Polsce nie zmieni się. *Solidago gigantea* preferuje klimat umiarkowany z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca >0°C i <18°C oraz średnią najcieplejszego miesiąca >10°C, a także klimat kontynentalny z średnią temperaturą najzimniejszego miesiąca <0°C i średnią najcieplejszego miesiąca >10°C. Zakres tolerancji gatunku wobec preferowanych parametrów klimatycznych podaje CABI (2018 – B) i EPPO (2004 – B).

Podsumowanie ankiety

Moduł	Wynik	Stopień pewności
Wprowadzenie (pytania: a06-a08)	1,00	1,00
Zadomowienie (pytania: a09-a10)	1,00	1,00
Rozprzestrzenianie (pytania: a11-a12)	1,00	1,00
Wpływ na środowisko przyrodnicze (pytania: a13-a18)	0,70	0,90
Wpływ na uprawy roślin (pytania: a19-a23)	0,45	0,70
Wpływ na hodowle zwierząt (pytania: a24-a26)	0,50	1,00
Wpływ na ludzi (pytania: a27-a29)	0,25	1,00
Wpływ na inne obiekty (pytanie: a30)	0,75	1,00
Proces inwazji (pytania: a06-a12)	1,00	1,00
Negatywny wpływ (pytania: a13-a30)	0,75	0,92
Ocena całkowita	0,75	
Kategoria stopnia inwazyjności	średnio inwazyjny gatunek obcy	

A6 | Uwagi

Niniejsza ocena opiera się o stan wiedzy istniejący w czasie jej przeprowadzania. Należy pamiętać, że inwazje biologiczne obcych gatunków są zjawiskiem o wyjątkowo dużej dynamice i nieprzewidywalności. Dotyczy to przede wszystkim wnikania nowych gatunków obcych, jak również wykrywania ich negatywnego wpływu. Dlatego należy mieć na uwadze, że w miarę upływu czasu, ocena *Gatunku* może ulec zmianie. Z tego powodu zasadne jest jej regularne powtarzanie.

acomm42. Komentarz:

–

Źródła

1. Opublikowane wyniki badań (P)

Abrahamson WG, Eubanks MD, Blair CP, Whipple AV. 2001. Gall flies, inquilines, and goldenrods: A model for host-race formation and sympatric speciation. American Zoologist 41: 928-938

Apati P, Kristo TS, Szoke E, Kery A, Szentmihályi K, Vinkler P. 2003. Comprehensive evaluation of different Solidaginis herba extracts. Proceedings of the international conference on medicinal and aromatic plants, Budapest, Hungary, 8-11 July, 2001. Part II. Acta Horticulturae 597: 69-73

Baličević R, Ravlić M, Živković T. 2015. Allelopatic effect of invasieve species giant goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.) on crops and weeds. Herbologia 15(1): 19-29

Balogh L. 2001. Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Orseg Landscape Protection A (Hungary) G. Brundu, et al. (red.), Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management, ss. 185-1 Backhuys Publ., Leiden.

Bartha S, Szentes S, Horváth A, Házi J, Zimmermann Z, Molnár C, Dancza I, Margóczi K, Pál RW, Purger D, Schmidt D, Óvári M, Komoly C, Sutyinszki Z, Szabó G, Csathó AI, Juhász M, Penksza K, Molnár Z. 2014. Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. Applied Vegetation Science 17: 201-213

Béres I, Kazinczi G. 2000. Allelopathic effects of shoot extracts and residues of weeds on field crops. Allelopathy Journal 7(1): 93-98

Biskupski A, Rola J, Sekutowski T, Kaus A, Włodek S. 2012. Wstępne wyniki dotyczące technologii zbioru biomasy *Solidago* sp. i jej przetwarzania do celów opałowych. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu 584: 7-16

Bornkamm R. 2007. Spontaneous development of urban woody vegetation on differing soils. Flora 202: 695-704

Botta-Dukát Z, Dancza I. 2001a. Effect of weather conditions on the growth of giant goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.). W: Brundu G, Brock J, Camarda I, Child L, Wade M, (red.). Plant Invasions: Species ecology and ecosystem management. ss. 185-197. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.

Botta-Dukát Z, Dancza I. 2001b. Morphological plasticity in the rhizome system of *Solidago gigantea*: comparison of wet and dry habitats. Sixth International Conference on the Ecology and Management of Invasive Plants, EMAPI, Loughborough, UK.

Chapuis-Lardy L, Vanderhoeven S, Dassonville N, Koutika L-S, Meerts P. 2006. Effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus status. Biology and Fertility of Soils 42: 481-489

Czarnecka J, Orłowski G, Karg J. 2012. Endozoochorous dispersal of alien and native plants by two palearctic avian frugivores with special emphasis on invasive giant goldenrod *Solidago gigantea*. Central European Journal of Biology 7(5): 895-901

Ellenberg H. 1982. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen Ulmer, Stuttgart.

Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulißen D. 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa Scripta Geobotanica Band 18, Göttingen.

Fontes EMG, Habeck DH, Slansky FJr. 1994. Phytophagous insects associated with goldenrods (*Solidago* spp.) in Gainesville, Florida. Florida Entomologist 77: 209-221

Frankton C. 1963. Weeds of Canada. Ottawa, Canada: Canada Department of Agriculture. 196 s.

Gigon A, Bocherens Y. 1985. Short-term changes in unmown swamp meadows in the Swiss midlands. Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübel. 52: 53-65

Gleason HA, Cronquist A. 1991. Manual of Vascular Plants of Northeastern US and Adjacent Canada. New York Botanical Garden, New York.

Gudžinskas Z, Žalneravičius E. 2016. *Solidago ×snarskisii* nothosp. nov. (Asteraceae) from Lithuania and its position in the infrageneric classification of the genus. Phytotaxa 253: 147-155

Güsewell S, Jakobs G, Weber E. 2006. Native and introduced populations of *Solidago gigantea* differ in shoot production but not in leaf traits or litter decomposition. Functional Ecology 20(4): 575-584

Hartmann E, Konold W. 1995. Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea* et canadensis): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung. W: Böcker R, Konold W, Schmid-Fischer S. (red.), ss. 93-104. Gebietsfremde Arten. Ecomed, Landsberg.

Hegi G. 1979. Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 3. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.

Hejda M, Pyšek P, Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology 97: 393-403

Herr C, Chapuis-Lardy L, Dassonville N, Vanderhoeven S, Meerts P. 2007. Seasonal effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil pH and P fractions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 170: 729-38

Hull-Sanders HM, Clare R, Johnson RH, Meyer GA. 2007. Evaluation of the evolution of increased competitive ability (EICA) hypothesis: loss of defense against generalist but not specialist herbivores. Journal of Chemical Ecology 33(4): 781-799

Jabłoński B. 1992. Nawłoć – roślina o dużej wartości pszczelarskiej. Pszczelarstwo 43(9): 10-11

Jakábová A, Krejča J. 1982. Rośliny skalne. PWRiL, Warszawa. 278 s.

Jakobs G. 2004. Evolution of increased competitive ability in the invasive perennial *Solidago gigantea* Aiton. Ph.D. Thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, Switzerland.

Jakobs G, Weber E, Edwards PJ. 2004. Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (Asteraceae) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. Diversity and Distributions 10: 11-19

Johnson RH, Hull-Sanders HM, Meyer GA. 2007. Comparison of foliar terpenes between native and invasive *Solidago gigantea*. Biochemical Systematics and Ecology 35(12): 821-830

König J, van Kleunen M, Dawson W. 2016. No consistent legacy effects of invasion by giant goldenrod (*Solidago gigantea*) via soil biota on native plant growth. Journal of Plant Ecology 3: 20-327

Kopeć D, Michalska-Hejduk D. 2016. Gatunki z rodzaju nawłoć *Solidago* spp. W: A. Obidziński, E. Kołaczkowska, A. Otręba (red.), Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej. Wydawnictwo BioDar, Izabelin–Kraków. s. 51-59.

Koutika LS, Rainey HJ, Dassonville N. 2011. Impacts of *Solidago gigantea*, *Prunus serotina*, *Heracleum mantegazzianum* and *Fallopia japonica* invasions on ecosystems. Applied Ecology and Environmental Research 9(1): 73-83

Koutika L-S, Vanderhoeven S, Chapuis-Lardy L, Dassonville N, Meerts P. 2007. Assessment of changes in soil organic matter invasion by exotic plant species. Biology and Fertility of Soils 44: 331-41

Kytoviita MM, Vestberg M, Tuom J. 2003. A test of mutual aid in common mycorrhizal networks: Established vegetation negates benefit in seedlings. Ecology 84: 898-906

Landolt E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora Veröffentl. 64: 1-208 Geobot. Inst. ETH Zürich.

Lenda M, Skórka P, Knops JMH, Moroń D, Sutherland WJ, Kuszewska K, Woyciechowski M. 2014. Effect of the internet commerce on dispersal modes of Invasive alien species PLoS ONE 9(6): 1-7

Lenda M, Witek M, Skórka P, Moroń D, Woyciechowski M. 2013. Invasive alien plants affect grassland ant communities, colony size and foraging behaviour. Biological Invasions 15: 2403-2414

Łuczaj Ł. 2004. Dzikie rośliny jadalne Polski – Przewodnik survivalowy. Wydawnictwo Chemigrafia.

Łuczaj Ł. 2011. Changes in assumption Day Herbal Bouquets in Poland: a nineteenth century study revisited. Economic Botany 65: 66-75

Łuczaj Ł. 2013. Rośliny święcone w bukietach w dniu Matki Boskiej Zielnej w cerkwiach prawosławnych na przedpolu Puszczy Białowieskiej. Etnobiologia Polska 3: 55-62

Majewska ML, Rola K, Zubek S. 2017. The growth and phosphorus acquisition of invasive plants *Rudbeckia laciniata* and *Solidago gigantea* are enhanced by arbuscular mycorrhizal fungi. Mycorrhiza 27(2): 83-94

Masło D, Najberek K. 2014. Amerykańskie nawłocie kontra polskie motyle dzienne W: Mirek Z, Nikel A. (red.), Ochrona przyrody w Polsce wobec współczesnych wyzwań cywilizacyjnych. ss. 189-195. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków.

Meyer G, Clare R, Weber E. 2005. An experimental test of the evolution of increased competitive ability hypothesis in goldenrod, *Solidago gigantea*. Oecologia 144(2): 299-307

Mirek Z, Piękoś-Mirkowa H, Zając A, Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. Biodiversity of Poland 1: 1-442

Morita H. 2002. Handbook of Arable Weeds of Japan. Tokyo, Japan. Kumiai Chemical Industry Co., Ltd.

Moroń D, Lenda M, Skórka P, Szentgyörgyi H, Settele J, Woyciechowski M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. Biological Conservation 142: 1322-1332

Nowak A, Kącki Z. 2009. Gatunki z rodzaju nawłoć – *Solidago* spp. W: Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. ss. 80-86. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.

Otręba A, Michalska-Hejduk D. (red.). 2014. Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i w jego sąsiedztwie. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin.

Pál RW, Chen S, Nagy DU, Callaway RM. 2015. Impacts of *Solidago gigantea* on other species at home and away. Biological Invasions 17: 3317-3325

Pepeljnjak S, Kustrak D, Vukusic I. 1998. Investigation of the antimycotic activity of *Solidago virgaurea* and *Solidago gigantea* extracts. Pharmaceutical and Pharmacological Letters 8: 85-86

Pisula NL, Meiners SJ. 2010. Allelopathic effects of goldenrod species on turnover in successional communities. The American Midland Naturalist 163(1): 161-172

Polatschek A. 1997. Flora von Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg Tiroler. Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck.

Ravlić M, Baličević R, Peharda A. 2015. Allelopathic effect of invasive species giant goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.) on wheat and scentless mayweed. Proceedings & abstract of the 8th International Scientific/Professional Conference Agriculture in Nature and Environment Protection, Glas Slavonije d.d., Osijek. 186-190

Scharfy D, Güsewell S, Gessner MO, Venterink HO. 2010. Invasion of *Solidago gigantea* in contrasting experimental plant communities: effects on soil microbes, nutrients and plant-soil feedbacks. Journal of Ecology 98: 1379-1388

Schlaepfer DR, Edwards PJ, Semple JC, Billeter R. 2008a. Cytogeography of *Solidago gigantea* (Asteraceae) and its invasive ploidy level. Journal of Biogeography 35: 2119-2127

Schlaepfer DR, Edwards PJ, Widmer A, Billeter R. 2008b. Phylogeography of native ploidy levels and invasive tetraploids of Solidago gigantea. Molecular Ecology 17: 5245-5256

Sekutowski TR, Bortniak M, Domaradzki K. 2012. Assessment of allelopathic potential of invasive plants – goldenrod (*Solidago gigantea*) on buchwheat (*Fagopyrum sagittatum*) and sunflower (*Helianthus annuus*). Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering 57(4): 86-91

Semple JC, Ringius GS, Zhang JJ. 1999. The goldenrods of Ontario: *Solidago* L., and *Euthamia* Nutt. University of Waterloo, Biological Series 39.

Skórka P, Lenda M, Tryjanowski P. 2010. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. Biological Conservation 143: 856-861

Soons MB, Ozinga WA. 2005. How important is long-distance seed dispersal for the regional survival of plant species? Diversity and Distributions 11: 165-172

Stace C. 1997. New Flora of the British Isles. Second edition. Cambridge University Press

Stefanic E, Puskadija Z, Stefanic I, Bubalo D. 2003. Goldenrod: a valuable plant for beekeeping in north-eastern Croatia. Bee World 84: 86-90

Stefanowicz AM, Stanek M, Nobis M, Zubek S. 2017. Few effects of invasive plants *Reynoutria japonica*, *Rudbeckia laciniata* and *Solidago gigantea* on soil physical and chemical properties. Science of The Total Environment 574: 938-946

Sterzyńska M, Shrubovych J, Nicia P. 2017. Impact of plant invasion (*Solidago gigantea* L.) on soil mesofauna in a riparian wet meadows. Pedobiologia 64: 1-7

Strzałkowska M. 2006. Kwitnienie i wartość pożytkowa *Solidago hybrida* hort. IUMCS 16: 131-137

Strzałkowska M. 2006b. XLIII Naukowa Konferencja Pszczelarska. Puławy. Organizator: Instytut Sadownictwa i Kwiaciarstwa Oddział Pszczelnictwa; Pszczelnicze Towarzystwo Naukowe. 176-177

Strzelecka H, Kowalski J. 2000. Encyklopedia zielarstwa i ziołolecznictwa. Państwowe Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Szymura M, Dradrach A, Świerszcz S. 2015a Wpływ roślin inwazyjnych na wartości przyrodnicze i estetyczne terenów zieleni Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu 615: 33-46

Szymura M, Szymura TH. 2011. Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenoz. Acta Botanica Silesiaca 6: 195-212

Szymura M, Szymura TH. 2013. Soil preferences and morphological diversity of goldenrods (*Solidago* L.) from south-western Poland. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 82: 107-115

Szymura M, Szymura TH. 2016a. Interactions between alien goldenrods (*Solidago* and *Euthamia* species) and comparison with native species in Central Europe. Flora 218: 51-61

Szymura M, Szymura TH. 2016b. Historical contingency and spatial processes rather than ecological niche differentiation explain the distribution of invasive goldenrods (*Solidago* and *Euthamia*). Plant Ecology 217: 565-582

Szymura M, Szymura TH, Kreitschitz A. 2015b. Morphological and cytological diversity of goldenrods (*Solidago* L. and *Euthamia* Nutt.) from south-western Poland. Biodiversity: Research and Conservation 38: 41-49

Szymura M, Szymura TH, Świerszcz S. 2016. Do the landscape structure and socio-economic variables explain alien *Solidago* invasion? Folia Geobotanica 51: 13-25

Szymura M, Wolski K. 2006 Zmiany krajobrazu pod wpływem ekspansywnych bylin północnoamerykańskich z rodzaju *Solidago* L. Problemy Ekologii Krajobrazu 16: 451-460

Szymura TH, Szymura M, Zając M, Zając A. 2018. Effect of anthropogenic factors, landscape structure, land relief, soil and climate on risk of alien plant invasion at regional scale. Science of The Total Environment 26: 1251-1258

Świerszcz S, Szymura M, Wolski K, Szymura TH. 2017. Comparison of methods for restoring meadows invaded by *Solidago* species. Polish Journal of Environmental Studies 26: 1251-1258

Tepedino VJ, Bradley BA, Griswold TL. 2008. Might flowers of invasive plants increase native bee carrying capacity? Natural Areas Journal 28(1): 44-50 Intimations From Capitol Reef National Park, Utah.

Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Prace Uniwersytetu Śląskiego 2372. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.

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. 196 s.

Vanderhoeven S, Dassonville N, Chapuis-Lardy L, Hayes M, Meerts P. 2006. Impact of invasive alien plant *Solidago* on primary production, plant nutrient and soil mineral nutrient concentrations. Plant and Soil 286: 259-268

Vanderhoeven S, Dassonville N, Meerts P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant and Soil 275: 169-179

Verlinden M, De Boeck HJ, Nijs I. 2014. Climate warming alters competition between two highly invasive alien plant species and dominant native competitors. Weed Research 54: 234-244

Vittoz P, Engler R. 200.7 Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. Botanica Helvetica 117: 109-124

Voser-Huber ML. 1983. Studien an eingebürgerten Arten der Gattung *Solidago* L. Dissertat. Botan. 68, pp. 1-97

Wasiłowska A. 1999. Spreading of alien plant species along tourist tracks in Karkonosze Mts. Polish Journal of Ecology 47(4): 399-408

Weber E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. Journal of Biogeography 25: 147-154

Weber E. 2001. Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago*) in Europe. Conservation Biology 15: 122-128

Weber E. 2003. Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. CABI International, Wallingford, UK. 548 s.

Weber E. 2011. Strong regeneration ability from rhizome fragments in two invasive clonal plants (*Solidago canadensis* and *S. gigantea*). Biological Invasions 13: 2947-2955

Weber E, Jakobs G. 2005. Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. Flora 200: 109-118

Whitham TG. 1983. Host manipulation of parasites: within-plant variation as a defense against rapidly evolving pests. W: Denno RF, McClure MS (red.), Variable plants and herbivores in natural and managed systems ss. 15-41.

Young LM, Whipple AV, Abrahamson AG. 2000. The effects of soil moisture and mycorrhiza on two species of goldenrod. Ecological Society of America, 85th Annual Meeting, Snowbird, Utah.

Zając A, Zając M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków. 716 s.

Zając A, Zając M. (red.) 2015. Rozmieszczenie kenofitów w Karpatach polskich i na ich przedpolu. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.

Zwölfer H. 1976. The goldenrod problem: possibilities for a biological weed control project in Europe. European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) Publications. Series B.

2. Dane pochodzące z baz danych (B)

CABI 2018. *Solidago gigantea* Aiton. (https://www.cabi.org/isc/datasheet/50575) Data dostępu: 2018-04-19

EPPO European and Mediterranean Plant Protection Organization 2004. Data sheet on Invasive Plants. *Solidago gigantea*.
(https://www.google.pl/search?q=EPPO+data+sheet+on+Invasive+Plants+Solidago+gigantea&oq=EPPO+data+s

heet+on+Invasive+Plants+Solidago+gigantea&aqs=chrome..69i57.215j0j8&sourceid=chrome&ie=UTF-8) Data dostępu: 2018-05-20

Pitkin B, Ellis W, Plant C, Edmunds R. 2007. The leaf and stem mines of British flies and other insect. (http://www.ukflymines.co.uk/Flies/Nemorimyza_posticata.php) Data dostępu: 2018-05-18

The Plant List. 2013. *Reynoutria japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (http://www.theplantlist.org) Data dostępu: 2018-04-19

3. Dane niepublikowane (N)

Pracownicy ogrodów botanicznych i arboretów. 2018. Ankieta dotycząca utrzymywania inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia w uprawie

Schuldes H. 1988. Die Vegetation von Halbtrockenrasen auf älteren Ackerbrachen im Kraichgau. Diploma Thesis, Universitat Hohenheim, Stuttgart, unpublished.

4. Inne (I)

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2014. Kodeks dobrych praktyk "Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia"
(http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www_2016_08_12_news_image.pdf)

Mackiewicz A. 2015. Analiza dostępności nasion i sadzonek inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia (http://czlowiekiprzyroda.eu/wp-content/uploads/2017/07/raport_analiza.pdf)

Tokarska-Guzik B, Bzdęga K, Nowak T, Urbisz AI, Węgrzynek B, Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. 178. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
(https://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/PROPOZYCJA_listy_gatunkow_obcych_ver_online.pdf)

5. Pochodzące z własnych badań / obserwacji (A)

Bzdęga K. 2014. Obserwacje własne

Bzdęga K. 2014-2017. Obserwacje własne

Bzdęga K. 2015. Obserwacje własne

Szymura M. 2011. Zachwaszczenie nawłocią uprawy wierzby energetycznej (woj. dolnośląskie) – obserwacja autora

Szymura M. 2012 Obserwacje w ramach realizacji grantu: N N305 401438, pod tytułem: Charakterystyka roślin inwazyjnych z rodzaju *Solidago* L. występujących na obszarze południowo-zachodniej Polski w latach 2010-2013.