



Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie
Instytut Inżynierii Środowiska

Ewa Zaniewska

**Homogenizacja biotyczna roślinności
zasiedlanej przez nawłóć późną *Solidago*
gigantea L. na przykładzie terenów rolnych
doliny rzeki Pilicy**

Biotic homogenization of vegetation colonized by *Solidago*
gigantea L. on the example of agricultural areas in the Pilica
River valley

Rozprawa doktorska
Doctoral thesis

Rozprawa doktorska wykonana pod kierunkiem
dr hab. Piotra Sikorskiego, prof. SGGW
Katedra Kształtowania Środowiska i Teledetekcji,
Instytut Inżynierii Środowiska

Warszawa 2025

Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 30.10.2025 Czytelny podpis promotora Silwona Pior

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadoma odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przez mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności z ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022 r. poz. 2509 ze zm.)

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 30.10.2025 Czytelny podpis autora rozprawy Ewa Lemieś

Podziękowania

Serdecznie dziękuję mojemu Promotorowi za niezwykle cenny wkład merytoryczny, życzliwe wsparcie i cierpliwość okazywaną na każdym etapie powstawania niniejszej rozprawy. Jego wskazówki i uwagi były dla mnie nieocenioną pomocą w pracy badawczej i pisaniu rozprawy doktorskiej.

Pani dr hab. Barbarze Fojcik dziękuję za pomoc w oznaczeniach mchów. Panu dr inż. Łukaszowi Kwaśnemu wyrażam wdzięczność za przeprowadzenie nalogów dronem i opracowanie ortofotomap wykorzystanych w analizach.

Szczególne podziękowania kieruję do mojej rodziny. Mojemu mężowi, Piotrowi, dziękuję za wyrozumiałość, cierpliwość i nieustające wsparcie, które pozwoliły mi doprowadzić tę pracę do końca. Moim dzieciom, Jagodzie i Jankowi, dziękuję za to, że z entuzjazmem towarzyszyli mi w badaniach terenowych i swoją dziecięcą radością pomagali w przygotowaniu tej pracy.

Z głębi serca dziękuję również moim Rodzicom za trud wychowania, wiarę we mnie i wszelkie wartości, które ukształtowały mnie i doprowadziły do miejsca, w którym się znajduję.

Spis treści

Streszczenie.....	9
Summary.....	12
1. Wstęp.....	15
1.1. Negatywny wpływ gatunków inwazyjnych i sposoby jego ograniczania.....	17
1.2. Inwazje biologiczne w świecie roślin.....	18
1.3. Rozwój metod badawczych w biologii inwazji.....	21
1.4. Wrażliwość i odporność ekosystemów na inwazje.....	24
1.5. Doliny rzeczne jako miejsca o wysokiej różnorodności biologicznej.....	25
1.6. Nawłoc późna <i>Solidago gigantea</i> Aiton jako gatunek inwazyjny.....	26
1.6.1. Ogólna charakterystyka gatunku.....	26
1.6.2. Inwazja nawłoci w Europie i w Polsce.....	28
1.6.3. Preferencje ekologiczne i inwazyjność nawłoci późnej we wtórnym zasięgu w Europie.....	29
2. Cel.....	31
3. Metody badań.....	32
3.1. Obszar badań.....	32
3.2. Badania preferencji ekologicznych nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy.....	36
3.2.1. Rozprzestrzenianie się <i>Solidago gigantea</i> w dolinie Pilicy.....	36
3.2.2. Prace przygotowawcze - wybór powierzchni badawczych.....	37
3.2.3. Prace terenowe.....	39
3.2.4. Opracowanie danych i analizy przestrzenne.....	44
3.2.5. Analiza statystyczna.....	46
3.3. Wpływ nawłoci późnej na różnorodność roślinności doliny Pilicy.....	49
3.3.1. Prace przygotowawcze.....	49
3.3.2. Prace terenowe.....	49
3.3.3. Opracowanie danych.....	50
3.3.4. Analiza statystyczna.....	51
3.4. Efektywność <i>Solidago gigantea</i> i jej wpływ na różnorodność alfa.....	53
3.4.1. Prace przygotowawcze.....	53
3.4.2. Prace terenowe.....	53
3.4.3. Przygotowanie danych.....	54
3.4.4. Analiza statystyczna.....	57
4. Wyniki.....	59
4.1. Preferencje ekologiczne nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy.....	59
4.1.1. Dynamika rozmieszczenia <i>Solidago gigantea</i> w dolinie Pilicy od Domaniewic do Białobrzegów.....	59
4.1.2. Preferencje <i>Solidago gigantea</i> w dolinie Pilicy (model dla obecności).....	61
4.1.3. Preferencje ekologiczne <i>Solidago gigantea</i> w dolinie Pilicy (model dla pokrycia).....	65
4.2. Wpływ nawłoci późnej na różnorodność roślinności.....	71
4.3. Efektywność nawłoci i jej wpływ na różnorodność alfa roślinności.....	76
4.3.1. Wpływ zmiennych środowiskowych na wybrane cechy efektywności nawłoci.....	76
4.3.2. Dynamika zagęszczenia i pokrycia nawłoci późnej oraz jej wpływ na różnorodność alfa roślinności.....	80

5. Dyskusja.....	82
5.1. Preferencje ekologiczne nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy.....	82
5.2. Wpływ nawłoci późnej na różnorodność roślinności doliny Pilicy.....	91
5.3. Efektywność nawłoci i jej wpływ na różnorodność alfa roślinności.....	98
6. Podsumowanie i wnioski.....	104
7. Bibliografia.....	105
Załączniki.....	118

Streszczenie

Proces inwazji biologicznych polega na rozprzestrzenianiu się gatunków obcych na obszary, na których wcześniej nie występowały. Zjawisko to, obok zmian klimatycznych, stanowi jedno z największych współczesnych zagrożeń dla różnorodności biologicznej. Mechanizm inwazji biologicznej jest złożony i trudny do dokładnego poznania, gdyż obejmuje liczne uwarunkowania ekologiczne, geograficzne i ewolucyjne. Wśród roślin naczyniowych uznawanych w Polsce za inwazyjne, jednym z gatunków osiągających najwyższy poziom sukcesu inwazyjnego jest nawłóć późna (*Solidago gigantea*). Pomimo jej szerokiego występowania, wpływ tego gatunku na roślinność pozostaje niewystarczająco rozpoznany, zwłaszcza w odniesieniu do różnych skal przestrzennych. Niewiele wiadomo również o jej potencjalnym wpływie na proces biotycznej homogenizacji zbiorowisk roślinnych, o czynnikach biotycznych i abiotycznych determinujących zdolności inwazyjne tego gatunku oraz o odporności zbiorowisk roślinnych, w kontekście inwazji nawłoci późnej.

Celem niniejszej pracy było określenie czynników wpływających na osiedlanie się i rozprzestrzenianie nawłoci późnej w dolinie rzecznej, ocena jej oddziaływania na proces biotycznej homogenizacji wybranych zbiorowisk nieleśnych, a także zbadanie wpływu wybranych zmiennych środowiskowych na efektywność tego gatunku. Dodatkowo określono dynamikę inwazji *Solidago gigantea* na podstawie zmian jej rozmieszczenia. Badania terenowe prowadzono w latach 2018-2021 na obszarze doliny Pilicy w środkowej Polsce. Aktualne rozmieszczenie *Solidago gigantea* na badanym obszarze określono metodą marszrutową, a uzyskane wyniki ujęto w postaci kartogramu ATPOL o boku kwadratu 2 km. Wyznaczono 20 powierzchni krajobrazowych o areale 10 ha każda, w których skartowano roślinność, sposób użytkowania terenu oraz rozmieszczenie nawłoci późnej. Minimalna powierzchnia wyróżnianych płatów roślinności wynosiła 0,01 ha, a wszystkie pomiary wykonywano z użyciem GPS. W ramach analiz przestrzennych obliczono indeksy topograficzne (Topographical Position Index oraz Topographical Ruggedness Index) w programie QGIS. Zależności pomiędzy obecnością i liczebnością nawłoci a czynnikami środowiskowymi analizowano przy użyciu modeli mieszanych (GLMM oraz LMM) w środowisku R.

Do szczegółowych analiz wpływu nawłoci późnej na różnorodność biologiczną wybrano 40 powierzchni badawczych, reprezentujących cztery główne typy roślinności nieleśnej doliny Pilicy: łąki nizinne, porzucone pola, zbiorowiska okrajków nadrzecznych oraz murawy napiaskowe. Każda powierzchnia była częściowo opanowana przez nawłoc późną. Zdjęcia fitysocjologiczne wykonano zarówno w części nieopanowanej, jak i opanowanej przez *Solidago gigantea*, stosując bloki czterech przyległych poletek badawczych o powierzchni 1 m² każde. Na podstawie danych z tych prób obliczono wskaźniki różnorodności alfa (bogactwo gatunkowe, indeks Shannona H' i wskaźnik równomierności Pielou J) oraz różnorodności beta (indeksy Bray-Curtis i Jaccarda) dla trzech skal przestrzennych: synuzjalnej, zbiorowiskowej i krajobrazowej, a także stopień przekształcenia roślinności. Wyniki porównywano przy użyciu nieparametrycznych testów statystycznych.

Na terenie badań wyznaczono 31 transektów obejmujących różne typy roślinności nieleśnej. Każdy z nich miał długość 6 m i szerokość 1 m. Transekty zostały podzielone na 30 poletek o rozmiarze 1×0,2 m. Połowę z nich umieszczono w części zbiorowiska zdominowanej przez *Solidago gigantea*, natomiast pozostałe w części od niej wolnej. W latach 2008-2021, corocznie wykonywano w ich obrębie 30 zdjęć fitysocjologicznych, zliczano pędy nawłoci oraz mierzono maksymalną odległość najdalej wysuniętego pędu od centrum transektu. W ostatnim roku badań wykonano dodatkowe pomiary wysokości roślinności i nawłoci późnej na badanych transektach oraz systematyczne pomiary wysokości losowych pędów na poszczególnych ich poletkach. Na tej podstawie obliczono zestaw wskaźników charakteryzujących efektywność *Solidago gigantea*. Były to pokrycie, średnia wysokość, gęstość pędów, łączna długość pędów oraz średnia roczna długość wegetatywnego rozrostu. Następnie opracowano modele liniowe opisujące zależności pomiędzy tymi zmiennymi a zestawem czynników środowiskowych, w tym wybranymi wartościami wskaźników Ellenberga, różnorodności alfa i typem zaburzeń siedliska.

Na podstawie analizy zmian zasięgu i preferencji ekologicznych nawłoci późnej w skali krajobrazu stwierdzono, że badany odcinek doliny Pilicy nadal znajduje się w fazie ekspansji tego gatunku, która prawdopodobnie rozpoczęła się wraz z jego transportem wzdłuż koryta rzeki. Sukces kolonizacji nowych siedlisk oraz dalszy rozrost wegetatywny są wynikiem współdziałania zróżnicowania rzeźby terenu (m.in.

wartości wskaźnika TRI) z udziałem odmiennych typów roślinności i sposobów jej użytkowania. Potwierdzono negatywny wpływ *Solidago gigantea* na różnorodność alfa, obserwowany na wszystkich trzech poziomach przestrzennych. Jedynie w zbiorowiskach nadrzecznych stwierdzono słabsze oddziaływanie tego gatunku, a nawet wzrost wartości wskaźnika równomierności Pielou J, co wskazuje na zróżnicowaną reakcję siedlisk na inwazję. W większości przypadków inwazja ta prowadziła również do spadku podobieństwa składu gatunkowego między płatami, czyli obniżenia różnorodności beta, jednak w zbiorowiskach nadrzecznych zaobserwowano efekt odwrotny. Zjawisko to określono jako proces dyferencjacji biotycznej, przeciwny biotycznej homogenizacji. Jedynie dla zbiorowisk okrajków nadrzecznych, na poziomie synuzjalnym, odnotowano proces homogenizacji roślinności.

Analiza czynników środowiskowych wpływających na wybrane parametry efektywności nawłoci wykazała, że żyzność siedliska była najważniejszym czynnikiem dodatnio wpływającym na takie parametry *Solidago gigantea*, jak pokrycie, wysokość pędów, łączną długość pędów i tempo rozrostu wegetatywnego. Z kolei obecność siedlisk nadrzecznych oddziaływała negatywnie na większość analizowanych parametrów, z wyjątkiem tempa rozrostu, które w tym przypadku wzrastało. Oznacza to, że zbiorowiska nadrzeczne wykazują zwiększoną odporność na inwazję nawłoci później. Analiza zmian w pokryciu i zagęszczeniu pędów wskazuje, że proces wegetatywnego rozrostu nie kończy się wraz z pojawieniem się pierwszych osobników w danym punkcie, lecz trwa jeszcze przez około sześć kolejnych lat.

Pomimo wieloletniej inwazji, *Solidago gigantea* nie opanowała jeszcze w pełni całego badanego odcinka doliny Pilicy. Świadczy to o istnieniu czynników ograniczających jej dalsze rozprzestrzenianie się w skali krajobrazu. Dominacja półnaturalnych zbiorowisk roślinnych oraz kontynuacja tradycyjnych form użytkowania terenu (np. koszenia i wypasu) zwiększają odporność krajobrazu i stanowią prawdopodobnie skuteczne bariery utrudniające rozprzestrzenianie się tego gatunku. Wyniki badań wskazują, że utrzymanie takich tradycyjnych sposobów zagospodarowania terenu może stanowić istotny element strategii przeciwdziałania inwazjom roślin obcych w dolinach rzecznych środkowej Polski.

Summary

Biological invasions are the spread of alien species to areas where they did not previously occur. Together with climate change, they are known for their negative effects on biodiversity. The process of biological invasion is complicated and thus not easy to research.

As a persistent species, *Solidago gigantea* currently achieves one of the highest possible invasive successes among all invasive vascular plant species found in Poland. Despite this, its impact on vegetation has not yet been sufficiently recognized, especially in the context of multiple spatial scales. Furthermore, its potential impact on the biotic homogenization of vegetation, the influence of biotic and environmental factors on its performance, and the issue of plant community resistance in the context of its invasion are poorly understood.

The study aimed to identify the factors influencing the establishment and spread of *Solidago gigantea* in the river valley, to determine its impact on the process of biotic homogenization in its selected non-forest plant communities, to assess the effects of selected environmental variables on the species' performance, and to determine the current state of *Solidago gigantea* invasion, based on changes in its distribution.

The study was conducted in the vegetation periods of 2018-2021. The research area was located in the Pilica valley in Central Poland.

The historical data on the distribution of *Solidago gigantea* in the research area were checked. The recent distribution of goldenrod was determined in the field using a route method and compiled with the cartogram method using the ATPOL 2 km grid system. Twenty research areas were established, 10 ha each, where the vegetation and management regimes were mapped in the field with a minimal polygon area of 0.01 ha, using GPS. All of the *Solidago gigantea* sites were identified. The additional variables, like Topographical Position Index and Topographical Ruggedness Index, were calculated in QGIS software for the study areas based on the digital elevation model. The relationship between the presence and abundance of goldenrod and the studied factors was checked using Generalized Linear Mixed Models and Linear Mixed Models in R software.

There were 40 sites of four main habitat types of the Pilica valley (lowland meadows, abandoned fields, river fringe, and psammophilous grasslands) chosen for the

study. Each of the sites was invaded by *Solidago gigantea*. The vegetation was sampled in the uninvaded and invaded parts of the path, using blocks of four adjacent phytosociological relevés (subplots), 1 m² each. Based on the plot data, the selected indices of alpha (Taxa_S, Shannon H' , Pielou J) and beta (Bray-Curtis and Jaccard) diversity were calculated for the synusial (inner), community, and landscape level, as well as the value of community change. The results were compared using non-parametric tests.

Thirty-one transects were established within diverse non-forest vegetation types and marked in the field with wooden poles. Their size was 6x1m, each divided into 30 subplots of 1x0.2 m size. Half were placed within part of the community invaded by *Solidago gigantea*, and the remaining part was located in the area free of the species. Each year, 30 relevés were taken within the transects, with additional counting of the goldenrod stems, and the maximum length of the goldenrod stem farthest from the centre was measured. In the last year, additional measurements were taken. They included random measurements of vegetation and *Solidago gigantea* heights within the transect and systematic measurements of selected goldenrod stem heights within the subplots. The set of indices of *Solidago gigantea* performance was calculated based on the measurements. They were cover, mean height, stem density, total stem length, and the length of the vegetative spread per year. The set of Linear Models was calculated, concerning the *Solidago gigantea* performance variables and the set of explanatory variables, including vegetation alpha diversity and Ellenberg indexes, together with two disturbance type variables.

Based on the research conducted in this study on the changes in distribution and ecological preferences of late goldenrod on a landscape scale, it was confirmed that the studied part of the Pilica valley is still in the expansion phase of *Solidago gigantea*, which most likely began with its transport along the Pilica riverbed. Its success in colonizing new sites and further vegetative growth is influenced by a combination of terrain diversity, measured by the Topographical Ruggedness Index, along with the presence of different types of vegetation and methods of its use.

Based on vegetation diversity studies conducted in patches of the main types of non-forest vegetation, the negative impact of *Solidago gigantea* on the alpha diversity of the main types of non-forest plant communities was confirmed. This applied

to all three spatial levels (synusial, community, and landscape). However, the impact was significantly weaker in riparian communities, where an increase in the Pielou J index was even observed due to the invasion of late goldenrod. In most cases, the invasion of *Solidago gigantea* also decreased the similarity (beta diversity measure) of the studied vegetation at all three spatial scales. However, an increase in similarity due to the invasion was also observed in riparian communities. This means that the invasion of late goldenrod was associated with a process of biotic differentiation, which is the opposite of homogenization. However, the process of biotic homogenization itself was confirmed at the synusial level of riverside communities. The invasion of *Solidago gigantea* was also associated with changes in vegetation within its patches, which was reflected in a decrease in their similarity. However, for riparian fringe communities, the degree of vegetation transformation due to the invasion of the species in question was also significantly the lowest.

Based on studies on the impact of selected variables on the adopted measures of *Solidago gigantea* effectiveness, fertility was the most crucial factor positively influencing cover, shoot height, total shoot length, and vegetative growth rate. In contrast, the most important negative factor was the presence of riparian habitats, lowering the values of as many as three of the adopted measures, but positively affecting the rate of vegetative growth of goldenrod. This means that riparian fringe communities are characterized by a specific, increased natural resistance to invasion by *Solidago gigantea*. Based on the analysis of changes in the coverage and density of late goldenrod shoots, it was found that the vegetative growth process at a given point does not end when the area is covered by its first shoots, but continues for about six years.

Despite the passage of many years since the beginning of the invasion, *Solidago gigantea* has not yet been able to take over the entire studied section of the Pilica valley. This means that this area must also exhibit some form of resistance to invasions on a landscape scale and indicates that the dominance of semi-natural plant communities and traditional land use can be effective barriers limiting the spread of invasive species.

1. Wstęp

Inwazje biologiczne od dziesięcioleci stanowią jedno z kluczowych wyzwań współczesnej ekologii i ochrony przyrody. Gatunki obce, w tym rośliny z rodzaju *Solidago*, znacząco wpływają na funkcjonowanie siedlisk oraz modyfikują strukturę zasiedlanych ekosystemów. Niepowodzenia dotychczasowych działań ukierunkowanych na eliminację tych gatunków (Jernelöv, 2017) doprowadziły do rewizji podejścia opartego na całkowitym usuwaniu organizmów obcych (Davis et al., 2011). Coraz większe uznanie zyskuje obecnie koncepcja adaptacyjnego zarządzania ryzykiem ekologicznym, która koncentruje się na ocenie zagrożeń dla ekosystemów zamiast bezpośredniej eliminacji gatunków inwazyjnych. Celem takiego podejścia jest nie całkowite usuwanie roślin inwazyjnych, lecz ukierunkowane działania oparte na wynikach analiz podatności niezainfekowanych ekosystemów na ich presję. Ocena stopnia zagrożenia jest jednak utrudniona, gdy słabo poznana pozostaje odporność różnych typów zbiorowisk roślinnych na inwazję.

Śród obcych gatunków nawłoci, szczególnie *Solidago gigantea*, często pojawia się jako efekt wcześniejszej degradacji siedlisk. Przejmuje funkcje ekologiczne osłabionych lub zniszczonych zbiorowisk roślinnych, opanowując je w miejscach, gdzie warunki środowiskowe przestały im sprzyjać (Zubek et al., 2020; Goossens et al., 2024). Pomimo wieloletnich badań nad tą grupą roślin, wciąż istnieją zagadnienia wymagające pogłębionej analizy. Do najważniejszych należą: tempo rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych w różnych warunkach środowiskowych, podatność zbiorowisk roślinnych na kolonizację, ewolucyjne przystosowania zwiększające sukces inwazyjny, a także długofalowy wpływ tych gatunków na właściwości gleb i funkcjonowanie sieci troficznych (Goossens et al., 2024). Lepsze poznanie tych aspektów ma kluczowe znaczenie dla praktyki ochrony przyrody, umożliwiając przewidywanie kierunków przyszłych inwazji i opracowywanie skuteczniejszych strategii zarządzania krajobrazem.

Integracja nauk przyrodniczych z praktyką inżynierską w zakresie ochrony i zarządzania środowiskiem stanowi niezbędny warunek skutecznego przeciwdziałania procesom inwazyjnym. Badania nad inwazją *Solidago gigantea* mogą przyczynić się do opracowania rozwiązań służących zrównoważonemu zarządzaniu dolinami rzecznyymi oraz terenami otwartymi. Identyfikacja zależności między parametrami

środowiskowymi a sukcesem inwazyjnym tej rośliny umożliwia tworzenie modeli prognostycznych, przydatnych w konstruowaniu systemów wczesnego ostrzegania przed inwazjami biologicznymi. Modele te, zgodne z praktyką inżynierii środowiska, wspierają ocenę ryzyka ekologicznego i planowanie działań prewencyjnych.

Analiza odporności różnych typów siedlisk na ekspansję nawłoci dostarcza danych niezbędnych do planowania racjonalnych działań ochronnych i rekultywacyjnych. Na tej podstawie możliwe jest wskazanie siedlisk wymagających priorytetowej ochrony lub działań wzmacniających ich naturalną odporność, np. poprzez renaturyzację roślinności nadrzecznej. Wykorzystanie narzędzi GIS i analiz statystycznych pozwala na przestrzenne modelowanie procesów ekologicznych, wizualizację zagrożeń oraz planowanie działań na poziomie lokalnym i regionalnym. Wyniki tych analiz mogą zostać zintegrowane z systemami informacji przestrzennej w ramach planowania gospodarki wodnej, ochrony różnorodności biologicznej oraz użytkowania gruntów.

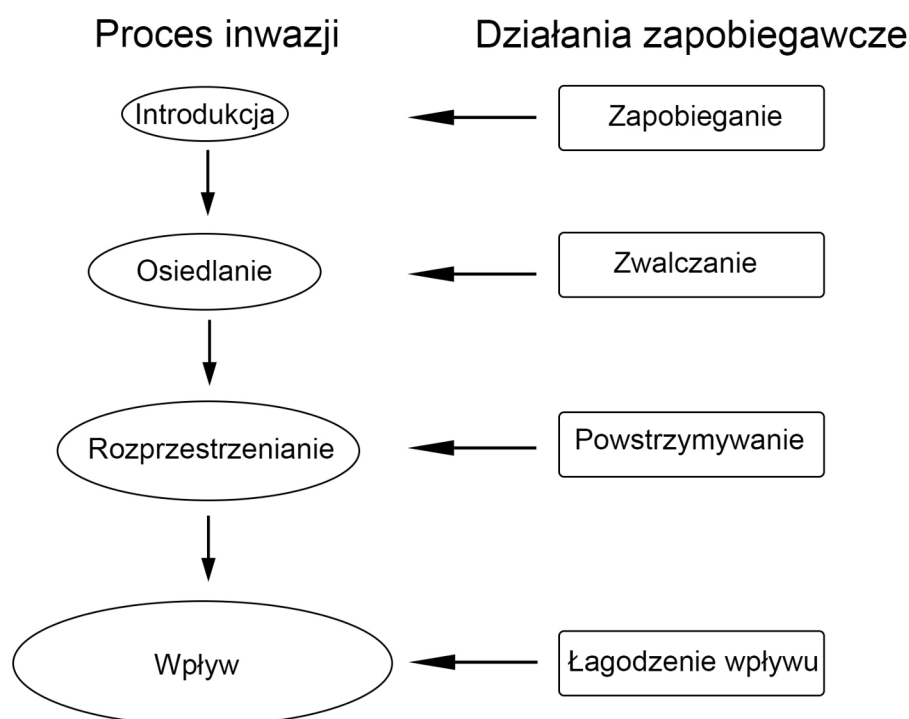
Z uwagi na złożony charakter problemu, niniejsza praca koncentruje się na analizie zależności między zróżnicowaniem zbiorowisk roślinnych a ich podatnością na inwazję nawłoci. Podejście to wpisuje się w nurt badań nad oceną ryzyka ekologicznego i identyfikacją czynników ograniczających rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych. Uzyskane wyniki mogą stanowić podstawę do sformułowania praktycznych rekomendacji w zakresie ochrony krajobrazów dolin rzecznych, szczególnie w kontekście planowania działań rekultywacyjnych i ochronnych. Praca ta wnosi zatem istotny wkład w rozwój praktyk zarządzania krajobrazem w kontekście zmian klimatycznych i globalizacji procesów ekologicznych. Zrozumienie dynamiki inwazji *Solidago gigantea* w skali krajobrazu pozwala projektować działania minimalizujące utratę bioróżnorodności i wspierające równowagę funkcjonalną ekosystemów. Badania te stanowią ważny element praktyki inżynierii środowiska, łącząc nowoczesne metody analityczne z potrzebami ochrony i zrównoważonego gospodarowania zasobami przyrodniczymi.

1.1. Negatywny wpływ gatunków inwazyjnych i sposoby jego ograniczania

Inwazje biologiczne prowadzą do zmian w strukturze i funkcjonowaniu ekosystemów (Hejda et al., 2009), co skutkuje procesem wymierania gatunków rodzimej fauny i flory (Blackburn et al., 2009). Powodują one zmniejszenie się różnorodności biologicznej w wielu skalach przestrzennych, przyczyniając się do globalnego ubożenia fauny i flory (Davis, 2003). Przyczyniają się także do spadku wartości usług ekosystemowych, co przekłada się na obniżenie jakości życia człowieka (Kumar i Singh, 2020). Ponadto inwazje biologiczne mogą przekładać się również na poważne straty ekonomiczne (Diagne et al., 2021; Vilà i Hulme, 2017), a nawet bezpieczeństwo żywnościowe (Paini et al., 2016), ludzkie zdrowie (Pyšek i Richardson, 2010) czy straty w infrastrukturze (Booy et al., 2017). W dzisiejszych czasach inwazje biologiczne nabierają nowego znaczenia, zwłaszcza w dobie szybkich zmian klimatycznych i ekonomicznych (With, 2002; Early et al., 2016; Hulme, 2017). Zmiany klimatyczne mogą modyfikować zarówno możliwości introdukcji i naturalizacji poszczególnych gatunków, jak i zmieniać ich zasięgi geograficzne, a także wpływać na skuteczność metod ich kontroli (Hellmann et al., 2008; Hulme, 2017). Z kolei zmiany ekonomiczne prowadzą do zmian w sposobie zagospodarowania terenu, co jest często czynnikiem ułatwiającym rozprzestrzenianie się gatunków obcych (Vilà i Pujadas, 2001). Zmiana użytkowania gruntów może w tym przypadku oznaczać zarówno zarzucanie rolnictwa, jak i jego intensyfikację. To może prowadzić do osłabienia stabilności ekosystemów (Anderson i Mammides, 2020; Kolečka, 2021). Za szczególnie sprzyjające rozprzestrzenianiu się gatunków obcych uznaje się zarzucanie rolnictwa (Mosher et al., 2009; Queiroz et al., 2014).

Ze względu na negatywny wpływ inwazji biologicznych, od wielu lat prowadzone są działania próbujące im zapobiegać (Tokarska-Guzik et al., 2012). Podstawową zasadą jest niedopuszczanie do wystąpienia nowych introdukcji gatunków obcych (Szymura i Szymura, 2016). Jeżeli już doszło do kolonizacji (Ryc. 1), zalecane jest jak najszybsze usunięcie gatunku obcego, pomimo braku danych na temat jego inwazyjności (Hulme, 2006). W przypadku niemożności zareagowania na tym etapie, zalecane jest powstrzymanie jego dalszego rozprzestrzeniania się w celu niedopuszczenia do powiększenia jego zasięgu wtórnego. Na tym etapie inwazji szanse

na całkowite usunięcie gatunku obcego są już bardzo małe (Szymura i Szymura, 2016). Przy jego dalszym rozprzestrzenieniu się, w praktyce można podejmować już tylko działania kontrolne, ograniczające jego występowanie do względnie akceptowalnego poziomu. Powinny im towarzyszyć analizy perspektyw i sposobów dalszego postępowania po wykonaniu zabiegów ochronnych (Hulme, 2006). W sytuacji, gdy inwazja obejmuje liczne stanowiska w szerokim zasięgu wtórnym, możliwe jest jedynie prowadzenie działań zaradczych, ukierunkowanych na eliminację gatunków z najcenniejszych przyrodniczo obszarów, ponieważ jego usunięcie nawet z niewielkich powierzchni ma coraz mniejsze szanse powodzenia (Szymura i Szymura, 2016).



Ryc. 1. Etapy inwazji gatunku obcego i metody zaradcze (Hulme, 2006)

1.2. Inwazje biologiczne w świecie roślin

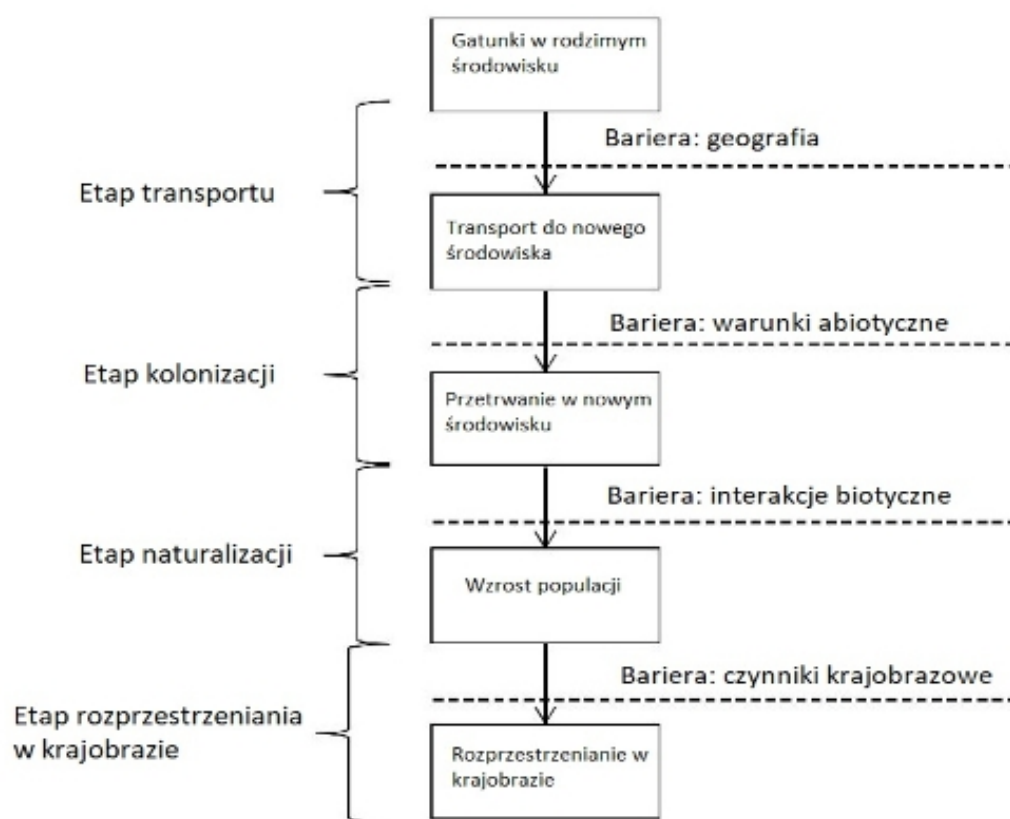
Inwazje biologiczne polegają na ruchach organizmów do miejsc, w których przedtem nie występowały (Olenin et al., 2017). Jednak w odróżnieniu od zjawiska naturalnej kolonizacji, nieodłącznym aspektem inwazji biologicznych jest ich związek

z działalnością człowieka (Lowry et al., 2013; Wilson et al., 2016). Inwazje biologiczne to globalne zjawisko, będące zagrożeniem dla różnorodności biologicznej i gospodarki ludzkiej (Pyšek et al., 2012; Simberloff et al., 2013).

Inwazje biologiczne są zjawiskiem powodowanym przez sploty wielu czynników (Szymura i Szymura, 2016). Za ich zdecydowaną większość odpowiada człowiek. Od dawna poszczególne gatunki były przedmiotem handlu, a wraz z nim rozprzestrzeniały się zarówno w sposób celowy, jak i przypadkowy (Hulme, 2009). Rozprzestrzeniane gatunki są traktowane zwykle jako towar, w przypadku zwierząt sprowadzany w celach łowieckich, hodowlanych czy jako zwierzęta domowe. Podobnie transfer roślin prowadzony jest głównie w celach ozdobnych czy uprawnych. Dodatkowo, wraz z tymi gatunkami często przypadkowo przenoszone są kolejne, znajdujące się w przewożonej wraz z gatunkami ziemi, wodach balastowych statków czy jako pasożyty lub choroby przewożonych gatunków. Proces ten przyspieszył znacznie w dobie globalizacji handlu (Keller et al., 2011).

Ze względu na wysokie skomplikowanie proces inwazji biologicznej może być ujmowany na wiele sposobów, co utrudnia jego opis (Godfree i Murray, 2014). Można go jednak podzielić na kilka stosunkowo spójnych etapów. Początkiem potencjalnej inwazji jest imigracja, czyli przybycie gatunku obcego na nowe miejsce (Tokarska-Guzik et al., 2012). Moment ten nazywany jest etapem transportu (ang. transport stage) i polega na pokonaniu przez dany gatunek bariery geograficznej (Hellmann et al., 2008; Godfree i Murray, 2014). Następnie gatunek ten musi osiedlić się i przetrwać w nowym środowisku, pokonując kolejną przeszkodę, zwaną barierą warunków abiotycznych (Ryc. 2). Moment ten nazywamy etapem kolonizacji (ang. colonization stage). Po pokonaniu bariery interakcji biotycznych osiąga on następne stadium, zwane etapem naturalizacji (ang. establishment stage). Wtedy może już trwale występować w danym miejscu, w nowym środowisku. Ostatnią przeszkodą do pokonania jest bariera czynników krajobrazowych. Po jej przejściu rozpoczyna się etap rozprzestrzeniania gatunku w nowym krajobrazie (ang. landscape spread stage). Od tego momentu gatunek systematycznie zajmuje nowe stanowiska, powiększając swój zasięg w nowym obszarze występowania (Hellmann et al., 2008; Godfree i Murray, 2014). W obrębie tego etapu wyróżnia się tzw. fazę utajenia (ang. lag phase), którą definiuje się jako czas do osiągnięcia fazy szybkiego, zazwyczaj wykładniczego przyrostu

nowych stanowisk (Richardson i Pyšek, 2006). Rozprzestrzenianie się gatunku obcego w nowym zasięgu zaczyna się zazwyczaj od prostych, zaburzonych przez człowieka układów synantropijnych, przebiegając przez układy półnaturalne, na koniec osiągając nawet układy naturalne, charakteryzujące się zazwyczaj wyższą złożonością (Kornaś, 1990, 1996). Obecność wielu środowiskowych i biotycznych barier podczas procesu inwazji powoduje, że nie każdy gatunek, który zadomawia się poza obszarem pierwotnego zasięgu, osiąga pełny sukces. Część z takich gatunków staje się jedynie przypadkowymi (ang. casual), części udaje się znaturalizować (ang. naturalized) a jedynie niektóre z nich stają się inwazyjnymi (ang. invasive), potrafiącymi intensywnie rozprzestrzeniać się we wtórnym zasięgu (Richardson i Pyšek, 2006).



Ryc. 2. Etapy inwazji biologicznej (na podstawie Hellmann et al., 2008; Godfree i Murray, 2014)

Klasyfikacja gatunków obcych w Polsce ujmowana jest zwykle w ramach zagadnienia synantropizacji flory, które uwzględnia trzy główne ich cechy. Są to

pochodzenie, czas przybycia oraz stopień zdomowienia w nowym zasięgu (Tokarska-Guzik et al., 2011). Rośliny synantropijne to takie, które przystosowały się do życia w środowisku przekształconym przez człowieka. Wśród nich, te rodzimego pochodzenia nazywamy apofitami, natomiast gatunki synantropijne obcego pochodzenia to antropofity (Kornaś, 1981; Tokarska-Guzik et al., 2012). Antropofity dzielone są z kolei na tzw. diafity – gatunki, które nie zdomowiły się trwale na nowym terenie, oraz metafity – gatunki które stanowią na dany moment pierwotnie obcy, ale już zdomowiony składnik miejscowej flory. Metafity są z kolei dzielone na archeofity, czyli te, które osiedliły się na danym terenie przed końcem XV wieku, czyli przed umownym początkiem ery nowożytnej, oraz kenofity, które pojawiły się na nowych terenach nie wcześniej niż na początku XVI wieku (Kornaś, 1981; Tokarska-Guzik et al., 2012). Same kenofity podzielone zostały na trzy grupy: epekofity – wkraczające do siedlisk przekształconych przez człowieka, hemiagriofity – spotykane również w zbiorowiskach półnaturalnych, a także holoagriofity – które potrafią wkraczać również do zbiorowisk naturalnych (Sudnik-Wójcikowska i Koźniewska, 1988). Podział ten nawiązuje do koncepcji zasiedlania siedlisk o coraz większym stopniu naturalności, przedstawionej przez Kornasia (1990, 1996). Właśnie wśród holoagriofitów znajduje się najwięcej gatunków, które określa się jako inwazyjne (Tokarska-Guzik et al., 2012).

1.3. Rozwój metod badawczych w biologii inwazji

Pomimo występowania zjawiska inwazji biologicznych od najdawniejszych czasów, zagadnieniem tym zajęto się szerzej dopiero w XX wieku. Podstawy teoretyczne do badań nad inwazjami gatunków obcych opracował Elton (1958). Na podstawie jego pracy, w ciągu kilku kolejnych dziesięcioleci stopniowo formułował się zestaw hipotez, coraz bardziej powszechnie wykorzystywanych w badaniach inwazji gatunków (Richardson i Pyšek, 2007; Ricciardi i MacIsaac, 2008). Jedną z nich było założenie, że im bogatszy w gatunki jest ekosystem, tym trudniej o wystąpienie inwazji biologicznej w jego obrębie. Obecnie zagadnienie to nazywane jest zazwyczaj „hipotezą biotycznej odporności” (ang. biotic resistance hypothesis) lub „hipotezą różnorodności a podatności na inwazje” (ang. diversity-invasibility hypothesis) (Richardson i Pyšek,

2007; Najberek i Solarz, 2016; Jeschke et al., 2018). Drugą, równie ważną hipotezę, dla której podstawy teoretyczne sformułował Elton (1958), jest hipoteza „uwolnienia od wrogów” (ang. enemy release hypothesis, ERH). Zakłada ona, że gatunki obce w swoim nowym zasięgu tracą przynajmniej część ze swoich dotychczasowych wrogów, jak pasożyty, roślinożercy, drapieżniki czy patogeny. Dzięki temu, zamiast poświęcać część swojej energii na walkę z naturalnymi wrogami, mogą ją przeznaczyć na szybszy rozwój i rozmnażanie (Najberek i Solarz, 2016). Ściśle związana z nią jest także „hipoteza ewolucji zwiększonej konkurencyjności” (ang. evolution of increased competitive ability, EICA), która dotyczy niemal tych samych zagadnień, ale kładzie nacisk na ewolucyjne pochodzenie zwiększających się w warunkach braku naturalnych wrogów konkurencyjności gatunków inwazyjnych (Blossey i Notzold, 1995). Elton (1958) rozwijał również tematykę przyszłej „hipotezy wolnej niszy ekologicznej” (ang. empty niche hypothesis), badającej mechanizmy wkraczania gatunków obcych na obszary zaburzone. Kolejną hipotezą często rozpatrywaną w badaniach nad inwazjami jest „hipoteza nowej broni” (ang. novel weapons hypothesis), rozpatrująca przede wszystkim właściwości allelopatyczne roślin (Callaway i Ridenour, 2004). Do kolejnych zagadnień należą „hipoteza inwazyjnego załamania” (ang. invasional meltdown hypothesis), która bada wzajemne pozytywne relacje pomiędzy gatunkami obcymi, wzajemnie ułatwiającymi ich inwazje (Simberloff i von Holle, 1999), czy „hipoteza presji propagul” (ang. propagule pressure hypothesis), stosowana w badaniach zależności pomiędzy intensywnością produkcji propagul a sukcesem gatunków inwazyjnych (Lockwood et al., 2005). Ostatnimi czasy obiecującym kierunkiem badań jest również testowanie hipotez związanych z cechami badanych gatunków, które można ująć w ramach „hipotezy wrodzonej przewagi” (ang. the inherent superiority hypothesis). Bada ona cechy gatunków obcych pozwalające uzyskać im przewagę nad gatunkami rodzimymi (Sheppard i Lüpke, 2024).

Wiele badań poświęconych jest zagadnieniu efektywności (ang. species performance), czasami określanej jako żywotność (ang. vitality) gatunków obcych, które obejmuje m.in. indywidualne rozmiary roślin, szybkość ich wzrostu, a także odpowiedzi na zróżnicowanie środowiska, obecność wrogów czy symbiozy, zwłaszcza w porównaniu do gatunków rodzimych (Lowry et al., 2013; Sheppard i Lüpke, 2024). Cechy pomagające gatunkom obcym szybko się rozmnażać i rozprzestrzeniać są

szczególnie ważne na etapie kolonizacji (Lowry et al., 2013). Z kolei lepsze wykorzystanie dostępnych zasobów oraz szybki wzrost zapewniają sukces na kolejnym etapie inwazji, np. szybki wzrost może zapewnić przewagę w konkurencji o światło (Gioria i Osborne, 2014).

W ciągu ostatnich kilku dziesięcioleci, dzięki systematycznie prowadzonym badaniom, wiedza na temat mechanizmów i przebiegu inwazji biologicznych została w znacznym stopniu poszerzona (Levine et al., 2003; Rejmánek et al., 2005). Oprócz coraz lepszego poznania biologii gatunków inwazyjnych zauważono, że poszczególne gatunki obce mogą w znacznym stopniu różnić się także pod względem preferencji ekologicznych (np. Hejda et al., 2009; Künzi et al., 2015; Marozas et al., 2015). Dodatkowo, ich negatywny wpływ, zwłaszcza na bogactwo rodzimych gatunków, zależy w znacznej mierze od kondycji siedlisk, do których wkraczają (Künzi et al., 2015). Wiele uwagi poświęcono ich negatywnemu wpływowi na bioróżnorodność w wielu skalach przestrzennych. W skali krajobrazu zaobserwowano ich wpływ na homogenizację flor i ogólny spadek bogactwa gatunkowego (Schwartz et al., 2006; Hejda et al., 2009). W przypadku osiągnięcia dominacji w płatach roślinności, ich negatywny wpływ odnotowywany był także na poziomie zbiorowiska roślinnego (Daehler, 2003; Hejda et al., 2009). Wiele badań poświęcono ich wpływowi na różnorodność alfa (Hejda et al., 2009; Kiełtyk and Delimat, 2019), a także różnorodność beta, w tym wpływowi na zmiany kompozycji gatunkowej zbiorowisk roślinnych (Hejda et al., 2009) oraz procesowi homogenizacji biotycznej (Olden i Rooney, 2006). Z drugiej strony niewiele wciąż wiadomo na temat wpływu gatunków obcych na niższy, synuzjalny poziom organizacji zbiorowisk roślinnych. Niewiele jest również badań poświęconych jednocześnie kilku poziomom organizacji roślinności, a także poświęconych jednoczesnemu badaniu zmian w różnorodności alfa i beta. Badania przekrojowe, poświęcone wielu gatunkom obcym na bardziej rozległych terenach (np. Hejda et al., 2019) są konieczne i bardzo cenne, jednak wymagają poniesienia dużych nakładów pracy i zwykle przynoszą stosunkowo ogólne wyniki. Jednak konsekwencje inwazji gatunków mogą się znacznie różnić w zależności od rodzaju siedlisk, do których wkraczają (Pyšek i Pyšek, 1995). Z tego powodu ważne jest również prowadzenie badań bardziej szczegółowych, poświęconych lepszemu poznaniu

mechanizmów inwazji poszczególnych gatunków obcych w zróżnicowanych ekosystemach.

1.4. Wrażliwość i odporność ekosystemów na inwazje

Obecnie, pomimo znacznych negatywnych konsekwencji inwazji gatunków obcych, znacznie większą uwagę zaczyna się poświęcać temu, jak bardzo ekosystemy są na nie wrażliwe. Związki pomiędzy odpornością ekologiczną ekosystemów a zasiedlającymi je gatunkami inwazyjnymi są jak dotąd niedostatecznie zbadane. Utrudnia to próbom zarządzania inwazjami, a większość z podejmowanych działań ochronnych kończy się niepowodzeniem głównie z powodu nie uwzględnienia podejścia adaptacyjnego, opartego na uczeniu się (Chaffin et al., 2016).

Podstawy koncepcji odporności biotycznej zbiorowisk (ang. biotic resistance hypothesis) sformułował Elton (1958), równolegle ze wskazaniem podstaw do badań biologii i ekologii gatunków obcych w nowych środowiskach. Koncepcja ta była następnie rozwijana, obejmując badania czynników środowiskowych i biologicznych ekosystemów, które wpływają na ograniczanie wzrostu gatunków inwazyjnych (D'Antonio i Thomsen, 2004). Coraz większą uwagę przykładą się do możliwości zarządzania lub odbudowy odporności ekosystemów dotkniętych inwazjami. W tym celu postulowane jest wykorzystanie elementów procesu sukcesji ekologicznej. Dodatkowo, zauważany jest potencjalny pozytywny wpływ na podnoszenie odporności ekosystemów gatunków rodzimych o podobnych cechach biologicznych do zasiedlających je gatunków obcych. Wiązane jest to z lepszym wypełnieniem niszy ekologicznych (Funk et al., 2008).

Oprócz właściwości samych ekosystemów, coraz większą uwagę zwraca się na sposób ich zagospodarowania przez człowieka. Zarzucanie rolnictwa skutkuje wielkoskalowymi zmianami w krajobrazie (Kolecka, 2001). Ekosystemy, w których dotychczasowe formy gospodarowania uległy zmianie, lub też całkowicie zaprzestano ich użytkowania, charakteryzują się niższą odpornością na inwazje, a gatunki obce, po uzyskaniu przyczółków, mogą łatwiej rozprzestrzeniać się na kolejne stanowiska w ich obrębie (Vilà i Pujadas, 2001; Mosher et al., 2009; Queiroz et al., 2014). Poszczególne

mechanizmy inwazji działają w różnych skalach przestrzennych, przez co ich prawidłowe rozpoznanie w celu lepszego zarządzania inwazjami wymaga podejścia wieloskalowego (Kotowska et al., 2024). Podejście oparte na odporności biotycznej pozwala zarządzającym na wykorzystanie narzędzi geoprzestrzennych do identyfikacji odporności na zaburzenia i odporności na rośliny inwazyjne w celu ukierunkowania działań ochronnych i restauracyjnych w miejscach, w których istnieje największa szansa, że przyniosą one największe korzyści (Chambers et al., 2019).

Spadek różnorodności gatunkowej, gdzie większość gatunków stopniowo zanika, natomiast jedynie niektóre gatunki rozprzestrzeniają się, nazywamy homogenizacją biotyczną (McKinney i Lockwood, 1999). Proces ten zależy przede wszystkim od działalności człowieka i nie jest losowy. Gatunkami wygrywającymi w dobie globalnych są zwłaszcza te, które wykazują właściwości inwazyjne (Olden et al., 2004). Wyróżniane są trzy główne formy homogenizacji biotycznej: genetyczna, taksonomiczna i funkcjonalna. Pomimo tego, że sam jej proces jest coraz lepiej udokumentowany, jej konsekwencje na poziomie ekologicznym i ewolucyjnym pozostają niemal nierozpoznane. Lepsze zrozumienie i zarządzanie tym procesem wymaga wprowadzenia podejścia adaptacyjnego (Olden et al., 2004). Proces ten zachodzi na różne sposoby, w zależności od skali przestrzennej. Polega na zwiększaniu się podobieństwa genetycznego, taksonomicznego czy funkcjonalnego regionalnych biot (Olden i Rooney, 2006). Napędzany jest on zwłaszcza przez inwazje biologiczne. W przypadku badań nad różnorodnością biologiczną, w celu badania tego procesu konieczna jest znajomość poszczególnych gatunków, a nie tylko miar różnorodności alfa (Olden i Rooney, 2006). Dlatego też w badaniach nad homogenizacją biotyczną roślinności na poziomie taksonomicznym wykorzystywane są wskaźniki podobieństwa, będące miarami różnorodności beta.

1.5. Doliny rzeczne jako miejsca o wysokiej różnorodności biologicznej

Obszary dolin rzecznych, stanowiące „hotspoty” bioróżnorodności, charakteryzują się dużym bogactwem gatunkowym oraz mozaikową strukturą krajobrazu (Ward et al., 2002; Nobis et al., 2016). Jest to szczególnie dobrze widoczne

na tle przylegających do nich obszarów wysoczyznowych, które zazwyczaj są intensywnie użytkowane rolniczo. Doliny rzeczne charakteryzują się zwykle większym bogactwem gatunkowym, różnorodnością krajobrazu oraz wyższym stopniem naturalności (Nobis et al., 2016).

Niestety, wiele rzek w Europie zostało uregulowanych, a dna ich dolin poddane intensywnemu użytkowaniu rolniczemu i procesom urbanizacji. Doprowadziło to do znacznej degradacji ekosystemów oraz obniżenia ich stopnia naturalności. (Trockner i Stanford, 2002). W związku z tym doliny rzek, które nie zostały przekształcone hydrotechnicznie i zachowały tradycyjny sposób użytkowania, odgrywają szczególną rolę w ochronie różnorodności biologicznej. Na Nizinie Europejskiej obecnie pozostało ich już niewiele, zwłaszcza w przypadku rzek średnich i dużych. Pomimo to wciąż pełnią funkcję ważnych korytarzy ekologicznych i przyczyniają się do zwiększenia różnorodności biologicznej (Czochański i Wiśniewski, 2018). Jednak z tych samych powodów stanowią one jednocześnie atrakcyjne siedliska dla licznych gatunków obcych, co czyni je szczególnie podatnymi na inwazje (np. Pyšek i Prach, 1995). W rezultacie charakteryzują się one także wyjątkowo dużym bogactwem gatunków obcych (Nobis et al., 2016). Współcześnie w Europie Środkowej coraz częściej zaprzestaje się tradycyjnego użytkowania dolin rzecznych (Krysiak et al., 2020; Kolečka, 2021), co sprzyja rozprzestrzenianiu się gatunków inwazyjnych i utrudnia kontrolę tego procesu.

1.6. Nawłóć późna *Solidago gigantea* Aiton jako gatunek inwazyjny

1.6.1. Ogólna charakterystyka gatunku

Nawłóć późna (*Solidago gigantea* Aiton) należy do rodzaju *Solidago* z rodziny astrowatych (Asteraceae). Rodzaj ten obejmuje około 130 taksonów, z których większość pochodzi z Ameryki Północnej (Weber i Jakobs, 2005). Gatunek ten jest byliną (Ryc. 3), o rocznych pędach nadziemnych i trwałych podziemnych kłęczach. Jej pędy osiągają wysokość od 30 do 280 cm, rozgałęziając się tylko w kwiatostanie, który pokrywa średnio jedną trzecią całkowitej wysokości pędu. Łodygi nawłoci późnej są nagie, często fioletowo nabiegłe i pokryte woskowatym, białawym nalotem. Znajdujące się na nich podługzne liście położone są naprzemiennie, osiągając

długość około 80-180 mm i szerokość 10-30mm. Osiągają one największe rozmiary w środkowej części pędów i stają się mniejsze w kierunku wierzchołka oraz w obrębie kwiatostanu. Blaszki liściowe są zazwyczaj nagie od góry i od dołu, ale czasami mogą być owłosione na spodniej stronie liścia. Żyłki liści są pierzaste, z trzema mniej lub bardziej widocznymi żyłkami głównymi. Brzegi liści są słabo lub ostro ząbkowane na całej długości. Wielkość tych ząbków może znacznie się różnić w zależności od populacji (Weber i Jakobs, 2005). Nawłóć późna kwitnie dość późno, przy czym rośliny wyższe kwitną zwykle na koniec lata. Jej kwiatostany tworzą piramidalne wiechy. Charakterystyczną cechą *Solidago gigantea* jest wytwarzanie długich, silnie rozgałęzionych kłaczy, osiagających długość nawet do 90 cm i intensywnie się ukorzeniających. Sam system korzeni i kłaczy może znacznie się różnić stopniem rozbudowania. Bylina ta posiada zdolność do wydajnego rozprzestrzeniania zarówno w sposób wegetatywny, za pomocą rozłogów, jak i generatywny, przy udziale nasion zaopatrzonych w aparat lotny (Weber i Jakobs, 2005). Od blisko spokrewnionej nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis* L. można ją odróżnić m.in. po znacznie dłuższych kłaczach, braku owłosienia łodygi i gęstszej budowie kwiatostanu (Rutkowski, 2022). W naturalnym zasięgu nawłóć późna jest gatunkiem typowo mokradłowym, zasiedlającym torfowiska, bagna i brzegi rzek (Weber i Jakobs, 2005).



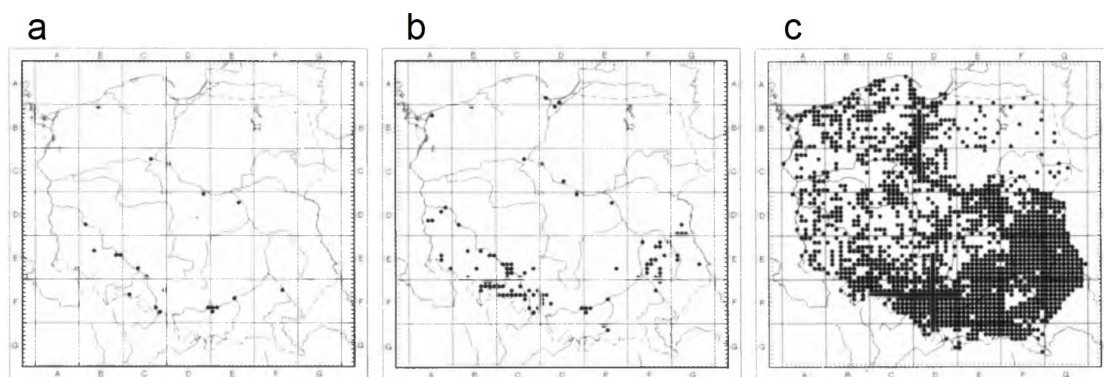
Ryc. 3. Nawłóć późna (*Solidago gigantea*) na stanowisku pod Ulaskami Stamirowskimi w dolinie Pilicy (fot. E. Zaniewska)



Ryc. 4. Liczne kłącza u *Solidago gigantea*, umożliwiające jej wydajny rozrost wegetatywny (fot. E. Zaniewska)

1.6.2. Inwazja nawłoci w Europie i w Polsce

Nawłoc późna została sprowadzona do Europy w XVIII wieku. Jej początek rozprzestrzeniania się w środkowej Europie przypada na XIX wiek (Weber, 1998, Weber i Jakobs, 2005). Po raz pierwszy w Polsce została odnotowana w 1853 roku i od tego czasu systematycznie rozprzestrzenia się (Ryc. 5). Początkowo występowała na rozproszonych stanowiskach w południowej i centralnej części Polski, zwłaszcza w dolinach Wisły i Odry. W połowie XX wieku widoczne były już dwa rejony, gdzie znacznie zwiększyła swoją częstość. Były to Górny Śląsk oraz Lubelszczyzna. Na przełomie XX i XXI wieku, pomimo względnie długiego czasu od początku inwazji, jej rozmieszczenie w kraju nie było równomierne. Najczęściej występowała w południowej i południowo-wschodniej części Polski, a także wzdłuż doliny Wisły. Jednak w północno-wschodniej i miejscami w centralnej Polsce była jedynie rozproszona (Tokarska-Guzik, 2005). W XXI wieku gatunek ten w Polsce wciąż zyskuje wiele nowych stanowisk.



Ryc. 5. Rozprzestrzenianie się *Solidago gigantea* w Polsce: a – rozmieszczenie w 1900 roku, b – rozmieszczenie w 1950 roku, c – rozmieszczenie w 2000 roku (Tokarska-Guzik, 2005)

1.6.3. Preferencje ekologiczne i inwazyjność nawłoci późnej we wtórnym zasięgu w Europie

Pomimo tego, że w pierwotnym zasięgu nawłoc późna jest gatunkiem typowo mokradłowym, w Europie jest zdolna do kolonizacji także mniej wilgotnych siedlisk (Weber i Jakobs, 2005). W środkowej Europie występuje przede wszystkim na żyznych i wilgotnych siedliskach, jak okrajki (*Convolvuletalia*), łąki (*Molinio-Arrhenatheretea*), ale rozprzestrzenia się także w zbiorowiskach zaburzonych z klasy *Artemisietea* (Weber i Jakobs, 2005; Nowak i Kącki, 2009). *Solidago gigantea* w Europie potrafi występować także na siedliskach bardziej suchych (Weber i Jakobs, 2005). Pomimo to rzadko spotykana jest w zbiorowiskach murawowych. Osiąga zwykle większe rozmiary i rośnie gęściej niż w przypadku zasięgu pierwotnego (Jakobs et al., 2004), zwłaszcza na terenach wilgotnych. Na terenach bardziej suchych charakteryzuje się gorszą witalnością i mniejszymi zdolnościami konkurencyjnymi (Botta-Dukát i Dancza, 2001).

W Europie nawłoc późna uznawana jest za gatunek silnie inwazyjny. W Polsce posiada status kenofita i jest traktowana jako gatunek zadomowiony oraz inwazyjny (Tokarska-Guzik et al., 2012). *Solidago gigantea* pełni funkcję inwazyjnego inżyniera ekosystemu, trwale modyfikując warunki glebowe zasiedlanych ekosystemów (Goossens et al., 2024). Jednak jej negatywne oddziaływanie na lokalną różnorodność biologiczną nie zostało jak dotąd dobrze wyjaśnione. W niektórych badaniach wykazano jej negatywny wpływ na bogactwo gatunkowe (Moroń et al., 2019), podczas

gdy w innych (np. Hejda et al., 2009; Scharfy et al., 2009), nie był on istotny. Niewiele badań poświęcono również badaniom tempa jej ekspansji, w tym w płatach różnych zbiorowisk roślinnych, a także efektom, jakie wywiera na zasiedlaną roślinność, np. niewiele wiadomo na temat jej wpływu na proces homogenizacji biotycznej zbiorowisk roślinnych.

2. Cel

Zmiany w strukturze użytkowania krajobrazu, zwłaszcza zarzucenie działalności rolniczej na rozległych obszarach, mogą sprzyjać dalszej ekspansji nawłoci późnej, uznawanej za trwałą i trudny do usunięcia gatunek inwazyjny. Dolina Pilicy stanowi przykład nieuregulowanej nizinnej rzeki Europy Środkowej, na której obszarze obecnie obserwuje się intensywne rozprzestrzenianie *Solidago gigantea*. Występują w jej obrębie zarówno rejony w dużym stopniu opanowane przez ten gatunek, jak i obszary w całości lub częściowo od niego wolne. Dlatego stanowi ona cenny obszar badawczy do analizy przyczyn, mechanizmów oraz skutków rozprzestrzeniania się nawłoci późnej w skali krajobrazu doliny rzecznej.

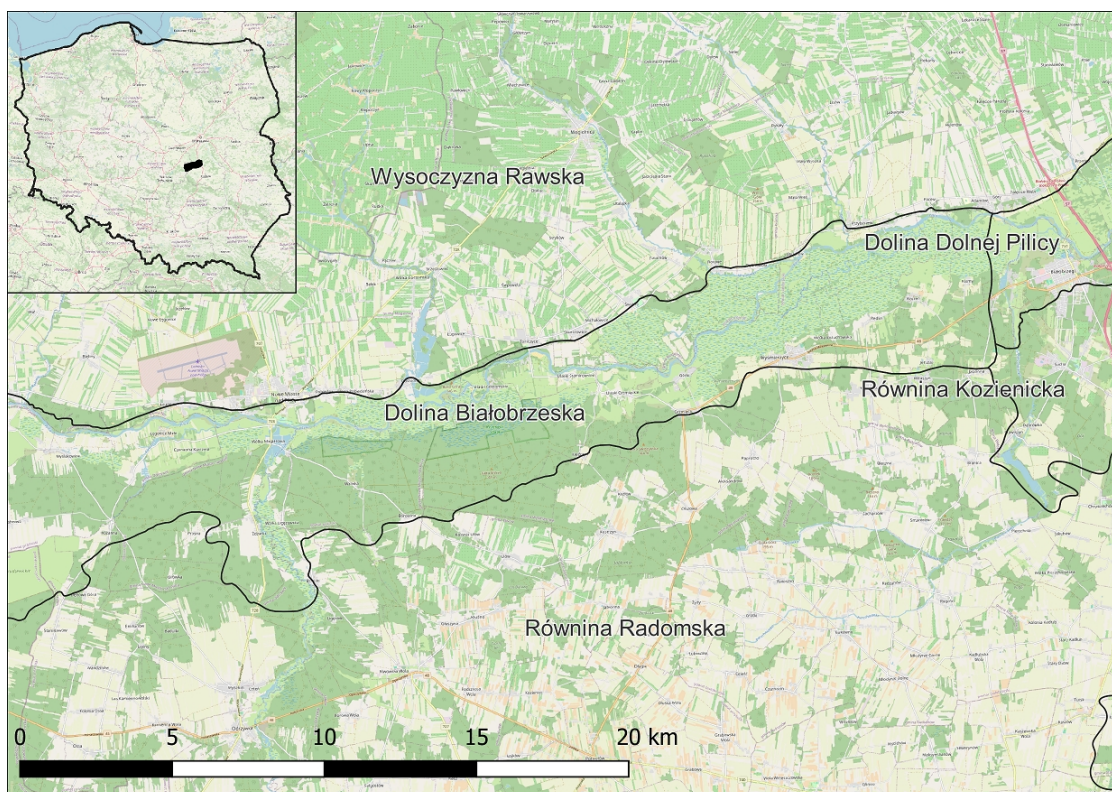
Celem badań było określenie dynamiki i wzorców rozprzestrzeniania się nawłoci późnej *Solidago gigantea* Aiton w krajobrazie doliny rzecznej, a przede wszystkim określenie jej wpływu na roślinność, w tym na proces homogenizacji biotycznej. Dlatego za cele szczegółowe przyjęto:

- określenie dynamiki rozprzestrzeniania się oraz czynników wpływających na obecność i obfitość *Solidago gigantea* w skali krajobrazu doliny rzecznej, na przykładzie badanego fragmentu doliny Pilicy,
- określenie czy obecność *Solidago gigantea* ma wpływ na różnorodność roślinności, w tym na proces homogenizacji biotycznej w wybranych zbiorowiskach roślinnych badanego odcinka doliny Pilicy, reprezentujących główne typy jej ekosystemów nieleśnych,
- określenie wpływu wybranych zmiennych środowiskowych na wybrane wskaźniki efektywności *Solidago gigantea* w zróżnicowanych zbiorowiskach roślinnych, prześledzenie jej tempa rozrostu wegetatywnego, oraz podjęcie próby określenia tego procesu na wskaźniki różnorodności alfa,

3. Metody badań

3.1. Obszar badań

Terenem badawczym był odcinek doliny Pilicy od wsi Domaniewice do miasta Białobrzegi (Ryc. 6). Odcinek ten znajduje się w całości na terenie województwa mazowieckiego (środkowa Polska). Zgodnie z regionalizacją fizyczno-geograficzną (Solon et al., 2018), jego zachodnia część znajduje się na terenie mezoregionu Dolina Białobrzaska (makroregion Wzniesienia Południowomazowieckie), natomiast jego wschodni skraj obejmuje obrzeża mezoregionu Dolina Dolnej Pilicy (makroregion Nizina Środkowomazowiecka). Pilica jest rzeką mającą swój początek na Wyżynie Krajowsko-Częstochowskiej w okolicach wsi Pilica, a ujście do Wisły w okolicy wsi Ostrówek (Jagiello 2013). Teren badań obejmował fragment doliny Pilicy o długości około 35 kilometrów i powierzchni około 145 km². Szerokość doliny w tym rejonie waha się od około 3,0-3,5 km w okolicach Małych Łęgonic i Białobrzegów do około 5 km w okolicach Przybyszewa.



Ryc. 6. Teren badań – odcinek doliny Pilicy pomiędzy Domaniewicami a Białobrzegami w obrębie mezoregionów Dolina Białobrzaska i Dolina Dolnej Pilicy (granice mezoregionów przyjęte za Solonem et al. (2018))

Budowa geologiczna analizowanego odcinka doliny Pilicy charakteryzuje się niewielkim stopniem złożoności. Na badanym terenie przeważają utwory holocenijskie (Różycki, 1972). Są to przede wszystkim piaski rzecznych tarasów zalewowych, a także piaski i mulki (mady) rzeczne tarasów zalewowych. Przeważnie są to piaski średnioziarniste, jednak miejscami pojawiają się piaski gruboziarniste i drobnoziarniste. Lokalnie, zwłaszcza na obrzeżach doliny, pojawiają się torfy, natomiast w południowej części doliny, na piaskach tarasów nadzalewowych, pojawiają się także piaski eoliczne budujące wydmy (Skompski et al., 2013; Makowska i Skompski, 2013). W wielu miejscach zachowały się liczne starorzecza Pilicy, powstałe głównie w późnym wistulianie i holocenie. (Góralczyk et al., 2023).

Dolny bieg Pilicy jest nieuregulowany (Jagiełło, 2013). Obecnie rzeka ta jest klasyfikowana jako kręta z tendencją do meandrowania, posiadająca pozostałości cech koryta roztokowego w postaci odsypów i wysp. Tendencja do zmiany typu jej koryta wynika z wybudowania Zalewu Sulejowskiego, który przyczynił się do odciążenia jej koryta z rumowiska (Jędrzejczyk, 2020). Największym dopływem na badanym odcinku doliny Pilicy jest Drzewiczka, uchodząca do niej koło Nowego Miasta nad Pilicą. Ponadto, do mniejszych cieków uchodzących w tym rejonie należą Kielcznica, uchodząca w Małych Łęgonicach, Mogielanka, uchodząca w miejscowości Osuchów, Rykolanka uchodząca w Przybyszewie oraz Pierzchnia w Białobrzegach.

Średnia roczna temperatura powietrza na obszarze badań w latach 1991–2020 wynosiła około 8,7°C. Średnia temperatura stycznia to –2°C, a lipca 19°C. Średni roczny opad kształtuje się na poziomie około 570 mm, z czego wiosną przypada średnio 135 mm, a latem około 215 mm. Długość okresu wegetacyjnego wynosi około 225 dni (Tomczyk i Bednorz, 2022).

Roślinność dolnej części doliny Pilicy charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem, wynikającym z mozaikowości siedlisk (Soczewka, 1999). W efekcie w bezpośrednim sąsiedztwie często występują tu zarówno zbiorowiska murawowe i kserotermiczne, jak i szuwarowe. W obrębie dolnej części doliny Pilicy stwierdzono występowanie 79 zespołów roślinnych, z czego 23 to zespoły szuwarowe a 15 to zespoły leśne i zaroślowe. Łąki i pastwiska obejmują 12 zespołów roślinnych, natomiast w obrębie zbiorników wodnych odnotowano siedem zespołów roślinności wodnej. Dodatkowo, odnotowano tutaj łącznie siedem zespołów muraw kserotermicznych

i napiaskowych (Soczewka, 1999). Dolna część doliny Pilicy charakteryzuje się dominacją użytkowania rolnego, przede wszystkim kośnego i pastwiskowego (Osuchowska, 1995; Piórkowski, 2002). Do najczęściej występujących zbiorowisk łąkowych należą łąki zmiennowilgotne (*Selino-Molinietum*), śmiałkowe (*Deschampsietum caespitosae*), kłosówkowe (*Holcetum lanati*), świeże (*Arrhanatheretum elatioris* i *Poo-Festucetum rubrae*), a także murawy zawciągowe (*Diantho-Armerietum*) oraz pastwiska (*Lolio-Cynosuretum*). Rozrzucone pomiędzy łąkami starorzecza zajmują zbiorowiska wodne, najczęściej z rzęsą drobną (*Lemnetum minoris*), osoką aloesowatą (*Stratiotetum aloidis*), grążelem żółtym (*Nupharo-Nymphaetum*) i rdestnicą pływającą (*Potamogetonetum natantis*). Przylegające do zbiorników wodnych, nisko położone miejsca, a także innego rodzaju zagłębienia terenowe zajęte są zwykle przez roślinność szuwarową, najczęściej szuwały trzcinowe (*Phragmitetum australis*), tatarakowe (*Acoretum calami*), mannowe (*Glycerietum maximae*), mozgowe (*Phalaridetum arundinaceae*) oraz turzycy zaostrzonej (*Caricetum gracilis*). Zbiorowiska torfowiskowe występują tu rzadko (głównie *Carici-Agrostietum caninae*), podobnie nieczęste są zbiorowiska muraw bliźniczkowych i wrzosowisk. Tereny wypasane charakteryzują się najczęściej występowaniem muraw napiaskowych (*Koelerio-Corynephoretea*). W bezpośrednim sąsiedztwie rzeki rozwijają się zbiorowiska łągów wierzbowo-topolowych (*Salici-Populetum*) oraz wikliny nadrzeczne (*Salicetum traianδρο-viminalis*). W dolinie występują również łągi olszowo-jesionowe (*Fraxino-Alnetum*) i wiązowe (*Fraxino-Ulmetum*), a także olsy (*Ribeso nigri-Alnetum*) i łożowiska (*Salicetum pentandro-cinereae*). Ponadto w dolnej części doliny Pilicy stwierdzono obecność zbiorowisk ruderalnych, wydepczyskowych i porębowych (Osuchowska, 1995).

Na skraju obszaru badań znajduje się rezerwat przyrody Tomczyce, który niegdyś obejmował zróżnicowane zbiorowiska leśne z udziałem gatunków cennych oraz częściowo z kserotermicznym runem (Grabda, 1935; Jakubowska-Gabara, 1976). Obecnie teren ten stanowi mozaikę regenerujących borów mieszanych, grądów i łągów (Kiedrzyński et al., 2011). W południowej części doliny, na terenach leśnych, położony jest także rezerwat przyrody Sokół. Do najważniejszych cennych obiektów na badanym odcinku doliny Pilicy należą stanowisko wiśni karłowatej (*Prunus fruticosa*) na utrwalonej wyspie koło Nowego Miasta nad Pilicą (Osuchowska, 1995), kompleks

olsów na południe od Nowego Miasta nad Pilicą i na wschód od wsi Borowiec (Soczewka, 1999), kompleks zarośli położony na południe od Woli Pobiedzińskiej (Soczewka, 1999), południowe stoki doliny Pilicy z roślinnością kserotermiczną, położone na wschód od Świdna (Olaczek i Tranda, 1990), zakole rzeki Pilicy położone na południowy wschód od Świdna, z bogactwem zbiorowisk roślinnych, stanowiskiem wiśni karłowatej i lepiężnika różowego (Osuchowska, 1995), położony na północ od drogi niewielki kompleks olsu porzeczkowego na zachód od Przybyszewa (Osuchowska, 1995), a także położone na północny-zachód od wsi Korzeń olsy i wilgotne łąki ze stanowiskami storczyków i gnidosza błotnego (Soczewka, 1999) oraz kompleks olsów położony pomiędzy wsiami Fałęcice i Promna ze stanowiskami storczyków i gnidosza błotnego (Soczewka, 1999). Teren badań jest także projektowanym parkiem krajobrazowym „Park Krajobrazowy Dolnej Pilicy” (Chmielewski i Tabor, 2003), a także chroniony jako obszar Natura 2000.

W górę Pilicy, powyżej terenu badań, znajduje się oddany do użytku w 1973 roku Zalew Sulejowski, z którego w szczytowym okresie aż 25% przepływu odbierane było do miasta Łodzi. Do tego spadek położenia ujścia Pilicy do Wisły o ponad dwa metry spowodował, że już w latach 80tych XX wieku szacowany wizualnie spadek poziomu lustra wód gruntowych w niektórych miejscach doliny osiągał wielkość nawet jednego metra (Osuchowska, 1995). Dlatego też procesy zmian w roślinności doliny wywołane spadkiem poziomu wód gruntowych zostały lokalnie nazwane „stepowieniem doliny Pilicy”.

Na przełomie XX i XXI wieku dochodziło do zawalenia się kolejnych mostów łączących położone po północnej stronie Pilicy wsie z rozległymi obszarami łąkowymi, położonymi po południowej stronie rzeki (np. w Wólce Gostomskiej czy Osuchowie). Zjawisko to było jedną z głównych przyczyn zaniechania użytkowania kośnego i pastwiskowego znacznych połączy łąk w obrębie badanego odcinka doliny. Obecnie większość tych mostów została odbudowana, co umożliwiło ponowne podjęcie użytkowania kośnego, a miejscami także pastwiskowego, choć nie we wszystkich rejonach obszaru badań. Najlepiej znanym obiektem, w obrębie którego nie przywrócono gospodarowania na porzuconych łąkach, mimo odbudowy drewnianego mostu, jest tzw. „Dzika Gostomia”, położona na południe od odbudowanego mostu w Gostomii.

Dolny odcinek doliny Pilicy stanowi obszar, w którym obecnie obserwuje się fazę ekspansji nawłoci późnej. Charakterystyczną cechą tego odcinka jest bliskie sąsiedztwo terenów całkowicie pozbawionych nawłoci oraz obszarów, na których gatunek ten osiąga wysokie pokrycie w licznych lokalnych stanowiskach.

3.2. Badania preferencji ekologicznych nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy

3.2.1. Rozprzestrzenianie się *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy

W celu określenia postępu inwazji *Solidago gigantea* na badanym odcinku doliny Pilicy dokonano przeglądu literatury historycznej (Osuchowska, 1995; Soczewka, 1999; Zając i Zając, 2001; Piątkowski et al., 2018) oraz danych GBIF.org (2025), a publikowane stanowiska poddano digitalizacji. Następnym etapem było przygotowanie pokrywającego się z terenem badań fragmentu siatki ATPOL (Zając, 1978) o boku wynoszącym 2 km, obejmującym swoim zasięgiem dolinę Pilicy od Domaniewic do Białobrzegów. Siatka ta wykorzystywana jest często w badaniach regionalnych i lokalnych. Siatkę przygotowano na podstawie ogólnodostępnych plików wektorowych (Komsta, 2016). Rozmieszczenie historycznych stanowisk nawłoci późnej opracowano metodą kartogramu (Faliński, 1990).

Prace terenowe nad współczesnym rozmieszczeniem *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy polegały na poszukiwaniu stanowisk metodą marszrutową (Faliński, 1990). Dane o rozmieszczeniu nawłoci późnej na terenie badań zbierano w latach 2018-2023. W celu lokalizacji odnalezionych stanowisk wykorzystywano odbiornik GPS z oprogramowaniem QField 3 (Społeczność Q Field, 2025). Wszystkie uzyskane dane o współczesnych lokalizacjach *Solidago gigantea* w obrębie badanego odcinka doliny Pilicy opracowano metodą kartogramu (Faliński, 1990). W celu porównania jej występowania z danymi historycznymi również wykorzystano 2 km siatkę ATPOL (Komsta, 2016). Analizy wykonano w oprogramowaniu QGIS 3 (QGIS Core Team, 2025).

3.2.2. Prace przygotowawcze - wybór powierzchni badawczych

Celem prac kameralnych było wyznaczenie dwóch typów kołowych powierzchni badawczych:

- powierzchni krajobrazowych (PK) o areale 10 ha, wyznaczonych w celu przeprowadzenia badań terenowych – kartowania roślinności, użytkowania oraz stanowisk *Solidago gigantea*,
- powierzchni ekosystemowych (PE) o areale 0,1 ha, wyznaczonych w celu przeprowadzenia dalszych analiz po wykonaniu badań terenowych.

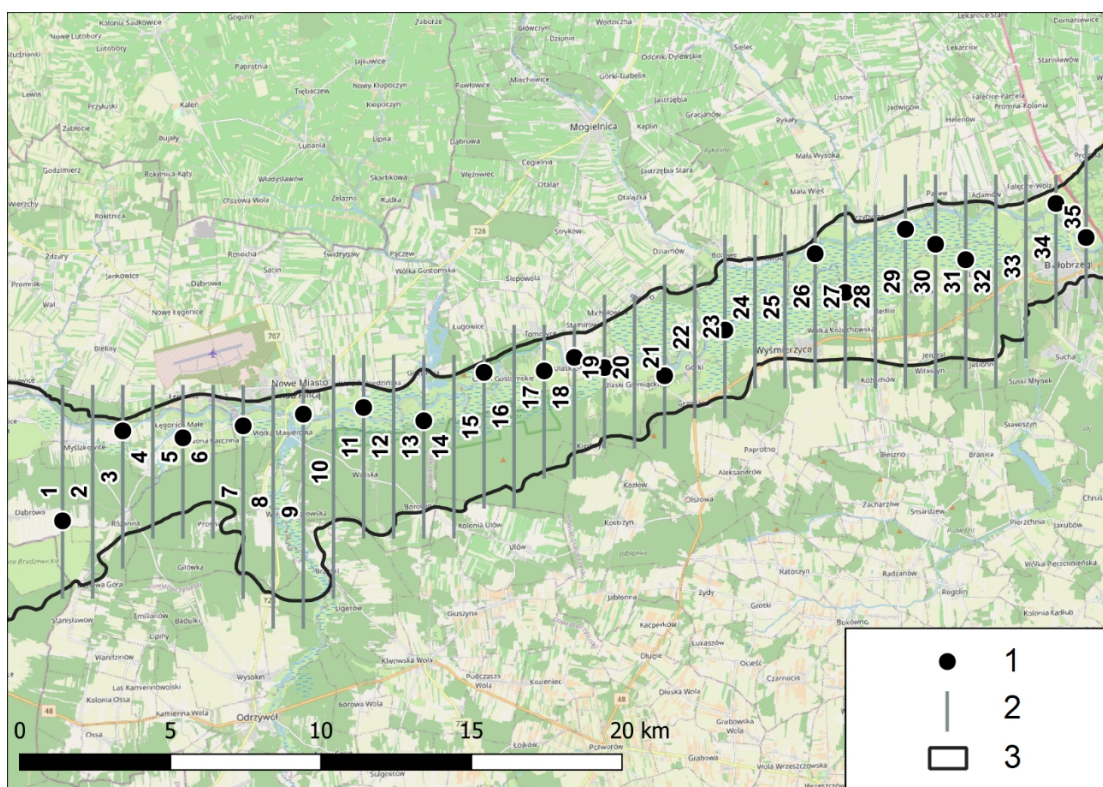
Wyznaczenie powierzchni krajobrazowych (PK)

Wyznaczenie powierzchni krajobrazowych poprzedziło poprowadzenie przez teren doliny Pilicy 35 równoległych linii, oddalonych od siebie o 1 km (Ryc. 7). Następnie spośród nich wylosowano 20, które były podstawą do założenia właściwych powierzchni badawczych. W liniach tych, przy użyciu narzędzia „losowe punkty na liniach”, wylosowano jeden punkt stanowiący środek planowanej powierzchni badawczej. Wokół każdego z tych punktów utworzono bufor (narzędzie geoprocessingu „otoczka”) o promieniu 178,42 m, co pozwoliło na uzyskanie kołowych powierzchni badawczych tzw. powierzchni krajobrazowych o areale 10 ha. Na powierzchniach tych później prowadzono kartowanie zbiorowisk roślinnych oraz odnotowywano stanowiska *Solidago gigantea*. Prace te wykonano w oprogramowaniu QGIS 3 (QGIS Core Team, 2025).

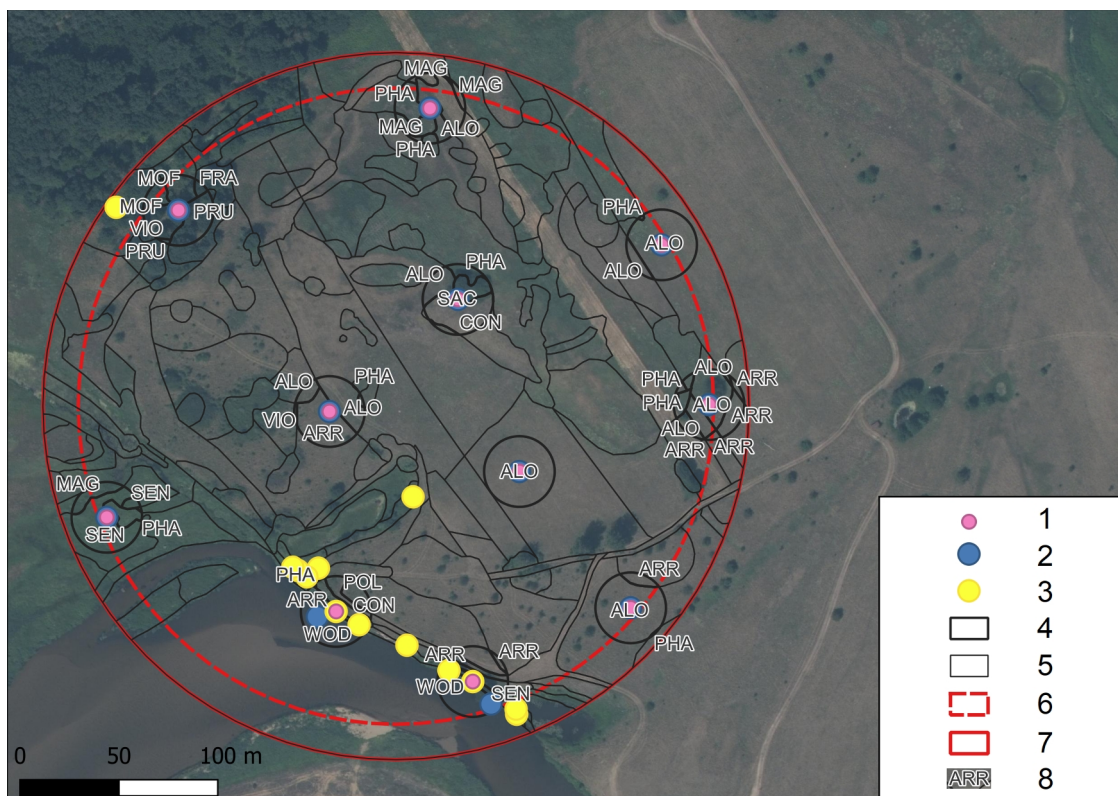
Wyznaczenie powierzchni ekosystemowych (PE)

Po zakończeniu badań terenowych, dla każdego poligonu wyznaczającego 10-hektarową powierzchnię krajobrazową wykonano bufor wewnętrzny o promieniu 17,842 m, w konsekwencji pomniejszając jej areal. Zabieg ten miał na celu wyeliminowanie efektu brzegowego w dalszych analizach. Następnie w obrębie tak wyznaczonych obszarów, losowano po 11 punktów badawczych (narzędzie „losowe punkty w poligonach”), zachowując minimalny odstęp 80 m między punktami. Odległość ta została przyjęta, aby uniknąć nakładania się sąsiadujących 0,1 ha powierzchni oraz uwzględnić możliwe błędy pozycjonowania GPS. Wokół każdego z punktów utworzono bufor o promieniu 17,84 m, wyznaczający kołowe powierzchnie

ekosystemowe o areale 0,1 ha. Powierzchnie bez udziału *Solidago gigantea* traktowano jako kontrolne. W przypadku obecności tego gatunku położenie powierzchni korygowano tak, by jej środek (centroid) odpowiadał lokalizacji najbliższego stanowiska nawłoci późnej. Dzięki temu zapewniono właściwe odwzorowanie warunków środowiskowych stanowisk badanego gatunku. Zastosowany bufor wewnętrzny powierzchni krajobrazowych ograniczył możliwość losowania punktów zbyt blisko ich granic, co mogłoby uniemożliwić pełne obliczenia zmiennych środowiskowych. W rezultacie uzyskano 220 powierzchni ekosystemowych, rozmieszczonych losowo (po 11 na każdej z 20 powierzchni krajobrazowych) i równomiernie reprezentujących badaną próbę (Ryc. 8).



Ryc. 7. Lokalizacje środków powierzchni krajobrazowych w obrębie terenu badań w dolinie Pilicy: 1 – losowane punkty środków powierzchni krajobrazowych, 2 – linie, w obrębie których losowano punkty będące środkami przyszłych, 10 ha powierzchni krajobrazowych, 3 – granice mezoregionów (Solon et al., 2018) obejmujących dolinę Pilicy (podkład: OpenStreetMap)



Ryc. 8. Przykładowa powierzchnia krajobrazowa (10 ha): 1 – ostatecznie przyjęte lokalizacje powierzchni ekosystemowych, 2 – pierwotnie wylosowane lokalizacje powierzchni ekosystemowych, 3 – stanowiska *Solidago gigantea*, 4 – granice płatów roślinności w obrębie 0,1 ha powierzchni ekosystemowych, 5 – granice płatów roślinności, 6 – bufor wewnętrzny powierzchni krajobrazowej, 7 – granica 10 ha powierzchni krajobrazowej, 8 – jednostki roślinności w obrębie powierzchni ekosystemowych (podkład: ortofotomapa z serwisu Geoportal, 2025)

3.2.3. Prace terenowe

Badania terenowe prowadzono w latach 2019-2022. W ramach prac dokonano kartowania roślinności rzeczywistej oraz sposobów użytkowania każdej z 20 powierzchni krajobrazowych o areale 10 ha. . Do lokalizacji w terenie wykorzystano odbiornik GPS z oprogramowaniem QField 3 (Społeczność Q Field, 2025). Jako podstawową jednostkę roślinności przyjęto związek zespołów. W kartowaniu zbiorowisk wykorzystano przede wszystkim klasyfikację roślinności Europy (Mucina et al., 2016). Klasyfikacja ta na poziomie związku zespołów charakteryzuje się większą szczegółowością niż najczęściej wykorzystywany w Polsce system Matuszkiewicza (2008), jednocześnie umożliwiając szybką diagnozę zbiorowisk przejściowych oraz kadłubowych, trudnych do identyfikacji na poziomie zespołu roślinnego. Dodatkowo, zdecydowano się uwzględnić związek *Alopecurion* jako dobrze wyróżniający się

w Polsce typ roślinności łąkowej (Matuszkiewicz, 2008). Klucz do kartowania roślinności doliny Pilicy przedstawiono w Tabeli 1. Klucz do rozróżniania typów zagospodarowania terenu przedstawiono w Tabeli 2.

Prace terenowe prowadzono z wykorzystaniem wydruków map w skali 1:5000, z wykorzystaniem podkładu aktualnych ortofotomap uzyskanych z serwisu Geoportal, (2025), a w wybranych przypadkach także z wykonanych uprzednio nalogów dronem. Przyjęto 0,01 ha jako minimalną powierzchnię wydzielanych płatów zbiorowisk. Równolegle rejestrowano lokalizacje wszystkich napotkanych na powierzchni stanowisk *Solidago gigantea* oraz dokonywano ich pomiaru. W przypadku większych płatów (przekraczających 10 m²) wykonywano pomiar lub szacowano powierzchnię zajęta przez gatunek.

Tabela 1. Klucz do kartowania roślinności na powierzchniach badawczych w dolnej części doliny Pilicy (opracowany na podstawie publikacji Mucina et al., 2016; Matuszkiewicz, 2008; Brzeg i Wojterska, 2001)

Związek zespołów	Skrót	Ppis fizjonomii	Najważniejsze reprezentatywne zbiorowiska lub gatunki roślin na badanym odcinku doliny Pilicy
Zbiorowiska wodne			
<i>Lemnion minoris</i> O. de Bolñs et Masclans 1955	LEM	jednowarstwowe zbiorowiska pleustonowe	zbiorowiska z dominacją <i>Lemna minor</i>
<i>Stratotion</i> Den Hartog et Segal 1964	STR	zbiorowiska makrofitów pływających płytkich wód	zbiorowiska ze <i>Stratiotes aloides</i> czy <i>Hydrocharis morsus-ranae</i>
<i>Potamogetonion</i> Libbert 1931	POT	zbiorowiska roślin zanurzonych	głównie rodzaje <i>Potamogeton</i> i <i>Ceratophyllum</i>
<i>Nymphaeion albae</i> Oberd. 1957	NYM	zbiorowiska roślin o liściach pływających	głównie <i>Nuphar lutea</i>
<i>Hottonion</i> Segal 1964	HOT	zbiorowiska roślin zakorzenionych płytkich zbiorników astatycznych	zbiorowisko z dominacją <i>Hottonia palustris</i>
<i>Batrachion fluitantis</i> Neuhäusl 1959	BAT	zbiorowiska roślin zakorzenionych płytkich wód płynących	głównie gatunki z rodzaju <i>Batrachium</i>
zbiorowiska szuwarowe, namuliskowe i torfowiskowe			
<i>Phragmition communis</i> Koch 1926	PHR	szuwary trawiaste	głównie zbiorowiska z dominacją <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> i <i>Glyceria maxima</i>
<i>Magnocaricion elatae</i> Koch 1926	MAE	szuwary turzyc kępowych	głównie szuwary z <i>Carex elata</i>
<i>Magnocaricion gracilis</i> Géhu 1961	MAG	szuwary turzyc łąkowych	głównie szuwary z <i>Carex gracilis</i>
<i>Carici-Rumicion hydrolapathi</i>	CRU	szuwary obrzeży	zbiorowisko z <i>Alisma plantago-</i>

Passarge 1964		dolinowych zbiorników wodnych	<i>aquatica</i>
<i>Phalaridion arundinaceae</i> Kopecký 1961	PHA	szuwały mozgi trzcinowatej	głównie <i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Glycerio-Sparganion</i> Br.-Bl. et Sissingh in Boer 1942	GLY	szuwały wód płynących i płytkich wód stojących	Szuwały brzegu rzeki zwłaszcza z udziałem <i>Sparganium</i> i <i>Mentha</i>
<i>Bidenton tripartitae</i> Nordhagen ex Klika et Hadač 1944	BID	letnie, zbiorowiska namuliskowe miejsc okresowo zalewanych	zbiorowiska m.in. z <i>Bidens tripartita</i>
<i>Eleocharition soloniensis</i> Philippi 1968	ELE	letnie, pionierskie zbiorowiska namuliskowe miejsc okresowo zalewanych	zbiorowiska m.in. z <i>Cyperus fuscus</i>
<i>Caricion fuscae</i> Koch 1926	CAR	kwaśne, niskoturzycowe młaki	zbiorowiska z dominacją <i>Carex nigra</i> , <i>Agrostis canina</i> , <i>Comarum palustre</i> , bez wyraźnej domieszki gatunków łąkowych
zbiorowiska łąkowe, pastwiskowe, ziołoroślowe, okrajkowe i wydepczyskowe			
<i>Arrhenatherion elatioris</i> Luquet 1926	ARR	zbiorowiska łąk świeżych	świeże łąki z udziałem <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Festuca rubra</i> , w dolinie Pilicy często z domieszką gatunków murawowych
<i>Cynosurion cristati</i> Tx. 1947	CYN	zbiorowiska pastwisk siedlisk świeżych	świeże zgryzane zbiorowiska z gatunkami łąk świeżych, dużym udziałem <i>Bellis perennis</i> , <i>Trifolium repens</i> i domieszką <i>Cynosurus cristatus</i>
<i>Molinion caeruleae</i> Koch 1926	MOL	łąki zmiennowilgotne	bogate gatunkowo łąki lokalnie z dużym udziałem <i>Betonica officinalis</i> , <i>Succisa pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> i <i>Molinia caerulea</i>
<i>Calthion palustris</i> Tx. 1937	CAL	łąki mokre	wilgotne łąki z <i>Caltha palustris</i> , <i>Ranunculus repens</i> i <i>Carex nigra</i>
<i>Alopecurion pratensis</i> Pass. 1964	ALO	ubogie gatunkowo łąki w dolinach średnich i dużych rzek	łąki nadrzeczne z dominacją <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Holcus mollis</i> i <i>Deschampsia caespitosa</i> , czasem podsiewane np. <i>Lolium multiflorum</i>
<i>Veronico longifoliae-Lysimachion vulgaris</i> (Passarge 1977) Bal.-Tul. 1981	VER	wilgotne ziołorośla w dolinach większych rzek	zbiorowiska z udziałem <i>Filipendula ulmaria</i> i <i>Veronica longifolia</i>
<i>Filipendulion ulmariae</i> Segal ex Westhoff et DenHeld 1969	FIL	wilgotne ziołorośla w dolinach mniejszych cieków	zbiorowiska z dominacją <i>Filipendula ulmaria</i>
<i>Potentillion anserinae</i> Tx. 1947	POA	wilgotne murawy zalewowe z niską roślinnością	niskie zbiorowiska pionierskie lub pastwiskowe z dominacją <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Alopecurus geniculatus</i> , <i>Potentilla anserina</i> , <i>Potentilla reptans</i> , <i>Ranunculus repens</i> etc.
<i>Trifolion medii</i> T.Müller 1962	TRI	mezofilne zbiorowiska okrajkowe	zbiorowiska z dominacją <i>Trifolium medium</i> i domieszką innych

			gatunków okrajkowych
<i>Polygono-Coronopodion</i> Sissingh 1969	POL	wydepczyska	niskie zbiorowiska z dominacją <i>Lolium perenne</i> , <i>Poa annua</i> , <i>Plantago major</i> etc., w obrębie ścieżek i dróg gruntowych
zbiorowiska murawowe, psiary i wrzosowiska			
<i>Corynephorion canescentis</i> Klika 1931	COR	niskie murawy na ubogich siedliskach piaszczystych	zbiorowiska z dominacją <i>Corynephorus canescens</i> lub porostów, głównie z rodzaju <i>Cladonia</i>
<i>Koelerion glaucae</i> Volk 1931	KOE	niskie murawy na nieco bardziej bogatych siedliskach piaszczystych	zbiorowiska z dominacją <i>Festuca trachyphylla</i> oraz obecnością gatunków ciepłolubnych, jak <i>Potentilla arenaria</i> , <i>Dianthus carthusianorum</i> , <i>Silene otites</i> czy <i>Veronica spicata</i>
<i>Armerion elongatae</i> Pötsch 1962	ARM	zwarte murawy zawciągowe	zbiorowiska z dużym udziałem <i>Festuca rubra</i> , <i>Festuca trachyphylla</i> , <i>Dianthus deltoides</i> czy <i>Armeria maritima</i>
<i>Violion caninae</i> Schwickerath 1944	VIO	murawy bliźniczkowe na niżu	zbiorowiska łąkowo-murawowe z dominacją <i>Nardus stricta</i> , miejscami także <i>Danthonia decumbens</i>
<i>Calluno-Genistion pilosae</i> P. Duvigneaud 1945	CAG	wrzosowiska niżowe	zbiorowiska z dominacją <i>Calluna vulgaris</i>
zbiorowiska ruderalne i porębowe			
<i>Dauco-Melilotion</i> Görs ex Rostański et Gutte 1971	DAU	zbiorowiska bylin ruderalnych, zwykle azotolubnych,	zbiorowiska zwykle z dużym udziałem <i>Artemisia vulgaris</i> i <i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Convolvulo arvensis-Agropyron repentis</i> Görs 1967	CON	półruderalne zbiorowiska łąkowe	zbiorowiska nadrzeczne lub porolne, z dominacją <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Carex hirta</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Elymus repens</i> , <i>Poa angustifolia</i>
<i>Sisymbrium officinalis</i> Tx. et al. ex von Rochow 1951	SIS	zbiorowiska ruderalne piaszczystych miejsc zaburzonych	zbiorowiska piaszczyste z <i>Bromus tectorum</i>
<i>Epilobion angustifolii</i> Oberd. 1957	EPI	półruderalne, oligotroficzne ziołorośla porębowe	zbiorowiska zaburzone z <i>Chamenerion angustifolium</i>
<i>Aegopodion podagrariae</i> Tx. 1967 nom. conserv. propos.	AEG	półruderalne zbiorowiska okrajkowe w miejscach prześwieconych	zbiorowiska zwłaszcza z dominacją <i>Aegopodium podagraria</i>
<i>Arction lappae</i> Tx. 1937	ARC	ruderalne zbiorowiska okrajkowe	zbiorowiska ruderalne z dominacją wysokich bylin, w tym z rodzaju <i>Arctium</i> , czy <i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Geo urbani-Alliarion officinalis</i> Lohmeyer et Oberd. in Görs et T.Müller 1969	GEO	półruderalne zbiorowiska okrajkowe w miejscach cienistych	zbiorowiska zwłaszcza z dominacją <i>Alliaria petiolata</i>
<i>Senecionion fluviatilis</i> Tx. ex Moor 1958	SEN	nadrzeczne zbiorowiska welonowe	zbiorowiska głównie z <i>Calystegia sepium</i> , <i>Cuscuta europaea</i> , <i>Rubus caesius</i> i <i>Urtica dioica</i> , często z domieszką <i>Phalaris arundinacea</i>

zbiorowiska segetalne			
<i>Scleranthion annui</i> (Kruseman et Vlieger 1939) Sissingh in Westhoff et al. 1946	SCL	zbiorowiska chwastów zbóż na glebach ubogich	zbiorowiska upraw zbożowych głównie z <i>Apera spica-venti</i>
<i>Oxalidion europaeae</i> Passarge 1978	OXA	zbiorowiska chwastów upraw okopowych na glebach niezbyt żyznych	zbiorowiska z <i>Echinochloa crus-gali</i> , <i>Setaria viridis</i> etc
zbiorowiska zaroślowe i leśne			
<i>Alnion glutinosae</i> Malcuit 1929	ALG	olsy - kępowe lasy bagienne	kępowe lasy bagienne z <i>Alnus glutinosa</i>
<i>Salicion cinereae</i> T. Müller et Görs ex Passarge 1961	SAC	łozowiska - zarośla wierzbowe w miejscach wilgotnych i mokrych	zbiorowiska z <i>Salix cinerea</i> w miejscach wilgotnych i mokrych
<i>Alnion incanae</i> Pawłowski et al. 1928	ALI	łęgi olszowo-jesionowe	wilgotne, nadrzeczne lasy liściaste bez struktury kępkowej, z dominacją <i>Alnus glutinosa</i> , często pochodzenia sukcesyjnego
<i>Fraxino-Quercion roboris</i> Passarge 1968	FRA	łęgi wiązowe	wilgotne, nadrzeczne lasy liściaste z <i>Quercus robur</i> , <i>Alnus glutinosa</i> i gatunkami z rodzaju <i>Ulmus</i>
<i>Salicion albae</i> Soó 1951	SAA	łęgi wierzbowo-topolowe	nadrzeczne lasy z dominacją gatunków z rodzaju <i>Populus</i> i <i>Salix</i>
<i>Salicion triandrae</i> T. Müller et Görs 1958	SAT	wikliny nadrzeczne	nadrzeczne zarośla zbudowane przez krzewiaste gatunki z rodzaju <i>Salix</i>
<i>Urtico-Crataegion</i> Passarge et G. Hofmann 1968	URT	czyżnie i zarośla z dereniem świdwą	mezofilne zarośla z <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Euonymus europaeus</i> czy <i>Sambucus nigra</i> , często z domieszką <i>Prunus padus</i>
<i>Pruno-Rubion radulae</i> Weber 1974	PRU	jeżyniska	zarośla z różnymi gatunkami z rodzaju <i>Rubus</i> (gł. <i>Rubus plicatus</i>), czasem także z dużym udziałem <i>Frangula alnus</i>
<i>Molinio-Frangulion</i> Passarge in Passarge et G. Hofmann 1968	MOF	zarośla brzoźowo-osikowe	zarośla i zadrzewienia z udziałem <i>Betula pendula</i> i <i>Populus tremula</i>
<i>Chelidonio-Acerion negundo</i> L. Ishbirdin et A. Ishbirdin 1989	CHE	zarośla i zadrzewienia z klonem jesionolistnym	zarośla i zadrzewienia z dominacją <i>Acer negundo</i> , czasem też domieszką <i>Fraxinus pennsylvanica</i>
<i>Dicrano-Pinion sylvestris</i> (Libbert 1933) W. Matuszkiewicz 1962 nom. conserv. propos.	DIC	las sosnowe	zadrzewienia i lasy sosnowe z gatunkami borowymi
brak roślinności			
-	BRA	brak roślinności, np. drogi asfaltowe	brak
-	WOD	brak roślinności, wody płynące o piaszczystym dnie	brak

Tabela 2. Klucz do form użytkowania terenu przyjęty w kartowaniu roślinności na powierzchniach badawczych w dolnej części doliny Pilicy

Intensywność użytkowania			regularnie użytkowane	rzadko, nieregularnie użytkowane lub niedawno porzucone	zarzucone od co najmniej kilku lat	zarzucone dawno temu lub trwale nieużytkowane
	kod		U	R	Z	N
dominujący sposób użytkowania		Charakterystyczne elementy fizjonomii	Widoczne ślady użytkowania, równa ruń, ślady maszyn lub obecności zwierząt gospodarskich	brak wyraźnych śladów użytkowania, ruń zaniedbana, nierówna	brak śladów użytkowania, obecność nalotu drzew i krzewów przekraczających 0,5 m wysokości	brak śladów użytkowania, trwale nieużytki, często zakrzaczenia i zadrzewienia
ornie	O	bezpośrednie zaburzenia gleby (pola, uprawy krzewów owocowych)	OU	OR	OZ	NN
łąkowe	L	równa ruń, ślady pokosów	LU	LR	LZ	NN
pastwiska	P	nierówna, często niska ruń, odchody zwierząt gospodarskich	PU	PR	PZ	NN
wydeptywanie (w tym z ruchem kołowym)	W	ścieżki i drogi gruntowe	WU	WR	WZ	NN

3.2.4. Opracowanie danych i analizy przestrzenne

Analiza danych dla powierzchni krajobrazowych

Zebrane w terenie dane o rozmieszczeniu zbiorowisk roślinnych i ich sposobie zagospodarowania oraz rozmieszczeniu i wielkości stanowisk *Solidago gigantea* zdigitalizowano do formatu shp (ang. shapefile) w układzie odniesienia PUWG92, w oprogramowaniu QGIS 3 (QGIS Core Team, 2025).

Dla środków każdej z 220 powierzchni ekosystemowych, z wykorzystaniem ortofotomap i pomocniczo mapy topograficznej w skali 1:10000, obliczono wskaźniki krajobrazowe. Były to odległość od najbliższego obszaru z wodą, tj. rowu, zbiornika wodnego lub rzeki Pilicy, odległość od najbliższej drogi, oraz odległość od najbliższej drogi utwardzonej. Ze względu na zróżnicowanie zasiedlenia nawłoci w obrębie doliny Pilicy, obliczono również dwa wskaźniki, które potencjalnie mogą mieć związek z rozprzestrzenianiem się tego gatunku na terenie badań. Były to odległość od brzegu

rzeki Pilicy oraz odległość od krawędzi doliny Pilicy, zdefiniowanej przez Solona et al. (2018).

Do analiz morfometrycznych w obrębie badanych stanowisk wykorzystano numeryczny model terenu (Geoportal, 2025). Przyjęto w tym celu model KRON (rozdzielczość 1 m, błąd wysokości 0,15 m). Na jego podstawie, dla wszystkich 20 powierzchni krajobrazowych i rozmieszczonych w ich obrębie 220 powierzchni ekosystemowych, obliczono następujące parametry morfometryczne:

- „Indeks pozycji topograficznej” (Topographical Position Index, TPI). Indeks ten porównuje wysokość danego punktu z wysokościami w jego sąsiedztwie (Weiss, 2001). Dlatego wyższe wartości tego indeksu wskazują na punkty położone wyżej niż ich sąsiedztwo, natomiast wartości ujemne na niższe położenia. Z kolei tereny płaskie oraz równe stoki charakteryzują się poprzez wartości bliskie zeru. Przyjęto dwie długości promienia w obliczeniach TPI, wynoszące odpowiednio 25 i 100 m. Wielkości te są uważane za odpowiednie do badań ekologicznych.
- „Indeks chropowatości terenu” (Topographical Ruggedness Index, TRI). Indeks ten bazuje na różnicach wysokości pomiędzy sąsiadującymi pikselami numerycznego modelu terenu (Riley et al., 1999). Z tego powodu im wyższa jest jego wartość, tym bardziej zróżnicowana (nierówna) jest powierzchnia terenu na analizowanym obszarze. Oprócz lokalnego zróżnicowania powierzchni terenu, wskaźnik ten opisuje pośrednio także zróżnicowanie jego wilgotności, przez co może być wykorzystywany do określania podatności terenu na inwazję gatunków obcych (Mkungo et al., 2023). Obliczono dwa zestawy TRI, dla długości promienia 5 i 50 m. Wielkości te są nieco mniejsze niż w przypadku TPI, ponieważ dążono do uzyskania wartości uwzględniających przede wszystkim lokalne zróżnicowanie chropowatości terenu, w obrębie powierzchni próbnych oraz ich najbliższego sąsiedztwa.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem oprogramowania SAGA GIS 7 (SAGA, 2025), Średnią wartość wskaźników TPI i TRI dla 0,1 ha powierzchni ekosystemowych odczytano z wykorzystaniem narzędzia „statystyki strefowe”.

Dla każdej 0,1 ha powierzchni ekosystemowej odczytano łączne pokrycie nawłoci późnej, które przyjęto jako zmienną objaśnianą.

3.2.5. Analiza statystyczna

Ze względu na fakt, że znaczna liczba zmiennych objaśniających opisujących udziały pokrycia terenu przez przyjęte kategorie roślinności dotyczyła rzadkich rodzajów roślinności, ich udział dla poszczególnych stanowisk przeważnie osiągał wartość „0”. Dlatego zdecydowano się na wtórne połączenie niektórych kategorii udziału roślinności w jednostki zbiorcze. Podobnie scalono kategorie intensywności zagospodarowania, przyjmując podział na trzy kategorie: zagospodarowane lub nieregularnie użytkowane lub świeżo porzucone, dawno porzucone i nieużytkowane, a także użytkowane jezdnie lub wydeptywane. Ze względu na wysokie wzajemne korelacje w obrębie sposobów i intensywności użytkowania ($r > 0,7$), jako zmienne wykorzystano jedynie te o zbiorczym udziale powierzchni użytkowanych lub niedawno porzuconych (UZYT) oraz użytkowaniu jezdnym lub wydeptywaniu (W). Pomimo wysokich korelacji Pearsona ($r \geq 0,7$) pomiędzy parami wskaźników TRI ($r = 0,74$) i TPI ($r = 0,71$), pozostawiono je do dalszych analiz. Ostatecznie przyjęte zmienne przedstawiono w Tabeli 3.

Tabela 3. Zmienne objaśniane i objaśniające ostatecznie wykorzystane w analizie preferencji ekologicznych nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy (N=220)

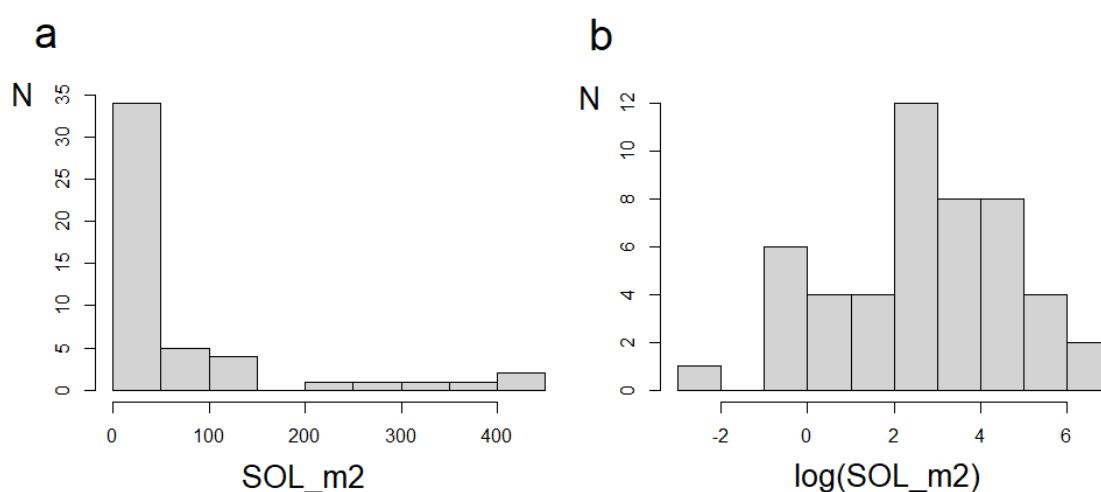
Nazwa	skrót	średnia	SD	min	max
zmienne objaśniane					
powierzchnia zajęta przez <i>Solidago gigantea</i>	S_gigantea_m2	14,9	58,7	0,0	410,0
obecność <i>Solidago gigantea</i>	S_gigantea_01	0,2	0,4	0,0	1,0
zmienne objaśniające					
odległość od brzegu rzeki Pilicy	PILICA	557,1	721,7	2,0	3296,0
odległość od terenów wysoczyznowych	WYSOCZ	1053,6	496,9	194,2	2100,1
odległość od dróg utwardzonych	DRO_UTW	471,4	432,8	2,4	1603,8
odległość od dróg	DROGI	75,1	62,6	0,0	299,0
odległość od wód (rzeka, zbiorniki, rowy)	WODA	119,3	105,4	0,0	482,0
udział zbiorowisk okrajowych	OKRA	0,030	0,110	0,000	0,840
udział zbiorowisk ruderalnych	RUDE	0,110	0,240	0,000	1,000
udział zbiorowisk murawowych	MURA	0,090	0,220	0,000	1,000
udział łągów wiązkowych i jesionowych	LEGI	0,020	0,100	0,000	0,960
udział zbiorowisk olsowych	OLSY	0,010	0,060	0,000	0,510
udział zbiorowisk szuwarów trawiastych i zbiorowisk wodnych	SZ_WO	0,040	0,140	0,000	1,000
udział turzycowisk	TURZ	0,050	0,170	0,000	1,000
udział zbiorowisk segetalnych	POLA	0,050	0,180	0,000	1,000
udział zbiorowisk zaroślowych	ZARO	0,050	0,160	0,000	1,000
udział łągów wierzbowych i wiklin nadrzecznych	WIER	0,010	0,040	0,000	0,420
udział wydepczyisk i dróg utwardzonych	DROG	0,020	0,070	0,000	0,620
udział łąk mokrych	L_MO	0,050	0,170	0,000	1,000

udział łąk świeżych i pastwisk	L_SW	0,180	0,300	0,000	1,000
udział łąk cennych (zmiennowilgotnych i psiar)	L_CE	0,050	0,150	0,000	1,000
udział łąk wyczyńcowych	L_WY	0,230	0,350	0,000	1,000
udział borów sosnowych	BORY	0,010	0,070	0,000	0,580
„Indeks pozycji topograficznej” (promień 100m)	TPI_100	0,030	0,190	-0,630	0,640
„Indeks pozycji topograficznej” (promień 25m)	TPI_25	0,010	0,060	-0,240	0,320
„Indeks chropowatości terenu” (promień 50m)	TRI_50	0,290	0,180	0,080	1,060
„Indeks chropowatości terenu” (promień 5m)	TRI_5	0,090	0,060	0,030	0,430
udział powierzchni użytkowanych rolnie lub niedawno porzuconych	UZYT	0,730	0,370	0,000	1,000
udział powierzchni użytkowanych jako drogi lub ścieżki	WYDE	0,030	0,080	0,000	0,690

Zmienne obejmujące proporcje (udział na areale 0,1 ha powierzchni ekosystemowych) poddano transformacji arcsin (pierwiastek kwadratowy) w celu ich normalizacji przed wykonaniem dalszych analiz. Kolejnym etapem była standaryzacja zmiennych objaśniających metodą z-score (średnia = 0, odchylenie = 1). Wyjątkiem była zmienna numer powierzchni krajobrazowej (NR_POW), której nadano kategorię „factor”. Zależności pomiędzy występowaniem nawłoci a zmiennymi środowiskowymi określono z wykorzystaniem modeli mieszanych, z wykorzystaniem pakietu lme4 (Bates et al., 2015) w R (R Core Team, 2025). Ze względu na wysoki udział zer dla zmiennych objaśnianych (Martin et al., 2005), związany z niewielkim udziałem stanowisk zasiedlonych przez *Solidago gigantea*, analizy podzielono na dwa etapy.

Pierwszym etapem było modelowanie całości danych z wykorzystaniem danych o obecności nawłoci (zmienna binarna). Dla powyższego zestawu obliczono najpierw uogólniony liniowy model mieszany (generalized linear mixed model, GLMM) dla wszystkich zmiennych objaśniających. Jako funkcję łączącą użyto „logit”. Zmienna NR_POW stanowiła w nim „efekt losowy”, czyli służyła do określenia wpływu powierzchni krajobrazowej na uzyskany wynik. W procedurze wyboru najlepszego modelu zastosowano metodę eliminacji wstecznej (ang. backward elimination). Dla pierwszego modelu obliczono wartość kryterium informacyjnego Akaike (AIC) oraz skorygowaną wartość AIC – AICc. Następnie zbudowano kolejny model, po usunięciu jednej zmiennej z najwyższą wartością „p” i ponownie obliczono wartość AIC. Procedurę tę powtarzano, aż do ustalenia modelu z najniższą wartością AICc, który przyjęto jako model ostateczny.

Drugą grupą modeli były liniowe modele mieszane (LMM), obliczone jedynie dla tych powierzchni ekosystemowych, w obrębie których odnotowano nawłóć poźną (49 z 220). Jako zmienną objaśnianą wykorzystano pokrycie przez *Solidago gigantea*. Ponieważ zmienna ta (Ryc. 9a) charakteryzowała się rozkładem dalekim od normalnego (Shapiro-Wilk test $p < 0,001$), przed wykonaniem analiz poddano ją transformacji logarytmicznej. Zmienna ta po transformacji (Ryc. 9b) spełniała warunki dla rozkładu normalnego (Shapiro-Wilk test $p = 0,301$). Obliczono liniowy model mieszany (LMM) dla wszystkich zmiennych objaśniających, przy czym zmienną NR_POW również potraktowano jako „efekt losowy”, a dla uzyskanego modelu obliczono wartość AIC. Ze względu na niewielką liczbę prób obliczono również skorygowaną wartość AIC – AICc, która jest bardziej restrykcyjna i tym samym lepiej nadaje się do oceny złożoności modeli o mniejszej liczbie prób. Następnie usuwano z modelu kolejno po jednej zmiennej objaśniającej z najwyższą wartością „p” i ponownie obliczono jego wartości AIC i AICc, aż do uzyskania modeli z najniższymi ich wartościami. Model z najniższą wartością AICc przyjęto jako model ostateczny.



Ryc. 9. Histogramy dla powierzchni nawłoci na 49 stanowiskach badawczych w dolinie Pilicy przed (a) i po (b) wykonaniu transformacji logarytmicznej

3.3. Wpływ nawłoci późnej na różnorodność roślinności doliny Pilicy

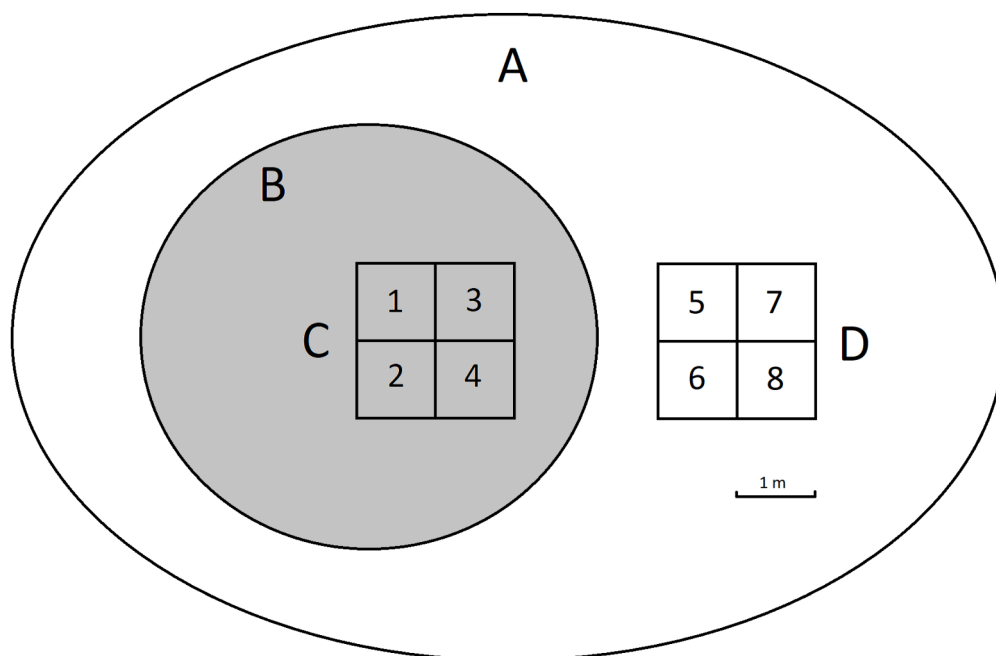
3.3.1. Prace przygotowawcze

Ze względu na niedostatek szczegółowych danych o rozmieszczeniu nawłoci późnej na badanym odcinku doliny Pilicy (od Domaniewic do Białobrzegów), wybór stanowisk badawczych wykonany został na podstawie samodzielnego rozpoznania terenowego, a także materiałów własnych autorki. Na początku sezonu wegetacyjnego 2018 i 2020 roku dokonano wizji terenowej badanego odcinka doliny w celu identyfikacji jak największej liczby lokalizacji *Solidago gigantea*, a także wstępnego rozpoznania ich powierzchni. Stanowiska te inwentaryzowano za pomocą odbiornika GPS, a także określano przynależność fitosocjologiczną i sposób użytkowania roślinności, w obrębie której się znajdują. Następnie dane te opracowano w oprogramowaniu QGIS 3 (QGIS Core Team 2025). Dzięki temu możliwy był wybór stanowisk nawłoci do dalszych badań. Przyjęto podział stanowisk badawczych na reprezentujący cztery główne typy roślinności nieleśnej doliny Pilicy, w których regularnie występowały stanowiska *Solidago gigantea*. Były to: niżowe łąki (*Molinio-Arrhenatheretea*), murawy napiaskowe (*Koelerio-Coryneporetea*), półnaturalne zbiorowiska okrajków nadrzecznych (*Convolvuletalia sepium*) oraz ciepłolubne, ruderalne zbiorowiska porzuconych pól uprawnych (*Artemisietea*). Dla każdego z powyższych typów roślinności wybrano po 10 stanowisk badawczych, w których płyty nawłoci późnej osiągały powierzchnię ponad 20m².

3.3.2. Prace terenowe

Prace terenowe wykonano w sezonie wegetacyjnym 2020 roku. Badania przeprowadzono łącznie w 40 płatach roślinności, czyli po 10 na każdy przyjęty typ, tj. niżowe łąki (*Molinio-Arrhenatheretea*), murawy napiaskowe (*Koelerio-Coryneporetea*), półnaturalne zbiorowiska okrajków nadrzecznych (*Convolvuletalia sepium*) oraz ciepłolubne, ruderalne zbiorowiska porzuconych pól uprawnych (*Artemisietea*). Na każdym stanowisku badawczym założono parę bloków poletek, z których pierwszy zlokalizowany był w części płatu zajętej przez nawłóć (w odległości co najmniej 1 m od brzegu stanowiska nawłoci), a drugi w części płatu jej pozbawionej (w odległości 1 m od brzegu stanowiska nawłoci). Każdy blok składał się z czterech

przylegających do siebie poletek o wymiarach 1x1 m (Ryc. 10). Sumarycznie, zinwentaryzowano 320 poletek w obrębie 80 bloków znajdujących się na 40 stanowiskach. Celem zastosowania takiej procedury było wykonanie badań porównawczych w obrębie jak najbardziej jednolitych warunków siedliskowych dla każdego stanowiska, a tym samym z możliwością zastosowania podejścia zamiany czasu przestrzeni, tzw. „space for time approach” (np. Hejda et al., 2009; Diekmann et al., 2016; Kiełtyk i Delimat, 2019). W obrębie każdego z poletek badawczych szacowano pokrycie każdego z odnotowanych gatunków roślin naczyniowych, mchów i porostów, z wykorzystaniem skali procentowej.



Ryc. 10. Schemat badań nad wpływem nawłoci na różnorodność alfa i beta wybranych typów zbiorowisk roślinnych doliny Pilicy: A – płat zbiorowiska roślinnego, B – część płatu zajęta przez *Solidago gigantea*, C – blok poletek badawczych zlokalizowany w części zajętej przez nawłoc, D – blok poletek w części płatu nie zajętej przez nawłoc, 1-4 – poletka badawcze zlokalizowane w części powierzchni zajętej przez nawłoc, 5-8 – poletka badawcze zlokalizowane w części powierzchni nie zajętej przez nawłoc.

3.3.3. Opracowanie danych

Ze względu na jedynie sporadyczne występowanie warstwy krzewów, pomimo jej notowania nie była ona brana pod uwagę na dalszych etapach analiz. Jest to

standardowa procedura w tego typu badaniach (Hejda et al., 2009). Ponieważ obecność *Solidago gigantea* była traktowana jako zmienna różnicująca dwa bloki poletek, została ona pominięta na dalszych etapach analiz. Zabieg ten wykonano w celu uzyskania informacji o zmianach, jakie nastąpiły w roślinności rodzimej po wystąpieniu inwazji (Scharfy et al., 2009; Kiełtyk i Delimat, 2019).

3.3.4. Analiza statystyczna

Ze względu na fakt, że rozkłady wskaźników różnorodności biologicznej często odbiegają od normalnych (Kiełtyk i Delimat, 2019), w celu ich porównania zalecane jest wykorzystywanie testów nieparametrycznych (Diekmann et al., 2016).

Różnorodność alfa

Dla każdego 1 m² poletki badawczego obliczono wskaźnik bogactwa gatunkowego (Taxa_S). Wartości pokrycia poszczególnych gatunków wykorzystano do obliczeń wskaźnika różnorodności H' Shannona i wskaźnika równomierności J , czyli wskaźnika Pieloua. Wszystkie trzy wskaźniki posłużyły jako miary różnorodności alfa (Magurran, 2004). Uzyskane ich wartości zostały uśrednione w obrębie każdego z 80 bloków. Następnie dokonano ich porównania z wykorzystaniem nieparametrycznego testu Wilcoxa dla par, osobno dla każdego typu roślinności, w celu uzyskania wyników dla najmniejszej, synuzjalnej skali przestrzennej (1 m²).

Kolejnym etapem było uśrednienie pokryć w obrębie każdego z 4m² bloku. Dzięki czterokrotnie większej powierzchni dalszym analizom poddano próby o znacznie dłuższych listach gatunków. Następnie ponownie obliczono wskaźniki bogactwa gatunkowego, różnorodności H' Shannona i równomierności J Pieloua. Uzyskane wyniki również porównano za pomocą testu Wilcoxa dla par, osobno dla każdego z czterech typów roślinności w skali zbiorowiska roślinnego. Ostatnie porównanie wykonano dla wszystkich typów roślinności łącznie w celu określenia różnic w różnorodności alfa na poziomie krajobrazu.

Różnorodność beta

Pierwszym etapem obliczeń różnorodności beta było obliczenie wskaźników Jaccarda (opierającego się jedynie na składzie gatunkowym) oraz Bray-

Curtis (bazującego na pokryciach poszczególnych gatunków jako mierze obfitości). W celu obliczenia różnorodności na poziomie wewnętrznym zbiorowisk, powyższe indeksy obliczono dla par 1 m² poletek w obrębie każdego z bloków, otrzymując każdorazowo sześć wartości. Wyniki te uśredniono, otrzymując po 80 wartości zróżnicowania wewnętrznego zbiorowisk dla każdego indeksu. W celu uzyskania informacji na temat różnic w różnorodności beta na poziomie wewnętrznego zróżnicowania roślinności, pomiędzy częścią płatu zajętą przez nawłóć a częścią przez nią wolną, porównano je testem Wilcozona dla par, osobno dla każdego z badanych czterech typów roślinności.

Kolejnym etapem była analiza różnorodności beta w obrębie większych (4 m²) bloków poletek. W celu określenia procesu homogenizacji lub dyferencjacji biotycznej, zachodzącej w obrębie analizowanych typów roślinności, wykonano porównania wartości wskaźników różnorodności beta pomiędzy parami odpowiadających sobie bloków poletek. Porównano wartości dla zbiorowisk zdominowanych przez nawłóć późną (po 45 wartości różnorodności beta w każdym typie roślinności) ze swoimi odpowiednikami dla części zbiorowisk niezajętych przez ten gatunek (również po 45 wartości w każdym typie). W tym celu również wykorzystano test Wilcoxon. Dla skali krajobrazu, podobne porównania wykonano dla wszystkich typów roślinności łącznie (780 wartości różnorodności beta pomiędzy płatami zajętymi i 780 wartości pomiędzy płatami wolnymi od nawłóci późnej).

W celu określenia zmian w roślinności, jakie wywołała inwazja nawłóci późnej, obliczono miary różnorodności beta dla wszystkich 40 par bloków poletek. W celu określenia różnic pomiędzy poszczególnymi typami zbiorowisk wykonano test Kruskala-Wallisa, a następnie testy Manna-Whitneya *post hoc* z wykorzystaniem korekty Bonferroniego dla wielokrotnych porównań. Określenie istotności różnic w pokryciu *Solidago gigantea* zostało wykonane w taki sam sposób. Analizy wykonano w oprogramowaniu PAST 4 (Hammer et al., 2001).

3.4. Efektywność *Solidago gigantea* i jej wpływ na różnorodność alfa

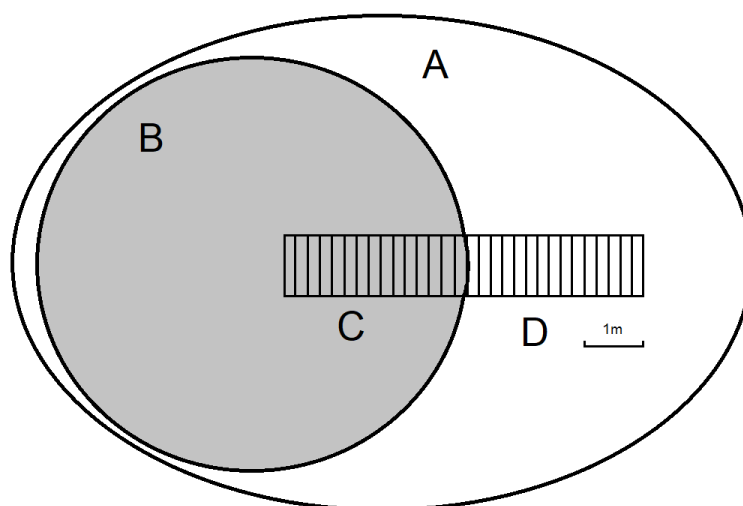
3.4.1. Prace przygotowawcze

Do szczegółowych badań mających na celu ocenę wpływu wybranych zmiennych środowiskowych na efektywność nawłoci oraz zmiany w jej wpływie na różnorodność alfa wytypowano powierzchnie o możliwie jak największym możliwym, dostępnym w skali terenu badań, zróżnicowaniu roślinności. W tym celu posłużono się wynikami wstępnej wizji terenowej wykonanej na początku sezonu wegetacyjnego 2018 roku, a także materiałami własnymi o rozmieszczeniu nawłoci zebranymi w poprzednich latach. Oprócz powierzchni łąkowych, murawowych, porolnych i ziołorośli nadrzecznych, wybrano również płyty lądowych postaci szuwarów turzycowych czy trzcinniczyska. Wybrano łącznie 33 większe (ponad 30 m²) stanowiska nawłoci.

3.4.2. Prace terenowe

Badania terenowe prowadzono corocznie w sezonach wegetacyjnych lat 2018-2021. Na każdym stanowisku wyznaczono transekt badawczy. Każdy transekt miał wymiar 6x1 m, z czego w pierwszym powtórzeniu badań (2018 rok) trzy metry znajdowały się w obrębie zbiorowiska roślinnego zajętego przez nawłoc późną, a pozostałe trzy metry w części płatu wolnej od tego gatunku. Narożniki i boki poprzecznej linii środkowej transektów utrwalone zostały w terenie niewielkimi drewnianymi kołkami. Ponadto czytano współrzędne GPS początku, środka i końca każdego z transektów, celem ułatwienia ich odnalezienia w kolejnych latach. Następnie każdy transekt podzielono poprzecznie na 30 poletek o wymiarach 1x0,2 m, po 15 na obydwie strony od brzegu zbiorowiska z nawłocią późną. Schemat powierzchni badawczej zaprezentowano na Ryc 11. W obrębie każdego z poletek wykonywano zdjęcie fitosocjologiczne z wykorzystaniem skali procentowego pokrycia, liczono pędy nawłoci oraz odnotowano ich maksymalną wysokość. Następnie badania powtarzano co roku, mierząc dodatkowo odległość najdalszego pędu nawłoci od środka transektu, czyli odległość, na jaką rozprzestrzenił się wegetatywnie dany płat. Pomimo utraty niektórych transektów, m.in. na skutek pożaru obszaru bądź też notorycznego

wyciągania kołków przez okoliczną ludność, badania kontynuowano na pozostałych. Dodatkowo, w 2021 roku dokonano pomiarów wysokości nawłoci dla pięciu losowo wybranych pędów w obrębie każdego z zajętych przez nią poletek. Następnie dokonano pomiarów wysokości roślinności oraz nawłoci, w siedmiu losowo rozmieszczonych punktach, notując maksymalną wysokość w promieniu 0,1 m od punktu. Ostatecznie komplet danych udało się uzyskać dla 31 transektów.



Ryc. 11. Schemat transektu zastosowany w badaniach efektywności nawłoci późnej i jej wpływu na różnorodność alfa (stan początkowy na 2018 r.): A – płat zbiorowiska roślinnego, B – płat *Solidago gigantea*, C – 15 poletek badawczych zajętych przez *Solidago gigantea*, D – 15 poletek badawczych bez *Solidago gigantea*, pojedyncze prostokąty to podpoletka o wymiarach 1,0×0,2 m.

3.4.3. Przygotowanie danych

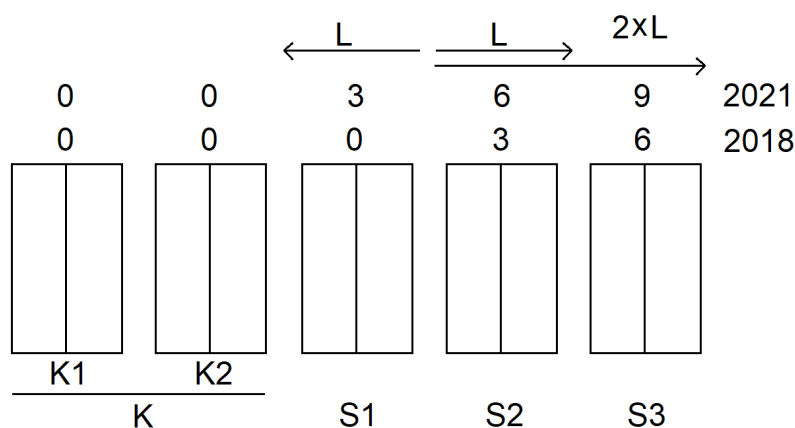
Pierwszym etapem prac było przygotowanie danych mających na celu określenie wpływu wybranych zmiennych środowiskowych na efektywność nawłoci. Przygotowanie zmiennych objaśniających rozpoczęto od obliczenia średnich wartości pokrycia gatunków dla pięciu poletek każdego transektu w części kontrolnej, niezajętej przez *Solidago gigantea* w 2021 roku. Zabieg ten miał na celu uzyskanie ujednoliconego zdjęcia fitosocjologicznego reprezentującego powierzchnię 1 m². Dla uśrednionych w ten sposób poletek obliczono następujące wskaźniki różnorodności alfa: bogactwo gatunkowe (Taxa S) – liczba gatunków na poletku, oraz następujące wskaźniki różnorodności biologicznej: wskaźnik Shannona (Shannon H') – różnorodności gatunkowej, a także wskaźnik równomierności Pielou J (evenness J). Na podstawie tych poletek obliczono również ekologiczne liczby wilgotności (F) oraz

żyźności (N), z wykorzystaniem średniej arytmetycznej, jako metody rekomendowanej (Ellenberg i Leuschner, 2010). Przygotowanie zmiennych objaśnianych rozpoczęto od analiz dla 10 poletek w części brzeżnej transektu – najdawniej zajętej przez nawłóć. Obliczono średnią wysokość (H) pędów *Solidago gigantea*, średnie zagęszczenie (D) pędów (N/m²), a także łączną długość pędów *Solidago gigantea* na metrze kwadratowym (D×H). Stosunek wysokości nawłoci do wysokości zajmowanej przez nią roślinności obliczono dzieląc przez siebie średnią wysokość nawłoci przez średnią wysokość roślinności. W tym przypadku wykorzystano pary średnich wysokości uzyskanych każdorazowo z siedmiu pomiarów wykonanych tą samą metodyką. Ostatnią obliczoną zmienną była średnioroczna prędkość rozrostu wegetatywnego *Solidago gigantea* (L), obliczona na podstawie bezpośrednich pomiarów z lat 2018-2021. Charakterystykę powyższych zmiennych przedstawiono w Tabeli 4.

Tabela 4. Charakterystyka zmiennych objaśnianych i objaśniających wykorzystanych do określenia wpływu wybranych zmiennych środowiskowych na wybrane wskaźniki efektywności *Solidago gigantea* (N = 31)

Nazwa zmiennej	skrót	śr	SD	min	max
zmienne objaśniane					
Średnie pokrycie <i>Solidago gigantea</i> [%]	SOL_COV	86,371	12,624	50	100
Średnia gęstość pędów <i>Solidago gigantea</i> [N/M2]	SOL_D	102,565	32,661	46	182
Średnia wysokość pędów <i>Solidago gigantea</i> [m]	SOL_H	1,042	0,264	0,546	1,538
Średnia długość wszystkich pędów <i>Solidago gigantea</i> [M/M2]	SOL_DxH	106,94	43,59	39,585	191,068
Średnioroczna prędkość rozrostu wegetatywnego <i>Solidago gigantea</i> [m/rok]	SOL_L	0,286	0,115	0,103	0,660
zmienne objaśniające					
Bogactwo gatunkowe zbiorowiska (dla poletka 1m ² nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>) [N]	Taxa_S	11,161	3,9	4	18
Wskaźnik różnorodności Shannona <i>H'</i> (dla poletka 1m ² nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>)	Shannon_H	1,563	0,594	0,145	2,43
Wskaźnik równomierności Pielou <i>J</i> (dla poletka 1m ² nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>)	Pielou_J	0,643	0,198	0,104	0,924
Proporcja pomiędzy średnią wysokością <i>Solidago gigantea</i> a średnią wysokością roślinności w zbiorowisku	SOL_ROS	1,544	0,415	0,85	2,36
Ekologiczna liczba wilgotności obliczona dla poletka (1m ²) nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>	F	5,401	1,104	3,6	7,429
Ekologiczna liczba żyźności obliczona dla poletka (1m ²) nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>	N	5,14	1,037	3,267	7,455
Siedliska porolne (zmienna binarna)	ZAB_POR	0,452	0,506	0	1
Siedliska nadrzeczne (zmienna binarna)	ZAB_RZE	0,226	0,425	0	1

Drugim etapem analiz było obliczenie wskaźników różnorodności biologicznej dla części kontrolnych (K) oraz dla fragmentów zajętych przez *Solidago gigantea* w trzech przybliżonych przedziałach czasowych (S1, S2, S3). Przybliżony czas zasiedlenia poszczególnych części płatów określono na podstawie średniorocznej prędkości rozrostu wegetatywnego gatunku, zmierzonej dla każdej powierzchni. Założono, że prędkość ta pozostaje w czasie względnie stała w obrębie danego stanowiska. Dla dalszych analiz wybrano po dwa poletka położone najbliżej wartości L, odpowiadającej dystansowi rozprzestrzenienia się nawłoci późnej w ciągu trzech lat (Ryc. 12). Wiek zasiedlenia poletek w grupach S2 i S3 został określony w sposób przybliżony. Każdy analizowany fragment obejmował dwa sąsiadujące poletka, dla których uśredniono wartości pokrycia gatunków.



Ryc. 12. Schemat wyboru i kategoryzacji par poletek w przybliżonych przedziałach czasowych względem zasiedlenia przez *Solidago gigantea*: L – odległość rozrostu wegetatywnego płatu *Solidago gigantea* w ciągu trzech lat (2018-2021), K1 i K2 – powierzchnie kontrolne, nie zasiedlone przez nawłóć w 2018 i 2021 roku, S1 – powierzchnie zasiedlone przez nawłóć pomiędzy 2018 a 2021 rokiem, S2 – powierzchnie, które zostały zasiedlone około trzech lat przed rozpoczęciem badań w 2018 roku (i ok. sześciu lat przed 2021), S3 – powierzchnie, które zostały zasiedlone około sześciu lat przed rozpoczęciem badań (i ok. dziewięciu lat przed 2021).

Dla każdego z przyjętych typów poletek (K, S1, S2 i S3) obliczono średnią gęstość pędów (SOL_D) i pokrycie (SOL_COV) nawłoci późnej, a także wybrane wskaźniki różnorodności alfa roślinności. Obliczenia te wykonano dla stanów na lata 2018 i 2021. Jako miary różnorodności alfa przyjęto bogactwo gatunkowe (Taxa S) – liczba gatunków na poletku, oraz następujące wskaźniki różnorodności biologicznej: wskaźnik Shannona (Shannon H') – różnorodności gatunkowej, a także wskaźnik

Pielou J (opisujący równomierność rozmieszczenia). Następnie obliczono zmiany, jakie nastąpiły w wartościach tych wskaźników w obrębie badanych poletek na przestrzeni trzech lat. Ich zestawienie przedstawiono w Tabeli 5.

Tabela 5. Charakterystyka zmiennych wykorzystanych w analizie dynamiki *Solidago gigantea* i zasiedlanej przez nią roślinności (zmiany na przestrzeni trzech lat dla poletek: K – powierzchnie kontrolne, S1 – powierzchnie zasiedlone przez nawłóć pomiędzy 2018 a 2021 rokiem, S2 – powierzchnie, które zostały zasiedlone około trzech lat przed rozpoczęciem badań w 2018 roku, S3 – powierzchnie, które zostały zasiedlone około sześciu lat przed rozpoczęciem badań (N=31))

Przybliżony czas od początku inwazji (lat)		brak	0-3	3-6	6-9
Zmienna	parametr	ΔK	$\Delta S1$	$\Delta S2$	$\Delta S3$
SOL_COV	Mean	0,00	45,51	31,05	21,29
	Median	0,00	40,00	27,50	15,00
	Min	0,00	6,00	-2,50	-5,00
	Max	0,00	92,50	77,50	72,50
SOL_D	Mean	0,00	7,55	5,29	1,79
	Median	0,00	7,50	4,50	2,00
	Min	0,00	1,00	-3,00	-9,00
	Max	0,00	21,50	16,00	19,50
Taxa_S	Mean	0,19	-0,26	-0,19	0,06
	Median	0,00	-1,00	-1,00	0,00
	Min	-3,00	-8,00	-4,00	-5,00
	Max	4,00	4,00	4,00	4,00
Shannon_H	Mean	-0,01	0,03	-0,03	0,10
	Median	0,05	0,09	0,02	0,07
	Min	-0,61	-0,84	-1,36	-0,97
	Max	0,82	0,91	0,63	0,94
Pielou_J	Mean	-0,02	0,03	0,02	0,07
	Median	0,00	0,04	0,02	0,07
	Min	-0,30	-0,46	-0,68	-0,60
	Max	0,33	0,35	0,45	0,85

3.4.4. Analiza statystyczna

Powiązania pomiędzy przyjętymi miarami efektywności nawłoci później a zmiennymi środowiskowymi określono z wykorzystaniem modeli regresji liniowej. Każdorazowo budowano pierwszy model z wykorzystaniem wszystkich zmiennych objaśniających oraz obliczano dla niego wartość kryterium informacyjnego Akaike (AIC) oraz skorygowaną wartość AIC – AICc. Następnie budowano kolejne modele,

každorazowo po usunięciu jednej, najslabiej dopasowanej zmiennej (z najwyższą wartością „p”) i obliczono ich wartość AICc, aż do ustalenia modelu z najniższą wartością tego kryterium. Model taki przyjmowano jako ostateczny. Dla ostatecznego modelu wykonywano test Breuscha-Pagana w celu sprawdzenia jego homoscedastyczności. Obliczenia wykonano w oprogramowaniu R (R Core Team, 2025).

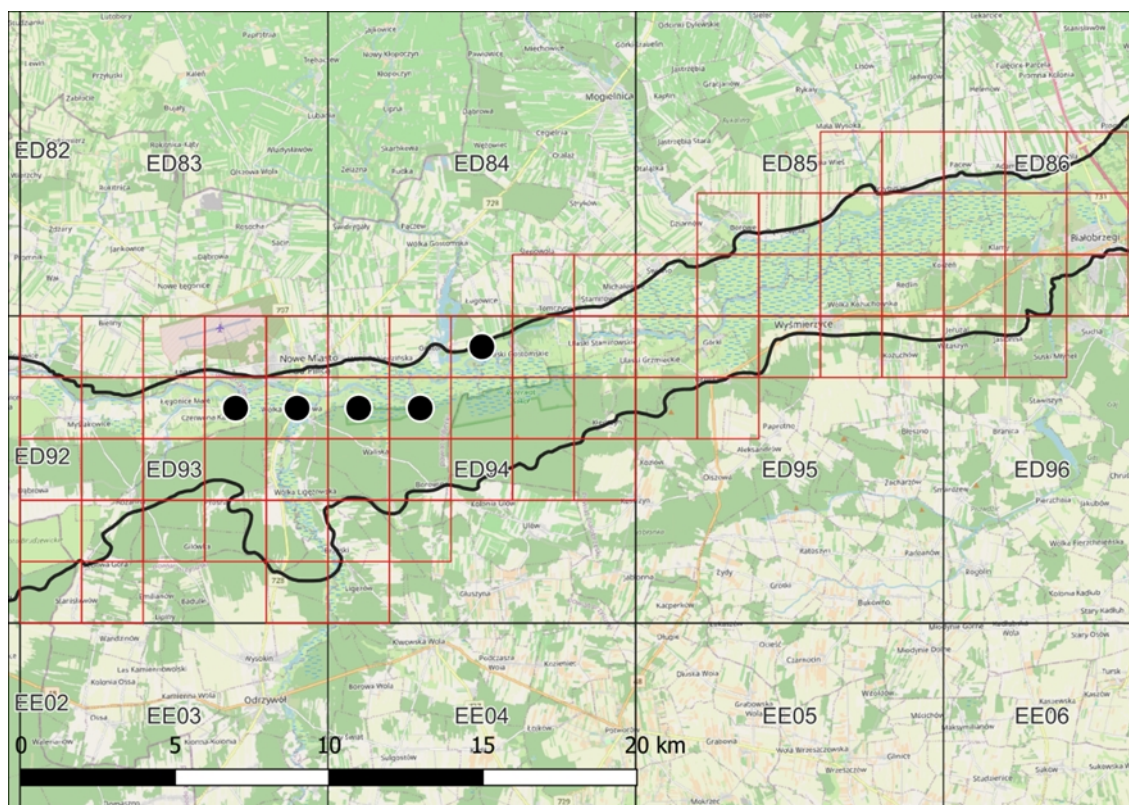
Porównanie wielkości zmian badanych wskaźników pomiędzy wyróżnionymi typami poletek (K, S1, S2 i S3) wykonano z wykorzystaniem testów nieparametrycznych Friedmana oraz Wilcoxona dla par. Dla porównań wielokrotnych wykorzystano korektę Bonferroniego. Analizy statystyczne wykonano w oprogramowaniu PAST 4 (Hammer et al., 2001).

4. Wyniki

4.1. Preferencje ekologiczne nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy

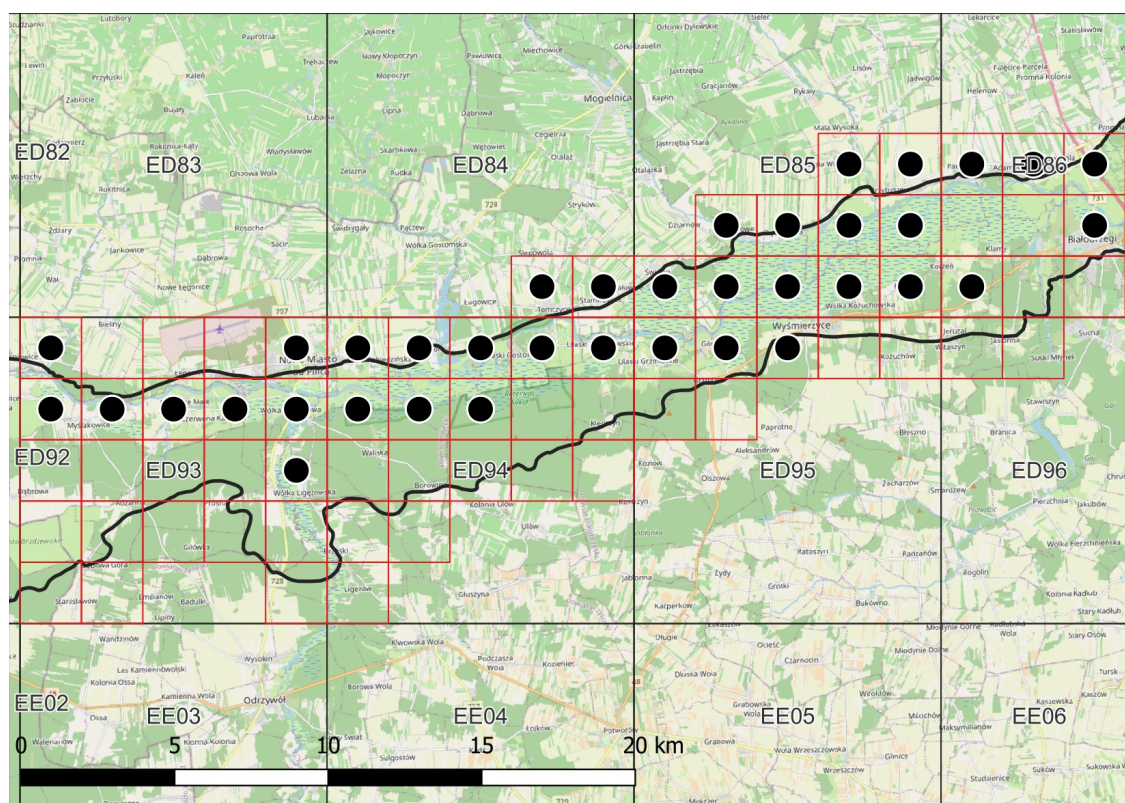
4.1.1. Dynamika rozmieszczenia *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy od Domaniewic do Białobrzegów

W przeszłości obecność *Solidago gigantea* odnotowano jedynie na kilku podstawowych (o boku 10 km) poletkach kartogramu ATPOL w obrębie badanego odcinka doliny Pilicy (Ryc. 5c). Były to pola oznaczone numerami ED84, ED93 i ED95. Na podstawie dostępnych danych szczegółowych stwierdzono występowanie nawłoci późnej jedynie w pięciu poletkach szczegółowego kartogramu o rozdzielczości 2×2 km (Ryc. 13), co wskazuje na zajmowanie około siedmiu procent pól, znajdujących się w badanym obszarze.



Ryc. 13. Historyczne rozmieszczenie *Solidago gigantea* na badanym odcinku doliny Pilicy na podstawie danych szczegółowych: czarne kropki – zasiedlone pola kartogramu 2x2 km (dodatkowo podano numery 10x10 km pól kartogramu ATPOL), grubą czarną linią zaznaczono granice mezoregionów (Solon et al., 2018) obejmujących dolinę Pilicy (podkład: OpenStreetMap)

Obecnie nawłóć późna została odnotowana w 37 spośród 71 analizowanych pól kartogramu szczegółowego ATPOL o boku 2 km, co stanowi około 52% wszystkich poletek. (Ryc. 14). Oznacza to potwierdzenie obecności nawłoci późnej w obrębie pól, z których już była wykazywana, a także dodatkowe stwierdzenie tego gatunku w obrębie kolejnych trzech pól (ED85, ED86 i ED94) podstawowego kartogramu (o wielkości pola wynoszącej 10 km). Stanowiska nawłoci późnej koncentrowały się głównie w bezpośrednim sąsiedztwie rzeki, ale także w rejonach występowania pól uprawnych. Zwraca uwagę brak jej stwierdzeń w niektórych fragmentach południowej części doliny Pilicy, szczególnie w obszarach zalesionych. Gatunku nie odnotowano także w środkowej części doliny, w rejonach miejscowości Różanna (zachodnia część terenu badań) oraz miejscowości Klamy (część wschodnia).



Ryc. 14. Współczesne rozmieszczenie *Solidago gigantea* na badanym odcinku doliny Pilicy (stan na lata 2018-2023): czarne kropki – zasiedlone pola kartogramu 2x2 km (dodatkowo podano numery 10x10 km pól kartogramu ATPOL), grubą czarną linią zaznaczono granice mezoregionów (Solon et al., 2018) obejmujących dolinę Pilicy (podkład: OpenStreetMap)

4.1.2. Preferencje *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy (model dla obecności)

Nawłóć późna w dolinie Pilicy wykazuje wyraźne preferencje wobec krajobrazów otwartych, o umiarkowanej wilgotności, z obecnością siedlisk ruderalnych i antropogenicznych. Jej występowanie ogranicza się głównie do sąsiedztwa rzeki oraz terenów zaburzonych i silniej przekształconych przez działalność człowieka. Unika ona jednocześnie obszarów tradycyjnie zagospodarowanych (użytkowanych łąk i pastwisk), zalesionych oraz siedlisk trwale przewodnionych (np. olsów i części szuwarów) i słabiej zaburzonych.

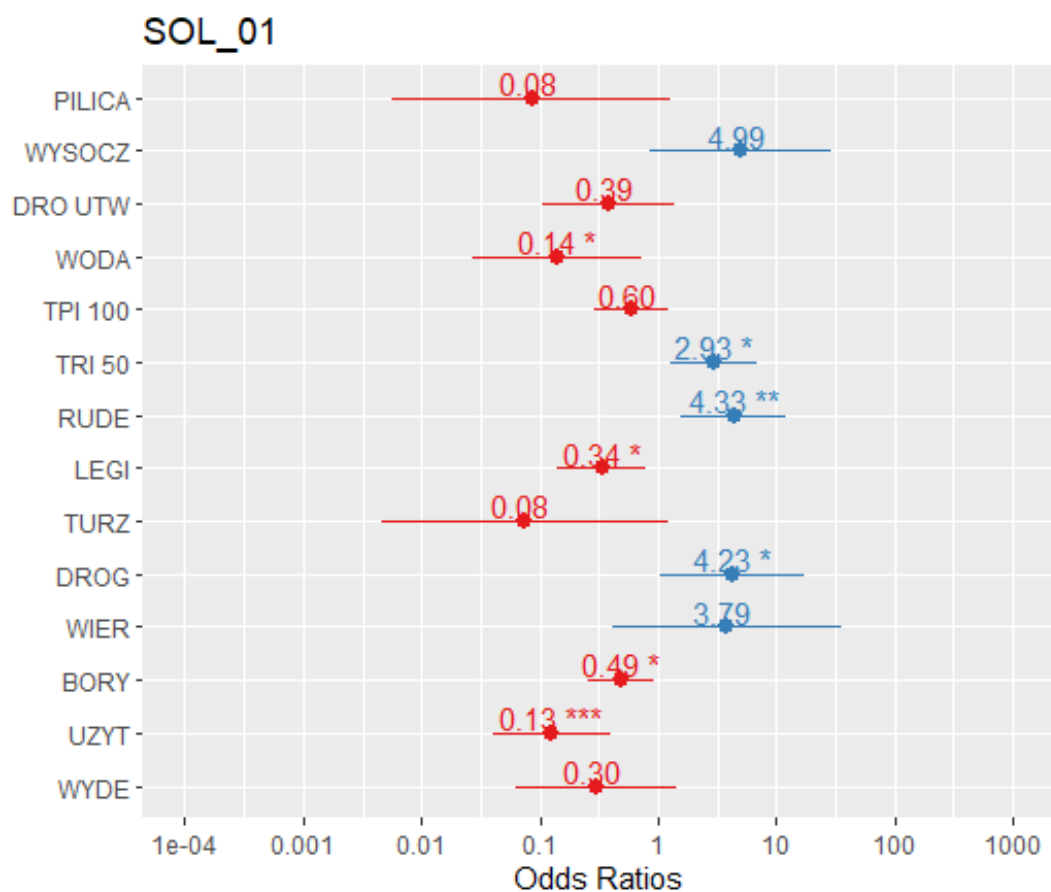
Pełen, początkowy model wpływu zmiennych środowiskowych na obecność nawłoci przedstawiono w Tabeli Z1 oraz Ryc. Z1. We wstępnym modelu potwierdzono pozytywny wpływ udziału zbiorowisk o charakterze ruderalnym (RUDE) oraz negatywny wpływ udziału powierzchni użytkowanej rolnie (UZYT) na obecność nawłoci. Duży wpływ na uzyskane wyniki miała również lokalizacja powierzchni badawczej NR_POW (parametr Conditional R^2 był wyższy o 0,096 względem Marginal R^2).

Po przeprowadzeniu redukcji liczby zmiennych zastosowanych w modelu na podstawie kryterium AICc (Tabela Z2), ostateczny model obejmował siedem zmiennych objaśniających, które wykazały istotny wpływ na obecność nawłoci późnej (Tabela 6, Ryc. 15). Najwyższy poziom istotności stwierdzono dla malejącego udziału terenów użytkowanych rolniczo (UZYT, Ryc. 16g), następnie dla rosnącego udziału zbiorowisk ruderalnych (RUDE, Ryc. 16c), rosnącej wartości współczynnika szorstkości terenu w promieniu 50 m (TRI_50, Ryc. 16b), malejącego udziału zbiorowisk łągowych olszowo-jesionowych i wiązowych (LEGI, Ryc. 16d), malejącego udziału zbiorowisk wodnych (WODA, Ryc. 16a), malejącego udziału borów (BORY, Ryc. 16f) oraz rosnącego udziału zbiorowisk wydepczyskowych i dróg (DROG, Ryc. 16e).

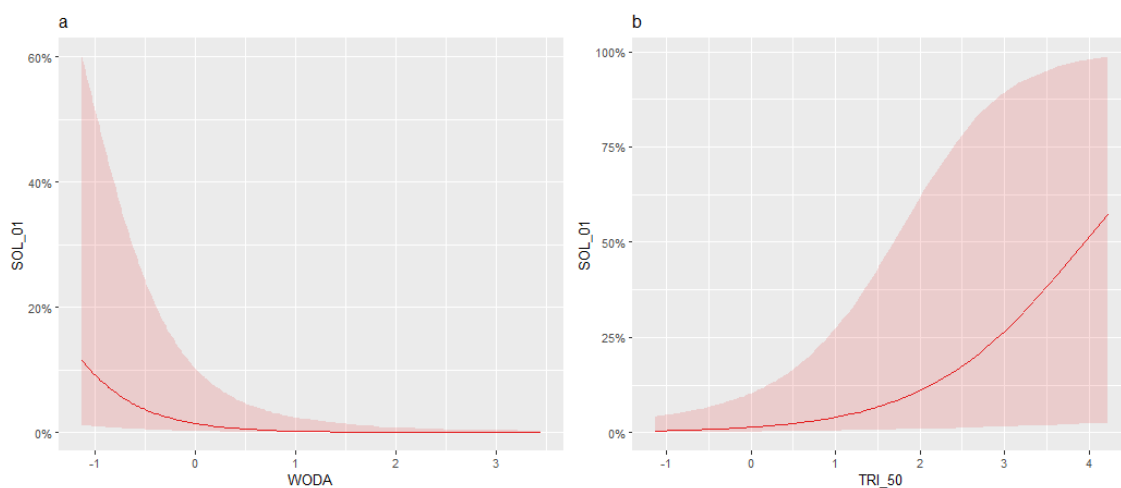
Pomimo bardzo dużego odsetka zmienności wyjaśnionej przez zmienne stałe o charakterze środowiskowym (Marginal $R^2 = 0,802$), należy zwrócić uwagę na istotny wpływ efektu losowego, reprezentowanego przez lokalizację powierzchni badawczej, na uzyskane wyniki (Conditional $R^2 = 0,928$). W niektórych powierzchniach krajobrazowych gatunek ten nie został odnotowany wcale, podczas gdy na innych był bardzo częsty (Ryc. 17).

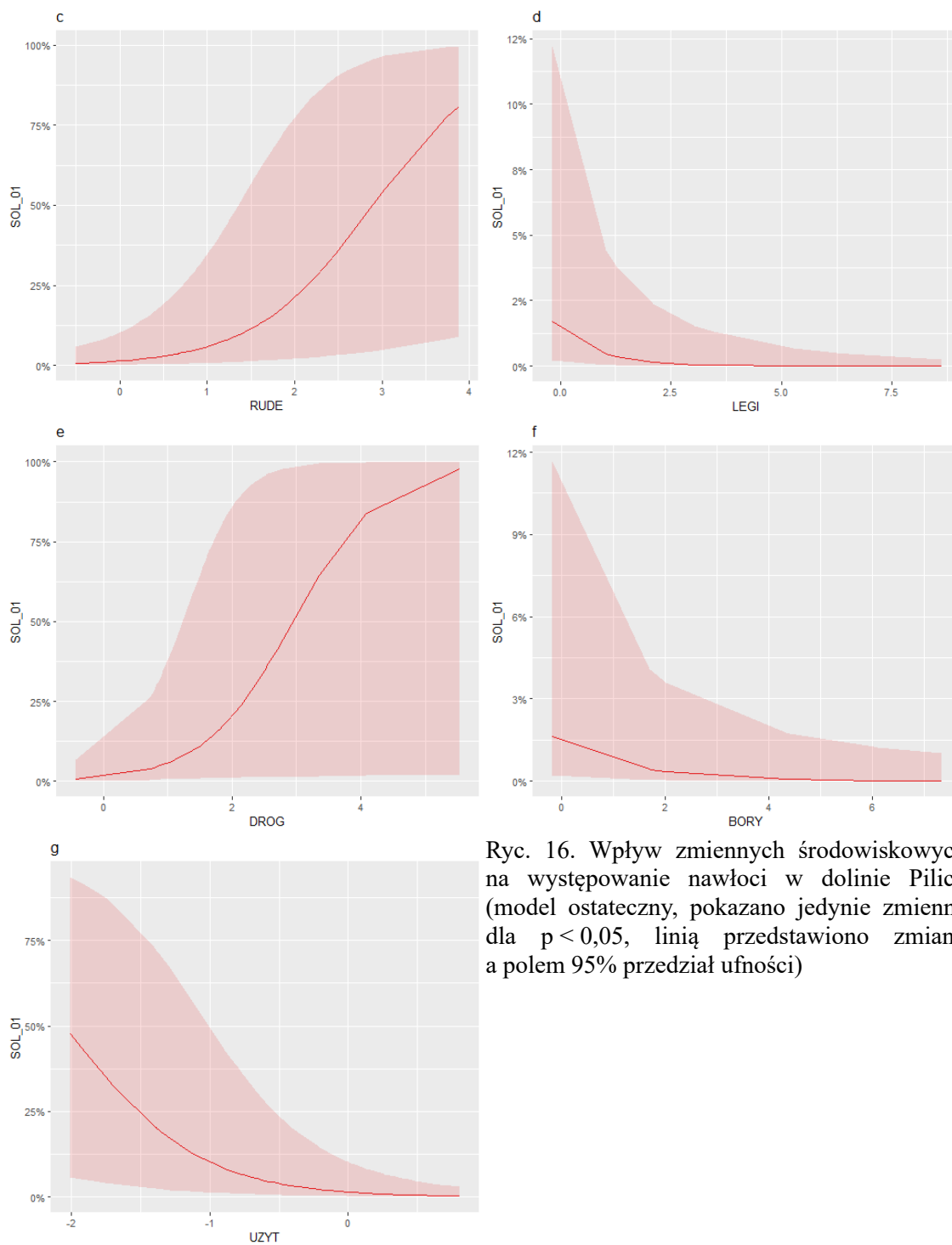
Tabela. 6. Ostateczny model (GLMM) wpływu zmiennych środowiskowych na obecność nawłoci w krajobrazie doliny Pilicy, ograniczenie liczby zmiennych wykonano z wykorzystaniem wskaźnika AICc (pełne nazwy zmiennych objaśniających przedstawiono w Tabeli 3)

SOL_01					
<i>Predictors</i>	<i>Odds Ratios</i>	<i>std. Beta</i>	<i>CI</i>	<i>standardized CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	0,01	0,01	0,00 – 0,15	0,00 – 0,15	<0,001
PILICA	0,08	0,08	0,01 – 1,26	0,01 – 1,26	0,073
WYSOCZ	4,99	4,99	0,84 – 29,56	0,84 – 29,56	0,077
DRO UTW	0,39	0,39	0,11 – 1,39	0,11 – 1,39	0,145
WODA	0,14	0,14	0,03 – 0,74	0,03 – 0,74	0,020
TPI 100	0,60	0,60	0,29 – 1,21	0,29 – 1,21	0,153
TRI 50	2,93	2,93	1,26 – 6,82	1,26 – 6,82	0,013
RUDE	4,33	4,33	1,55 – 12,13	1,55 – 12,13	0,005
LEGI	0,34	0,34	0,14 – 0,80	0,14 – 0,80	0,014
TURZ	0,08	0,08	0,00 – 1,24	0,00 – 1,24	0,070
WIER	3,79	3,79	0,41 – 35,40	0,41 – 35,40	0,242
DROG	4,23	4,23	1,04 – 17,31	1,04 – 17,31	0,045
BORY	0,49	0,49	0,26 – 0,93	0,26 – 0,93	0,028
UZYT	0,13	0,13	0,04 – 0,39	0,04 – 0,39	<0,001
WYDE	0,30	0,30	0,06 – 1,41	0,06 – 1,41	0,127
Random Effects					
σ^2	3,29				
τ_{00} NR_POW	5,81				
ICC	0,64				
N NR_POW	20				
Observations	220				
Marginal R^2 / Conditional R^2	0,802 / 0,928				

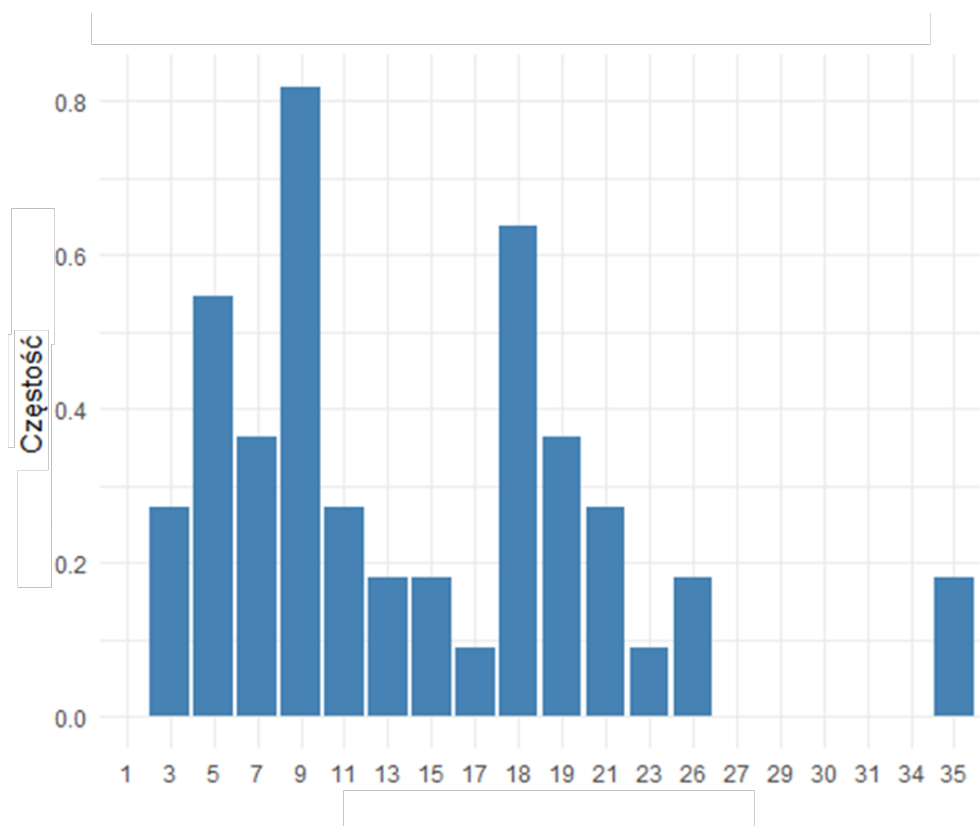


Ryc. 15. Ostateczny model (dla najniższej wartości AIC) wpływu badanych zmiennych środowiskowych na obecność nawłoci w dolinie Pilicy
(zmiennie istotne dla * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$)





Ryc. 16. Wpływ zmiennych środowiskowych na występowanie nawłoci w dolinie Pilicy (model ostateczny, pokazano jedynie zmienne dla $p < 0,05$, linią przedstawiono zmiany a polem 95% przedział ufności)



Ryc. 17. Częstość *Solidago gigantea* mierzona udziałem zajętych powierzchni ekosystemowych w obrębie analizowanych powierzchni krajobrazowych w dolinie Pilicy (numerami przedstawiono kolejne powierzchnie krajobrazowe)

4.1.3. Preferencje ekologiczne *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy (model dla pokrycia)

W odróżnieniu od poprzedniego modelu binarnego, opisującego jedynie występowanie gatunku, model pokrycia odnosi się zwłaszcza do możliwości rozwoju rozległych płatów nawłoci późnej. Dlatego też uzyskane w obydwu modelowaniach wyniki są od siebie w pewnym stopniu odmienne. Pokrycie nawłoci w dolinie Pilicy zależy głównie od lokalnych czynników siedliskowych, takich jak odległość od wód, dróg i wysoczyzny oraz udział różnych typów roślinności. Efekt losowy (rejon) był nieistotny, co wskazuje na dominujący wpływ warunków lokalnych. Ruderalne siedliska sprzyjają pojawieniu się nawłoci, ale nie zawsze umożliwiają jej rozrost i dominację. Do ważniejszych zmiennych wpływających na wzrost pokrycia nawłoci należały przede wszystkim zwiększona lokalnie szorstkość terenu oraz większa odległość od terenów wysoczyznowych. Modele oparte na danych 0–1 opisują samo

występowanie gatunku, natomiast modele z pokryciem — intensywność jego ekspansji. Ruderalne siedliska sprzyjają pojawieniu się nawłoci, ale nie zawsze umożliwiają jej rozrost i dominację.

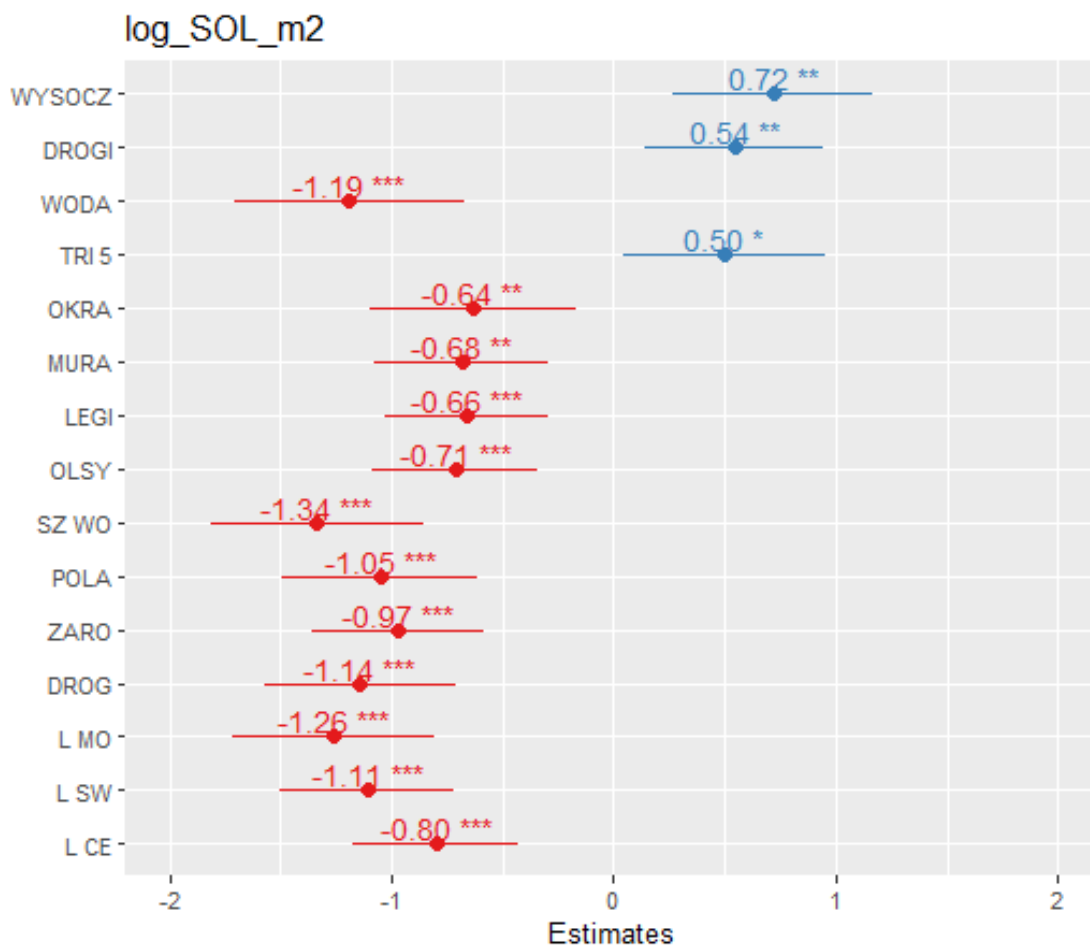
Pełen, początkowy model wpływu zmiennych środowiskowych na powierzchnię nawłoci przedstawiono w Tabeli Z3 oraz Ryc. Z2. We wstępnym modelu efekt losowy, jakim był rejon badawczy okazał się zupełnie nieznaczący. Odnotowano istotny wpływ 12 zmiennych objaśniających (WYSOCZ, WODA, OKRA, MURA, LEGI, OLSY, SZ_WO, POLA, ZARO, L_MO, L_SW, L_CE) na pokrycie nawłoci.

Z kolei po wykonaniu redukcji liczby zmiennych objaśniających obecnych w modelu z wykorzystaniem AICc (Tabela Z4), ostatecznie przyjęty model (Ryc. 18, Tabela 7) posiadał 15 zmiennych, przy czym wszystkie wykazywały istotny wpływ na log powierzchni nawłoci. Były to rosnąca odległość od terenów wysoczyznowych (WYSOCZ, Ryc. 19a), rosnąca odległość od dróg (DROG, Ryc. 19b), malejąca odległość od wód (WODA, Ryc. 19c), rosnąca szorstkość terenu dla promienia 5m (TRI_5, Ryc. 19d), malejący udział zbiorowisk okrajowych (OKRA, Ryc. 19e), malejący udział zbiorowisk murawowych (MURA, Ryc. 19f), malejący udział zbiorowisk łągów olszowo-jesionowych i wiązowych (LEGI, Ryc. 19g), malejący udział zbiorowisk olsowych (OLSY, Ryc. 19h), malejący udział zbiorowisk wodnych i szuwarowych (SZ_WO, Ryc. 19i), malejący udział zbiorowisk segetalnych (POLA, Ryc. 19j), malejący udział zbiorowisk zaroślowych (ZARO, Ryc. 19k), malejący udział wydepczyk i dróg (DROG, Ryc. 19l), malejący udział łąk mokrych (L_MO, Ryc. 19m), malejący udział łąk świeżych (L_SW, Ryc. 19n) oraz malejący udział łąk cennych (L_CE, Ryc. 19o). W modelu tym efekt losowy (rejon badawczy) również nie posiadał wpływu na wyniki (NA), po uwzględnieniu zmiennych stałych (Ryc. 20).

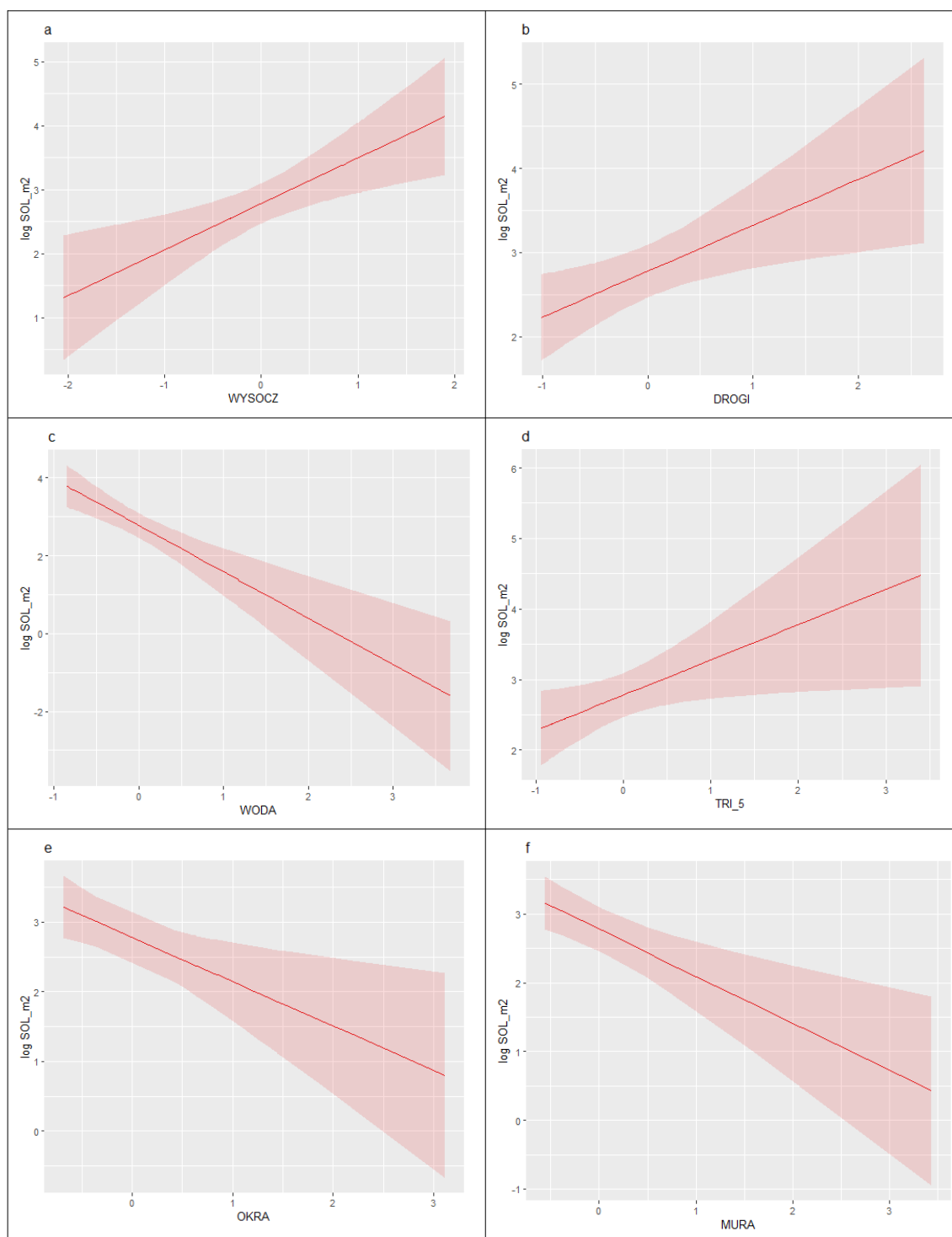
Tabela 7. Ostateczny model (LMM) wpływu zmiennych środowiskowych na log powierzchni nawłoci, ograniczenie liczby zmiennych wykonano z wykorzystaniem wskaźnika AICc (pełne nazwy zmiennych objaśniających przedstawiono w Tabeli 3)

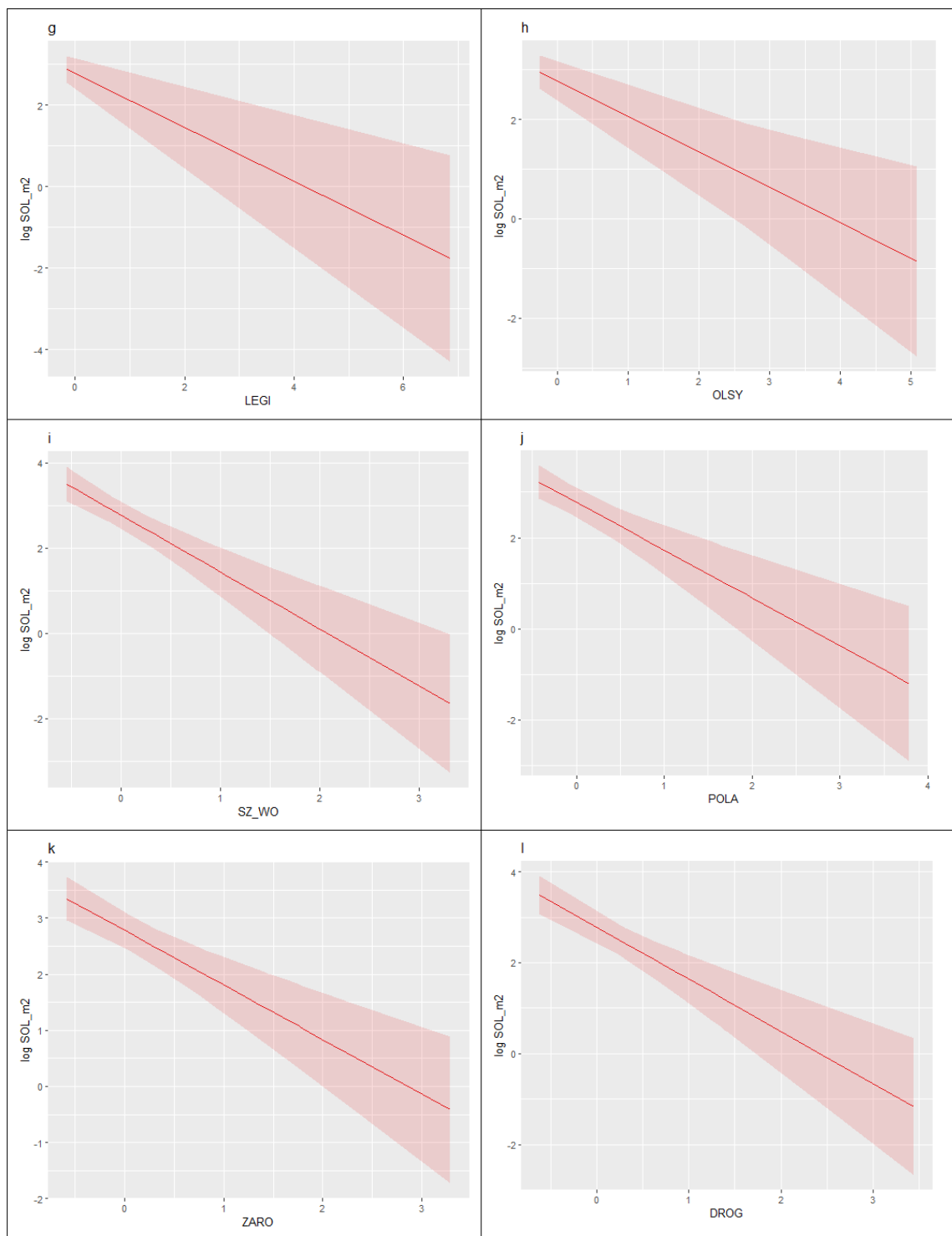
<i>Predictors</i>	log_SOL_m2				
	<i>Estimates</i>	<i>std. Error</i>	<i>CI</i>	<i>Statistic</i>	<i>p</i>
(Intercept)	2,78	0,15	2,47 – 3,09	18,02	<0,001
WYSOCZ	0,72	0,22	0,28 – 1,16	3,24	0,003
DROGI	0,54	0,20	0,15 – 0,94	2,77	0,009
WODA	-1,19	0,25	-1,70 – -0,68	-4,70	<0,001
TRI 5	0,50	0,22	0,06 – 0,94	2,26	0,031
OKRA	-0,64	0,23	-1,09 – -0,18	-2,80	0,009

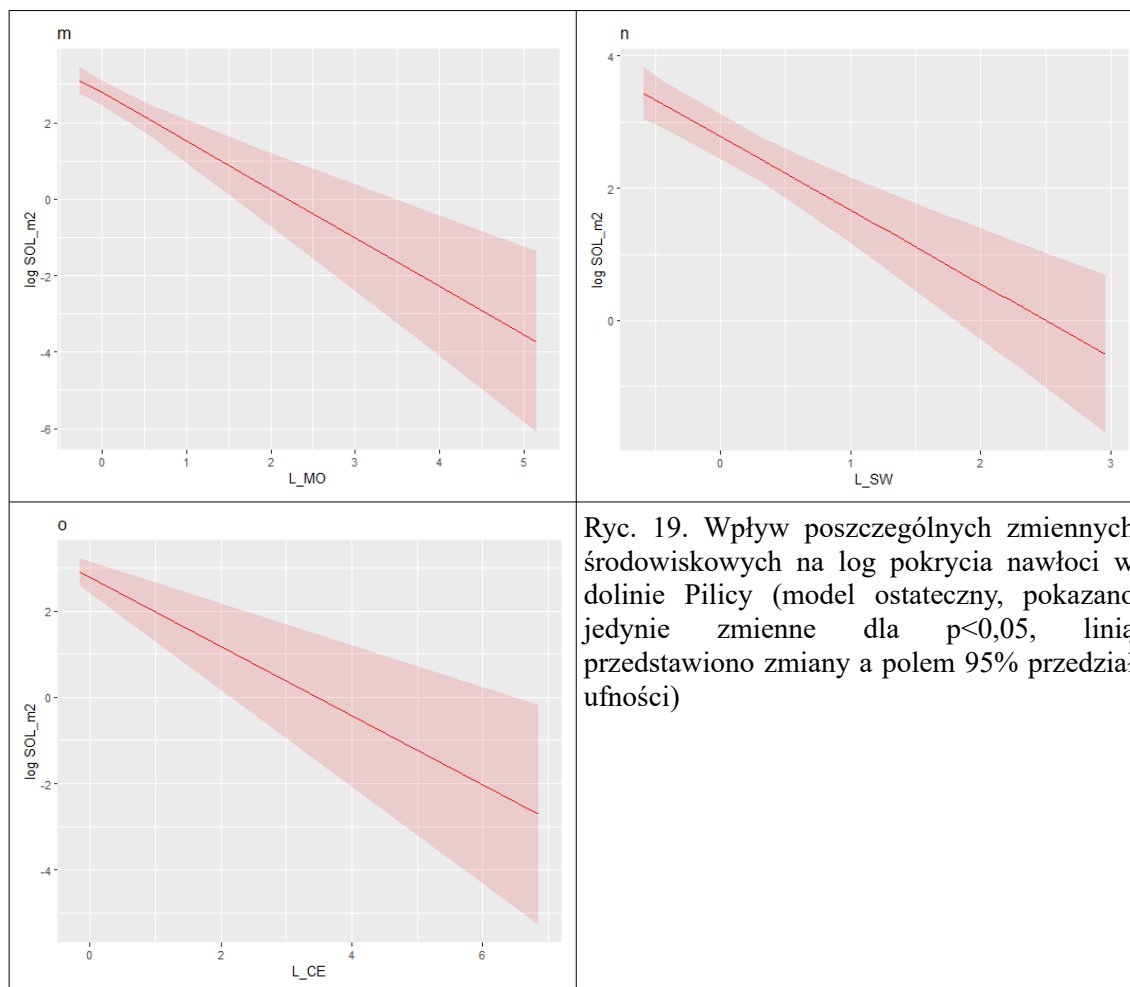
MURA	-0,68	0,19	-1,07 – -0,30	-3,57	0,001
LEGI	-0,66	0,18	-1,02 – -0,30	-3,68	0,001
OLSY	-0,71	0,18	-1,08 – -0,35	-3,92	<0,001
SZ WO	-1,34	0,24	-1,81 – -0,86	-5,68	<0,001
POLA	-1,05	0,22	-1,48 – -0,62	-4,86	<0,001
ZARO	-0,97	0,19	-1,35 – -0,59	-5,13	<0,001
DROG	-1,14	0,21	-1,56 – -0,72	-5,44	<0,001
L MO	-1,26	0,22	-1,71 – -0,82	-5,66	<0,001
L SW	-1,11	0,19	-1,49 – -0,73	-5,84	<0,001
L CE	-0,80	0,18	-1,16 – -0,44	-4,43	<0,001
Random Effects					
σ^2	1,16				
τ_{00} NR_POW	0,00				
N NR_POW	14				
Observations	49				
Marginal R^2 / Conditional R^2	0,696 / NA				



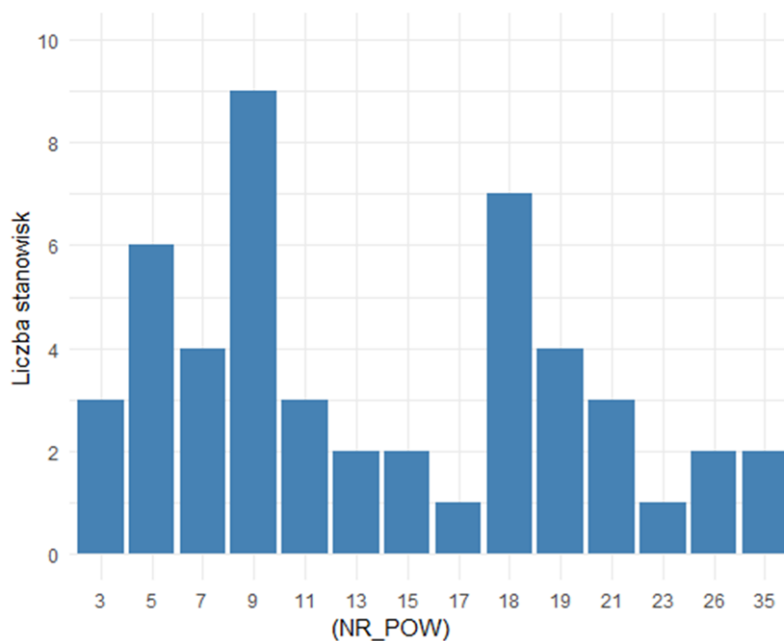
Ryc. 18. Ostatecznie przyjęty (dla najniższej wartości AIC) model (LMM) wpływu badanych zmiennych środowiskowych na log powierzchnii nawłoci w dolinie Pilicy (* – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$)







Ryc. 19. Wpływ poszczególnych zmiennych środowiskowych na log pokrycia nawłoci w dolinie Pilicy (model ostateczny, pokazano jedynie zmienne dla $p < 0,05$, linią przedstawiono zmiany a polem 95% przedział ufności)



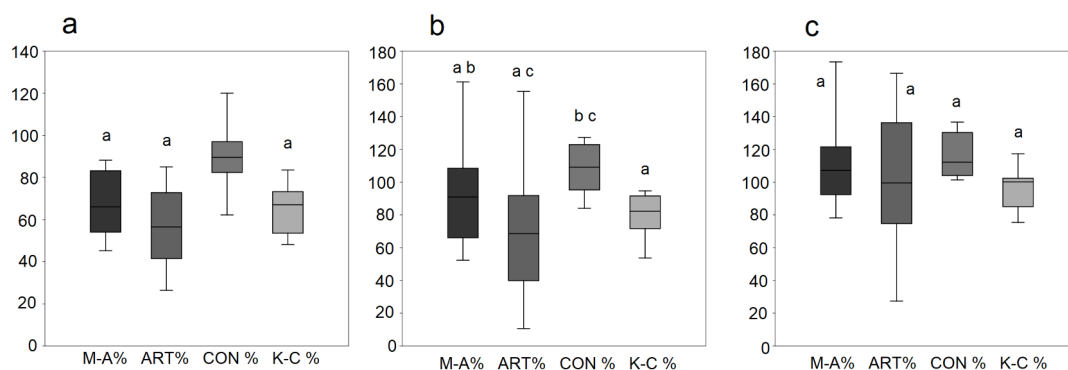
Ryc. 20. Zróżnicowanie liczby stanowisk nawłoci późnej w obrębie powierzchni krajobrazowych, w których została odnotowana

4.2. Wpływ nawłoci późnej na różnorodność roślinności

W obrębie wszystkich poletek badawczych, z wyjątkiem *Solidago gigantea*, odnotowano łącznie 166 gatunków roślin naczyniowych, mszaków i porostów.

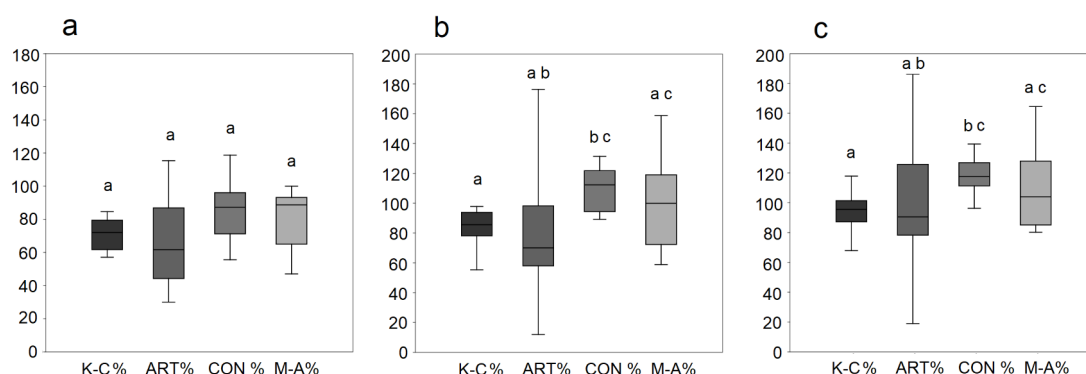
Inwazja nawłoci późnej spowodowała spadek bogactwa gatunkowego i wskaźnika różnorodności Shannona (H') w większości badanych typów roślinności na różnych skalach przestrzennych, z wyjątkiem zbiorowisk okrajkowych, gdzie te wskaźniki nie spadły lub nawet równomierność gatunkowa (wskaźnik J Pieloua) wzrosła. Zauważono też zmniejszenie podobieństwa roślinności między obszarami zajętymi i niezajętymi przez nawłoc, zwłaszcza w łąkach niżowych, porzuconych polach i murawach napiaskowych, natomiast w zbiorowiskach okrajkowych zmiany były najmniejsze. Pokrycie *Solidago gigantea* różniło się istotnie między typami roślinności – było wyższe w łąkach niżowych i porzuconych polach, a niższe w murawach napiaskowych i zbiorowiskach okrajkowych.

Względne zmiany wskaźników różnorodności alfa, jakie nastąpiły w obrębie badanych zbiorowisk na poziomie synuzjalnym na skutek inwazji *Solidago gigantea* przedstawiono na Ryc. 21.



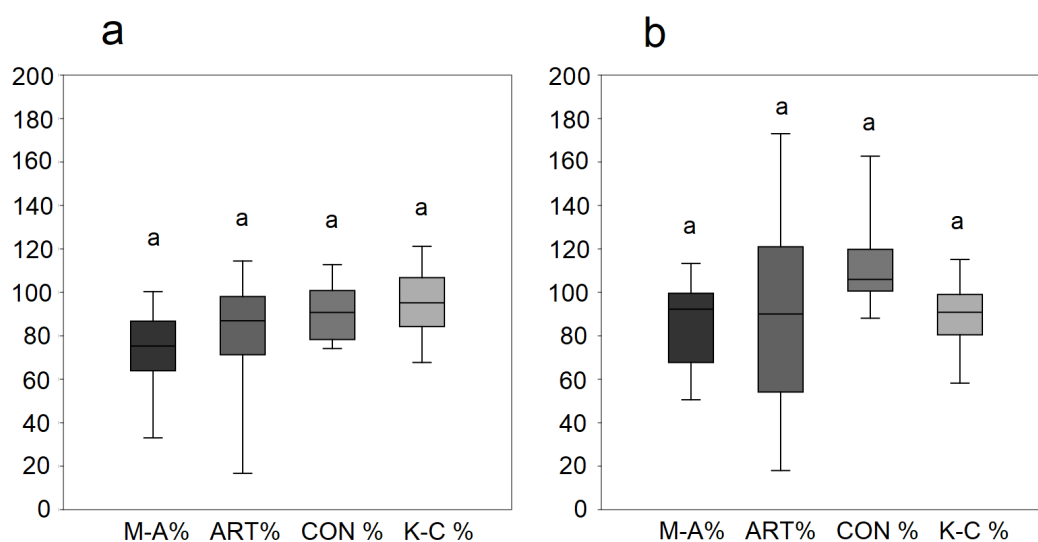
Ryc. 21. Względne (%) zmiany wskaźników różnorodności alfa pomiędzy poletkami niezasiedlonymi i zasiedlonymi przez *Solidago gigantea* na poziomie wewnętrznym (synuzjalnym) badanych typów zbiorowisk roślinnych (M-A – łąki, ART – ruderalne, CON – okrajkowe, K-C – murawowe): a – bogactwo gatunkowe (Taxa S), b – wskaźnik Shannona H' , c – wskaźnik równomierności J (Pieloua), (alfa = 0,05)

Względne zmiany wskaźników różnorodności alfa, jakie nastąpiły w obrębie badanych zbiorowisk na poziomie płatów na skutek inwazji *Solidago gigantea*, przedstawiono na Ryc. 22.



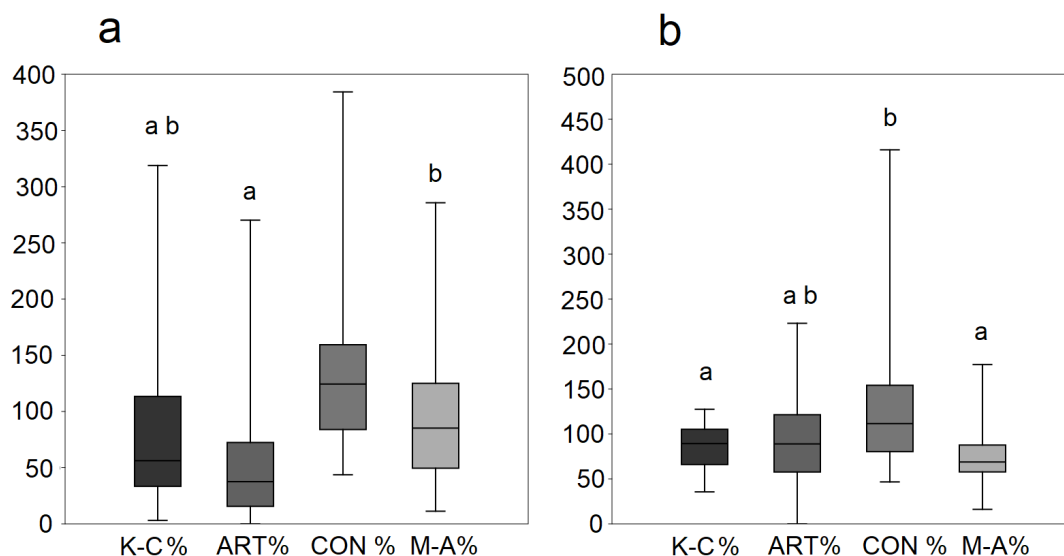
Ryc. 22. Względne (%) zmiany wskaźników różnorodności alfa pomiędzy blokami niezasiedlonymi i zasiedlonymi przez *Solidago gigantea* na poziomie płatów badanych typów zbiorowisk roślinnych (K-C – murawowe, ART – ruderalne, CON – okrajkowe, M-A – łąki): a – bogactwo gatunkowe (Taxa S), b – wskaźnik Shannona H' , c – wskaźnik równomierności J (Pieloua), ($\alpha = 0,05$)

Względne zmiany wskaźników różnorodności beta, jakie nastąpiły w obrębie badanych zbiorowisk na poziomie synuzjalnym na skutek inwazji *Solidago gigantea* przedstawiono na Ryc. 23.



Ryc. 23. Względne (%) zmiany wskaźników różnorodności beta pomiędzy poletkami niezasiedlonymi i zasiedlonymi przez *Solidago gigantea* na poziomie wewnętrznym (synuzjalnym) badanych typów zbiorowisk roślinnych (M-A – łąki, ART – ruderalne, CON – okrajkowe, K-C – murawowe): a – Bray-Curtis, b – Jaccard ($\alpha = 0,05$)

Względne zmiany wskaźników różnorodności beta, jakie nastąpiły w obrębie badanych zbiorowisk na poziomie płatów na skutek inwazji *Solidago gigantea* przedstawiono na Ryc. 24.



Ryc. 24. Względne (%) zmiany wskaźników różnorodności beta pomiędzy poletkami niezasiedlonymi i zasiedlonymi przez *Solidago gigantea* na poziomie płatów badanych typów zbiorowisk roślinnych (M-A – łąki, ART – ruderalne, CON – okrajkowe, K-C – murawowe): a – Bray-Curtis, b – Jaccard (alfa = 0,05)

Odnotowano spadek bogactwa gatunkowego (wskaźnik Taxa S) w obrębie poletek zajętych przez nawłóć późną dla niemal wszystkich badanych typów roślinności, we wszystkich badanych skalach przestrzennych. Wyjątkiem były zbiorowiska okrajkowe, w których nie nastąpił spadek bogactwa gatunkowego na poziomie wewnętrznym (synuzjalnym) oraz (płatów) zbiorowisk (Tabela 8). Podobnie odnotowano wiele istotnych spadków wartości wskaźnika Shannona H' . Z drugiej strony zmiany wskaźnika równomierności J (Pieloua) w większości przypadków nie były istotne. Wyjątkiem były zbiorowiska okrajkowe, gdzie odnotowano istotny wzrost jego wartości zarówno na poziomie wewnętrznym zbiorowiska, jak i jego płatów.

W większości przypadków podobieństwo pomiędzy roślinnością zajęta i wolną od nawłoci zmniejszało się, zarówno dla wskaźnika Bray-Curtis, jak i Jaccarda (Tabela 9). Pomimo tego, taka zależność nie została odnotowana dla zbiorowisk okrajkowych. Ponadto, w ich obrębie odnotowano wręcz istotny wzrost wartości wskaźnika Jaccarda na poziomie wewnętrznym.

Tabela 8. Wskaźniki różnorodności alfa (średnie i mediany oraz wyniki testów Wilcoxona dla par) badanych typów roślinności w obrębie dolnej części doliny Pilicy (istotność na poziomie alfa: * 0,05, ** 0,01, *** 0,001): Z – zasiedlone, N – niezasiedlone

Typ roślinności	Poziom przestrzenny	Bogactwo gatunkowe (Taxa S)		wskaźnik Shannona H'		wskaźnik równomierności J (Pieloua)	
		Z	N	Z	N	Z	N
łąki niżowe	wewnętrzny (synuzjalny)	7,88 7,75**	11,68 11,50**	1,52 1,59	1,74 1,78	0,76 0,77	0,71 0,74
	zbiorowiska (płaty)	13,60 12,50**	17,00 16,50**	1,83 2,02	1,87 1,92	0,71 0,71	0,66 0,67
porzucone pola	wewnętrzny (synuzjalny)	5,32 5,88**	9,40 9,50**	1,04 1,07*	1,49 1,64*	0,66 0,71	0,67 0,72
	zbiorowiska (płaty)	9,30 10,00*	16,60 14,00*	1,28 1,33	1,62 1,72	0,58 0,61	0,61 0,65
okrajki nadrzeczne	wewnętrzny (synuzjalny)	7,85 6,88	8,75 8,25	1,53 1,56	1,41 1,47	0,77 0,76**	0,67 0,65**
	zbiorowiska (płaty)	11,60 10,00*	13,80 14,00*	1,69 1,71*	1,54 1,55*	0,70 0,70**	0,60 0,58**
murawy napiaskowe	wewnętrzny (synuzjalny)	10,00 9,62**	15,38 15,12**	1,63 1,63**	2,06 2,10**	0,72 0,72	0,76 0,76
	zbiorowiska (płaty)	15,80 15,50**	22,30 21,00**	1,85 1,86**	2,25 2,35**	0,67 0,67	0,72 0,74
całość	krajobrazowy	12,58	16,92	1,66	1,82	0,67	0,65
		12,00***	16,00***	1,67*	1,81*	0,67	0,65

Tabela 9. Wskaźniki różnorodności beta (średnie i mediany wraz z wynikami testu Wilcoxona dla par) badanych typów roślinności w obrębie dolnej części doliny Pilicy (istotność na poziomie alfa: * 0,05, ** 0,01, *** 0,001): Z – zasiedlone, N – niezasiedlone

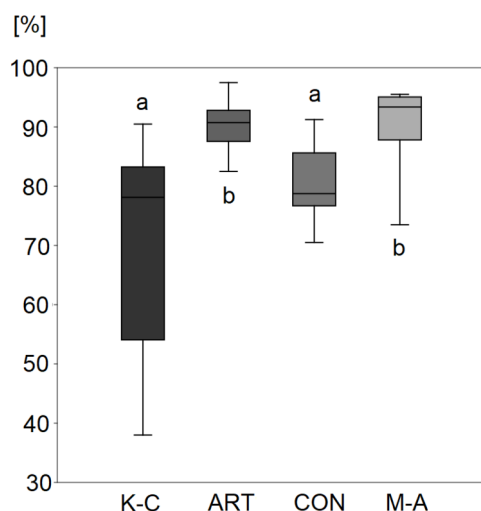
Typ roślinności	Poziom przestrzenny	wskaźnik Bray-Curtis		Wskaźnik Jaccarda	
		Z	N	Z	N
łąki niżowe	wewnętrzny (synuzjalny)	0,55 0,54**	0,75 0,76**	0,53 0,56*	0,63 0,61*
	zbiorowiska (płaty)	0,19 0,18*	0,26 0,24*	0,23 0,21***	0,31 0,30***
porzucone pola	wewnętrzny (synuzjalny)	0,63 0,66*	0,76 0,79*	0,54 0,60	0,61 0,59
	zbiorowiska (płaty)	0,14 0,08***	0,33 0,35***	0,18 0,17	0,21 0,21
okrajki nadrzeczne	wewnętrzny (synuzjalny)	0,70 0,71	0,78 0,79	0,65 0,64*	0,59 0,58*
	zbiorowiska (płaty)	0,36 0,34	0,33 0,29	0,28 0,27	0,25 0,21
murawy napiaskowe	wewnętrzny (synuzjalny)	0,59 0,61	0,63 0,63	0,56 0,59	0,63 0,63
	zbiorowiska (płaty)	0,19 0,18***	0,28 0,28***	0,28 0,27**	0,32 0,31**
całość	krajobrazowy	0,12	0,14	0,15	0,17
		0,07***	0,08***	0,14***	0,17***

Podobieństwa pomiędzy płatami zbiorowisk zajętych przez nawłóć i od niej wolnych były raczej niewielkie, z wyjątkiem zbiorowisk okrajkowych. W ich obrębie roślinność była zdecydowanie bardziej do siebie podobna, zwłaszcza w przypadku wskaźnika Bray-Curtis (Tabela 10). Oznacza to, że w przypadku zbiorowisk okrajkowych zmiana w roślinności na skutek inwazji nawłoci była najmniejsza.

Tabela. 10. Zmiany w roślinności pomiędzy roślinnością zajęta przez nawłóć i od niej wolnych na poziomie płatów zbiorowisk (podano średnie i mediany, alfa = 0,05)

Typ roślinności	Wskaźnik Bray-Curtis	Wskaźnik Jaccarda
łąki niżowe	0,31 0,32 a	0,44 0,48 ab
porzucone pola	0,28 0,31 a	0,40 0,37 a
okrajki nadrzeczne	0,60 0,60	0,60 0,59 bc
murawy napiaskowe	0,38 0,41 a	0,49 0,47 ac
całość	0,39 0,38	0,48 0,49

Pokrycie *Solidago gigantea* w obrębie zasiedlonych fragmentów roślinności badanych płatów różniło się istotnie (Kruskal-Wallis $p = 0,002$) pomiędzy poszczególnymi jej typami (Ryc. 25). Wyniki testu Mann-Whitney z korektą Bonferroniego wskazały na istotność różnic pomiędzy dwoma grupami zbiorowisk. Zbiorowiska okrajkowe oraz murawy napiaskowe charakteryzowały się niższymi wartościami pokrycia przez *Solidago gigantea*. Z drugiej strony w obrębie niżowych łąk oraz porzuconych pól pokrycia te były wyższe.



Ryc. 25. Zróżnicowanie pokrycia *Solidago gigantea* w zajętych przez nią płatach w zależności od typu roślinności (K-C – murawowe, ART – ruderalne, CON – okrajkowe, M-A – łąki), (alfa = 0,05)

4.3. Efektywność nawłoci i jej wpływ na różnorodność alfa roślinności

4.3.1. Wpływ zmiennych środowiskowych na wybrane cechy efektywności nawłoci

Najważniejszymi zmiennymi środowiskowymi wpływającymi na efektywność nawłoci *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy były ekologiczna liczba żyzności (N) oraz obecność siedlisk nadrzecznych (ZAB_RZE). Zmienna N miała pozytywny wpływ na cztery z pięciu badanych wskaźników efektywności, natomiast zmienna ZAB_RZE wpływała negatywnie na większość wskaźników, z wyjątkiem tempa rozrostu, gdzie jej wpływ był dodatni. Modele regresji liniowej wykazały istotność statystyczną wpływu tych zmiennych, przy czym modele były homoscedastyczne, co wskazuje na stabilność ich przewidywań. Poziom pokrycia, gęstość pędów, wysokość pędów oraz całkowita długość pędów nawłoci zależały znacząco od tych czynników środowiskowych. Dodatkowo, tempo rozprzestrzeniania się nawłoci późnej było również istotnie powiązane ze zmiennymi takimi jak bogactwo gatunkowe i wilgotność. Wilgotność siedlisk i charakterystyka typu siedliska nadrzecznego determinują w dużym stopniu efektywność inwazyjnej nawłoci w badanym obszarze.

Pokrycie *Solidago gigantea*

Pierwszy, pełny model regresji liniowej, opisujący zależności pomiędzy pokryciem nawłoci późnej a przyjętymi zmiennymi środowiskowymi, przedstawiono w Tabeli Z5. Jediną istotną w tym modelu była zmienna ZAB_RZE, przy czym sam model był również istotny. Po redukcji liczby zmiennych objaśniających wykonanej z wykorzystaniem AICc (Tabela Z6), ostatecznie przyjęty model posiadał trzy zmienne objaśniające, z czego N i ZAB_RZE były istotne statystycznie (Tabela 11). Cały model był również istotny, a także homoscedastyczny ($p = 0,069$).

Tabela. 11. Ostateczny model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na pokrycie nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_COV				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	74,676	12,474	5,986	2,19e-06
Shannon_H	-5,863	3,266	-1,795	0,08385
N	4,802	2,010	2,389	0,02415
ZAB_RZE1	-16,921	4,751	-3,562	0,00139
Multiple R-squared	0,41			
Adjusted R-squared	0,344			
P-value	0,002			

Gęstość pędów *Solidago gigantea*

Pierwszy, pełny model regresji liniowej, opisujący zależności pomiędzy zagęszczeniem pędów nawłoci późnej a przyjętymi zmiennymi środowiskowymi, przedstawiono w Tabeli Z7. Model ten był nieistotny statystycznie. Po redukcji liczby zmiennych objaśniających wykonanej z wykorzystaniem AICc (Tabela Z8), ostatecznie przyjęty model posiadał jedną zmienną objaśniającą (ZAB_RZE), która była istotna statystycznie (Tabela 12). Cały model był również istotny, a także homoscedastyczny ($p = 0,349$).

Tabela. 12. Ostateczny model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na gęstość pędów nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_D				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	112,146	5,653	19,837	<2E-016
ZAB_RZE1	-42,432	11,897	-3,567	0,00128
Multiple R-squared	0,305			
Adjusted R-squared	0,281			
P-value	0,001			

Wysokość pędów *Solidago gigantea*

Pierwszy, pełny model regresji liniowej, opisujący zależności pomiędzy średnią wysokością pędów nawłoci późnej a przyjętymi zmiennymi środowiskowymi, przedstawiono w Tabeli Z9. Dwie zmienne (SOL_ROS i N) okazały się istotne. Model ten był istotny statystycznie. Po wykonaniu redukcji liczby zmiennych objaśniających wykonanej z wykorzystaniem AICc (Tabela Z10), ostatecznie przyjęty model posiadał

trzy zmienne objaśniające (SOL_ROS, F i N), które były istotne statystycznie (Tabela 13). Cały model był również istotny, a także homoscedastyczny ($p = 0,709$).

Tabela. 13. Ostateczny model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na średnią wysokość pędów nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_H				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-0,413	0,229	-1,808	0,082
SOL_ROS	0,166	0,076	2,202	0,036
F	0,078	0,033	2,358	0,026
N	0,152	0,036	4,185	0,000
Multiple R-squared	0,647			
Adjusted R-squared	0,608			
P-value	2.699e-06			

Łączna długość pędów *Solidago gigantea*

Pierwszy, pełny model regresji liniowej, opisujący zależności pomiędzy łączną długością pędów na metr kwadratowy nawłoci późnej a przyjętymi zmiennymi środowiskowymi, przedstawiono w Tabeli Z11. Model ten był nieistotny statystycznie. Po wykonaniu redukcji liczby zmiennych objaśniających z wykorzystaniem AICc (Tabela Z12), ostatecznie przyjęty model posiadał dwie zmienne objaśniające (N i ZAB_RZE), które były istotne statystycznie (Tabela 14). Ostateczny model był istotny, a także homoscedastyczny ($p = 0,547$).

Tabela. 14. Ostateczny model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na łączną długość pędów nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_DxH				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	28,954	35,662	0,812	0,424
N	17,756	7,069	2,512	0,018
ZAB_RZE1	-58,762	17,253	-3,406	0,002
Multiple R-squared	0,323			
Adjusted R-squared	0,274			
P-value	0,004			

Tempo rozrostu wegetatywnego *Solidago gigantea*

Pierwszy, pełny model regresji liniowej, opisujący zależności pomiędzy tempem wegetatywnego rozrostu nawłoci późnej a przyjętymi zmiennymi środowiskowymi, przedstawiono w Tabeli Z13. Jedyną zmienną objaśniającą istotną statystycznie była ZAB_POR. Cały model był istotny statystycznie. Po redukcji liczby zmiennych objaśniających wykonanej z wykorzystaniem AICc (Tabela Z14), ostatecznie przyjęty model posiadał cztery zmienne objaśniające, z czego Shannon_H, N i ZAB_POR były istotne statystycznie (Tabela 15). Cały model był również istotny, a także homoscedastyczny ($p = 0,769$).

Tabela. 15. Ostateczny model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na tempo rozprzestrzeniania się nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL L				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-0,11584	0,10714	-1,081	0,289541
Shannon_H	0,07006	0,02772	2,528	0,017905
N	0,04084	0,01700	2,402	0,023753
ZAB_POR1	0,14191	0,03595	3,947	0,000537
ZAB_RZE1	0,08146	0,04506	1,808	0,082254
Multiple R-squared	0,51			
Adjusted R-squared	0,435			
P-value	0,001			

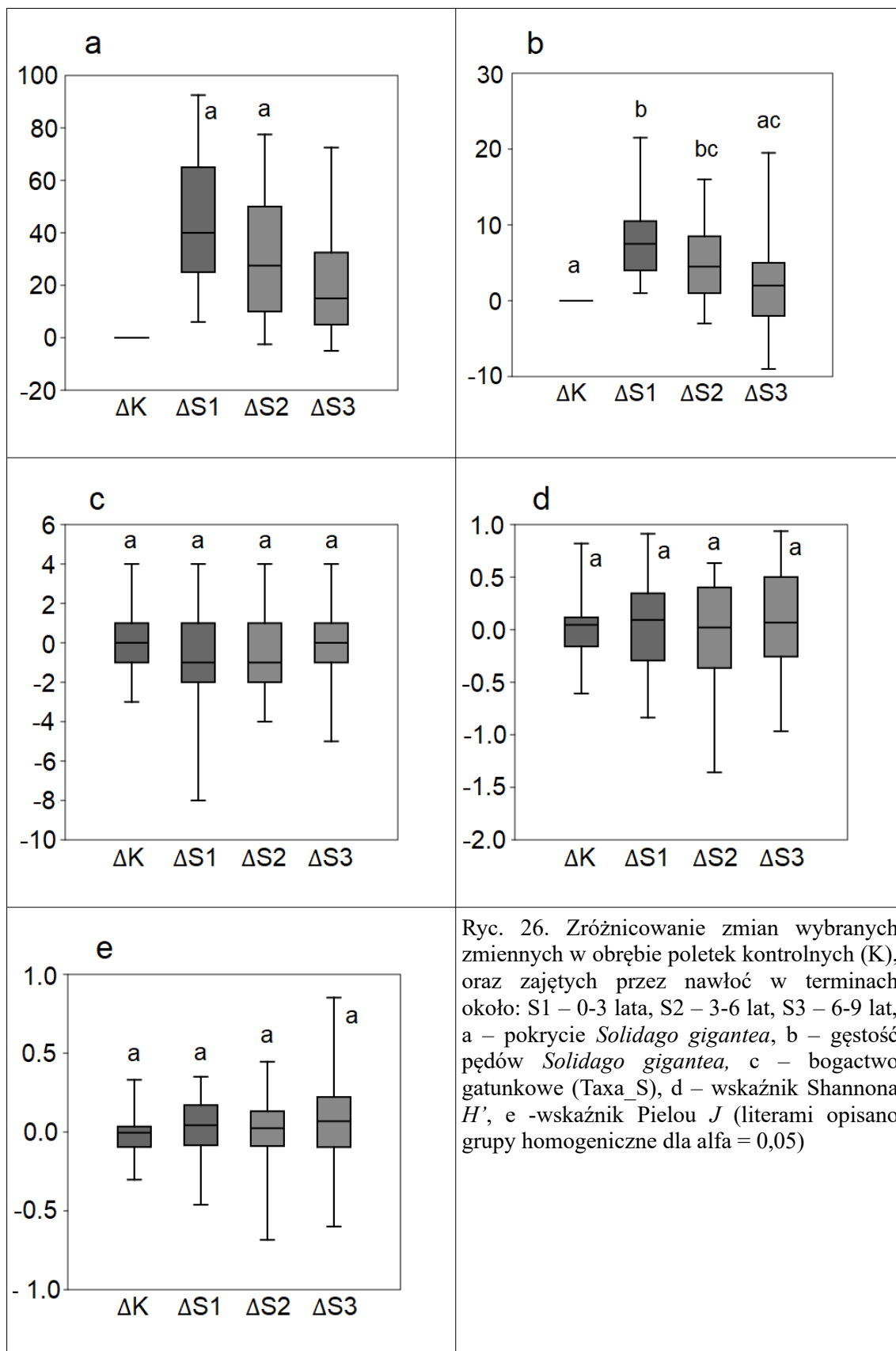
Zestawienie wyników wpływu zmiennych środowiskowych na wybrane miary efektywności nawłoci przedstawiono w Tabeli 16. Najważniejszymi zmiennymi środowiskowymi posiadającymi wpływ na nawłóć były zasobność siedliska (ekologiczna liczba żyzności N) oraz typ siedliska związanego z zalewami (ZAB_RZE), które miały wpływ na cztery z pięciu przyjętych w badaniach wskaźników. Wpływ liczby żyzności we wszystkich przypadkach wpływał pozytywnie na badane miary efektywności *Solidago gigantea*, natomiast wpływ siedlisk nadrzecznych na miary efektywności był negatywny, a jedynie w przypadku tempa rozrostu wegetatywnego nawłoci późnej, był pozytywny.

Tabela 16. Podsumowanie wpływu istotnych statystycznie zmiennych środowiskowych na wybrane miary efektywności nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych badanego odcinka doliny Pilicy („+” oznacza istotny wpływ dodatni, „-” oznacza istotny wpływ ujemny, pełne nazwy przyjętych miar efektywności nawłoci przedstawiono w Tabeli 4)

Pełna nazwa zmiennej objaśniającej	Skrót	SOL_ COV	SOL_ D	SOL_ H	SOL_ DxH	SOL_ L
Bogactwo gatunkowe zbiorowiska (dla poletka 1m ² nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>) [N]	Taxa_S					
Wskaźnik różnorodności Shannona H' (dla poletka 1m ² nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>)	Shannon_H					+
Wskaźnik równomierności Pielou J (dla poletka 1m ² nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>)	Pielou_J					
Proporcja pomiędzy średnią wysokością <i>Solidago gigantea</i> a średnią wysokością roślinności w zbiorowisku	SOL_ROS			+		
Ekologiczna liczba wilgotności obliczona dla poletka (1m ²) nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>	F			+		
Ekologiczna liczba żyzności obliczona dla poletka (1m ²) nie zajętego przez <i>Solidago gigantea</i>	N	+		+	+	+
Siedliska porolne (zmienna binarna)	ZAB_POR					+
Siedliska nadrzeczne (zmienna binarna)	ZAB_RZE	-	-		-	+

4.3.2. Dynamika zagęszczenia i pokrycia nawłoci późnej oraz jej wpływ na różnorodność alfa roślinności

Zmiany w pokryciu *Solidago gigantea* w wybranych grupach poletek przedstawiono na Ryc. 26a. Największy przyrost pokrycia odnotowano w obrębie poletek S1 i S2. Nieco mniejszymi przyrostami charakteryzowały się poletka S3. Podobne zależności odnotowano w przypadku zmian w zagęszczeniu pędów nawłoci (Ryc. 26b), przy czym zmiany na poletkach S3 nie różniły się istotnie od zmian na powierzchniach kontrolnych. Zróznicowanie zmian wybranych wskaźników różnorodności biologicznej (Ryc. 26c-e) okazało się nieistotne.



5. Dyskusja

5.1. Preferencje ekologiczne nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy

Dynamika rozmieszczenia *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy

Odnotowanie *Solidago gigantea* w obrębie sześciu podstawowych (10x10 km) pól kartogramu ATPOL oznacza dwukrotne zwiększenie jej częstości w stosunku do danych historycznych (Zajac i Zajac, 2001). Znaczący wzrost częstości nawłoci późnej odnotowano również z wykorzystaniem metody kartogramu o boku 2x2 km. Pomimo niewielkiej liczby dostępnych danych, wskazuje to na znaczny postęp inwazji na badanym terenie. Szybkość rozprzestrzeniania się nawłoci późnej w początkowych etapach inwazji w Europie wynosiła ok 910 km²/rok (Weber i Jakobs, 2005). Rozprzestrzenianie się tego gatunku może zachodzić na kilka sposobów, z czego na większe odległości nawłoc późna rozmnaża się zwłaszcza generatywnie za pomocą nasion (Soons i Ozinga, 2005), a także wzdłuż cieków wodnych za pomocą przenoszonych przez wodę nasion i fragmentów kłaczy (Weber i Jakobs, 2005).

Pomimo upływu wielu lat od początku inwazji nawłoci późnej w dolinie Pilicy (Tokarska-Guzik, 2005), współczesne rozmieszczenie *Solidago gigantea* w badanym odcinku doliny pozostaje nierównomierne. Największe skupienie stanowisk tego gatunku odnotowano w północnej części doliny, szczególnie w pobliżu rzeki Pilicy, gdzie nawłoc regularnie zasiedla oba brzegi, o ile nie są one zajmowane przez okresowo zalewane zbiorowiska szuwarowe. Południowa część doliny była zdecydowanie słabiej opanowana przez nawłoc późną. Ponadto, nie stwierdzano obecności tego gatunku w dwóch rejonach środkowej części doliny (okolice wsi Różanna i Klamy). Oznacza to, że niektóre fragmenty terenu badań charakteryzują się najprawdopodobniej podwyższoną odpornością na jej inwazję. Południowa część doliny Pilicy wyróżnia się niższym poziomem przekształcenia przez człowieka od części północnej. Znajduje się tam mniej obszarów zurbanizowanych i dróg utwardzonych. Występują tam ponadto rozległe obszary leśne. Rozciągają się one niemal na całej długości terenu badań i kontynuują na przyległych obszarach wysoczyznowych. Niewiele jest tam również pól uprawnych. Dominują natomiast obszary łąkowe, a miejscami także rozległe pastwiska (np. w okolicach Wyśmierzyc). Niższa heterogeniczność krajobrazu jest również czynnikiem ograniczającym występowanie obcych gatunków nawłoci (Kotowska

et al. 2022). Takie naturalne i półnaturalne zbiorowiska, jak lasy czy użytkowane łąki, charakteryzują się większą odpornością na wkraczanie gatunków obcych (Chytrý et al., 2008). Powyższy sposób zagospodarowania terenu w skali krajobrazu jest najprawdopodobniej głównym powodem braku stanowisk nawłoci późnej, pomimo obecności potencjalnie odpowiednich dla niej siedlisk. Odległość rozprzestrzeniania się nasion tego gatunku przy przeciętnych podmuchach wiatru wynosi około 4,24 m, jednak możliwe jest pokonanie dystansu nawet ok. 135,61 m (Soons i Ozinga, 2005). Do głównych wektorów rozprzestrzeniania się nawłoci późnej należy także przemieszczanie nasion wraz z ziemią podczas prac polowych, a także ruch kołowy (Weber i Jakobs, 2005). Taki sposób rozprzestrzenienia jest wysoce prawdopodobny w obrębie przydroży pomiędzy Tomczycami a Ulaskami Stamirowskimi, gdzie po remoncie i położeniu nawierzchni asfaltowej odnotowano liczne, niewielkie stanowiska tego gatunku. Stanowiska te były jedynymi w najbliższej okolicy. Wpływ nierównomiernego rozmieszczenia *Solidago gigantea* oraz związanego z nim braku opanowania wielu potencjalnie dogodnych miejsc w dolinie Pilicy został potwierdzony w szczegółowych badaniach preferencji ekologicznych.

Preferencje ekologiczne nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy

Częstość nawłoci w obrębie 220 powierzchni ekosystemowych była niewielka. Badany odcinek doliny Pilicy charakteryzuje się nierównomiernym rozmieszczeniem *Solidago gigantea*. W wielu potencjalnych miejscach nawłoc późna wciąż nie występuje lecz nie oznacza to, że nie są one zagrożone inwazją. Nierównomierne rozmieszczenie badanego gatunku obcego spowodowało w analizie danych wystąpienie zjawiska tzw. inflacji zer, czyli nadmiernej liczby stanowisk bez obecności nawłoci. Dlatego, aby uwzględnić specyfikę danych w analizach statystycznych, badania wpływu zmiennych środowiskowych na występowanie *Solidago gigantea* podzielono na dwa etapy (Martin et al., 2005). Pierwszym z nich było modelowanie wykonane dla całego zestawu danych, z wykorzystaniem jedynie informacji o obecności badanego gatunku na powierzchniach ekosystemowych. Drugie modelowanie, z wykorzystaniem informacji o obfitości *Solidago gigantea*, wykonano tylko dla tych powierzchni ekosystemowych, na których gatunek ten został odnotowany. Obydwa modele dały częściowo rozbieżne rezultaty, co wynikało z przyjętego w nich

charakteru zmiennej objaśnianej oraz wykorzystanego zakresu powierzchni ekosystemowych.

W pierwszym modelowaniu określono wpływ zmiennych środowiskowych na obecność nawłoci późnej, niezależnie od jej pokrycia. W modelu tym duży udział zmienności wyjaśnionej przypada już samej lokalizacji powierzchni krajobrazowej, co potwierdza nierównomierne rozmieszczenie tego gatunku w dolinie Pilicy. Gatunek ten efektywnie rozprzestrzenia się poprzez wiatr na odległość 10-500 m (Lososová et al., 2023). Odległości mogą być jednak wyższe, podobnie jak w przypadku *Solidago canadensis* (Zhang et al., 2022). Zdolność ta nie doprowadziła jednak do opanowania całego badanego obszaru, mimo wieloletniej obecności tego gatunku w regionie. Na jej obecność ma ponadto negatywny wpływ rosnąca odległość od wód. Oznacza to, że bliskość zbiorników wodnych zwiększa prawdopodobieństwo występowania *Solidago gigantea*. Nawłoc późna jest gatunkiem, który w swoim naturalnym zasięgu związany jest z mokradłami i brzegami rzek (Weber i Jakobs, 2005). Pomimo preferencji do rozprzestrzeniania się z wiatrem, siedliska wilgotne stanowić mogą dla niej cenne przyczółki do kontynuacji inwazji. W bieżącym badaniu preferencje te były zatem zbieżne. Kolejną zmienną, pozytywnie wpływającą na obecność nawłoci, była rosnąca szorstkość terenu w obrębie stanowiska i jego najbliższej okolicy (wskaźnik TRI 50). Podwyższone wartości TRI wskazują na większe zróżnicowanie mikrosiedliskowe terenu, w tym także wilgotnościowe (Stein et al., 2014). Takie zróżnicowanie może przekładać się na większą liczbę potencjalnych mikrosiedlisk odpowiednich do kolonizacji przez *Solidago gigantea*. Ponadto zagospodarowanie rolne wysoce zróżnicowanej powierzchni terenu jest również utrudnione, co w przypadku badanych stanowisk odzwierciedlone jest w negatywnych zależnościach pomiędzy udziałem powierzchni użytkowanej rolnie a obydwoma wskaźnikami TRI. Rosnący udział powierzchni zbiorowisk ruderalnych był również czynnikiem zwiększającym szansę na obecność nawłoci późnej. Odnotowane na terenie badań zbiorowiska ruderalne zazwyczaj związane były z porzuconymi polami, zaburzonymi przydrożami, miejscami po wybieraniu piachu, a nawet (choć rzadko) z niewielkimi dzikimi wysypiskami śmieci. Miejsca takie są często kolonizowane przez wiele gatunków obcych, w tym również przez nawłoc późną (Hejda et al., 2009; Tokarska-Guzik et al., 2012). Zmniejszenie prawdopodobieństwa występowania nawłoci wiązało się również ze

wzrostem udziału zbiorowisk łągów olszowo-jesionowych i wiązowych. Zbiorowiska leśne charakteryzują się zwykle wyższą odpornością na inwazje gatunków obcych (Chytrý et al., 2008). W przypadku doliny Pilicy obecność tych lasów była również czynnikiem ograniczającym występowanie *Solidago gigantea*. Łęgi te, w przeciwieństwie do łągów wierzbowo-topolowych i wiklin nadrzecznych, należą do siedlisk stosunkowo zacienionych (Matuszkiewicz, 2008). Nawłoc późna, która jest gatunkiem światłolubnym (Weber i Jakobs, 2005), najprawdopodobniej nie znajduje w nich odpowiedniego miejsca do rozwoju. Łęgi te należą ponadto do zbiorowisk stosunkowo bogatych gatunkowo (Matuszkiewicz, 2008), a wysoka różnorodność zbiorowisk wiązana jest z potencjalnie ich podwyższoną odpornością na inwazje gatunków obcych (Elton, 1958). Kolejną zmienną pozytywnie wpływającą na prawdopodobieństwo obecności nawłoci, był udział zbiorowisk wydepczyskowych i dróg. Nawłoc późna, a także nawłoc kanadyjska znane są z występowania w tego rodzaju siedliskach (Kotowska et al., 2022). Regularne zaburzenia, a także ułatwienia w transporcie diaspor powodują, że przydroża są miejscami szczególnie podatnymi na inwazje (Pickering, 2022; Santoianni et al., 2024). Za zmniejszenie prawdopodobieństwa występowania nawłoci późnej odpowiadał również rosnący udział zbiorowisk borowych. Bory są zbiorowiskami leśnymi występującymi na glebach ubogich (Matuszkiewicz, 2008). Na terenie badań powstawały one zarówno na drodze naturalnej sukcesji na najbardziej wyniesionych i ubogich terenach, jak również na skutek planowych nasadzeń na gruntach porolnych. Na uzyskany wynik najprawdopodobniej wpłynęło zarówno powiązanie z lokalnie bardziej suchymi i ubogimi siedliskami, mniej odpowiednimi dla *Solidago gigantea* (Weber i Jakobs, 2005), jak i charakter tych zbiorowisk leśnych. Bory sosnowe zazwyczaj rozwijają grubą warstwę próchnicy nadkładowej oraz zwartą warstwę mszystą, która utrudnia osiedlanie się roślin naczyniowych (Matuszkiewicz, 2008), prawdopodobnie w tym również nawłoci późnej. Udział powierzchni użytkowanej rolniczo w obrębie stanowiska charakteryzował się negatywnym wpływem na obecność nawłoci. Co więcej, była to zmienna o najwyższym poziomie istotności ($p < 0,001$) w obrębie całego ostatecznego modelu. Nawłoc późna jest gatunkiem podatnym m.in. na koszenie czy wypas (Świerszcz et al., 2017; Nagy et al., 2020). Wielokrotne koszenie jest wręcz uznawane za skuteczną metodę walki z tym gatunkiem (Weber i Jakobs, 2005). Na

terenie badań gatunku tego nie odnotowywano również w obrębie upraw zbożowych, co ma najprawdopodobniej związek nie tylko ze stosowaniem corocznej orki, ale także herbicydów. W bieżącym modelu, pomimo odnotowania efektów jedynie na poziomie tendencji, obecności nawłoci późnej sprzyjała bliskość rzeki Pilicy oraz większa odległość od terenów wysoczyznowych. Zmienne te były negatywnie skorelowane ze sobą. Może to pośrednio wskazywać na źródło inwazji oraz obsiewu tego gatunku. Obrzeża rzek są ważnym szlakiem migracji dla nawłoci późnej (Weber i Jakobs, 2005).

W drugiej grupie modeli analizowano wpływ zmiennych środowiskowych na obfitość nawłoci, wyrażoną jako logarytm powierzchni zajmowanej przez ten gatunek na danym stanowisku. Uzyskane wyniki w znacznym stopniu różniły się od rezultatów pierwszego modelowania. Na taki stan rzeczy wpływa zarówno fakt, że analizie poddano jedynie stanowiska, na których *Solidago gigantea* została stwierdzona, jak i to, że zwiększone pokrycie nawłoci wynika przede wszystkim z możliwości jej intensywnego rozrostu wegetatywnego, który może nastąpić dopiero w odpowiednich warunkach środowiskowych (Weber i Jakobs, 2005). Rosnąca odległość od wysoczyzny sprzyjała większej obfitości nawłoci późnej. Odnotowanie takiej zależności wskazuje na wyższą częstość dużych stanowisk tego gatunku z dala od terenów pozadolinowych, a pośrednio bliżej koryta Pilicy. Podobne zależności odnotowywane zostały na poziomie tendencji w modelu dla obecności nawłoci. Rozrost wegetatywny *Solidago gigantea* jest procesem długotrwałym (Weber i Jakobs, 2005). Można założyć, że rozległe płaty tego gatunku musiały pojawić się w krajobrazie terenu badań wcześniej, niż płaty mniejsze. Gatunek ten znany jest z możliwości szybkiego rozprzestrzeniania się wzdłuż cieków wodnych, gdzie migrować mogą zarówno jego nasiona, jak i niesione z wodą fragmenty kłaczy (Weber i Jakobs, 2005). Dlatego też zmienna ta najprawdopodobniej wskazuje pośrednio na obrzeża rzeki Pilicy jako źródło inwazji *Solidago gigantea* na terenie badań.

Kolejną zmienną wykazującą pozytywny wpływ na powierzchnię zajmowaną przez nawłoc późną jest rosnąca odległość od drogi. Wynik ten teoretycznie stoi w sprzeczności z uzyskanym w poprzednim modelu, jednak w rzeczywistości wskazuje przede wszystkim, że bliżej dróg odnotowywano stanowiska mniej obfite. Z jednej strony obecność dróg sprzyja rozprzestrzenianiu się tego gatunku (Weber i Jakobs, 2005; Kotowska et al., 2024), z drugiej natomiast – jako istotny element

infrastruktury gospodarczej (Klepacka-Sulima i Klepacki, 2019) – sprzyja utrzymaniu ciągłości użytkowania rolnego przylegających terenów. Znaczna część przydroży jest ponadto regularnie wykaszana w ramach utrzymania infrastruktury dojazdowej. Użytkowanie rolne i koszenie poboczy są czynnikami limitującymi rozrost wegetatywny nawłoci (Świerszcz et al., 2017; Nagy et al., 2020), mimo obecności odpowiedniego do kolonizacji siedliska. Kolejną zmienną, która negatywnie wpływała na obfitość nawłoci późnej, jest odległość od wody. Nawłoc to gatunek wilgociolubny (Weber i Jakobs, 2005), natomiast tereny położone bliżej wód charakteryzują się zazwyczaj wyższym poziomem uwilgotnienia. Odpowiednie siedlisko może więc sprzyjać jej szybkiemu rozrostowi klonalnemu. Ponadto, tereny mokradłowe są trudniejsze w zagospodarowaniu rolnym i przez to ich użytkowanie jest częściej zarzucane (Kolecka, 2021). Brak ograniczania rozrostu nawłoci przez użytkowanie kośne lub pastwiskowe może stanowić dodatkowy czynnik pośrednio wpływający na uzyskany wynik. Lokalny wzrost zróżnicowania wysokościowego terenu jest również czynnikiem sprzyjającym zwiększeniu pokrycia nawłoci. Może się on przekładać zarówno na obecność większej liczby mikrosiedlisk dogodnych do zasiedlenia, jak i na trudności w utrzymaniu zagospodarowania rolnego na obszarach o nierównym ukształtowaniu. Obecność licznych wyniesień i obniżen terenowych stanowi problem dla współczesnego, silnie zmechanizowanego rolnictwa (Musiał, 2006). Wysoki udział zbiorowisk okrajowych również negatywnie wpływał na wielkość stanowisk *Solidago gigantea*. Ze względu na obecność zaburzeń w postaci wysokich wód i brak zagospodarowania rolnego (Matuszkiewicz, 2008), gatunek ten wykazuje preferencje do tego typu roślinności. Okrajki nadrzeczne są ponadto odpowiednikiem naturalnych siedlisk nawłoci w zasięgu pierwotnym (Weber i Jakobs, 2005). Taka reakcja może być więc spowodowana bliżej nieokreślonymi, dodatkowymi zależnościami pomiędzy nawłocią późną a typowym dla niej rodzajem siedliska. Podobnie, znaczny udział muraw ograniczał obfitość badanego gatunku. Siedliska muraw charakteryzują się zarówno złymi warunkami wodnymi, jak i niską żyznością (Matuszkiewicz, 2008). Są więc nieodpowiednie do szybkiego rozwoju *Solidago gigantea*. Negatywny wpływ na pokrycie nawłoci późnej miał również zwiększony udział łągów olszowo-jesionowych i wiązowych, co odnotowane zostało również w modelu dla obecności tego gatunku. Są to zbiorowiska stosunkowo zacienione (Matuszkiewicz, 2008), przez co nie stanowią

one dobrego siedliska dla światłożądnej nawłoci późnej (Weber i Jakobs, 2005). Ponadto, w modelu pokrycia, odnotowano negatywny wpływ zbiorowisk olsowych. *Solidago gigantea*, jakkolwiek jest gatunkiem wilgociolubnym, nie lubi charakterystycznego dla olsów zalewania siedlisk (Weber i Jakobs, 2005). Zalew jest wręcz uważany za jeden z bardziej skutecznych sposobów jej eradykacji (Nagy et al., 2020). Podobne zależności odnotowano również w przypadku zbiorowisk wodnych i szuwarowych. W często zalewanym krajobrazie nawłóć może utrzymać się najprawdopodobniej jedynie w lokalnie wyżej położonych miejscach, przez co jej płaty nie mogą osiągać znacznych powierzchni. Negatywną zależność uzyskano ponadto dla zwiększonego udziału zbiorowisk segetalnych pól uprawnych. W przypadku zagospodarowania ornego nawłóć jest traktowana jako chwast i usuwana, prawdopodobnie także z wykorzystaniem herbicydów. Regularne zaburzenia w postaci orki najprawdopodobniej nie pozwalają również na jej trwałe osiedlanie się. Dużych płatów nawłoci nie odnotowywano również w zbiorowiskach zaroślowych. Przyczyną tego była najprawdopodobniej rosnąca konkurencja ze strony drzew i krzewów, uniemożliwiająca tworzenie się zwartych i rozległych płatów *Solidago gigantea*. Rosnący udział zbiorowisk wydepczyskowych oraz powierzchni dróg również utrudniał powstawanie rozległych płatów omawianego gatunku. Regularne zaburzenia, jakimi są wydeptywanie i ruch pojazdów kołowych negatywnie wpływają na większość gatunków roślin, pozwalając na wzrost jedynie najbardziej odpornych na nie gatunków wydepczyskowych, a czasami skutkując całkowitym zanikiem roślinności (Matuszkiewicz, 2008). Podobnie powierzchnia nawłoci ograniczana była przez obecność wilgotnych, świeżych i cennych łąk. Zbiorowiska te zwykle zajmują rozległe powierzchnie i są przeważnie użytkowane na terenie badawczym. Użytkowanie kośne lub pastwiskowe skutecznie ogranicza występowanie nawłoci (Świerszcz et al., 2017; Nagy et al., 2020), a dodatkowo łąki należą do ekosystemów o większej odporności na inwazje (Chytrý et al., 2008). W drugiej grupie modeli nie odnotowano wpływu rejonu badań na uzyskane wyniki. Efekt ten został zredukowany całkowicie na skutek wybrania jedynie stanowisk zasiedlonych przez nawłóć.

Prawdopodobny przebieg inwazji i preferencje ekologiczne nawłoci w krajobrazie badanego odcinka doliny Pilicy.

Na podstawie uzyskanych wyników uznano, że badana część doliny Pilicy wciąż objęta jest intensywnym rozprzestrzenianiem się nawłoci późnej, na co wskazują zarówno obecność rejonów przez nią nieopanowanych, jak i duży wpływ lokalizacji powierzchni krajobrazowej na uzyskane w pierwszym modelowaniu zależności. Brzegi koryta rzeki Pilicy okazały się najbardziej prawdopodobnym pierwotnym źródłem inwazji *Solidago gigantea* na terenie badań. Gatunek ten może następnie rozprzestrzeniać się wzdłuż lokalnych szlaków migracji, takich jak drogi i wody. Obiekty takie wskazywane są często jako potencjalne szlaki migracji nawłoci późnej (Weber i Jakobs, 2005). Jednak ze względu na intensywne zaburzenia lub konkurencję, nie tworzy w ich obrębie zwartych i rozległych płatów. Jej inwazji sprzyja lokalnie zwiększone zróżnicowanie wysokościowe terenu (TRI_50). Zróżnicowanie takie pozytywnie wpływa zarówno na zwiększenie liczby dostępnych mikrosiedlisk, jak i warunków wilgotnościowych (Stein et al., 2014), co przekładać się może również na ułatwienie rozmnażania generatywnego. Inwazję tę z kolei znacznie utrudnia zagospodarowanie rolne (zwłaszcza łąkowo-pastwiskowe) doliny Pilicy, które ogranicza zarówno liczbę jej stanowisk, jak i ich wielkość. Ponadto inwazji tej nie sprzyja obecność łągów olszowo-jesionowych i wiązowych oraz borów. Stanowią one najprawdopodobniej zarówno potencjalne przeszkody terenowe dla diaspor, nie sprzyjają one obecności światłolubnej nawłoci warunkami siedliskowymi, jak i stanowią ekosystemy o większym stopniu naturalności, a tym samym o większej odporności na inwazje. Pomimo preferencji do siedlisk wilgotnych, nawłoc unika również typowych terenów zalewowych. Z powodzeniem osiedla się natomiast w obrębie zbiorowisk ruderalnych (Weber i Jakobs, 2005). Z kolei tam, gdzie mikrosiedliskowe zróżnicowanie powierzchni terenu (TRI_5) jest większe, jest w stanie osiągnąć największe pokrycia. Powodem tego jest najprawdopodobniej zarówno zwiększona liczba odpowiednich dla niej mikrosiedlisk, jak i trudności w trwałym i pełnym zagospodarowaniu rolnym terenu.

Wnioski dla zarządzania inwazją *Solidago gigantea* w skali krajobrazu doliny Pilicy

Inwazja nawłoci późnej na badanym odcinku doliny najprawdopodobniej rozpoczęła się od brzegów koryta rzeki Pilicy. Stanowią one obecnie jej rezerwuar. Jednak ze względu na charakter występujących tu siedlisk, miejscami z dużym udziałem łągów wierzbowo-topolowych, wiklin nadrzecznych i przede wszystkim okrajków nadrzecznych (Osuchowska, 1995; Piątkowski et al, 2018), chronionych jako siedliska Natura 2000, rezerwuar ten wydaje się być niemożliwy do usunięcia. W celu ograniczenia dalszego rozprzestrzeniania się *Solidago gigantea* w skali krajobrazu badanego odcinka doliny Pilicy należałoby w pierwszej kolejności ograniczyć drogi jej migracji w niezasiedlone jeszcze części doliny, czyli zwrócić uwagę na przydroża, drobne ciek i rowy melioracyjne. Nawłoc późna może się wydajnie rozsiewać na odległość ok. 135,61 m (Soons i Ozinga, 2005). Przerwanie dróg migracji można by najprawdopodobniej osiągnąć poprzez np. zwiększenie częstości i dokładności koszenia przydroży i rowów w obrębie pasów terenu o szerokości kilkuset metrów. Ponadto w miejscach, gdzie utrudnione jest prowadzenie gospodarki rolnej, można rozważyć celowe zalesienia terenu w kierunku łągowym. Oprócz naturalnych barier, jak murawy czy miejsca regularnie zalewane (olsy i łożowiska), powinny one stanowić dodatkową przeszkodę do dalszego rozprzestrzeniania się nawłoci w krajobrazie. Łąki należą do bogatych gatunkowo, cennych zbiorowisk półnaturalnych (Matuszkiewicz, 2008), często chronionych jako siedliska Natura 2000. Utrzymanie ich użytkowania w dolinie Pilicy należy do działań priorytetowych. Ostatnimi laty problem porzucania terenów rolnych zmniejsza się (Ortyl et al., 2024), co może sprzyjać dalszemu przywracaniu użytkowania łąk w dolinie Pilicy. Ponadto, w celu ograniczenia lub likwidacji istniejących już dużych stanowisk *Solidago gigantea* w dolinie Pilicy, warto by wprowadzić użytkowanie kośne na porzuconych polach. Takie przywracanie użytkowania rolnego terenu widoczne było np. na obszarze powierzchni krajobrazowej nr 1. W tym przypadku, na dawnych gruntach rolnych prowadzone było regularne koszenie, a użytkowana ruń przekształcała się w kierunku zbiorowisk łąk świeżych ze związku *Arrhenatherion*. W przeciwnym razie, zbiorowiska te mogą przekształcać się w zbiorowiska ruderalne (np. *Artemisio-Tanacetum*), w których nawłoc późna jest w stanie osiągnąć współdominację, jak to ma miejsce np. w przypadku powierzchni porolnych pod Tomczycami.

5.2. Wpływ nawłoci późnej na różnorodność roślinności doliny Pilicy

Zróżnicowanie różnorodności alfa

Spadek różnorodności alfa jest częstym skutkiem inwazji gatunków obcych (Hejda et al., 2009; Moroń et al., 2009; Künzi et al., 2015). W przeprowadzonych badaniach również został zaobserwowany ogólny spadek różnorodności alfa badanej roślinności, jednak wyjątkowo zachowała się w tym przypadku roślinność okrajków nadrzecznych.

Redukcja bogactwa gatunkowego (wskaźnik Taxa S) została stwierdzona dla większości przypadków we wszystkich trzech analizowanych skalach przestrzennych. Nie nastąpiła ona jedynie na poziomie synuzjalnym zbiorowisk okrajkowych. Spadek liczby gatunków w zbiorowiskach zajętych przez *Solidago gigantea* był już obserwowany np. w przypadku łąk wilgotnych (Moroń et al., 2009). Jednak w innych przypadkach negatywny efekt inwazji nie był klarowny, np. w półruderalnych zbiorowiskach zdominowanych przez pospolite chwasty (Hejda et al., 2009). Podobnie niejednoznaczne efekty dawała inwazja na łąkach i mokradłach (Scharfy et al., 2009). Roślinność badana przez powyższych autorów była podobna do roślinności badanej w dolinie Pilicy. Różnice w uzyskanych rezultatach mogą częściowo wynikać z rozmiaru poletek badawczych. W przypadku zbiorowisk okrajkowych badanych w tej pracy, negatywny wpływ nawłoci późnej na zbiorowiska różnił się w zależności od przyjętej skali przestrzennej. Innym możliwym powodem specyficznej odpowiedzi okrajków nadrzecznych na inwazję nawłoci może być względnie niskie bogactwo gatunkowe tego typu roślinności (Matuszkiewicz, 2008). Uważa się, że w zbiorowiskach charakteryzujących się niskim bogactwem gatunkowym negatywne konsekwencje inwazji w stosunku do różnorodności biologicznej mogą być słabiej wyrażone (Kiełtyk i Delimat, 2019).

Wysokie pokrycie i znaczna różnica w wysokości pomiędzy gatunkiem obcym a rodzimą roślinnością są czynnikiem wpływającym na spadek wartości wskaźnika H' Shannona (Hejda et al., 2009). W bieżących badaniach wskaźnik ten zmieniał się zarówno pod wpływem zmiany skali przestrzennej, jak i typu roślinności. W skali krajobrazu odnotowano jego spadek. Największy spadek jego wartości odnotowano dla muraw napiaskowych, zarówno w skali synuzjalnej, jak i w skali

płatów roślinności. Murawy należą do najniższych i najbardziej oligotroficznych typów roślinności w Europie (Mucina et al., 2016). Dlatego, pomimo stosunkowo niewielkiego pokrycia, jakie odnotowano dla *Solidago gigantea* w tym typie roślinności, ich roślinność mogła zostać negatywnie przekształcona w tak dużym stopniu. Mocny spadek wartości wskaźnika H' Shannona jako skutek inwazji w siedliskach oligotroficznych był już odnotowany dla spokrewnionej z badanym gatunkiem *Solidago canadensis* (Künzi et al., 2015). Ponieważ biologia tych dwóch gatunków jest w pewnym stopniu podobna, nie można wykluczyć, że w bieżących badaniach odnotowano podobny proces. W przypadku niżowych łąk, nie odnotowano istotnych różnic w wartościach wskaźnika Shannona. Niewielki spadek jego wartości odnotowano w przypadku porzuconych pól, zwłaszcza w skali synuzjalnej. Z drugiej strony inwazja *Solidago gigantea* w zbiorowiskach okrajowych spowodowała wzrost wartości wskaźnika H' , zwłaszcza w skali płatów zbiorowiska. W skład gatunkowy okrajków nadrzecznych wchodzi wiele wysokich ziół (Matuszkiewicz, 2008; Mucina et al., 2016), które wielkością dorównują lub wręcz przewyższają nawłóć późną. Zgodnie z Hejdą et al. (2009), podobna wysokość gatunku inwazyjnego i zasiedlanej przez niego roślinności może być przyczyną jego niewielkiego negatywnego na nią wpływu.

W obrębie roślinności zajętej przez gatunek obcy często dochodzi do spadku wartości wskaźnika wskaźnika Pielou J (Hejda et al., 2009). Z drugiej strony, brak zmian tego wskaźnika również jest możliwy (np. Diekmann et al., 2016). W bieżących badaniach raczej nie odnotowywano zmian wskaźnika równomierności Pieloua jako skutku inwazji nawłoci późnej, niezależnie od przyjętej skali przestrzennej. Wyjątkiem była natomiast roślinność okrajków nadrzecznych, gdzie odnotowano statystycznie istotny wzrost jego wartości. Spadek wartości tego wskaźnika w obrębie oligotroficznych zbiorowisk był odnotowany dla *Solidago canadensis* (Künzi et al., 2015). Podobnie, w wykonanych w tej pracy badaniach, niewielki spadek zaobserwowano w przypadku inwazji *Solidago gigantea* w zbiorowiskach murawowych. Wzrost wartości wskaźnika J zachodzi wraz ze wzrostem liczby gatunków o podobnym pokryciu, niezależnie od jego bezwzględnej wartości. Pomimo tego, że może on być również powiązany z odpornością danego zbiorowiska roślinnego na inwazję (Hejda et al., 2009), może też odzwierciedlać jego produktywność (Mattingly et al., 2007). W bieżącym przypadku wydaje się, że wzrost wskaźnika Pielou J

w obrębie zasiedlonych przez nawłóć późną zbiorowisk okrajowych mogłyby być powiązany także z niewielkim spadkiem bogactwa gatunkowego przy niewielkiej frekwencji gatunków dominujących.

Zróżnicowanie różnorodności beta

W większości przypadków podobieństwa pomiędzy roślinnością zajęta przez nawłóć późną oraz od niej wolną spadały we wszystkich skalach przestrzennych, zarówno dla wskaźnika Bray-Curtis, jak i Jaccarda. Zgodnie z Oldenem i Rooney (2006), wskazuje to raczej na brak zachodzenia procesu homogenizacji biotycznej, a występowanie dyferencjacji biotycznej. Takie wyniki dotyczyły zwłaszcza łąk niżowych oraz porzuconych pól, zarówno na poziomie synuzjalnym, jak i płatów zbiorowisk. Silny efekt był widoczny również w przypadku muraw napiaskowych na poziomie płatów zbiorowisk, a także na poziomie krajobrazu doliny. Spadek podobieństwa pomiędzy badanymi obiektami może również wskazywać na zmiany sukcesyjne roślinności (Prach et al., 2004). Kombinacja wzrostu różnorodności beta dla płatów zajętych przez nawłóć z zauważalnym spadkiem różnorodności alfa może też sugerować zachodzenie procesu związanego z zanikaniem lub przetrwaniem niektórych gatunków rodzimych. Mogłoby to być skutkiem zdolności *Solidago gigantea* do tworzenia gęstych i jednorodnych płatów (Weber i Jakobs, 2005). Taki wpływ może być odzwierciedlony jako stosunkowo duża zmiana roślinności, odzwierciedlona we wskaźnikach Bray-Curtis i Jaccard. Takie zmiany nie dotyczyły natomiast zbiorowisk okrajków nadrzecznych. Inwazja nawłoci późnej nie wpłynęła na zmianę różnorodności beta w tym przypadku. Co więcej, wskaźnik Jaccarda istotnie wzrósł w przypadku skali synuzjalnej. To może sugerować zarówno rozprzestrzenianie się niektórych, bardziej odpornych gatunków w obrębie badanych płatów (bloków poletek), jak i zanikanie najmniej licznych taksonów. Jednak z powodu niejasnej reakcji wskaźnika Bray-Curtis, bazującego na pokryciach poszczególnych gatunków, zanikanie rzadszych gatunków wydaje się być tutaj bardziej prawdopodobne. Wskazywałby na to również wzrost wskaźnika *J* zarówno na poziomie synuzjalnym, jak i płatów roślinności. Sugerowałoby to występowanie homogenizacji biotycznej zbiorowisk okrajowych na poziomie synuzjalnym. Zmiany w zbiorowiskach były tutaj najmniejsze, co jest widoczne jako duże podobieństwa wskaźnika Bray-Curtis. Widoczne były one również, choć jedynie

w formie tendencji, dla wskaźnika Jaccarda. Z pewnością jednak zaobserwowane zmiany roślinności okrajków nadrzecznych różniły się mocno od zmian zaobserwowanych w innych typach roślinności.

Możliwe mechanizmy wpływające na specyficzne zmiany różnorodności okrajków nadrzecznych

Próbkowanie różnych typów roślinności zajętej przez gatunek obcy może prowadzić do uzyskiwania różnych wyników jego wpływu na różnorodność biologiczną, także w przypadku *Solidago gigantea* (Hejda et al., 2009; Moroń et al., 2009; Scharfy et al., 2009). Taka zależność może być obserwowana także w przypadku innych gatunków obcych. Zbiorowiska nadrzeczne są znane ze swojej wysokiej odporności na negatywne wpływy zasiedlających je gatunków obcych, np. niecierpka gruczołowatego (*Impatiens grandulifera*). Wydaje się, że mogą być one o wiele bardziej odporne niż zbiorowiska łąkowe (Hejda i Pyšek, 2006). Podobne zależności, sugerujące wysoką odporność zbiorowisk okrajków nadrzecznych na inwazję *Solidago gigantea*, odnotowano także w bieżącym badaniu.

W badaniach nad mechanizmami inwazji gatunków obcych często wykorzystuje się zestaw hipotez i koncepcji, które ułatwiają interpretację ich rezultatów (Richardson i Pyšek, 2007; Ricciardi i MacIsaac, 2008). Zazwyczaj oczekuje się, że zbiorowiska charakteryzujące się wyższą różnorodnością biologiczną mają tendencję do bycia mniej podatnymi na inwazję gatunków obcych, niż zbiorowiska ubogie gatunkowo, w ramach hipotezy „różnorodności a podatności na inwazję” (Elton, 1958; Levine i D’Antonio, 1999). Taka zależność jest wyjaśniana założeniem, że wyższe bogactwo gatunkowe powinno wpływać na lepsze wypełnienie dostępnych niszek ekologicznych i tym samym skutkować mniejszą podatnością na wkroczenie gatunków obcych. Pomimo tego, że takie zależności są obserwowane (np. Dimitrakopoulos et al., 2005; McDoughal, 2005), niektóre badania przeczą takim założeniom (np. Foster et al., 2002; Hejda i de Bello, 2013). Podobnie, w bieżącym badaniu roślinność okrajków nadrzecznych okazała się najbardziej odporna na inwazję *Solidago gigantea* pomimo faktu, że posiadała ona najniższe bogactwo gatunkowe spośród wszystkich badanych typów roślinności. Obecność rodzimych gatunków o podobnych preferencjach

ekologicznych do gatunku inwazyjnego wpływa na wzrost odporności na jego inwazję (Pyšek i Pyšek, 1995; Xu et al., 2004; Hejda i de Bello, 2013). Brzegi rzek należą do najważniejszych naturalnych siedlisk *Solidago gigantea* w obrębie rodzimego zasięgu (Weber i Jakobs, 2005). Badane w tej pracy zbiorowiska okrajków nadrzecznych charakteryzowały się wysoką roślinnością, z dużym udziałem gatunków klonalnych, podobnie jak to ma miejsce w obrębie innych regionów środkowej Europy (Myśliwy, 2019). Spośród wszystkich czterech badanych typów roślinności okrajki nadrzeczne były najbardziej podobne do roślinności, jaką nawłóć późna zasiedla w obrębie pierwotnego zasięgu. Dlatego pojawienie się silnego konkurenta, jakim jest *Solidago gigantea* (Jakobs et al., 2004), mogło mieć niewielki wpływ na roślinność okrajków nadrzecznych, co odzwierciedliło się we względnie niskim spadku bogactwa gatunkowego oraz wzrostem wartości wskaźników H' oraz J' . Ten ostatni miał najprawdopodobniej związek z niewielką homogenizacją okrajków obserwowaną na poziomie synuzjalnym. Było to odzwierciedlone także w najmniejszej różnorodności beta, czyli największym podobieństwie pomiędzy blokami poletek zajętych przez nawłóć późną i od niej wolnymi, w porównaniu do pozostałych typów roślinności. Wskazuje to na najmniejszą zmianę w roślinności okrajków nadrzecznych po wystąpieniu inwazji.

Negatywny wpływ nawłoci na zbiorowiska roślinne jest zwykle związany z ich zdolnością do monopolizowania przestrzeni w obrębie zajmowanego płatu (Pyšek i Pyšek, 1995; Hejda et al., 2009). W bieżącym badaniu zarówno okrajki nadrzeczne, jak i murawy napiaskowe, były w znacznie mniejszym stopniu zmonopolizowane przez *Solidago gigantea*, co uwidoczniło się w jej niższych wartościach pokrycia. Jednak murawy napiaskowe doświadczyły znacznie większego spadku różnorodności alfa niż okrajki nadrzeczne. Duże różnice wysokości pomiędzy gatunkiem inwazyjnym a zbiorowiskiem, które zajmuje mogą być powodem dużych strat w różnorodności biologicznej (Hejda et al., 2009). Okrajki nadrzeczne charakteryzują się znacznie większą wysokością roślinności niż murawy napiaskowe (Matuszkiewicz, 2008; Mucina et al., 2016), co było widoczne również na terenie badań. Z tego powodu obserwowane zróżnicowanie reakcji pomiędzy tymi dwoma typami roślinności mogło wynikać z różnic pomiędzy wysokością ich roślinności.

Obecność zaburzeń, zarówno naturalnych jak i antropogenicznych, jest uważana za jeden z najważniejszych czynników ułatwiających wystąpienie inwazji biologicznych (Levine et al., 2003; Nobis et al., 2016). W bieżącym badaniu dwa typy roślinności były bezpośrednio związane z zaburzeniami. Porzucone pola uprawne były do niedawna regularnie zaburzane poprzez orkę, natomiast okrajki nadrzeczne przez przepływy wód podczas wysokich stanów rzeki. Te dwa typy zaburzeń różnią się od siebie istotnie. Orka związana jest z niszczeniem całych zbiorowisk roślinnych, natomiast zalewy są zwykle krótkotrwałe i umożliwiają przeżycie większości z obecnych w płatach rodzimych gatunków (Tockner i Stanford, 2002; Mucina et al., 2016). Powodzie są znane z ułatwiania inwazji gatunków w dolinach rzecznych (Čuda et al., 2017). Gatunki obce korzystają również z zarzucania rolnictwa (Queiroz et al., 2014), natomiast miejsca ruderalne należą do szczególnie zagrożonych spadkiem różnorodności biologicznej na skutek inwazji *Solidago gigantea* (Weber i Jakobs, 2005). W bieżącym badaniu nastąpił wyraźny spadek różnorodności biologicznej na porzuconych polach, jednak nie odnotowano go w obrębie roślinności okrajków nadrzecznych. Powodem uzyskania takiego wyniku jest najprawdopodobniej znacznie mniejszy udział wolnej, niezasiedlonej przez rośliny przestrzeni, powstającej na skutek zaburzeń rzecznych, a tym samym przetrwanie większości gatunków *in situ*, w tym gatunków charakterystycznych dla późniejszych faz sukcesji ekologicznej (Planty-Tabacchi et al., 1996).

Wysoka odporność roślinności okrajków nadrzecznych na inwazję nawłoci późnej, w porównaniu z pozostałymi typami roślinności, wynika najprawdopodobniej z faktu, że jest to typ roślinności podobny do tego w jej pierwotnym zasięgu geograficznym. Siedliska nadrzeczne charakteryzują się podobną do *Solidago gigantea* wysokością roślinności, z dużym udziałem gatunków klonalnych. Z tego powodu nawłoc późna nie była w stanie tworzyć zwartych, jednorodnych płatów w ich obrębie i obniżać ich różnorodności. Z drugiej strony, zaobserwowano ich homogenizację biotyczną na poziomie synuzjalnym oraz podwyższenie wskaźnika ich równomierności. Taka reakcja była charakterystyczna jedynie dla tego typu roślinności i wymaga dodatkowych badań w przyszłości.

Wnioski dla zarządzania inwazją *Solidago gigantea*

Doliny rzeczne są znane jako centra różnorodności biologicznej (Ward et al., 2002). W ich obrębie znajdują się cenne zbiorowiska roślinne, jak murawy napiaskowe, okrajki czy łąki nadrzeczne. Z drugiej strony znane są z wysokiego bogactwa gatunków obcych (Nobis et al., 2016). Zarzucanie ich użytkowania rolnego może prowadzić do szybkiego rozprzestrzeniania się gatunków nierodzimych (Queiroz et al., 2014). Nawłóć późna jest gatunkiem, który odniósł duży sukces w zasiedlaniu środkowej Europy (Weber 1998; Weber i Jakobs, 2005; Tokarska-Guzik, 2005). Opanowała ona wiele siedlisk, stanowiąc zagrożenie dla wielu ich cennych typów. Uzyskane w tym badaniu wyniki sugerują, że inwazja *Solidago gigantea* nie stanowi znacznego zagrożenia dla rodzimej różnorodności biologicznej w obrębie roślinności okrajków nadrzecznych. Jednak w przypadku innych typów roślinności, jak murawy napiaskowe, łąki niżowe oraz porzucone pola, sytuacja okazuje się zupełnie inna. Wilgotne łąki i murawy napiaskowe należą do roślinności ustępującej i z tego powodu zagrożonej (Yoyce, 2004; Wolff et al., 2017; Dengler et al., 2020). Aby przetrwać, potrzebują aktywnych metod ochrony. W celu zachowania ich różnorodności biologicznej potrzebne jest usuwanie nawłoci późnej.

Do najskuteczniejszych metod usuwania nawłoci późnej należą regularny wypas, koszenie lub zalewanie terenu. Nie wypracowano jednak wciąż wieloletnich planów postępowania z tym gatunkiem (Weber i Jakobs, 2005; Nagy et al., 2020). Wypas i koszenie są szczególnie odpowiednie dla zbiorowisk łąkowych i murawowych, a nawet dla roślinności porzuconych pól uprawnych. Z drugiej strony taka forma użytkowania może szkodzić zbiorowiskom okrajków nadrzecznych, ponieważ nie jest zgodna z ekologią tego zbiorowiska. Dlatego wykorzystanie wypasu i koszenia w celu usuwania *Solidago gigantea* z nieużytkowanych zbiorowisk okrajków nadrzecznych, bez przekształcenia ich roślinności, wydaje się być niemożliwe. Najskuteczniejsze odtwarzanie siedlisk powinno nie tylko redukować obfitość gatunków obcych, lecz także podnosić odporność rodzimych zbiorowisk roślinnych (Nagy et al., 2020). Stąd w przypadku okrajków nadrzecznych, najlepszym rozwiązaniem wydaje się być ich zalewanie lub przestrzenna izolacja od pozostałych części doliny.

Podejście oparte na odporności ekosystemów (ang. ecosystem resilience) może stanowić podstawę polityki, poprzez powiązanie zarządzania inwazjami biologicznymi z negocjowaniem kompromisów między usługami ekosystemów (Chaffin et al., 2016). W niniejszym badaniu udało się określić nie tylko zmiany różnorodności alfa i beta czterech analizowanych typów roślinności, należących do głównych nieleśnych zbiorowisk zasiedlanych przez ten gatunek, ale i uzyskać dane na temat odporności tych ekosystemów na inwazję tego gatunku. Inwazja *Solidago gigantea* w Polsce jest zaawansowana, przez co całkowite usunięcie tego gatunku jest obecnie niemożliwe. Dlatego wprowadzanie zabiegów mających na celu jej eradykację powinno dotyczyć głównie obszarów cennych (Weber i Jakobs, 2005; Szymura et al., 2016). Na podstawie uzyskanych w tym badaniu wyników można stwierdzić, że na obszarze dolin rzecznych konieczne jest usuwanie nawłoci późnej ze zbiorowisk łąkowych i murawowych, charakteryzujących się względnie niższą odpornością na inwazję. Nieco niższy priorytet można nadać porzuconym polom. Okazały się one bardzo podatne na inwazję tego gatunku, jednak charakteryzują się one znacznie niższą wartością przyrodniczą. Najmniej uwagi można poświęcić roślinności okrajków nadrzecznych, pomimo ich wysokiej wartości przyrodniczej. Powodem tego jest stwierdzenie ich stosunkowo wysokiej odporności na inwazję. Wszystkie te cztery typy roślinności często sąsiadują ze sobą w dolinach rzecznych zarówno w dolnej części doliny Pilicy, jak i w obrębie innych środkowoeuropejskich rzek. Niestety sąsiedztwo to może powodować komplikacje w podejmowaniu decyzji dotyczących kontroli rozprzestrzeniania się nawłoci późnej.

5.3. Efektywność nawłoci i jej wpływ na różnorodność alfa roślinności

Na możliwość wystąpienia skutecznej inwazji gatunku obcego ma wpływ wiele czynników. Należy do nich przede wszystkim sama zdolność gatunku do zasiedlania roślinności, obecność odpowiednich dla niego siedlisk, a także wystąpienie odpowiednich interakcji biotycznych z zasiedlanym zbiorowiskiem roślinnym (Alpert et al., 2000; Gioria et al., 2023). Do najważniejszych czynników mających wpływ na sukces gatunków obcych należy konkurencja o światło (Gioria i Osborne, 2014). Nawłoc późna podejrzewana jest o ewolucyjny wzrost efektywności w nowych

warunkach w Europie, co pozytywnie koresponduje z „hipotezą ewolucji zwiększonej konkurencyjności” (EICA) (Jakobs et al., 2004). Najprawdopodobniej właśnie dzięki temu w Europie jest w stanie skutecznie zasiedlać również siedliska o mniejszej wilgotności (Weber i Jakobs, 2005). Efektywność gatunków obcych może jednak zmieniać się w zależności od zróżnicowania warunków środowiskowych oraz samej roślinności.

Wskaźnik pokrycia (SOL_COV)

Wartość pokrycia gatunku w fitosocjologii oznacza udział zajętej przez niego przestrzeni (Wysocki i Sikorski, 2009), przez co odzwierciedla jego zdolności do konkurencji. Na wzrost pokrycia nawłoci późnej istotny pozytywny wpływ miała ekologiczna liczba żyzności (N). Oznacza to, że w środowiskach charakteryzujących się wyższą żyznością efektywność *Solidago gigantea* mierzona jej pokryciem była wyższa. Nawłoc późna wykazuje preferencje do siedlisk żyznych (Weber i Jakobs, 2005). Wynika z tego, że stwierdzona zależność jest zgodna z oczekiwaniami. Z kolei negatywny wpływ zmiennej zaburzeń nadrzecznych na pokrycie nawłoci może oznaczać, że gatunek ten w omawianych zbiorowiskach nie jest w stanie osiągnąć charakterystycznego dla siebie zwarcia pędów równoważnego ze zdominowaniem przestrzeni. Wskazuje to na istnienie naturalnej odporności tych zbiorowisk na inwazję *Solidago gigantea*, prawdopodobnie związaną z większą konkurencją podobnych ekologicznie gatunków (Funk et al., 2008).

Zagęszczenie pędów

Zagęszczenie nawłoci późnej waha się zwykle od 29 do 167 pędów na metr kwadratowy (Jakobs et al., 2004; Weber i Jakobs, 2005), ale może osiągać wartości nawet ok. 175 pędów/m² (Hartman et al., 1995). W eksperymencie prowadzonym na kilkuletnim odłogu na Dolnym Śląsku, położonym na glebie płowej, gęstość pędów *Solidago sp.* na poletkach badawczych wynosiła 90-201 pędów/m². Zagęszczenie to wzrosło do 103-235 pędów/m² w warunkach nawadniania ściekami bytowymi, czyli w warunkach wzrostu wilgotności i żyzności (Włodek et al., 2012). Europejskie populacje *Solidago gigantea* charakteryzują się wyższą gęstością pędów (średnio

78,9 pędów/m²), niż populacje z Ameryki Północnej, które osiągają zagęszczenie 35,5 pędów/m², co może mieć związek z „hipotezą ewolucji zwiększonej konkurencyjności” (Jakobs et al., 2004). W obrębie badanych stanowisk gęstość pędów nawłoci późnej była średnio nieco większa i wynosiła 102,6 pędu/m², przy minimum wynoszącym 46 pędów/m² i maksimum równym 182 pędów/m². W bieżącym badaniu zaobserwowano negatywny wpływ zaburzeń nadrzecznych na gęstość pędów nawłoci. Zbiorowiska nadrzeczne w Europie, posiadając podobną strukturę do ich odpowiedników w Ameryce Północnej, mogą wykazywać się naturalnie podwyższoną odpornością na inwazję *Solidago gigantea*. Odporność ta może się wiązać nie z bogactwem gatunkowym, które akurat w ich obrębie nie należy do wysokich, ale z większą konkurencją podobnych ekologicznie gatunków i związanym z tym lepszym wypełnieniem nisz ekologicznych (Funk et al., 2008).

Wysokość pędów (SOL_H)

Wysokość roślin jest czynnikiem wpływającym przede wszystkim na możliwość ich konkurencji o światło. *Solidago gigantea* osiąga zwykle wysokość od 0,3 do 2,8 m (Weber i Jakobs, 2005). Na żadnym z badanych transektów wysokość nawłoci nie przekraczała 2,0 m, przy czym średnia wysokość jej pędów wahała się od ok. 0,5 do ok. 1,5 m. Na wysokość nawłoci pozytywny wpływ miał stosunek jej wysokości do wysokości roślinności. Pomimo tego, że te dwa pomiary wysokości były wykonane niezależnie, z wykorzystaniem nieco innej metodyki, zależność ta może częściowo wynikać z autokorelacji tych dwóch zmiennych. Niemniej jednak wielkość przewagi wysokości gatunku inwazyjnego nad wysokością zbiorowiska roślinnego, które zasiedla, jest uważana za ważny czynnik ułatwiający skuteczną jego inwazję (Hejda et al., 2009). Kolejnymi zmiennymi pozytywnie wpływającymi na ten wskaźnik efektywności nawłoci późnej były ekologiczne liczby wilgotności (F) i żyzności (N).

Całkowita długość pędów (SOL_DxH)

Pokrycie nawłoci, jako miara jej efektywności, może mieć swoje ograniczenia w przypadku zbliżania się do wartości 100%. Z tego powodu zdecydowano się na obliczenie wskaźnika, który mógłby wykazywać zróżnicowanie

nawet w warunkach dużego pokrycia. Jednak jego zachowanie okazało się podobne do odpowiedzi pokrycia względem badanych zmiennych objaśniających, z pozytywnym wpływem żyzności oraz negatywnym wpływem zaburzeń rzecznych, sugerując wyższą odporność powiązanych z nimi siedlisk (Funk et al., 2008).

Prędkość rozrostu wegetatywnego (SOL_L)

Rozrost wegetatywny nawłoci umożliwia dalszą penetrację siedliska po jego zasiedleniu (Weber i Jakobs, 2005). Prędkość rozrostu wegetatywnego *Solidago gigantea* jest szacowana na od ok. 0,3 do ok 0,8 m/rok (Gigon i Bocherens, 1985), przy czym przyrosty pędów podziemnych wynoszą zazwyczaj do 0,9 m (Weber i Jakobs, 2005). Uzyskana w bieżących badaniach średnioroczna wartość rozrostu wegetatywnego wahała się od 0,115 do 0,660 m, przy czym w poszczególnych latach zdarzały się nawet przypadki „cofania” (nawet o -0,23 m/rok), a maksymalny jednoroczny rozrost wegetatywny wyniósł 0,91 m. Zarejestrowane zróżnicowanie tempa rozrostu wegetatywnego okazało się więc większe. Na uwagę zasługuje fakt, że średnia średnioroczna prędkość rozrostu nawłoci w obrębie wszystkich 31 transektów była mniejsza, niż 0,3 m, czyli niższa niż oczekiwana. Oznaczać to może nieco niższą od przeciętnej efektywność nawłoci w tym zakresie dla badanego odcinka doliny Pilicy. Na prędkość rozrostu pozytywnie wpływała wartość wskaźnika Shannona H' . Przeczy to „hipotezie biotycznej odporności” (Richardson i Pyšek, 2007; Najberek i Solarz, 2016; Jeschke et al., 2018), ponieważ wyższa różnorodność przełożyła się na poprawę tego wskaźnika efektywności. Na zwiększenie się szybkości rozrostu klonalnego nawłoci pozytywny wpływ miała zwiększona żyzność siedlisk. Związek ten jest łatwy do wyjaśnienia, ponieważ *Solidago gigantea* wykazuje preferencje do siedlisk żyznych (Weber i Jakobs, 2005). Z kolei pozytywny wpływ zaburzeń porolnych można tłumaczyć uprzednim mocnym zaburzeniem siedliska, które skutkuje znacznym osłabieniem odporności zasiedlającej je roślinności i tym samym ułatwia wystąpienie inwazji biologicznych (Levine et al., 2003; Nobis et al., 2016). Podobny efekt mógłby być podejrzewany w przypadku zaburzeń nadrzecznych. Jednak zależność ta przeczy negatywnemu wpływowi większości z pozostałych badanych wskaźników efektywności nawłoci. Istnieje prawdopodobieństwo, że w zbiorowiskach nadrzecznych, które są odpowiednikami naturalnych siedlisk w pierwotnym zasięgu *Solidago gigantea*

(Weber i Jakobs, 2005), gatunek ten wykazuje odmienną strategię rozwoju wegetatywnego.

Wnioski dla zarządzania inwazją *Solidago gigantea*

Zbiorowiska charakteryzujące się wyższym bogactwem gatunkowym uważane są za bardziej odporne na inwazje biologiczne w skali lokalnej (Elton, 1958). Za przyczynę tej odporności uważa się lepsze wypełnienie dostępnych nisz ekologicznych, związane z lepszym wykorzystaniem dostępnych zasobów, a także zwiększony poziom konkurencji w zbiorowisku (Naeem et al., 2000; Tilman, 2004). Ponadto, wyższe bogactwo gatunkowe zwiększa szansę na pojawienie się gatunku, który może mieć znaczny wpływ na ograniczenie inwazji (Wardle, 2001). W badaniach z wykorzystaniem eksperymentalnych zbiorowisk łąkowych, większa różnorodność poletek, wyrażona większą liczbą gatunków łąkowych, wpływała negatywnie na zdolności konkurencyjne nawłoci późnej (Roscher, 2025). W bieżących badaniach zależności pomiędzy wybranymi miarami efektywności nawłoci a zmiennymi środowiskowymi dały zróżnicowane wyniki. Generalnie, efekty wybranych wskaźników różnorodności alfa na cechy nawłoci były słabe. Wskaźniki bogactwa gatunkowego (Taxa_S) oraz równomierności Pielou J nie posiadały istotnego wpływu na żaden z badanych aspektów efektywności nawłoci. Co więcej, większa różnorodność wyrażona wyższą wartością wskaźnika Shannona H' , posiadała istotny pozytywny wpływ na tempo rozrostu wegetatywnego *Solidago gigantea*. Z kolei zaobserwowano pozytywny wpływ żyzności na większość z analizowanych miar efektywności *Solidago gigantea*, co jest zgodne z jej preferencjami do siedlisk żyznych (Weber i Jakobs, 2005). Wyjątkiem w tym była obecność zaburzeń związanych z siedliskami nadrzeczными. Zmienna ta miała negatywny wpływ na większość badanych miar efektywności nawłoci późnej z wyjątkiem szybkości jej rozrostu wegetatywnego, który był istotnie zwiększany. Taki wynik najprawdopodobniej wiąże się z naturalnie wyższą odpornością zbiorowisk nadrzecznych. Ta z kolei może wynikać ze względnie większej konkurencji ze strony podobnych ekologicznie gatunków i związanym z tym lepszym wypełnieniem nisz ekologicznych (Funk et al., 2008). Uzyskane wyniki sugerują, że na badanym terenie *Solidago gigantea* stanowi największe zagrożenie przede wszystkim na siedliskach żyznych. Z kolei w obrębie zbiorowisk nadrzecznych osiąga ona

najprawdopodobniej status pewnej równowagi konkurencyjnej z występującymi tam gatunkami rodzimymi, nie stanowiąc też dla nich większego zagrożenia. Z kolei na siedliskach ubogich, efektywność nawłoci należy do słabszych.

Dynamika zagęszczenia i pokrycia nawłoci późnej oraz jej wpływ na różnorodność alfa roślinności

Rozrost wegetatywny nawłoci późnej jest procesem wieloletnim, a poszczególne osobniki mogą zająć znaczne powierzchnie (Jakobs et al., 2004; Weber i Jakobs, 2005). Jej rozrost klonalny jest szczególnie istotny w pierwszych latach od zasiedlenia nowego miejsca (Weber i Jakobs, 2005). Z przeprowadzonych badań wynika, że rozrost klonalny nawłoci postępuje nie tylko w obrębie czołowej części płatu. Istotny wzrost pokrycia i zagęszczanie się pędów nadziemnych odnotowano także w obrębie wewnętrznych części płatów. Pomimo jedynie przybliżonego ustalenia ich wieku można przyjąć, że proces ten trwa jeszcze do około sześciu lat od momentu pojawienia się pierwszych pędów na brzegu płatu.

W przeprowadzonym badaniu nie odnotowano istotnego zróżnicowania zmian wskaźników różnorodności alfa roślinności na poszczególnych etapach rozrostu wegetatywnego *Solidago gigantea*. Powodem tego jest najprawdopodobniej przyjęcie zbyt małych poletek badawczych. W projektowaniu powyższych badań przyjęto podawaną w literaturze prędkość rozrostu wegetatywnego nawłoci późnej, wynoszącą od 0,3 do 0,8 metra rocznie (Gigon i Bocherens, 1985; Weber i Jakobs, 2005). Przyjęta w analizach powierzchnia poletek ($0,4 \text{ m}^2$) wynikała ze zmierzonego podczas badań terenowych niższego niż podawane średniorocznego rozrostu wegetatywnego (średnio $0,286 \text{ m/rok}$) *Solidago gigantea* w obrębie badanych transektów. Osiągnięcie stabilnych miar różnorodności alfa może być trudne w przypadku małych skal przestrzennych ze względu na występowanie procesów stochastycznych (Dembicz et al., 2025). Przy założeniu, że prędkość rozrostu tego gatunku mieściłaby się w podawanym w literaturze zakresie, możliwe byłoby przyjęcie większej powierzchni poletek, wynoszącej najprawdopodobniej nawet 1 m^2 .

6. Podsumowanie i wnioski

Na podstawie wykonanych w tej pracy badań ustalono, że:

1. Badana część doliny Pilicy objęta jest wciąż fazą inwazji *Solidago gigantea*, która rozpoczęła się najprawdopodobniej od jej transportu wzdłuż koryta rzeki Pilicy. Potwierdza to rolę rzeki jako głównego korytarza migracyjnego tego gatunku oraz wskazuje na częściową odporność ekologiczną krajobrazu doliny na inwazję, zwłaszcza w obszarach mniej przekształconych i wciąż tradycyjnie użytkowanych kośnie i pastwiskowo.
2. Na sukces w kolonizacji nowych miejsc oraz dalszy rozrost wegetatywny *Solidago gigantea* ma wpływ kombinacja zróżnicowania powierzchni terenu (wskaźnik Topographical Ruggedness Index), wraz z udziałem różnych typów roślinności oraz sposobów jej użytkowania.
3. Nawłóć późna wywiera negatywny wpływ na różnorodność alfa głównych typów nieleśnych zbiorowisk roślinnych doliny Pilicy we wszystkich trzech analizowanych skalach przestrzennych (synuzjalnym, zbiorowiska i krajobrazu), przy czym wpływ ten jest zdecydowanie słabszy w obrębie zbiorowisk okrajków nadrzecznych.
4. Inwazja nawłoci późnej prowadzi przede wszystkim do procesu dyferencjacji biotycznej zbiorowisk roślinnych (we wszystkich rozpatrywanych skalach przestrzennych), będącego odwrotnością homogenizacji biotycznej. Wyjątkiem są zbiorowiska okrajków nadrzecznych, w których zaobserwowano niewielki stopień homogenizacji biotycznej oraz najwyższą odporność roślinności na inwazję.
5. Sukces inwazyjny *Solidago gigantea* zależy przede wszystkim od żyzności siedliska, która sprzyja poprawie parametrów jej efektywności. Siedliska nadrzeczne ograniczają jej sukces inwazyjny, obniżając część miar efektywności, choć jednocześnie mogą sprzyjać szybkiemu rozrostowi wegetatywnemu. Proces rozrostu wegetatywnego nawłoci późnej trwa jeszcze przez kilka lat po zajęciu siedliska przez pierwsze jej pędy.
6. Dolina Pilicy wykazuje istotną odporność krajobrazową na inwazję *Solidago gigantea*, co wskazuje, że dominacja półnaturalnych zbiorowisk roślinnych i tradycyjne użytkowanie terenu mogą stanowić skuteczne bariery ograniczające rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych.

7. Bibliografia

1. Alpert, P., Bone, E., & Holzapfel, C. (2000). Invasiveness, invasibility, and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3, 52–66.
2. Anderson, E., & Mammides, C. (2020). Changes in land-cover within high nature value farmlands inside and outside Natura 2000 sites in Europe: A preliminary assessment. *Ambio*, 49, 1958–1971.
3. Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48.
4. Berg, C., Ewald, J., Hobohm, C., & Dengler, J. (2019). The whole and its parts: Why and how to disentangle plant communities and synusiae in vegetation classification. *Applied Vegetation Science*, 23, 127–135.
5. Berg, C., Schwager, P., Pörtl, M., & Dengler, J. (2016). Plot sizes used for phytosociological sampling of bryophyte and lichen micro-communities. *Herzogia*, 29, 654–667.
6. Blackburn, T. M., Bellard, C., & Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17, 203–207.
7. Blossey, B., & Notzold, R. (1995). Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: A hypothesis. *Journal of Ecology*, 83(5), 887–889.
8. Booy, O., Cornwell, L., Parrott, D., Sutton-Croft, M., & Williams, F. (2017). Impact of biological invasions on infrastructure. In *Impact of biological invasions on ecosystem services* (pp. 235–247). Springer International Publishing.
9. Botta-Dukát, Z., & Dancza, I. (2001). Effect of weather conditions on the growth of *Solidago gigantea*. In G. Brundu et al. (Eds.), *Plant invasions: Species ecology and ecosystem management* (pp. 185–197). Backhuys Publishers.
10. Brzeg, A., & Wojterska, M. (2001). Zespoły roślinne Wielkopolski, ich stan poznania i zagrożenie. W M. Wojterska (Red.), *Szata roślinna Wielkopolski i Pojezierza Południowopomorskiego. Przewodnik sesji terenowych 52. Zjazdu PTB, 24–28 września 2001* (ss. 39–110).
11. Callaway, R. M., & Ridenour, W. M. (2004). Novel weapons: Invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(8), 436–443.
12. Chaffin, B. C., Garmestani, A. S., Angeler, D. G., Herrmann, D. L., Stow, C. A., Nyström, M., Sendzimir, J., Hopton, M. E., Kolasa, J., & Allen, C. R. (2016).

- Biological invasions, ecological resilience, and adaptive governance. *Journal of Environmental Management*, 183(Pt 2), 399–407.
13. Chambers, J. C., Brooks, M. L., Germino, M. J., Maestas, J. D., Board, D. I., Jones, M. O., & Allred, B. W. (2019). Operationalizing resilience and resistance concepts to address invasive grass-fire cycles. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 185.
 14. Chen, G. Q., Zhang, C. B., Ma, L., Qiang, S., John, A. S., & Li, L. Q. (2013). Biotic homogenization caused by the invasion of *Solidago canadensis* in China. *Journal of Integrative Agriculture*, 12(5), 835–845.
 15. Chmielewski, S., & Tabor, J. (2003). *Wstępna dokumentacja przyrodnicza projektowanego Parku Krajobrazowego Dolnej Pilicy*. Mazowiecki Urząd Wojewódzki w Warszawie – Wojewódzki Konserwator Przyrody.
 16. Chytrý, M., & Otýpková, Z. (2003). Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14, 563–570.
 17. Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X., & Smart, S. M. (2008). Habitat invasions by alien plants: A quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45, 448–458.
 18. Čuda, J., Rumlerová, Z., Brůna, J., Skálová, H., & Pyšek, P. (2017). Floods affect the abundance of invasive *Impatiens glandulifera* and its spread from river corridors. *Diversity and Distributions*, 23, 342–354.
 19. Czarnecka, H. (Red.). (2005). *Atlas podziału hydrograficznego Polski*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej.
 20. Czochoński, J. T., & Wiśniewski, P. (2018). River valleys as ecological corridors: Structure, function and importance in the conservation of natural resources. *Ecological Questions*, 29(1), 77–87.
 21. D'Antonio, C. M., & Thomsen, M. (2004). Ecological resistance in theory and practice. *Weed Technology*, 18, 1572–1577.
 22. Daehler, C. C. (2003). Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 183–211.
 23. Davis, M. A. (2003). Biotic globalization: Does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience*, 53, 481–489.
 24. Davis, M. A., Chew, M. K., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ewel, J.J., Vermeij, G. J., Brown, J. H., Rosenzweig, M. L., Gardener, M. R., Carroll, S.P., Thompson, K., Pickett, S. T. A., Stromberg, J.C., Tredici, P.D., Suding, K.N., Ehrenfeld, J.G., Grime, J.P., Mascaro, J., Briggs, J.C., (2011). Don't judge species on their origins.

Nature, 474, 153–154.

25. Dembicz, I., Dengler, J., Czarnocka-Cieciura, M., Zaniewski, P. T., Skłodowska, K., & Kozub, Ł. (2025). Drivers of plant and lichen diversity in grasslands on mineral islands surrounded by peatlands (Biebrza Valley, NE Poland). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 67, 125870.
26. Dengler, J., Birge, T., Birunn, H. H., Rašomavičius, V., Rūsiņa, S., & Sickel, H. (2020). Grasslands of Northern Europe and the Baltic States. In M. I. Goldstein, D. A. Dellasala, & D. A. Dipaolo (Eds.), *Encyclopedia of the world's biomes* (Vol. 3, pp. 689–702). Elsevier.
27. Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A. C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J. M., Bradshaw, C. J. A., & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592, 571–576.
28. Diekmann, M., Effertz, H., Baranowski, C., & Dupré, C. (2016). Weak effects on plant diversity of two invasive *Impatiens* species. *Plant Ecology*, 217, 1503–1514.
29. Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., Gonzalez, P., Grosholz, E. D., Ibáñez, I., Miller, L. P., Sorte, C. J. B., & Tatem, A. J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7, 12485.
30. Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen.
31. Faliński, J. B. (1990). *Kartografia geobotaniczna. Tom I, zagadnienia ogólne, kartografia florystyczna i fitogeograficzna*. Państwowe Przedsiębiorstwo Wydawnictw Kartograficznych.
32. Foster, B. L., Smith, V. H., Dickson, T. L., & Hildebrand, T. (2002). Invasibility and compositional stability in a grassland community: Relationships to diversity and extrinsic factors. *Oikos*, 99(2), 300–307.
33. Funk, J. L., Cleland, E. E., Suding, K. N., & Zavaleta, E. S. (2008). Restoration through reassembly: Plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(12), 695–703.
34. GBIF.org. (2025). *Światowa Sieć Informacji o Bioróżnorodności*. <https://www.gbif.org/> (Dostęp: 5 sierpnia 2025)
35. Geoportal, 2025. Ortofotomapa Polski, Numeryczny Model Terenu, Skala 1:5000. https://mapy.geoportal.gov.pl/imap/Imgp_2.html?gmap=gp0 (Dostęp: 5 sierpnia 2025)
36. Gigon, A., & Bocherens, Y. (1985). Short-term changes in unmown swamp meadows in the Swiss midlands. *Berichte des Geobotanischen Instituts der ETH Zürich, Stiftung Rübel*, 52, 53–65.

37. Gioria, M., Hulme, P. E., Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2023). Why are invasive plants successful? *Annual Review of Plant Biology*, 74, 635–670.
38. Gioria, M., & Osborne, B. A. (2014). Resource competition in plant invasions: Emerging patterns and research needs. *Frontiers in Plant Science*, 5, 501.
39. Godfree, R. C., & Murray, B. R. (2014). Invasive species: Plants. In *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* (pp. 66–77). Elsevier.
40. Goossens, E. P., Mertens, W., & Olde Venterink, H. (2024). *Solidago gigantea* invasion homogenizes soil properties and native plant communities. *Biological Invasions*, 26, 3315–3327.
41. Góralczyk, A., Kołodzki, Z., Wężyk, M., Kaźmierczak, M., & Góralczyk, A. (2023). Starorzeczka doliny rzeki Pilicy. *Gospodarka Wodna*, 2023(10), 16–19.
42. Grabda, J. (1935). Brzegi Pilicy pod Tomczycami. *Ochrona Przyrody*, 15, 311–313.
43. Hartmann, E., & Konold, W. (1995). Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea* et *canadensis*): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung. In R. Böcker, W. Konold, & S. Schmid-Fischer (Eds.), *Gebietsfremde Arten* (pp. 93–104). Ecomed.
44. Hejda, M., & de Bello, F. (2009). Impact of plant invasions on functional diversity in the vegetation of Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 20(5), 890–897.
45. Hejda, M., & Pyšek, P. (2006). What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation*, 132(2), 143–152.
46. 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.
47. Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., & Dukes, J. S. (2008). Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 534–543.
48. Hulme, P. E. (2006). Beyond control: Wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43(5), 835–847.
49. Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46, 10–18.
50. Hulme, P. E. (2017). Climate change and biological invasions: Evidence, expectations, and response options. *Biological Reviews*, 92, 1297–1313.
51. Jagiełło, J. (2013). *Pilica i jej dopływy*. Warszawa: Wydawnictwo CM.

52. Jakobs, G., Weber, E., & Edwards, 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.
53. Jakubowska-Gabara, J. (1976). Zespoły leśne uroczyska Tomczyce. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Łódzkiego*, 2(2), 109–125.
54. Jernelöv, A. (2017). *The Long-Term Fate of Invasive Species*. Springer, 296 pp
55. Jeschke, J. M., Debille, S., & Lorite, C. J. (2018). Biotic resistance and island susceptibility hypotheses. In *Invasion biology: Hypotheses and evidence* (pp. 60–70).
56. Jędrzejczyk, K. (2020). Zmiany morfologiczne koryta Pilicy między Domaniewicami a Nowym Miastem nad Pilicą na podstawie analizy kartograficznej. *Acta Universitatis Lodzensis, Folia Geographica Physica*, 19, 31–39.
57. Joyce, C. B. (2014). Ecological consequences and restoration potential of abandoned wet grasslands. *Ecological Engineering*, 66, 91–102.
58. Keller, R. P., Geist, J., Jeschke, J. M., & Kühn, I. (2011). Invasive species in Europe: Ecology, status, and policy. *Environmental Science Europe*, 23, 23.
59. Kiedrzyński, M., Zielińska, K., & Grzelak, P. (2011). Transformation of forest vegetation after 40 years of protection in the Tomczyce nature reserve (Central Poland). *Acta Universitatis Lodzensis, Folia Biologica et Oecologica*, 7, 207–227.
60. Klepacka-Sulima, D., & Klepacki, B. (2019). Stan infrastruktury drogowej województw o najniższym poziomie rozwoju w Polsce. *Ekonomika i Organizacja Logistyki*, 4(2), 29–39.
61. Kolečka, N. (2021). Greening trends and their relationship with agricultural land abandonment across Poland. *Remote Sensing of Environment*, 257, 112340.
62. Komsta, Ł. (2016). Rewizja matematyczna siatki geobotanicznej ATPOL – propozycja algorytmów konwersji współrzędnych. *Agronomy Science*, 71(1), 31–37.
63. Kornaś, J. (1981). Oddziaływanie człowieka na florę: mechanizmy i konsekwencje. *Wiadomości Botaniczne*, 25(3), 165–182.
64. Kornaś, J. (1990). Plant invasions in Central Europe: Historical and ecological aspects. In F. de Castri, A. J. Hansen, & M. Debussche (Eds.), *Invasions in Europe and the Mediterranean Basin* (pp. 19–36). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
65. Kornaś, J. (1996). Pięć wieków wymiany flor synantropijnych między Starym i Nowym Światem. *Wiadomości Botaniczne*, 40, 11–19.

66. Kotowska, D., Pärt, T., Skórka, P., Auffret, A. G., & Żmihorski, M. (2022). Scale dependence of landscape heterogeneity effects on plant invasions. *Journal of Applied Ecology*, 59(5), 1313–1323.
67. Kotowska, D., Skórka, P., Pärt, T., Auffret, A. G., & Żmihorski, M. (2024). Spatial scale matters for predicting plant invasions along roads. *Journal of Ecology*, 112(2), 305–318.
68. Krysiak, S., Papińska, E., Majchrowska, A., Adamiak, M., & Koziarkiewicz, M. (2020). Detecting land abandonment in Łódź Voivodeship using convolutional neural networks. *Land*, 9(3), 82.
69. Kumar Rai, P., & Singh, J. S. (2020). Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological Indicators*, 111, 106020.
70. Künzi, Y., Prati, D., Fischer, M., & Boch, S. (2015). Reduction of native diversity by invasive plants depends on habitat conditions. *American Journal of Plant Science*, 6, 2718–2733.
71. Levine, J. M., & D'Antonio, C. M. (1999). Elton revisited: A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, 87, 15–26.
72. Levine, J. M., Montserrat, V., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grigulis, K., & Lavorel, S. (2002). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B*, 270, 775–781.
73. Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5), 223–228.
74. Lososová, Z., Axmanová, I., Chytrý, M., Midolo, G., Abdulhak, S., Karger, D. N., Renaud, J., Van Es, J., Vittoz, P., & Thuiller, W. (2023). Seed dispersal distance classes and dispersal modes for the European flora. *Global Ecology and Biogeography*, 32, 1485–1494.
75. Lowry, E., Rollinson, E. J., Laybourn, A. J., Scott, T. E., Aiello-Lammens, M. E., Gray, S. M., Mickley, J., & Gurevitch, J. (2013). Biological invasions: A field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecology and Evolution*, 3(1), 182–196.
76. Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Science.
77. Makowska, A., & Skompski, S. (2013). *Objaśnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski. 1:50 000, Arkusz Białobrzegi (670)*. Warszawa: Państwowy Instytut Geologiczny – PIB.
78. Marozas, V., Cekstere, G., Laivinis, M., & Straigyte, L. (2015). Comparison of neophyte communities of *Robinia pseudoacacia* L. and *Acer negundo* L. in the

- eastern Baltic Sea region cities of Riga and Kaunas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 826–834.
79. Martin, T. G., Wintle, B. A., Rhodes, J. R., Kuhnert, P. M., Field, S. A., Low-Choy, S. J., Tyre, A. J., & Possingham, H. P. (2005). Zero tolerance ecology: Improving ecological inference by modelling the source of zero observations. *Ecology Letters*, 8, 1235–1246.
 80. Mattingly, W. B., Hewlate, R., & Reynolds, H. L. (2007). Species evenness and invasion resistance of experimental grassland communities. *Oikos*, 116, 1164–1170.
 81. Matuszkiewicz, W. (2008). *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN.
 82. McDougall, A. S. (2005). Responses of diversity and invasibility to burning in a northern oak savanna. *Ecology*, 86, 3354–3363.
 83. McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450–453.
 84. Mkungu, L., Odindi, J., Mutanga, O., & Matongera, T. N. (2023). Modelling landscape vulnerability to the Bracken fern (*Pteridium aquilinum*) invasion in a remnant urban Sandstone Sourveldt grassland ecosystem. *Scientific African*, 22, e01947.
 85. 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.
 86. Mosher, E. S., Silander, J. A., & Latimer, A. M. (2009). The role of land-use history in major invasions by woody plant species in the northeastern North American landscape. *Biological Invasions*, 11, 2317–2328.
 87. Musiał, W. (2006). Problemy rozwoju rolnictwa na obszarach górskich. *Raporty PIB*, 3, 169–182.
 88. Myśliwy, M. (2019). Diversity and environmental variability of riparian tall herb fringe communities of the order *Convolvuletalia sepium* in Polish river valleys. *Monographiae Botanicae*, 108, 7–129.
 89. Naeem, S., Knops, J. M., Tilman, D., Howe, K. M., Kennedy, T., & Gale, S. (2000). Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos*, 91, 97–108.
 90. Nagy, D. U., Rauschert, E. S., Henn, T., Cianfaglione, K., Stranczinger, S., & Pal, R. W. (2020). The more we do, the less we gain? Balancing effort and efficacy in managing the *Solidago gigantea* invasion. *Weed Research*, 60, 232–240.

91. Najberek, K., & Solarz, W. (2016). Gatunki obce. Przyczyny inwazyjnych zachowań i sposoby zwalczania. *Kosmos*, 65(1), 81–91.
92. Nobis, A., Żmihorski, M., & Kotowska, D. (2016). Linking the diversity of native flora to land cover heterogeneity and plant invasions in a river valley. *Biological Conservation*, 203, 17–24.
93. Nowak, A., & Kącki, Z. (2009). Gatunki z rodzaju nawłóć *Solidago* spp. W: Z. Dajdok & P. Pawlaczyk (red.), *Inwazyjne gatunki ekosystemów mokradłowych Polski* (s. 80–86). Wydawnictwo Klubu Przyrodników.
94. Olaczek, R., & Tranda, E. (1990). *Z biegiem Pilicy*. Wiedza Powszechna.
95. Olden, J. D., LeRoy Poff, N., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1), 18–24.
96. Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), 113–120.
97. Olenin, S., Gollasch, S., Lehtiniemi, M., Sapota, M., & Zaiko, A. (2017). Biological invasions. W: P. Snoeijs-Leijonmalm, H. Schubert, & T. Radziejewska (red.), *Biological Oceanography of the Baltic Sea*. Springer.
98. Ortyl, B., Kasprzak, I., & Jadaczyszyn, J. (2024). Trends and drivers of land abandonment in Poland under Common Agricultural Policy. *Land Use Policy*, 147, 107353.
99. Osuchowska, M. (1995). *Zbiorowiska roślinne doliny Pilicy od Domaniewic do ujścia*. Radomskie Towarzystwo Naukowe.
100. Paini, D. R., Sheppard, A. W., Cook, D. C., De Barro, P. J., Worner, S. P., & Thomas, M. B. (2016). Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(27), 7575–7579.
101. Piątkowski, M., Karabowicz, Ł., Jerczyński, T., Burno, K., & Zaniewski, P. T. (2018). Kształtowanie się nadrzecznych zbiorowisk roślinnych nad rzeką Pilicą na odcinku Nowe Miasto nad Pilicą – Tomczyce. *Studia i Materiały CEPL*, 20, 29–43.
102. Pickering, C. (2022). Mountain bike riding and hiking can contribute to the dispersal of weed seeds. *Journal of Environmental Management*, 319, 115693.
103. Piórkowski, H. (2002). Kształtowanie szaty roślinnej, warunków siedliskowych i struktury przestrzennej krajobrazu doliny dolnej Pilicy pod wpływem antropopresji. *Woda, Środowisko, Obszary Wiejskie*, 4, 12–42.

104. Planty-Tabacchi, A. M., Tabacchi, E., Naiman, R. J., Deferrari, C., & Décamps, H. (1996). Invisibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biology*, 10(2), 598–607.
105. Prach, K., Řehounková, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., et al. (2014). Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: The direction of succession and species richness across 19 seres. *Applied Vegetation Science*, 17(2), 193–200.
106. Pyšek, P., & Prach, K. (1995). Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* – a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation*, 74(1), 41–48.
107. Pyšek, P., & Pyšek, A. (1995). Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 6, 711–718.
108. Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(6), 1725–1737.
109. Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 25–55.
110. QGIS Core Team. (2025). *QGIS Geographic Information System*. <http://qgis.org>
111. Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., & Lindborg, R. (2014). Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(5), 288–296.
112. R Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>
113. Rejmánek, M., Richardson, D. M., Higgins, S. I., Pitcairn, M. J., & Grotkopp, E. (2005). Ecology of invasive plants: State of the art. In H. A. Mooney, R. M. Mack, J. A. McNeely, L. Neville, P. Schei, & J. Waage (Eds.), *Invasive alien species: Searching for solutions* (pp. 104–161). Island Press.
114. Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: Merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. *Progress in Physical Geography*, 30(4), 409–431.
115. Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2007). Elton, C. S. (1958): The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen. *Progress in Physical Geography*, 31(6), 659–666.
116. Ricciardi, A., & MacIsaac, H. (2008). The book that began invasion ecology. *Nature*, 452(7183), 34.

117. Riley, S. J., DeGloria, S. D., & Elliot, R. (1999). A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, 5(1-4), 23–27.
118. Rosher, C. (2025). Competitive superiority of non-native invaders becomes weaker when plant diversity increases – a case study with *Solidago* species. *NeoBiota*, 100, 239–256.
119. Rutkowski, L. (2022). *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej* (814 pp.). Wydawnictwo Naukowe PWN.
120. Różycki, S. Z. (1972). Nizina Mazowiecka. In R. Galon (Ed.), *Geomorfologia Polski, t. 2. Niż Polski* (pp. 271–317). PWN.
121. SAGA. (2025). *System for Automated Geoscientific Analyses*. <http://www.saga-gis.org>
122. Santoianni, L. A., Innangi, M., Varricchione, M., Carboni, M., La Bella, G., Haider, S., & Stanisci, A. (2024). Ecological features facilitating spread of alien plants along Mediterranean mountain roads. *Biological Invasions*, 26(12), 3879–3899.
123. Scharfy, D., Eggenschwiler, H., Olde Venterink, H., Edwards, P. J., & Güsevell, S. (2009). The invasive alien species *Solidago gigantea* alters ecosystem properties across habitats with differing fertility. *Journal of Vegetation Science*, 20, 1072–1085.
124. Schwartz, M. V., Thorne, J. H., & Viers, J. H. (2006). Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation*, 127, 282–291.
125. Sheppard, C. S., & Lüpke, N. (2024). Are alien plant species superior to natives, and is this determined by performance measure and study design? A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, 77, 16–25.
126. Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 58–66.
127. Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1, 21–32.
128. Skompski, S., Makowska, A., & Jakubowicz, B. (2013). *Objaśnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski. 1:50 000 Nowe Miasto nad Pilicą*. Państwowy Instytut Geologiczny – PIB.

129. Soczewka, B. (1999). Walory przyrodnicze oraz koncepcja ochrony przyrody w mezoregionie Dolina Białobrzaska. *Przegląd Przyrodniczy*, 10(1–2), 173–196.
130. Solon, J., Borzyszkowski, J., Bidłasik, M., Richling, A., Badora, K., Balon, J., Brzezińska-Wójcik, T., Chabudziński, Ł., Dobrowolski, R., et al. (2018). Physico-geographical mesoregions of Poland: Verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. *Geographia Polonica*, 91(2), 143–170.
131. 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.
132. Społeczność QField. (2025). *QField 3* [Oprogramowanie komputerowe]. Licencja: GNU GPL v2 lub nowsza. <https://qfield.org>
133. Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17(7), 866–880.
134. Sudnik-Wójcikowska, B., & Koźniewska, B. (1988). *Słownik z zakresu synantropizacji szaty roślinnej*. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego.
135. Szymura, T. H., & Szymura, M. (2016). Inwazje roślinne – podstawy ekologiczne, modelowanie i zapobieganie. *Acta Botanica Silesiaca*, 12, 5–24.
136. Szymura, M., Szymura, T. H., & Wolski, K. (2016). Invasive *Solidago* species: How large area do they occupy and what would be the cost of their removal? *Polish Journal of Ecology*, 64(1), 25–34.
137. Świerszcz, S., Szymura, M., Wolski, K., & Szymura, T. H. (2017). Comparison of methods for restoring meadows invaded by *Solidago* species. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(3), 1251–1258.
138. Tilman, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 10854–10861.
139. Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29, 308–330.
140. Tokarska-Guzik, B., Dajdok, Z., Urbisz, A., Zając, M., & Danielewicz, W. (2011). Identyfikacja i kategoryzacja roślin obcego pochodzenia jako podstawa działań praktycznych. *Acta Botanica Silesiaca*, 6, 23–53.
141. 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*. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

142. Tomczyk, A. M., & Bednorz, E. (2022). *Atlas klimatu Polski*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
143. Vilà, M., & Hulme, P. E. (2017). Non-native species, ecosystem services, and human well-being. In M. Vilà & P. E. Hulme (Eds.), *Impact of biological invasions on ecosystem services* (pp. 1–14). Springer.
144. Vilà, M., & Pujadas, J. (2001). Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biological Conservation*, 100(3), 397–401.
145. Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47, 517–539.
146. Wardle, D. A. (2001). Experimental demonstration that plant diversity reduces invasibility: Evidence of a biological mechanism or a consequence of sampling effect? *Oikos*, 95, 161–170.
147. 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.
148. Weber, E., & Jakobs, G. (2005). Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. *Flora*, 200, 109–118.
149. Weiss, A. D. (2001). Topographic position and landforms analysis. In *Proceedings of the ESRI Users Conference*, San Diego, CA, USA, July 9–13, 2001.
150. Wilson, J. R. U., García-Díaz, P., Cassey, P., Richardson, D. M., Pyšek, P., & Blackburn, T. M. (2016). Biological invasions and natural colonisations are different: The need for invasion science. *NeoBiota*, 31, 87–98.
151. With, K. A. (2002). The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*, 16, 1192–1203.
152. Włodek, S., Biskupski, A., Sekutowski, T. R., Sienkiewicz-Cholewa, U., & Pawęska, K. (2012). Efekty wprowadzenia ścieków na wieloletni odłóg porośnięty nawłocia. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo (Agronomy) C*, 584, 137–148.
153. Wollf, A., Gilgaus, K., Hölzel, N., & Schneider, S. (2017). Status and restoration potential of heathlands and sand grasslands in the southwest of Luxembourg. *Tuexenia*, 37, 179–200.
154. Wysocki, C., & Sikorski, P. (2009). *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*. Wydawnictwo SGGW.

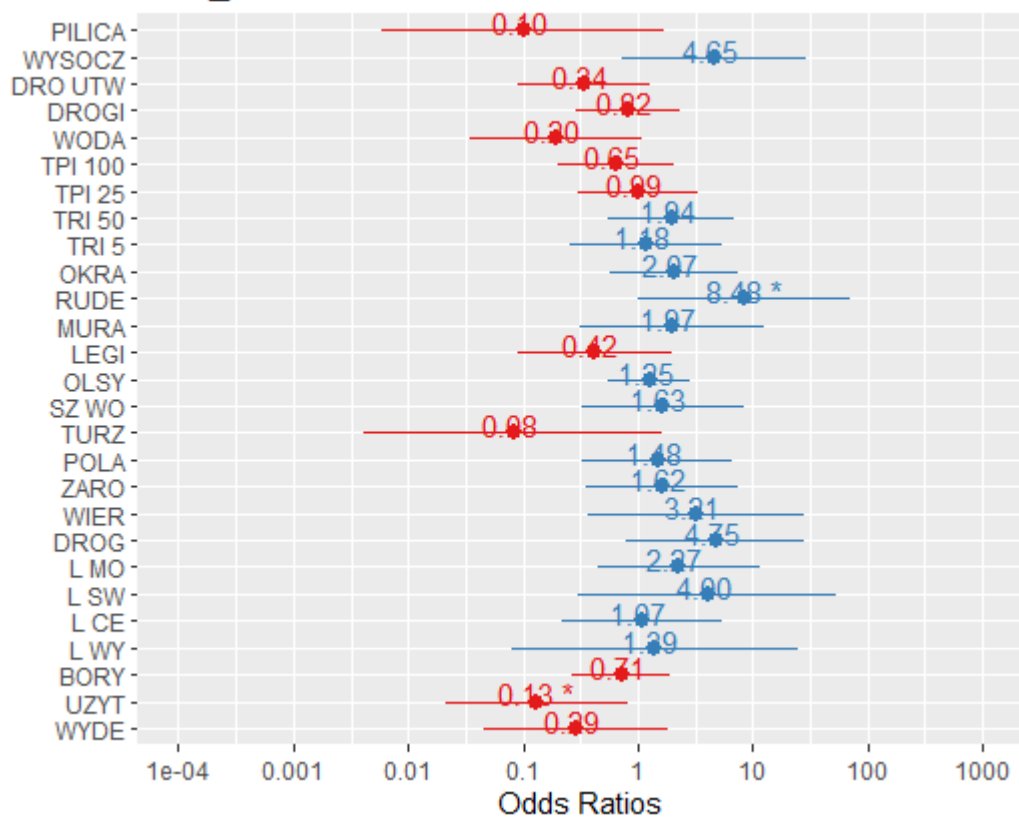
155. Xu, K. Y., Ye, W. H., Cao, H. L., Deng, X., Yang, Q. H., & Zhang, Y. (2004). The role of diversity and functional traits of species in community invasibility. *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 45, 149–157.
156. Zając, A. (1978). Atlas of distribution of vascular plants in Poland (ATPOL). *Taxon*, 27(5–6), 481–484.
157. Zając, A., & Zając, M. (Eds.). (2001). *Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce*. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego.
158. Zhang, Z., Wen, G., Bu, D., Sun, G., & Qiang, S. (2022). Long-distance wind dispersal drives population range expansion of *Solidago canadensis*. *Plants*, 11, 2734.

Załączniki

Tabela. Z1. Pełny, początkowy model (GLMM) wpływu zmiennych środowiskowych na obecność nawłoci w krajobrazie doliny Pilicy (pełne nazwy zmiennych objaśniających przedstawiono w Tabeli 3)

	SOL_01				
<i>Predictors</i>	<i>Odds Ratios</i>	<i>std. Beta</i>	<i>CI</i>	<i>standardized CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	0,01	0,01	0,00 – 0,15	0,00 – 0,15	0,001
PILICA	0,10	0,10	0,01 – 1,70	0,01 – 1,70	0,111
WYSOCZ	4,65	4,65	0,74 – 29,27	0,74 – 29,27	0,101
DRO UTW	0,34	0,34	0,09 – 1,29	0,09 – 1,29	0,113
DROGI	0,82	0,82	0,29 – 2,32	0,29 – 2,32	0,709
WODA	0,20	0,20	0,03 – 1,10	0,03 – 1,10	0,065
TPI 100	0,65	0,65	0,20 – 2,08	0,20 – 2,08	0,466
TPI 25	0,99	0,99	0,30 – 3,28	0,30 – 3,28	0,981
TRI 50	1,94	1,94	0,54 – 6,96	0,54 – 6,96	0,307
TRI 5	1,18	1,18	0,25 – 5,50	0,25 – 5,50	0,830
OKRA	2,07	2,07	0,57 – 7,59	0,57 – 7,59	0,271
RUDE	8,48	8,48	1,00 – 71,78	1,00 – 71,78	0,050
MURA	1,97	1,97	0,31 – 12,52	0,31 – 12,52	0,473
LEGI	0,42	0,42	0,09 – 2,00	0,09 – 2,00	0,276
OLSY	1,25	1,25	0,55 – 2,84	0,55 – 2,84	0,594
SZ WO	1,63	1,63	0,32 – 8,23	0,32 – 8,23	0,554
TURZ	0,08	0,08	0,00 – 1,60	0,00 – 1,60	0,099
POLA	1,48	1,48	0,33 – 6,68	0,33 – 6,68	0,613
ZARO	1,62	1,62	0,35 – 7,43	0,35 – 7,43	0,533
WIER	3,21	3,21	0,37 – 27,69	0,37 – 27,69	0,289
DROG	4,75	4,75	0,80 – 28,11	0,80 – 28,11	0,086
L MO	2,27	2,27	0,45 – 11,59	0,45 – 11,59	0,324
L SW	4,00	4,00	0,30 – 53,56	0,30 – 53,56	0,295
L CE	1,07	1,07	0,22 – 5,31	0,22 – 5,31	0,931
L WY	1,39	1,39	0,08 – 24,36	0,08 – 24,36	0,823
BORY	0,71	0,71	0,27 – 1,89	0,27 – 1,89	0,499
UZYT	0,13	0,13	0,02 – 0,80	0,02 – 0,80	0,028
WYDE	0,29	0,29	0,04 – 1,86	0,04 – 1,86	0,191
Random Effects					
σ^2	3,29				
τ_{00} NR_POW	4,48				
ICC	0,58				
N NR_POW	20				
Observations	220				
Marginal R^2 / Conditional R^2	0,833 / 0,929				

SOL_01



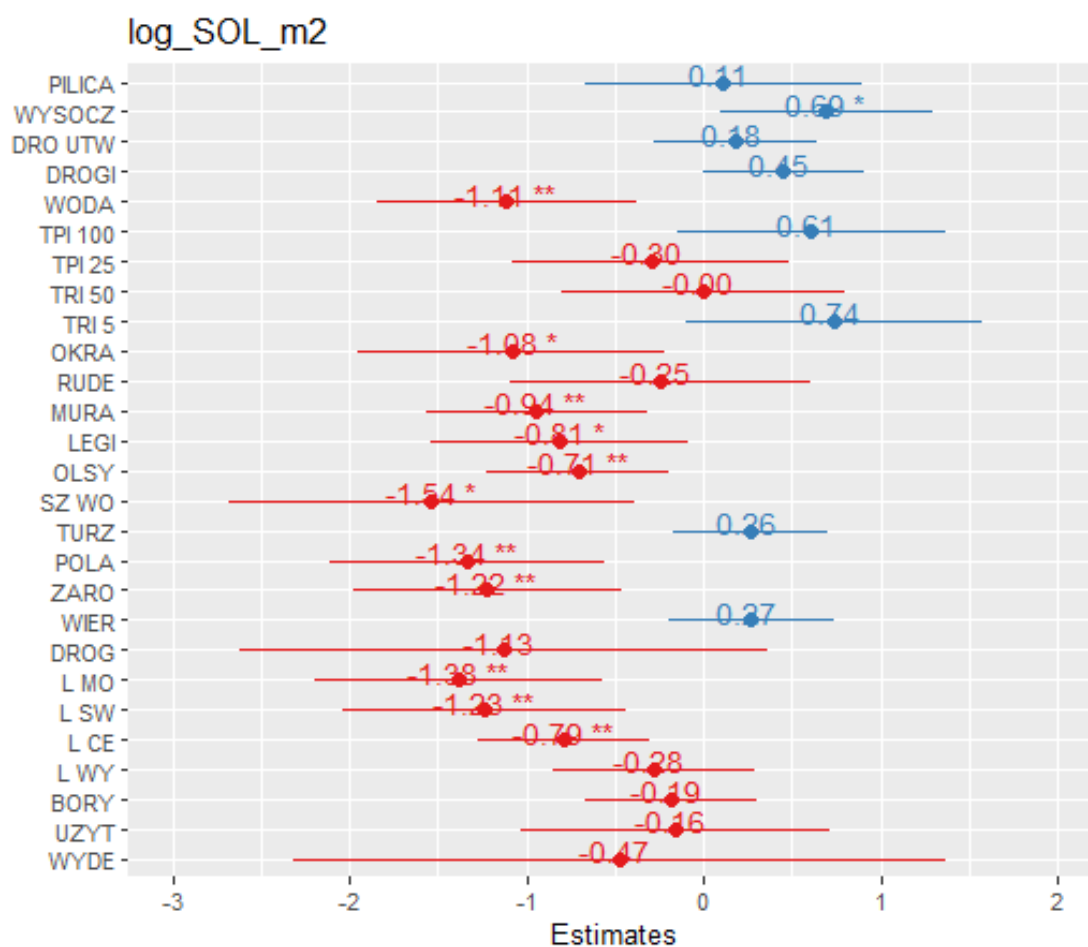
Ryc. Z1. Pełny model wpływu badanych zmiennych środowiskowych na obecność nawłoci w dolinie Pilicy (* - zmienne istotne dla $p < 0,05$)

Tabela Z2. Zastosowana procedura wyboru najlepszego modelu (GLMM) wpływu zmiennych środowiskowych na obecność nawłoci późnej w krajobrazie doliny Pilicy, z wykorzystaniem AICc

NR MODELU	Kolejna usunięta zmienna	wartość „p” kolejnej usuniętej zmiennej	AIC	AICc
1 (pełny)	-	-	152,1902	161,3481
2	TPI_25	0,981	150,1908	158,6934
3	L_CE	0,931	148,1983	156,0733
4	L_WY	0,824	146,2481	153,5228
5	TRI_5	0,814	144,3033	151,0044
6	DROGI	0,675	142,4856	148,6394
7	OLSY	0,624	140,7248	146,3574
8	POLA	0,631	138,9546	144,0916
9	SZ_WO	0,638	137,1903	141,8570
10	ZARO	0,598	135,4693	139,6904
11	MURA	0,508	133,8986	137,6986
12	L_MO	0,301	132,9920	136,3950
13	OKRA	0,302	132,0783	135,1080
14 (przyjęty)	L_SW	0,329	131,0391	133,7189
15	WIER	0,242	132,1895	134,5424

Tabela Z3. Pełny, początkowy model (LMM) wpływu zmiennych środowiskowych na log powierzchni nawłoci późnej w dolinie Pilicy (pełne nazwy zmiennych objaśniających przedstawiono w Tabeli 3)

	log_SOL_m2				
<i>Predictors</i>	<i>Estimates</i>	<i>std. Error</i>	<i>CI</i>	<i>Statistic</i>	<i>p</i>
(Intercept)	2,78	0,14	2,50 – 3,06	19,68	<0,001
PILICA	0,11	0,37	-0,64 – 0,86	0,29	0,775
WYSOCZ	0,69	0,28	0,12 – 1,26	2,43	0,025
DRO UTW	0,18	0,22	-0,26 – 0,61	0,81	0,429
DROGI	0,45	0,22	0,02 – 1,33	2,08	0,051
WODA	-1,11	0,35	-1,81 – -0,41	-3,19	0,005
TPI 100	0,61	0,36	-0,11 – 1,33	1,69	0,108
TPI 25	-0,30	0,37	-1,04 – 0,45	-0,79	0,437
TRI 50	-0,00	0,38	-0,76 – 0,76	-0,01	0,994
TRI 5	0,74	0,40	-0,07 – 1,54	1,83	0,082
OKRA	-1,08	0,41	-1,91 – -0,26	-2,62	0,017
RUDE	-0,25	0,40	-1,06 – 0,56	-0,61	0,546
MURA	-0,94	0,30	-1,54 – -0,34	-3,15	0,005
LEGI	-0,81	0,35	-1,51 – -0,12	-2,34	0,031
OLSY	-0,71	0,25	-1,20 – -0,22	-2,88	0,009
SZ WO	-1,54	0,55	-2,63 – -0,45	-2,82	0,011
TURZ	0,26	0,21	-0,15 – 0,68	1,27	0,220
POLA	-1,34	0,37	-2,08 – -0,59	-3,60	0,002
ZARO	-1,22	0,36	-1,95 – -0,50	-3,37	0,003
WIER	0,27	0,22	-0,17 – 0,71	1,22	0,237
DROG	-1,13	0,71	-2,55 – 0,29	-1,59	0,129
L MO	-1,38	0,39	-2,15 – -0,61	-3,57	0,002
L SW	-1,23	0,38	-2,00 – -0,47	-3,23	0,004
L CE	-0,79	0,23	-1,25 – -0,33	-3,44	0,003
L WY	-0,28	0,27	-0,83 – 0,27	-1,03	0,318
BORY	-0,19	0,23	-0,65 – 0,28	-0,79	0,438
UZYT	-0,16	0,42	-1,00 – 0,67	-0,39	0,699
WYDE	-0,47	0,88	-2,24 – 1,29	-0,54	0,597
Random Effects					
σ^2	0,98				
τ_{00} NR_POW	0,00				
N NR_POW	14				
Observations	49				
Marginal R ² / Conditional R ²	0,745 / NA				



Ryc. Z2. Pełny model (LMM) wpływu badanych zmiennych środowiskowych na log powierzchni nawłoci w dolinie Pilicy (* – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$)

Tabela Z4. Zastosowana procedura wyboru najlepszego modelu (LMM) wpływu zmiennych środowiskowych na log powierzchnię nawłoci, z wykorzystaniem AICc

NR MODELU	Kolejna usunięta zmienna	wartość „p” kolejnej usuniętej zmiennej	AIC	AICc
1 (pełny)	-	-	197,9290	289,5079
2	TRI_50	0,994	195,9291	277,1291
3	PILICA	0,759	194,0257	266,0257
4	UZYT	0,720	192,1574	255,9756
5	WYDE	0,666	190,3487	246,8704
6	BORY	0,470	188,8862	238,8862
7	TPI_25	0,526	187,2989	231,4589
8	L_WY	0,477	185,8177	224,7408
9	RUDE	0,756	183,9163	218,1385
10	TURZ	0,394	182,6603	212,6603
11	DRO_UTW	0,310	181,7177	207,9246
12	WIER	0,139	181,9769	204,7769
13 (przyjęty)	TPI_100	0,116	182,5333	202,2753
14	TRI_5	0,031	185,3872	202,3872

Tabela Z5. Pełny, początkowy model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na pokrycie nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL COV				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	49,634	28,062	1,769	0,091
Taxa_S	1,566	2,719	0,576	0,570
Shannon_H	-43,392	43,868	-0,989	0,333
Pielou_J	89,868	93,077	0,966	0,345
SOL_ROS	4,757	5,054	0,941	0,357
F	0,478	2,437	0,196	0,846
N	4,417	2,796	1,580	0,128
ZAB_POR1	1,386	4,867	0,285	0,778
ZAB_RZE1	-17,613	6,321	-2,786	0,011
Multiple R-squared	0,484			
Adjusted R-squared	0,296			
P-value	0,038			

Tabela Z6. Zastosowana procedura wyboru najlepszego modelu regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na pokrycie nawłoci późnej (SOL_COV) w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy, z wykorzystaniem AICc

NR MODELU	Kolejna usunięta zmienna	wartość „p” kolejnej usuniętej zmiennej	AIC	AICc
1 (pełny)	-	-	243,6683	254,6683
2	F	0,486	241,7226	250,294
3	ZAB_POR1	0,822	239,7923	246,3377
4	Taxa_S	0,572	238,2141	243,0837
5	SOL_ROS	0,254	237,861	241,361
6 (przyjęty)	Pielou_J	0,202	237,8353	240,2353
7	Shannon_H	0,084	239,3302	240,8687

Tabela Z7. Pełny, początkowy model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na gęstość pędów nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_D				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	150,846	81,754	1,845	0,079
Taxa_S	-1,470	7,921	-0,186	0,855
Shannon_H	1,458	127,805	0,011	0,991
Pielou_J	-6,286	271,171	-0,023	0,982
SOL_ROS	4,255	14,725	0,289	0,775
F	-1,465	7,099	-0,206	0,838
N	-2,863	8,145	-0,351	0,729
ZAB_POR1	-8,228	14,180	-0,580	0,568
ZAB_RZE1	-45,792	18,415	-2,487	0,021
Multiple R-squared	0,345			
Adjusted R-squared	0,107			
P-value	0,231			

Tabela Z8. Zastosowana procedura wyboru najlepszego modelu regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na gęstość pędów (SOL_D) nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy, z wykorzystaniem AICc

NR MODELU	Kolejna usunięta zmienna	wartość „p” kolejnej usuniętej zmiennej	AIC	AICc
1 (pełny)	-	-	309,9659	320,9659
2	Shannon_H	0,991	307,9661	316,5375
3	Pielou_J	0,934	305,9755	312,5210
4	F	0,839	304,0299	308,8994
5	SOL_ROS	0,772	302,1361	305,6361
6	ZAB_POR1	0,569	300,5303	302,9303
7	N	0,486	299,0991	300,6376
8 (przyjęty)	Taxa_S	0,422	297,8255	298,7144

Tabela Z9. Pełny, początkowy model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na średnią wysokość pędów nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_H				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0,041	0,435	0,093	0,927
Taxa_S	-0,059	0,042	-1,404	0,174
Shannon_H	1,160	0,681	1,704	0,102
Pielou_J	-2,566	1,444	-1,777	0,089
SOL_ROS	0,188	0,078	2,392	0,026
F	0,054	0,038	1,433	0,166
N	0,185	0,043	4,258	0,000
ZAB_POR1	-0,042	0,076	-0,551	0,587
ZAB_RZE1	-0,054	0,098	-0,553	0,586
Multiple R-squared	0,716			
Adjusted R-squared	0,612			
P-value	0,0001			

Tabela Z10. Zastosowana procedura wyboru najlepszego modelu regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na średnią wysokość pędów (SOL_H) nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy, z wykorzystaniem AICc

NR MODELU	Kolejna usunięta zmienna	wartość „p” kolejnej usuniętej zmiennej	AIC	AICc
1 (pełny)	-	-	-14,62814	-3,628139
2	ZAB_POR1	0,587	-16,20391	-7,632478
3	ZAB_RZE1	0,734	-18,04494	-11,49949
4	Taxa_S	0,107	-16,62028	-11,75072
5	Pielou_J	0,156	-16,07891	-12,57891
6	Shannon_H	0,759	-17,96443	-15,56443
7	SOL_ROS	0,036	-14,84444	-13,30598

Tabela Z11. Pełny, początkowy model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na łączną długość pędów nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_DxH				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	84,191	102,739	0,819	0,421
Taxa_S	-8,906	9,954	-0,895	0,381
Shannon_H	140,986	160,611	0,878	0,390
Pielou_J	-312,584	340,775	-0,917	0,369
SOL_ROS	21,448	18,505	1,159	0,259
F	2,214	8,921	0,248	0,806
N	15,096	10,236	1,475	0,154
ZAB_POR1	-16,077	17,819	-0,902	0,377
ZAB_RZE1	-55,606	23,142	-2,403	0,025
Multiple R-squared	0,42			
Adjusted R-squared	0,208			
P-value	0,097			

Tabela Z12. Zastosowana procedura wyboru najlepszego modelu regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na łączną długość pędów (SOL_DxH) nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy, z wykorzystaniem AICc

NR MODELU	Kolejna usunięta zmienna	wartość „p” kolejnej usuniętej zmiennej	AIC	AICc
1 (pełny)	-	-	324,1313	335,1313
2	F	0,806	322,218	330,7895
3	Shannon_H	0,356	321,3928	327,9382
4	Taxa_S	0,856	319,4361	324,3057
5	Pielou_J	0,469	318,0994	321,5994
6	SOL_ROS	0,29	317,4617	319,8617
7	ZAB_POR1	0,263	316,9284	318,4669
8	N	0,018	321,2279	322,1168

Tabela Z13. Pełny, początkowy model regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na tempo rozprzestrzeniania się nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy

SOL_L				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0,093	0,236	0,393	0,698
Taxa_S	-0,015	0,023	-0,657	0,518
Shannon_H	0,385	0,369	1,042	0,309
Pielou_J	-0,725	0,784	-0,925	0,365
SOL_ROS	-0,038	0,043	-0,896	0,380
F	-0,002	0,021	-0,080	0,937
N	0,040	0,024	1,718	0,100
ZAB_POR1	0,142	0,041	3,469	0,002
ZAB_RZE1	0,094	0,053	1,766	0,091
Multiple R-squared	0,559			
Adjusted R-squared	0,399			
P-value	0,01			

Tabela Z14. Zastosowana procedura wyboru najlepszego modelu regresji liniowej wpływu zmiennych środowiskowych na tempo rozprzestrzeniania się (SOL_L) nawłoci późnej w zbiorowiskach roślinnych doliny Pilicy, z wykorzystaniem AICc

NR MODELU	Kolejna usunięta zmienna	wartość „p” kolejnej usuniętej zmiennej	AIC	AICc
1 (pełny)	-	-	-52,49738	-41,49738
2	F	0,937	-54,48831	-45,91688
3	Taxa_S	0,512	-55,89426	-49,3488
4	Pielou_J	0,398	-56,95329	-52,08372
5 (przyjęty)	SOL_ROS	0,244	-57,23515	-53,73515
6	ZAB_RZE1	0,082	-55,56545	-53,16545