

INWAZYJNE OBCE GATUNKI NAWŁOCI (*SOLIDAGO* SPP.) ZMIENIAJĄ ŚWIAT

EMILIA MARJAŃSKA
ALEKSANDRA CWAJNA
IDA SZTAJNYKIER
DAWID MADEJ
DAWID MOROŃ

1 | Siedliska wzdłuż Wisły na wysokości
Krakowa zajęte przez inwazyjne nawłocie
fot. Dawid Moroń



Inwazyjne gatunki roślin są jednymi z głównych przyczyn spadku różnorodności biologicznej na świecie. Do najgroźniejszych obcych gatunków wpływających na funkcjonowanie całych ekosystemów należą nawłocie (*Solidago* spp.). Te inwazyjne rośliny powiększając swój zasięg występowania, zasiedlają obecnie wiele obszarów Europy i Azji. Wykazano, że nawłocie wywierają negatywny wpływ na wiele grup organizmów żywych i procesów ekologicznych. W pracy tej przedstawiono usystematyzowany przegląd dotychczasowej wiedzy o inwazyjnych gatunkach nawłoci w Polsce oraz ich wpływie na rodzimą faunę i florę.

Rośliny inwazyjne, czyli jakie?

Zgodnie z prawodawstwem europejskim obcy gatunek inwazyjny oznacza gatunek nierodzim, którego wprowadzenie lub rozprzestrzenienie się zagraża różnorodności biologicznej i powiązanym usługom ekosystemowym, bądź oddziałuje na różnorodność oraz usługi ekosystemowe w niepożądany sposób (Dz.U.U.E.L.2014.317.35).

Gatunki spełniające powyższe kryteria spotkamy w każdym taksonie organizmów żywych, a przedstawiciele królestwa roślin z mianem inwazyjnym występują wyjątkowo licznie. Pośród prawie 400 obcych gatunków inwazyjnych roślin na świecie w Europie występuje co najmniej 80 gatunków (Mannfeldt 2009).

2 | Inwazyjne nawłocie
tuż przed masowym kwitnięciem
w obszarze górskim (Beskid Makowski)
fot. Emilia Marjańska

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska (GDOŚ) od 2016 roku realizuje projekt pod nazwą „Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną”. W ramach projektu przeprowadzono analizę 118 gatunków obcych, w tym 60 gatunków roślin (listę umieszczono na stronie internetowej projektu <https://projekty.gdos.gov.pl/igo-o-projekcie>). Wśród inwazyjnych gatunków roślin uwzględnionych w projekcie na liście pojawiają się gatunki z rodzaju *Solidago*, czyli nawłoc późna *S. gigantea*, nawłoc kanadyjska *S. canadensis* oraz nawłoc wąskolistna *S. graminifolia*. Ich inwazyjność określono jako średnią, a kategorię stopnia rozprzestrzenienia – jako gatunek szeroko rozprzestrzeniony w przypadku nawłoci kanadyjskiej i późnej oraz „ograniczony zasięg występowania” w przypadku nawłoci wąskolistnej.

W tym artykule zademonstrujemy inwazyjne gatunki nawłoci (*Solidago* spp.) oraz ich wielowymiarowy wpływ na otaczający nas świat.

Nawłocie na świecie i w Polsce

Rodzina Asteraceae obejmuje około 25 000 gatunków pochodzących z 1500 różnych rodzajów, w tym rodzaj *Solidago* (de Souza i in. 2018). Do tego rodzaju należy około 150 gatunków nawłoci występujących na całym świecie (<https://www.britannica.com/plant/goldenrod>). Większość z nich pochodzi z Ameryki Północnej, ale zdarzają się również gatunki z Ameryki Południowej (np. *Solidago chilensis*) (de

Souza i in. 2018) czy z Azji (np. *Solidago decurrens*) (Chen i Semple 2011).

W Polsce w naturze możemy spotkać następujące gatunki nawłoci – nawłoc pospolitą *S. virgaurea*, nawłoc późną lub olbrzymią *S. gigantea*, nawłoc kanadyjską *S. canadensis* oraz nawłoc wąskolistną *S. graminifolia* (Szymura i Szymura 2011). Niekiedy wyróżnia się piąty gatunek – nawłoc alpejską *S. alpina*, ale niektórzy badacze uznają ją za odmianę nawłoci pospolitej (Dajdok i Pawlaczyk 2009; Szymura i Szymura 2011). Nawłoc pospolita i alpejska są rodzime, pozostałe to inwazyjne gatunki obce, które przybyły z Ameryki Północnej. Nawłoc kanadyjska występuje w całej Ameryce Północnej, nawłoc późna w Stanach Zjednoczonych i Kanadzie, a nawłoc wąskolistną można znaleźć na obszarze Kanady oraz w północnej i wschodniej części Stanów Zjednoczonych.

W Polsce, zwłaszcza na południu kraju, proces stopniowego odchodzenia od użytkowania rolniczego terenu rozpoczął się w niektórych rejonach już w XIX wieku (Kozak 2003). Nasilił się on po II wojnie światowej, a od 1989 roku częstość przypadków porzucania gruntów znacznie wzrosła, co miało związek z wprowadzeniem gospodarki rynkowej i znacznym obniżeniem rentowności rolnictwa (Munteanu i in. 2014). Zmiany te spowodowały, że proces inwazji w naszym kraju przybrał na sile i w przypadku tylko nawłoci późnej liczba stwierdzonych 150 stanowisk w połowie XX wieku wzrosła już na początku XXI wieku do 5300 lokalizacji (Tokarska-Guzik 2005). Inwazja



obcych gatunków nawłoci jest zatem efektem splotu ogólnosiwiatowych wydarzeń polityczno-ekonomicznych z wielkoskalowymi procesami ekologicznymi (Moroń i in. 2009).

Nawłoc kanadyjska i nawłoc olbrzymia pochodzą ze wschodniej części Ameryki Północnej. Zostały one wprowadzone do Europy jako rośliny ozdobne. Z biegiem czasu nawłocie zaczęły w sposób niekontrolowany rozprzestrzeniać się z obszarów upraw, ogrodów, zajmując kolejne siedliska zarówno półnaturalne, jak i naturalne. Dziś, inwazyjne gatunki nawłoci spotykamy praktycznie w całej Polsce – występują najczęściej masowo, zajmując przy tym duże obszary i tworząc zwarte, często jednogatunkowe zbiorowiska (ryc. 1 i 2). Stanowią one duże zagrożenie dla rodzimych gatunków roślin, konkurując z nimi i powoli wypierając je z naturalnych ekosystemów. Prowadzi to do zmniejszenia różnorodności biologicznej zbiorowisk roślinnych i ujednoczenia krajobrazu pod względem przyrodniczym.

Występowanie **nawłoci kanadyjskiej** w uprawie obserwuje się w Polsce od 1853 roku (Weber 1998), a pierwsze stanowiska poza uprawą udokumentowano w 1872 roku (Tokarska-Guzik 2005). Jest powszechna w całym kraju, chociaż obecnie największa koncentracja jej stanowisk występuje w południowych i południowo-zachodnich rejonach. Wysokość rośliny wynosi do 150 cm, chociaż w sprzyjających warunkach osobniki mogą osiągać nawet 200 cm (Dajdok i Pawlaczyk 2009). Nawłoc kanadyjska, zwłaszcza w górnej części, jest silnie owłosiona, u osobników brak wiśniowego nalotu na pędzie (Weber i Jakobs 2005). Jej tempo rozprzestrzeniania na świecie oceniono na 741 km²/rok (Weber 1998).

Jako jedna z najwcześniej (XVII wiek) wprowadzonych do Europy roślin ozdobnych pochodzących z Ameryki Północnej w krótkim czasie znacząco rozszerzyła swój zasięg w Europie (Weber 2000). Obecnie gatunek występuje w większości krajów Europy od południowej Skandynawii po



3 | *Nieużytek rolny
we wczesnej fazie inwazji nawłoci*
fot. Dawid Moroń

północne Włochy. Poza Europą *S. canadensis* jest naturalizowany w Australii, Nowej Zelandii, Japonii, Chinach, Tajwanie, Zakaukaziu i Syberii (Weber 2000).

Najwcześniej zaobserwowanym w Polsce gatunkiem z rodzaju *Solidago* jest **nawłoc późna**. Była uprawiana od 1836 roku, a dziko występującą po raz pierwszy stwierdzono w 1853 roku na Dolnym Śląsku (Weber 1998; Tokarska-Guzik 2005). Jest spotykana na obszarze całego kraju, a w południowej Polsce to właśnie ten gatunek dominuje spośród wszystkich nawłoci (Szymura i Wolski 2006). Osiąga nawet 280 cm wysokości, chociaż przeważnie nie przekracza 250 cm, a jako cechę odróżniającą ją od innych inwazyjnych gatunków nawłoci często podaje się wiśniowy nalot na pędach (Weber i Jakobs 2005). Warto zaznaczyć, że tej cechy diagnostycznej nie zaobserwujemy u roślin na stanowiskach zacienionych lub rosnących w gęstych łąkach (Szymura i in. 2018). Określono, że roczne tempo rozprzestrzeniania się na świecie tej nawłoci wynosi około 910 km² (Weber 1998).

Nawłoc wąskolistna występuje głównie w południowo-zachodniej Polsce. Prawdopodobnie została sprowadzona najpierw do arboretum w Lipnie wraz z ozdobnymi

gatunkami drzew około 1885 roku, a pierwszą dziko rosnącą nawłoc wąskolistną zaobserwowano w 1888 roku (Dajdok i Nowak 2007; Nowak i Kącki 2009). Jest byliną osiagającą wysokość do 100 cm i wyróżnia ją krzewiasty pokrój, który zawdzięcza rozgałęziającej się w górnej części łodydze. Wykazuje najwolniejsze tempo rozprzestrzeniania spośród inwazyjnych nawłoci, głównie ze względu na małe rozmiary, a także niewielki procent kiełkujących nasion (Weber 1998). Jednak zdolność do regeneracji z fragmentów kłączy jest bardzo wysoka, co utrudnia jej usunięcie z zajętego obszaru (Szymura i Szymura 2016). Szacuje się, że tempo jej rozprzestrzeniania na świecie wynosi 128 km²/rok (Weber 1998). Co ciekawe, mimo mniejszej wysokości potrafi wyprzeć nawłoc kanadyjską i nawłoc późną ze względu na silny rozwój korzeni i rozłogów (Szymura i Szymura 2016).

Wpływ *Solidago* spp. na różnorodność biologiczną i ekonomię

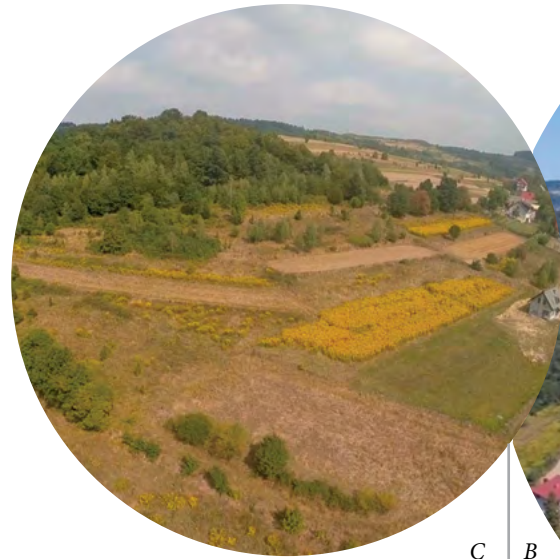
Globalizacja niewątpliwie znacząco przyspieszyła wprowadzanie i rozprzestrzenianie się gatunków obcych na całym świecie (Moroń i in. 2021). Obecnie nawłocie są jednymi z najczęściej wystę-

pujących gatunków inwazyjnych (Trigospéral i in. 2018). Często rosną przy torach kolejowych, na poboczach dróg, opuszczonych polach i łąkach. Zwłaszcza antropogeniczne struktury liniowe, jak pobocza dróg, wały przeciwpowodziowe lub nasypy kolejowe, mogą się przyczyniać do rozprzestrzeniania inwazyjnych organizmów (Wiatrowska i in. 2023). Analizowane są zmiany w rozmieszczeniu i rozprzestrzenianiu się gatunków w przestrzeni, a także w dostępności usług ekosystemowych, wynikające z występowania antropogenicznych struktur liniowych (https://projekty.ncn.gov.pl/index.php?projekt_id=481871). Inwazyjne nawłocie z łatwością kolonizują nowe obszary, bardzo silnie wpływając na bogactwo gatunkowe populacji zwierzęcych i skład roślin, cechy gleby (pH, zawartość składników odżywczych i martwej materii), a także podstawowe procesy ekologiczne, jak dekompozycja czy zapylenie (Ehrenfeld 2003; Lenda i in. 2019; Moroń i in. 2019). Inwazyjne gatunki roślin obcego pochodzenia zawdzięczają swój sukces następującym cechom: wysokiej tolerancji wobec nasłonecznienia, temperatury, zawartości składników odżywczych i pH gleby; łatwość rozmnażania i rozprzestrzeniania się przy obniżonej presji ze strony lokalnych wrogów; długa żywotność na-

sion; szybki wzrost siewek oraz krótki cykl życiowy (Voser-Huber 1983; Ellenberg i in. 2001; Gala-Czekaj i in. 2021). Nawłocie posiadają wszystkie te cechy gatunkowe inwazyjnych organizmów, co prowadzi do ich istotnego wpływu na różnorodność biologiczną oraz ekonomię (Mc Kinney i Lockwood 1999). Szacuje się, że w krajach europejskich straty spowodowane przez inwazyjne obce gatunki roślin, w tym nawłocie, sięgają rocznie 12,5 mld euro (Kettunen i in. 2008). W Stanach Zjednoczonych wydaje się na walkę z inwazyjnymi gatunkami roślin 24,7 mld dolarów rocznie (Dajdok i Pawlaczky 2009).

Ekologia inwazyjnych nawłoci

Nawłocie są roślinami ruderalnymi, czyli zajmującymi podłoża zmienione przez człowieka, szczególnie w krajobrazie zurbanizowanym oraz rolniczym. Możemy je spotkać niemal wszędzie: na obrzeżach lasów, nieużytkach, przydrożach, rumowiskach oraz w dolinach rzecznych (Meiners i in. 2001; Rola i Rola 2010). Preferują wilgotne środowisko, gdzie potrafią tworzyć monokulturowe zbiorowiska o znacznej powierzchni dochodzącej nawet do setek hektarów (Jakobs i in. 2004). Występują również na suchszych terenach, jednak w mniejszym zagęszczeniu pędów i o mniejszej biomacie (Botta-Dukát i Dancza 2001). Stwierdzono, że nawłocie nie występują na polach użytkowanych rolniczo (Domaradzki i in. 2007), ale już w trzecim roku po zaprzestaniu zabiegów agrotechnicznych rozpoczyna się wkraczanie nawłoci, które zaczynają dominować nad innymi gatunkami roślin (Abrahamson i in. 2005; Rola i Rola 2010) (ryc. 3). W procesie sukcesji polegającym



A | D

C | B

4 | Wybrane ujęcia z nagrań z drona rejestrujące występowanie nawłoci zarówno wśród zabudowy (A), jak i bliżej dużych kompleksów leśnych (B). Nawłociowiska miały regularne kształty, zgodnie z granicami działek ewidencyjnych na starych odłogach (C) lub w rozproszony sposób zajmowały część działki na niedawno porzuconych terenach rolniczych (D)
fot. Emilia Marjańska

na zarastaniu przez nawłoc obszarów zajmowanych naturalnie przez inne gatunki powstaje w konsekwencji całkowicie jednorodne siedlisko – **nawłociowisko**. Warto podkreślić, że nawłociowisko nie jest etapem pośrednim sukcesji prowadzącej do powstania lasu. Przeciwnie, w siedlisku zdominowanym przez inwazyjne nawłocie skutecznie hamowany jest rozwój większości roślin naczyniowych, w tym drzew (Fenesi i in. 2015; Gusev 2015; Lenda i in. 2019).

Na Geoportalu GDOŚ możemy wyświetlać interaktywne mapy z występowaniem inwazyjnych gatunków poza upra-

wami i hodowlą w naszym kraju (<http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy>). Można też pobrać mapy bezpośrednio ze strony GDOŚ (<http://projekty.gdos.gov.pl>), w tym i mapy występowania różnych gatunków nawłoci. Zwarte połącze nawłoci, które masowo kwitną na intensywny żółty kolor, można skutecznie mapować metodami zdalnymi, choćby za pomocą zdjęć pozyskanych z drona (ryc. 4). W ostatnim czasie prowadzone są badania nad wykrywaniem nawłoci z zastosowaniem obrazów hiperspektralnych (Van Cleemput i in. 2020; Sabat-Tomala i in. 2020), czyli wykorzystujących różne długości fal odbitych przez rośliny. Dzięki takim metodom będzie możliwe bardziej dokładne mapowanie występowania nawłoci oraz szybsze śledzenie zmian ich zasięgu.

Sukces inwazyjnych nawłoci jest związany z ich sposobami rozmnażania. U nawłoci obserwujemy zarówno rozmnażanie wegetatywne, jak i płciowe. Olbrzymi wpływ na zajmowanie nowych, odległych terenów ma niewątpliwie znaczna liczebność powstających nasion (u nawłoci późnej jest to nawet 19 000 z jednego pędu), ich duża wytrzymałość, a także anemochoryczne rozsiewanie (Jakobs i in. 2004; Weber i Jakobs 2005). Zbadano, że przy umiarkowanych podmuchach wiatru na-

siona są przenoszone na odległość od 4 do nawet 136 m (Soons i Ozinga 2005; Vittoz i Engler 2007). W rozprzestrzenieniu nasion mają udział także ssaki i ptaki, zwłaszcza kos zwyczajny *Turdus merula* (Czarnecka i in. 2012). Nawłocie swój sukces kolonizacyjny zawdzięczają również rozmnażaniu wegetatywnemu poprzez kłącza. Jednak wraz z wiekiem zdolność do rozrostu ich kłączy maleje, a tempo przyrostu szacuje się od 0,3 do 0,8 m/rok (Gigon i Bocherens 1985; Weber i Jakobs 2005).

Nawłoc późna posiada zdolność krzyżowania się z innymi gatunkami nawłoci (Scharfy i in. 2010). W 2014 roku na południu Litwy napotkano mieszańca międzygatunkowego *Solidago* × *snarskii*, który okazał się krzyżówką nawłoci późnej i rodzimego gatunku również w Polsce – nawłoci pospolitej (*Solidago virgaurea*) (Gudžinskas i Žalneravičius 2016). Przypadki krzyżowania międzygatunkowego mogą wystąpić na obszarach, gdzie rosną oba te gatunki nawłoci. Dzieje się tak na skutek intensywnych odwiedzin przez owady zapylające, które mogą przenosić pyłek z kwiatów jednego gatunku nawłoci na kwiaty drugiego. Na szczęście, w niełupkach, będących owocami tego mieszańca, nie odnotowano żywotnych nasion (Gudžinskas i Žalneravičius 2016). Mimo to, możliwość krzyżowania może wpłynąć na zmniejszenie liczebności nawłoci po-

spolitej poprzez zahamowanie wytwarzania jej żywotnych nasion na rzecz nasion mieszańca. Innym znanym przykładem mieszańca jest krzyżówka nawłoci późnej i kanadyjskiej – *Solidago hybrida* (Jakábová i Krejča 1982) – uprawiany w Polsce, najbardziej pyłkodajny mieszaniec ze wszystkich nawłoci (Strzałkowska 2006). Nie zaobserwowano dotąd krzyżówki nawłoci wąskolistnej z innymi gatunkami tego rodzaju.

Jak wspomniano, nawłocie kwitną na intensywny żółty kolor, a sam kwiatostan może zajmować od 10 do 60% długości całego pędu (Weber i Jakobs 2005). Wielkość kwiatostanu u nawłoci zmniejsza się wraz ze wzrostem zacienienia (Szymura i Szymura 2013). Nawłoc późna i kanadyjska najbardziej intensywnie kwitną od sierpnia do września, a ich atrakcyjny wygląd, duża ilość powstającego pyłku i nektaru sprawiają, że są często uprawiane przy pasiekach i w ogródkach.

Jako ciekawostkę można podać, że w Polsce zarejestrowane są (według stanu na 12 października 2023 r.) trzy produkty regionalne będące wyłącznie mio-



5 | *Trzmiel rudoszary (Bombus sylvarum)*
– duży owad, zapylający nawłoc
fot. Emilia Marjańska

dem nawłociowym (<https://www.gov.pl/web/rolnictwo/lista-produktow-tradycyjnych12>). Pierwszy z tej listy – Miód Nawłociowy z gminy Skrzyszów – zarejestrowany został już w kwietniu 2015 roku. Nie brakuje też miodu nawłociowego w składzie innych produktów regionalnych, jak na przykład w Miodach Dębickich.

Niepotwierdzone informacje o leczniczych właściwościach miodu nawłociowego rozpowszechniane przez użytkowników mediów społecznościowych (Lenda i in. 2021) napędzają popyt, co skłania pszczelarzy do sadzenia nawłoci w celu zintensyfikowania produkcji, a tym samym w konsekwencji przyczyniają się do nasilenia inwazji nawłoci. Niestety obecnie (według stanu na 30 października 2023 roku) żaden z gatunków nawłoci nie jest umieszczony na liście inwazyjnych gatunków obcych (IGO) stwarzających zagrożenie dla Unii lub Polski (<https://www.gov.pl/web/rδος-krakow/lista-igo-stwarzajacych-zagrozenie-dla-unii-lub-polski>). Całkowita eliminacja nawłoci z zajętych terenów jest niewykonalna, jednak uwzględnienie ich na liście IGO dałoby podstawę do karania osób je rozprzestrzeniających (np. pszczelarzy) na obszary, gdzie nawłocie jeszcze

na dobre się nie zdomowiły lub gdzie ich jeszcze nie ma.

Inwazyjne nawłocie zmieniają świat

Jak już wielokrotnie wspomniano w niniejszej pracy – nawłocie w znaczący sposób wpływają na otaczające je środowisko. Jak wiadomo, czynniki abiotyczne, takie jak zawartość pierwiastków chemicznych czy pH gleby, mogą się zmieniać w obecności inwazyjnych nawłoci. Wpływ na lokalne warunki glebowe spowodowany jest akumulacją znacznej ilości biomasy (Chapuis-Lardy i in. 2006), przez co zwiększa się odczyn pH, natężenie fosforu i gęstość objętościowa podłoża, a zmniejsza zawartość węgla organicznego i wilgoci (Ehrenfeld 2003; Bajguza i Ciereszko 2016). Intensywne pobieranie przez nawłocie składników odżywczych prowadzi do zmniejszenia ich zawartości w wierzchniej warstwie gleby (Koutika i in. 2011).

Silnie konkurując z rodzimymi roślinami, nawłocie bezpośrednio wpływają na zmniejszenie bioróżnorodności flory w środowisku, w którym występują (Lenda i in. 2019). Szacuje się, że średnia liczba

gatunków roślin na terenach, gdzie występuje nawłoc, jest dwukrotnie mniejsza od łąk, gdzie nawłoci nie stwierdzono (Voser-Huber 1983). Bardziej narażone na inwazję były tereny o mniejszej różnorodności taksonomicznej roślin (Wang i in. 2021). Wkraczaniu nawłoci na nowe tereny w zwartych skupiskach towarzyszy większe stężenie wydzielanych związków allelopacyjnych. Wydzielane poprzez wymywanie, wysięk z korzeni, ulatnianie się lub rozkład, związki te wpływają na ogólną kondycję gatunków rodzimych, w tym ograniczenie kiełkowania nasion, wzrostu siewek i rozwój korzeni lokalnych gatunków (Yang i in. 2007; Abhilasha i in. 2008). Mogą przez to zanikać całe połacie siedlisk, takie jak murawy kserotermiczne (Bajguza i Ciereszko 2016).

Gatunki inwazyjne mają wpływ również na najmniejsze organizmy – bakterie i grzyby. Badania prowadzone w latach 2006–2008 dowiodły, że obecność nawłoci późnej doprowadziła do spadku ilości bakterii glebowych i zmniejszenia biomasy grzybów glebowych (Scharfy i in. 2010).

Rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych ma silny wpływ na gatunki rodzimej fauny z różnych grup zwierząt. Badania nad oddziaływaniem nawłoci na rodzimą faunę wykazały przede wszystkim jej negatywny wpływ. Inwazyjne gatunki nawłoci przyczyniają się do zmniejszenia różnorodności gatunkowej nicieni glebowych (Čerevková i in. 2019). Nawłociowiska charakteryzują się również mniejszą średnią wielkością kolonii mrówek w porównaniu do terenów bez nawłoci (Lenda i in. 2013). Kolonie mrówek *Myrmica rubra*

z zajętych przez nawłocie łąk są mniejsze, ale mają podobną liczbę dorosłych matek w porównaniu z koloniami nieinwazyjnymi (Grześ i in. 2018).

Wraz ze wzrostem zagęszczenia nawłoci nieliniowo, po przekroczeniu pewnej wartości zagęszczenia, maleje również różnorodność dziko żyjących owadów zapylających (Moroń i in. 2019). Pszczoły samotne pokonują dystans najczęściej nie większy niż 200 m od gniazda (Gathmann i Tschardtke 2002), a usytuowanie ich gniazd ściśle zależy od określonych warunków środowiskowych (Biesmeijer i in. 2006), których obszary z nawłocią mogą nie spełniać. Nawłocie są roślinami owadopylnymi (Voser-Huber 1983), a więc wymagają obecności zapylaczy, aby móc się rozmnażać i rozprzestrzeniać na większe odległości za pomocą nasion. Do tego chociażby nawłoc późna wymaga obecności pyłku od innego osobnika swojego gatunku (Voser-Huber 1983), a przez rozmnażanie wegetatywne blisko siebie położone pędy są po prostu klonami. Skoro nawłoc późna zmniejsza różnorodność biologiczną owadów zapylających, to należy się spodziewać, że może mieć ograniczone zdolności do tworzenia dobrej jakości nasion w obszarach przez nią zdominowanych. Nawłocie jednak nie spowalniają tempa swojej ekspansji i potrafią tworzyć dobrej jakości nasiona nawet w dużym zagęszczeniu i dużych obszarach nawłociowiskach (Moroń i in. 2021). Wpływ na to mają duże, bardziej mobilne gatunki owadów (ryc. 5) (Greenleaf i in. 2007; Wolf i Moritz 2008), które potrafią przenieść pyłek z innego osobnika nawłoci położonego w zupełnie innym

płacie, co zwiększa prawdopodobieństwo zapylenia krzyżowego. Najczęściej obserwowanym na nawłociowiskach dużym owadem jest pszczoła miodna *Apis mellifera*, która może pokonać dystans nawet 12 km w poszukiwaniu źródła pożywienia (Ratnieks 2000). Pszczoła miodna jest też „wspierana” przez człowieka, co pozwala jej uniknąć bezpośrednich, negatywnych skutków inwazji nawłoci, takich jak zmniejszenie różnorodności rodzimych roślin. Dodatkowo, będąc gatunkiem polilektycznym, może wykorzystywać wiele pokarmowych gatunków roślin, włączając w to gatunki inwazyjne, podczas gdy wiele z gatunków dziko żyjących zapylaczy to specjaliści pokarmowi, niemogący szybko się dostosować do nowego i obfitego źródła pokarmu (Moroń i in. 2008). Pojawia się zatem specyficzny paradoks: inwazyjna

nawłoc może znacznie zredukować populacje zapylaczy, a jednocześnie nie zmniejszy się u niej wytwarzanie nasion. Dlatego w dalszym ciągu nawłoci zajmują nowe przestrzenie, a w gęstych nawłociowiskach na nowo odkrytych warstwach gleby intensywnie kielkują ich nasiona.

Zbadano, że już przy zagęszczeniach nawłoci powyżej 30% w danym siedlisku następuje gwałtowny spadek różnorodności i liczebności motyli (Moroń i in. 2019). Siedlisko zajęte przez nawłoc jest osłonięte od promieni słonecznych przez wysokie pędy (nawet 2 m), co skutkuje zacienieniem miejsc dogodnych do składania jaj przez motyle (De Groot 2003). Motyle mogą również nie znaleźć odpowiednich warunków do zakończenia cyklu rozwojowego przez brak roślin żywicielskich. Przykładem może być modraszka telejus *Phengaris teleius* ściśle zależny od krwiściągą lekarskiego *Sanguisorba officinalis* – rośliny wypieranej przez nawłoc. Dorosłe

owady składają na jego kwiatach jaja i tylko w nich mogą się rozwijać gąsienice. Motyle te muszą odnaleźć swoją roślinę żywicielską, co w siedliskach zdominowanych przez nawłoc wiąże się ze zwiększoną ruchliwością i stratą energii. Dalsze wypieranie krwiściągą ze środowiska przez rośliny inwazyjne może skutkować ograniczeniem lub całkowitą eliminacją tego gatunku motyla (Magiera i in. 2019). Allelopatyczne oddziaływanie nawłoci powoduje też spadek jakości bazy pokarmowej gąsienic motyli, zmuszając je do migracji i narażając na atak ze strony drapieżników lub pasożytów (Warecki 2010).

Kolejną grupą zwierząt, na które oddziałują nawłoc, są ptaki. Zaburzenie florystycznego składu rodzimych siedlisk może powodować zmiany liczebności lub całkowity zanik grup organizmów, które stanowią podstawę diety ptaków owadożernych (Skórka i in. 2010). Łąki zaatakowane przez obcą roślinność inwazyjną

mają uproszczoną strukturę, co negatywnie wpływa na populacje ptaków, ze względu na mniejszą liczbę potencjalnych miejsc gniazdowania i trudności w żerowaniu wśród gęstych łądyg (Sheiman i in. 2003; Flanders i in. 2006).

Czasami można się spotkać z opinią, że nawłocie mogą oddziaływać również pozytywnie na środowisko, w którym rosną. Jak wykazały badania, nawłoc może być stosowana w fitoremediacji gleb skażonych metalami ciężkimi, a także jako roślina energetyczna (Patrzalek i in. 2016). Wykazano także, że mogą wpływać pozytywnie na wielkość niektórych populacji pszczół i motyli, poprzez zwiększenie dostępności pożywienia (Tepedino i in. 2008; Moroń i in. 2019). Zauważono, że niektóre gatunki pajaków (Araneidae i Theridiidae)

6 | Odrastająca nawłoc po jednokrotnym skoszeniu zajętego przez nią pola
fot. Emilia Marjańska



7 | Granica ewidencyjna działek o dwóch rodzajach użytkowania – na lewo pole regularnie koszone, a na prawo bez zabiegów agrotechnicznych
fot. Emilia Marjańska



dużo częściej wykorzystują zeszłoroczne, suche łodygi nawłoci niż pędy roślin rodzimych (Dudek i in. 2016). Prawdopodobnie spowodowane jest to większą długością pędów nawłoci w porównaniu do innych roślin. Zawieszenie pajęczyn na wyższej wysokości umożliwia schwytywanie większej liczby owadów. Oznacza to więcej pożywienia i zwiększenie liczebności tych pająków na danym terenie (Dudek i in. 2016), co ma negatywny wpływ na lokalną populację owadów latających i innych pająków (Nentwig 2015). Wiadomo także, że pluskwa *Phymata americana* wykorzystuje pędy nawłoci jako obszar żerowania (Dudek i in. 2016).

Natomiast jako przykład **pozornie pozytywnego** oddziaływania nawłoci można wspomnieć zdolność poszerzania zasięgów geograficznych występowania owadów zapylających oraz wydłużania czasu trwania okresu ich sezonowej aktywności (Graves i Shapiro 2003). Poszerzanie zasięgów geograficznych zapylaczy wiąże się z wkraczaniem w nowe tereny, ale nigdy nie możemy być pewni, że na tych terenach nie będą miały cech inwazyjnych gatunków. Może być również tak, że inwazyjny gatunek zapylacza dzięki inwazyjnej roślinie żywicielskiej może się intensywniej rozprzestrzeniać. Na nawłociach możemy zauważyć takie inwazyjne owady zapylające, a przykładem może być coraz częściej obserwowana w Polsce *Isodontia mexicana* (Żurawlew i Butrym 2021). Trzeba podkreślić, że wydłużanie czasu trwania sezonowej aktywności też nie jest pozytywnym zjawiskiem. Późne kwitnienie nawłoci może zaburzać cykl wchodzenia pszczół w zimowanie, przez co zmniejsza się u nich przeżywalność zimy (Tepedino i in. 2008).

Jak się pozbyć inwazyjnych nawłoci?

Wyeliminowanie nawłoci później z terenu jest bardzo trudne, gdyż nawet małe fragmenty niezwykle trwałych kłaczy potrafią wytworzyć nowe pędy (Weber 2011). Jedną z początkowych skutecznych metod usuwania nawłoci z użytków zielonych było jej punktowe wrywanie bądź wykopywanie (Nowak i Kącki 2009). W przypadku nasilonej ekspansji efektywną metodą stało się regularne koszenie nawłoci ze ściółkowaniem, przynajmniej raz w roku (najlepiej w czerwcu) lub koszenie dwa razy w roku (Hartman i Konold 1995) (ryc. 6, 7). Najlepsze efekty obserwowane były po podwójnym koszeniu w sezonie przez okres 3–4 lat, z pierwszym koszeniem przypadającym na początek czerwca, a drugim we wrześniu (Szépligeti i in. 2015). W późniejszych badaniach stwierdzono, że dwukrotne koszenie zmniejszyło liczbę pędów zakończonych kwiatostanem oraz długość kwiatostanów (Gala-Czekaj i in. 2021). Ma to istotne znaczenie w zmniejszaniu potencjału reprodukcyjnego nawłoci i ograniczaniu możliwości zasiedlania nowych terenów. Ponadto uzupełnienie koszenia glebogryzarką skutecznie opóźniało rozwój generatywny nawłoci i ograniczało udział osobników, które osiągnęły fazę kwitnienia i owocowania (Gala-Czekaj i in. 2021). Do eliminacji roślin inwazyjnych stosuje się również przykrywanie łąki folią po koszeniu na okres trzech miesięcy w celu zniszczenia wszelkiej roślinności (Weber i Jacobs 2005). Alternatywą może być również zalanie terenu porośniętego przez nawłoc na przynajmniej 10 dni (Cservenka i in. 2015). Następnie wysiewa się rodzime gatunki roślin, aby zrekonstruować roślinność (Weber i Jacobs 2005).

Najlepszym źródłem nasion takich roślin jest świeże siano uzyskane z pobliskich obszarów niezajętych przez nawłoc, które należy rozrzucić na rekultywowany teren (Szymura i in. 2022). Do chemicznych metod zwalczania wykorzystuje się herbicydy działające w miejscach kontaktu z rośliną. Najbardziej wrażliwe na działanie środków są młode pędy roślin, starsze osobniki są bardziej odporne (Nowak i Kącki 2005). Udowodniono, że stosowanie herbicydów nie jest lepsze od sposobów mechanicznych, które są zdecydowanie bardziej przyjazne naturze (Szymura i in. 2022).

Ze względu na zmiany w składzie mikroorganizmów glebowych mało prawdopodobne jest przywrócenie rodzimej roślinności na terenach skolonizowanych wcześniej przez nawłoc (König i in. 2016). Zgodnie z zasadą, że lepiej zapobiegać niż leczyć, powinniśmy postępować ostrożnie, by samemu się nie przyczynić do rozprzestrzeniania obcych gatunków. Może do tego dojść, gdy zerwiemy pęd nawłoci i pozbędziemy się go w innym miejscu, albo pobierzemy glebę do ogrodu z zaatakowanych terenów, zawierającą kłacza tej rośliny. Planując też uprawę roślin miododajnych stawiamy na rodzime gatunki.

LITERATURA

Abhilasha D., Quintana N., Vivanco J., Joshi J. 2008. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora? *Journal of Ecology* 96: 993–1001.

Abrahamson W.G., Doherty K.B., Houseknecht H.R., Pecone C.A. 2005. Ecological divergence among five co-occurring species of old-field goldenrods. *Plant Ecology* 177: 43–56.

Bajguza A., Ciereszko I. 2016. Różnorodność biologiczna – od komórki do ekosystemu. Rośliny i grzyby – badania środowiskowe i laboratoryjne. Wydawnictwo EkoPress, Białystok.

Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A.P., Potts S.G., Kleukers R., Thomas C.D., Settele J., Kunin W.E. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.

Botta-Dukát Z., Dancza I. 2001. 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*. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands: 185–197.

Čerevková A., Miklisová D., Bobuřská L., Renčo M. 2019. Impact of the invasive plant *Solidago gigantea* on soil nematodes in a semi-natural grassland and a temperate broadleaved mixed forest. *Journal of Helminthology* 94: 1–14.

Emilia Marjańska
Aleksandra Cwajna
Dawid Moroń

marjanska@isez.pan.krakow.pl
cwajna@isez.pan.krakow.pl
dawidmoron@protonmail.com
Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt
Polskiej Akademii Nauk
ul. Sławkowska 17, 31–016 Kraków

Ida Sztajnykier
ida.sztajn@gmail.com
ul. Jana Pawła II 26, 00–133 Warszawa
Dawid Madej
dawid.madej@modr.pl
Małopolski Ośrodek Doradztwa Rolniczego
z siedzibą w Karniowicach
ul. Osiedlowa 9, 32–082 Karniowice

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.

Chen Y., Semple J.C. 2011. *Solidago* Linnaeus. *Flora of China* 20, Missouri Botanical Garden Press, St. Louis: 632–634.

Cservenka J., Magyari M., Petróczi I., Békássy G. 2015. The control of giant goldenrod in the Felső-Kongó meadows by Szigliget. W: Csizsár Á., Korda M. (red.). *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control*. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest: 61–66.

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.

Dajdok Z., Nowak A. 2007. *Solidago graminifolia* in Poland: spread and habitat preferences. W: Tokarska-Guzik B., Brock J.H., Brundu G., Child L., Daehler C.C., Pyšek P. (red.). *Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 101–116.

Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). 2009. *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.

De Groot M. 2003. Insect responses to invasive plant species. A case study about the effect of *Solidago canadensis* on the butterfly, hoverfly and carabid beetle diversity in the surroundings of Ljubljana, Slovenia. *Wagenigen Universiteit, Ljubljana*.

De Souza D.M.F., Sa R.D., Araujo E.L., Randau K.P. 2018. Anatomical, phytochemical and histochemical study of *Solidago chilensis* Meyen. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 90.

Domaradzki K., Bądowski M., Rola H., Sekutowski T. 2007. Zróżnicowanie florystyczne agrofitycenozy zbóż na Dolnym Śląsku w różnych systemach gospodarowania. *Pamiętnik Puławski* 145: 25–43.

Dudek K., Michlewicz M., Dudek M. 2016. Invasive Canadian goldenrod (*Solidago canadensis* L.) as a preferred foraging habitat for spiders. *Arthropod-Plant Interactions* 10: 377–381.

Ehrenfeld J.G. 2003. Effect of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503–523.

Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 2001. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa Scripta Geobotanica Band 18*, Göttingen.

Fenesi A., Vágási C.I., Beldean M., Földesi R., Kolcsár L.P., Shapiro J.T., Török E., Kovács-Hostyánszki A. 2015. *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different-aged old fields. *Basic and Applied Ecology* 16 (4): 335–346.

Flanders A.A., Kuvlesky W.P., Rythveu D.C., Zaiglin P.E., Bingham R.L., Fulbright T.E., Hernandez F., Brennan L.A. 2006. Effects of invasive exotic Grasses on South Texas rang eland breeding birds. *The Auk* 123(1): 171–182.

Gala-Czekaj D., Synowiec A., Dąbkowska T. 2021. Self-Renewal of Invasive Goldenrods (*Solidago* spp.) as a Result of Different Mechanical Management of Fallow. *Agronomy* 11(6): 1–17.

Gathmann A., Tschardt T. 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71: 757–764.

Gigon A., Bocherens Y. 1985. Short-term changes in unmown swamp meadows in the Swiss midlands. *Berichte des Geobotanisches Institut ETH Zürich, Stiftung Rübél* 52: 53–65.

Graves S.D., Shapiro A.M. 2003. Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biological Conservation* 110: 413–433.

Greenleaf S.S., Williams N.M., Winfree R., Kremen C. 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153(3): 589–596.

Grześ I.M., Ślipiński P., Babik H., Moroń D., Walter B., Trigós Peral G., Maak I., Witek M. 2018. Colony size and brood investment of *Myrmica rubra* ant colonies in habitats invaded by goldenrods. *Insects* 9: 275–280.

Gudžinskas Z., Žalneravičius E. 2016. *Solidago × snarskii* nothosp. nov. (Asteraceae) from Lithuania and its position in the infrageneric classification of the genus. *Phytotaxa* 253: 147–155.

Gusev A.P. 2015. The impact of invasive Canadian goldenrod (*Solidago canadensis* L.) on regenerative succession in old fields (the Southeast of Belarus). *Russian Journal of Biological Invasions* 6: 74–77.

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., Schmidt-Fischer S. (red.). *Gebietsfremde Arten*. Ecomed, Landsberg: 93–104.

Jakabová A., Krejča J. 1982. *Rośliny skalne*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Jakobs G., Weber E., Edwards P.J. 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.

Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., Ten Brink P., Shine C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.

Koutika L.S., Rainey H.J., 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.

Kozak J. 2003. Forest Cover Change in the Western Carpathians in the Past 180 Years. *Mountain Research and Development* 23: 369–375.

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.

PODZIĘKOWANIA

Artykuł powstał w ramach realizacji grantu przyznanego przez Narodowe Centrum Nauki (2020/37/B/NZ8/01743).

Lenda M., Skórka P., Knops J., Żmihorski M., Gaj R., Moroń D., Woyciechowski M., Tryjanowski P. 2019. Multispecies invasion reduces the negative impact of single alien plant species on native flora. *Diversity and Distributions* 25(6): 951–962.

Lenda M., Skórka P., Kuszewska K., Moroń D., Bełcik M., Bączek Kwinta R., Janowiak F., Duncan D.H., Vesk P.A., Possingham H.P., Knops J.M.H. 2021. Misinformation, internet honey trading and beekeepers drive a plant invasion. *Ecology Letters* 24(2): 163–169.

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.

Magiera P. 2019. Wpływ inwazyjnych nawłoci na zachowanie i przeloty motyli z rodzaju *Phengaris*. Praca licencjacka na Wydziale Biologii UJ.

Mannfeldt J.A. 2009. *Handbook of Alien Species in Europe*. In *Nature* 208(5005). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1>

McKinney M.L., Lockwood J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450–453.

Meiners S.J., Pickett S.T.A., Cadenasso M.L. 2001. Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. *Ecography* 24: 633–644.

Moroń D., Szentgyörgyi H., Wantuch M., Celary W., Westphal C., Settele J., Woyciechowski M. 2008. Diversity of wild bees in wet meadows: implications for conservation. *Wetlands* 28: 975–983.

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.

Moroń D., Marjańska E., Skórka L., Lenda M., Woyciechowski M. 2021. Invader-pollinator paradox: invasive goldenrods benefit from large size pollinators. *Diversity and Distributions* 27(4): 632–641.

- Moroń D., Skórka P., Lenda M., Kajzer-Bonk J., Mielczarek Ł., Rożej-Pabijan E., Wantuch M. 2019. Linear and non-linear effects of goldenrod invasions on native pollinator and plant populations. *Biological Invasions* 21(3): 947–960.
- Munteanu C., Kuemmerle T., Boltiziar M., Butsic V., Gimmi U., Kaim D., Király G., Konkoly-Gyuró É., Kozak J., Lieskovský J., Mojses M., Müller D., Ostafin K., Ostapowicz K., Shandra O., Štych P., Walker S., Radeloff V.C. 2014. Forest and agricultural land change in the Carpathian region: A meta-analysis of long-term patterns and drivers of change. *Land Use Policy* 38: 685–697.
- Nentwig W. 2015. Introduction, establishment rate, pathways and impact of spiders alien to Europe. *Biological Invasions* 17: 2757–2778.
- Nowak A., Kącki Z. 2009. Gatunki z rodzaju nawłóć – *Solidago* spp. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 80–86.
- Patrzalek A., Nowińska K., Kaszubkiewicz J. 2016. Wykorzystanie nawłoci (*Solidago* spp.) z siedlisk trudnych dla celów energetycznych. *Geochemia i Geologia Środowiska Terenów Przemysłowych* 5 (17): 204–215.
- Ratnieks F.L.W. 2000. How far do bees forage. *Bee Improvement* 6: 10–11.
- Rola J., Rola H. 2010. *Solidago* sp. biowskażnikiem występowania odłogów na gruntach rolnych. *Fragmenta Agronomica* 27: 122–131.
- Sabat-Tomala A., Raczko E., Zagajewski B. 2020. Comparison of Support Vector Machine and Random Forest Algorithms for Invasive and Expansive Species Classification Using Airborne Hyperspectral Data. *Remote Sensing* 12(3): 516.
- Scharfy D., Güsewell S., Gessner M.O., Ventenink H.O. 2010. nutrients and plant-soil feedbacks. *Journal of Ecology* 98: 1379–1388.
- Sheiman D.M., Ballinger E.K., Johnson D.H. 2003. Effects of leafy spurge infestation on grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 67: 115–121.
- Skórka P., Lenda M., Tryjanowski P. 2010. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. *Biological Conservation* 143: 856–861.
- Soons M.B., Ozinga W.A. 2005. How important is long-distance seed dispersal for the regional survival of plant species? *Diversity and Distributions* 11: 165–172.
- Strzałkowska M. 2006. Kwitnienie i wartość użytkowa *Solidago hybrida* hort. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska Sectio EEE UMCS, Horticultura* 16: 131–137.
- Szépilgeti M., Kun R., Bartha S., Bodoncz L., Szentirmai I. 2015. Experience gained from the control of giant goldenrod in the Órség National Park. W: Csiszár Á., Korda M. (red.). *Practical Experiences in Invasive Alien Plant Control*. Rosalia Handbooks, Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest: 131–135.
- Szymura M., Bzdęga K., Tokarska-Guzik B. 2018. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Solidago gigantea* w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+PL – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. www.projekty.gdos.gov.pl/igo, dostęp: 8.07.2023 r.
- Szymura M., Szymura T.H. 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 T.H. 2013. Soil preferences and morphological diversity of goldenrods (*Solidago* L.) from south-western Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 82: 107–115.
- Szymura M., Szymura T.H. 2016. 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., Świerszcz S., Szymura T.H. 2022. Restoration of ecologically valuable grassland on sites degraded by invasive *Solidago*: lessons from a 6-year experiment. *Land Degradation & Development* 33(12): 1985–1998.
- Szymura M., Wolski K. 2006. Zmiany krajobrazu pod wpływem ekspansywnych bylin północnoamerykańskich z rodzaju *Solidago* L. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 16: 451–460.
- Tepedino V.J., Bradley B.A., Griswold T.L. 2008. Might flowers of invasive plants increase native bee carrying capacity? *Intimations from Capitol Reef National Park, Utah*. *Natural Areas Journal* 28: 44–50.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. *Prace Uniwersytetu Śląskiego* 2372.
- Trigos-Peral G., Casacci L.P., Ślipiński P., Grześ I.M., Moroń D., Babik H., Witek M. 2018. Ant communities and *Solidago* plant invasion: Environmental properties and food sources. *Entomological Science* 21(3): 270–278.
- Van Cleemput E., Van Meerbeek K., Helsen K., Honnay O., Somers B. 2020. Remotely sensed plant traits can provide insights into ecosystem impacts of plant invasions: a case study covering two functionally different invaders. *Biological Invasions* 22(12): 3533–3550.
- Vittoz P., Engler R. 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica* 117: 109–124.
- Voser-Huber M.L. 1983. Studien an eingebürgerten Arten der Gattung *Solidago* L. *Dissertationes Botanicae* 68: 1–97.
- Wang C., Cheng H., Wang S., Wei M., Du D. 2021. Plant community and the influence of plant taxonomic diversity on community stability and invasibility: A case study based on *Solidago canadensis* L. *Science of The Total Environment* 768, 144518.
- Warecki A. 2010. *Motyle dzienne Polski*. Atlas bionomii. Wydawnictwo Koliber, Nowy Sącz.
- 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(2): 123–134.
- 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.
- Wiatrowska B., Kurek P., Moroń D., Celary W., Chrzanowski A., Trzciniński P., Piechnik Ł. 2023. Linear scaling – negative effects of invasive *Spiraea tomentosa* (Rosaceae) on wetland plants and pollinator communities. *NeoBiota* 81: 63–90.
- Wolf S., Moritz R.F.A. 2008. Foraging distance in *Bombus terrestris* L. (Hymenoptera: Apidae). *Apidologie* 39: 419–427.
- Yang R.Y., Mei L.X., Tang J.J., Chen X. 2007. Allelopathic effects of invasive *Solidago canadensis* L. on germination and growth of native Chinese plant species. *Allelopathy Journal* 19(1): 241–248.
- Żurawlew P., Butrym D. 2021. Obserwacje *Isodontia mexicana* (De Saussure, 1867) (Hymenoptera: Sphecidae) na Dolnym Śląsku – Observations of *Isodontia mexicana* (De Saussure, 1867) (Hymenoptera: Sphecidae) in Lower Silesia. *Wiadomości Entomologiczne* 40 (2): 5–6.

Akty prawne:

Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz.U.U.E.L.2014.317.35).

Adresy internetowe:

<http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy> (dostęp: 30.10.2023 r.)
<https://projekty.gdos.gov.pl/igo-o-projekcie> (dostęp: 30.10.2023 r.)
https://projekty.ncn.gov.pl/index.php?projekt_id=481871 (dostęp: 30.10.2023 r.)
<https://www.britannica.com/plant/goldenrod> (dostęp: 30.10.2023 r.)
<https://www.gov.pl/web/rdos-krakow/lista-igo-stwarzajacych-zagrozenie-dla-unii-lub-polski> (dostęp: 30.10.2023 r.)
<https://www.gov.pl/web/rolnictwo/lista-produktow-tradycyjnych12> (dostęp: 30.10.2023 r.)