



UNIwersytet
PRZYRODNICZY
WE WROCŁAWIU

WYDZIAŁ PRZYRODNICZO-TECHNOLOGICZNY

mgr inż. Paulina Bączek

**Wpływ ekspansji czeremchy amerykańskiej *Padus serotina*
(Ehrh.) Borkh. na właściwości odłogowanych pól**

Effect of black cherry *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. expansion on the properties of fallow
lands

Praca doktorska
wykonana pod kierunkiem
Promotora: dr hab. inż. Aleksandry Halarewicz, prof. uczelni
i Promotora pomocniczego: dr inż. Magdy Podlaskiej
w Katedrze Botaniki i Ekologii Roślin

Wrocław 2021

Składam serdeczne podziękowania
Pani Profesor Aleksandrze Halarewicz
za poświęcony czas, życzliwość, profesjonalizm
oraz wsparcie i pomoc na każdym etapie realizacji
niniejszej pracy doktorskiej,
Pani Doktor Magdzie Podlaskiej
za ogrom wsparcia merytorycznego
w zakresie badań florystycznych
oraz wspólnie spędzony czas podczas prac terenowych,
Panu Profesorowi Danielowi Pruchniewiczowi
za dobre słowo
oraz nieocenione doradztwo w zakresie
statystycznej analizy danych.

Pracę dedykuję mojej siostrzenicy Emilii.

Spis treści

1.	Wprowadzenie, cel i zakres pracy	5
2.	Przegląd piśmiennictwa	7
2.1.	Pola odłogowane w Polsce – rys historyczny, udział powierzchniowy	7
2.2.	Wpływ odłogowania na środowisko przyrodnicze	8
2.3.	Czeremcha amerykańska – gatunek inwazyjny w Europie i w Polsce	11
2.4.	Przyczyny i skutki rozprzestrzeniania się <i>Padus serotina</i>	13
3.	Charakterystyka obszaru badań.....	17
3.1.	Położenie	17
3.2.	Budowa geologiczna	17
3.3.	Gleby i użytkowanie powierzchni.....	19
3.4.	Wody podziemne i powierzchniowe	20
3.5.	Warunki klimatyczne	20
3.6.	Roślinność potencjalna i rzeczywista.....	21
4.	Materiał i metody	23
4.1.	Wyznaczenie obiektów i powierzchni badawczych.....	23
4.2.	Badania florystyczne	27
4.3.	Przygotowanie i analizy prób glebowych.....	28
4.4.	Ocena tempa dekompozycji materii organicznej na odłogach	29
4.5.	Ocena aktywności allelopatycznej roztworów ze świeżych liści <i>Padus serotina</i>	30
4.6.	Ocena aktywności allelopatycznej roztworów ze ściółki z liści <i>Padus serotina</i>	30
4.7.	Ocena przydatności gleby zasiedlonej przez <i>Padus serotina</i> pod uprawę.....	31
4.8.	Analiza danych.....	32
5.	Omówienie wyników.....	35
5.1.	Szczegółowa charakterystyka florystyczna i syntaksonomiczna obiektów	35
5.1.1.	Obiekt nr 1 – Osobowice.....	39
5.1.2.	Obiekt nr 2 – Brodzka	42
5.1.3.	Obiekt nr 3 – Piotrkowska.....	45
5.1.4.	Obiekt nr 4 – Irysowa.....	48
5.1.5.	Obiekt nr 5 – Ratowice.....	51
5.1.6.	Obiekt nr 6 – Jelcz-Laskowice.....	55
5.1.7.	Obiekt nr 7 – Miłoszyce	57
5.1.8.	Obiekt nr 8 – Janowska	61

5.1.9.	Obiekt nr 9 – Żerniki Wrocławskie.....	64
5.1.10.	Obiekt nr 10 – Wilkszyńska	67
5.2.	Kierunki przemian szaty roślinnej badanych odłogów	70
5.3.	Analizy oddziaływania <i>Padus serotina</i> na kompozycję gatunkową roślin	71
5.4.	Badania wpływu <i>Padus serotina</i> na różnorodność gatunkową odłogów.....	79
5.5.	Właściwości siedlisk odłogowanych pól.....	82
5.6.	Badania wpływu <i>Padus serotina</i> na właściwości fizyko-chemiczne gleby	86
5.7.	Analizy oddziaływania <i>Padus serotina</i> na tempo dekompozycji materii organicznej	90
5.8.	Badania właściwości allelopatycznych czeremchy amerykańskiej	93
5.8.1.	Wpływ roztworów ze świeżych liści <i>P. serotina</i> na kiełkowanie i wzrost gatunków roślin testowych.....	93
5.8.2.	Wpływ roztworów ze ściółki <i>P. serotina</i> na kiełkowanie i wzrost gatunków roślin testowych.....	96
5.8.3.	Przydatność gleby zasiedlonej przez <i>P. serotina</i> pod uprawę gatunków roślin testowych.....	98
6.	Dyskusja.....	101
6.1.	Przekształcenia szaty roślinnej odłogów zasiedlonych przez <i>Padus serotina</i>	101
6.2.	Zmiany właściwości odłogowanej gleby związane z obecnością <i>Padus serotina</i>	107
6.3.	Właściwości allelopatyczne <i>Padus serotina</i>	110
7.	Wnioski	115
8.	Spis piśmiennictwa	117
9.	Spis tabel oraz rycin	143
9.1.	Spis tabel.....	143
9.2.	Spis rycin	145
	Streszczenie	150
	ZAŁĄCZNIKI	151

1. Wprowadzenie, cel i zakres pracy

Użytki rolne wyłączone z użytkowania są stałym elementem krajobrazu rolniczego [Świętochowski 1969]. Wraz z przedłużającym się okresem zaprzestania uprawy, podlegają one postępującym przekształceniom szaty roślinnej i zmianom właściwości fizykochemicznych gleby [Strączyńska i Zawieja 2001; Licznar i in. 2009; Chudecka i Tomaszewicz 2015; Chmolewska i in. 2016]. Głównym kierunkiem przemian sukcesyjnych pól odłogowanych są zbiorowiska leśne lub łąkowe [Faliński 1986; Kurus i Podstawka-Chmielewska 2006; Skrzyczyńska i in. 2014]. Rozwój formacji drzewiastych na odłogach mogą inicjować, oprócz rodzimych gatunków lekkonasiennych, również obce gatunki inwazyjne [Adamczak 2007]. Niezależnie od etapu sukcesji roślinności ich obecność często przyczynia się do zaburzenia dynamiki zbiorowisk roślinnych [Meiners i in. 2001; Yurkonis i Meiners 2004]. Na terenie naszego kraju jednym z najbardziej rozpowszechnionych inwazyjnych gatunków drzew jest czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. [Tokarska-Guzik i in. 2012; Bijak i in. 2014], która pierwotnie związana była głównie z ubogimi siedliskami leśnymi [Tokarska-Guzik 2003; Halarewicz 2012], a obecnie z łatwością rozprzestrzenia się w otoczeniu źródeł obsiewu i wkracza na tereny otwarte, w tym porzucone pola uprawne [Bomanowska i Adamowski 2012; Bułaj i in. 2017]. Zdolność kolonizowania wczesnych odłogów sprzyja postępującej inwazji *P. serotina* [Wołkowycy i Próchnicki 2015]. Nierozpoznane pozostają wielokierunkowe oddziaływania zachodzące pomiędzy *P. serotina* a szatą roślinną i właściwościami gleby odłogowanych pól. Realizacja niniejszej pracy przyczyni się do znacznego poszerzenia wiedzy na temat skutków obecności czeremchy amerykańskiej na odłogach oraz ewentualnych możliwości przywrócenia tym gruntom funkcji rolniczej.

Głównym celem pracy była ocena wpływu spontanicznie rozprzestrzeniającej się czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* na skład florystyczny, roślinność i czynniki siedliskowe wybranych gruntów rolnych wyłączonych z użytkowania.

Cel główny został zrealizowany w oparciu o szczegółowe zadania badawcze:

1. Rozpoznanie flory i roślinności pól odłogowanych.
2. Ocena związku pomiędzy występowaniem *P. serotina* a zróżnicowaniem składu gatunkowego, kompozycją i różnorodnością gatunkową odłogów.
3. Określenie wpływu obecności czeremchy amerykańskiej na wybrane cechy fizykochemiczne odłogowanej gleby (odczyn, połowa pojemność wodna, zawartości węgla organicznego, azotu ogólnego, przyswajalnych form potasu i fosforu).

4. Określenie wpływu czeremchy amerykańskiej na tempo dekompozycji materii organicznej.
5. Ocena potencjału allelopatycznego roztworów wodnych ze świeżych oraz opadłych liści (ściółki) *P. serotina* na kiełkowanie i wzrost siewek wybranych gatunków roślin testowych.
6. Ocena przydatności gleby odłogowanej zasiedlonej przez *P. serotina* pod uprawę wybranych gatunków roślin uprawnych.

2. Przegląd piśmiennictwa

2.1. Pola odlogowane w Polsce – rys historyczny, udział powierzchniowy

Grunty rolne okresowo nieuprawiane, określane jako ugory lub odłogi, były stałym elementem użytkowania ziemi od początku rozwoju rolnictwa [Świętochowski 1969; Zawieja 2013]. Ugory to pola wyłączone z użytkowania rolniczego na okres 1-2 lat, uprawiane, ale nie obsiewane. Odłogi natomiast są gruntami porolnymi, które pozostawiono bez ingerencji rolnika na kilkanaście lat [Świętochowski i in. 1996; Rola i Rola 2000]. Krótkotrwałe zaprzestanie uprawy roślin na ugorach ma na celu umożliwienie glebie regeneracji. Odpoczynek, trwający zwykle rok lub dwa lata, jest praktykowany na obszarach intensywnie uprawianych. Odłóg, określany potocznie jako pole „porzucone”, z czasem spontanicznie zarasta roślinnością. Nieużytkowany nie przynosi dochodów, ale oficjalnie nadal pozostaje gruntem rolnym i umożliwia ponowne wprowadzenie uprawy [Pointereau i in. 2008].

W Polsce wyłączenie pól z użytkowania, związane głównie ze spadkiem opłacalności produkcji rolniczej [Orłowski i Nowak 2004], stało się zjawiskiem powszechnym i na przełomie XX i XXI w. przybierało różne nasilenie [Kościk i Kalita 1998; Krasowicz i Filipiak 1998; Marks i Nowicki 2002; Mickiewicz i in. 2013]. Do końca XX w. wzrastała powierzchnia gruntów ugorowanych i odlogowanych, co było spowodowane upadkiem państwowego sektora rolnictwa, ekstensywną produkcją roślinną, dywersyfikacją gospodarstw pod względem poziomu rozwoju, wielkości i kierunku produkcji oraz gwałtownym spadkiem populacji bydła i owiec [Węclawowicz i in. 2006]. Z czasem zmiana uległa sama funkcja wsi, która oprócz wytwarzania żywności i surowców rolniczych, rozwinęła usługi turystyczno-rekreacyjne, możliwości rozwoju budownictwa komunalnego i zaczęła pełnić rolę dzielnicy mieszkaniowej dla osób pracujących w miastach [Pointereau i in. 2008; Kłodziński 2010]. Wraz z przystąpieniem Polski do Unii Europejskiej (rok 2004), wiele nieuprawianych gruntów rolnych zostało ponownie zagospodarowanych dzięki korzystnemu systemowi dopłat bezpośrednich. Zarządzano nimi zgodnie z zasadami dobrej kultury rolnej, w zgodzie z ochroną środowiska naturalnego. Zaczęła wzrastać cena ziemi, której zarówno uprawa, jak i sprzedaż stały się coraz bardziej opłacalne. To ostatnie zjawisko doprowadziło do postępujących zmian w sposobie zagospodarowania ziemi, polegających na wyłączeniu gruntów rolnych z produkcji rolniczej i ich przekształcaniu na tereny osiedlowe i przemysłowe. Analizy statystyczne użytkowania gruntów po roku 2002 wykazują ciągły spadek udziału odlogów i ugorów na użytkach rolnych [Mickiewicz i in. 2013]. W roku 2000

ich łączna powierzchnia wynosiła ok. 1290 tys. ha, co stanowiło prawie jedną dziesiątą gruntów rolnych w Polsce [Rocznik Statystyczny... 2010], natomiast w 2018 r. około 180 tys. ha [Ochrona środowiska... 2019].

Na terenie województwa dolnośląskiego w roku 2004 powierzchnia ugorów i odłogów wynosiła 131,5 tys. ha, natomiast w roku 2010 jedynie 30,4 tys. ha [Mickiewicz i in. 2013]. Można wnioskować, że po wstąpieniu Polski do Unii Europejskiej zaczęto bardziej interesować się gruntami nieużytkowanymi rolniczo, czego głównym powodem była obawa utraty dopłat bezpośrednich.

Nieprzekształcone grunty odłogowane pełnią ważną rolę w kształtowaniu środowiska przyrodniczego, współtworzą sieć korytarzy ekologicznych, oraz urozmaicają krajobraz rolniczy [Tałałaj i Węgorek 1998; Skrzyczyńska i Stachowicz 2007]. Stanowią także pewien potencjał gospodarczy do wykorzystania. Ich przywrócenie do użytkowania może przyczynić się do scalenia gruntów rolnych, w celu utworzenia zwartych kompleksów o korzystniejszych warunkach gospodarowania niż istniejące w aktualnej strukturze obszarowej [Mickiewicz i in. 2013].

2.2. Wpływ odłogowania na środowisko przyrodnicze

Odłogowanie pól wpływa istotnie na właściwości fizyczne oraz chemiczne gleb, a także na zmiany struktury gatunkowej zbiorowisk roślinnych [Zawieja 2013; Skrzyczyńska i in. 2014].

Zmiany właściwości fizyko-chemicznych gleb w wyniku wyłączenia ich z produkcji rolnej zależą przede wszystkim od długości okresu odłogowania, warunków klimatycznych, rodzaju gleby i ukształtowania terenu [Strączyńska i Zawieja 2001; Chudecka i Tomaszewicz 2015]. Krótkotrwały okres odłogowania, od 3 do 8 lat, nie zmienia odczynu gleby [Baran i in. 2001; Łętkowska i Strączyńska 2001], zawartości makroelementów takich jak fosfor i potas [Wójcikowska-Kapusta i in. 2003] oraz mikroelementów glebowych [Baran i in. 2001; Łętkowska i Strączyńska 2001]. Znaczące zmiany właściwości chemicznych zachodzą po 9-10 latach od porzucenia uprawy i dotyczą zakwaszenia gleby [Licznar i in. 2009; Łętkowska i Strączyńska 2001; Chudecka i Tomaszewicz 2015] oraz obniżenia zawartości kationów podstawowych [Łętkowska i Strączyńska 2001; Strączyńska 2001; Niemyska-Łaszczyk i in. 2002]. Badania przeprowadzone przez Chmolewską i in. [2016] wykazały, że gleby odłogowane kilka lat, pomimo zachodzących zmian właściwości chemicznych, zachowują kilkukrotnie wyższą zawartość dostępnego fosforu, potasu i azotanów niż gleby łąkowe.

Chudecka i Tomaszewicz [2015] stwierdzili, że po 11 latach od zaprzestania rolniczego użytkowania zawartość przyswajalnego fosforu w glebach odłogowanych w porównaniu do gleb uprawnych wzrosła, jednak stopień koncentracji potasu nie zmienił się istotnie. Z kolei zawartość azotu podczas odłogowania zwykle wykazuje tendencję wzrostową [Piechota i in. 2007; Zawieja 2013; Chmolewska i in. 2016].

Naukowcy są zgodni, że odłogowanie zmniejsza podatność gleby na erozję [Van Rompaey i in. 2001]. W odniesieniu do innych procesów, opinie są podzielone. Niektórzy uważają, że odłogowanie prowadzi do poprawy właściwości wodno-powietrznych gleby [Słowińska-Jurkiewicz i in. 1999] i wzrostu zawartości związków organicznych. Towarzyszy temu wzrost aktywności biologicznej i poprawa właściwości troficznych [Malicki i Podstawka-Chmielewska 1998; Martyn i in. 1998; Mały i in. 2000; Podstawka-Chmielewska i Kurus 2007], wzrost pH [Chudecka i Tomaszewicz 2004] oraz ograniczenie wymywania z gleby azotu i fosforu, które są przyczyną eutrofizacji [Czarnecki i in. 1994; Webster i Goulding 1995; Rekolainen i in. 1999]. Według innych badaczy odłogowanie powoduje degradację gleby, objawiającą się między innymi poprzez zubożenie głównych składników mineralnych kompleksu glebowego [Sienkiewicz i in. 2003; Strączyńska i Strączyński 2003; Licznar i in. 2009] i zmniejszenie zawartości węgla organicznego [Wojnowska i in. 2003; Żukowska i in. 2007].

Ekosystemy intensywnie użytkowane rolniczo po zaprzestaniu uprawy mają tendencję do przekształcania się w zbiorowiska leśne lub łąkowe. Na pierwszym etapie sukcesji porzuconych pól pojawiają się gatunki roślin segetalnych [Kinhał i Parthasarathy 2008; Sojneková i Chitry 2015]. Początkowo dominują gatunki jednoroczne (m.in. miotła zbożowa *Apera spica-venti*, chwastnica jednostronna *Echinochloa crus-galli*), które z czasem zostają zastąpione przez chwasty wieloletnie (m. in. perz właściwy *Elymus repens*, jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella*) i wkraczające gatunki ruderalne (m. in. bylica pospolita *Artemisia vulgaris*, powój polny *Convolvulus arvensis* oraz nawłóć kanadyjska *Solidago canadensis*) [Rola i Rola 2000; Mazur-Rylska i in. 2007; Skrzyczyńska i Stachowicz 2007; Nowicki i in. 2007]. Roślinność pojawiająca się na polach odłogowanych jest zwykle odzwierciedleniem zgromadzonego w glebie banku nasion [Symonides 1989; Bochenek 1998]. W przypadku zaburzonych zbiorowisk w obrębie ugorów skład gatunkowy takiego banku propagul jest bogatszy w porównaniu do fitocenoz ustabilizowanych [Czarnecka 1997; Bochenek 1998]. Wraz z upływem czasu od zaprzestania uprawy skład gatunkowy zbiorowisk roślin naczyniowych na odłogach, pierwotnie budowanych przez gatunki segetalne, zmienia się w kierunku układów mniej synantropijnych [Skrzyczyńska i in. 2014].

Przy czym, wzrastająca wraz z wiekiem odłogów ich różnorodność gatunkowa [Stupnicka-Rodzynekiewicz i in. 1997; Strączyńska i Zawieja 2001; Wojciechowski i Zawieja 2005] jest uzależniona od panujących warunków siedliskowych [Łabza i in. 2003; Kurus i Podstawka-Chmielewska 2006].

Pojawienie się na danym terenie drzew jest charakterystyczne dla końcowych etapów sukcesji [Prach i in. 2014]. W Europie Środkowej wkraczanie drzew na odłogi jest zjawiskiem długotrwałym. Las powraca na odlesione wydmy w ciągu około 60 lat [Rahmonov 2007], natomiast w przypadku terenów porolnych proces ten może potrwać od 140 do 290 lat [Faliński 1991]. W polskiej strefie klimatycznej pionierskimi gatunkami drzew, które wkraczają na grunty porolne są: brzoza brodawkowata *Betula pendula*, topola osika *Populus tremula*, sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* i olsza czarna *Alnus glutinosa*. Wymienione gatunki zalicza się do drzew lekkonasienych (anemochorycznych) [Faliński 1986; Grzyb 1997; Pabjanek 2003; Wójcicka-Rosińska 2006]. Odgrywają one ważną rolę, ponieważ ocieniając teren, stwarzają dogodne warunki do rozwoju cieniolubnych gatunków drzew lasotwórczych, m.in. lipy drobnolistnej *Tilia cordata*, grabu zwyczajnego *Carpinus betulus* oraz jesionu wyniosłego *Fraxinus excelsior* [Bernadzki i Kowalski 1983].

Zachodzące w procesie sukcesji przemiany szaty roślinnej prowadzą do zmian w profilu glebowym, chociaż zjawisko to jest znacznie wolniejsze niż transformacja samych zbiorowisk. Gleby porolne, analogicznie jak gleby uprawne, nie mają w pełni rozwiniętego poziomu próchnicy, typowego dla gleb leśnych. Dopiero w wyniku deponowania się nieusuwaných szczątków roślinnych, na glebach wyłączonych z użytkowania rolniczego powstaje warstwa organiczna. Zwykle składa się ona ze słabo lub średnio rozłożonej materii organicznej. Wyraźne zmiany w profilu gleby porolnej, polegające na rozwoju warstwy organicznej, są obserwowane po dwudziestu latach od zaprzestania uprawy [Sosnowska 2019].

O wysokiej wartości przyrodniczej pól odłogowanych świadczy wysoka różnorodność biologiczna zarówno flory, jak i fauny. Występowanie większości gatunków zwierząt jest ściśle związane z obecnością ich roślin żywicielskich [Kennedy 1992; Miyazawa i in. 2002]. Na początkowym etapie odłogowania, gdy liczba gatunków roślin nie jest duża, dominują owady zapylające i szkodniki roślin – dzikich i uprawnych. Stopniowo pojawia się coraz więcej owadów drapieżnych i pasożytniczych [Kandji i in. 2003; Kluth i in. 2005]. Ponadto, odłogi są miejscem bytowania wielu gatunków ptaków [Milton i in. 1997; Henderson i in. 2000; Dombrowski i Goławski 2002] i ssaków [Tattersall i in. 2000].

Wielu autorów [Faliński 1998a; Meiners i in. 2001, 2002; Barabasz-Krasny 2002; Węgrzynek i in. 2005; Banasiak i Meiners 2009; Balcerkiewicz i Pawlak 2011] zwraca uwagę, że zaburzone siedliska porolne są podatne na inwazje roślin. Badania wskazują na to, że gatunki obcego pochodzenia mogą przyczynić się do zmian dynamiki zbiorowisk na różnych etapach sukcesji. Niektóre z nich są w stanie ją przyspieszyć, spowolnić lub zmienić jej przebieg [Meiners i in. 2001; Yurkonis i Meiners 2004]. W przypadku pól odłogowanych, spośród roślin zielnych często jako pierwsze wkraczają gatunki z rodzaju nawłóć – kanadyjska *Solidago canadensis* L. i późna *S. gigantea* Aiton, a jednym z najczęściej pojawiających się drzew obcego pochodzenia jest czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh [Adamczak 2007; Dajdok i Pawlaczyk 2009; Bomanowska i Adamowski 2012].

2.3. Czeremcha amerykańska – gatunek inwazyjny w Europie i w Polsce

Dużym zagrożeniem dla rodzimej bioróżnorodności są introdukcje gatunków roślin obcego pochodzenia [Inderjit 2005], ponieważ zachowanie się ich na nowym terytorium jest trudne do przewidzenia [Kowarik 1995]. Według danych szacunkowych 10% prób zadomowienia obcych gatunków roślin kończy się powodzeniem, a spośród zadomowionych około 10% z czasem zaczyna wykazywać właściwości inwazyjne [Williamson i Fitter 1996]. Gatunkiem inwazyjnym określa się gatunek zadomowiony na obszarze pierwotnie obcym, który często w ogromnej ilości wytwarza żywotne potomstwo oraz rozprzestrzenia się na znaczną odległość od roślin macierzystych [Richardson i in. 2000; Pyšek i in. 2004]. Jego celowe wprowadzenie lub przypadkowe zawleczenie stwarza zagrożenie dla przyrody, gospodarki i komfortu życia ludzi [Pimental i in. 2001]. Obce gatunki roślin ujawniają swoje zdolności do inwazji, rozumianej jako gwałtowne i masowe wkraczanie na nowe tereny w porównaniu do powolnego przemieszczania się innych „przybyszy” [Faliński 1969], najczęściej po co najmniej kilkunastu latach od introdukcji [Kowarik 1995]. Richardson i in. [2000] umownie przyjęli, że gwałtowne rozprzestrzenianie się dotyczy szybkości większej niż 100 m w ciągu 50 lat.

Rodzimym obszarem występowania czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* [Ehrh.] Borkh. jest południowo-wschodnia i środkowa część Ameryki Północnej oraz północne obszary Ameryki Południowej [Fowells 1965]. W miejscu pochodzenia omawiany gatunek jest drzewem osiągającym około 35 m wysokości. Zwykle współdominuje w lasach sosnowych, współtworzy lasy liściaste lub zadrzewienia przydrożne [Marquis 1990]. Ponadto

zajmuje powierzchnie wylesione, tworząc monokultury, a także przenika do siedlisk nadrzecznych [Cronk i Fuller 2001].

Introdukcja czeremchy amerykańskiej do Europy nastąpiła na początku XVII w. [Wein 1930]. Wówczas, ze względu na pożądane walory dekoracyjne, sprowadzono pierwsze okazy gatunku do ogrodów w Niemczech [Starfinger i in. 2003] oraz Francji [Decocq 2007]. Pod koniec XIX w. *P. serotina* została wprowadzona do niemieckich lasów, w celu oceny jej przydatności do produkcji drewna [Starfinger i in. 2003]. Od pierwszej połowy XX w. czeremchę amerykańską sadzono na szeroką skalę w podszycie lasów w Holandii i Niemczech, gdzie miała pełnić rolę domieszki biocenotycznej [Starfinger 1990; Starfinger i in. 2003]. Ponadto spodziewano się, że roślina będzie chroniła glebę przed erozją i wpłynie na poprawę jej żyzności [Starfinger 1997]. Z czasem inne państwa europejskie przystąpiły do wprowadzania *P. serotina* na ubogich siedliskach leśnych [Vanhellemont 2009]. Po 30 latach od wprowadzenia czeremcha amerykańska osiągnęła status gatunku zadomowionego i rozpoczęła niekontrolowany proces powiększania swojego zasięgu występowania [Starfinger 1997], zarówno w lasach, jak i poza nimi, na miejskich terenach zielonych [Honday i in. 1999] oraz w zadrzewieniach śródpolnych [Deckers i in. 2005]. Aktualnie *P. serotina* uznawana jest za jeden z najbardziej inwazyjnych gatunków w Europie [Vanhellemont 2009; Wagner i in. 2017; Forte i in. 2019].

Pierwsza udokumentowana obecność czeremchy amerykańskiej na terenie Polski (kolekcja drzew w okolicach Krakowa) dotyczy roku 1813 [Siciński 1992]. Istnieje możliwość, że *P. serotina* występowała na zachodnich obszarach Polski już nieco wcześniej [Kowarik 1992]. W pierwszej połowie XX w. introdukowano omawiany gatunek do lasów państwowych na obszarze Pojezierza Mazurskiego [Stypiński 1977] oraz Wielkopolski [Danielewicz 1994], w charakterze potencjalnego producenta drewna [Dominik 1947]. Jednak ze względu na słabe przyrosty na grubość i niską jakość techniczną drewna zrezygnowano z uprawy czeremchy amerykańskiej w celach gospodarczych [Pacyniak i Strumiński 1967]. Kolejne próby nasadzeń prowadzone w latach powojennych miały na celu poprawę żyzności słabych gleb leśnych [Stypiński 1977; Danielewicz 1994; Halarewicz i Nowakowska 2005]. Z czasem korzystny wpływ *P. serotina* na siedlisko glebowe został zakwestionowany w niektórych pracach badawczych [Plichta i in. 1997; Starfinger i in. 2003; Verheyen i in. 2007; Halarewicz i in. 2018].

Obecnie czeremcha amerykańska zajmuje 1,4% powierzchni polskich lasów i jest spotykana w całej Polsce, z wyjątkiem obszarów położonych w północno-wschodniej części kraju oraz terenów górskich [Gazda i Augustynowicz 2012; Bijak i in. 2014]. Masowo

występuje w monokulturach sosnowych i borach mieszanych, ponieważ została tam pierwotnie wprowadzona i siedliska te zapewniają optymalne warunki do jej wzrostu i rozwoju [Halarewicz 2011; Halarewicz i Pruchniewicz 2015a]. Siedliska leśne o glebach podmokłych są mniej podatne na inwazję czeremchy amerykańskiej [Stypiński 1979; Halarewicz i Kawałko 2014; Halarewicz i Bączek 2016], niemniej jednak stwierdza się próby kolonizacji przez *P. serotina* nawet dobrze zachowanych fitocenoz olsów i łągów [Dyderski i Jagodziński 2015]. Czeremcha amerykańska przenika z siedlisk leśnych, w których występuje masowo, do zbiorowisk otwartych sąsiadujących z lasami, takich jak nieużytkowane pola, łąki i pastwiska [Adamczak 2007; Bomanowska i Adamowski 2012; Otręba 2014; Bułaj i in. 2017]. Zaprzestanie rolniczego użytkowania gruntów jest jednym z czynników, które ułatwiają ekspansję *P. serotina* [Wołkowycki i Próchnicki 2015]. Przy sprzyjających warunkach kolonizacja odłogów może przebiegać na tyle szybko, że okres niespełna 10-letni wystarcza do utworzenia zwartej warstwy krzewów *P. serotina*, dorastających do 2 m wysokości [Adamczak 2007]. Ponadto omawiany gatunek rozprzestrzenia się wzdłuż leśnych szlaków komunikacyjnych [Halarewicz i Bączek 2016] oraz tras przebiegu linii energetycznych na terenach otwartych [Kurek i in. 2015].

2.4. Przyczyny i skutki rozprzestrzeniania się *Padus serotina*

Ujawnienie się inwazyjnych właściwości rośliny obcego pochodzenia jest wypadkową sposobu jej wprowadzenia, pewnych cech ekologicznych gatunku oraz właściwości ekosystemu [Richardson i Pyšek 2001; Facon i in. 2006]. Obserwacje prowadzone w europejskich zbiorowiskach leśnych wskazują, że zachodzące w nich w wyniku antropopresji zniekształcenia sprzyjają rozwojowi i rozprzestrzenianiu się *P. serotina* [Starfinger i in. 2003; Vanhellemont i in. 2009; Halarewicz 2012].

Czeremcha amerykańska jest gatunkiem o niewielkich wymaganiach siedliskowych. Wykazuje duży zakres tolerancji w stosunku do wilgotności, odczynu i zasobności gleby w składniki pokarmowe [Starfinger 1991]. Cechuje ją duża odporność na suszę i wiosenne przymrozki [Łukasiewicz 1989]. Wymienione właściwości skutkują znaczną przewagą *P. serotina* w konkurencji wobec organizmów rodzimych, wrażliwych na zmiany w siedlisku.

Omawiany gatunek rozwinął strategie życiowe, które pozwalają na dopasowanie tempa wzrostu do panujących warunków świetlnych [Deckers i in. 2005]. Na skutek niewystarczającego oświetlenia siewki czeremchy amerykańskiej ograniczają swoje przyrosty [Closset-Kopp i in. 2007] i, jednocześnie zacieniając podłoże, chronią pozostałe kiełkujące

nasiona przed wysychaniem [Marquis 1990]. Dzięki temu, w runie leśnym może występować jednocześnie kilka pokoleń młodych siewek, czekających na poprawę warunków świetlnych („sit and wait strategy”) [Sebert-Cuvillier i in. 2007]. Kilkuletnie siewki i podrost, w warunkach deficytu światła, są zdolne do ograniczania swoich przyrostów przez kilka lat („Oskar syndrome”) [Closset-Kopp i in. 2007]. Nawet chwilowa poprawa warunków świetlnych zapoczątkowuje bardzo silny wzrost osobników młodocianych, do 60 cm wysokości [Starfinger 1997]. W przypadku osobników dorosłych pogorszenie warunków oświetlenia objawia się zahamowaniem wzrostu pędów głównych i jednocześnie inicjacją rozmnażania wegetatywnego w postaci odrośli pędowych i korzeniowych. Przy poprawie dostępu do światła najstarsze pędy kontynuują swoje przyrosty, a wzrost odrośli ulega ograniczeniu („Alice behaviour”) [Closset-Kopp i in. 2007].

Nie tylko niesprzyjające warunki świetlne mogą powodować przystąpienie czeremchy amerykańskiej do rozmnażania wegetatywnego. Mechaniczne uszkodzenia rośliny w postaci zranienia, cięcia lub złamania również wywołują wzrost odrośli [Mulligan i Mudro 1981].

Czeremcha amerykańska stosunkowo szybko, w porównaniu z innymi gatunkami drzew, przystępuje do rozmnażania generatywnego. W sprzyjających warunkach oświetlenia pierwsze kwiaty zawiązują się u osobników 7-10-letnich. Przy silnym zacienieniu, fazę kwitnienia stwierdza się u drzew w wieku 20 lat [Deckers i in. 2005]. Duże, wonne i liczne kwiaty *P. serotina*, do kilku tysięcy w 1 m³ korony, są atrakcyjne dla wielu zapylaczy [Jabłoński 1998]. W rozsiewaniu owoców (pestkowców), w ilości od 1500 do 6000 sztuk z drzewa [Pairen i in. 2006a], uczestniczą zwierzęta, co ułatwia powiększanie areału występowania gatunku [Cain i in. 2000]. Najwięcej, bo aż ok. 20% wszystkich owoców, przemieszcza się z udziałem ptaków [Pairen i in. 2006a]. Pozostałe owoce są przenoszone głównie przez ssaki, w tym lisy *Vulpes* sp., daniela *Dama* sp., kuny *Martes* sp. i dziki *Sus* sp. [Bartkowiak 1970; Starfinger i in.; 2003; Deckers i in. 2008].

Rośliny obcego pochodzenia, po wprowadzeniu na nowy teren, zazwyczaj pozbawione są swoich wyspecjalizowanych roślinożerców i patogenów, obecnych w miejscu pochodzenia [Mack i in. 2000; Levine i in. 2003; Callaway i Ridenour 2004]. To daje im przewagę nad roślinami współwystępującymi, narażonymi na uszkodzenia, choroby, i może stanowić jeden z czynników ułatwiających ekspansję [Wolfe 2002; Callaway i in. 2004; Jakobs i in. 2004]. Czeremcha amerykańska prawdopodobnie skorzystała z „uwolnienia” od wrogów naturalnych [Vanhellemont i in. 2010], ale przed upływem 50 lat od okresu introdukcji rozpoczął się proces akceptacji tej nowej rośliny przez lokalne gatunki fitofagicznych owadów i fitopatogenów [Hawkes 2007].

Obecnie na *P. serotina* stwierdza się występowanie foliofagów [Wilkaniec i Borowiak-Sobkowiak 2003; Nowakowska i Halarewicz 2006a, 2006b; Halarewicz i Jackowski 2011], szkodników owoców [Paireon i in. 2006b; Smit i Dijkstra 2008; Halarewicz 2015], mikrogrzybów [Ruszkiewicz-Michalska i Mułenko 2003] oraz makrogrzybów [Marciszewska i in. 2018].

Kolejną cechą gatunków inwazyjnych, ułatwiającą zdobycie przewagi w konkurencji z przedstawicielami rodzimej flory, jest wytwarzanie związków allelopatycznych [Callaway i Ridenour 2004]. W przypadku *P. serotina* potwierdzono negatywny wpływ wodnych ekstraktów ze świeżych liści [Drogoszewski i Barzdajn 1984] i ściółki tego gatunku [Bączek i Halarewicz 2019] na kiełkowanie nasion *Pinus sylvestris* oraz oddziaływanie inhibicyjne lotnych związków organicznych emitowanych z liści na wzrost siewek *P. sylvestris* [Halarewicz i in. 2021], co może stanowić wytłumaczenie trudności przy naturalnym odnawianiu się drzewostanów sosnowych.

Prace badawcze dotyczące skutków rozprzestrzeniania się *P. serotina* koncentrują się głównie na fitocenozach leśnych. W lasach sosnowych na gruntach porolnych, w zaburzonych borach i lasach mieszanych oraz w borach na siedlisku dąbrowy obserwuje się silny rozwój warstwy krzewów czeremchy amerykańskiej. Gęsty podszyt *P. serotina* wraz z warstwą ściółki z liści omawianego gatunku silnie zacienieniają dno lasu [Starfinger i in. 2003; Godefroid i in. 2005; Halarewicz 2012; Otręba 2014]. Powoduje to zmniejszenie powierzchni pokrycia i liczby pospolitych, światłolubnych gatunków roślin w runie oraz warstwie mszystej [Stypiński 1977; Danielewicz 1994; Starfinger 1997; Chabrerie i in. 2010; Halarewicz 2012; Namura-Ochalska 2012; Halarewicz i Pruchniewicz 2015b]. Ponadto, rozkład ściółki przyczynia się do wzbogacenia poziomu organicznego gleby w fosfor i azot oraz do zawężenia stosunku C:N [Koutika i in. 2007; Chabrerie i in. 2008; Halarewicz i Pruchniewicz 2015a]. Wzrost zasobności makroskładników w glebie prowadzi do zmian składu gatunkowego roślinności. Gatunki o niższych wymaganiach pokarmowych ustępują, przy jednoczesnym wkraczaniu roślin siedlisk żyznych [Verheyen i in. 2007; Halarewicz i Żołnierz 2014; Halarewicz i in. 2017a].

Wpływ *P. serotina* na pH gleb leśnych pozostaje dyskusyjny. Starfinger i in. [2003] oraz Chabrerie i in. [2008] porównując próby glebowe pobrane z powierzchni z czeremchą amerykańską oraz z powierzchni bez udziału tego gatunku wykazali, że na powierzchniach z *P. serotina* jest ono niższe. Jednak według Kowalskiego [1988], Plichty i in. [1997], Vanderhoeven i in. [2005] oraz Halarewicz i in. [2017a] odczyn gleb leśnych pobranych spod *P. serotina* był wyższy, a według Verheyena i in. [2007] podobny. Prawdopodobnie opisane

wyżej sprzeczności wynikają z wniosków otrzymanych z jednorazowego poboru prób, gdzie nie zostały uwzględniono sezonowe zmiany parametrów glebowych [Halarewicz i in. 2017b].

3. Charakterystyka obszaru badań

3.1. Położenie

Badania prowadzono w środkowo-wschodniej części województwa dolnośląskiego, w obrębie pól odłogowanych, które w niniejszej pracy określane są jako obiekty badawcze. Zgodnie z podziałem fizyczno-geograficznym Polski, wszystkie obiekty znajdują się na obszarze Niziny Śląskiej (318.5) i należą do trzech mezoregionów: Pradoliny Wrocławskiej (318.52) (4 obiekty), Równiny Wrocławskiej (318.53) (3 obiekty) oraz Równiny Oleśnickiej (318.56) (3 obiekty) [Solon i in. 2018]. Według administracyjnego podziału Polski obszar badań zlokalizowany jest na terenie czterech gmin: Wrocław, Jelcz-Laskowice, Czernica oraz Siechnice (tab. 1). Dalszy opis opiera się na charakterystyce gmin, w obrębie których wyznaczono obiekty badawcze.

Tab. 1. Wykaz obiektów wyznaczonych na obszarze badań, z uwzględnieniem ich przynależności fizyczno-geograficznej i administracyjnej

Nr obiektu	Nazwa obiektu	Mezoregion	Gmina
1.	Osobowice	Pradolina Wrocławska	Wrocław
2.	Brodzka	Pradolina Wrocławska	Wrocław
3.	Piotrkowska	Równina Wrocławska	Wrocław
4.	Irysowa	Pradolina Wrocławska	Wrocław
5.	Ratowice	Równina Oleśnicka	Czernica
6.	Jelcz-Laskowce	Równina Oleśnicka	Jelcz-Laskowce
7.	Miłoszyce	Równina Oleśnicka	Jelcz-Laskowce
8.	Janowska	Pradolina Wrocławska	Wrocław
9.	Żerniki Wrocławskie	Równina Wrocławska	Siechnice
10.	Wilkszyńska	Równina Wrocławska	Wrocław

3.2. Budowa geologiczna

Gmina Wrocław położona jest na granicy dwóch jednostek geologicznych: bloku przedsudeckiego oraz monokliny przedsudeckiej [Winnicka 1988]. Blok przedsudecki jest starszą jednostką, utworzoną z proterozoiczno-paleozoicznej serii skał krystalicznych. Rozpóściera się na północny wschód od Sudetów, pomiędzy uskokiem brzeżnym i uskokiemi środkowej Odry. Druga jednostka geologiczna – monoklina przedsudecka, zbudowana z permsko-mezozoicznej serii skał osadowych, jest oddzielona od bloku przedsudeckiego

strefą uskoku środkowej Odry [Mądrała 2002]. W granicach gminy skały staropaleozoiczne i mezozoiczne tworzą powierzchnię o różnym ukształtowaniu, która jest całkowicie przykryta przez skały trzeciorzędowe oraz osady czwartorzędu [Jary i in. 2010]. Skały trzeciorzędowe występują w postaci ilów i mułków, a miejscami piasków lub piaszczystych żwirów [Przybylski i in. 2004]. Najmłodsze, czwartorzędowe osady to gliny zwałowe [Badura i Przybylski 1998] oraz wodnolodowcowe piaski i żwiry. Na terenie gminy Wrocław, w miejscach, gdzie część dna doliny Odry jest silnie przekształcona wskutek działalności wiatru, powstały wydmy wzniesienia i ławice przewianych piasków [Jary i in. 2010].

Gmina Jelcz-Laskowice znajduje się w obrębie monokliny przedsudeckiej. W północno-zachodniej oraz południowo-zachodniej części gminy obecne są piaski, żwiry, mady rzeczne oraz torfy i namuły. Występują tam także gliny zwałowe, ich zwietrzliny oraz piaski i żwiry lodowcowe, obserwowane również w południowo-wschodniej części terenu. Iły, mułki i piaski zastoiskowe oraz piaski eoliczne występują na wschodnich krańcach gminy. Centralną część gminy Jelcz-Laskowice pokrywają piaski i żwiry sandrowe [Program Ochrony... 2020].

Gmina Czernica również położona jest na terenie monokliny przedsudeckiej. Przez jej obszar przebiega strefa ułożonych równoleżnikowo uskoku. Podłoże charakteryzuje się budową warstwową. Najstarsza warstwa jest utworzona ze skał triasowych, przykrytych przez warstwę trzeciorzędowych ilów i piasków. Miąższość trzeciorzędowej warstwy wynosi od 100 do 150 m. Najmłodsza warstwa skalna, grubości od 30 do 50 m jest zbudowana z utworów czwartorzędowych. Na obszarze równiny zalewowej Odry reprezentują je utwory holoceniowe, złożone ze żwirów i piasków rzecznych, które przykrywają mady. Tereny zlokalizowane poza równiną zalewową Odry są pokryte utworami plejstoceniowymi, składającymi się z glin morenowych oraz piasków fluwioglacjalnych lub rzecznych [Program Ochrony... 2015].

Gmina Siechnice znajduje się na skraju monokliny przedsudeckiej. Na obszarze gminy występują gliny zwałowe, piaszczyste osady wodnolodowcowe, piaski, żwiry oraz ropy zastoiskowe. Miejscami, na obszarach teras nadzalewowych występują holoceniowe piaski i żwiry rzeczne, tworzące warstwę o grubości maksymalnie 6 m. Doliny Odry i Oławy są całkowicie pokryte przez ropy i mady [Jonak 2017].

3.3. Gleby i użytkowanie powierzchni

Na terenie gminy Wrocław szerokie dno doliny Odry zajmują gleby aluwialne – głównie mady rzeczne brunatne i próchniczne, miejscami także gleby zabagnione (gruntowo-glejowe). Gliny średnie i ciężkie, często pylaste, są dominującym gatunkiem wśród mad rzecznych. Pomimo, że gleby aluwialne i gleby gruntowo-glejowe charakteryzują się wysoką żyznością, nie są użytkowane rolniczo. Ze względu na swoją lokalizację zostały zajęte przez użytki zielone lub zabudowane. W zachodniej części gminy występują gleby płowe, brunatne oraz gleby przekształcone antropogenicznie – gleby nasypowe, rigosole oraz hortisole. Użytki rolne zajmują około 43% powierzchni gminy i są zlokalizowane na jej obrzeżach [Korabiewski i Lewicki 2010]. Większość użytków rolnych gminy Wrocław (54%) reprezentuje najlepsze klasy bonitacyjne: I, II, IIIa i IIIb. Gleby klas IVa i IVb stanowią 37% powierzchni użytków rolnych, natomiast klas V i VI jedynie 9% [Kabała i Chodak 2002].

Na terenie gminy Jelcz-Laskowice dominują gleby bielcowe, a w dolinie Odry – mady. Miejscami występują również czarne ziemie i gleby płowe. Użytki rolne zajmują około 58% powierzchni omawianej gminy. Grunty orne i użytki zielone należące do II, III i IV klasy bonitacyjnej stanowią 95% powierzchni wszystkich użytków rolnych gminy [Hojka 2009; Program Ochrony... 2020].

Pokrywa glebowa gminy Czernica jest dość zróżnicowana, w zależności od rodzaju skały, z jakiej powstała oraz od przebiegu procesów glebotwórczych w jej konkretnych częściach. Na terenie gminy występują gleby bielcowe, gleby brunatne (brunatne kwaśne, brunatne wylugowane), mady, gleby murszowe i glejowe. Użytki rolne zajmują około 64% powierzchni gminy. Około 85% wszystkich gleb obszaru gminy Czernica to gleby IVb oraz V klasy bonitacyjnej. Gleby klas III-IVa stanowią około 15% wszystkich gruntów [Program Ochrony... 2015].

Na terenie gminy Siechnice dominują mady, zlokalizowane w dolinach Odry i Oławy, oraz czarne ziemie właściwe w południowej i południowo-zachodniej części. Obecne są także gleby bielcowe i pseudobielcowe, gleby brunatne właściwe i wylugowane oraz czarne ziemie zdegradowane. Grunty rolne o wysokiej przydatności rolniczej (klasy I-III) zajmują prawie 45% powierzchni gminy Siechnice. Na pozostałym obszarze przeważają gleby klas IV i VI. Miejscami w niewielkich fragmentach występują gleby reprezentujące klasę III. W związku z tym, że na terenie gminy przeważają gleby dobrej jakości, prawie 67,5% jej powierzchni zajmują użytki rolne [Warczewski i in. 2010; Jonak 2017].

3.4. Wody podziemne i powierzchniowe

Gmina Wrocław, zgodnie z podziałem kraju na jednolite części wód podziemnych (JCWPd), znajduje się w granicach dwóch z nich: PLGW631093 i PLGW6220114 [Bieroński i Tarka 2010]. Gmina Jelcz-Laskowice leży w zasięgu dwóch jednolitych części wód podziemnych: PLGW6000109 i PLGW600096 [Program Ochrony... 2020]. Gmina Czernica zlokalizowana jest w obrębie jednej JCWPd, o kodzie PLGW631093 [Program Ochrony... 2015], natomiast gmina Siechnice w obrębie dwóch JCWPd [PLGW631093 i PLGW6220114] [Jonak 2017]. Każda z omawianych gmin znajduje się w zasięgu czwartorzędowego Głównego Zbiornika Wód Podziemnych (GZWP) nr 320 „Pradolina rzeki Odra (S Wrocław)” [Bieroński i Tarka 2010; Program Ochrony... 2015; Jonak 2017; Program Ochrony... 2020].

Główną rzeką przepływającą przez gminę Wrocław jest Odra. Większe rzeki uchodzące do Odry na jej terenie to: Widawa, Oława, Ślęza i Bystrzyca. Mniejsze ciekі wpadające do Odry na tym obszarze to: Piskorna, Trzciana, Mokrzyca i Ługowina. Przez południowo-wschodnią część obszaru gminy Wrocław płynie rzeka Zielona, będąca dopływem Oławy. Sieć rzeczną omawianej gminy uzupełniają fosy, kanały, rowy melioracyjne oraz liczne starorzecza i zbiorniki wodne [Bieroński i Tarka 2010]. Przez gminę Jelcz-Laskowice przepływają następujące rzeki: Odra, Smortawa, Młynówka Jelecka (odnoga Smortawy) i Graniczna. Na obszarze gminy znajduje się wiele rowów, które są połączone z w/w ciekami. Ponadto w obrębie gminy Jelcz-Laskowice znajdują się akwenty różnej wielkości, w tym stawy hodowlane [Program Ochrony... 2020]. Główne rzeki przepływające przez obszar gminy Czernica to Odra i Widawa. Mniejsze ciekі: Graniczna, Bierzwienna, Przerowa, Mrówka, Piskorna oraz Młynówka uzupełniają sieć hydrologiczną gminy. Wody stojące na jej obszarze to jedno jezioro, stawy oraz wypełnione wodą wyrobiska poeksploatacyjne [Program Ochrony... 2015]. Główne rzeki przepływające przez gminę Siechnice to Odra, Oława i Zielona. Ponadto na terenie gminy znajduje się kilka cieków o niewielkich przepływach. Sieć hydrologiczną gminy uzupełnia gęsta sieć rowów melioracyjnych [Warczewski i in. 2010; Jonak 2017].

3.5. Warunki klimatyczne

Obszar badań, obejmujący sąsiadujące ze sobą gminy Dolnego Śląska, należy do śląsko-wielkopolskiego regionu klimatycznego [Okołowicz i Martyn 1979]. Cechy klimatu

Dolnego Śląska są kształtowane głównie przez napływające wilgotne masy powietrza polarnomorskiego oraz bardziej suche masy powietrza polarno-kontynentalnego, rzadziej arktycznego, czy zwrotnikowego. Lato jest długie i ciepłe, zima natomiast krótka i łagodna. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi od 8,0 do 9,0°C. Miesiącem najzimniejszym jest luty (średnia temperatura powietrza od -2,5°C do 1,1°C), natomiast miesiącem najcieplejszym – lipiec (średnia temperatura powietrza od 18,0°C do 18,8°C). W ciągu roku dominują wiatry z kierunku zachodniego. Roczna suma opadów na omawianym obszarze wynosi od 500 do 600 mm, w okresie wegetacyjnym średnio ok. 350 mm. Okres wegetacyjny trwa ok. 220 dni i jest najdłuższy w skali całego kraju [Dubicki i in. 2002; Sobik 2005; Program Ochrony... 2015; Jonak 2017; Program Ochrony... 2020].

3.6. Roślinność potencjalna i rzeczywista

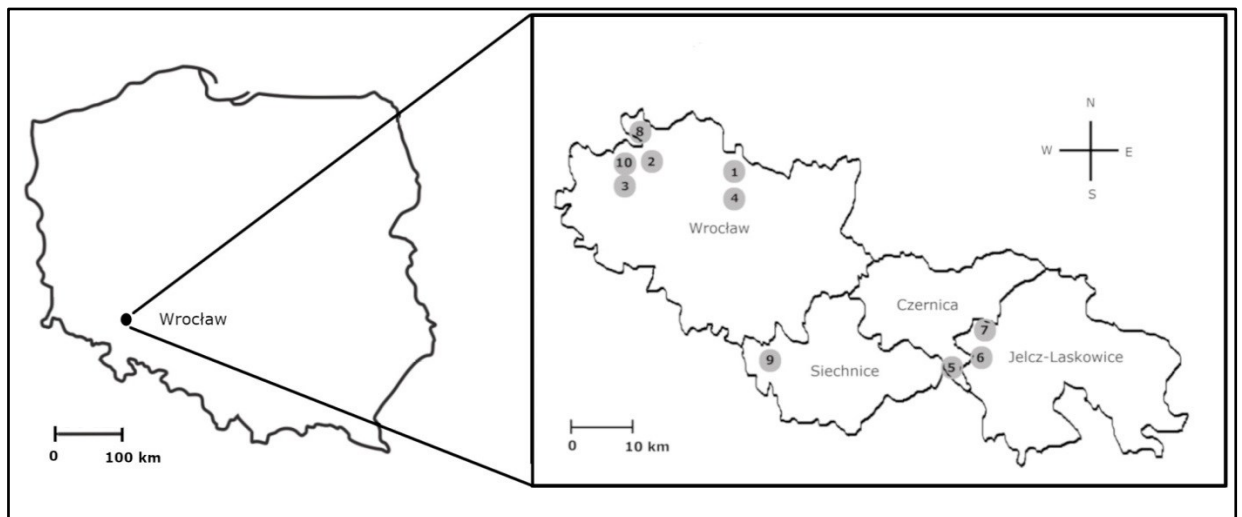
Według geobotanicznego podziału Polski, omawiany obszar znajduje się w Krainie Dolnośląskiej działu Brandenbursko-Wielkopolskiego. Przeważającą roślinność potencjalną wymienionej krainy stanowią fitocenozy leśne – grądy i bory [Matuszkiewicz 1993]. Lasy grądowe reprezentuje grąd środkowoeuropejski *Galio sylvatici-Carpinetum betuli* OBERD. 1957 i grąd subkontynentalny *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* TRACZ. 1962, zaś lasy łęgowe – łęg wierzbowo-topolowy *Salici-Populetum* (R.TX. 1931) MEIJER DREES 1936 oraz łęg jesionowo-wiązowy *Ficario-Ulmetum minoris* KNAP 1942 em. J.MAT. 1976. Cenne fragmenty grądów oraz łęgów na obszarze badań podlegają ochronie prawnej w ramach sieci Natura 2000. Stanowią je: Grądy Odrzańskie PLB020002 (gminy: Wrocław, Czernica, Jelcz-Laskowice, Siechnice), Grądy w Dolinie Odry PLH020017 (gminy: Wrocław, Czernica, Jelcz-Laskowice, Siechnice), Lasy Grędzińskie PLH020081 (gminy: Wrocław, Czernica, Jelcz-Laskowice), Las Pilczycki PLH020069 (gmina Wrocław) i Dolina Widawy PLH020036 (gmina Wrocław). Siedliska uboższe zajmują bory mieszane i bory sosnowe należące do klasy *Vaccinio-Piceetea* BR.-BL. 1939. Obecne są również leśne zbiorowiska zastępcze, powstające w wyniku celowych nasadzeń sosny zwyczajnej na siedliskach grądowych. Najbardziej odpowiadają one borom sosnowym świeżym *Leucobryo-Pinetum* W.Mat. (1962)1973, jednak precyzyjne określenie przynależności do konkretnej jednostki syntaksonomicznej w wielu przypadkach jest utrudnione. Na obrzeżach lasów rozwijają się często krzaczaste zarośla z klasy *Rhamno-Prunetea* RIVAS GODAY et GARB. 1961 (zbiorowiska otulinowe, oszyjki). Zewnętrzzną część obrzeży (tzw. okrajki) zajmują nitrofilne zbiorowiska z klasy *Artemisietea vulgaris* LOHM., PRSG et R.TX. 1950, towarzyszące lasom

żywnym i wilgotnym oraz zbiorowiska z klasy *Trifolio-Geranietea sanguinei* MÜLL. 1962, towarzyszące lasom na siedliskach suchych i ciepłych. W miejscach, gdzie drzewostan uległ zniszczeniu, w wyniku sukcesji wtórnej ukształtowały się porębowe zbiorowiska z klasy *Epilobietea angustifolii* R.TX. et PRSG 1950. Najczęściej spotykane ekosystemy łąkowe na omawianym obszarze to łąki trzęślicowe ze związku *Molinion caeruleae* W.KOCH 1926 i łąki świeże ze związku *Arrhenatherion elatoris* (BR.-BL. 1925) KOCH 1926. Omawiany obszar wyróżnia się obecnością wielu eutroficznych zbiorników wodnych, będących starorzeczami Odry, które charakteryzuje pasowy układ roślinności. Miejsca głębsze pozostają zajęte przez zanurzoną roślinność należącą do związku *Potamion* KOCH 1926 em. OBERD. 1957, natomiast miejsca płytsze porasta roślinność zaliczana do związku *Nymphaeion* OBERD. 1953, o liściach pływających na powierzchni wody. Na styku starorzeczy i ekosystemów lądowych występują zbiorowiska szuwarowe z klasy *Phragmitetea* R.TX. et PRSG 1942. Starorzecza to siedliska korzystne również dla rozwoju roślinności pleustonowej – fitocenoz z klasy *Lemnetea minoris* R.TX. 1955. W otoczeniu starorzeczy powstają najczęściej fragmenty nadrzecznych łągów wierzbowych *Salicetum albo-fragilis* R.TX. 1955, lub zbiorowiska krzaczastych wierzb z klasy *Salicetea purpureae* MOOR 1958. Florę omawianego obszaru uzupełniają zbiorowiska synantropijne (w tym ruderalne), powstałe w wyniku działań antropogenicznych [Szczęśniak 2005; Juchnowska 2010; Program Ochrony... 2015; Jonak 2017; Program Ochrony... 2020].

4. Materiał i metody

4.1. Wyznaczenie obiektów i powierzchni badawczych

W pierwszym etapie badań wytypowano na wybranym terenie 10 pól odłogowanych, które na potrzeby przedstawionej pracy określane są jako obiekty (ryc. 1). Głównym kryterium wyboru odłogów był co najmniej 10-letni okres ich wyłączenia z użytkowania rolniczego oraz obecność samosiewów czeremchy amerykańskiej w fazie dojrzałych (kwitnących) drzew. Obiektom nadano numery od 1 do 10 oraz robocze nazwy odnoszące się do ich lokalizacji. Dla każdego z obiektów określono typ gleby, kompleks przydatności rolniczej [<https://geoportal.dolnyslask.pl>] oraz podstawowe dane ewidencyjne gruntów [<https://mapy.geoportal.gov.pl>]. Uwzględniono również lokalizację geograficzną (punkt pomiaru GPS w centralnej części obiektu) oraz potencjalne źródło pochodzenia czeremchy amerykańskiej na odłogu (tab. 2).



Ryc. 1. Lokalizacja obiektów badawczych wraz z ich numeracją (1-10) zgodną z tabelą 1. Liniami zaznaczono granice poszczególnych gmin

W obębie każdego z obiektów wyznaczono losowo 10 powierzchni badawczych o wymiarach 5×5 m, zawsze pierwsze pięć powierzchni z obecnością *P. serotina*, a pozostałe pięć bez udziału tego gatunku. Powierzchniom badawczym nadano numery od 1 do 100 według kolejności własnej obiektów, zaczynając od obiektu pierwszego o nazwie Osobowice (tab. 2).

Tab. 2. Informacje ogólne o wyznaczonych obiektach badawczych.

Numer obiektu	Numery powierzchni badawczych	Obiekt	Współrzędne geograficzne	Powierzchnia [a]	Nr działki	Typ gleby	Kompleks przydatności rolniczej	Źródło obsiewu <i>Padus serotina</i>	Odległość od źródła obsiewu [m]
1.	1-10	Osobowice	51°10'7.18"N 17°0'33.34"E	64,9	026401_1.0 066.AR_20 .22/8 026401_1.0 066.AR_20 .22/6	czarne ziemie zdegradowane i gleby szare	żytni dobry, żytni słaby	ogrody przydomowe	300
2.	11-20	Brodzka	51°9'59.38"N 16°54'58.71"E	180	026401_1.0 043.AR_34 .9/2	gleby brunatne wylugowane i gleby kwaśne	żytni słaby	zadrzewienie śródpolne	400
3.	21-30	Piotrkowska	51°9'4.14"N 16°55'1.01"E	130	026401_1.0 045.AR_20 .7/1	gleby biellicowe i pseudobiellicowe	żytni dobry, żytni słaby	las iglasty	100
4.	31-40	Irysowa	51°9'19.83"N 17°1'11.54"E	305	026401_1.0 058.AR_3. 1/11	gleby brunatne właściwe	żytni dobry	zadrzewienie śródpolne	600

5.	41-50	Ratowice	51°2'35.96"N 17°15'55.52"E	26,1	022301_2.0 012.75/2	gleby biellicowe i pseudobiellicowe	żytni bardzo dobry (pszenno- żytni)	zadrzewienie śródpolne	300
6.	51-60	Jelcz- Laskowice	51°1'29.59"N 17°19'47.67"E	12,9	021503_4.0 001.AR_9. 8/3	gleby biellicowe i pseudobiellicowe	żytni bardzo dobry (pszenno- żytni)	las iglasty	500
7.	61-70	Miłoszyce	51°2'52.86"N 17°19'21.61"E	28,3	021503_5.0 013.330/1	gleby biellicowe i pseudobiellicowe	żytni bardzo dobry (pszenno- żytni)	zadrzewienie śródpolne	300
8.	71-80	Janowska	51°10'59.84"N 16°54'35.32"E	370	026401_1.0 043.AR_18 .17/5	mady	pszenny wadliwy	las liściasty	500
9.	81-90	Żerniki Wrocławskie	51°1'55.06"N 17°3'55.8"E	51,8	022308_5.0 021.412/1 022308_5.0 021.412/2	czarne ziemie właściwe	pszenny bardzo dobry	zadrzewienie śródpolne	300
10.	91-100	Wilkszyńska	51°10'21.87"N 16°52'42.75"E	630	026401_1.0 034.AR_13 .3/10 (część działki)	gleby biellicowe i pseudobiellicowe	żytni dobry	las mieszany	300

Podczas wyboru powierzchni badawczych z *P. serotina* zaobserwowano skupiskowe rozmieszczenie zarośli czeremchowych, zróżnicowane co do liczebności i etapu sukcesji wtórnej. Odnotowano pojedynczo występujące krzewy (fot. 1) i etapy przejściowe sukcesji aż po silnie zwarty i zagęszczony zespół drzew (fot. 2).



Fot. 1. Pojedynczo występujące krzewy *P. serotina* na obszarze obiektu nr 2 – Brodzka (Fot. P. Bączek).



Fot. 2. Zwarta warstwa krzewów *P. serotina* na obszarze obiektu nr 8 – Janowska (Fot. M. Podlaska).

4.2. Badania florystyczne

Obserwacje florystyczne przeprowadzono podczas wyjazdów terenowych w czerwcu i lipcu 2017 r. Polegały one na wykonaniu, na wszystkich 100 wyznaczonych powierzchniach badawczych, zdjęć fitosocjologicznych metodą Braun-Blanqueta [Dzwonko 2007], z dokładnym określeniem udziału gatunków w skali procentowej. Na potrzeby szczegółowej charakterystyki szaty roślinnej obiektów pokrycie powierzchni płatu przez każdy gatunek zostało wyrażone według skali ilościowości. Określono również stałość poszczególnych gatunków w odniesieniu do każdego typu obiektu (zał. 1). Nazewnictwo roślin naczyniowych i ich przynależność do rodzin przyjęto według Mirka i in. [2002], natomiast mszaków za Ochyra i in. [2003] oraz Szweykowskim [2006]. Systematyka fitosocjologiczna oraz nomenklatura syntaksonów przyjęta została na podstawie opracowania Matuszkiewicza [2007]. Autorka w tekście pracy stosuje łacińską nazwę gatunkową czeremchy amerykańskiej – *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh., zgodnie z *Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist* [Mirek i in. 2002]. Ta forma jest również preferowana w polskojęzycznych publikacjach naukowych, natomiast naukowe prace angielskojęzyczne zawierają synonim *Prunus serotina* Ehrh., zgodnie z *Flora Europea* [Tutin i in. 1968].

Przynależność gatunków roślin do określonych grup według klasyfikacji geograficzno-historycznej określano w oparciu o opracowanie Zajac i Zajaca [1992] (apofity) oraz Tokarskiej-Guzik i in. [2012] (kenofity, archeofity). Strategie ekologiczne według Grime'a przyjęto za Klotzem i in. [2002] i zakodowano na potrzeby analiz ordynacyjnych zgodnie z systemem zaproponowanym przez Pellissiera i in. [2004] (tab. 3).

Tab. 3. System kodowania strategii ekologicznych według Grime'a [Pellissier i in. 2004].

	C	S	R
C	5	1	1
S	1	5	1
R	1	1	5
CS	3	3	1
CR	3	1	3
CSR	3	3	3
C/SC	4	2	1
C/CR	4	1	2
R/CR	2	1	4

	C	S	R
R/SR	1	2	4
S/SC	2	4	1
S/SR	1	4	2
C/CSR	4	2	2
S/CSR	2	4	2
R/CSR	2	2	4
SC/CSR	3	3	2
CR/CSR	3	2	3
SR/CSR	2	3	3

4.3. Przygotowanie i analizy prób glebowych

Podczas wyjazdów terenowych w sezonie wegetacyjnym 2017, z powierzchni badawczych w punkcie przecięcia się przekątnych, pobierano glebę do cylinderków Kopecky'ego o pojemności 100 cm³, z poziomu warstwy ornej o głębokości do 20 cm oraz 20-40 cm. W uzyskanych próbach określono połowę pojemność wodną (PPW). Autorka zdaje sobie sprawę, że uziarnienie wpływa na wartość PPW, niemniej jednak parametr ten jest dobrym wskaźnikiem określającym zawartość wody dostępnej dla roślin w glebie, takiej, która pozostaje po odcieku grawitacyjnym i jest regulowana przez transpirację i ewaporację. Retencję wody oznaczano z zastosowaniem bloków kaolinowo-piaskowych firmy Eijkelkamp w zakresie pF 0,0-2,7 [Drozd i in. 2002].

Ponadto w listopadzie 2017 r., tydzień po umiarkowanych opadach atmosferycznych, z każdej powierzchni badawczej pobrano próby glebowe do oznaczenia pozostałych właściwości fizyko-chemicznych. Materiał pobierano przy pomocy szpadla do głębokości 20 cm, w punkcie zlokalizowanym blisko środka kwadratów. Próby glebowe, po przewiezieniu do laboratorium dokładnie oczyszczono z kamieni oraz fragmentów korzeni czy kłączy a zbite grudki gleby rozdrobniono. Tak przygotowane próby wysuszono w temperaturze pokojowej (próbki powietrznie suche), bez dostępu bezpośredniego promieniowania słonecznego, oraz przesiano przez sito o średnicy oczek 2 mm. Wydzielone części ziemiste (<2 mm) poddano dalszej analizie. Oznaczenie każdego parametru przeprowadzono w dwóch powtórzeniach, z wyjątkiem odczynu gleby, który był określany jednorazowo.

Wykonano następujące oznaczenia:

- pH w wodzie destylowanej oraz KCl – metodą potencjometryczną z użyciem pH-metru (Elmetron CX 601);
- całkowitą zawartość węgla organicznego – metodą Tiurina;
- całkowitą zawartość azotu – metodą Kjeldahla;
- przyswajalne formy fosforu – metodą Olsena;
- przyswajalne formy potasu – metoda Egnera-Riehma.

Oznaczenie pH, zawartości węgla organicznego oraz przyswajalnych form fosforu w glebie przeprowadzono w laboratorium Katedry Botaniki i Ekologii Roślin. Wykonanie oznaczania całkowitej zawartości azotu w glebach zlecono laboratorium Katedry Żywienia Roślin Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, natomiast oznaczenie przyswajalnych

form potasu – Centrum Analiz Jakości Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.

4.4. Ocena tempa dekompozycji materii organicznej na odlogach

W badaniach tempa rozkładu biomasy zastosowano metodę woreczków ściółkowych, która jest powszechnie stosowana w badaniach dotyczących mineralizacji szczątków roślinnych [Robertson i Paul 1999]. Materiał roślinny użyty do oceny tempa dekompozycji materii organicznej pobrano jesienią 2019 r. z obiektu nr 1. Stanowiła go zbiorcza próba części nadziemnych roślin zielnych, skomponowana w oparciu o najwyższą frekwencję gatunków na 100 powierzchniach badawczych (20% *Arrhenatherum elatius*, 20% *Hypericum perforatum*, 20% *Rumex acetosa*, 20% *Tanacetum vulgare*, 15% *Vicia hirsuta*, 5% *Achillea millefolium*) oraz osobno, opadłe liście *Padus serotina* (ściółka). Uzyskany materiał przewieziono do laboratorium, umieszczono w kopertach i suszono w suszarce z wymuszonym obiegiem powietrza przez 2 dni, w temperaturze 180°C, do stałej suchej masy. Próbkę wysuszonych roślin i oddzielnie liści *P. serotina*, o znanej suchej masie (każda około 2 g), umieszczano w płaskich pakietach (woreczkach ściółkowych) o wymiarach 10×15 cm, wykonanych z siatki polietylenowej (średnica oczek – 2 mm). Po zaszcyciu i zaetykietowaniu uzyskano łącznie 80 woreczków, które zostały wyłożone na 5 wybranych obiektach w listopadzie 2019 r. Wybór obiektów i znajdujących się w ich granicach powierzchni badawczych (jedna powierzchnia z *P. serotina* i druga nie zasiedlona przez ten gatunek), został poprzedzony analizą głównych składowych (PCA) z założeniem wskazania takich, które są jak najbardziej zróżnicowane ze względu na skład florystyczny. Na tej podstawie wytypowano powierzchnie badawcze: 3, 6, 13, 18, 23, 27, 44, 46, 55, 57. Na każdej z wybranych powierzchni badawczych umieszczono w pewnej odległości od siebie (min. 10 cm) po 4 woreczki z roślinami i 4 z czeremchową ściółką. Każdy z woreczków przytwierdzono do podłoża przy pomocy miedzianych gwoździ. Woreczki zebrano w październiku 2020 r. Na dwóch powierzchniach badawczych nie udało się odnaleźć woreczków w liczbie powtórzeń, która pozwoliłaby na wiarygodne statystycznie opracowanie wyników. Po przywiezieniu do laboratorium każdy z woreczków starannie oczyszczono z grzybni i materiału mineralnego osadzonego na siatce. Po wysuszeniu woreczków w temperaturze 180°C ich zawartość zważono. Za miarę tempa dekompozycji przyjęto wyrażony procentowo ubytek masy, określonej po prawie rocznej ekspozycji w terenie, względem masy początkowej.

4.5. Ocena aktywności allelopatycznej roztworów ze świeżych liści *Padus serotina*

Materiał do przeprowadzenia doświadczenia stanowiły świeże liście z jednego, losowo wybranego osobnika czeremchy amerykańskiej, rosnącej na terenie obiektu nr 4 (wybór obiektu związany był z najbliższą lokalizacją w stosunku do laboratorium badawczego). Terminy poboru liści dostosowano do trzech faz fenologicznych rośliny: faza F1 – początek listnienia, faza F2 – kwitnienie, faza F3 – pełnia listnienia. Wydzieliny przygotowano w szklanym naczyniu, zalewając 30 g świeżych, całych liści czeremchy amerykańskiej 100 ml wody destylowanej. Po upływie kilkunastu minut ekstrakt przepuszczono przez papierowy sączek o średnicy 9 cm i gęstości 65g/m². W plastikowych, przezroczystych, zamykanych pojemnikach (poj. 500 ml) na papierowych sączkach umieszczano po 10 nasion roślin testowych: gorczycy białej *Sinapis alba*, szczawiu zwyczajnego *Rumex acetosa* oraz szczawiu polnego *Rumex acetosella*. Następnie nasiona traktowano 5 ml uzyskanego przesączu. Próby kontrolne zawierały nasiona potraktowane jedynie 5 ml wody destylowanej. Każdy wariant testu, uwzględniając trzy gatunki kontrolne oraz trzy fazy fenologiczne, przeprowadzono w 10 powtórzeniach. Przygotowane w ten sposób doświadczenie szalkowe umieszczano w komorze wzrostowej SANYO o warunkach kontrolowanych: 60% wilgotności, cykl dzień/noc – 16/8h, 24/15°C. Po upływie siedmiu dni (gorczyca biała, szczaw zwyczajny) oraz 18 dni (szczaw polny), dla każdego powtórzenia określono zdolność kiełkowania nasion oraz średnią długość korzenia i wysokość części nadziemnej siewek.

4.6. Ocena aktywności allelopatycznej roztworów ze ściółki z liści *Padus serotina*

Warstwę martwych liści *P. serotina*, przeznaczonych do przeprowadzenia doświadczenia, pobrano w pierwszej połowie grudnia z powierzchni około 500 m² na terenie obiektu nr 1. Obiekt ten wyróżniał się rozmieszczeniem skupiskowym czeremchy amerykańskiej, o dużym zagęszczeniu krzewów. Pozwoliło to na pozyskanie ściółki z liści badanego gatunku o niewielkim udziale składników dodatkowych tj. kora, liście, gałązki czy owoce gatunków współwystępujących, które wymagały usunięcia w warunkach laboratoryjnych. Oczyszczoną czeremchową ściółkę namoczono w wodzie destylowanej (30g/100 ml) i pozostawiono na 24 godziny. Następnie uzyskany ekstrakt przesączono przez papierowy sączek o średnicy 9 cm i gęstości 65g/m². Powstały przesącz potraktowano jako roztwór o stężeniu 100% i rozcieńczano wodą destylowaną do otrzymania stężeń: 25%, 50% oraz 75%. Dalsza część doświadczenia została przeprowadzona, z uwzględnieniem nasion

trzech gatunków testowych (gorczyca biała *Sinapis alba*, szczaw zwyczajny *Rumex acetosa*, szczaw polny *Rumex acetosella*), zgodnie z metodyką zastosowaną podczas oceny aktywności allelopatycznej świeżych liści czeremchy amerykańskiej (por. rozdz. 4.5). Dla każdego wariantu testu wykonano 5 powtórzeń.

4.7. Ocena przydatności gleby zasiedlonej przez *Padus serotina* pod uprawę

W celu przeprowadzenia doświadczenia w kwietniu 2018 r. z obiektu nr 7 pobrano jednorazowo dwie próby gleby do głębokości 20 cm (każda po około 50 litrów), jedną bezpośrednio pod osobnikami *P. serotina* oraz drugą w znacznej odległości od nich (> 5m). Wybór obiektu był podyktowany najczęściej występującym typem gleby w obiektach (gleby biellicowe i pseudobiellicowe) oraz dogodnym dojazdem do miejsca poboru. Po przewiezieniu do laboratorium glebę wysuszono w temperaturze pokojowej i przesiano przez sito o średnicy oczek 2 mm. Następnie przygotowano cztery warianty podłoża: 1) ziemia bez *P. serotina*, 2) ziemia bez *P. serotina* + AC (AC – węgiel aktywny jako adsorbent związków organicznych, wiążący potencjalne allelozwiązki, bez znacznego wpływu na odżywianie mineralne roślin), 3) ziemia spod *P. serotina*, 4) ziemia spod *P. serotina* + AC. Węgiel aktywny dodawano do gleby w stosunku 1:3 (100 ml AC + 300 ml gleby). Do założenia doświadczenia wazonowego wykorzystano plastikowe pojemniki o pojemności 500 ml, perforowane od spodu. Dla każdego z wariantów podłoża wykonano 10 powtórzeń. Jako roślin testowych użyto gryki zwyczajnej *Fagopyrum esculentum* oraz gorczycy białej *Sinapis alba*. W każdym pojemniku z glebą umieszczono po pięć nasion rośliny testowej (gryki zwyczajnej lub gorczycy białej). Nasiona gorczycy wysiano w glebie na głębokość około 1 cm, natomiast gryki na głębokość około 5 cm. Łącznie 80 plastikowych pojemników (4 warianty podłoża × 10 powtórzeń × 2 gatunki testowe) umieszczono w komorze wzrostowej (SANYO) o warunkach kontrolowanych (por. rozdz. 4.3) na okres 4 tygodni. Bezpośrednio po założeniu doświadczenia każdy z pojemników podlano 400 ml wody z kranu, ponieważ gleba użyta do doświadczenia została wcześniej wysuszona w temperaturze pokojowej. Na podstawie wcześniejszej kontroli wilgotności gleby ustalono, że każdy z pojemników będzie podlewany co 4 dni po 100 ml wody. Po zakończeniu doświadczenia dla każdego powtórzenia określono zdolność kiełkowania oraz średnią długość łodygi i średnią suchą masę oddzielnie dla korzeni i łodyg. Zrezygnowano z pomiaru długości korzeni z tego względu, że podczas oddzielania ich od podłoża i płukania na sitku pod strumieniem wody ulegały przerwaniu.

4.8. Analiza danych

W celu określenia wpływu czeremchy amerykańskiej na różnorodność florystyczną wybranych pól odłogowanych, zastosowano trzy miary bioróżnorodności wyliczone w oparciu o oprogramowanie MVSP [Kovach Computing Services 2004]:

- wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (H'),
- wskaźnik równocенności Shannona-Wienera (J'),
- liczbę gatunków (s) będącą miarą bogactwa gatunkowego.

Obliczenia zostały dokonane na podstawie poniższych wzorów:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \times \ln p_i)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

gdzie:

s – liczba gatunków w próbie,

p_i – udział gatunku i w próbie,

n_i – pokrycie gatunku i w próbie,

N – suma pokrycia gatunków w próbie.

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

gdzie:

H' – wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera,

S – liczba gatunków w próbie.

Wartość każdego ze wskaźników różnorodności obliczano dla wszystkich warstw potraktowanych zbiorczo oraz oddzielnie dla roślinności warstwy zielonej i mszaków. Nie analizowano osobno warstwy a, b, c i d ze względu na zbyt małą liczbę powierzchni, na których struktura pionowa roślinności była dobrze wykształcona (obecność warstwy a stwierdzono jedynie na 6 powierzchniach badawczych, warstwa d była reprezentowana na 8 powierzchniach).

Zgodność analizowanych zmiennych z rozkładem normalnym badano testem W Shapiro-Wilka, a jednorodność wariancji testem Levene'a. Do określenia istotności różnic pomiędzy grupami, w przypadku zmiennych o rozkładzie normalnym, stosowano testy parametryczne: test t-Studenta lub jednoczynnikową analizę wariancji z testowaniem post-hoc istotności różnic testem HSD Tukeya. W przypadku zmiennych, które nie miały rozkładu normalnego, wykorzystano metody nieparametryczne: test U Manna-Whitneya lub analizę wariancji Kruskala-Wallis. Współzależność pomiędzy analizowanymi parametrami badano za pomocą analizy korelacji Pearsona lub jej nieparametrycznego odpowiednika – korelacji porządku rang Spearmana. Interpretację siły związków korelacyjnych wykonano według Stanisza [2006]. Obliczenia przeprowadzono przy poziomie $p \leq 0,05$ dla całego zbioru danych. Powyższe analizy wykonano w programie Statistica v. 13 [TIBCO Software Inc. 2017].

W celu dokonania wstępnej oceny zróżnicowania występowania gatunków roślin na odłogowanych polach zastosowano analizę składowych głównych (PCA, principal components analysis) z rotacją przy wykorzystaniu niemetrycznej metody skalowania wielowymiarowego (NMDS, non-metric multidimensional scaling) [McCune i Grace 2002]. Wykorzystano macierz obejmującą dane florystyczne ze 100 powierzchni badawczych. Gatunek występujący na tej samej powierzchni badawczej, jednocześnie w kilku warstwach, był traktowany oddzielnie dla każdej z warstw. W analizach odległość między próbkami oszacowana została przy użyciu odległości euklidesowej. Do oceny jakości modelu wykorzystano wartość stresu. Udział gatunków reprezentujących strategię wg Grime'a oraz strategię historyczno-geograficzne korelowano z wartościami dla osi („case position”).

W celu ujawnienia głównych gradientów środowiskowych dla zmienności warstwy zielnej i mszystej wykorzystano nietendycyjną analizę zgodności (DCA, detrended correspondence analysis) [Dzwonko 1998; ter Braak i Šmilauer 2012]. Analizę wykonano bez transformacji danych, z segmentową metodą usuwania efektu łuku. Obliczona długość gradientu reprezentowanego przez pierwszą oś ordynacyjną wyniosła 4 jednostki odchylenia standardowego, co wskazuje na unimodalny charakter zestawu danych florystycznych i rekomenduje wybór określonej techniki ordynacji bezpośredniej. Na tej podstawie zdecydowano o zastosowaniu w toku dalszych analiz kanonicznej analizy zgodności (CCA, canonical correspondence analysis) [ter Braak i Šmilauer 2012], która pozwoliła ocenić wpływ parametrów siedliskowych (dwie niezależne analizy) na kompozycję gatunkową badanych powierzchni. W pierwszej analizie powierzchnia pokrycia przez *Padus serotina* w warstwie zielnej, krzewów i drzew została wykorzystana jako zmienne siedliskowe, w drugiej

parametry glebowe potraktowano jako zmienne siedliskowe. Istotność zmiennych badano przy użyciu metody krokowej postępującej z obliczonym testem permutacyjnym Monte Carlo [Manly 1990]. Testowano wpływ pojedynczych zmiennych siedliskowych na kompozycję gatunkową (efekty marginalne), jak również ich wpływ działający łącznie (efekty warunkowe). Dodatkowo w celu zobrazowania zależności między czeremchą amerykańską w warstwie drzew i zielnej (zmienne siedliskowe o istotnym znaczeniu) oraz poszczególnymi gatunkami roślin w macierzy danych wykorzystano metodę uogólnionych modeli addytywnych (GAM, generalized additive model) [Hastie i Tibshirani 1990].

W analizach ordynacyjnych użyto oprogramowania CANOCO wersja 5. Graficzne przedstawienie wyników wykonano z użyciem CANODRAW [ter Braak i Šmilauer 2012].

5. Omówienie wyników

5.1. Szczegółowa charakterystyka florystyczna i syntaksonomiczna obiektów

Szata roślinna każdego z obiektów została omówiona na podstawie 10 zdjęć fitosocjologicznych, wykonanych na wyznaczonych powierzchniach badawczych: 5 z udziałem *P. serotina* i 5 bez obecności tego gatunku.

Na 100 powierzchniach badawczych odnotowano łącznie 191 gatunków roślin (w tym 7 gatunków mszaków). Rośliny naczyniowe należały do 42 rodzin botanicznych, a mszaki potraktowano zbiorczo, bez rozbijania na rodziny (tab. 4). Najliczniej reprezentowane były rodziny: *Asteraceae*, *Poaceae*, *Rosaceae* i *Fabaceae*. W obrębie powierzchni badawczych stwierdzono występowanie gatunków charakterystycznych dla 13 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Zubożałe florystycznie zbiorowiska, w szczególności te pozbawione gatunków charakterystycznych dla niższych syntaksonów (tzw. zbiorowiska kadłubowe), utrudniają lub wręcz uniemożliwiają wyodrębnienie określonych zespołów. Większość stwierdzonych gatunków reprezentuje półnaturalne i antropogeniczne zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz zbiorowiska roślin wieloletnich na terenach ruderalnych z klasy *Artemisienea vulgaris* (zał. 1).

Tab. 4. Liczba gatunków roślin, stwierdzonych na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych (1) przez *Padus serotina* na poszczególnych obiektach, z uwzględnieniem ich przynależności do rodzin botanicznych.

Nazwa rodziny	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		
	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
<i>Aceraceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Apiaceae</i>	0	1	2	0	3	0	4	3	2	0	1	1	1	1	3	4	2	3	3	3	3
<i>Asteraceae</i>	7	9	10	7	12	12	11	13	5	3	12	17	9	10	14	7	6	5	12	10	10
<i>Betulaceae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Boraginaceae</i>	0	0	0	1	1	1	2	1	1	0	0	1	1	1	0	2	1	1	0	0	0
<i>Brassicaceae</i>	2	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Campanulaceae</i>	0	0	2	2	0	0	0	0	1	0	1	2	1	2	0	0	0	0	1	1	1
<i>Cannabaceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Caprifoliaceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Caryophyllaceae</i>	0	4	2	2	2	2	1	0	2	1	3	4	2	3	2	4	0	0	2	1	1
<i>Chenopodiaceae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Convolvulaceae</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0
<i>Cornaceae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cyperaceae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Dipsacaceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryopteridaceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Euphorbiaceae</i>	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Equisetaceae</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	2	2	0	1	2	2	1	2	2
<i>Fabaceae</i>	3	8	7	6	6	8	0	4	5	4	7	6	5	7	5	6	2	3	2	3	3
<i>Fagaceae</i>	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geraniaceae</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0

Nazwa rodziny	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10	
	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Hypericaceae</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Iridaceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juncaceae</i>	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lamiaceae</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	1	0	0
<i>Oleaceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Onagraceae</i>	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	1	1	0	0	1	0	0	1	0
<i>Oxalidaceae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Papaveraceae</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinaceae</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Plantaginaceae</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Poaceae</i>	6	17	9	10	7	10	7	6	7	7	6	13	5	5	10	11	7	7	9	8
<i>Polygonaceae</i>	5	3	2	2	1	2	3	2	2	2	3	3	1	1	3	3	0	0	2	1
<i>Primulaceae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamnaceae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Rosaceae</i>	2	12	4	2	1	4	2	4	7	3	4	3	2	1	7	7	7	8	6	2
<i>Rubiaceae</i>	0	2	0	1	2	2	0	2	1	1	1	1	0	1	2	2	1	2	2	0
<i>Scrophulariaceae</i>	1	2	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	1
<i>Ulmaceae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Urticaceae</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0
<i>Valerianaceae</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Violaceae</i>	1	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1
Mszaki (zbiorczo)	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0

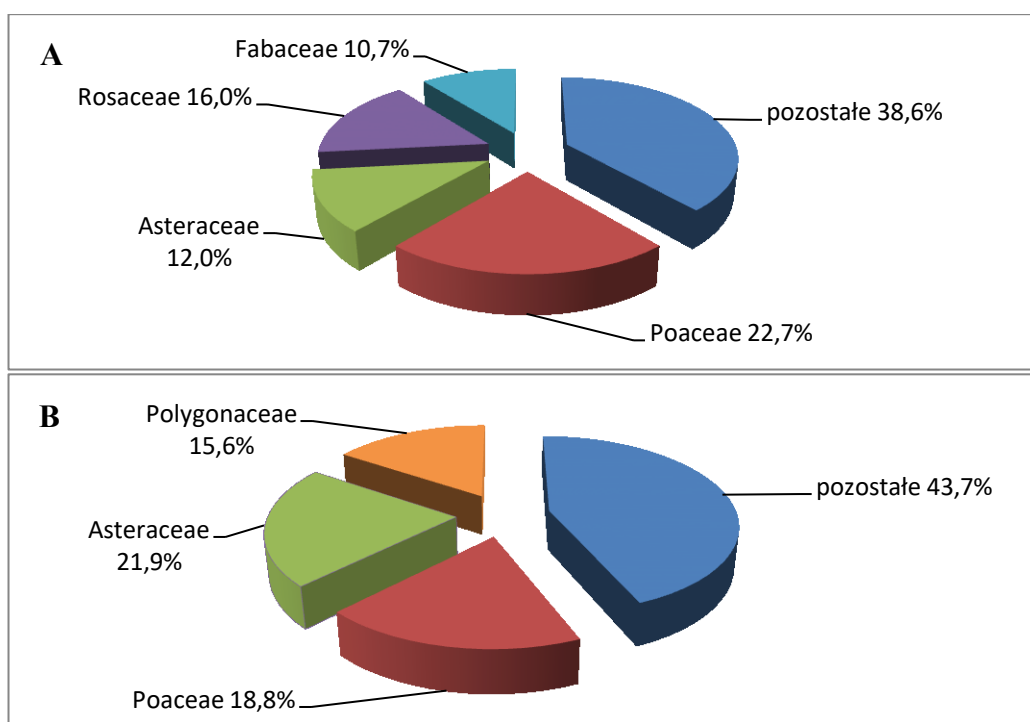
Tab. 5. Liczba gatunków roślin, stwierdzonych na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych (1) przez *Padus serotina* na poszczególnych obiektach, z uwzględnieniem ich przynależności do klas fitosocjologicznych.

Nazwa klasy	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10	
	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Agropyretea intermedio-repentis</i>	1	2	1	1	0	1	2	3	0	1	2	3	1	1	2	3	1	3	2	2
<i>Artemisietea vulgaris</i>	4	10	3	3	6	7	11	14	6	5	7	5	10	5	10	11	7	9	9	8
<i>Epilobietea angustifolii</i>	1	2	3	1	0	2	0	0	1	1	2	3	1	2	2	1	1	1	2	3
<i>Festuco-Brometea</i>	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1
<i>Koelerio glaucae-Corynepheretea canescentis</i>	2	2	5	4	3	7	0	0	1	0	5	3	2	4	0	2	0	0	0	0
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	11	22	13	10	11	12	12	13	13	8	13	19	5	8	18	18	9	9	15	12
<i>Nardo-Callunetea</i>	0	1	4	5	2	3	2	1	1	1	3	3	2	2	1	1	1	0	3	2
<i>Quercetea robori-petraeae</i>	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Querco-Fagetea</i>	0	5	0	0	0	0	0	1	2	3	3	2	2	1	0	0	4	4	2	1
<i>Phragmitetea</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rhamno-Prunetea</i>	0	3	1	1	0	1	1	0	4	2	0	1	0	0	1	2	1	4	1	1
<i>Stellarietea mediae</i>	6	7	3	6	10	9	2	4	4	4	7	14	4	7	7	9	2	3	4	4
<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i>	0	2	1	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Gatunki towarzyszące	6	17	7	8	7	8	5	8	6	3	5	13	6	8	7	11	8	12	9	6

5.1.1. Obiekt nr 1 – Osobowice

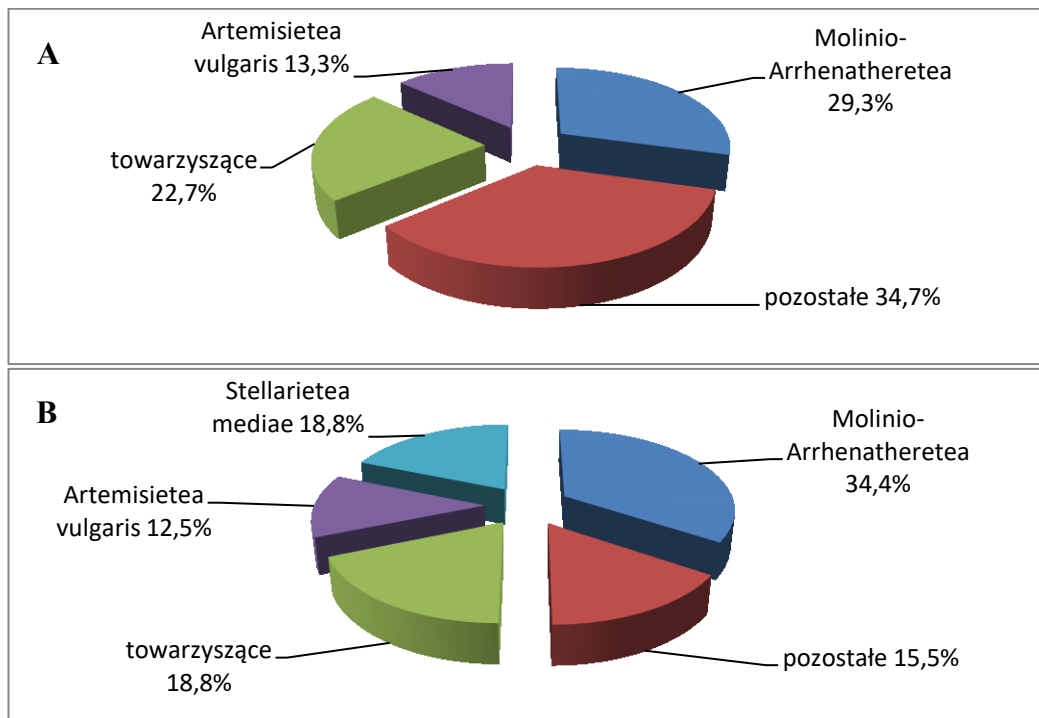
W obrębie obiektu nr 1 – Osobowice odnotowano występowanie łącznie 90 gatunków roślin (nie wliczając *P. serotina*). Na powierzchniach 1-5, z obecną *P. serotina*, łączna liczba gatunków była większa (75 gatunków; od 26 do 33 gatunków w zdjęciu) niż na powierzchniach 6-10, wolnych od tego gatunku (32 gatunki; 14-17 gatunków w zdjęciu). Jedynie 17 gatunków było wspólnych dla obu rodzajów powierzchni.

Gatunki stwierdzone na powierzchniach zasiedlonych przez *P. serotina* reprezentowały 26 rodzin botanicznych (tab. 4), przy czym najwięcej z nich należało do rodzin: *Poaceae* (17 gatunków, co stanowi 22,7% flory powierzchni badawczych z *P. serotina* w obiekcie), *Rosaceae* (12 gatunków, 16%), *Asteraceae* (9 gatunków, 12%) i *Fabaceae* (8 gatunków, 10,7%). Łączny udział pozostałych rodzin stanowił 38,6% wszystkich gatunków na powierzchniach badawczych zasiedlonych przez *P. serotina*. Na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej stwierdzono występowanie gatunków należących do 13 rodzin (tab. 4), przy czym najliczniej reprezentowane były rodziny: *Asteraceae* (7 gatunków, co stanowi 21,9% flory powierzchni badawczych bez *P. serotina*), *Poaceae* (6 gatunków, 18,8%) i *Polygonaceae* (5 gatunków, 15,6%). Udział pozostałych rodzin stanowił łącznie ok. 44% (ryc. 2).



Ryc. 2. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 1-5 (z *Padus serotina*) (A) oraz 6-10 (bez *P. serotina*) (B).

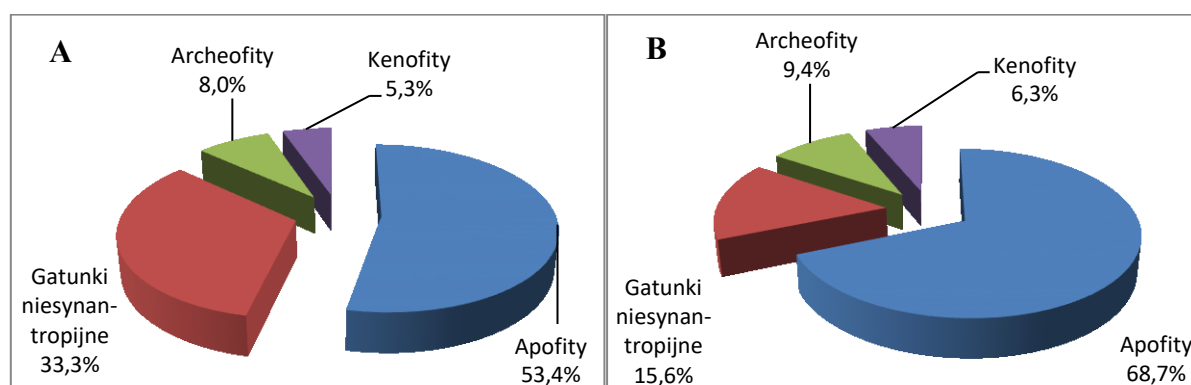
W obrębie obiektu nr 1 stwierdzono gatunki charakterystyczne dla 13 klas fitosocjologicznych (tab. 5). W skali całego obiektu najwięcej gatunków (26) reprezentowało klasę *Molinio-Arrhenatheretea*. Ponadto stwierdzono obecność 21 gatunków towarzyszących zbiorowiskom, które nie są charakterystyczne dla żadnej z klas. Na powierzchniach z *P. serotina* stwierdzono większą liczbę gatunków reprezentujących klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (22) i *Artemisietea vulgaris* (10), a także więcej gatunków towarzyszących (17), w porównaniu do powierzchni niezasiedlonych przez *P. serotina* (odpowiednio: 11, 4 i 6 gatunków). Udział procentowy gatunków z poszczególnych klas na powierzchniach z czeremchą amerykańską oraz w miejscach wolnych od tego gatunku był zbliżony. Większość gatunków należała do klas: *Molinio-Arrhenatheretea* (29,3% flory powierzchni zasiedlonych przez *P. serotina*; 34,4% flory powierzchni bez *P. serotina*), *Artemisietea vulgaris* (odpowiednio: 13,3% i 12,5%), *Stellarietea mediae* (odpowiednio: 9,3% i 18,8%) oraz grupy gatunków towarzyszących (odpowiednio: 22,7% i 18,8%). Udział gatunków z klasy *Stellarietea mediae* był wyższy w miejscach wolnych od *P. serotina* (18,8%), niż na powierzchniach zasiedlonych przez ten gatunek (9,3%) (ryc. 3). Jedynie na powierzchniach z *P. serotina* stwierdzono gatunki reprezentujące klasy: *Rhamno-Prunetea*, *Querco-Fagetea*, *Trifolio-Geranietea sanguinei* oraz *Quercetea robori-petraeae*, a obecność gatunku z klasy *Phragmitetea* odnotowano tylko w obrębie powierzchni wolnych od *P. serotina*.



Ryc. 3. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 1-5 (z *Padus serotina*) (A) oraz 6-10 (bez *P. serotina*) (B).

Na powierzchniach z udziałem *P. serotina* rozwinęły się zubożałe układy łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, przeważnie trudne do jednoznacznego przyporządkowania do jednostek syntaksonomicznych poniżej rzędu. Miejscami stwierdzono występowanie dobrze rozwiniętych płatów *Arrhenatheretum elatioris* BR.-BL. ex SCHERR. 1925 z towarzyszeniem gatunków łąkowych i ruderalnych z klasy *Artemisietea*. Najwyższą stałością (V) w płatach opisywanych fitocenoz odznaczały się: *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Holcus lanatus*, *Hypericum perforatum*, przy zróżnicowanej, przeważnie niskiej ilościowości. Na powierzchniach wolnych od *P. serotina* odnotowano dobrze wykształcone płaty zespołu *Calamagrostietum epigeji* JURASZEK 1928, z nieznacznym udziałem gatunków łąkowych i ruderalnych. Najwyższą stałością (V) w płatach odznaczały się: *Calamagrostis epigejos*, *Tanacetum vulgare*, *Solidago gigantea*, *Poa pratensis*, *Poa palustris*, *Hypericum perforatum*, przy przeważnie niskiej ilościowości (zał. 1).

Analizując skład florystyczny według kryterium geograficzno-historycznego odnotowano przewagę roślin synantropijnych, wśród których dominowały apofity. Na powierzchniach badawczych z *P. serotina* stanowiły one 53,4% (40 gatunków) wszystkich gatunków, natomiast na powierzchniach nie zasiedlonych przez *P. serotina* – 68,7% (22 gatunki). W miejscach z czeremchą amerykańską odnotowano większy udział spontaneofitów niesynantropijnych (25 gatunków, 33,3%) w porównaniu do powierzchni bez tego gatunku (5 gatunków, 15,6%). Udział archeofitów i kenofitów na obu rodzajach powierzchni nie przekraczał 10% (w miejscach z *P. serotina* – 6 archeofitów, 4 kenofity; w miejscach bez *P. serotina* – 3 archeofity, 2 kenofity) (ryc. 4).

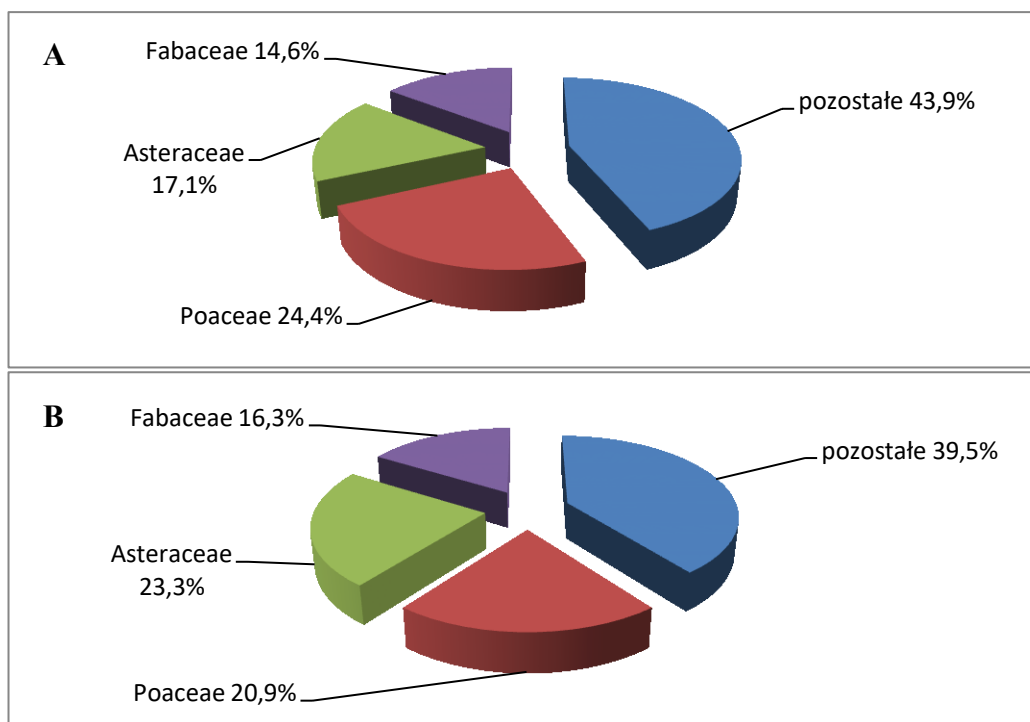


Ryc. 4. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 1-5 (z *Padus serotina*) (A) oraz 6-10 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.2. Obiekt nr 2 – Brodzka

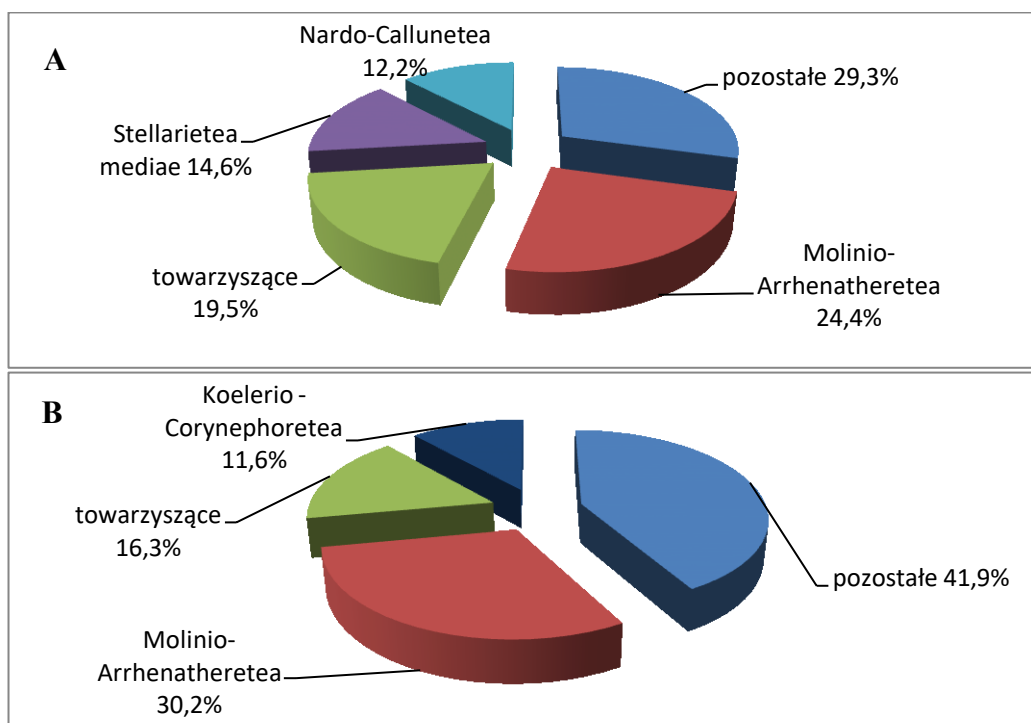
W obrębie obiektu nr 2 odnotowano 55 gatunków roślin naczyniowych (nie wliczając czeremchy amerykańskiej). Na powierzchniach z *P. serotina* (11-15) stwierdzono 41 gatunków (od 19 do 24 gatunków w zdjęciu), natomiast na powierzchniach bez *P. serotina* (16-20) – 43 gatunki roślin (od 14 do 23 gatunków w zdjęciu). Odnotowano 29 gatunków wspólnych dla obu rodzajów powierzchni.

Gatunki stwierdzone na powierzchniach z *P. serotina* reprezentowały 16 rodzin botanicznych (tab. 4), przy czym najwięcej z nich należało do rodziny *Poaceae* (10 gatunków, co stanowi 24,4% flory powierzchni badawczych z *P. serotina* w obiekcie), nieco mniej do rodziny *Asteraceae* (7 gatunków, 17,1%) oraz *Fabaceae* (6 gatunków, 14,6%). Udział gatunków należących do pozostałych rodzin stanowił łącznie niecałe 44%. W obrębie powierzchni badawczych wolnych od *P. serotina* odnotowano gatunki należące do 13 rodzin (tab. 4), przy czym najliczniej reprezentowane były rodziny: *Asteraceae* (10 gatunków, co stanowi 23,3% flory na powierzchniach badawczych bez czeremchy amerykańskiej), *Poaceae* (9 gatunków, 20,9%) i *Fabaceae* (7 gatunków, 16,3%). Udział gatunków reprezentujących pozostałe rodziny stanowił łącznie 39,5% (ryc. 5).



Ryc. 5. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 11-15 (z *Padus serotina*) (A) oraz 16-20 (bez *P. serotina*) (B).

W obrębie obiektu nr 2 stwierdzono gatunki charakterystyczne dla 11 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Ponadto odnotowano 10 gatunków towarzyszących zbiorowiskom. Liczba gatunków roślin reprezentujących poszczególne klasy w obrębie powierzchni z *P. serotina* oraz na powierzchniach bez tego gatunku była zbliżona. Występowały jedynie różnice jakościowe (brak niektórych gatunków z danej klasy, zastępowanych przez inne, reprezentujące tę samą klasę). Jedynie w przypadku klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w obrębie powierzchni badawczych 16-20 odnotowano więcej gatunków (13) niż na powierzchniach 11-15 (10), natomiast w przypadku klasy *Stellarietea mediae* więcej gatunków stwierdzono w obrębie powierzchni z *P. serotina* (6 gatunków), niż w obrębie powierzchni wolnych od tego gatunku (3). Jedynek reprezentujący klasę *Trifolio-Geranietea sanguinei* – *Agrimonia eupatoria*, wystąpił tylko w miejscu bez *P. serotina* (ryc. 6).



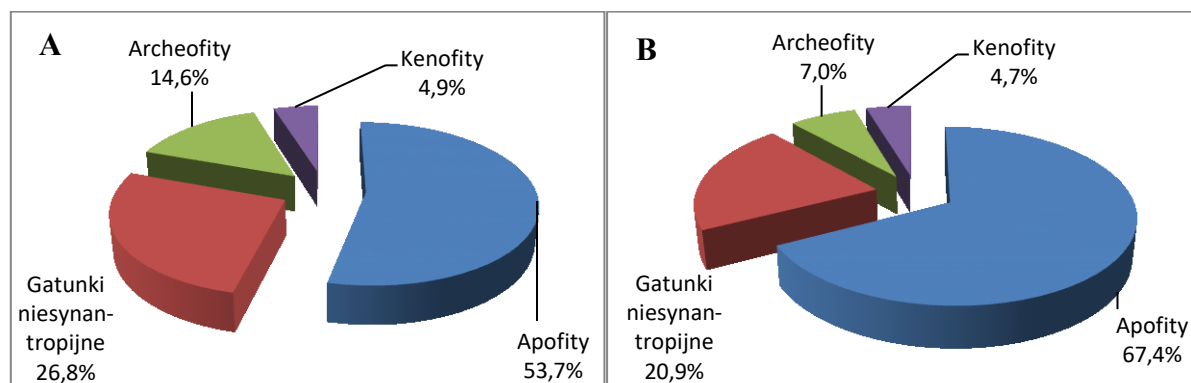
Ryc. 6. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 11-15 (z *Padus serotina*) (A) oraz 16-20 (bez *P. serotina*) (B).

Na powierzchniach z *P. serotina* dominowały gatunki należące do klas: *Molinio-Arrhenatheretea* (10 gatunków, co stanowi 24,4% flory powierzchni badawczych z czerechą amerykańską w obiekcie), *Stellarietea mediae* (6 gatunków, 14,6%) i *Nardo-Callunetea* (5 gatunków, 12,2%) oraz gatunki towarzyszące zbiorowiskom (8 gatunków,

19,5%). Udział gatunków z pozostałych klas stanowił łącznie 29,3%. Miejsca niezasiedlone przez czeremchę amerykańską również charakteryzował duży udział gatunków należących do klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (13 gatunków, co stanowi 30,2% flory powierzchni badawczych bez *P. serotina*) oraz gatunków towarzyszących (7 gatunków, 16,3%). Klasa *Koelerio glaucae-Corynepherea canescentis* stanowiła 11,6% flory powierzchni 16-20 (5 gatunków). Udział gatunków należących do pozostałych klas stanowił łącznie niecałe 42% (ryc. 6).

Na powierzchniach z czeremchą amerykańską dominowała ona w warstwie krzewów oraz w warstwie zielnej. Na całym obiekcie rozwinęła się trudna do jednoznacznego określenia mozaika zubożałych układów łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i ruderalnych z podklasy *Artemisienea*. Zarówno na powierzchniach 11-15, jak również 16-20 zaznacza się znacznie większy udział gatunków z rzędu *Onopordetalia*. Na powierzchniach 11-15 najwyższą stałość (V) wykazywały: *Poa pratensis*, *Festuca rubra*, *Vicia hirsuta*, *Picris hieracioides*, *Tanacetum vulgare*, *Holcus mollis* oraz *Hypericum perforatum*, przy bardzo zróżnicowanym pokryciu (od r do 3). Na powierzchniach 16-20 widoczny jest znaczny udział *Solidago gigantea*, a miejscami pojawiają się dobrze wykształcone płaty zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* R. TX. et RAABE 1950 z dominacją *Solidago gigantea*. Najwyższą (V) stałość wykazywały: *Poa pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Tanacetum vulgare* oraz *Vicia hirsuta* (zał. 1).

Większość (ponad 50%) gatunków oznaczonych na powierzchniach z czeremchą amerykańską oraz na powierzchniach wolnych od tego gatunku stanowiły gatunki synantropijne z przewagą apofitów (22 gatunki, co stanowi 53,7% flory powierzchni badawczych 11-15; 29 gatunków, co stanowi 67,4% flory powierzchni badawczych 16-20) (ryc. 7).



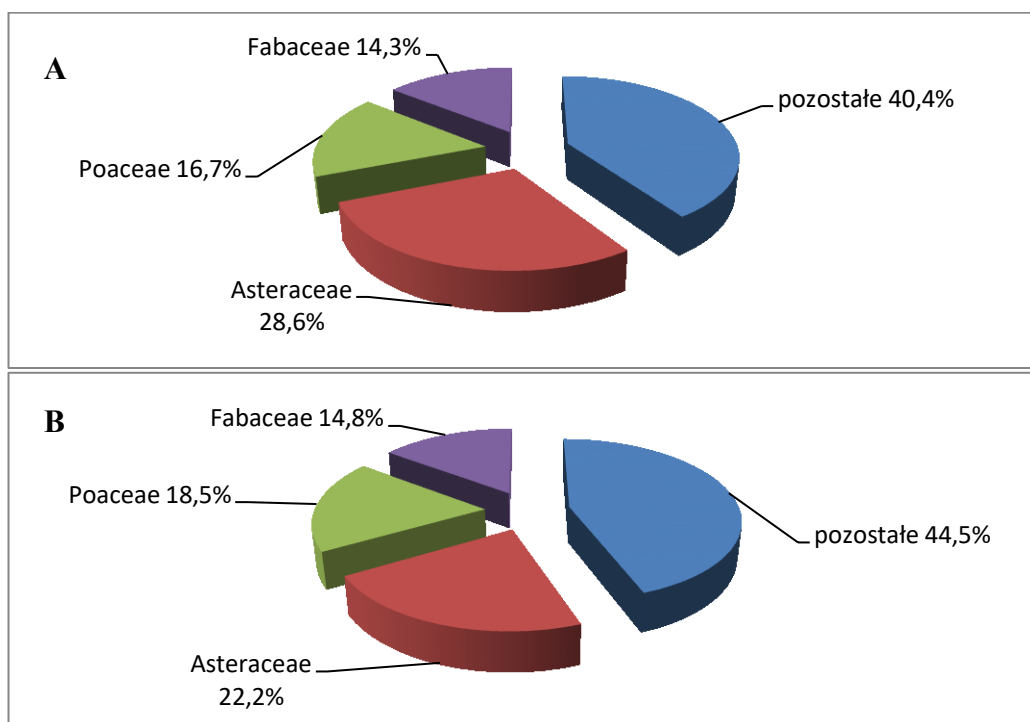
Ryc. 7. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 11-15 (z *Padus serotina*) (A) oraz 16-20 (bez *P. serotina*) (B).

Na powierzchniach zasiedlonych przez *P. serotina* oraz wolnych od tego gatunku, spontaneofity niesynantropijne stanowiły ponad 20%. W miejscach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską stwierdzono 14,6% archeofitów (6 gatunków), natomiast na powierzchniach bez *P. serotina* ich udział stanowił 7% (3 gatunki). Udział kenofitów na obu rodzajach powierzchni badawczych nie przekraczał 5% (po 2 gatunki) (ryc. 7).

5.1.3. Obiekt nr 3 – Piotrkowska

W obrębie obiektu nr 3 stwierdzono łącznie 60 gatunków roślin naczyniowych (nie wliczając czeremchy amerykańskiej) oraz 3 gatunki mszaków. Na powierzchniach badawczych z *P. serotina* (21-25) odnotowano 51 gatunków roślin naczyniowych oraz 3 gatunki mszaków (od 16 do 32 gatunków w zdjęciu), natomiast na powierzchniach badawczych bez tego gatunku (26-30) – 42 gatunki roślin naczyniowych (od 14 do 23 gatunków w zdjęciu). Trzydzieści trzy gatunki występowały na obu rodzajach powierzchni.

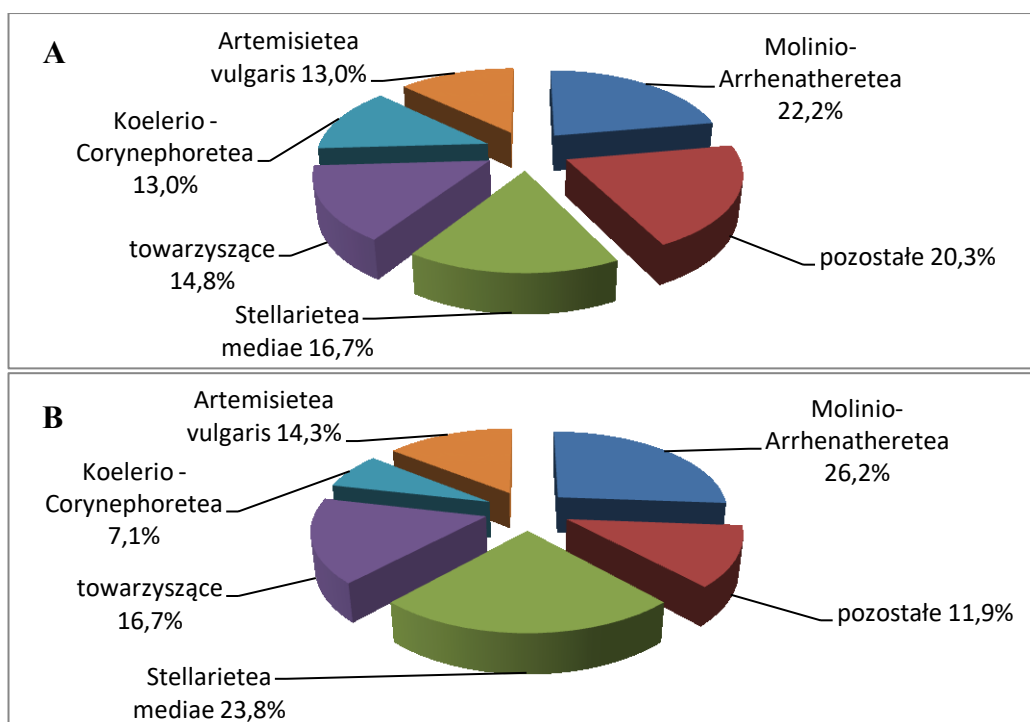
Gatunki stwierdzone na powierzchniach z czeremchą amerykańską reprezentowały 18 rodzin botanicznych (tab. 4), przy czym największy udział wykazały gatunki z rodzin: *Asteraceae* (12 gatunków, co stanowi 22,2% flory powierzchni badawczych z *P. serotina* w obiekcie), *Poaceae* (10 gatunków, 18,5%) i *Fabaceae* (8 gatunków, 14,8%) (ryc. 8).



Ryc. 8. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 21-25 (z *Padus serotina*) (A) oraz 26-30 (bez *P. serotina*) (B).

Udział gatunków z pozostałych rodzin stanowił łącznie 44,5%. Na powierzchniach badawczych 26-30 stwierdzono gatunki należące do 16 rodzin botanicznych (tab. 4). Podobnie jak w przypadku powierzchni z czeremchą amerykańską, najwięcej gatunków reprezentowało rodziny: *Asteraceae* (12 gatunków, co stanowi 28,6% flory powierzchni badawczych bez *P. serotina*), *Poaceae* (7 gatunków, 16,7%) i *Fabaceae* (6 gatunków, 14,3%), a udział gatunków należących do pozostałych rodzin stanowił łącznie 40,4%. (ryc. 8).

W obrębie obiektu nr 3 stwierdzono gatunki należące do jedenastu klas fitosocjologicznych oraz 12 gatunków towarzyszących zbiorowiskom (tab. 5). Liczba gatunków roślin reprezentujących poszczególne klasy w obrębie powierzchni z *P. serotina* oraz na powierzchniach bez tego gatunku była zbliżona. Najwięcej gatunków reprezentowało klasę *Molinio-Arrhenatheretea* (odpowiednio: 12 gatunków, co stanowi 22,2% flory na powierzchniach z *P. serotina*; 11 gatunków, co stanowi 26,2% flory na powierzchniach bez *P. serotina*). Duży udział wykazały także klasy *Stellarietea mediae* (9 gatunków, 16,7% na powierzchniach 21-25; 10 gatunków, 23,8% na powierzchniach 25-30), *Artemisietea vulgaris* (7 gatunków, 13% na powierzchniach 21-25; 6 gatunków, 14,3% na powierzchniach 25-30) oraz gatunki towarzyszące zbiorowiskom (8 gatunków, 14,8% na powierzchniach 21-25; 7 gatunków, 16,7% na powierzchniach 25-30) (ryc. 9).

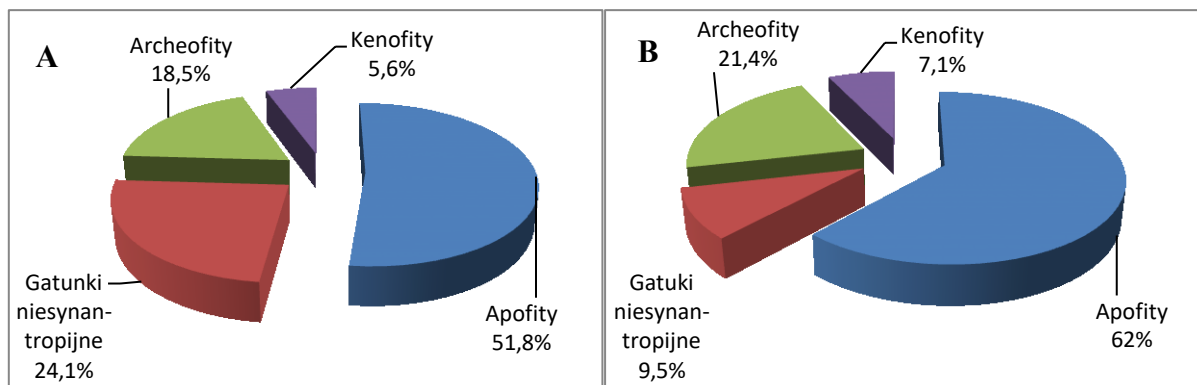


Ryc. 9. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 21-25 (z *Padus serotina*) (A) oraz 26-30 (bez *P. serotina*) (B).

Gatunki należące do klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* wykazały większy udział w obrębie powierzchni zasiedlonych przez czeremchę amerykańską (7 gatunków, 13%), niż w obrębie powierzchni bez tego gatunku (3 gatunki, 7,1%). Udział gatunków reprezentujących pozostałe klasy na obu rodzajach powierzchni był niski, stanowiąc łącznie 20,3% na powierzchniach z *P. serotina* oraz 11,9% na powierzchniach bez *P. serotina* (ryc. 9).

W miejscach zasiedlonych przez *P. serotina*, gatunek ten dominował w warstwie krzewów (b) oraz w warstwie zielnej (c). Na terenie całego obiektu wykształciły się zubożałe układy łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, z towarzyszeniem gatunków ruderalnych i murawowych, przeważnie o niskim pokryciu. Na powierzchniach z *P. serotina* skład gatunkowy fitocenozy nie pozwalała na wyodrębnienie konkretnych płatów zbiorowisk. Najwyższą (V) stałość wykazywały: *Rumex acetosa*, *Festuca rubra*, *Arrhenatherum elatius*, *Agrostis capillaris* i *Hypericum perforatum*. Na powierzchniach bez *P. serotina* zaznacza się występowanie gatunków łąkowych ze zdecydowanie większym pokryciem, dlatego oprócz mozaiki gatunków charakterystycznych dla klasy *Molinio-Arrhenatheretea* można miejscami wyróżnić dobrze wykształcone płaty *Arrhenatherum elatioris*. Najwyższą (V) stałość wykazywały: *Rumex acetosa*, *Arrhenatherum elatius* oraz *Agrostis capillaris*. Na powierzchniach z udziałem *P. serotina* stwierdzono obecność gatunku z klasy *Rhamno-Prunetea* (*Crataegus monogyna* – stałość I, ilościowość 2). Ponadto, jedynie w obrębie powierzchni porośniętych przez *P. serotina* zaobserwowano pojawienie się warstwy mszystej (d), którą reprezentowały trzy gatunki mchów: *Brachythecium albicans*, *Ceratodon purpureus*, *Brachythecium oedipodium* (zał. 1).

Na powierzchniach zasiedlonych przez *P. serotina* oraz wolnych od tego gatunku dominowały gatunki synantropijne, wśród których przeważały apofity (28 gatunków, co stanowi 51,8% flory powierzchni badawczych 21-25; 26 gatunków, co stanowi 62% flory powierzchni badawczych 25-30). Powierzchnie zasiedlone przez *P. serotina* różniły się od powierzchni bez tego gatunku większym udziałem spontaneofitów niesynantropijnych niż archeofitów (na powierzchniach z *P. serotina* – 13 spontaneofitów niesynantropijnych (24,1%) oraz 10 gatunków archeofitów (18,5%), na powierzchniach bez *P. serotina* – 4 spontaneofity niesynantropijne (9,5%) oraz 9 gatunków archeofitów (21,4%)). Kenofity, zarówno w miejscach z czeremchą amerykańską, jak i w miejscach bez tego gatunku, wykazały najniższy udział (3 gatunki, co stanowi 5,6% na powierzchniach 21-25; 3 gatunki, co stanowi 7,1% na powierzchniach 25-30) (ryc. 10).

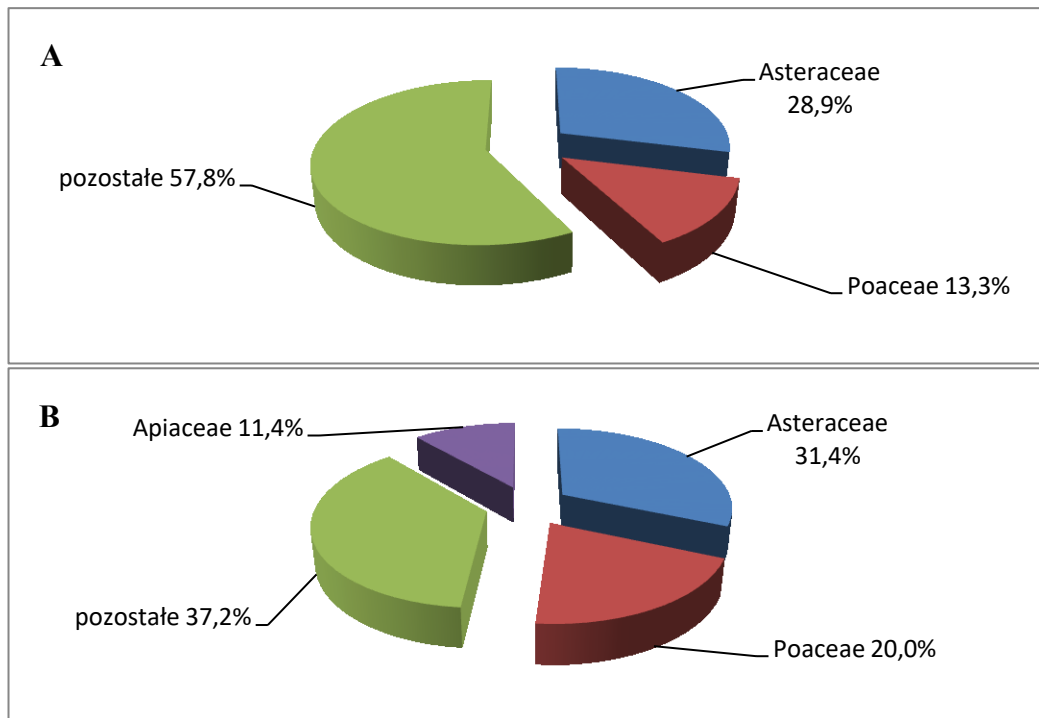


Ryc. 10. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 21-25 (z *Padus serotina*) (A) oraz 26-30 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.4. Obiekt nr 4 – Irysowa

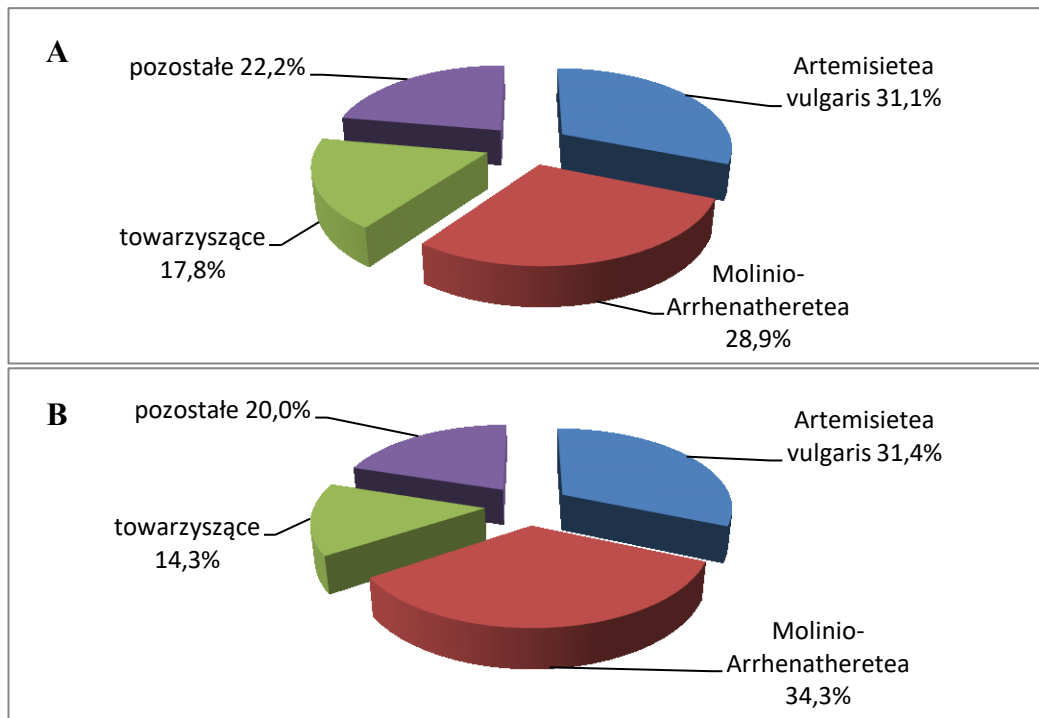
W obrębie obiektu nr 4 stwierdzono łącznie 53 gatunki roślin naczyniowych (nie wliczając czeremchy amerykańskiej). W obrębie powierzchni porośniętych przez *P. serotina* (31-35) odnotowano 45 gatunków roślin naczyniowych (od 16 do 26 gatunków w zdjęciu), natomiast na powierzchniach bez *P. serotina* (36-40) – 35 gatunków (od 16 do 21 gatunków w zdjęciu). Stwierdzono 27 gatunków występujących na obu rodzajach powierzchni.

Gatunki stwierdzone na powierzchniach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską reprezentowały 17 rodzin botanicznych (tab. 4). Najwięcej gatunków należało do rodzin: *Asteraceae* (13 gatunków, co stanowi 28,9% flory powierzchni badawczych zasiedlonych przez *P. serotina* w obiekcie) oraz *Poaceae* (6 gatunków, 13,3%). Udział gatunków z pozostałych rodzin stanowił łącznie 57,8%. Na powierzchniach 36-40 stwierdzono gatunki należące do 12 rodzin botanicznych (tab. 4). Podobnie jak w przypadku powierzchni zasiedlonych przez *P. serotina*, dominowały gatunki z rodzin: *Asteraceae* (11 gatunków, co stanowi 31,4% flory powierzchni badawczych bez *P. serotina*) oraz *Poaceae* (7 gatunków, 20%). Rodzina *Apiaceae* była reprezentowana przez 4 gatunki, stanowiąc 11,4% wszystkich gatunków stwierdzonych na powierzchniach 36-40. Udział gatunków z pozostałych rodzin stanowił łącznie 37,2% (ryc. 11).



Ryc. 11. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 31-35 (z *Padus serotina*) (A) oraz 36-40 (bez *P. serotina*) (B).

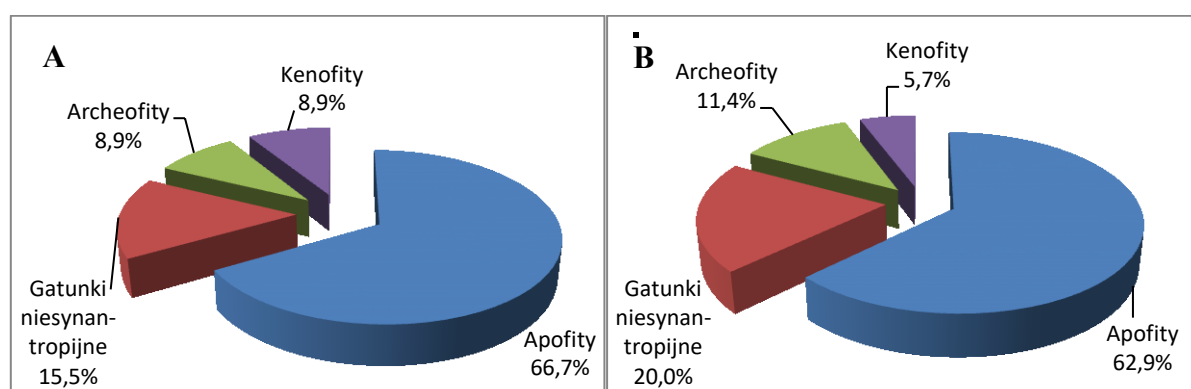
W obrębie obiektu nr 4 stwierdzono gatunki charakterystyczne dla ośmiu klas fitosocjologicznych (tab. 5). Odnotowano także 10 gatunków roślin towarzyszących zbiorowiskom. Liczba gatunków reprezentujących poszczególne klasy na powierzchniach zajętych przez *P. serotina* oraz bez obecności tego gatunku była zbliżona. Największy udział gatunków na powierzchniach z czeremchą amerykańską oraz na powierzchniach, gdzie ten gatunek nie występował, wykazały klasy *Artemisietea vulgaris* (odpowiednio: 14 gatunków, co stanowi 31,1% flory powierzchni badawczych 31-35; 11 gatunków, co stanowi 31,4% flory powierzchni badawczych 36-40), *Molinio-Arrhenatheretea* (13 gatunków, 28,9% flory powierzchni badawczych 31-35; 12 gatunków, 34,3% flory powierzchni badawczych 36-40) oraz grupa gatunków towarzyszących (8 gatunków, 17,8% flory powierzchni badawczych 31-35; 5 gatunków, 14,3% flory powierzchni badawczych 36-40). Udział gatunków z pozostałych klas stanowił łącznie 22,2% w miejscach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską oraz 20% w miejscach wolnych od tego gatunku (ryc. 12).



Ryc. 12. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 31-35 (z *Padus serotina*) (A) oraz 36-40 (bez *P. serotina*) (B).

Na całej powierzchni obiektu stwierdzono mozaikę zubożałych układów łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz zaroślowych z podklasy *Galio-Urticenea*, z udziałem gatunków ruderalnych z klasy *Agropyretea intermedio-repentis* i podklasy *Artemisienea*. Znaczniejszy udział (pokrycie od 1 do 3) w obrębie wszystkich dziesięciu powierzchni badawczych stwierdzono w przypadku *Dactylis glomerata*. Powierzchnie badawcze 31-35 wyróżniały się dużym udziałem *P. serotina* (2-3), głównie w warstwie krzewów (b), a miejscami także w warstwie drzew wysokich (a₁). Na powierzchniach zasiedlonych przez *P. serotina* można miejscami wyróżnić słabo wykształcone płaty zespołu *Torilidetum japonicae* LOHM. in OBERD. et al. 1967 ex GÖRS et MÜLL. 1969 oraz zubożonego *Arrhenatheretum elatioris*. Najwyższą stałość (V) wykazywały: *Artemisia vulgaris*, *Geum urbanum*, *Dactylis glomerata* oraz *Arrhenatherum elatius*. Powierzchnie badawcze 31-35 wyróżniło pojawienie się gatunków z klas *Trifolio-Geranietea sanguinei* i *Querco-Fagetea*. Na powierzchniach badawczych bez udziału *P. serotina* również stwierdzono mozaikę układów łąkowo-zaroślowych, jednak miejscami można tu wyodrębnić słabo wykształcone płaty zespołu *Arrhenatheretum elatioris*. Najwyższą stałość (V) wykazywały: *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare*, *Torilis japonica*, *Geum urbanum*, *Rumex crispus*, *Dactylis glomerata* oraz *Arrhenatherum elatius* (zał. 1).

Na obu rodzajach powierzchni badawczych dominowały gatunki synantropijne. Udział apofitów był najwyższy, stanowiąc 66,7% (30 gatunków) na powierzchniach z *P. serotina* oraz 62,9% (22 gatunki) na powierzchniach bez tego gatunku. Spontaneofity niesynantropijne stanowiły 15,5% (7 gatunków) na powierzchniach z czeremchą amerykańską oraz 20% (7 gatunków) na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej. Na powierzchniach badawczych 31-35 zarówno archeofity, jak i kenofity były reprezentowane przez ok. 9% wszystkich gatunków (4 gatunki), podczas gdy na powierzchniach 36-40 udział archeofitów był wyższy (4 gatunki, co stanowi 11,4% flory na powierzchniach badawczych bez *P. serotina*), niż udział kenofitów (2 gatunki, 5,7%) (ryc. 13).



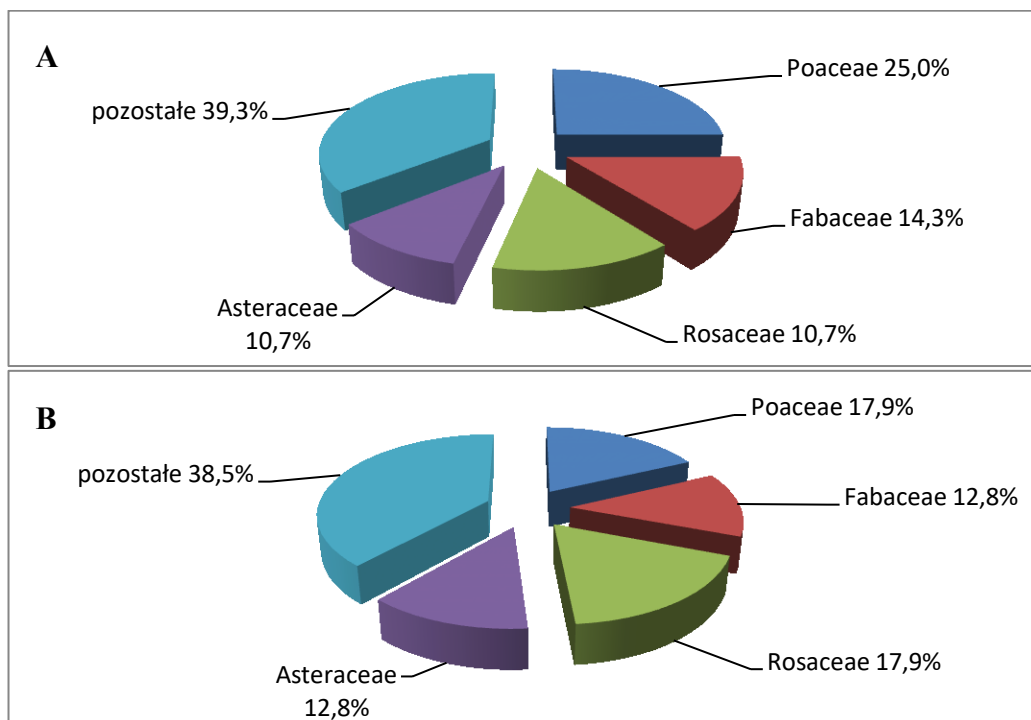
Ryc. 13. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historeycznej na powierzchniach badawczych 31-35 (z *Padus serotina*) (A) oraz 36-40 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.5. Obiekt nr 5 – Ratowice

W obrębie obiektu nr 5 – Ratowice odnotowano łącznie 42 gatunki roślin naczyniowych (nie licząc *P. serotina*) oraz jeden gatunek mchu. W obrębie powierzchni badawczych porośniętych przez *P. serotina* (41-45) odnotowano łącznie 28 gatunków (od 12 do 19 gatunków w zdjęciu), natomiast na powierzchniach bez *P. serotina* (46-50) – 39 gatunków (od 14 do 20 gatunków w zdjęciu). Dwadzieścia cztery gatunki wystąpiły zarówno w miejscach z czeremchą amerykańską, jak i w obrębie miejsc wolnych od tego gatunku.

Na powierzchniach z czeremchą amerykańską odnotowano gatunki należące do 13 rodzin botanicznych (tab. 4). Najwięcej gatunków reprezentowało rodzinę: *Poaceae* (7 gatunków, co stanowi 25% flory powierzchni badawczych z *P. serotina* w obiekcie), nieco mniej *Fabaceae* (4 gatunki, 14,3%) oraz *Rosaceae* (3 gatunki, 10,7%) i *Asteraceae* (3 gatunki, 10,7%). Udział pozostałych rodzin stanowił łącznie 39,3%. Gatunki odnotowane na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej reprezentowały 16 rodzin botanicznych

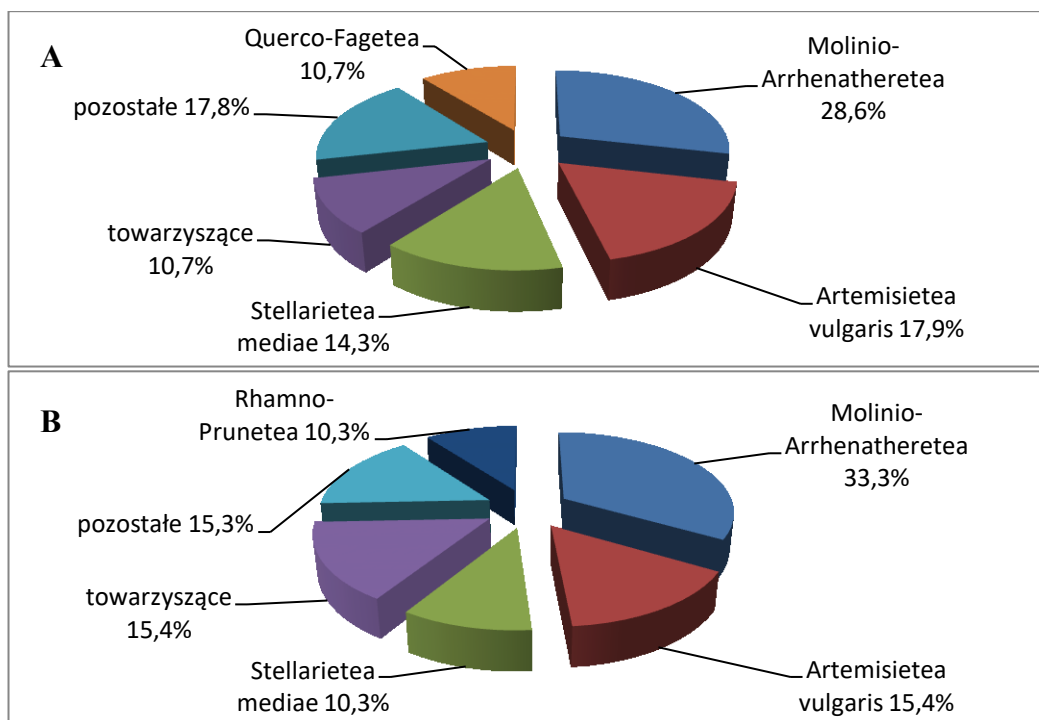
(tab. 4). Najwyższym udziałem wyróżniały się rodziny: *Poaceae* (7 gatunków, co stanowi 17,9% flory na powierzchniach badawczych bez *P. serotina*, *Rosaceae* (7 gatunków, 17,9%), *Asteraceae* (5 gatunków, 12,8%) i *Fabaceae* (5 gatunków, 12,8%). Udział gatunków z pozostałych rodzin stanowił łącznie 38,5% (ryc. 14).



Ryc. 14. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 41-45 (z *Padus serotina*) (A) oraz 46-50 (bez *P. serotina*) (B).

Gatunki odnotowane w obrębie obiektu nr 5 reprezentowały 10 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Ponadto stwierdzono 6 gatunków roślin towarzyszących zbiorowiskom. Porównanie powierzchni 41-45 z powierzchniami 46-50 pozwala stwierdzić, że liczba gatunków reprezentujących poszczególne klasy fitosocjologiczne była zbliżona. Widoczną różnicę odnotowano jedynie w przypadku klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, gdzie w miejscach z *P. serotina* odnotowano 8 gatunków roślin, natomiast w obrębie miejsc bez *P. serotina* – 13 gatunków. Na powierzchniach 46-50 stwierdzono także więcej gatunków roślin towarzyszących (6) w porównaniu z powierzchniami 41-45, gdzie stwierdzono 3 gatunki roślin towarzyszących, a także jedyny gatunek z klasy *Quercetea robori-petraeae* – *Holcus mollis*. Procentowy udział gatunków z poszczególnych klas fitosocjologicznych w obrębie powierzchni zasiedlonych przez *P. serotina* oraz na powierzchniach niezajętych przez ten gatunek był zbliżony. Na obu rodzajach powierzchni dominowały gatunki charakterystyczne dla klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (odpowiednio: 8 gatunków, co stanowi

28,6% flory na powierzchniach 41-45; 13 gatunków, co stanowi 33,3% na powierzchniach 45-50). Niewiele mniejszy udział przypadł gatunkom z klas *Artemisietea vulgaris* (5 gatunków, 17,9% na powierzchniach 41-45; 6 gatunków, 15,4% na powierzchniach 45-50), *Stellarietea mediae* (4 gatunki, 14,3% na powierzchniach 41-45; 4 gatunki, 10,3% na powierzchniach 45-50), *Rhamno-Prunetea* (2 gatunki, 7,1% na powierzchniach 41-45; 4 gatunki, 10,3% na powierzchniach 45-50) oraz grupie gatunków towarzyszących (3 gatunki, 10,7% na powierzchniach 41-45; 6 gatunków, 15,4% na powierzchniach 45-50). Powierzchnie z *P. serotina* charakteryzował większy udział gatunków należących do klasy *Querco-Fagetea* (3 gatunki, 10,7%). Na powierzchniach wolnych od czeremchy amerykańskiej klasa ta była reprezentowana przez 2 gatunki, co stanowiło 5,1% flory powierzchni badawczych bez *P. serotina*. Udział gatunków z pozostałych klas stanowił łącznie na powierzchniach z *P. serotina* 17,8%, a na powierzchniach wolnych od tego gatunku – 15,3% (ryc. 15).

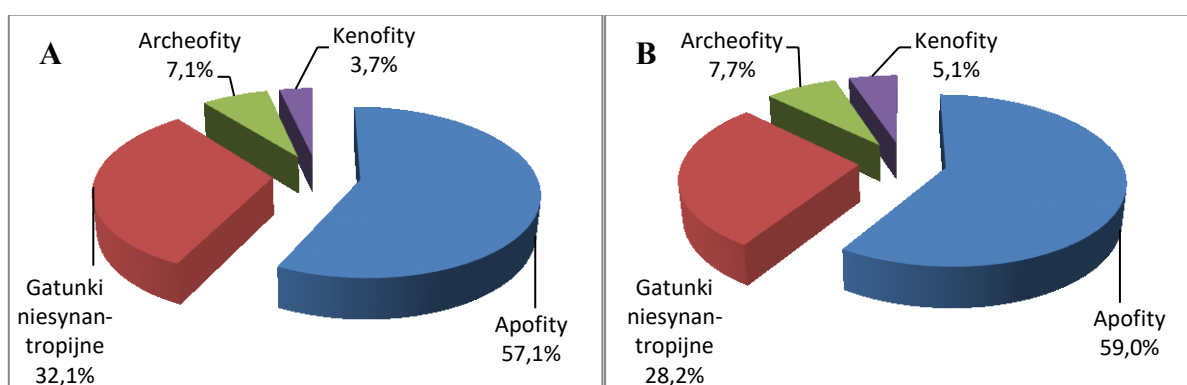


Ryc. 15. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 41-45 (z *Padus serotina*) (A) oraz 46-50 (bez *P. serotina*) (B).

W obrębie całego obiektu nr 5 stwierdzono występowanie płatów zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* z dominacją *S. gigantea*. W części z udziałem *P. serotina* są to płaty dobrze wykształcone (z nieznacznym udziałem *Calamagrostis epigejos*). W części bez *P. serotina* udział *S. gigantea* w płatach jest nieco mniejszy, w związku z czym miejscami pojawia się

mozaika ze słabo wykształconymi płatami zespołu *Calamagrostietum epigeji*. Stwierdzono tu stosunkowo mało gatunków łąkowych, przy czym największy udział wykazuje *Arrhenatherum elatius*. Na powierzchniach 41-45 najwyższą (V) stałością charakteryzowały się: *Tanacetum vulgare*, *Solidago gigantea*, *Calamagrostis epigejos*, *Poa trivialis*, *Arrhenatherum elatius*, *Rosa* sp. oraz *Hypericum perforatum*. Warstwa krzewów na powierzchniach 41-45 charakteryzowała się dużym udziałem *P. serotina* (stałość V, ilościowość 2-4). Czeremcha amerykańska występowała również w warstwie drzew wysokich (powierzchnia 41) oraz w warstwie zielnej (powierzchnie 41-43). Jedyne gatunki reprezentujące klasę *Agropyreteae intermedio-repentis* – *Elymus repens*, pojawił się w miejscu zasiedlonym przez *P. serotina* (42). W obrębie powierzchni bez czeremchy amerykańskiej najwyższą (V) stałość wykazywały: *Vicia hirsuta*, *Tanacetum vulgare*, *Solidago gigantea*, *Calamagrostis epigejos*, *Rumex acetosa*, *Poa trivialis*, *Arrhenatherum elatius* i *Hypericum perforatum* (zał. 1).

W obrębie obiektu nr 5 większość stwierdzonych gatunków to rośliny synantropijne, wśród których dominowały apofity (16 gatunków, co stanowi 57,1% flory na powierzchniach 41-45 oraz 23 gatunki, co stanowi 59% flory na powierzchniach 46-50). Udział spontaneofitów niesynantropijnych był niższy, stanowiąc 32,1% (9 gatunków) na powierzchniach z *P. serotina* oraz 28,2% (11 gatunków) na powierzchniach bez tego gatunku. Na obu rodzajach powierzchni archeofity i kenofity wykazały udział poniżej 10% (w miejscach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską – 2 archeofity i 1 kenofit, w miejscach bez tego gatunku – 3 archeofity i 2 kenofity) (ryc. 16).

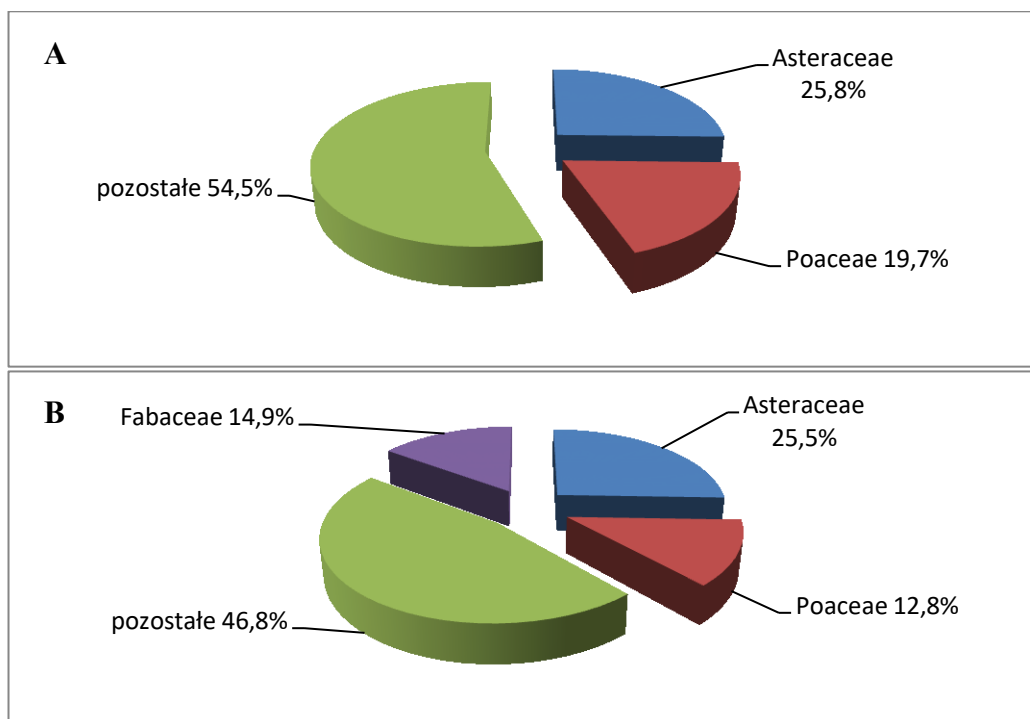


Ryc. 16. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 41-45 (z *Padus serotina*) (A) oraz 46-50 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.6. Obiekt nr 6 – Jelcz-Laskowice

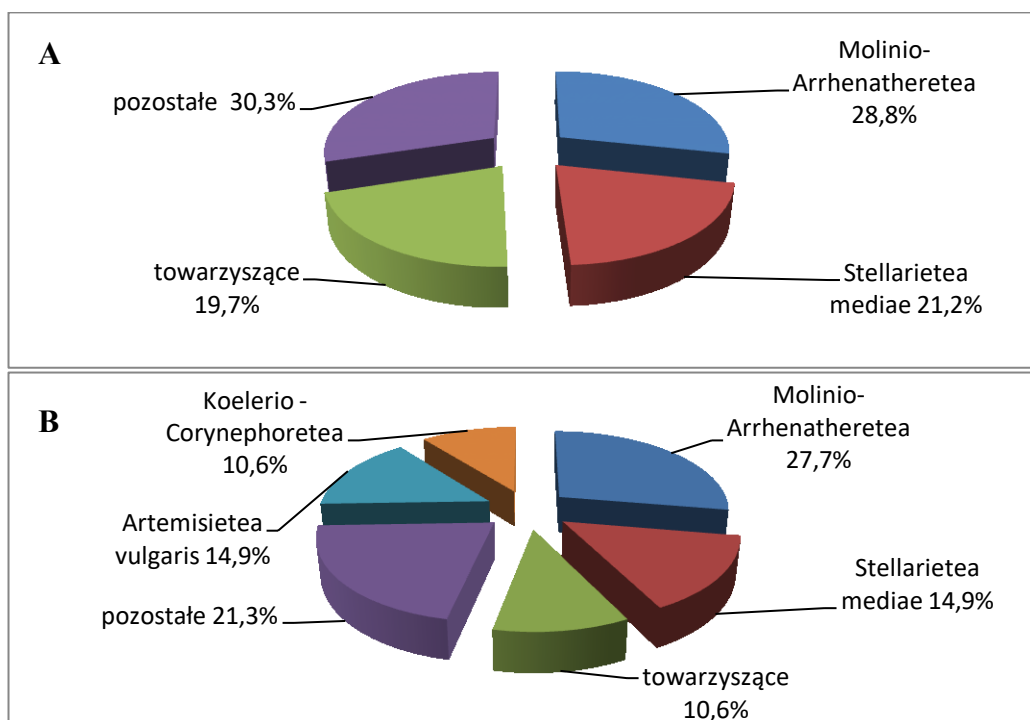
W obrębie obiektu nr 6 – Jelcz-Laskowice odnotowano łącznie 75 gatunków roślin naczyniowych (nie wliczając *P. serotina*). Na powierzchniach porośniętych przez *P. serotina* (51-55) stwierdzono więcej gatunków (66; od 17 do 44 gatunków w zdjęciu) w porównaniu do powierzchni bez *P. serotina* (56-60), gdzie odnotowano 47 gatunków (od 15 do 31 gatunków w zdjęciu). Trzydzieści osiem gatunków występowało na obu rodzajach powierzchni.

Gatunki stwierdzone na powierzchniach 51-55 należały do 24 rodzin botanicznych (tab. 4). Najwięcej gatunków reprezentowały rodziny: *Asteraceae* (17 gatunków, co stanowi 25,8% flory na powierzchniach badawczych z *P. serotina*) i *Poaceae* (13 gatunków, 19,7%). Udział gatunków należących do pozostałych rodzin stanowił łącznie 54,5%. Gatunki stwierdzone na powierzchniach niezasiedlonych przez *P. serotina* reprezentowały 16 rodzin botanicznych (tab. 4). Najwięcej gatunków należało do rodziny *Asteraceae* (12 gatunków, co stanowi 25,5% flory na powierzchniach badawczych bez *P. serotina*), nieco mniej do rodzin *Fabaceae* (7 gatunków, 14,9%) i *Poaceae* (6 gatunków, 12,8%). Udział gatunków należących do pozostałych rodzin stanowił łącznie 46,8% (ryc. 17).



Ryc. 17. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 51-55 (z *Padus serotina*) (A) oraz 56-60 (bez *P. serotina*) (B).

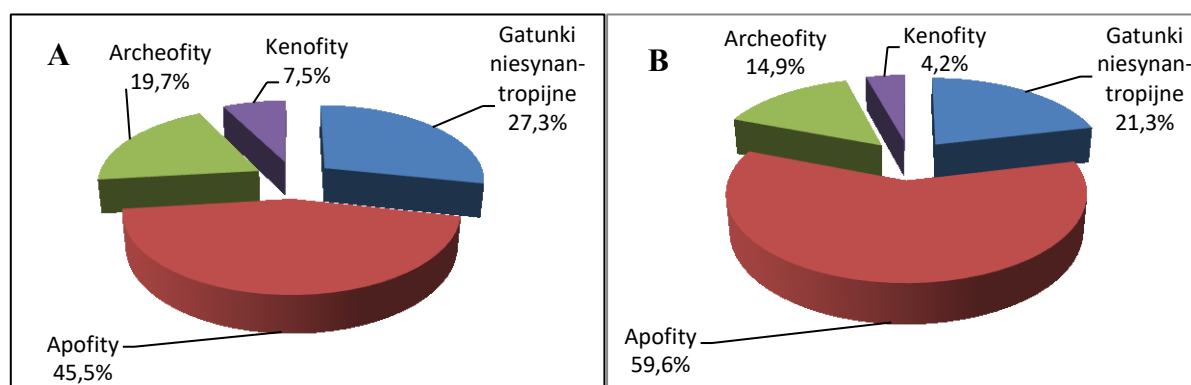
Gatunki stwierdzone w obrębie obiektu nr 6 reprezentowały 9 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Odnotowano także 13 gatunków roślin towarzyszących. Najwięcej gatunków (21) w skali całego obiektu reprezentowało klasę *Molinio-Arrhenatheretea*. Powierzchnie zasiedlone przez *P. serotina* wyróżniały się przede wszystkim większą liczbą gatunków reprezentujących klasy *Stellarietea mediae* (14) oraz *Molinio-Arrhenatheretea* (19). Na powierzchniach bez tego gatunku odnotowano 7 gatunków z klasy *Stellarietea mediae* oraz 13 gatunków z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Najwięcej gatunków rozpoznanych na powierzchniach z czeremchą amerykańską reprezentowało klasę *Molinio-Arrhenatheretea* (19 gatunków, co stanowi 28,8% flory na powierzchniach badawczych z *P. serotina*). Niewiele niższy udział przypadł gatunkom z klasy *Stellarietea mediae* (14 gatunków, 21,2%) oraz grupie gatunków towarzyszących (13 gatunków, 19,7%). Udział gatunków należących do pozostałych klas stanowił łącznie 30,3%. Na powierzchniach 56-60 najwyższy udział przypadł również gatunkom z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (13 gatunków, co stanowi 27,7% flory na powierzchniach bez *P. serotina*). Udział gatunków charakterystycznych dla klas *Stellarietea mediae* oraz *Artemisietea vulgaris* stanowił po 14,9% (po 7 gatunków), natomiast udział gatunków należących do klasy *Koelerio glaucae-Coryneporetea canescentis* oraz udział gatunków towarzyszących wyniósł po 10,6% (po 5 gatunków). Udział gatunków z pozostałych klas stanowił łącznie 21,3% (ryc. 18).



Ryc. 18. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 51-55 (z *Padus serotina*) (A) oraz 56-60 (bez *P. serotina*) (B).

W obrębie obiektu nr 6 dominowały płaty zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* (dobrze wykształcone na powierzchniach z *P. serotina*, słabiej na powierzchniach bez *P. serotina*). W płatach nawłociowisk zaznacza się znacznie większy udział gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, porębowych z klasy *Epilobietea* oraz wrzosowiskowych z klasy *Nardo-Callunetea*. Na powierzchniach z *P. serotina* najwyższą (V) stałość wykazywały: *Vicia hirsuta*, *Dactylis glomerata*, *Erigeron annuus*, *Achillea millefolium*, *Calamagrostis epigejos*, *Solidago gigantea* i *Rumex acetosa*. Czeremcha amerykańska wykazywała dużą stałość (IV-V) przy ilościowości od + do 4 w warstwie krzewów i roślin zielnych na powierzchniach 51-55. Na powierzchni 51 *P. serotina* pojawiła się w warstwie drzew wysokich (a_1), wykazując duży stopień pokrycia (5). Na powierzchniach bez *P. serotina* najwyższą (V) stałość wykazywały: *Achillea millefolium*, *Fragaria vesca*, *Solidago gigantea* i *Rumex acetosa* (zał. 1).

Na powierzchniach 51-55 oraz 56-60 dominowały rośliny synantropijne z przewagą apofitów, których udział wyniósł odpowiednio 45,5% (30 gatunków) oraz 59,6% (28 gatunków). Niższy udział wykazały spontaneofity niesynantropijne (odpowiednio: 18 gatunków, co stanowi 27,3% flory na powierzchniach z *P. serotina*; 10 gatunków, co stanowi 21,3% na powierzchniach bez *P. serotina*). Najmniej liczną grupę stanowiły kenofity. Na obu rodzajach powierzchni ich udział nie przekroczył 8% (5 gatunków na powierzchniach 51-55, 2 gatunki na powierzchniach 55-60) (ryc. 19).



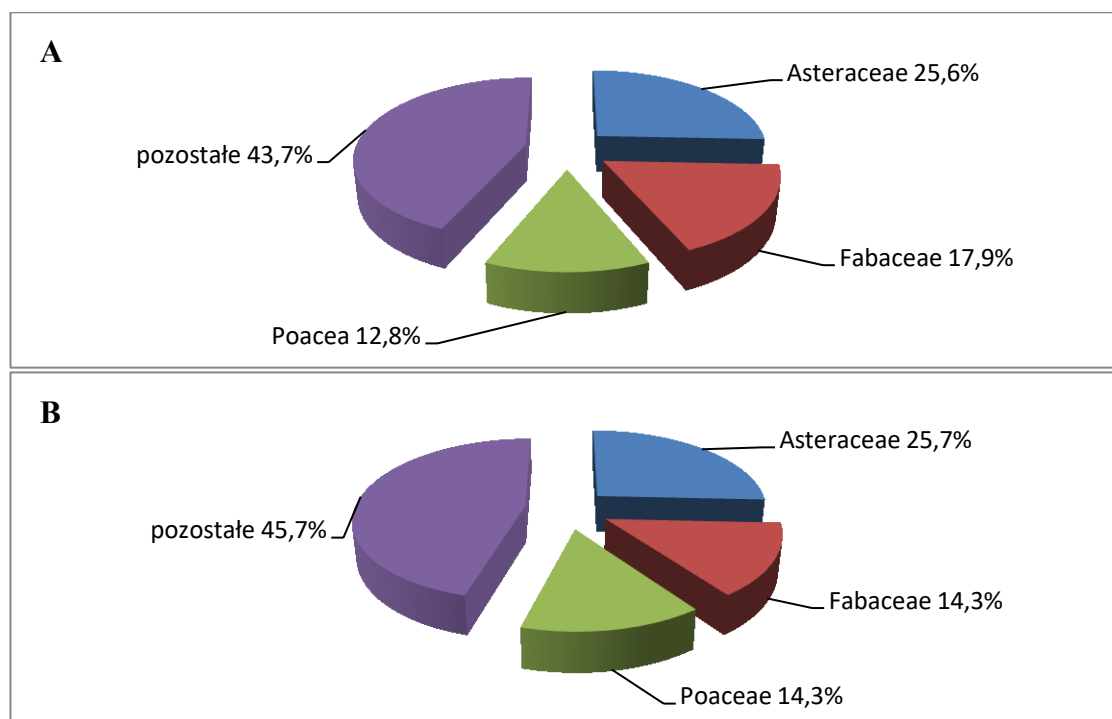
Ryc. 19. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 51-55 (z *Padus serotina*) (A) oraz 56-60 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.7. Obiekt nr 7 – Miłoszyce

W obrębie obiektu nr 7 – Miłoszyce odnotowano łącznie 48 gatunków roślin naczyniowych (nie licząc *P. serotina*) oraz 3 gatunków mszaków. W obrębie powierzchni

porośniętych przez *P. serotina* (61-65) stwierdzono 39 gatunków (36 gatunków roślin naczyniowych i 3 gatunki mszaków; od 14 do 18 gatunków w zdjęciu), natomiast w obrębie powierzchni bez tego gatunku (66-70) – 35 gatunków roślin naczyniowych (od 7 do 16 gatunków w zdjęciu). Odnotowano 23 gatunki, które wystąpiły zarówno na powierzchniach z czeremchą amerykańską, jak i na powierzchniach bez tego gatunku.

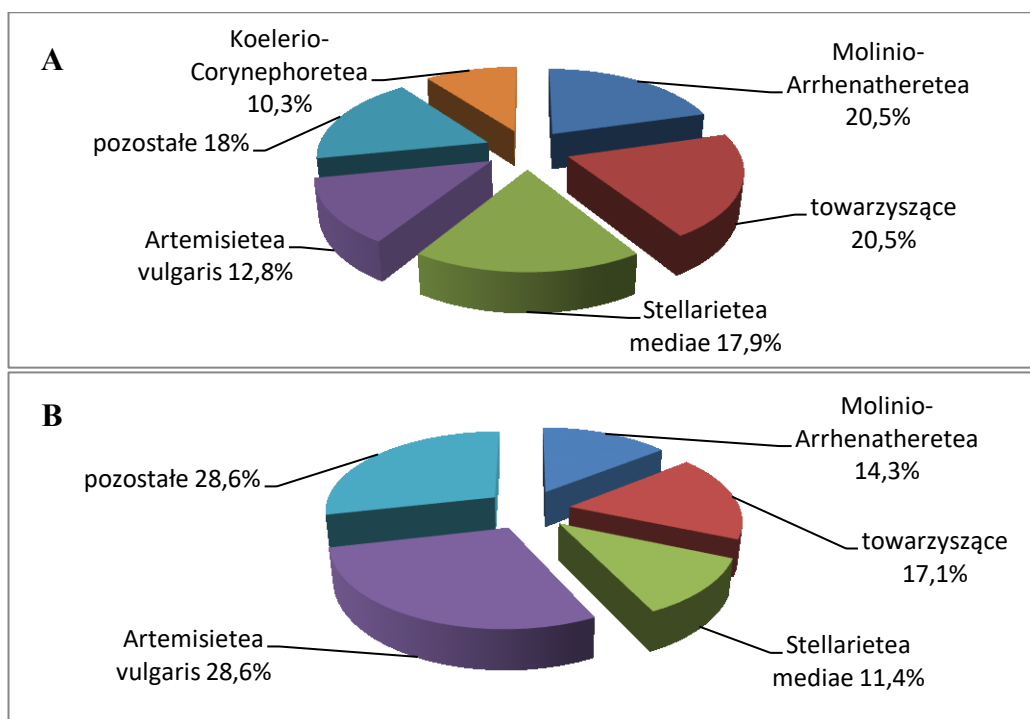
Gatunki roślin zielnych stwierdzone na powierzchniach z czeremchą amerykańską należały do 13 rodzin botanicznych (tab. 4). Największy udział wykazały gatunki reprezentujące rodziny: *Asteraceae* (10 gatunków, co stanowi 25,6% flory na powierzchniach badawczych zasiedlonych przez *P. serotina*), następnie *Fabaceae* (7 gatunków, 17,9%) i *Poaceae* (5 gatunków, 12,8%). Udział gatunków z pozostałych rodzin stanowił łącznie 43,7%. Na powierzchniach niezasiedlonych przez *P. serotina* znaleziono gatunki zaliczane do 15 rodzin botanicznych (tab. 5). Podobnie jak w przypadku powierzchni 61-65, na powierzchniach 66-70 najczęściej gatunków reprezentowało rodzinę *Asteraceae* (9 gatunków, co stanowi 25,7% flory na powierzchniach badawczych z *P. serotina*). Gatunki z rodzin *Fabaceae* i *Poaceae* stanowiły po 14,3% (po 5 gatunków). Udział gatunków z pozostałych rodzin stanowił łącznie 45,7% (ryc. 20).



Ryc. 20. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 61-65 (z *Padus serotina*) (A) oraz 66-70 (bez *P. serotina*) (B).

Stwierdzone w obrębie obiektu nr 7 gatunki roślin reprezentowały 10 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Ponadto odnotowano 10 gatunków roślin towarzyszących zbiorowiskom.

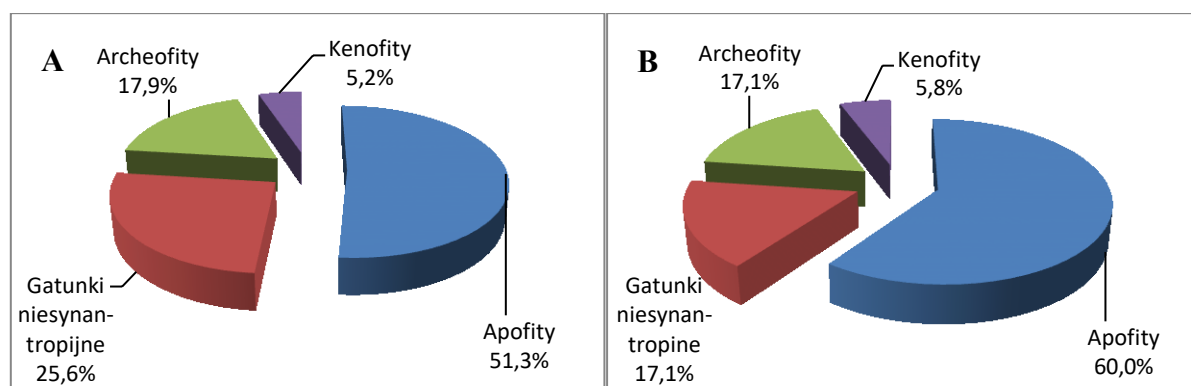
Na powierzchniach badawczych z czeremchą amerykańską największy udział przypadł gatunkom z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz gatunkom towarzyszącym (po 8 gatunków, co stanowi po 20,5% flory na powierzchniach obiektu zasiedlonych przez *P. serotina*). Udział gatunków należących do klasy *Stellarietea mediae* był nieco niższy (7 gatunków, 17,9%). Klasa *Artemisietea vulgaris* była reprezentowana przez 5 gatunków, co stanowiło niecałe 13%, natomiast klasa *Koelerio glaucae-Coryneporetea canescentis* przez 4 gatunki, co stanowiło 10,3%. Udział gatunków charakterystycznych dla pozostałych klas stanowił łącznie 18%. Najwięcej gatunków, oznaczonych w miejscach niezasiedlonych przez *P. serotina*, reprezentowało klasę *Artemisietea vulgaris* (10 gatunków, co stanowiło 28,6% flory powierzchni badawczych bez *P. serotina*). Gatunki towarzyszące stanowiły 17,1% (6 gatunków), natomiast gatunki z klas *Molinio-Arrhenatheretea* oraz *Stellarietea mediae* odpowiednio 14,3% (5 gatunków) i 11,4% (4 gatunki). Udział gatunków z każdej z pozostałych klas stanowił łącznie 28,6% (ryc. 21).



Ryc. 21. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 61-65 (z *Padus serotina*) (A) oraz 66-70 (bez *P. serotina*) (B).

Obiekt nr 7 charakteryzował się dominacją dobrze wykształconych płatów ruderalnego zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* z dominacją *S. gigantea* na całej swojej powierzchni. Nawłociowiskom towarzyszyły inne gatunki zaroślowe z podklasy *Galio-Urticenea* oraz gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Na powierzchniach z *P. serotina* najwyższą (V) stałość wykazywały: *Solidago gigantea*, *Rumex acetosa* i *Achillea millefolium*. Na powierzchniach porośniętych przez *P. serotina* gatunek ten stwierdzono w warstwie krzewów (b), gdzie wykazywał znaczny stopień pokrycia (3-5). Siewki i młode drzewka *P. serotina* pojawiały się również w warstwie zielnej, wykazując ilościowość od + do 1. Ponadto powierzchnie z *P. serotina* charakteryzowały się większym udziałem *Calamagrostis epigejos*. Tylko na powierzchniach porośniętych przez czeremchę pojawiają się mszaki. Na powierzchniach bez *P. serotina* najwyższą (V) stałość wykazywały: *Vicia hirsuta*, *Solidago gigantea* oraz *Rumex acetosa*, a udział w płatach zbiorowisk *Tanacetum vulgare* był większy, niż na powierzchniach 61-65 (zał. 1).

Większość gatunków stwierdzonych na powierzchniach 61-65 oraz 66-70 stanowiły gatunki synantropijne przy dominacji apofitów. Na powierzchniach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską udział apofitów wyniósł 51,3% (20 gatunków), natomiast na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej – 60% (21 gatunków). Spontaneofity niesynantropijne w obrębie powierzchni 61-65 stanowiły 25,6% (10 gatunków). Na powierzchniach badawczych nie zajętych przez *P. serotina* udział spontaneofitów niesynantropijnych oraz archeofitów był jednakowy – 17,1% (6 gatunków) i porównywalny do udziału archeofitów na powierzchniach z *P. serotina* (7 gatunków, 17,9%). Najniższy udział wykazały kenofity – 5,2% (2 gatunki) na powierzchniach 61-65 oraz 5,8% (2 gatunki) na powierzchniach 66-70 (ryc. 22).

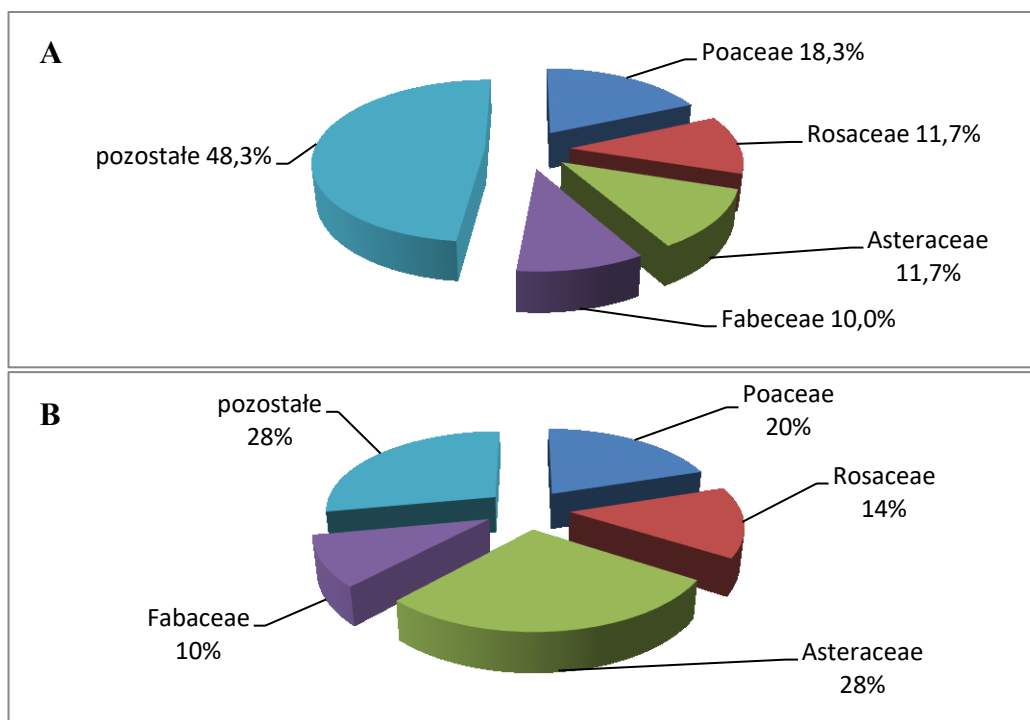


Ryc. 22. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 61-65 (z *Padus serotina*) (A) oraz 66-70 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.8. Obiekt nr 8 – Janowska

W obrębie obiektu nr 8 – Janowska odnotowano łącznie 72 gatunki roślin naczyniowych (nie wliczając *P. serotina*). Na powierzchniach porośniętych przez *P. serotina* (71-75) stwierdzono 60 gatunków (od 20 do 37 gatunków w zdjęciu), natomiast na powierzchniach bez tego gatunku (76-80) – 50 gatunków (od 15 do 25 gatunków w zdjęciu). Trzydzieści siedem gatunków występowało na obu rodzajach powierzchni.

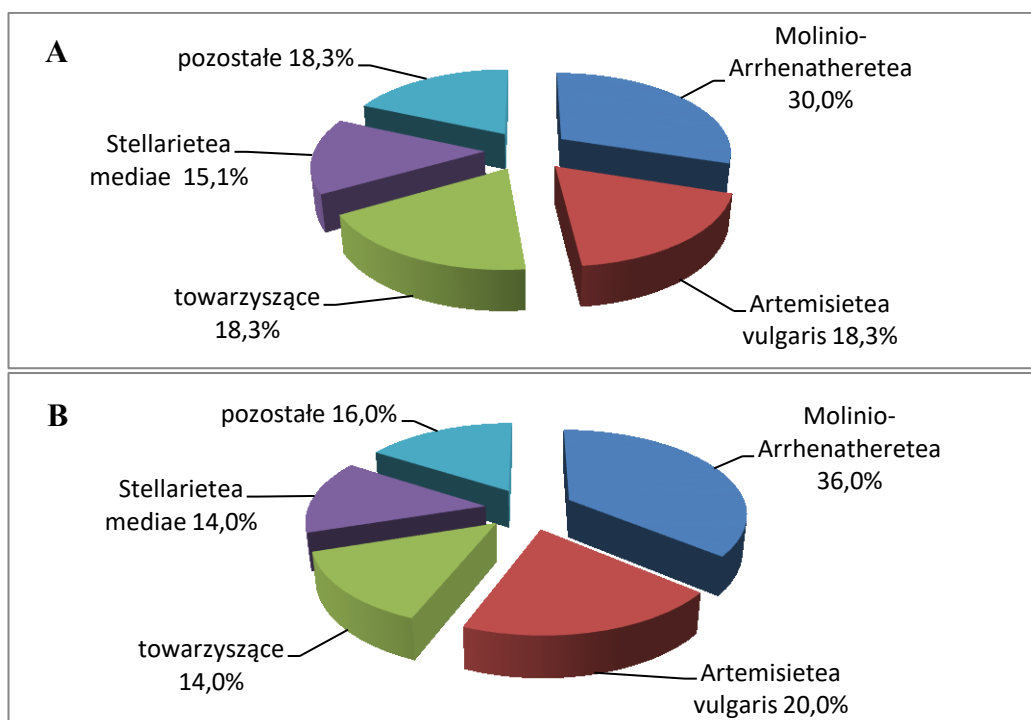
Gatunki stwierdzone na powierzchniach 71-75 reprezentowały 19 rodzin botanicznych (tab. 4). Najwięcej gatunków należało do rodziny: *Poaceae* (11 gatunków, co stanowi 18,3% flory powierzchni z *P. serotina* w obiekcie), nieco mniej do rodzin *Rosaceae* (7 gatunków, 11,7%) i *Asteraceae* (7 gatunków, 11,7%) oraz *Fabaceae* (6 gatunków, 10%). Udział pozostałych rodzin stanowił łącznie 48,3%. Powierzchnie badawcze 76-80 charakteryzowało występowanie gatunków z 12 rodzin botanicznych (tab. 4). Najliczniej reprezentowane rodziny w obrębie tych powierzchni to: *Asteraceae* (14 gatunków, co stanowi 28% flory powierzchni bez *P. serotina*), *Poaceae* (10 gatunków, 20%) i *Rosaceae* (7 gatunków, 14%). Udział gatunków reprezentujących rodzinę *Fabaceae* na powierzchniach 76-80 wyniósł 10% (5 gatunków), a łączny udział gatunków z pozostałych rodzin – 28% (ryc. 23).



Ryc. 23. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 71-75 (z *Padus serotina*) (A) oraz 76-80 (bez *P. serotina*) (B).

Gatunki odnotowane w obrębie obiektu nr 8 należały do 10 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Ponadto stwierdzono 13 gatunków roślin towarzyszących. Najliczniej reprezentowana na terenie obiektu była klasa *Molinio-Arrhenatheretea*.

Liczba gatunków reprezentujących poszczególne klasy fitosocjologiczne na powierzchniach 71-75 oraz 76-80, podobnie jak ich procentowy udział, były zbliżone. Na obu rodzajach powierzchni największy udział wykazały gatunki należące do klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (odpowiednio: 18 gatunków, co stanowi 30% flory na powierzchniach z *P. serotina*; 18 gatunków, co stanowi 36% flory na powierzchniach bez *P. serotina*), następnie klasy *Artemisietea vulgaris* (11 gatunków, 18,3% na powierzchniach z *P. serotina*; 10 gatunków, 20% na powierzchniach bez *P. serotina*). Udział i liczba gatunków towarzyszących zbiorowiskom oraz reprezentujących klasę *Stellarietea mediae* na powierzchniach zasiedlonych przez *P. serotina* oraz wolnych od tego gatunku również był porównywalny. Gatunki z klasy *Stellarietea mediae* na powierzchniach 71-75 stanowiły 15,1% (9 gatunków), natomiast na powierzchniach 76-80 – 14% (7 gatunków) (ryc. 24).



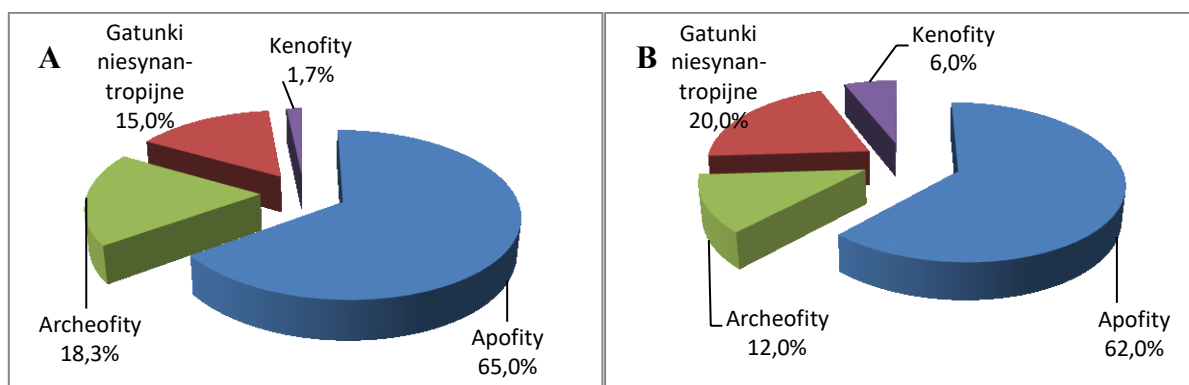
Ryc. 24. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 71-75 (z *Padus serotina*) (A) oraz 76-80 (bez *P. serotina*) (B).

W miejscach z czeremchą amerykańską udział gatunków towarzyszącym zbiorowiskom wynosił 18,3% (11 gatunków), a na powierzchniach bez tego gatunku – 14%

(7 gatunków). Udział gatunków należących do każdej z pozostałych klas stanowił łącznie w miejscach z *P. serotina* 18,3%, a w miejscach bez *P. serotina* 16% (ryc. 24)

Na całej powierzchni obiektu nr 8 stwierdzono dominację przeważnie dobrze wykształconych płatów zespołu *Calamagrostietum epigeji*, którym towarzyszyły gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz ruderalne z klasy *Artemisietea* i *Agropyreteea intermedio-repentis*. Powierzchnie 71-75 charakteryzowały się przede wszystkim obecnością podrostu *P. serotina*, który dominował w warstwie krzewów (b). W warstwie zielnej *P. serotina* osiągała także dużą stałość (V), jednak przy niewielkiej ilościowości (od + do 1). Najwyższą (V) stałość wykazywały: *Elymus repens*, *Tanacetum vulgare*, *Galium aparine*, *Torilis japonica*, *Calamagrostis epigejos*, *Rumex acetosa*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis* oraz *Rosa* sp. Tylko na powierzchniach z *P. serotina* warstwa krzewów jest stosunkowo dobrze rozwinięta. Na powierzchniach bez *P. serotina* najwyższą (V) stałość wykazywały: *Tanacetum vulgare*, *Calamagrostis epigejos* i *Agrostis capillaris* (zał. 1).

Gatunki synantropijne, przy dominacji apofitów, stanowiły większość wszystkich gatunków stwierdzonych na terenie obiektu nr 8. Udział apofitów na powierzchniach z *P. serotina* wynosił 65% (39 gatunków), natomiast na powierzchniach bez *P. serotina* – 62% (31 gatunków). Powierzchnie 71-75 różniły się od powierzchni 76-80 większym udziałem archeofitów (odpowiednio: 11 gatunków, co stanowi 18,3% flory powierzchni z *P. serotina*, 6 gatunków, co stanowi 12% flory powierzchni bez *P. serotina*) niż spontaneofitów niesynantropijnych (odpowiednio: 9 gatunków, 15%; 10 gatunków, 20%). Udział kenofitów był najniższy, stanowiąc 1,7% (1 gatunek) na powierzchniach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską, a 6% (3 gatunki) na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej (ryc. 25).

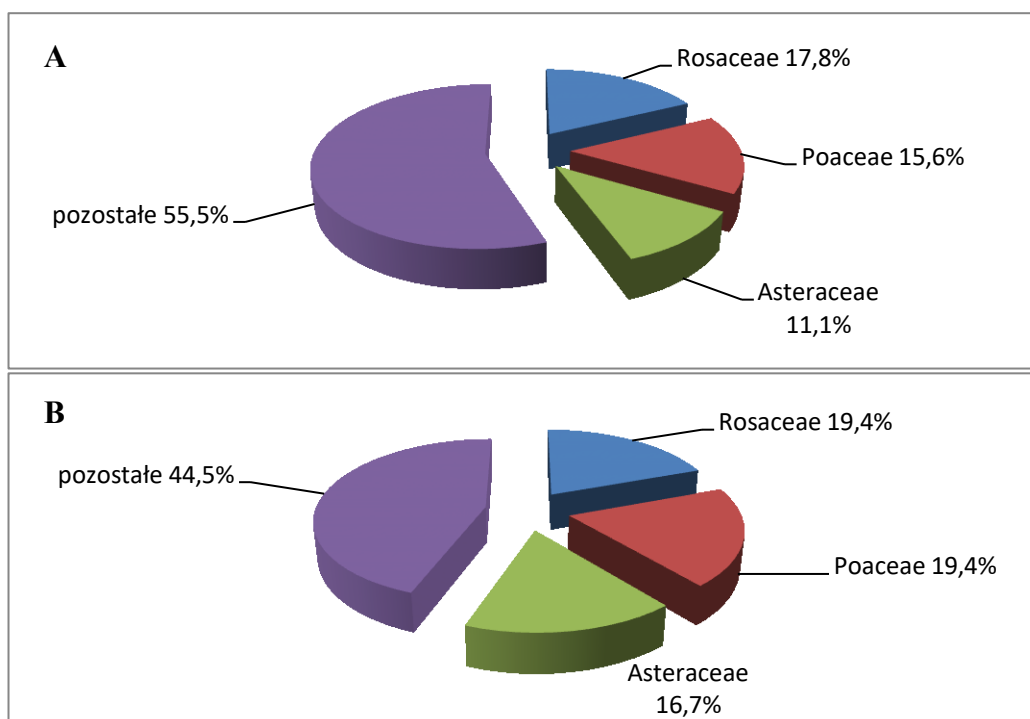


Ryc. 25. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 71-75 (z *Padus serotina*) (A) oraz 76-80 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.9. Obiekt nr 9 – Żerniki Wrocławskie

W obrębie obiektu nr 9 – Żerniki Wrocławskie odnotowano łącznie 50 gatunków roślin naczyniowych (nie wliczając *P. serotina*) oraz 3 gatunki mszaków. W obrębie powierzchni z czeremchą amerykańską (81-85) stwierdzono 45 gatunków (od 11 do 29 gatunków w zdjęciu), na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej (86-90) – 36 gatunków (od 13 do 20 gatunków w zdjęciu). Odnotowano 28 gatunków, które wystąpiły zarówno na powierzchniach z *P. serotina*, jak i na powierzchniach wolnych od *P. serotina*.

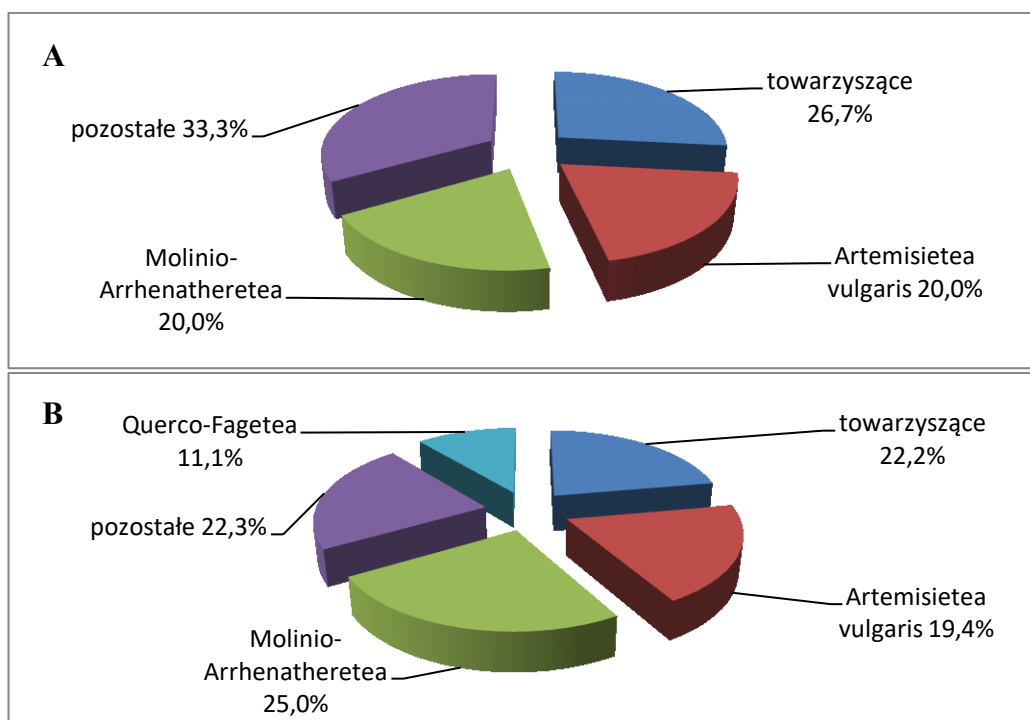
Gatunki stwierdzone na powierzchniach badawczych 81-85 reprezentowały 18 rodzin botanicznych (tab. 4). Największy udział wykazały gatunki z rodziny: *Rosaceae* (8 gatunków, co stanowi 17,8% flory powierzchni badawczych z *P. serotina* w obiekcie), następnie *Poaceae* (7 gatunków, 15,6%) i *Asteraceae* (5 gatunków, 11,1%). Udział gatunków z pozostałych rodzin botanicznych wraz z udziałem mszaków stanowił łącznie 55,5%. Gatunki odnotowane na powierzchniach 86-90 reprezentowały 14 rodzin botanicznych (tab. 4). Podobnie jak w przypadku powierzchni zasiedlonych przez *P. serotina* duży udział wykazały gatunki należące do rodziny: *Rosaceae* (7 gatunków, co stanowi 19,4% flory powierzchni badawczych bez *P. serotina*), *Poaceae* (7 gatunków, 19,4%) oraz *Asteraceae* (6 gatunków, 16,7%). Udział pozostałych rodzin stanowił łącznie 44,5% (ryc. 26).



Ryc. 26. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 81-85 (z *Padus serotina*) (A) oraz 86-90 (bez *P. serotina*) (B).

Gatunki odnotowane na terenie obiektu nr 9 należały do 10 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Klasa *Molinio-Arrhenatheretea* była reprezentowana przez największą liczbę gatunków (12). Ponadto odnotowano 13 gatunków towarzyszących zbiorowiskom.

Zarówno powierzchnie z czeremchą amerykańską, jak i powierzchnie wolne od tego gatunku, charakteryzowały się dużym udziałem gatunków z klas *Artemisietea vulgaris* (odpowiednio 9 gatunków, co stanowi 20% na powierzchniach z *P. serotina*; 7 gatunków, co stanowi 19,4% na powierzchniach bez *P. serotina*) oraz *Molinio-Arrhenatheretea* (odpowiednio 9 gatunków, 20%, 9 gatunków, 25%). Znaczną grupę stanowiły także gatunki towarzyszące zbiorowiskom. Ich udział (26,7%) przeważał w obrębie powierzchni 81-85. Na powierzchniach badawczych 86-90 dominowały natomiast gatunki reprezentujące klasę *Molinio-Arrhenatheretea*. Udział gatunków z klasy *Quercu-Fagetea* w miejscach niezajętych przez *P. serotina* wynosił 11,1% (4 gatunki). Gatunki z pozostałych klas stanowiły łącznie w miejscach z czeremchą amerykańską 33,3%, a w miejscach bez czeremchy amerykańskiej – 22,3% (ryc. 27).

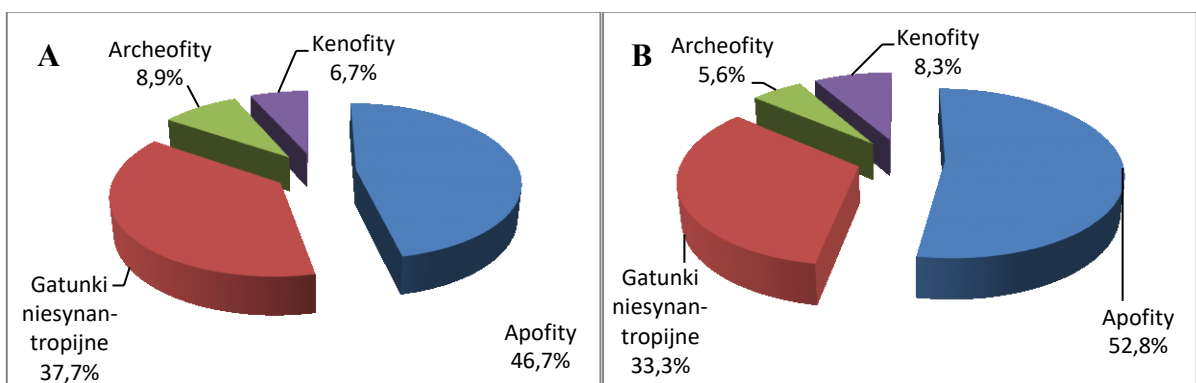


Ryc. 27. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 81-85 (z *Padus serotina*) (A) oraz 86-90 (bez *P. serotina*) (B).

Na całym obiekcie stwierdzono dominację przeważnie dobrze wykształconych płatów zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* z dominacją *S. gigantea* w mozaice ze słabo wykształconymi płatami zespołu *Calamagrostietum epigeji*. Na obu rodzajach powierzchni

pojawiły się gatunki zaroślowe z klasy *Rhamno-Prunetea*, a nawet gatunki leśne z klasy *Quercu-Fagetea*, a także gatunki drzewiaste, nie będące gatunkami charakterystycznymi żadnej z klas. Większa liczba gatunków (i ze znacznie większą ilościowością) wystąpiła na powierzchniach z *P. serotina*. Na obu typach powierzchni zauważalny jest również znaczny udział *Rubus caesius*. Powierzchnie 81-85 charakteryzowała dominacja *P. serotina* w warstwie krzewów (b) (stałość V, ilościowość 2-3). Ponadto na powierzchniach z *P. serotina* odnotowano gatunki: *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa* i *Rosa* sp., reprezentujące klasę *Rhamno-Prunetea*. Na powierzchniach z *P. serotina* najwyższą (V) stałość wykazywały: *Rubus caesius*, *Solidago gigantea* oraz *Hypericum perforatum*. Warstwa mszysta (*Eurhynchium hians*, *Brachythecium rutabulum*, *Brachythecium oedipodium*) pojawiła się tylko na powierzchniach z czeremchą. Na powierzchniach bez *P. serotina* najwyższą (V) stałość wykazywały: *Lathyrus tuberosus*, *Rubus caesius*, *Solidago gigantea*, *Calamagrostis epigejos*, *Galium mollugo* oraz *Fraxinus excelsior*. W obrębie powierzchni badawczych 86-90 pojawiał się jedyny gatunek z klasy *Festuco-Brometea* – *Euphorbia cyparissias* oraz jedyny gatunek reprezentujący klasę *Phragmitetea* – *Poa palustris*. Oba gatunki osiągnęły niską stałość oraz niski stopień pokrycia (I, +) (zał. 1).

Na terenie obiektu nr 9 dominowały gatunki synantropijne z przewagą apofitów. Spontaneofity niesynantropijne na powierzchniach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską stanowiły 37,7% (17 gatunków), natomiast na powierzchniach bez tego gatunku – 33,3% (12 gatunków). Udział archeofitów oraz kenofitów na obu rodzajach powierzchni również był zbliżony, w żadnym przypadku nie przekraczając 10%. W obrębie powierzchni niezasiedlonych przez czeremchę amerykańską udział kenofitów stanowił 8,3% (3 gatunki) i był wyższy od udziału archeofitów – 5,6% (2 gatunki) (ryc. 28).

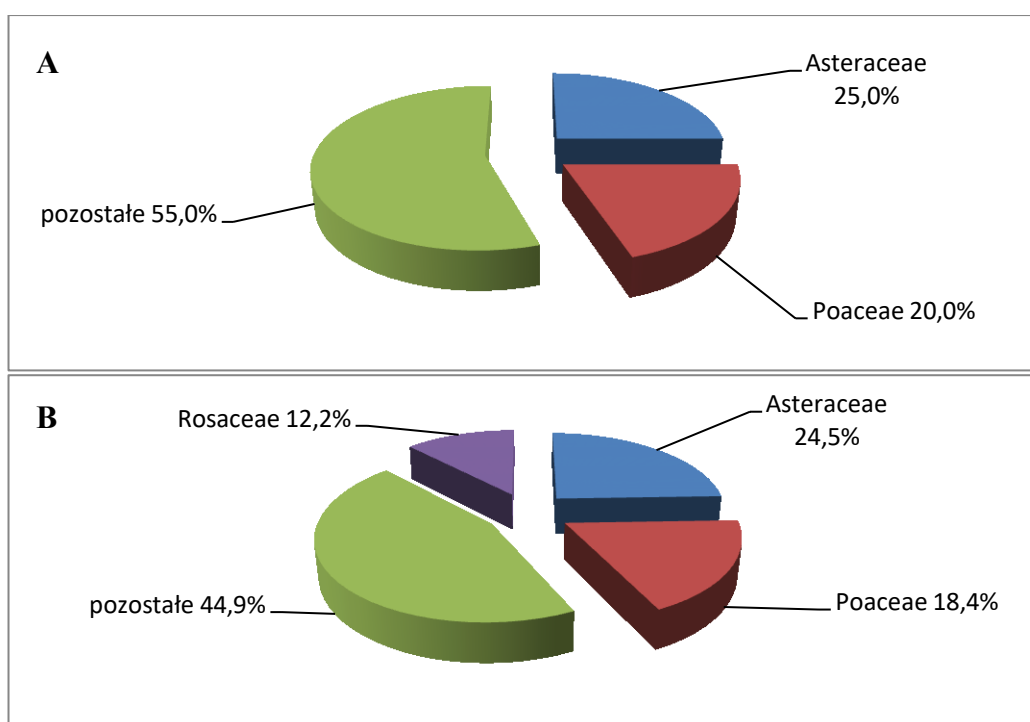


Ryc. 28. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 81-85 (z *Padus serotina*) (A) oraz 86-90 (bez *P. serotina*) (B).

5.1.10. Obiekt nr 10 – Wilkszyńska

W obrębie obiektu nr 10 – Wilkszyńska stwierdzono 59 gatunków roślin naczyniowych (nie wliczając *P. serotina*). W obrębie powierzchni porośniętych przez *P. serotina* (91-95) odnotowano 40 gatunków (od 11 do 24 gatunków w zdjęciu), natomiast na powierzchniach bez *P. serotina* (96-100) – 49 gatunków (od 15 do 22 gatunków w zdjęciu). Trzydzieści gatunków występowało zarówno w miejscach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską, jak i na powierzchniach wolnych od tego gatunku.

Gatunki odnotowane na powierzchniach badawczych 91-95 reprezentowały 18 rodzin botanicznych (tab. 4). Najwięcej gatunków należało do rodzin: *Asteraceae* (10 gatunków, co stanowi 25% flory powierzchni z *P. serotina* w obiekcie) i *Poaceae* (8 gatunków, 20%). Udział gatunków z pozostałych rodzin stanowił łącznie 55%. Na powierzchniach bez *P. serotina* również stwierdzono gatunki reprezentujące 18 rodzin botanicznych (tab. 4). Podobnie jak na powierzchniach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską, największy udział wykazały gatunki z rodzin: *Asteraceae* (12 gatunków, co stanowi 24,5% flory powierzchni bez *P. serotina*) i *Poaceae* (9 gatunków, 18,4%) (ryc. 29).

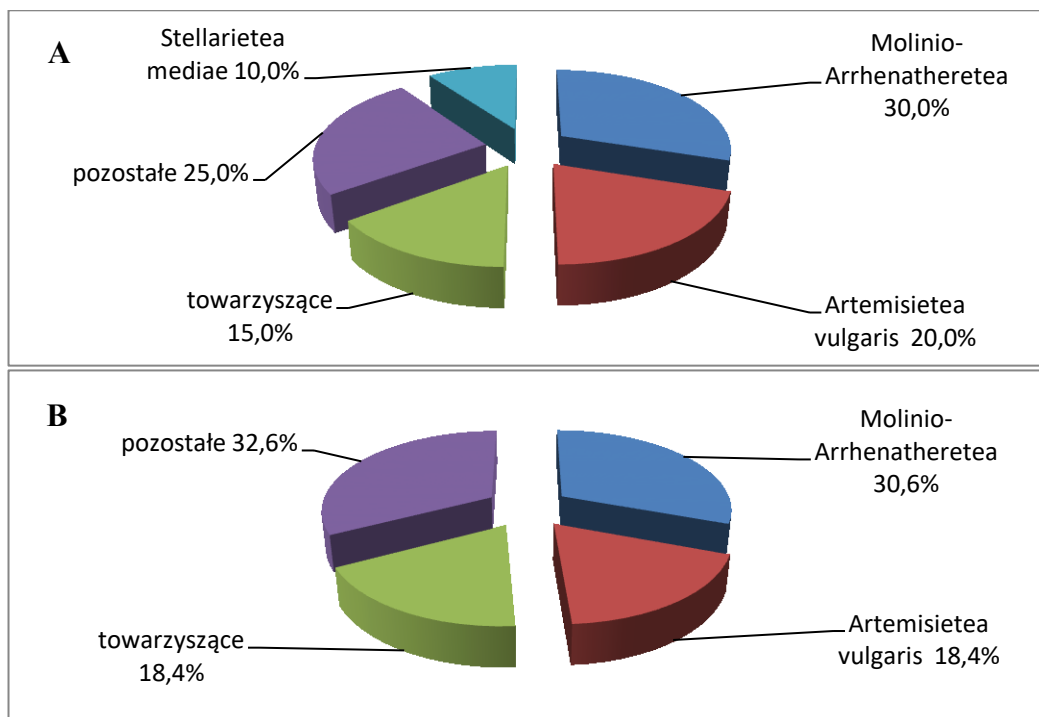


Ryc. 29. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 91-95 (z *Padus serotina*) (A) oraz 96-100 (bez *P. serotina*) (B).

Ponadto, na powierzchniach badawczych 96-100 gatunki należące do rodziny *Rosaceae* stanowiły 12,2% (6 gatunków). W miejscach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską ich udział stanowił jedynie 5% (2 gatunki). Udział gatunków reprezentujących pozostałe rodziny stanowił łącznie niecałe 45% (ryc. 29).

Rozpoznane w obrębie obiektu gatunki reprezentowały 10 klas fitosocjologicznych (tab. 5). Oprócz tego stwierdzono 11 gatunków roślin towarzyszących. Liczba gatunków w poszczególnych klasach dla obu typów powierzchni była zbliżona. Najliczniej reprezentowana w skali całego obiektu była klasa *Molinio-Arrhenatheretea*.

W obrębie obiektu nr 10, zarówno na powierzchniach zasiedlonych, jak i niezasiedlonych przez czeremchę amerykańską, największy udział wykazały gatunki należące do klas: *Molinio-Arrhenatheretea* (odpowiednio: 12 gatunków, co stanowi 30% flory powierzchni 91-95; 15 gatunków, co stanowi 30,6% flory powierzchni 96-100), *Artemisietea vulgaris* (8 gatunków, 20% flory powierzchni 91-95; 9 gatunków, 18,4% flory powierzchni 95-100) oraz grupa gatunków towarzyszących zbiorowiskom (6 gatunków, 15% flory powierzchni 91-95; 9 gatunków, 18,4% flory powierzchni 96-100). Udział gatunków należących do wymienionych klas na obu rodzajach powierzchni był zbliżony (ryc. 30).

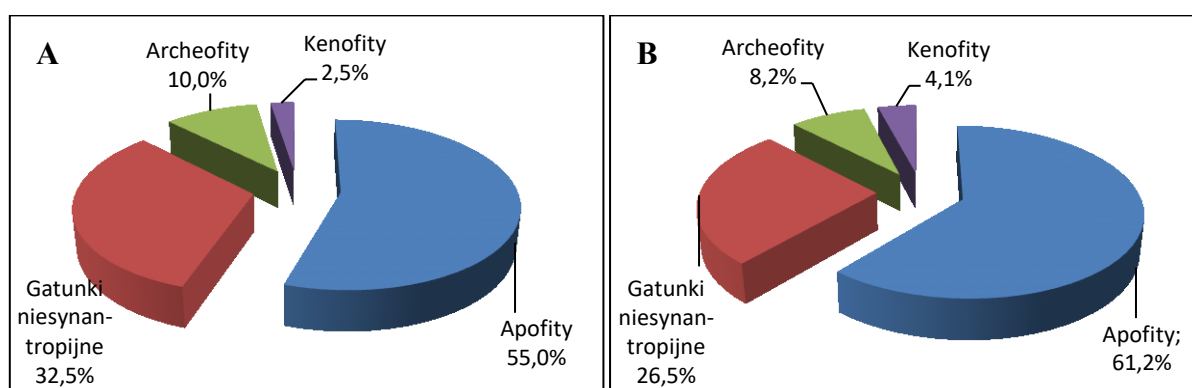


Ryc. 30. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 91-95 (z *Padus serotina*) (A) oraz 96-100 (bez *P. serotina*) (B).

Na powierzchniach z czeremchą amerykańską udział gatunków reprezentujących klasę *Stellarietea mediae* wynosił 10% (4 gatunki), natomiast łączny udział gatunków z pozostałych klas stanowił 25%. Na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej udział gatunków należących do klasy *Stellarietea mediae* oraz udział gatunków z pozostałych klas nie przekroczył 10%, stanowiąc łącznie 32,6% (ryc. 30).

Stwierdzono, że na całym obiekcie nr 10 wyraźnie dominuje zespół *Rudbeckio-Solidaginetum* dominacją *S. gigantea* i domieszką gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz ruderalnych i zaroślowych z klasy *Artemisietea*, a także niewielkim udziałem gatunków segetalnych z klasy *Stellarietea mediae*. W warstwie krzewów (b) na powierzchniach 91-95 dominowała *P. serotina* (ilościowość 2-3). Najwyższą (V) stałość wykazywały: *Solidago gigantea*, *Poa trivialis*, *Arrhenatherum elatius*, *Agrostis capillaris* oraz *Hypericum perforatum*. Na powierzchniach 96-100 najwyższą (V) stałość wykazywały: *Vicia hirsuta*, *Solidago gigantea*, *Rumex acetosa*, *Arrhenatherum elatius* i *Hypericum perforatum* (zał. 1).

W obrębie obiektu nr 10 przeważały gatunki synantropijne. Większość odnotowanych gatunków zarówno na powierzchniach zasiedlonych, jak i wolnych od *P. serotina*, stanowiły apofity (odpowiednio: 22 gatunki, co stanowi 55% flory na powierzchniach 91-95; 30 gatunków, co stanowi 61,2% flory powierzchni 96-100). Udział spontaneofitów niesynantropijnych na powierzchniach badawczych 91-95 oraz 96-100 wynosił odpowiednio 32,5% (13 gatunków) oraz 26,5% (13 gatunków). Archeofity oraz kenofity na obu typach powierzchni stanowiły maksymalnie 10% wszystkich gatunków (ryc. 31).



Ryc. 31. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 91-95 (z *Padus serotina*) (A) oraz 96-100 (bez *P. serotina*) (B).

5.2. Kierunki przemian szaty roślinnej badanych odlogów

Pola odlogowane zasiedlane przez czeremchę amerykańską wydają się być do siebie zbliżone pod względem zachodzących na nich procesów sukcesji, jednak wyróżnić można pewne charakterystyczne dla konkretnych obiektów kierunki tych przekształceń. W obrębie danego obiektu, na powierzchniach zasiedlonych przez *Padus serotina* i sąsiadujących z nimi powierzchniach wolnych od tego gatunku, przemiany te mogą nie być jednakowe.

W obrębie większości obiektów wykształciły się zbiorowiska o charakterze łąkowym, ruderalno-łąkowym lub łąkowo-zaroślowym, przy czym wchodzące w ich skład gatunki sugerują raczej przesuszenie siedlisk.

Głównym typem przekształceń badanych obiektów jest wkraczanie na nie gatunków inwazyjnych i ekspansywnych, zwłaszcza *Solidago gigantea* oraz *Calamagrostis epigejos*. Dobrze wykształcone płaty zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* z dominacją *S. gigantea* stwierdzono w obrębie całych obiektów: Ratowice, Jelcz-Laskowice, Miłoszyce, Żerniki Wrocławskie oraz Wilkszyńska, a także na powierzchniach bez *P. serotina* obiektu Brodzka. Wyraźnie zaznacza się również występowanie płatów zespołu *Calamagrostietum epigeji*, albo jako samodzielnych płatów traworośli, lub w mozaice z *S. gigantea*. Dobrze wykształcone płaty tego zespołu stwierdzono na obu typach powierzchni badawczych obiektu Janowska oraz na powierzchniach bez *P. serotina* obiektu Osobowice. Słabiej wykształcone płaty, współwystępujące z płatami zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum*, stwierdzono w obrębie całego obiektu Żerniki Wrocławskie oraz na powierzchniach bez czeremchy amerykańskiej obiektu Ratowice.

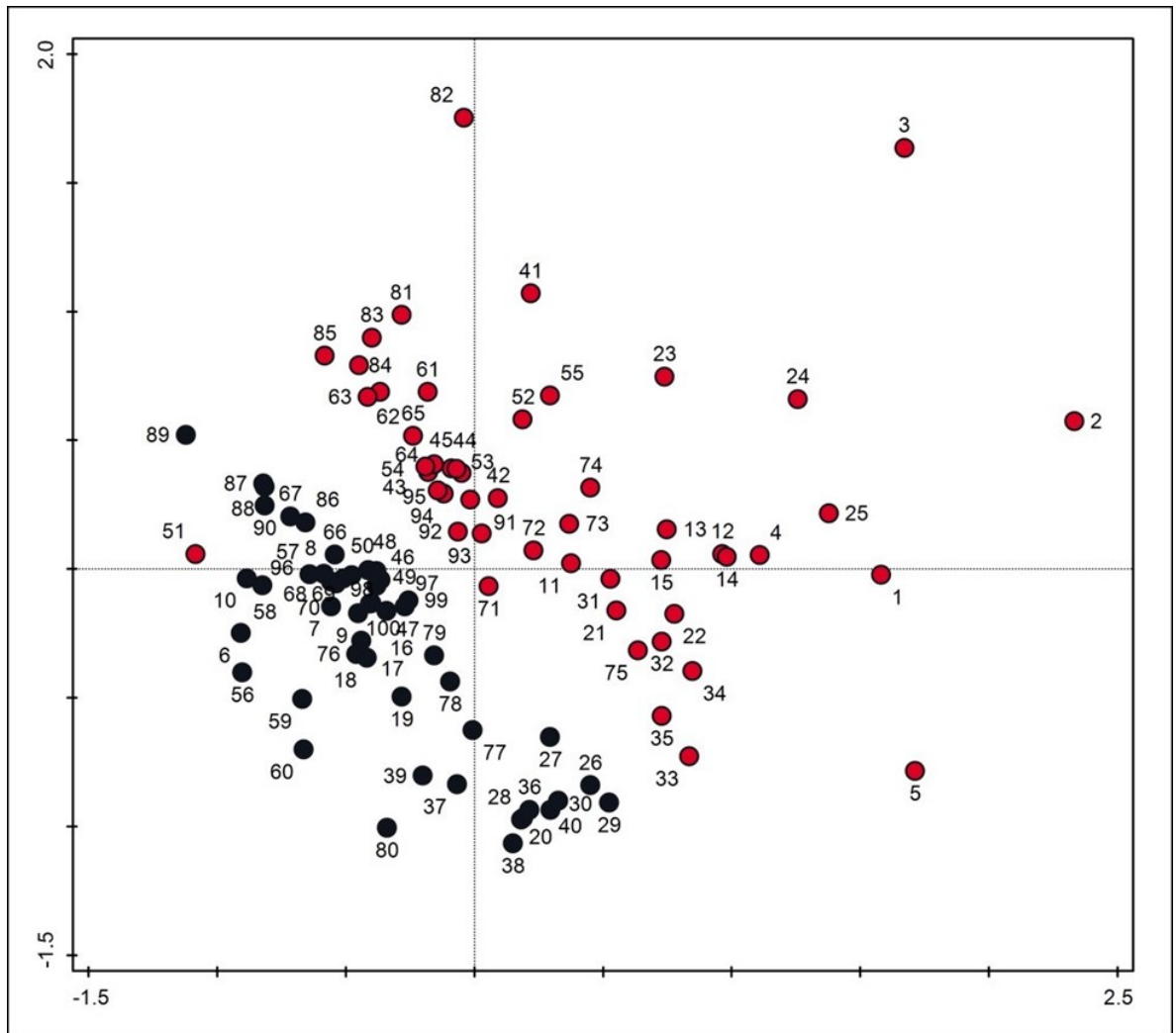
Pozostałe obiekty zdominowane są przez roślinność łąkową (z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, zwłaszcza z rzędu *Arrhenatheretalia elatioris*), zaroślową (z podklasy *Galio-Urticenea* i z klasy *Epilobietea angustifolii*) i ruderalną (z podklasy *Artemisienea vulgaris* oraz z klasy *Agropyreteae intermedio-repentis*). Stosunkowo dobrze wykształcone płaty zbiorowisk łąkowych, o charakterze łąk świeżych, ale z wyraźną tendencją do przesuszania się, stwierdzono w obrębie całego obiektu Piotrkowska. Na pozostałych obiektach stwierdza się obecność kadłubowych zbiorowisk łąkowo-ruderalnych lub łąkowo-zaroślowych, przeważnie z tendencją do przesuszania się (co sugeruje obecność: *Artemisia campestris*, *Euphorbia cyparissias*, *Hieracium pilosella*), dotyczy to również obiektów, na których dominują nawłociowiska i trzcinniczyska, wtedy układy o charakterze łąkowym tworzą z nimi mozaikę.

Kolejnym kierunkiem przemian jest postępująca sukcesja gatunków drzewiastych, co szczególnie widoczne jest na obiekcie Żerniki Wrocławskie, gdzie bardzo silnie uwidacznia się obecność nalotu i podrostu *Syringa vulgaris* (w mozaice z innymi gatunkami drzewiastymi, *C. epigejos* oraz dominującą tam *S. gigantea*). Z kolei na obiektach: Irysowa (powierzchnie z *P. serotina*), a także Miłoszyce i Żerniki Wrocławskie (cały obiekt) zaznacza się znaczny udział *Rubus caesius*. Początkowe stadia sukcesji gatunków drzewiastych z wkraczaniem przedstawicieli klas *Rhamno-Prunetea*, *Querco-Fagetea* oraz innych gatunków drzew i krzewów obserwuje się też na obiektach: Osobowice i Piotrkowska (tylko na powierzchniach z *P. serotina*) oraz na obu rodzajach powierzchni badawczych wszystkich pozostałych obiektów (oprócz Żernik są to przeważnie pojedyncze krzewy lub młode drzewka, a częściej nawet pojedyncze siewki lub bardzo młode osobniki).

Najsłabiej widoczną tendencją jest pojawianie się, głównie w miejscach o naruszonej pokrywie glebowej, gatunków segetalnych, które w ogólnym ujęciu ustępują z badanych obiektów porolnych. Na większości badanych odłogów spotyka się *Vicia hirsuta* i *Viola arvensis*, które występują często ze znaczną stałością (nawet V), ale równocześnie przy marginalnej ilościowości.

5.3. Analizy oddziaływania *Padus serotina* na kompozycję gatunkową roślin

Zestawienia składu gatunkowego roślinności z ilościowością wyrażoną w skali procentowej, które wykonano na 50 powierzchniach badawczych zasiedlonych przez *Padus serotina* i 50 bez obecności tego gatunku, poddano analizie składowych głównych (PCA) z rotacją przy wykorzystaniu niemetrycznej metody skalowania wielowymiarowego (NMDS). W analizach odległość między próbami oszacowana została przy użyciu odległości euklidesowej z trójwymiarowym rozwiązaniem końcowym uzyskanym w 42 interakcjach. Wartość stresu uzyskanego modelu kształtowała się na poziomie 14,86%, świadcząc o dobrej jego jakości. Wartości własne dla dwóch pierwszych osi kanonicznych kształtowały się na poziomie 0,4308 oraz 0,3001, tłumacząc odpowiednio ok. 43% oraz 30% ogólnej zmienności danych dotyczących roślinności. Na diagramach, w przestrzeni ordynacyjnej utworzonej przez dwie pierwsze osie, przedstawiono położenie powierzchni badawczych w obiektach (ryc. 32) oraz uporządkowanie wszystkich gatunków roślin z uwzględnieniem ich układu warstwowego (ryc. 33).

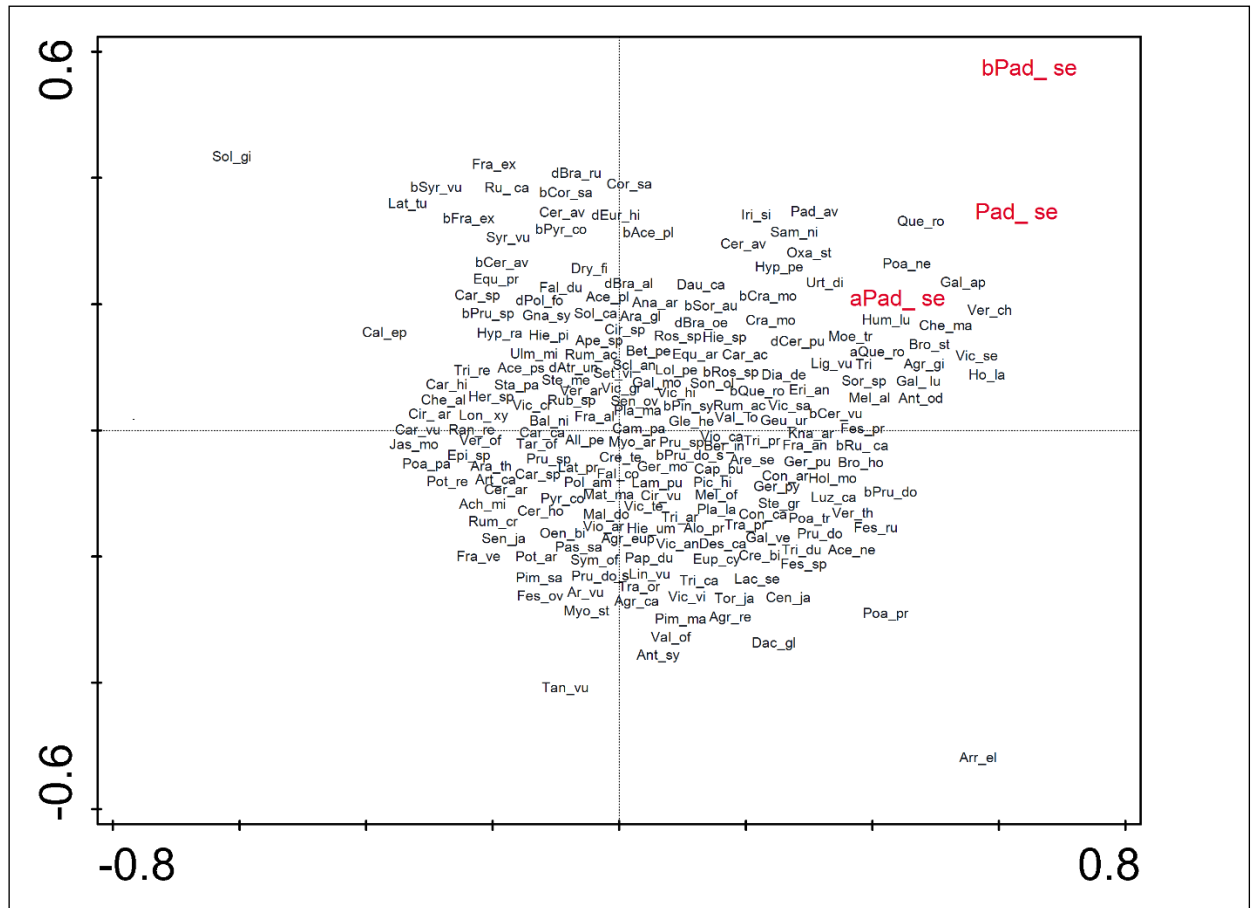


Ryc. 32. Diagram analizy składowych głównych (PCA) z rotacją przy wykorzystaniu niemetrycznej metody skalowania wielowymiarowego (NMDS) dla powierzchni badawczych z *Padus serotina* (oznaczone jako punkty czerwone) i powierzchni badawczych bez tego gatunku (oznaczone jako punkty czarne). Numery powierzchni zgodne z opisem w rozdz. 4.1.

Wyraźnie zaznacza się separacja powierzchni badawczych wzdłuż pierwszej i drugiej osi kanonicznej (ryc. 32). Powierzchnie badawcze niezasiadłone przez *P. serotina* ulokowane są po lewej stronie przestrzeni ordynacyjnej, a te, na których *P. serotina* jest obecna po stronie prawej. Wyjątek stanowi zdominowana przez *Solidago gigantea* powierzchnia 51, jedyna na której czeremcha amerykańska jest nieobecna w warstwie krzewów, ale występuje w warstwie drzew i roślin zielnych.

Analizowane powierzchnie badawcze zostały skolonizowane przez *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* (ryc. 33), inicjujące rozwój formacji krzewiastych, co świadczy o rozpoczętej sukcesji wtórnej na odłogach. W zbiorowiskach pól odłogowanych zaburzenie kompozycji gatunkowej powoduje obecność *Calamagrostis epigejos*, silnie ekspansywnego gatunku rodzimego, oraz *Solidago*

gigantea, gatunku inwazyjnego. Są one zlokalizowane skrajnie po lewej stronie pierwszej osi ordynacyjnej, podczas gdy *P. serotina* zajmuje miejsce najdalej wysunięte po stronie prawej tej samej osi. Wzdłuż drugiej osi kanonicznej oddzielną pozycję w przestrzeni ordynacyjnej zajmuje *P. serotina* w warstwie krzewów oraz, po przeciwnej stronie osi, *Arrhenatherum elatius* i *Tanacetum vulgare*.



Ryc. 33. Diagram analizy składowych głównych (PCA) z rotacją przy wykorzystaniu niemetrycznej metody skalowania wielowymiarowego (NMDS) dla wszystkich gatunków roślin odnotowanych na powierzchniach badawczych. Oznaczenia poprzedzające skrót nazwy gatunkowej określają przynależność do warstwy roślinności (a – drzewa, b – krzewy, d – warstwa mszysta, brak oznaczenia – warstwa roślin zielnych). Skróty nazw gatunkowych zamieszczono w załączniku 2.

Poszukując wzorców zależności w położeniu gatunków w przestrzeni ordynacyjnej wykorzystano strategię ekologiczną według Grime'a i przynależność gatunków do określonych grup według klasyfikacji geograficzno-historycznej. Uwzględniając te dane stwierdzono, że z pierwszą osią kanoniczną istotnie koreluje udział gatunków reprezentujących strategię C ($R_s = 0,385$, $p \leq 0,0001$), S ($R_s = -0,357$, $p \leq 0,0001$), R ($R_s = -0,390$, $p \leq 0,0001$) oraz apofitów ($R_s = -0,204$, $p = 0,042$). W przypadku drugiej osi

kanonicznej wykazano istotne korelacje z udziałem apofitów ($R_s = -0,601$, $p \leq 0,0001$), kenofitów ($R_s = 0,619$, $p \leq 0,0001$) oraz roślin niesynantropijnych ($R_s = 0,342$, $p = 0,001$).

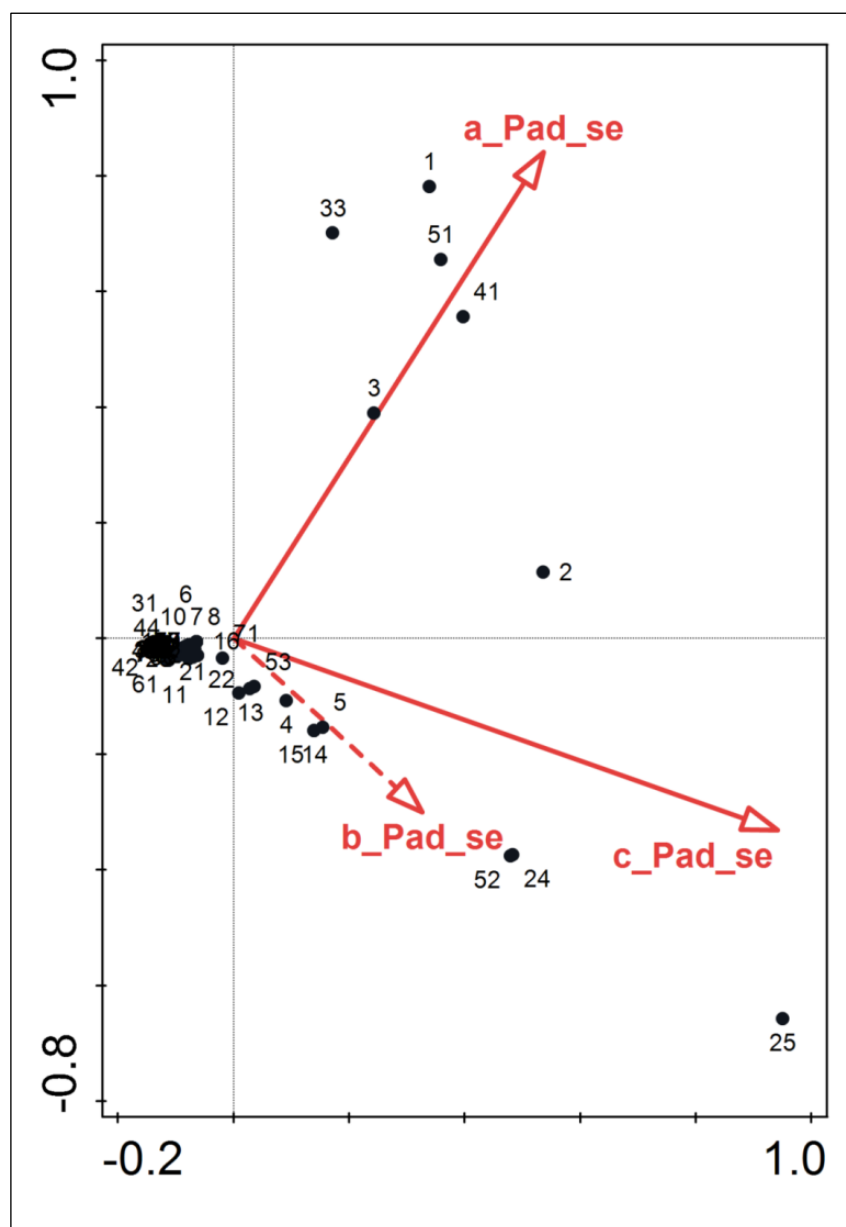
Poszukując wzorca zależności pomiędzy obecnością *Padus serotina* a innymi współwystępującymi gatunkami roślin na powierzchniach badawczych zastosowano kanoniczną analizę zgodności (CCA). Wybór tej metody ordynacji bezpośredniej poprzedziły wyniki wykonanej wcześniej nietendencyjnej analizy zgodności (DCA) (por. rozdz. 4.8). W analizach CCA powierzchnia pokrycia *P. serotina* w warstwie zielnej, krzewów i drzew została wykorzystana jako zmienne siedliskowe. Na podstawie przeprowadzonych obliczeń odnotowano wartości własne dwóch pierwszych osi kanonicznych na poziomie 0,463 (oś pierwsza) oraz 0,265 (oś druga). Tłumaczą one odpowiednio 3,3% i 2,3% zmienności składu gatunkowego oraz 49,4% i 34,7% zmienności relacji między gatunkami a obecnością *P. serotina*. Wyniki testu permutacyjnego Monte Carlo z krokową selekcją zmiennych wykazały istnienie związku pomiędzy obecnością czeremchy amerykańskiej a kompozycją gatunkową warstwy zielnej i mszystej (tab. 6). Analizując wpływ zmiennych działających łącznie, stwierdzono najsilniejszy związek między kompozycją gatunkową a *P. serotina* w warstwie zielnej i nieco słabszą zależność między roślinnością a *P. serotina* w warstwie drzew.

Tab. 6. Wyniki krokowej selekcji zmiennych w toku kanonicznej analizy zgodności (CCA; *Padus serotina* jako zmienna siedliskowa) opartej na wpływie pojedynczych zmiennych (efekty marginalne) i wpływie zmiennych działających łącznie (efekty warunkowe). Oznaczenia poprzedzające skrót nazwy gatunkowej (Pru_se) określają przynależność do warstwy roślinności (a – drzewa, b – krzewy, c – warstwa roślin zielnych).

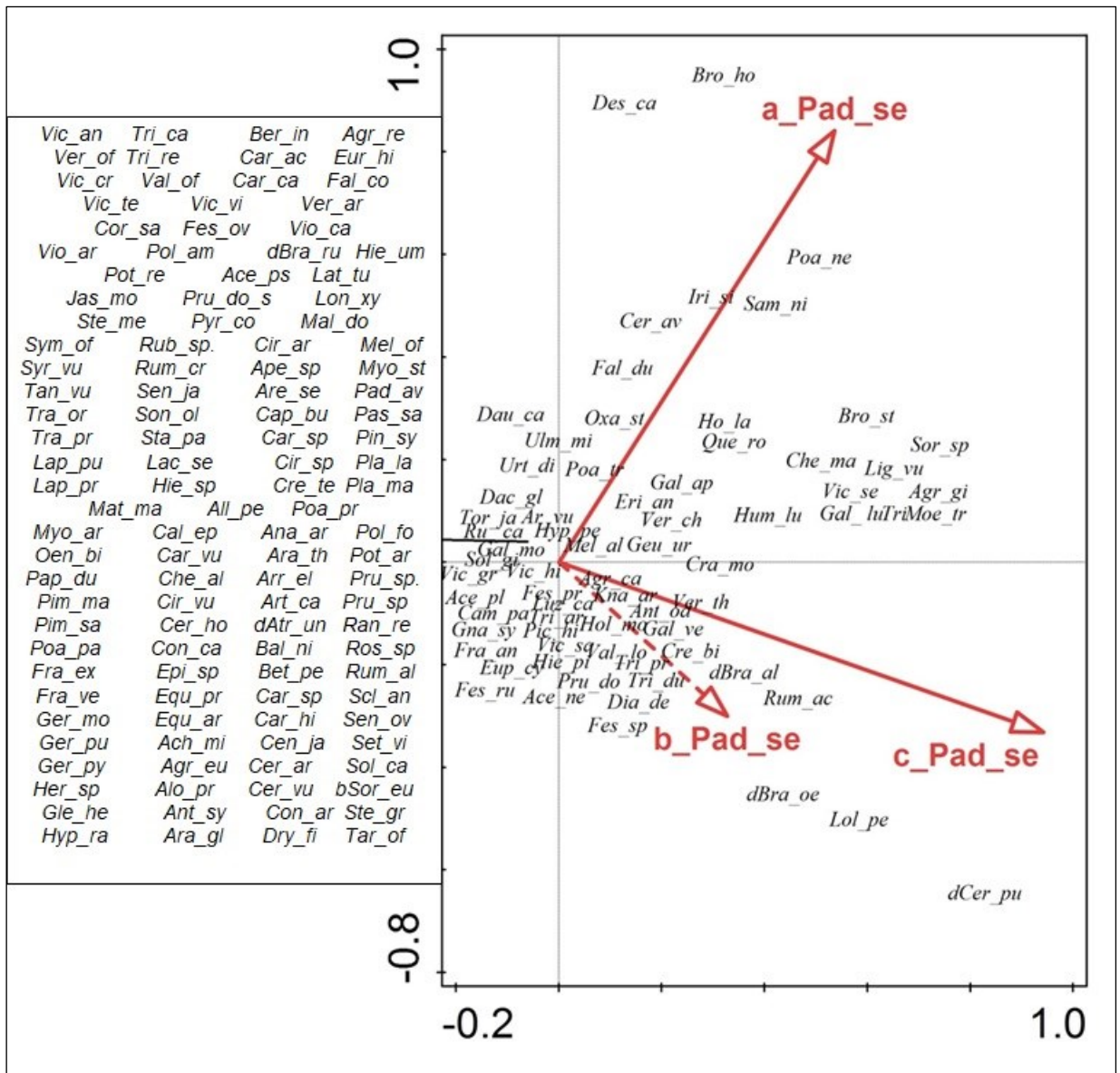
Zmienna	Wpływ pojedynczych zmiennych			Wpływ zmiennych działających łącznie		
	Wyjaśniana zmienność (%)	pseudo-F	P	Wyjaśniana zmienność (%)	pseudo-F	P
a_Pru_se	2,6	2,6	0,004	2,4	2,5	0,004
b_Pru_se	1,4	1,4	0,040	1,1	1,1	0,228
c_Pru_se	3,2	3,2	0,004	3,2	3,2	0,004

Diagram ordynacyjny, w układzie dwóch pierwszych osi kanonicznych, przynosi obraz rozmieszczenia powierzchni badawczych i wektorów zmiennych siedliskowych (ryc. 34). Wektor czeremchy amerykańskiej w warstwie drzew jest słabo, dodatnio skorelowany z drugą osią kanoniczną, natomiast wektor *P. serotina* w warstwie zielnej wykazuje nieco silniejszą korelację z osią pierwszą. Powierzchnie badawcze o numerach 1, 3, 41 i 51, położone wzdłuż wektora czeremchy amerykańskiej w warstwie drzew, wyróżniają się zwarcie koron osobników *P. serotina* powyżej 50%. Nieobecność gatunków

zlokalizowanych w sąsiedztwie końców wektorów zmiennych siedliskowych wskazuje na brak dodatnich powiązań z tymi zmiennymi (ryc. 35). Zwracają uwagę występujące licznie gatunki, w przeciwnym położeniu, na przedłużeniu początków wektorów analizowanych zmiennych siedliskowych. Ich lokalizacja świadczy o ujemnym związku z powierzchnią pokrycia przez *P. serotina* w warstwie drzew i warstwie zielnej.



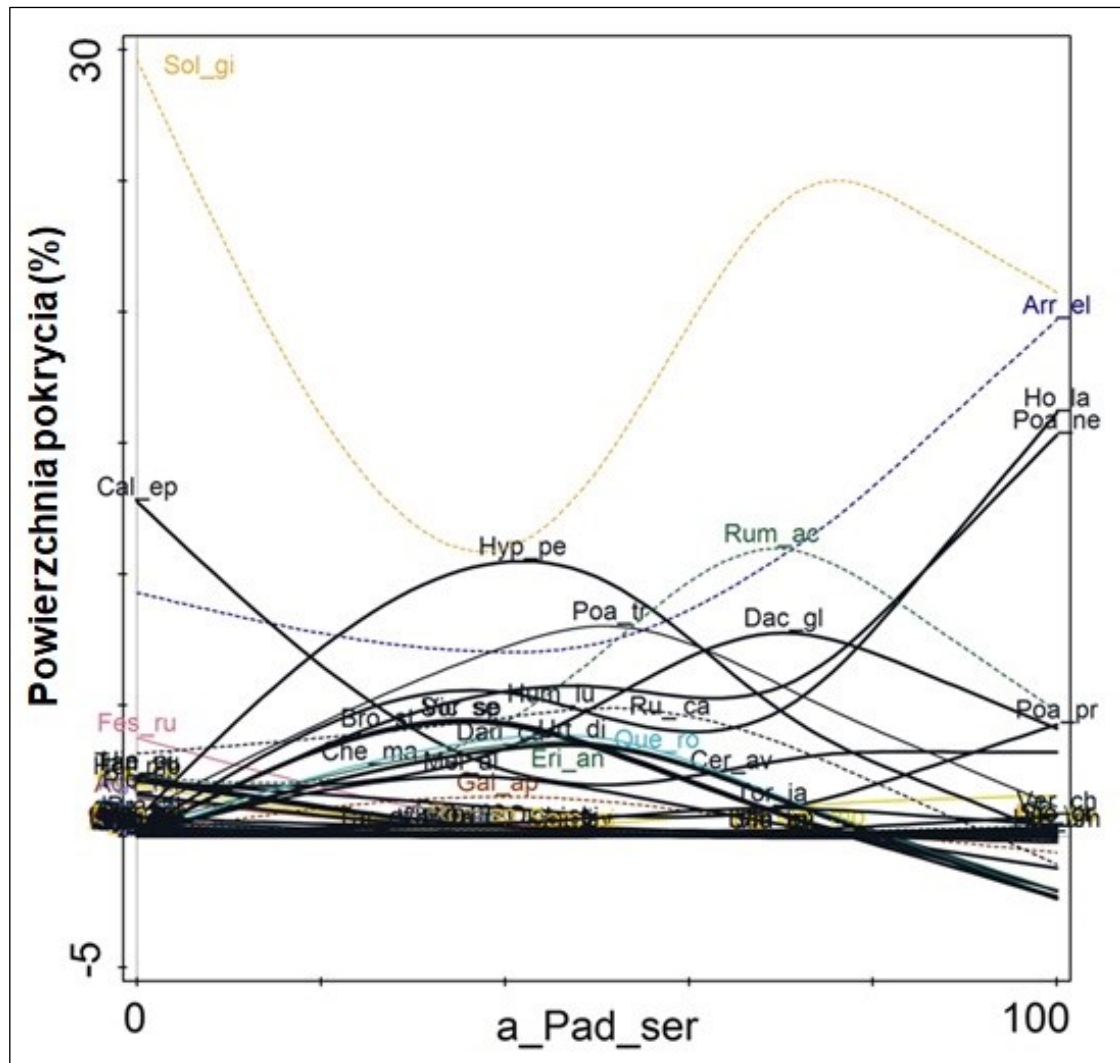
Ryc. 34. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla powierzchni badawczych i zmiennych siedliskowych przedstawionych w postaci wektorów. Numery powierzchni zgodne z opisem w rozdz. 4.1. Oznaczenia zmiennych siedliskowych: a_Pad_se – *P. serotina* w warstwie drzew, b_Pad_se – *P. serotina* w warstwie krzewów, c_Pad_se – *P. serotina* w warstwie zielnej.



Ryc. 35. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla gatunków odnotowanych na powierzchniach badawczych w warstwie zielnej oraz mszystej potraktowanej zbiorczo i zmiennych siedliskowych przedstawionych w postaci wektorów. Skrótów nazw gatunkowych zamieszczono w załączniku 2. Oznaczenia zmiennych siedliskowych zgodnie z ryciną 35.

W celu dokładniejszego prześledzenia powiązań między obecnością czeremchy amerykańskiej w warstwie zielnej i warstwie drzew oraz pokryciem poszczególnych gatunków w warstwie zielnej i mszystej wykorzystano uogólnione modele addytywne (GAM). Wyraźną reakcją na wzrost powierzchni pokrycia przez *P. serotina* w warstwie drzew wykazuje 7 gatunków (ryc. 36). Krzywa *Calamagrostis epigejos* dostarcza informacji o zmniejszaniu się powierzchni zajmowanej przez ten gatunek od około 13% do zera. W przypadku przedstawicieli traw, *Arrhenatherum elatius*, *Holcus lanatus* i *Poa nemoralis*, obserwuje się około 10% wzrost powierzchni pokrycia przez każdy z gatunków w odpowiedzi

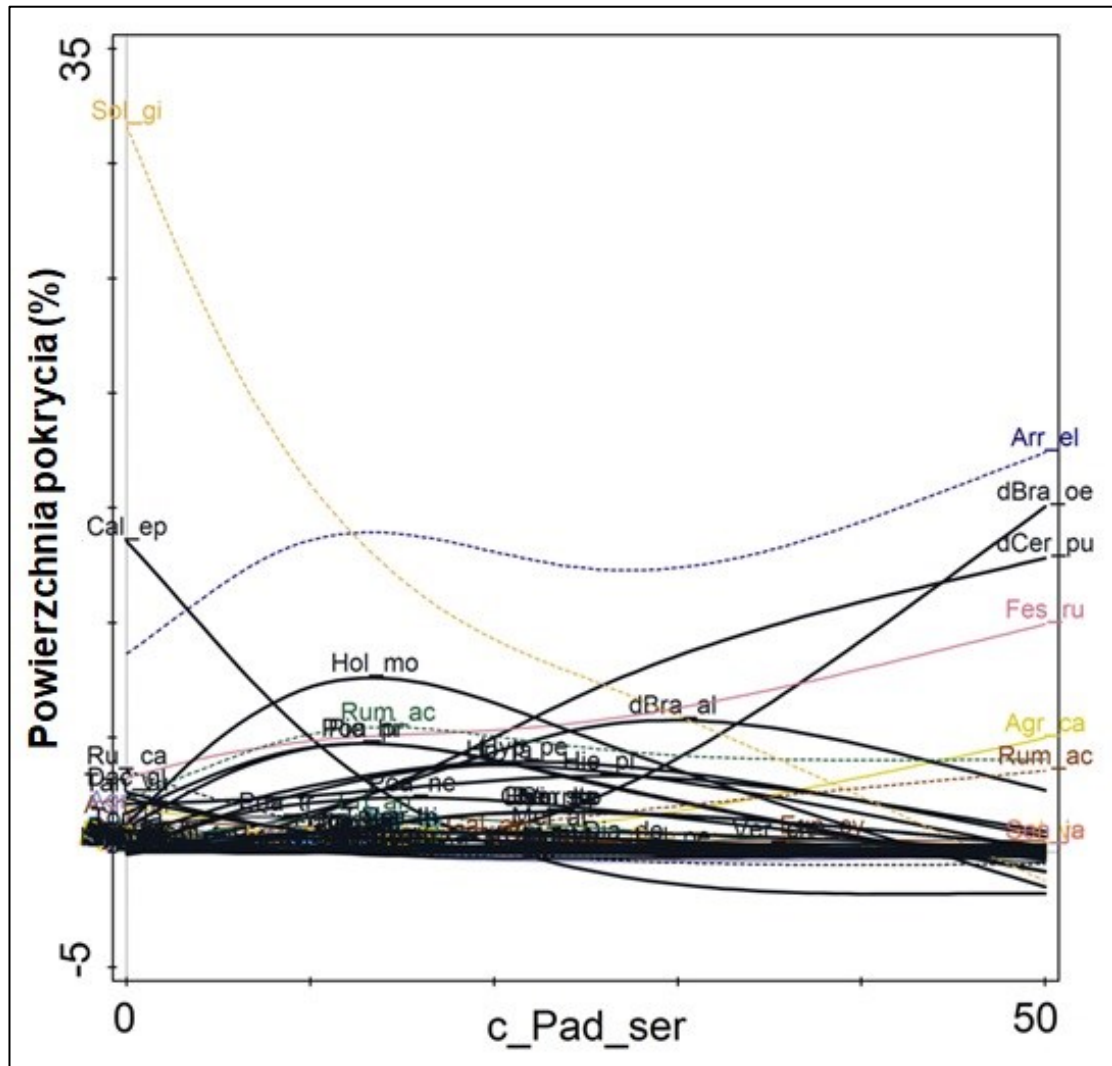
na zwarciu koron drzew *P. serotina* w przedziale 60-100%. Krzywe powierzchni pokrycia przez *Hypericum perforatum* i *Rumex acetosa* po początkowym wzroście do około 10% wykazują tendencję spadkową. Największą dynamiką cechuje się krzywa *Solidago gigantea*, która obrazuje zarówno zmniejszenie powierzchni pokrycia o około 20% (przy wzroście powierzchni pokrycia *P. serotina* w warstwie drzew do 40%), jak i jego wzrost o około 15% (zwarciu koron drzew *P. serotina* w przedziale 40-80%).



Ryc. 36. Modele GAM obrazujące addytywny wpływ pokrycia *Padus serotina* w warstwie drzew (a_Pad_ser) na reakcje poszczególnych gatunków warstwy zielnej i mszystej, wyrażone przez powierzchnię pokrycia. Skróty nazw gatunkowych roślin podano w załączniku 2.

Na podstawie uogólnionych modeli addytywnych wykazano znaczący wpływ powierzchni pokrycia przez czeremchę amerykańską w warstwie zielnej na 4 gatunki (ryc. 37). Najsilniejszą reakcję stwierdzono w przypadku *S. gigantea*. Powierzchnia pokrycia przez ten gatunek maleje od około 22% do zera, wraz ze wzrostem zwarcia zielnej warstwy

P. serotina. Całkowity spadek powierzchni pokrycia (od około 14%) obrazuje również krzywa *C. epigejos*. Natomiast wśród przedstawicieli mszaków, *Brachythecium oedipodium* i *Ceratodon purpureus*, obserwuje się stopniowy wzrost powierzchni pokrycia w przedziale od 0 do około 15%.



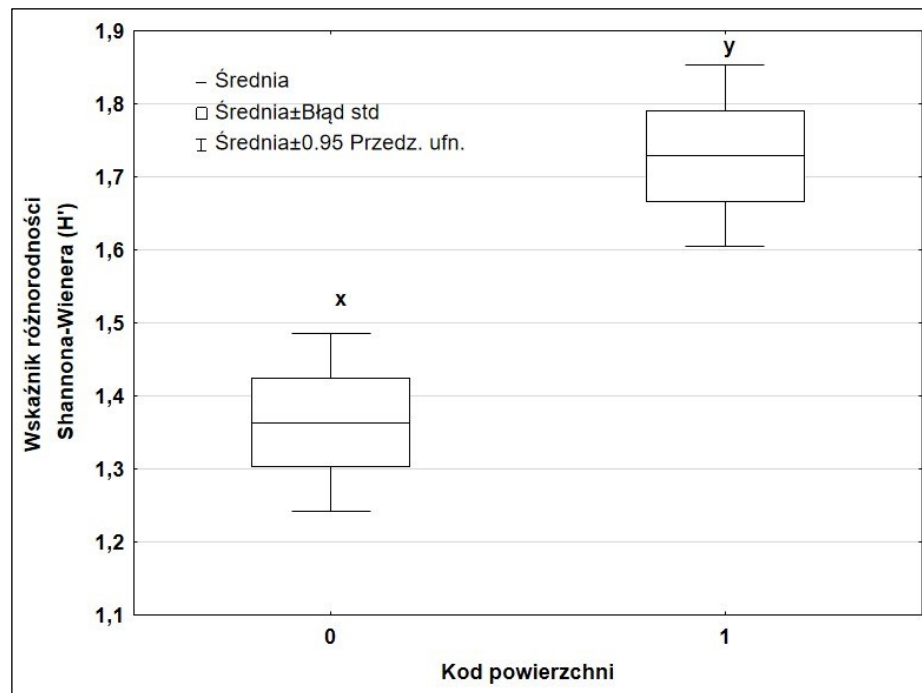
Ryc. 37. Modele GAM obrazujące addytywny wpływ pokrycia *Padus serotina* w warstwie zielnej (c_Pad_ser) na reakcje poszczególnych gatunków warstwy zielnej i mszystej, wyrażone przez powierzchnię pokrycia. Skróty nazw gatunkowych roślin podano w załączniku 2.

Dodatkowych informacji o wpływie obecności czeremchy amerykańskiej na kompozycję gatunkową pól odłogowanych dostarcza całościowe zestawienie stałości i ilościowości gatunków stwierdzonych na dwóch rodzajach powierzchni badawczych (zał. 1). Wyraźnie zaznacza się występowanie wyłącznie na powierzchniach z *P. serotina* warstwy mszystej z *Atrichum undulatum*, *Brachythecium albicans*,

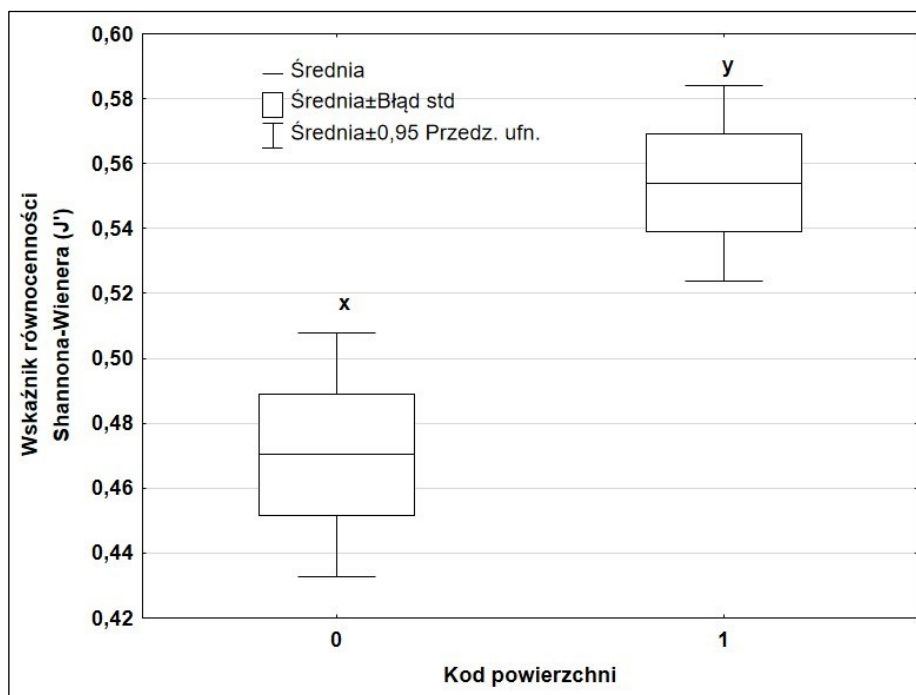
Brachythecium oedipodium, *Brachythecium rutabulum*, *Ceratodon purpureus*, *Eurhynchium hians*, czy *Polytrichastrum formosum*. Wykazane w modelach GAM gatunki *B. oedipodium* i *C. purpureus* cechują się niewielką stałością na powierzchniach badawczych (I) przy stosunkowo dużej powierzchni pokrycia, odpowiednio 2 i 2-3. Podobnie w przypadku leśnej trawy *P. nemoralis*, obecnej tylko na powierzchniach z *P. serotina*, ilościowość wynosi 2, przy stałości I. Ponadto zwraca uwagę obecność *Cornus sanguinea*, *Prunus domestica*, *Rosa* sp. w warstwie krzewów jedynie w sąsiedztwie czeremchy amerykańskiej.

5.4. Badania wpływu *Padus serotina* na różnorodność gatunkową odlogów

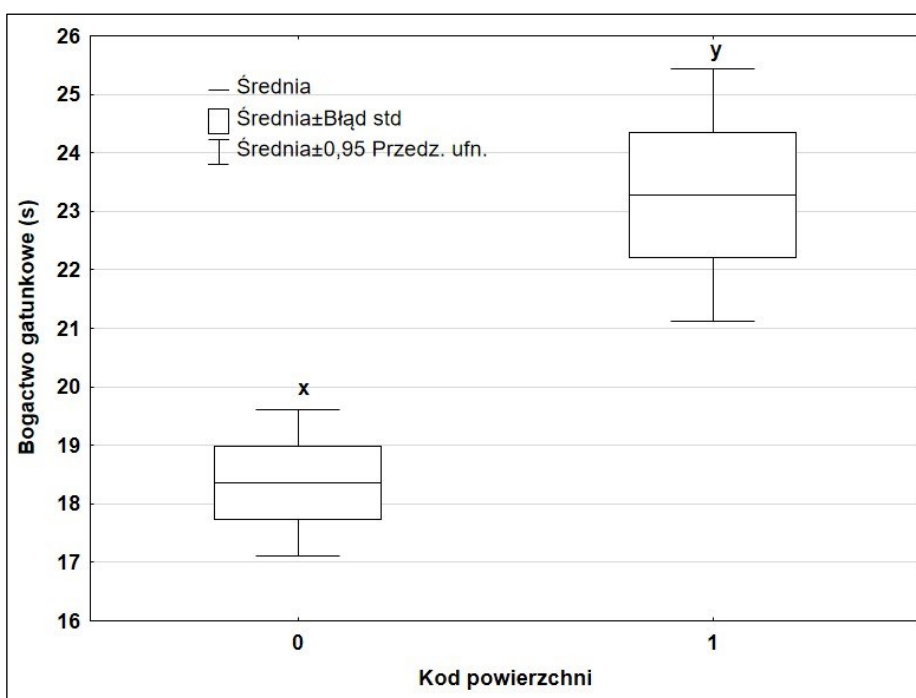
Analizując wartości wskaźników różnorodności dla powierzchni badawczych zasiedlonych przez czeremchę amerykańską oraz wolnych od tego gatunku stwierdzono istotne różnice. Na powierzchniach zasiedlonych przez *P. serotina* odnotowano wyższe wartości wskaźnika różnorodności (H') ($t = 4,215$; $p \leq 0,0001$) równocześnie (J') Shannona-Wienera ($t=3,496$; $p=0,001$) oraz bogactwa gatunkowego (s) ($t = 3,956$; $p \leq 0,0001$) (ryc. 38-ryc. 40).



Ryc. 38. Wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera (H') dla powierzchni badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych przez *Padus serotina* (1). Literami x, y oznaczono istotne różnice w wartościach średnich, uzyskane w teście t-Studenta; $n = 50$.



Ryc. 39. Wartości wskaźnika równocенności Shannona-Wienera (H') dla powierzchni badawczych niezasiędlonych (0) i zasiędlonych przez *P. serotina* (1). Literami x, y oznaczono istotne różnice w wartościach średnich, uzyskane w teście t-Studenta; $n = 50$.



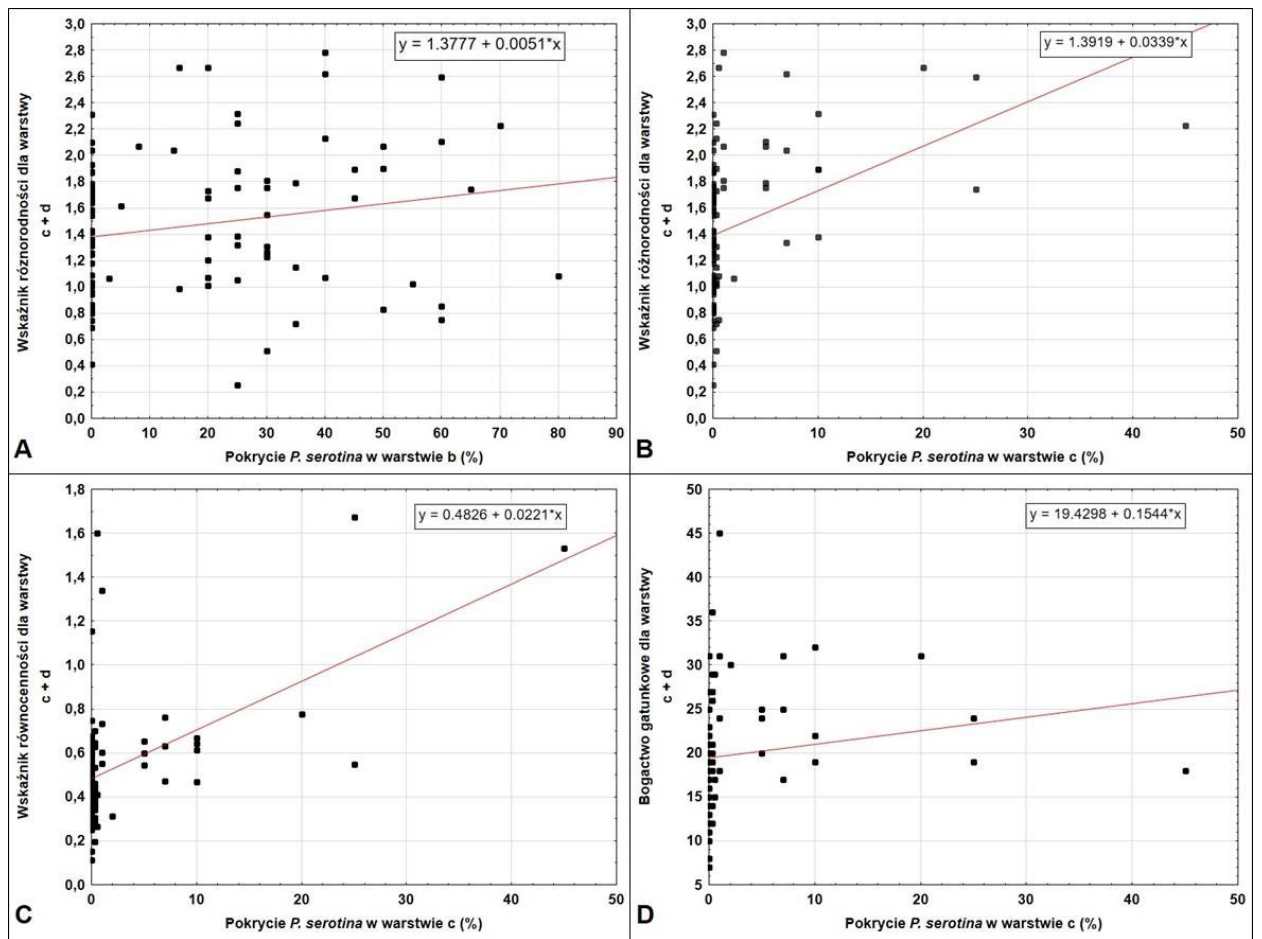
Ryc. 40. Wskaźnik bogactwa gatunkowego (S) dla powierzchni badawczych niezasiędlonych (0) i zasiędlonych przez *P. serotina* (1). Literami x, y oznaczono istotne różnice w wartościach średnich, uzyskane w teście t-Studenta; $n = 50$.

Więcej informacji o związku między *P. serotina*, z uwzględnieniem jej udziału w poszczególnych warstwach roślinności, a parametrami opisującymi różnorodność warstwy zielnej i mszystej potraktowanych zbiorczo, dostarczają analizy korelacji (tab. 7) i wykresy wykonane dla korelacji istotnych statystycznie (ryc. 41).

Tab. 7. Korelacje między pokryciem czeremchy amerykańskiej w warstwie drzew, krzewów i zielnej a wskaźnikami różnorodności (H'), równocенności (J') Shannona-Wienera oraz bogactwa gatunkowego (s) obliczonymi dla warstwy zielnej (c) i mszystej (d) potraktowanej zbiorczo. R – współczynnik korelacji Pearsona. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 100$.

	R	t (N-2)	p
<i>Padus serotina</i> w warstwie drzew			
H' (c + d)	0,192	1,940	0,055
J' (c + d)	0,193	1,950	0,054
s (c + d)	0,107	1,068	0,288
<i>Padus serotina</i> w warstwie krzewów			
H' (c + d)	0,211	2,140	0,035
J' (c + d)	0,190	1,918	0,058
s (c + d)	0,192	1,941	0,055
<i>Padus serotina</i> w warstwie zielnej			
H' (c + d)	0,418	4,549	$\leq 0,001$
J' (c + d)	0,332	3,480	0,001
s (c + d)	0,423	4,618	$\leq 0,001$

Na ich podstawie stwierdzono istnienie słabej zależności pomiędzy występowaniem krzewów *P. serotina* a wartością wskaźnika różnorodności (H') dla roślin zielnych i mszaków. Silniejsze oddziaływanie związane było z obecnością czeremchy amerykańskiej w warstwie zielnej a wartością każdego z analizowanych wskaźników różnorodności gatunkowej (H' , J' , s).



Ryc. 41. Wpływ pokrycia *Padus serotina* [%] w warstwie krzewów (b) na wartość wskaźnika różnorodności (wykres A) oraz w warstwie zielnej (c) na wartości wskaźników różnorodności (B) równocенności (C) Shannona-Wienera oraz bogactwa gatunkowego (D) obliczonych zbiorczo dla roślinności warstwy zielnej i mszystej (c + d).

5.5. Właściwości siedlisk odłogowanych pól

Wybrane właściwości fizyko-chemiczne gleby, dla wyznaczonych powierzchni badawczych, określono w oparciu o bezpośrednią analizę połowej pojemności wodnej (PPW), odczynu (pH w H₂O), oraz zawartości węgla organicznego, azotu ogólnego, przyswajalnych form fosforu i potasu (tab. 8).

Najwyższą średnią połową pojemność wodną na głębokości do 20 cm stwierdzono dla gleby pobranej z obiektu nr 9 – Żerniki Wrocławskie, natomiast najniższą dla gleby pobranej z obiektu nr 6 – Jelcz-Laskowice (zarówno dla powierzchni zasiedlonych oraz niezasiedlonych przez czeremchę amerykańską). Na obiektach nr 1, 6, 7, 8, 9 i 10 gleba z powierzchni zasiedlonych przez *P. serotina* wykazała wyższą średnią połową pojemność wodną na poziomie 0-20 cm w porównaniu do powierzchni wolnych od tego gatunku.

Najwyższą średnią wartością PPW na głębokości 20-40 cm stwierdzono, dla obydwu typów powierzchni badawczych, również na obiekcie 9. Najniższą PPW gleby dla poziomu 20-40 cm wśród powierzchni z *P. serotina* oznaczono na obiekcie nr 2 – Brodzka, natomiast wśród powierzchni bez *P. serotina* – na obiekcie nr 6 – Jelcz-Laskowice. Wyższą średnią PPW omawianego poziomu gleby dla powierzchni zasiedlonych przez czeremchę amerykańską w porównaniu do powierzchni wolnych od tego gatunku stwierdzono na sześciu obiektach (obiekt nr 3 oraz obiekty nr 6-10).

Na analizowanych powierzchniach badawczych występują gleby silnie kwaśne, kwaśne lub słabo kwaśne. Najwyższą średnią wartość pH gleby w H₂O, wśród powierzchni zasiedlonych przez czeremchę stwierdzono na obiekcie nr 9 – Żerniki Wrocławskie, natomiast najniższą na obiekcie nr 2 – Brodzka. Spośród powierzchni badawczych wolnych od *P. serotina* najwyższą średnią wartość pH w H₂O oznaczono na obiekcie nr 1 – Osobowice, a najniższą na obiekcie nr 2. Na większości badanych obiektów, odczyn gleby oznaczony w wodzie destylowanej był niższy w miejscach z *P. serotina*. Jedynie na obiekcie nr 2 – Brodzka oraz nr 4 – Irysowa, średnia wartość pH oznaczona w wodzie destylowanej była wyższa na powierzchniach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską w porównaniu do powierzchni wolnych od tego gatunku.

Wśród powierzchni badawczych zasiedlonych przez *P. serotina* najwyższą średnią całkowitą zawartością węgla organicznego w glebie wyróżnił się obiekt nr 3 – Piotrowska, natomiast najniższą obiekt nr 10 – Wilkszyńska. Spośród powierzchni badawczych wolnych od tego gatunku najwyższą średnią wartość tego parametru stwierdzono w glebie pobranej z obiektu nr 9 – Żerniki Wrocławskie, natomiast najniższą na obiekcie nr 10. Średnia całkowita zawartość węgla organicznego w glebie na większości obiektów badawczych (oprócz obiektu nr 9) była wyższa na powierzchniach zasiedlonych przez czeremchę amerykańską w porównaniu do powierzchni, gdzie ten gatunek nie występował.

Gleba pobrana z obiektu nr 2 z powierzchni z *P. serotina*, wyróżniła się najwyższą średnią zawartością azotu ogólnego spośród gleb spod *P. serotina* pobranych z pozostałych obiektów. Najniższą średnią zawartość tego makroelementu w glebach zajętych przez czeremchę stwierdzono natomiast w obrębie obiektu nr 5 – Ratowice. Wśród powierzchni bez czeremchy najwyższą średnią zawartość azotu ogólnego oznaczono w glebie z obiektu nr 9, natomiast najniższą w glebie z obiektu nr 5. W przypadku większości obiektów (obiekty nr 1, 2, 4, 6, 7, 8, 10), powierzchnie zasiedlone przez *P. serotina* miały wyższą średnią zawartość tego makroelementu w glebie w porównaniu do powierzchni bez tego gatunku.

Najwyższą średnią zawartość przyswajalnego fosforu w glebach pobranych z miejsc zasiedlonych przez czeremchę stwierdzono dla obiektu nr 1, natomiast najniższą dla obiektu nr 9. Spośród gleb pobranych z powierzchni bez tego gatunku, gleba z obiektu nr 6 miała najwyższą zawartość przyswajalnego P, natomiast najniższą gleba pobrana z obiektu nr 9. Na wszystkich obiektach badawczych, wyższą koncentrację tego pierwiastka w glebie stwierdzono w miejscach zasiedlonych przez *P. serotina* w porównaniu do gleby z miejsc, gdzie ten gatunek nie występował.

Obiekt nr 9 wyróżnił się najwyższą, natomiast obiekt nr 4 najniższą, zawartością przyswajalnego potasu w glebie (zarówno na powierzchniach zasiedlonych jak i niezasiedlonych przez *P. serotina*). Na większości z badanych obiektów (oprócz obiektów nr 1 i 3) koncentracja tego pierwiastka była wyższa w glebach pobranych spod czeremchy amerykańskiej w porównaniu do gleb pobranych z powierzchni pozbawionych tego gatunku.

Tab. 8. Zestawienie wybranych parametrów glebowych, określonych w sposób bezpośredni, na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych (1) przez *Padus serotina* na poszczególnych obiektach. Oznaczenia zmiennych siedliskowych: PPW (20 cm) – połowa pojemność wodna określona dla poziomu warstwy ornej o głębokości 0-20 cm, PPW (40 cm) – połowa pojemność wodna określona dla głębokości 20-40 cm, pH (H₂O) – pH oznaczone w wodzie destylowanej, C – całkowita zawartość węgla organicznego, N – całkowita zawartość azotu, P – koncentracja przyswajalnych form fosforu, K – koncentracja przyswajalnych form potasu. Podano wartości średnie ± SE, n = 5.

Zmienna siedliskowa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10	
	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
PPW (0-20 cm) (%)	14,66 ±0,05	18,07 ±0,4	15,54 ±1,57	14,85 ±0,9	14,69 ±0,15	14,53 ±0,24	21,89 ±0,64	20,02 ±0,02	24,39 ±0,23	20,74 ±0,73	13,2 ±0,01	13,73 ±0,69	18,82 ±1,03	24,24 ±1,55	22,41 ±0,85	23,67 ±0,91	28,52 ±0,54	29,98 ±0,24	15,42 ±0,52	16,3 ±0,1
PPW (20-40 cm) (%)	14,33 ±0,27	13,26 ±0,66	12,42 ±0,34	10,93 ±0,52	12,16 ±0,67	14,33 ±0,33	19,67 ±0,61	16,88 ±0,13	14,44 ±0,54	13,92 ±0,23	11,49 ±0,15	12,24 ±0,31	14,36 ±0,23	15,54 ±0,63	17,24 ±0,02	18,9 ±0,27	26,39 ±0,53	26,84 ±0,05	12,27 ±0,29	12,88 ±0,42
pH (H ₂ O)	6,4 ±0,2	4,9 ±0,15	4,5 ±0,11	4,6 ±0,07	5,4 ±0,26	5 ±0,23	5,9 ±0,06	6 ±0,18	5,4 ±0,14	5,4 ±0,08	5,8 ±0,17	5,6 ±0,31	5,1 ±0,22	5,1 ±0,25	5,3 ±0,07	5,2 ±0,14	6,2 ±0,12	6,1 ±0,06	4,8 ±0,07	4,7 ±0,15
C (%)	1,18 ±0,09	1,22 ±0,06	1,21 ±0,09	1,38 ±0,11	1,5 ±0,12	1,78 ±0,17	1,36 ±0,07	1,47 ±0,11	0,84 ±0,06	1,01 ±0,04	0,88 ±0,07	1,10 ±0,05	0,78 ±0,02	0,89 ±0,04	0,99 ±0,03	1,13 ±0,08	1,66 ±0,05	1,62 ±0,09	0,67 ±0,05	0,77 ±0,04
N (g kg ⁻¹ gleby)	0,806 ±0,052	1,127 ±0,168	0,982 ±0,056	2,088 ±0,609	1,465 ±0,110	1,453 ±0,175	1,203 ±0,059	1,391 ±0,058	0,736 ±0,046	0,700 ±0,027	0,765 ±0,040	1,156 ±0,031	0,783 ±0,048	0,860 ±0,086	1,160 ±0,038	1,329 ±0,050	1,874 ±0,126	1,853 ±0,095	1,067 ±0,113	1,366 ±0,050
P (mg kg ⁻¹ gleby)	67,41 ±4,24	115,27 ±4,80	67,69 ±2,15	98,48 ±6,65	66,68 ±8,01	73,58 ±8,88	50,71 ±2,83	60,11 ±4,21	63,56 ±4,29	69,54 ±5,97	77,96 ±2,45	111,30 ±5,99	72,16 ±3,88	108,10 ±3,03	40,10 ±4,30	63,13 ±9,03	33,49 ±3,12	57,63 ±4,50	52,68 ±3,92	75,43 ±3,17
K (mg kg ⁻¹ gleby)	175,74 ±15,0	128,32 ±8,41	92,73 ±9,14	115,34 ±10,85	114,09 ±22,13	104,53 ±9,81	70,02 ±3,26	96,46 ±15,35	147,18 ±9,84	176,02 ±13,32	145,99 ±14,72	201,61 ±14,39	84,29 ±10,17	162,62 ±17,92	104,40 ±5,9	167,75 ±19,93	177,93 ±10,56	280,50 ±11,61	118,60 ±3,84	155,95 ±15,34

5.6. Badania wpływu *Padus serotina* na właściwości fizyko-chemiczne gleby

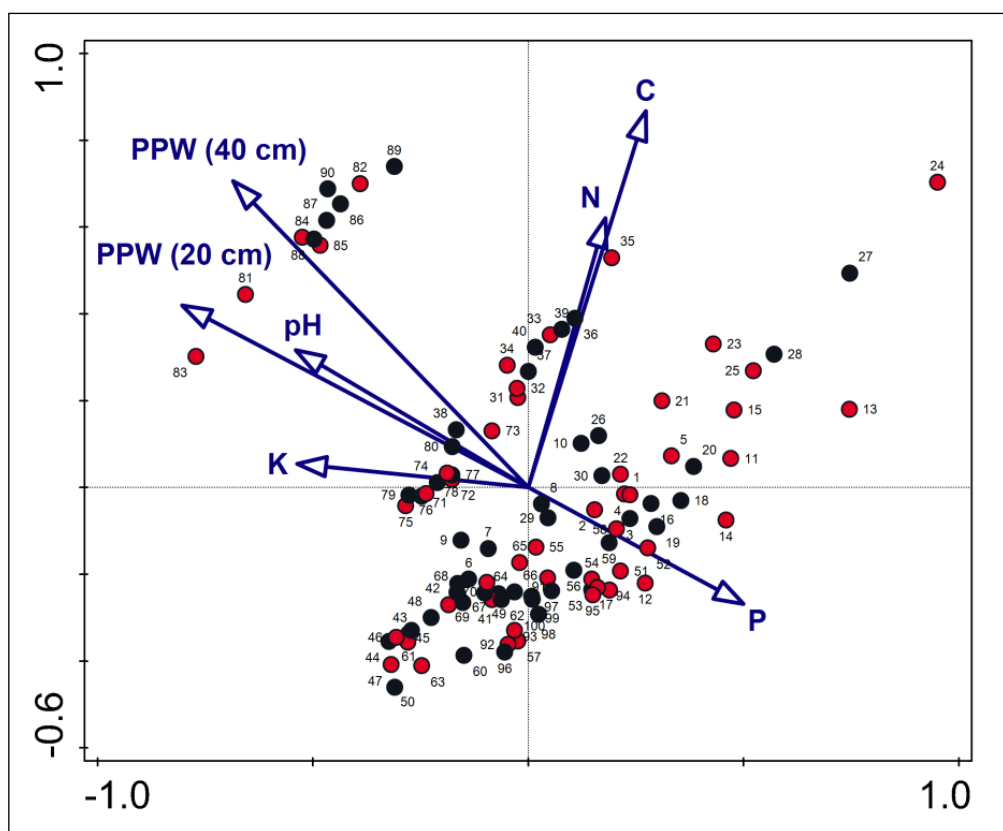
Rozmieszczenie gatunków w fitocenozie jest ściśle powiązane z warunkami siedliskowymi i to pozwala na uporządkowanie składu florystycznego zbiorowisk roślinnych wzdłuż głównych gradientów siedliskowych. W celu wyselekcjonowania ogólnych zależności pomiędzy występowaniem gatunków na powierzchniach badawczych a zmiennymi siedliskowymi w postaci parametrów glebowych, zmierzonych w sposób bezpośredni, zastosowano kanoniczną analizę zgodności (CCA). Powodem wyboru tej metody były wyniki analizy DCA (por. rozdz. 4.8.). Uzyskana w wyniku analizy CCA wartość własna pierwszej osi kanonicznej (0,446) wskazuje na jej decydujący wpływ w różnicowaniu zbioru danych. Oś ta tłumaczy 4,7% zmienności składu gatunkowego oraz 30,2% zmienności relacji między gatunkami a analizowanymi parametrami glebowymi.

Wyniki krokowej selekcji zmiennych wraz z obliczonym testem permutacyjnym Monte Carlo wykazały istotne, niezależne działanie wszystkich 7 analizowanych czynników siedliskowych (tab. 9). W przypadku rozpatrywania interakcji między czynnikami działającymi łącznie, stwierdzono najsilniejszy związek między kompozycją gatunkową a połową pojemnością wodną wyrażoną dla warstwy 0-20 cm. Kolejne istotne zależności, uporządkowane malejąco według wielkości wyjaśnianej zmienności (λ A), dotyczą roślinności oraz zawartości węgla organicznego, pH gleby, koncentracji potasu i fosforu oraz połowej pojemności wodnej określonej dla warstwy 20-40 cm.

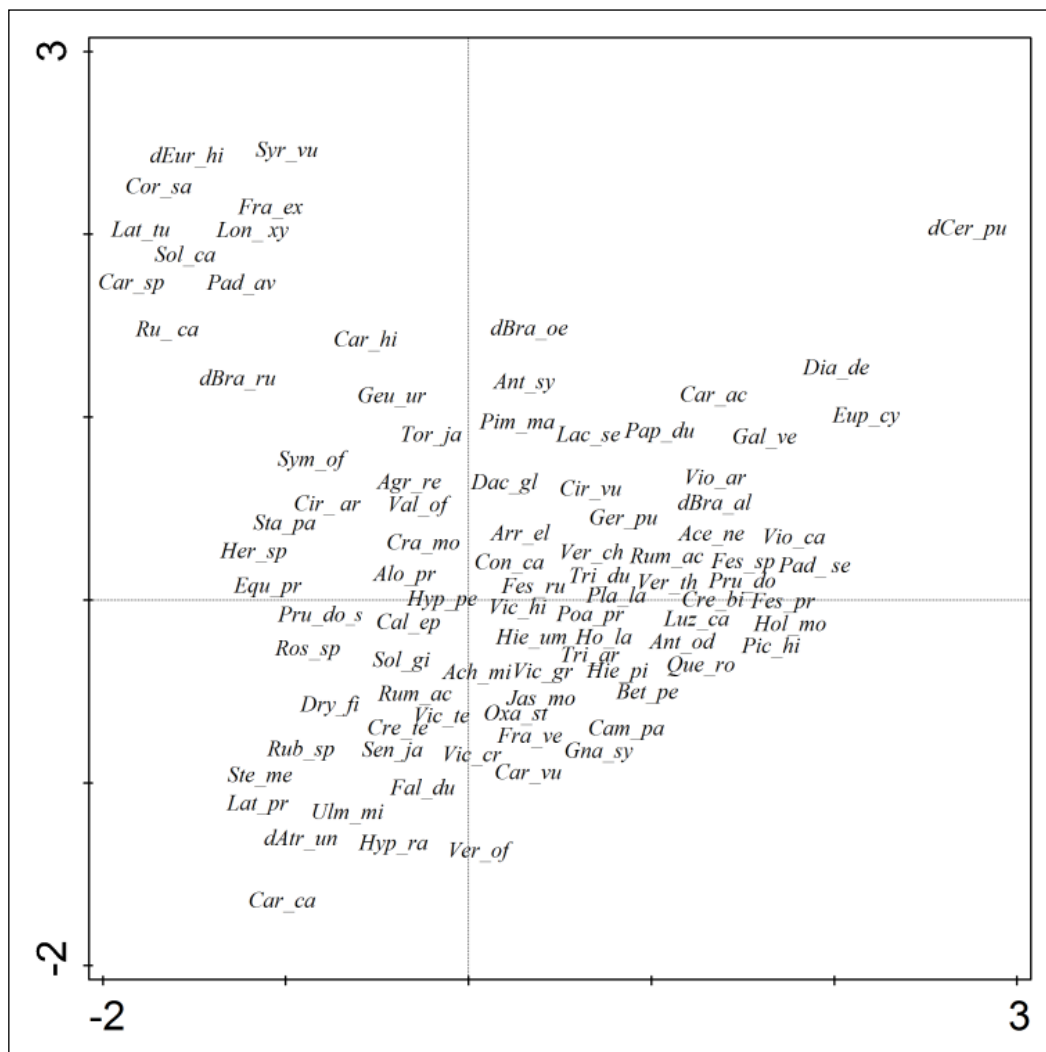
Tab. 9. Wyniki krokowej selekcji zmiennych w toku kanonicznej analizy zgodności (CCA; parametry glebowe jako zmienne siedliskowe) opartej na wpływie pojedynczych zmiennych (efekty marginalne) i wpływie zmiennych działających łącznie (efekty warunkowe).

Zmienna	Wpływ pojedynczych zmiennych			Wpływ zmiennych działających łącznie		
	Wyjaśniana zmienność (%)	pseudo-F	P	Wyjaśniana zmienność (%)	pseudo-F	P
PPW (0-20 cm)	3,9	4	0,002	3,9	4	0,002
PPW (20-40 cm)	3,8	3,9	0,002	1,2	1,4	0,074
pH (H ₂ O)	3	3	0,002	2,5	2,6	0,002
C	2,9	2,9	0,002	3,1	3,2	0,002
P	2,6	2,6	0,002	1,6	1,8	0,006
N	2,4	2,4	0,020	1,5	1,6	0,124
K	2,3	2,3	0,002	1,8	1,9	0,002

Na diagramie uzyskanym w wyniku analizy CCA powierzchnie badawcze, w układzie dwóch pierwszych osi kanonicznych, słabo separują się w przestrzeni ordynacyjnej (ryc. 42). Układ wektorów wskazuje, że połowa pojemność wodna (PPW) określona dla głębokości 0-20 cm i 20-40 cm, odczyn gleby oraz koncentracja potasu w glebie są ujemnie skorelowane z pierwszą osią kanoniczną, przy czym zależność ta jest najsilniejsza dla ostatniej wymienionej zmiennej. Przeciwnie względem wektora pH gleby skierowany jest wektor zawartości fosforu. W pobliżu wierzchołka wektora PPW dla głębokości do 20 cm zlokalizowane są gatunki preferujące gleby świeże lub wilgotne, m.in. *Rubus caesius*, natomiast maksimum wierzchołka wektora PPW dla zakresu głębokości gleby od 20 do 40 cm towarzyszy *Fraxinus excelsior* wymagający żyznych i wilgotnych gleb (ryc. 43). Zawartość węgla organicznego, podobnie jak całkowita zawartość azotu, jest silnie związana z drugą osią ordynacyjną. Wpływ zasobności w azot na zróżnicowanie powierzchni badawczych oraz gatunków i ich relacji ze środowiskiem jest słabszy w porównaniu do pierwszej zmiennej. Gatunek wskaźnikowy dla siedlisk zasobnych w azot, *Anthriscus sylvestris*, sytuuje się wzdłuż wektora azotu, w strefie jego wyższych wartości.



Ryc. 42. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla powierzchni badawczych i zmiennych siedliskowych przedstawionych w postaci wektorów. Powierzchnie badawcze z *Padus serotina* oznaczone jako punkty czerwone, powierzchnie bez tego gatunku jako punkty czarne. Numery powierzchni zgodne z opisem w rozdz. 4.1. Oznaczenia zmiennych siedliskowych podano w opisie tab. 8.



Ryc. 43. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla gatunków odnotowanych na powierzchniach badawczych w warstwie zielnej i mszystej potraktowanej zbiorczo. Skróty nazw gatunkowych roślin podano w załączniku 2.

W kolejnym kroku analiz postanowiono określić związek między występowaniem czeremchy amerykańskiej, oddzielnie w warstwie drzew, krzewów oraz warstwie zielnej a właściwościami siedlisk. Wyniki przeprowadzonych korelacji zestawiono w tab. 10.

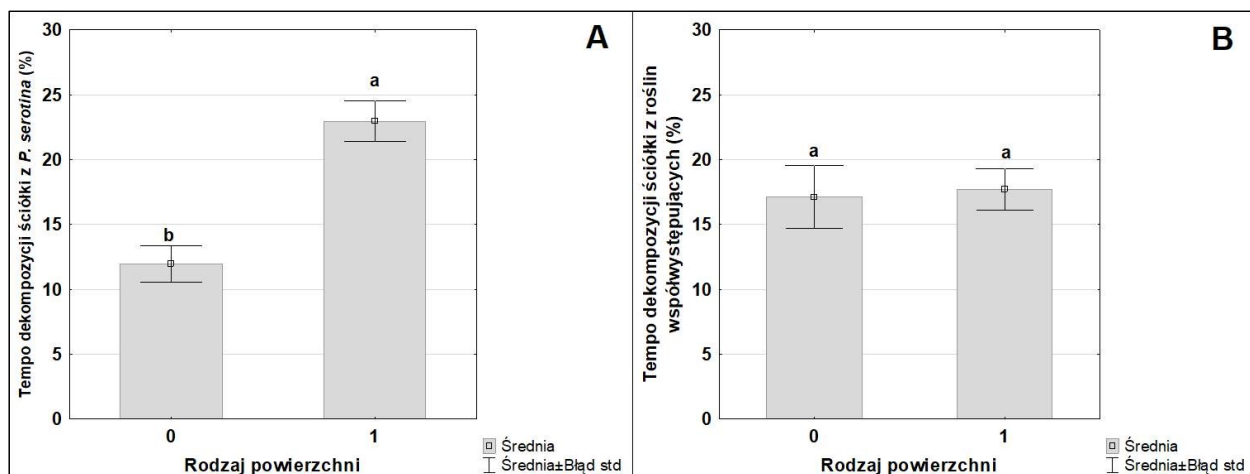
Tab. 10. Korelacje między pokryciem czeremchy amerykańskiej w warstwie drzew, krzewów i zielnej a czynnikami siedliskowymi. Oznaczenia zmiennych siedliskowych podano w opisie tab. 8. R – współczynnik korelacji Pearsona. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 50$.

	R	t (N-2)	p
<i>Padus serotina</i> w warstwie drzew			
PPW (0-20 cm)	-0,046	-0,453	0,652
PPW (20-40 cm)	-0,016	-0,158	0,875
pH	-0,031	-0,311	0,757
C	0,079	0,780	0,437
N	-0,041	-0,409	0,683
P	0,312	3,251	0,002
K	0,048	0,480	0,632
<i>Padus serotina</i> w warstwie krzewów			
PPW (0-20 cm)	-0,014	-0,135	0,893
PPW (20-40 cm)	-0,037	-0,367	0,714
pH	-0,175	-1,762	0,081
C	0,166	1,671	0,098
N	0,266	2,730	0,008
P	0,384	4,112	$\leq 0,001$
K	0,231	2,354	0,021
<i>Padus serotina</i> w warstwie zielnej			
PPW (0-20 cm)	-0,177	-1,776	0,079
PPW (20-40 cm)	-0,215	-2,177	0,032
pH	-0,323	-3,375	0,001
C	0,174	1,753	0,083
N	0,133	1,333	0,186
P	0,504	5,776	$\leq 0,001$
K	0,123	1,230	0,222

Stwierdzono, że obecność *P. serotina* w każdej z warstw roślinności wpływała w sposób istotny na wzrost koncentracji przyswajalnych form fosforu w glebie. Najsilniejsze oddziaływanie tego typu związane było z czeremchą amerykańską w warstwie zielnej. Ponadto, wykazano istnienie słabej korelacji dodatniej pomiędzy powierzchnią pokrycia *P. serotina* w warstwie krzewów a wzrostem zawartości azotu i przyswajalnych form potasu w glebie. Występowanie badanego gatunku w warstwie zielnej przyczyniło się do obniżenia zawartości wody dostępnej dla roślin w poziomie warstwy ornej 20-40 cm oraz do zakwaszenia w analizowanym poziomie gleby 0-20 cm. W obydwu przypadkach były to słabe zależności istotne statystycznie.

5.7. Analizy oddziaływania *Padus serotina* na tempo dekompozycji materii organicznej

Ocenę wpływu *Padus serotina* na tempo dekompozycji czeremchowej ściółki z opadłych liści oraz ściółki ze zmieszanych nadziemnych części wybranych gatunków roślin współwystępujących dokonano stosując metodę woreczków ściółkowych (por. rozdz. 4.6). Wykazano, że na powierzchniach badawczych z czeremchą amerykańską po 11 miesiącach ekspozycji ubyło 23% suchej masy ściółki tego gatunku w porównaniu do 12% ubytku suchej masy analizowanego materiału roślinnego na powierzchniach nie zasiedlonych przez *P. serotina*. Była to zależność istotna statystycznie ($F = 1,19$, $p = 0$) (ryc. 44A). Natomiast tempo rozkładu ściółki z roślin współwystępujących z *P. serotina* było porównywalne (17-18%) po 11 miesiącach od założenia doświadczenia na obydwu rodzajach powierzchni badawczych ($Z = 0,15$, $p = 0,88$) (ryc. 44B).



Ryc. 44. Tempo dekompozycji ściółki z liści *Padus serotina* (A) i roślin współwystępujących (B) na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych przez *P. serotina* (1). Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodne wyznaczone za pomocą testu t-Studenta ($P \leq 0,05$; $n = 32$) (A) i testu U Manna-Whitneya ($p \leq 0,05$; $n = 32$) (B).

Od tempa rozkładu materii organicznej zależy dostępność i obieg składników pokarmowych roślin. W celu oceny oddziaływania tych procesów przeprowadzono analizy korelacji pomiędzy tempem dekompozycji ściółki z liści *Padus serotina* oraz ściółki z roślin współwystępujących a zasobnością gleby w azot, fosfor i potas na wybranych powierzchniach badawczych (tab. 11-12). Na powierzchniach badawczych niezasiedlonych przez czeremchę amerykańską tempo dekompozycji jej liści było ujemnie skorelowane z zawartością przyswajalnych form fosforu i potasu w glebie. Były to zależności istotne statycznie (tab. 11, ryc. 45-46). Tempo dekompozycji ściółki z roślin współwystępujących na powierzchniach

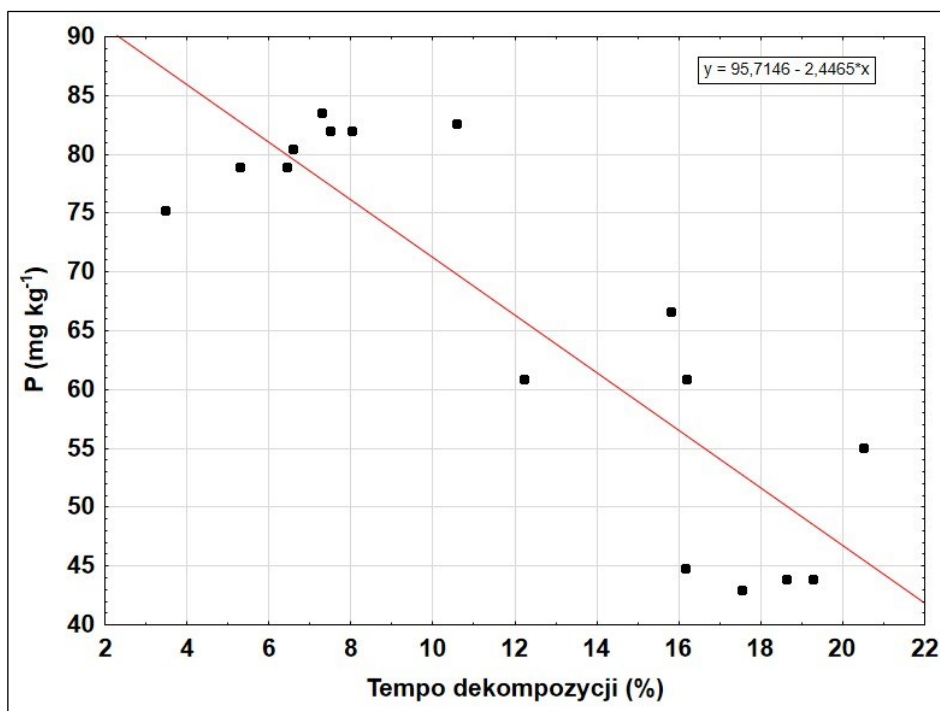
zajętych przez *P. serotina* było istotnie dodatnio skorelowane z zawartością przyswajalnych form fosforu w glebie (tab. 12, ryc. 47).

Tab. 11. Korelacje między tempem dekompozycji ściółki z liści *Padus serotina* a całkowitą zawartością azotu (N), zawartością przyswajalnych form fosforu (P) i potasu (K) w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych i zasiedlonych przez *P. serotina*. R - współczynnik korelacji Pearsona, Rs* – współczynnik korelacji Spearmana. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 16$.

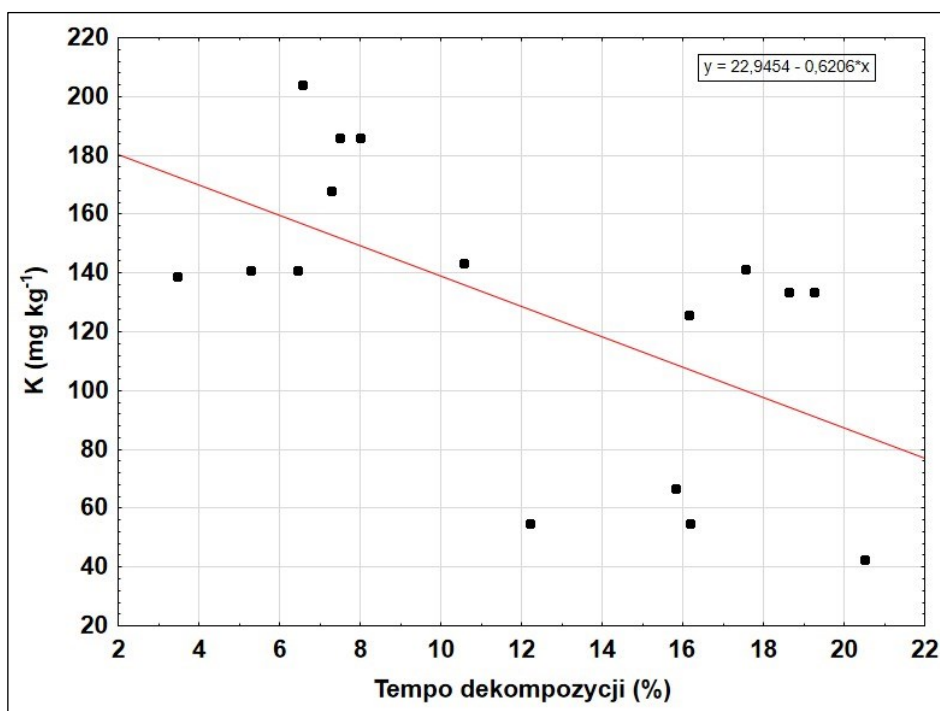
	R/Rs*	t (N-2)	p
Powierzchnie badawcze bez <i>Padus serotina</i>			
N	-0,061*	-0,227	0,823
P	-0,723*	-3,912	0,001
K	-0,593	-2,753	0,016
Powierzchnie badawcze z <i>Padus serotina</i>			
N	0,412*	1,693	0,112
P	0,261	1,001	0,330
K	-0,196*	-0,748	0,466

Tab. 12. Korelacje między tempem dekompozycji ściółki z roślin współwystępujących a całkowitą zawartością azotu (N), zawartością przyswajalnych form fosforu (P) i potasu (K) w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych i zasiedlonych przez *P. serotina*. R - współczynnik korelacji Pearsona, Rs* –współczynnik korelacji Spearmana. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 16$.

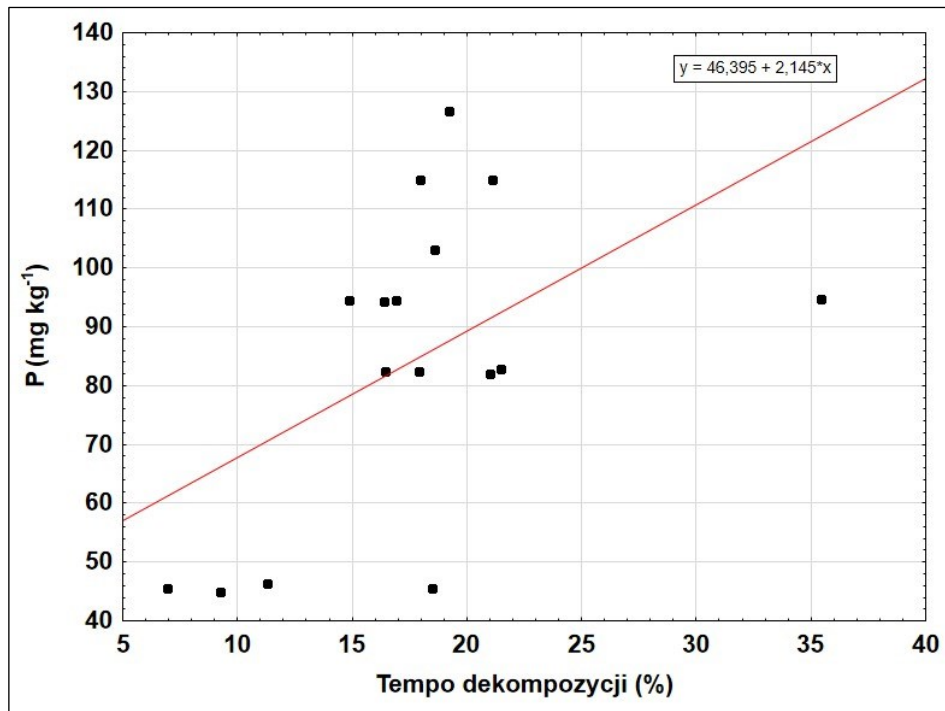
	R/Rs*	t (N-2)	p
Powierzchnie badawcze bez <i>Padus serotina</i>			
N	-0,255*	-0,986	0,341
P	-0,421*	-1,739	0,104
K	-0,166	-0,629	0,540
Powierzchnie badawcze z <i>Padus serotina</i>			
N	0,315*	1,243	0,234
P	0,538*	2,390	0,031
K	0,049*	0,182	0,858



Ryc. 45. Wpływ tempa dekompozycji ściółki z liści *Padus serotina* na zawartość przyswajalnych form fosforu w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych przez *P. serotina*.



Ryc. 46. Wpływ tempa dekompozycji ściółki z liści *Padus serotina* na zawartość przyswajalnych form potasu w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych przez *P. serotina*.



Ryc. 47. Wpływ tempa dekompozycji ściółki z roślin współwystępujących na zawartość przyswajalnych form fosforu w glebie dla powierzchni badawczych zasiedlonych przez *P. serotina*.

5.8. Badania właściwości allelopatycznych czeremchy amerykańskiej

5.8.1. Wpływ roztworów ze świeżych liści *P. serotina* na kiełkowanie i wzrost gatunków roślin testowych

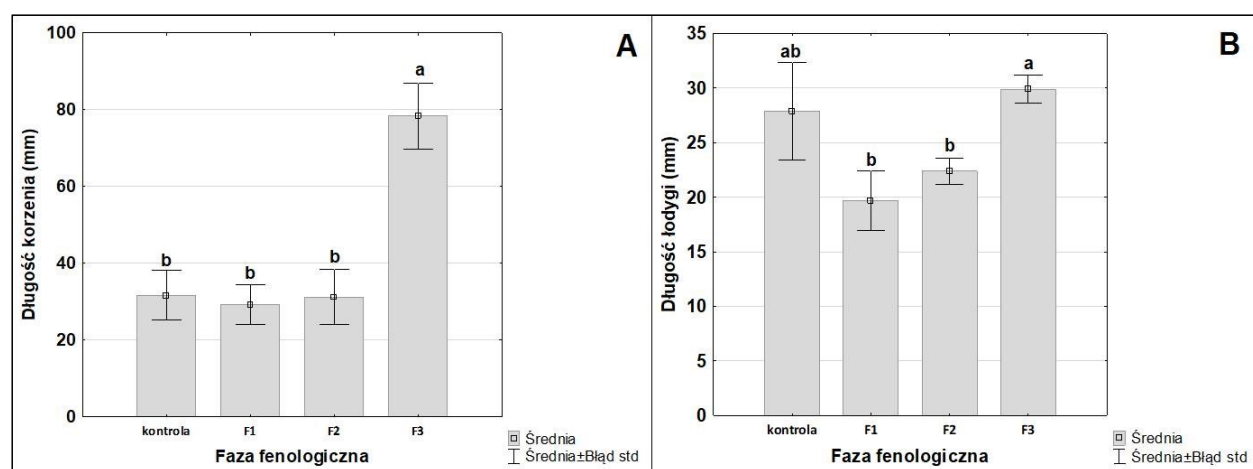
Analizując kiełkowanie nasion gorczycy białej *Sinapis alba*, szczawiu zwyczajnego *Rumex acetosa* oraz szczawiu polnego *Rumex acetosella* poddanych działaniu roztworów wodnych sporządzonych ze świeżych liści *Padus serotina*, zebranych w różnych fazach fenologicznych gatunku inwazyjnego, nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie (tab. 13).

Tab. 13. Zdolność kiełkowania [%] nasion gorczycy białej *S. alba*, szczawiu zwyczajnego *R. acetosa* i szczawiu polnego *R. acetosella* w zależności od zastosowanego roztworu z liści *P. serotina* pobranych w trzech fazach fenologicznych (F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia). Podano wartości średnie \pm SD, n=10. Istotność różnic pomiędzy wartościami dla kontroli i roztworów, oznaczoną literami w kolumnach, szacowano za pomocą testu Kruskala-Wallisa ($p \leq 0,05$).

Wariant testu	Gorzycza biała <i>Sinapis alba</i>	Szczaw zwyczajny <i>Rumex acetosa</i>	Szczaw polny <i>Rumex acetosella</i>
kontrola (0%)	74 \pm 0,83 a	87 \pm 0,37 a	82 \pm 0,29 a
F1	66 \pm 0,72 a	90 \pm 0,21 a	77 \pm 0,45 a
F2	63 \pm 0,89 a	81 \pm 0,35 a	75 \pm 0,50 a
F3	74 \pm 0,27 a	92 \pm 0,39 a	73 \pm 0,70 a

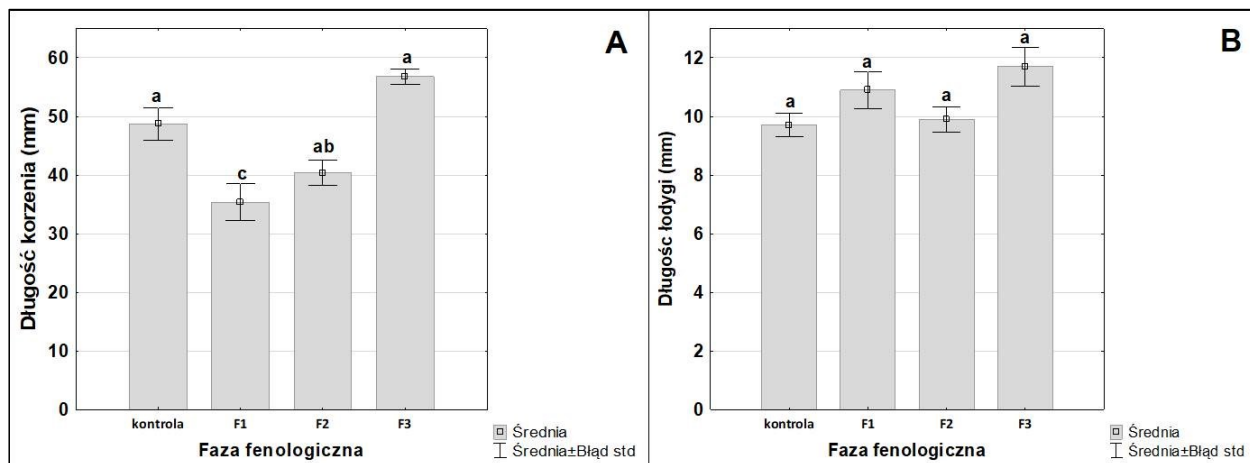
Reakcja wzrostowa siewek, określona w oparciu o długość korzenia i części nadziemnej, różniła się w zależności od gatunku testowanej rośliny oraz terminu poboru liści *P. serotina* do sporządzenia roztworu.

Nie stwierdzono wpływu roztworów z liści *P. serotina*, zebranych na początku listnienia i w fazie kwitnienia, na korzenie siewek *S. alba* w porównaniu do siewek tego gatunku potraktowanych wodą destylowaną (kontrola) (ryc. 48). Roztwór przygotowany z liści czeremchy amerykańskiej w fazie pełni listnienia silnie stymulował początkowy wzrost korzeni gorczycy białej ($F = 0,56$, $p = 0,64$). Dodatkowo oddziaływanie allelopatyczne roztworu z liści *P. serotina* w fazie F3 dotyczyło również części nadziemnych siewek gorczycy białej, które były istotnie wyższe w porównaniu do siewek poddanych działaniu pozostałych roztworów ($H = 13,84$, $p = 0,0031$). Nie odnotowano istotnych różnic pomiędzy wysokością łodyg *S. alba* w wariancie kontrola vs. testowany roztwór z liści.



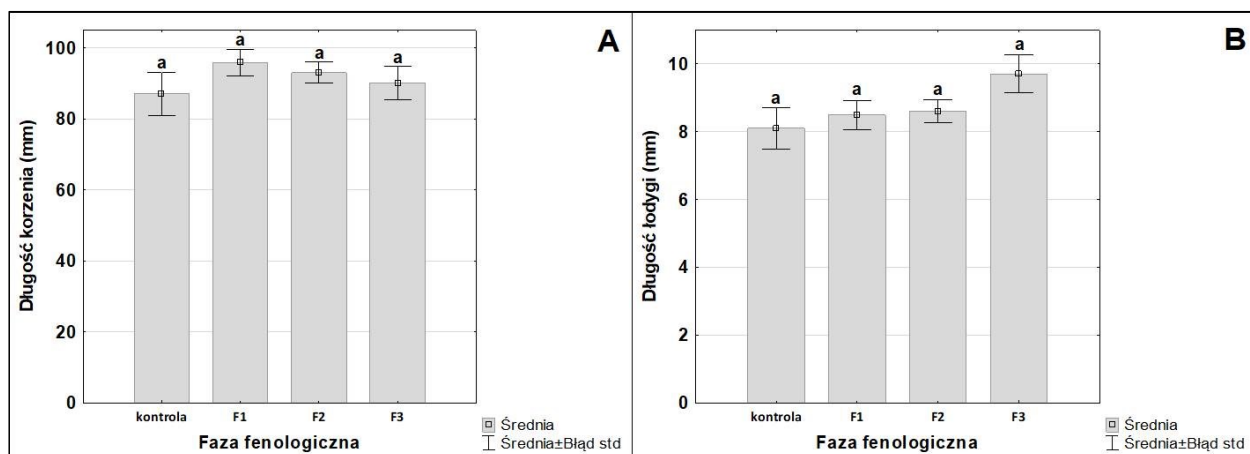
Ryc. 48. Wpływ roztworów z liści *P. serotina* na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek *S. alba*. Oznaczenia faz poboru liści *P. serotina*: F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Tukeya HSD ($p \leq 0,05$; $n = 10$) (A) lub Kruskala-Wallisa ($p \leq 0,05$; $n = 10$) (B).

W przypadku nasion *R. acetosa*, potraktowanych roztworami z liści *P. serotina* zebranych w fazie F1, obserwowano istotne ograniczenie długości kiełkujących korzeni, w porównaniu do wartości tego parametru dla siewek w warunkach kontroli (ryc. 49) ($F = 1,62$, $p = 0,20$). Zastosowane roztwory ze świeżych liści czerechy amerykańskiej, niezależnie od terminu ich zbioru, nie wpłynęły na wzrost części nadziemnych siewek szczawiu zwyczajnego ($F = 0,87$, $p = 0,46$).



Ryc. 49. Wpływ roztworów z liści *P. serotina* na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek *R. acetosa*. Oznaczenia faz poboru liści *P. serotina*: F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Tukeya HSD ($p \leq 0,05$; $n = 10$).

Parametry wzrostowe siewek *R. acetosella*, kiełkujących z nasion poddanych działaniu roztworów z liści czerechy amerykańskiej oraz wody destylowanej, nie różniły się istotnie pomiędzy sobą (ryc. 50, A: $F = 1,63$, $p = 0,2$, B: $F = 1,17$, $p = 0,33$).



Ryc. 50. Wpływ roztworów z liści *P. serotina* na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek *R. acetosella*. Oznaczenia faz poboru liści *P. serotina*: F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Tukeya HSD ($P \leq 0,05$; $n = 10$).

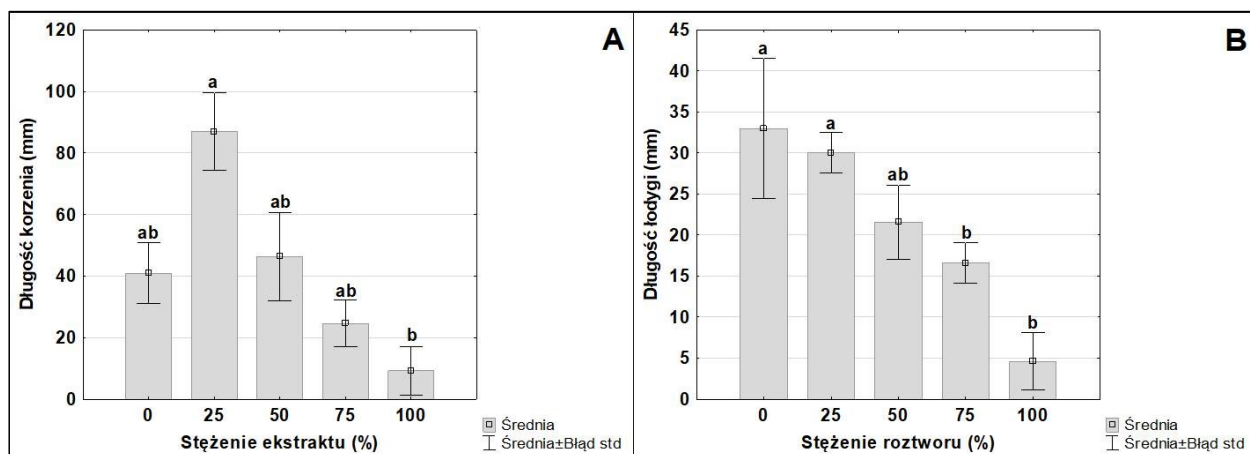
5.8.2. Wpływ roztworów ze ściółki *P. serotina* na kiełkowanie i wzrost gatunków roślin testowych

Przeprowadzona analiza kiełkowania nasion gorczycy białej *Sinapis alba*, szczawiu zwyczajnego *Rumex acetosa* oraz szczawiu polnego *Rumex acetosella*, traktowanych roztworami o różnych stężeniach uzyskanymi ze ściółki (opadłych liści) *P. serotina*, wykazała istotnie różnice jedynie w przypadku nasion *S. alba* (tab. 14). Silne oddziaływanie inhibicyjne w odniesieniu do zdolności kiełkowania stwierdzono przy zastosowaniu roztworów o stężeniu 50% oraz 100%, w porównaniu do kiełkowania nasion traktowanych wodą destylowaną (kontrola) ($H = 16,19$, $p = 0,0028$).

Tab. 14. Zdolność kiełkowania [%] nasion gorczycy białej *S. alba*, szczawiu zwyczajnego *R. acetosa* i szczawiu polnego *R. acetosella* w zależności od zastosowanego stężenia roztworu ze ściółki *P. serotina*. Podano wartości średnie \pm SD, $n = 5$. Istotność różnic pomiędzy wartościami dla kontroli i roztworów, oznaczoną literami w kolumnach, szacowano za pomocą testu Tukeya HSD lub Kruskala-Wallis (p \leq 0,05).

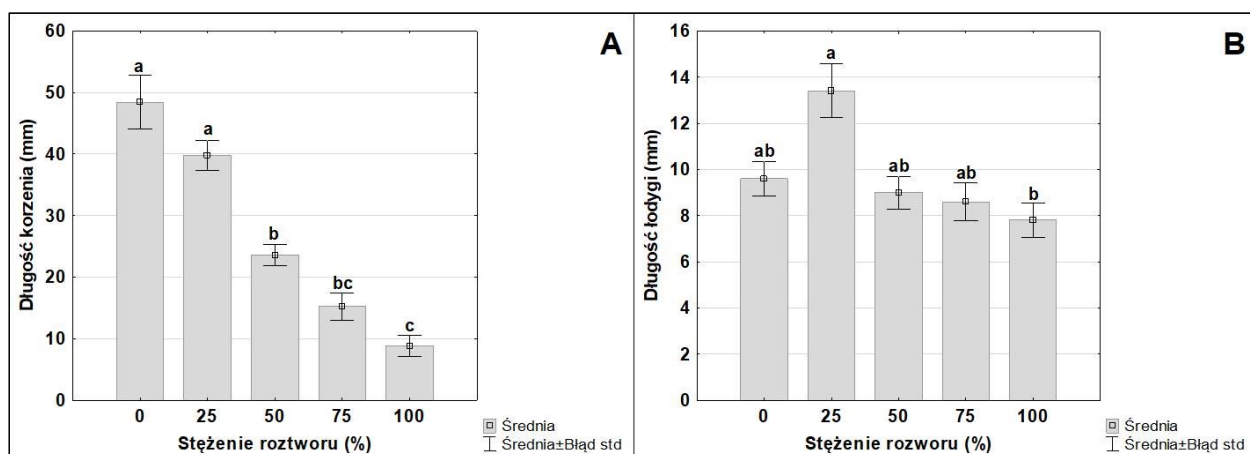
Wariant testu	Gorzycza biała <i>Sinapis alba</i>	Szczaw zwyczajny <i>Rumex acetosa</i>	Szczaw polny <i>Rumex acetosella</i>
kontrola (0%)	94 \pm 0,24 a	86 \pm 0,5 a	82 \pm 0,58 a
25%	68 \pm 0,58 ab	80 \pm 0,45 a	88 \pm 0,2 a
50%	48 \pm 0,58 b	74 \pm 0,5 a	78 \pm 0,58 a
75%	56 \pm 0,75 ab	82 \pm 0,37 a	76 \pm 0,4 a
100%	22 \pm 1,1 b	80 \pm 0,45 a	82 \pm 0,58 a

Długość korzeni siewek *S. alba* potraktowanych roztworami ze ściółki czeremchy amerykańskiej nie różniła się istotnie od długości korzeni siewek wzrastających w warunkach kontrolnych. Korzenie siewek gorczycy białej były istotnie dłuższe przy zastosowaniu roztworów o stężeniu 25% w porównaniu do korzeni siewek wzrastających w roztworach o stężeniu 100% ($H = 14,53$, $p = 0,0058$). Ponadto roztwory z opadłych liści czeremchy amerykańskiej o stężeniach 75% i 100% istotnie redukowały wysokość siewek *S. alba* ($H = 25$, $p = 0,0036$) (ryc. 51).



Ryc. 51. Wpływ roztworów ze ściółki *P. serotina* na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek *S. alba*. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallisa ($p \leq 0,05$; $n = 5$).

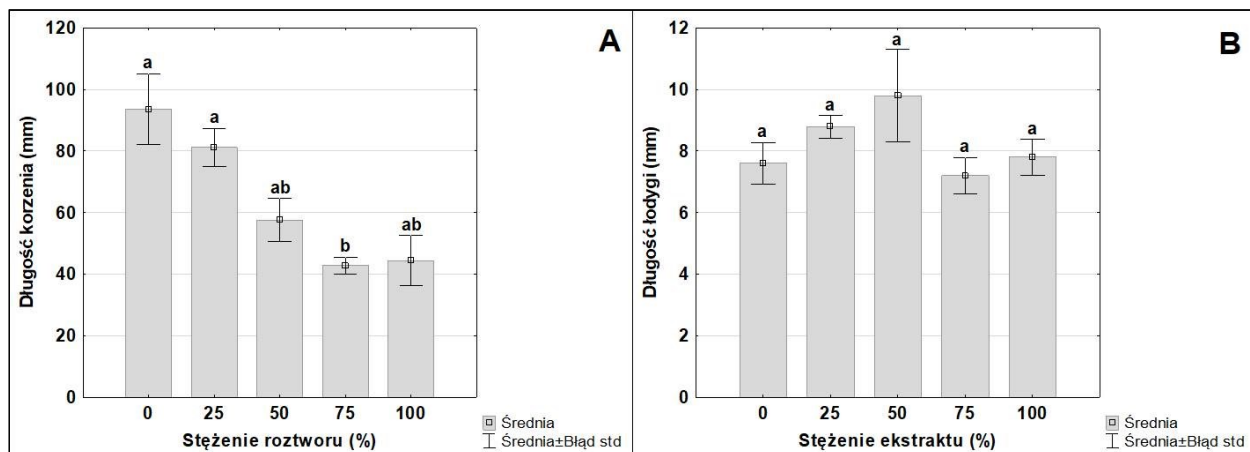
Wraz ze wzrostem stężenia zastosowanych roztworów ze ściółki *P. serotina* obserwowano coraz silniejsze zahamowanie wzrostu korzeni siewek szczawiu zwyczajnego. Zależność ta była istotna statystycznie, gdy nasiona traktowano roztworami o stężeniach 50%, 75% oraz 100% ($F = 2,15$, $p = 0,11$). Nie odnotowano istotnych różnic pomiędzy wysokością części nadziemnych siewek szczawiu zwyczajnego, wzrastających w warunkach kontrolnych w porównaniu do prób traktowanych badanymi roztworami. Siewki *R. acetosa* były istotnie wyższe, gdy kiełkowały po zastosowaniu roztworu 25% w porównaniu do siewek wzrastających w próbach z zastosowaniem roztworu 100% ($H = 11,27$, $p = 0,024$) (ryc. 52).



Ryc. 52. Wpływ roztworów ze ściółki *P. serotina* na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek *R. acetosa*. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Tukeya HSD (A) ($p \leq 0,05$; $n = 5$) lub Kruskala Wallisa (B) ($p \leq 0,05$; $n = 5$).

Korzenie siewek szczawiu polnego, poddane działaniu roztworu ze ściółki *P. serotina* o stężeniu 75%, istotnie ograniczały swój wzrost w porównaniu do korzeni siewek

potraktowanych wodą destylowaną oraz potraktowanych roztworem o stężeniu 25% ($H = 16,19$, $p = 0,0028$). Nie wykazano istotnego wpływu badanych roztworów na wysokość części nadziemnej siewek *R. acetosella* ($H = 5,13$, $p = 0,27$) (ryc. 53).



Ryc. 53. Wpływ roztworów ze ściółki *P. serotina* na długość korzeni (A) i łodygi (B) siewek *R. acetosella*. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallisa ($p \leq 0,05$; $n = 5$).

5.8.3. Przydatność gleby zasiedlonej przez *P. serotina* pod uprawę gatunków roślin testowych

Przeprowadzone doświadczenia wazonowe, uwzględniające kilka wariantów gleby (1) gleba nie zasiedlona przez *Padus serotina*, 2) gleba bez *P. serotina* z dodatkiem węgla aktywnego, 3) gleba spod *P. serotina*, 4) gleba spod *P. serotina* z dodatkiem węgla aktywnego (AC)) miało na celu ocenę możliwości wykorzystania gleby zasiedlonej przez czeremchę amerykańską do ponownego użytkowania rolniczego (uprawa gorczycy białej *Sinapis alba* lub gryki zwyczajnej *Fagopyrum esculentum*).

Nasiona gorczycy białej wykazały najniższą zdolność kiełkowania w glebie spod czeremchy amerykańskiej. Wartość liczbowa tego parametru różniła się istotnie od zdolności kiełkowania w glebie nie zasiedlonej przez gatunek inwazyjny ($F = 1,37$, $p = 0,65$) (tab. 15). Dodatek węgla aktywnego do gleby spod *P. serotina* spowodował istotny wzrost zdolności kiełkowania *S. alba* ($F = 2,43$, $p = 0,20$). Wysokość łodygi młodych roślin gorczycy w wazonach z glebą spod *P. serotina* i bez *P. serotina* była porównywalna. Obecność węgla aktywnego wpłynęła istotnie na zahamowanie wzrostu łodygi w porównaniu do pierwszego ($U = 0$, $p = 0,0002$), jak i drugiego wariantu gleby ($U = 0$; $p = 0,0002$). Sucha masa części nadziemnej i korzenia *S. alba* była istotnie niższa w przypadku roślin kiełkujących w glebie z czeremchą amerykańską w porównaniu do wzrastających w glebie wolnej od tego gatunku

(odpowiednio $F = 1,70$, $p = 0,44$ i $F = 192,94$, $p = 0$). Węgiel aktywny dodany do gleby bez *P. serotina* przyczynił się do zahamowania wzrostu masy zarówno części nadziemnej, jak i podziemnej siewek ($F = 2,78$, $p = 0,14$, $F = 116,72$, $p = 0$). Jego obecność w glebie spod *P. serotina* wpłynęła na ograniczenie masy łodygi i liści ($F = 2,03$, $p = 0,31$).

Nie stwierdzono wpływu zastosowanych wariantów gleby na siłę kiełkowania nasion gryki zwyczajnej (tab. 16). Najwyższe rośliny *F. esculentum* odnotowano w wazonach wypełnionych glebą pobraną z siedliska czeremchy amerykańskiej z dodatkiem węgla aktywnego. Łodygi gryki zwyczajnej rosnącej w glebie spod *P. serotina* były istotnie wyższe w porównaniu do łodyg osobników wznoszących w glebie nie zasiedlonej przez analizowany gatunek inwazyjny ($U = 16$, $p = 0,011$). Masa łodyg i liści *F. esculentum* na glebie spod czeremchy amerykańskiej nie różniła się istotnie od masy części nadziemnej siewek rosnących w glebie wolnej od tego gatunku. Węgiel aktywny dodany do gleby bez czeremchy amerykańskiej istotnie zahamował przyrost masy części nadziemnej gryki zwyczajnej w porównaniu do gleby wolnej od tego gatunku ($F = 6,21$, $p = 0,012$). Części nadziemne siewek *F. esculentum* w glebie spod *P. serotina* z dodatkiem węgla aktywnego ważyły istotnie mniej niż siewki wznoszące w glebie bez *P. serotina* ($F = 1,097$, $p = 0,89$). Sucha masa korzeni siewek *F. esculentum* była istotnie niższa dla siewek kiełkujących z nasion wysianych do gleby z czeremchą amerykańską w porównaniu do suchej masy korzeni siewek rosnących w glebie wolnej od tego gatunku ($F = 6,38$, $p = 0,01$).

Tab. 15. Zdolność kiełkowania i wybrane parametry siewek gorczycy białej *Sinapis alba* w zależności od zastosowanego wariantu ziemi uprawnej. Podano wartości średnie \pm SE, $n = 10$.

Parametr	Wariant gleby			
	bez <i>P. serotina</i>	bez <i>P. serotina</i> + AC	z <i>P. serotina</i>	z <i>P. serotina</i> + AC
Zdolność kiełkowania [%]	68 \pm 6,80	64 \pm 10,7	44 \pm 5,80	70 \pm 9,10
Wysokość łodygi [mm]	109,71 \pm 4,75	51,25 \pm 6,6	102,2 \pm 10,30	46,77 \pm 5,17
Sucha masa części nadziemnej [mg]	130,1 \pm 0,01	38,4 \pm 0,01	59,2 \pm 0,01	31,9 \pm 0,01
Sucha masa korzenia [mg]	98,1 \pm 0,02	11,3 \pm 0,00	5,9 \pm 0,001	9,6 \pm 0,00

Tab. 16. Zdolność kiełkowania i wybrane parametry siewek gryki zwyczajnej *Fagopyrum esculentum* w zależności od zastosowanego wariantu ziemi uprawnej. Podano wartości średnie \pm SE, n = 10.

Parametr	Wariant gleby			
	bez <i>P. serotina</i>	bez <i>P. serotina</i> + AC	z <i>P. serotina</i>	z <i>P. serotina</i> + AC
Zdolność kiełkowania [%]	60 \pm 11,16	80 \pm 4,22	76 \pm 9,78	62 \pm 9,16
Wysokość łodygi [mm]	83,33 \pm 13,27	97,08 \pm 6,09	112,8 \pm 7,82	114,84 \pm 6,52
Sucha masa części nadziemnej [mg]	130 \pm 0,01	66 \pm 0,00	94 \pm 0,02	84 \pm 0,01
Sucha masa korzenia [mg]	98 \pm 0,02	22,7 \pm 0,00	32,3 \pm 0,01	23,1 \pm 0,01

6. Dyskusja

6.1. Przekształcenia szaty roślinnej odłogów zasiedlonych przez *Padus serotina*

Liczona już w setkach lat obecność *Padus serotina* na terenie Europy [Pott 1995; Tokarska-Guzik i in. 2012] oraz intensywne rozprzestrzenianie się gatunku w okresie ostatnich kilkudziesięciu lat mają wpływ na skład florystyczny, strukturę przestrzenną, dynamikę i stabilność fitocenoz zasiedlanych przez ten gatunek [Starfinger i in. 2003; Koutika i in. 2007; Chabrerie i in. 2010].

Na odłogach analizowanych w niniejszej pracy zaobserwowano tendencję do skupiskowego rozmieszczenia osobników *P. serotina*. Taki sposób zasiedlania terenów otwartych związany jest z obecnością źródła diaspor w najbliższej okolicy (zadrzewienia śródpolne, lasy, ogrody przydomowe), w transporcie których uczestniczą ptaki [Pabjanek 2003; Prach i Řehounkova 2006]. Dzięki ornitochorii owoce czeremchy amerykańskiej mogą być przenoszone na odległość do ok. 100 m od rośliny macierzystej [Pairon 2007; Wołkowycki i Próchnicki 2015]. Bez udziału ptaków większość owoców opada nie dalej niż 5-10 m od źródła obsiewu [Hoppe 1988]. Rozwijające się na polach po zaniechaniu ich uprawy formy drzewiaste *P. serotina* stanowią miejsca odpoczynku i żerowania ptaków, co sprzyja rozsiewaniu nasion innych gatunków ornitochorycznych, a kształtujące się pod okapem drzew warunki siedliskowe zwiększają szanse przeżycia siewek [Adamowski i Knopik 1996].

W badaniach własnych na jednym spośród dziesięciu odłogów, które od co najmniej 10-ciu lat są wyłączone z użytkowania rolniczego, stwierdzono obecność dojrzałego drzewostanu *P. serotina*. Na pozostałych polach wyłączonych z użytkowania rolniczego badany gatunek najczęściej tworzy niewielkie zarośla i młode drzewostany. Przeprowadzone przez Adamczaka [2007] badania florystyczne odłogów potwierdzają, że *P. serotina* może pełnić istotną rolę już we wczesnych etapach sukcesji wtórnej i formować zwarte, niewysokie zapusty. W badaniach własnych na większości powierzchni badawczych z *P. serotina* Autorka obserwowała dobrze rozwiniętą warstwę podszytu czeremchowego oraz licznie występujące młode osobniki tego gatunku w warstwie zielnej. Nowe populacje czeremchy amerykańskiej rozrastając się zajmują obszary bezpośrednio przylegające do miejsc wcześniej skolonizowanych. Długowieczny bank nasion deponowany corocznie w pobliżu roślin macierzystych [Pairon i in. 2006a] oraz zdolność do wytwarzania odrośli korzeniowych [Halarewicz 2011] odpowiadają za szybki, lokalny wzrost zagęszczenia osobników

młodocianych [Bomanowska i Adamowski 2012; Wołkowycki i Próchnicki 2015]. Przy takim sposobie rozprzestrzeniania się *P. serotina* jest w stanie utrzymać i skutecznie powiększać populacje na stanowiskach samoistnych [Tokarska-Guzik i in. 2012]. Jednocześnie pojawiające się nowe ogniska inwazji gatunku na terenie już skolonizowanym, które inicjują rozwój kolejnych skupisk, są oceniane przez naukowców jako sporadyczne [Deckers i in. 2008; Wołkowycki i Próchnicki 2015].

Na odłogach analizowanych w niniejszej pracy rozwój formacji drzewiastych inicjują, oprócz *P. serotina*, także rodzime gatunki ornitochoryczne (głównie *Prunus spinosa*, *Sorbus aucuparia* i *Cornus sanguinea*). Wcześniejsze badania sugerowały, że na grunty porolne w pierwszej kolejności wkraczają lekkonasienne gatunki wiatrosiewne [Adamowski i Knopik 1996]. Prace innych autorów potwierdzają, że obce gatunki przenoszone przez ptaki, takie jak *P. serotina* [Kowarik 2003; Adamczak 2007] czy rozsiewana przy współdziałaniu wiatru i siły grawitacji *Robinia pseudoacacia* [Rivas-Salvador i in. 2021] również mogą pełnić rolę gatunków pionierskich na odłogach.

Polska synsystematyka [Matuszkiewicz 2007; Matuszkiewicz i in. 2012] nie uznaje skupisk *P. serotina* za wyodrębnione fitocenozy z charakterystyczną kombinacją gatunków; gatunek wymieniany jest jedynie jako zagrażający florze i siedliskom takich zbiorowisk leśnych, jak: subkontynentalny bór świeży *Peucedano-Pinetum* W. MAT. 1962 em. W. et J. MAT. 1973, subatlantycki bór sosnowy świeży *Leucobryo-Pinetum* W. MAT. 1962 em. W. et J. MAT. 1973 oraz podgórska kwaśna dąbrowa trzęślicowa *Molinio arundinaceae-Quercetum (roboris)* R. et Z. NEUH. 1967 [Matuszkiewicz i in. 2012]. Z Europy Zachodniej podawane są zbiorowiska *Prunus serotina* [Pott 1995] (jako fragmentaryczne zbiorowiska ze związku *Quercion roboris* MALCUIT 1929), osiągające optimum występowania w rejonach o podłożu piaszczystym. Gatunek zdaje się być tam zadomowiony w zbiorowiskach z rzędu *Quercetalia roboris* R. TX. 1931, gdzie tworzy, zwłaszcza na siedliskach zaburzonych pod wpływem czynników antropogenicznych, własne zbiorowiska, zdolne do samoodnawiania się [Pott 1995] (odpowiednikiem tego rzędu na terenie Polski będą w szczególności zbiorowiska ze związku *Dicrano-Pinion* LIBB. 1931 [Matuszkiewicz 2007]). Ponadto czeremcha amerykańska coraz częściej wkracza na suche wrzosowiska, wydmy śródlądowe, murawy kserotermiczne oraz nieużytki, czy miejskie tereny zielone [Adamczak 2007; Bomanowska i Adamowski 2012; Otręba 2014; Bułaj i in. 2017], a powodowane przez ten gatunek przemiany nie są dostatecznie rozpoznane.

Na badanych przez Autorkę obszarach porolnych z *P. serotina* dominuje roślinność łąkowa, zaroślowa i ruderalna. Najliczniej reprezentowane są klasy: *Molinio-Arrhenatheretea*,

Artemisietea vulgaris oraz, jednakże znacznie słabiej, *Stellarietea mediae*. Płaty fitocenoz są przeważnie słabo wykształcone, często trudno wyodrębnić jednostki synsystematyczne poniżej związku, a nawet rzędu. O kadłubowym charakterze zbiorowisk świadczy również liczne występowanie gatunków towarzyszących, o bardzo szerokim spektrum wymagań siedliskowych. Ze względu na stosunkowo krótki czas, który upłynął od zaniechania użytkowania rolnego, glebowy bank nasion gatunków segetalnych, w szczególności z klasy *Stellarietea mediae*, powinien być jeszcze bogaty i płytko zalegający. Tymczasem udział gatunków chwastów zbiorowisk segetalnych we florze odłogów jest niewielki. Prawdopodobnie wynika to z silnej konkurencji oraz możliwego oddziaływania allelopatycznego ze strony innych gatunków oraz braku cyklicznego naruszania wierzchnich warstw gleby. Obserwacja ta potwierdza, że roślinność rzeczywista porastająca dany teren nie zawsze jest pełnym odzwierciedleniem gatunków zgromadzonych w glebowym banku nasion [Sekutowski i in. 2012].

Obecność w obrębie badanych obiektów przedstawicieli takich klas, jak: *Phragmitetea*, *Koelerio-Corynephoretea*, czy *Festuco-Brometea* wydaje się być przypadkowa. Według badań innych autorów zbiorowiska zajmujące odłogi stanowią bardzo niejednorodną grupę. Zwykle pola odłogowane zostają zdominowane przez jeden lub kilka ekspansywnych gatunków roślin (np. *Agrostis capillaris*, *Holcus mollis*, *Elymus repens*), rozmnażających się głównie wegetatywnie [Kostuch 2003; Kozak 2007; Bucala i in. 2015].

W świetle przeprowadzonych badań własnych flora porastająca odłogi nie tworzy wyraźnych układów powiązanych z występowaniem lub brakiem *P. serotina*. Obecność mszaków (głównie: *Brachythecium albicans*, *Brachythecium oedipodium*, *Brachythecium rutabulum*, *Ceratodon purpureus*, *Eurhynchium hians*), odnotowana na kilku powierzchniach badawczych z *P. serotina* na terenie czterech obiektów, może sugerować istnienie dodatniego związku pomiędzy czeremchą amerykańską a warstwą mszystą. Niemniej jednak, tylko w przypadku warstwy zielnej *P. serotina* zależność taka została wykazana w stosunku do *B. oedipodium* (gatunku borowego) oraz *C. purpureus* (gatunku muraw piaszkowych) w oparciu o uogólnione modele addytywne (GAM). W borach sosnowych silnie rozwinięty podszyt czeremchowy odpowiada za ustępowanie gatunków typowych dla warstwy mszystej, takich jak *Dicranum scoparium* czy *Pleurozium schreberi* [Halarewicz, Pruchniewicz 2015b]. W analizowanym przez Autorkę przypadku prawdopodobnie obecność czeremchy amerykańskiej na tyle wpłynęła na właściwości siedlisk (zwiększenie zacienienia, uwilgotnienia, rozluźnienie runi), że zaistniały sprzyjające warunki do zasiedlenia przez gatunki mszaków preferujące siedliska otwarte [Vellak i Paal 1999; Dierßen 2001; Frey i in.

2006; Kalníková i in. 2017]. Wydaje się jednak, że stan ten może być jedynie przejściowy w procesie sukcesji wtórnej. Podobnie jak obserwowany w badaniach własnych znaczny udział traw łąkowych, *Arrhenatherum elatius* i *Holcus lanatus* oraz *Poa nemoralis*, trawy leśnej, które towarzyszą wzrostowi zwarcia koron *P. serotina*. Na łąkach i pastwiskach wyłączonych z użytkowania rolniczego, które ulegają degradacji pod wpływem innego gatunku inwazyjnego, rudbekii nagiej *Rudbeckia laciniata*, gatunki *A. elatius* i *H. lanatus* wykazują reakcję przeciwną [Jędrzejczak 2020]. Badania Konatowskiej i Rutkowskiego [2019], przeprowadzone w lasach liściastych, wykazują porównywalne ustępowanie *P. nemoralis* z powierzchni zasiedlonych przez *P. serotina*.

Pola odłogowane należą do fitocenozy silnie zniekształconych, co dodatkowo sprzyja wkraczaniu i zadomawianiu się gatunków obcych, w tym również inwazyjnych [Faliński 1998b; Tokarska-Guzik 2003]. Obserwacje własne potwierdzają zasiedlenie badanych obiektów przez gatunki inwazyjne, zwłaszcza *Solidago gigantea*. Według badań prowadzonych na siedliskach leśnych, obecność czeremchy amerykańskiej przyczynia się do wzrostu udziału gatunków obcego pochodzenia [Halarewicz i Żołnierz 2014; Dyderski i Jagodziński 2021]. Na polach odłogowanych badanych przez Autorkę średnie pokrycie *S. gigantea* na powierzchniach badawczych z *P. serotina* i bez tego gatunku było porównywalne. Modele reakcji *S. gigantea* w odpowiedzi na wzrost powierzchni pokrycia przez *P. serotina* nie są jednoznaczne. Zobrazowany przez GAM wpływ czeremchy amerykańskiej jest zarówno ograniczający (realizowany przez najmłodsze stadia rozwojowe *P. serotina*, prawdopodobnie na drodze konkurencji o zasoby i allelopatię), jak i stymulujący (dotyczący drzew *P. serotina*, które przy zwarciu koron 40-80% tworzą korzystny mikroklimat oraz dostarczają ściółki bogatej w składniki odżywcze). Prace innych autorów dostarczają informacji, że zróżnicowana reakcja *S. gigantea* może wynikać także z właściwości ekologicznych samego gatunku, który w miejscach suchszych jest mniej konkurencyjny i cechuje się powolniejszym wzrostem [Weber i Jakobs 2005]. Gatunki inwazyjne z rodzaju *Solidago* często dominują na polach odłogowanych, tworząc zwarte łąny [Węgrzynek i in. 2005; Babczyńska-Sendek i in. 2012; Sekutowski i in. 2012]. Do takich zdegenerowanych zbiorowisk roślinnych dodatkowo wkracza rodzimy gatunek ekspansywny, *Calamagrostis epigejos* [Rola i Rola 2010; Babczyńska-Sendek i in. 2012; Sosnowska 2019]. Badania przeprowadzone przez Bielecką i in. [2020] wskazują na brak negatywnych oddziaływań pomiędzy *Solidago canadensis* a *C. epigejos*. Na analizowanych przez Autorkę odłogach stwierdzono występowanie *C. epigejos*, przy czym obecność *P. serotina* w płatach roślinności przyczyniała się do ustępowania tego gatunku.

Na większości powierzchni badawczych analizowanych w niniejszej pracy dominują gatunki należące do rodzin *Asteraceae* i *Poaceae*. Przewaga przedstawicieli roślin z rodziny *Asteraceae* na odłogach po 3 latach od zaprzestania użytkowania rolniczego jest wykazywana również przez Zawieję [2013]. Według Kostucha [2003], w inicjalnym stadium sukcesji roślinnej odłogów na glebach słabo uwilgotnionych dominują rośliny dwuliścienne, podczas gdy na glebach wilgotnych obserwuje się większy udział przedstawicieli wiechlinowatych. Inni autorzy zwracają uwagę, że wraz z procesem starzenia się pól odłogowanych wzrasta udział gatunków reprezentujących rodzinę *Poaceae* [Hochół i in. 1998; Harasimowicz-Herman i Ignaczak 2005].

Według kryterium geograficzno-historycznego na wszystkich badanych przez Autorkę odłogach dominują rośliny synantropijne z przewagą apofitów. Udział poszczególnych grup (apofity, archeofity, kenofity) na powierzchniach zasiedlonych przez *P. serotina* oraz wolnych od tego gatunku jest porównywalny. Przewaga gatunków rodzimych we florze pól wyłączonych z użytkowania została potwierdzona także w badaniach innych autorów [Kurus i Podstawka-Chmielewska 2006; Jeziarska-Domaradzka i Kuźniewski 2007; Podstawka-Chmielewska i in. 2007; Skrzyczyńska i Stachowicz 2007; Babczyńska-Sendek i in. 2012; Zawieja 2013]. Według Balcerkiewicza i Pawlak [2011] oraz Bomanowskiej i Adamowskiego [2012], w procesie sukcesji wtórnej na odłogach obserwuje się najpierw zanikanie archeofitów. Następnie stopniowo wkraczają kenofity, szczególnie ich formy drzewiaste i krzewiaste, które zwykle są cieniotolerancyjne, przez co uzyskują przewagę nad wieloma światłolubnymi gatunkami archeofitów [Dölle i in. 2008].

W literaturze światowej brakuje informacji o oddziaływaniach czeremchy amerykańskiej na bioróżnorodność roślin siedlisk synantropijnych. W zbiorowiskach otwartych (tj. łąki, nieużytki, przydroża) wraz ze wzrostem pokrycia przez zielne gatunki inwazyjne, takie jak *Reynoutria* spp., *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago* spp., *Rudbeckia laciniata*, obserwuje się spadek bogactwa gatunkowego w zasiedlanych płatach roślinności [Hejda i in. 2009; Szymura i Szymura 2011]. Pozostaje to w sprzeczności z wynikami badań własnych Autorki, które wskazują na istotnie wyższe wartości wskaźnika różnorodności i równocенności Shannona-Wienera oraz bogactwa gatunkowego na powierzchniach badawczych zasiedlonych przez *P. serotina* w porównaniu do powierzchni bez tego gatunku. Rozbieżności w ocenie wpływu *P. serotina* i innych gatunków inwazyjnych na różnorodność gatunkową mogą wynikać z różnych założeń metodycznych. W niniejszej pracy, na wybranych przez Autorkę powierzchniach badawczych, średnie pokrycie dla obiektu przez krzewy *P. serotina* nie przekraczało 46%, podczas gdy w przytoczonych badaniach Hejdy

i in. [2009] pokrycie przez *S. gigantea* wynosiło 70-100%, dla *H. mantegazzianum* 90-100%, a dla *R. japonica* – 100%. Wraz ze wzrostem zagęszczenia i rozprzestrzenienia się populacji *P. serotina* na badanych odłogach wpływ tego gatunku na bogactwo florystyczne prawdopodobnie będzie ulegał zmianom.

Po uwzględnieniu korzystnego wpływu zadrzewień śródpolnych w zachowaniu wysokiego poziomu różnorodności biologicznej terenów rolniczych [Marshall i Moonen 2002; Fudali i in. 2020] wydaje się, że drzewiaste formy *P. serotina*, sprzyjając migracji ptaków, przyczyniają się do wzrostu bogactwa gatunkowego flory pod swoim okapem. Ten sposób oddziaływania nie dotyczy wymienionych powyżej zielnych gatunków inwazyjnych. Niemniej jednak, pełnienie funkcji ostoi bioróżnorodności przez zadrzewienia zdominowane przez gatunki obcego pochodzenia nie jest proste i jednoznaczne w ocenie. Przykładowo, zadrzewienia utworzone przez *R. pseudoacacia* charakteryzują się niższym bogactwem gatunkowym wszystkich ptaków, niż zadrzewienia porośnięte rodzimymi gatunkami drzew, co może przekładać się na kompozycję gatunkową roślin [Rivas-Salvador i in. 2021]. Pomimo tego wydaje się, że obecność nierodzimych roślin drzewiastych jest korzystniejsza dla lokalnego bogactwa gatunkowego niż całkowity brak tego typu elementów krajobrazu na terenach rolniczych [Benton i in. 2003].

Wyniki wielu prac badawczych potwierdzają negatywny wpływ czeremchowego podszytu na skład gatunkowy runa leśnego wybranych zbiorowisk [Starfinger i in. 2003; Chabrerie i in. 2007; Verheyen i in. 2007; Nováková 2008; Halarewicz i Żołnierz 2014]. Dyderski i Jagodziński [2021], porównując wartości bogactwa gatunkowego pomiędzy różnymi fitocenoząmi z *P. serotina* i bez tego gatunku, stwierdzili istotny spadek liczby gatunków w ubogim lesie sosnowym zasiedlonym przez *P. serotina* oraz wyższą różnorodność gatunkową na plantacji *Pinus sylvestris* z *P. serotina* na żyznym siedlisku grądowym. Obserwowany w badaniach własnych wysoki poziom różnorodności gatunkowej we wczesnych etapach sukcesji wtórnej na powierzchniach odłogów z *P. serotina*, może być także związany z ich większą żyznością, w następstwie dekompozycji czeremchowej ściółki, w stosunku do pozostałych analizowanych powierzchni. Odłogi to generalnie siedliska stosunkowo żyzne [Chmolewska i in. 2016], na których w procesie kierunkowych zmian środowiska obserwuje się ogólny wzrost liczby gatunków flory [Ruprecht 2006; Podstawka-Chmielewska i in. 2007; Zawieja 2013; Sosnowska 2019]. Pochodzą one z bogatego własnego banku nasion [Czarnecka 1997; Bochenek 1998], jak również z zawleczenia propagul innych gatunków [Kostuch 2003; Stańko-Bródkowa 2008]. Według Hochół i in. [1998] bogactwo florystyczne zbiorowisk segetalnych związane jest z dużą liczbą gatunków

o małym stopniu pokrycia. Może to dotyczyć takich gatunków, których obecność jest zupełnie przypadkowa i/lub związana z celową działalnością człowieka (wyrzucanie odpadów ogrodowych), jak *Iris sibirica* czy *Fragaria* × *ananasa*, stwierdzone przez Autorkę niniejszej pracy w czeremchowych zaroślach. Skład gatunkowy i roślinność odłogów zależą także od czasu ich odłogowania. Najbogatsze zbiorowiska kształtują się na polach 3-6-letnich po zaniechaniu uprawy, na których wraz z dalszym upływem czasu szata roślinna staje się uboższa [Podstawka-Chmielewska i in. 2007].

Wpływ *P. serotina* na różnorodność flory i roślinność odłogów jest złożonym, długofalowym procesem ekologicznym. Prezentowane wyniki własnych analiz pozwalają wskazać jedynie chwilowe zależności, we wczesnych etapach sukcesji wtórnej wybranych fitocenozy, co uzasadnia potrzebę prowadzenia dalszych badań w tym zakresie.

6.2. Zmiany właściwości odłogowanej gleby związane z obecnością *Padus serotina*

Gatunki roślin inwazyjnych, oprócz wpływu na poziomie fitocenozy [Hejda i in. 2009; Vilà i in. 2011] oddziałują na właściwości abiotyczne (odczyn, wilgotność, zawartość składników odżywczych) i biotyczne gleby (skład, struktura, aktywność mikroorganizmów i fauny glebowej) [Chen i in. 2007; Elgersma i Ehrenfeld 2011; Majewska i in. 2015; Stefanowicz i in. 2017]. Modyfikacja środowiska glebowego przez roślinność zachodzi głównie w wyniku dostarczania materii organicznej (ściółka) oraz wydzielania związków aktywnych biologicznie (odziaływania allelopatyczne) [Stefanowicz i in. 2017]. Podczas dekompozycji materii organicznej w ekosystemie uwalniane zostają składniki pokarmowe, które ponownie mogą zostać pobrane i wykorzystane przez rośliny. Biomasa gatunków inwazyjnych często zawiera więcej pierwiastków (głównie C, N) w porównaniu do masy materii organicznej gatunków rodzimych i ulega rozkładowi szybciej, przez co wywiera znaczący wpływ na zasiedloną glebę [Rothstein i in. 2004; Dassonville i in. 2008; Liao i in. 2008; Arthur i in. 2012; Castro-Díez i in. 2014; Jo i in. 2016]. Kierunek i rozmiar tego wpływu jest modyfikowany poprzez właściwości samego zbiorowiska roślinnego [Ehrenfeld i Scott 2001] oraz czynniki środowiska [Ehrenfeld 2003] i sprawia, że nie ma ogólnych wzorców zmian parametrów glebowych wywołanych inwazją roślin [Vanderhoeven i in. 2005; Stefanowicz i in. 2017]. Konsekwencją wzmoczonego procesu rozkładu jest często podwyższenie poziomu składników odżywczych w glebie, co dodatkowo ułatwia wzrost i rozwój gatunków inwazyjnych [Ehrenfeld i in. 2001].

Dotychczasowe publikacje naukowe poświęcone *Padus serotina* jednoznacznie wskazują na zwiększenie zawartości azotu i fosforu w glebach siedlisk leśnych

zdominowanych przez omawiany gatunek [Koutika i in. 2007; Chabrerie i in. 2008; Halarewicz i Pruchniewicz 2015b]. Na podstawie analizy własnych danych (n=50) wykazano dodatnią korelację pomiędzy pokryciem czeremchy amerykańskiej a zawartością azotu całkowitego w glebach gruntów porolnych (por. rozdz. 5.6). Podobną zależność odnotowali inni autorzy dla inwazyjnej nawłoci późnej *Solidago gigantea* a przeciwną w przypadku rdestowca ostrokończystego *Reynoutria japonica* [Stefanowicz i in. 2017].

Na powierzchniach badawczych zasiedlonych przez czeremchę amerykańską Autorka stwierdziła wyższą koncentrację przyswajalnych form fosforu w glebie w stosunku do powierzchni bez czeremchy amerykańskiej. Vanderhoeven i in. [2005], porównując zawartość P w glebach nieużytków dotkniętych inwazją *P. serotina* oraz wolnych od tego gatunku, nie odnotowali różnic istotnych statystycznie. W przypadku *S. gigantea* wykazywany był zarówno wzrost zawartości fosforu w glebach siedlisk synantropijnych [Vanderhoeven i in. 2005], jaki i jego spadek [Kozak i Pudelko 2021]. Z kolei inwazji *R. japonica* towarzyszyło znaczne obniżenie zawartości P w zasiedlonej glebie [Stefanowicz i in. 2018].

Na podstawie badań własnych wykazano, że zwiększenie powierzchni pokrycia *P. serotina* powoduje wzrost zawartości potasu przyswajalnego w glebie odłogów. Kozak i Pudelko [2021], analizując zależność pomiędzy obecnością *S. gigantea* a koncentracją K w glebach porolnych, odnotowali spadek badanego pierwiastka, natomiast wyniki Vanderhoeven i in. [2005] wskazują na brak istotnego oddziaływania między powyższymi zmiennymi.

Świeża ściółka czeremchy amerykańskiej charakteryzuje się wysoką zawartością azotu i fosforu [Vanderhoeven i in. 2005; Chabrerie i in. 2008]. Badania prowadzone w fitocenozach leśnych z silnie rozwiniętym podszytem *P. serotina* potwierdzają, że ściółka tego gatunku, w porównaniu do ściółki innych gatunków drzew, ma wysoki wskaźnik tempa dekompozycji i może przyspieszać proces mineralizacji węgla oraz proces rozkładu materii organicznej w glebie [Lorenz i in. 2004; Koutika i in. 2007; Horodecki i in. 2019]. Tempo rozkładu komponentów opadu roślinnego zależy od ich właściwości chemicznych (zawartość azotu, fosforu), fizycznych (powierzchnia liści, zawartości suchej masy) [Fortunel i in. 2009; Prescott i Zuckswert 2016] oraz warunków siedliskowo-klimatycznych (stan wyjściowy gleby, temperatura powietrza) [Davidson i Janssens 2006; Dassonville i in. 2008; Łopatka 2015]. Ponadto, na polach wyłączonych z użytkowania rolniczego, długość okresu odłogowania modyfikuje zawartość węgla organicznego w glebie [Yang i in. 2012], co dodatkowo wpływa na skład i aktywność zespołów bakterii i mikrogrzybów uczestniczących w procesie dekompozycji [Gomez-Montano i in. 2013; Tian i in. 2017].

Trwający prawie rok eksperyment, mierzący tempo dekompozycji materiału roślinnego, wykazał szybszy rozkład ściółki z liści *Padus serotina* w woreczkach eksponowanych na powierzchniach badawczych odłogów zasiedlonych przez *P. serotina*, w stosunku do powierzchni bez badanego gatunku. Uzyskany wynik sugeruje wpływ obecności czeremchy amerykańskiej na aktywność mikroorganizmów glebowych odpowiedzialnych za proces dekompozycji. Jest to zgodne z teorią „własnego pola”, według której ściółka danego gatunku drzewa rozkłada się najszybciej pod okapem drzew rodzicielskich [Austin i in. 2014], co wynika z obecności drobnoustrojów wyspecjalizowanych w rozkładzie „swojej własnej ściółki” [Freschet i in. 2012].

W badaniach własnych wykazano jednocześnie, że zależność pomiędzy tempem dekompozycji ściółki z liści *P. serotina* a zawartością azotu, fosforu i potasu, w analizowanych przez Autorkę glebach, nie osiąga poziomu istotności statystycznej. Uzyskany wynik prawdopodobnie świadczy o niedostatecznej liczbie zbadanych prób w doświadczeniu (n=16), a także możliwym wpływie jeszcze innych czynników, których nie badano w niniejszej pracy. Wydaje się, że ocena wpływu oddziaływań allelopatycznych czeremchowej ściółki na aktywność mikroorganizmów glebowych poza okapem drzew *P. serotina*, mogłaby stanowić przesłankę do dyskusji nad stwierdzoną ujemną korelacją między szybkością rozkładu analizowanej ściółki, a zawartością przyswajalnych form fosforu i potasu w glebie. Zagadnienie to wymaga przeprowadzenia dodatkowych prac badawczych.

Stwierdzone w niniejszej pracy wysokie zakwaszenie odłogowanej gleby w najpłytszej warstwie profilu glebowego (0-20 cm) było związane ze wzrostem powierzchni pokrycia przez najmłodsze stadia rozwojowe *P. serotina* (siewki, podrost). Zależność ta może wynikać zarówno z przebiegu rozkładu czeremchowej ściółki, jak i z zachwiania równowagi jonowej w roztworze glebowym (wzrost pobierania jonów amonowych i kationów zasadowych) na skutek zwiększenia produkcji biomasy w warstwie zielnej [Starfinger i in. 2003].

Na podstawie badań własnych wykazano istnienie ujemnej korelacji między zawartością wody dostępnej dla roślin na głębokości 20-40 cm a udziałem *P. serotina* w warstwie zielnej. Świadczy to o tendencji czeremchy amerykańskiej do przesuszania podłoża. W fitocenozach leśnych podobną zależność odnotowali Verheyen i in. [2007], natomiast dodatni wpływ czeremchy amerykańskiej na uwilgotnienie gleby leśnej wykazują Halarewicz i Żołnierz [2014].

Przedstawione w niniejszej pracy parametry wybranych czynników glebowych uzyskano na podstawie analiz wykonanych jednokrotnie, podczas jednego sezonu

wegetacyjnego. Stanowią one wskazanie pewnych zależności, które wymagają zweryfikowania i poszerzenia analiz właściwości fizyko-chemicznych gleb w przyszłości. Coroczny dopływ nowej materii organicznej, zachodzące procesy glebowe i przebieg pogody przyczyniają się do zmian właściwości środowiska glebowego [Koutika i in. 2007; Verheyen i in. 2007; Dassonville i in. 2008]. Wydaje się, że wieloletnie doświadczenia prowadzone na stałych powierzchniach badawczych, uwzględniające różne typy odłogowanych gleb, pozwolą na prześledzenie zmian w procesie sukcesji wtórnej siedlisk porolnych z czeremchą amerykańską.

6.3. Właściwości allelopatyczne *Padus serotina*

Wiele gatunków roślin inwazyjnych, które kolonizują nowe ekosystemy i wywołują silne przemiany roślinności, nie wykazuje takiej ekspansywności w swoim naturalnym zasięgu występowania [Hierro i in. 2005]. Poszukując wytłumaczenia złożonego procesu inwazji, zaczęto analizować również właściwości allelopatyczne introdukowanych roślin, głównie ze względu na tworzenie przez nich zwartych skupisk monokulturowych [Sharma i in. 2005]. Prowadzone od końca lat 90. ubiegłego wieku badania nad allelopatią gatunków inwazyjnych, potwierdziły istnienie oddziaływań chemicznych ograniczających wzrost roślin rodzimych [Wardle i in. 1998; Mahall i Callaway 1992; Callaway i Aschehoug 2000; Hierro i Callaway 2003; Hulme 2007] oraz takich, które stymulują ich wzrost lub pozostają neutralne [Bauer i in. 2012; Zhang i in. 2015]. Ujemną allelopatię stwierdzono m.in. u inwazyjnych gatunków nawłoci – *Solidago canadensis* i *Solidago gigantea* [Abhilasha i in. 2008, Pisula i Meiners 2010, Wu i in. 2021], barszczu Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* [Baležentienė 2012], robinii akacjowej *Robinia pseudo-acacia* [Nasir i in. 2005] oraz niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* [Bieberich i in. 2018].

Spośród czterech dróg uwalniania przez rośliny związków biologicznie aktywnych do środowiska, obejmujących ulatnianie (ewaporację), wymywanie z części nadziemnych, eksudację z systemu korzeniowego oraz rozkład obumarłych tkanek roślinnych, ostatni z procesów ma najbardziej istotny wpływ w oddziaływaniach allelopatycznych [Wójcik-Wojtkowiak i in. 1998; Reigosa i González 2006; Zhang i in. 2020]. Jest to związane z faktem, że podczas degradacji resztek roślinnych, zachodzącej w wyniku mikrobiologicznej i/lub biochemicznej działalności edafonu, do aktywnych roślinnych produktów rozkładu dołączają także metabolity mikroorganizmów glebowych [Wójcik-Wojtkowiak i in. 1998; Weir 2007]. Związki chemiczne powstające w procesie rozkładu ściółki gatunków

inwazyjnych wpływają na właściwości fizykochemiczne gleb, a także strukturę rodzimych zbiorowisk roślinnych [Nasir i in. 2005; De las Heras i in. 2020; Stanek i in. 2020; Wang i in. 2020].

W przeprowadzonych badaniach własnych roztwory ze ściółki *P. serotina* (roztwór wyjściowy: 30g ściółki/100 ml wody destylowanej) istotnie hamowały kiełkowanie nasion gorczycy białej *Sinapis alba* oraz wzrost części nadziemnych siewek. W przypadku szczawiu zwyczajnego *Rumex acetosa* oraz szczawiu polnego *Rumex acetosella* stwierdzone oddziaływanie inhibicyjne badanych roztworów dotyczyło długości korzeni siewek. Wcześniejsze badania dostarczają informacji o istotnym ograniczeniu wzrostu korzeni siewek sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* i nieco słabszym wzroście łodyżek tego gatunku, w odpowiedzi na obecność roztworów ze ściółki *P. serotina* [Bączek i Halarewicz 2019]. Z kolei dodanie opadłych liści czeremchy amerykańskiej do podłoża, w którym rozwijały się siewki dębu bezszypułkowego *Quercus petraea* nie zmieniło parametrów wzrostowych roślin w porównaniu do kontroli [Robakowski i Bielinis 2011; Robakowski i in. 2018].

Analizowane przez Autorkę roztwory wodne ze świeżych liści *P. serotina* (roztwór wyjściowy: 30 g świeżej masy/100 ml wody destylowanej), niezależnie od terminu ich poboru, nie miały wpływu na kiełkowanie nasion *S. alba*, *R. acetosa* oraz *R. acetosella*. Wyniki uzyskane przez Csiszara [2009] i Csiszara i in. [2013] wskazują, że roztwory wodne z pędów liściowych czeremchy amerykańskiej, zebranych w fazie początków listnienia, mogą zaburzać proces kiełkowania nasion *S. alba*, a ich oddziaływanie inhibicyjne zależy od zastosowanego stężenia roztworu. Roztwór uzyskany z 5 g suchej masy/100 ml wody destylowanej istotnie obniżał zdolność kiełkowania w stosunku do kontroli, zaś przy naważce 1 g nie obserwowano efektu negatywnego. Natomiast Drogoszewski i Barzdajn [1984] stwierdzili hamujący wpływ wyciągów wodnych z liści *P. serotina* (o koncentracji 0,5 g oraz 5 g suchej masy/1 l wody destylowanej) na kiełkowanie nasion *P. sylvestris*. Uzyskane przez nich ekstrakty z tkanek pobranych w okresie kwitnienia, pełni listnienia i żółknięcia powodowały silniejsze działanie inhibicyjne w porównaniu do materiału roślinnego zebranego na początku listnienia. Obserwacje własne reakcji wzrostowych siewek wybranych gatunków roślin, wskazują na istotne różnice wyłącznie w długości korzeni, wyrastających z nasion traktowanych roztworami wodnymi z liści *P. serotina*, w porównaniu do grupy kontrolnej. Dotyczą one oddziaływania stymulującego na korzenie gorczycy białej (roztwór z liści zebranych w fazie pełni listnienia) oraz hamującego na korzenie szczawiu polnego (roztwór z liści zebranych w fazie początków listnienia). Przeciwnie wyniki w odniesieniu do *S. alba* uzyskali Csiszár i in. [2013], wykorzystujący w swoich badaniach roztwory wodne

z pędów czeremchy amerykańskiej w fazie początków listnienia. Autorzy ci stwierdzili ograniczenie wzrostu zarówno korzeni, jak i części nadziemnej siewek *S. alba*, przy czym silniejszy efekt inhibicyjny dotyczył długości korzenia rośliny testowej. Większa wrażliwość korzeni w porównaniu do części nadziemnych siewek jest wykazywana również przez innych autorów w testach allelopatycznych [Haugland i Brandsaeter 1996]. Sarkar i in. [2012] sugerują, że stały kontakt młodych korzeni z bibułą filtracyjną, pokrytą analizowanym roztworem i bezpośrednie pobieranie przez włósniki, mogą być przyczyną większej wrażliwości tej części siewki na związki aktywne biologicznie w porównaniu do ulistnionej łodyżki. Wydaje się, że uzyskane wyniki świadczące o pozytywnym działaniu allelopatycznym roztworów liści z *P. serotina* na korzenie *S. alba* mogą być związane z efektem nawożeniowym, który przeważa nad potencjalnym efektem allelochemicznym.

Przeprowadzone doświadczenie wazonowe, z różnymi wariantami podłoża wykazało hamujący wpływ gleby pobranej spod *P. serotina* na zdolność kiełkowania nasion oraz masę korzenia, jak i części nadziemnej siewek *S. alba*. Może to sugerować zarówno obecność związków allelopatycznych wydzielanych przez korzenie czeremchy amerykańskiej, jak i zdeponowanych w glebie na skutek wymywania ze świeżych czy rozkładających się liści. Negatywny wpływ czeremchowej ściółki na kiełkowanie gorczycy białej, jako osobny fragment tego rozdziału, został omówiony wcześniej.

W przypadku gryki zwyczajnej *Fagopyrum esculentum*, uprawianej w glebie z siedliska *P. serotina*, stwierdzono stymulujący wpływ na wzrost łodyg, przy jednoczesnym ograniczeniu masy korzeni, w porównaniu do siewek rozwijających się na glebie nie zasiedlonej przez analizowany gatunek inwazyjny. Niektórzy autorzy zwracają uwagę, że pozytywne działanie allelopatyczne jest krótkotrwałe, a wywołujące go związki chemiczne, podlegając naturalnym procesom rozkładu w glebie, powodują efekt nawożeniowy obserwowany przez dłuższy czas [Del Fabbro i Prati 2015]. Utrzymujący się w badaniach własnych, dodatni wpływ gleby spod *P. serotina* na siewki *F. esculentum*, nawet po dodaniu węgla aktywnego, przemawia za stymulacją spowodowaną wykorzystaniem składników odżywczych pochodzących z rozkładu związków allelopatycznych.

Trudna do interpretacji pozostaje reakcja wzrostowa siewek gorczycy białej czy gryki zwyczajnej, uprawianych w glebie z dodatkiem węgla aktywnego. W opublikowanych pracach badawczych innych autorów dodatek węgla aktywnego do gleby, pozyskanej z siedlisk gatunków inwazyjnych, takich jak rdestowiec pośredni *Reynoutria×bohemica* czy nawłóć kanadyjska *Solidago canadensis*, zwykle przyczynia się do ograniczenia negatywnego wpływu takiej gleby na wzrost gatunków testowych [Abhilasha i in. 2008; Parepa i Bossdorf

2016]. Tymczasem w przeprowadzonym przez Autorkę doświadczeniu wprowadzenie węgla aktywnego, zarówno do gleby spod *P. serotina* jak i wolnej od tego gatunku, dodatkowo znacząco zmniejszyło wysokość i masę siewek *S. alba*. Ponadto, istotny spadek masy części nadziemnej siewek *F. esculentum* obserwowano po dodaniu węgla aktywnego do gleby nie zasiedlonej przez *P. serotina*. Nie można wykluczyć, że w tym przypadku doszło do częściowej adsorpcji związków aktywnych, różnego pochodzenia. A te, które pozostały mogły wejść w oddziaływania synergistyczne, skutkujące wzmocnieniem ujemnego efektu allelopatycznego w stosunku do siewek gatunków testowych. Trudno przewidzieć trwałość sugerowanego efektu, ponieważ przebieg wzrostu roślin jest modyfikowany przez rodzaj gleby [Kobayashi i in. 2004], jej właściwości fizyczne [Blair i in. 2006], zawartość składników odżywczych [Fischer i in. 1978], aktywność mikroorganizmów glebowych [Weidenhamer i Romeo 2004; Trowbridge i in. 2020] oraz wzajemne oddziaływania pomiędzy wymienionymi czynnikami. Złożone interakcje biochemiczne, zachodzące w środowisku glebowym, odgrywają bardzo ważną, ale wciąż słabo poznaną rolę w przebiegu inwazji roślin [Reinhart i in. 2005; Levine i in. 2006]. Wynika to między innymi z faktu, że zdecydowana większość mikroorganizmów glebowych nie może być hodowana przy użyciu obecnych technik uprawy [Vartoukian i in. 2010].

Zastosowane metody oceny potencjału allelopatycznego czeremchy amerykańskiej, pomimo wykorzystania niewielkiej ilości materiału roślinnego, były skuteczne i potwierdziły możliwość oddziaływania badanej rośliny inwazyjnej na wybrane gatunki roślin testowych. Autorka jest świadoma pewnych ograniczeń wynikających z badań przeprowadzonych w warunkach laboratoryjnych. Prawdopodobnie zastosowane stężenia roztworów ze świeżych i rozkładających się liści *P. serotina* były wyższe od stężeń w środowisku naturalnym. Należy również wziąć pod uwagę to, że oddziaływania allelopatyczne pomiędzy gatunkami w tym samym zbiorowisku roślinnym, zachodzą równocześnie ze zjawiskiem konkurencji i podlegają pewnej dynamice sezonowej, a efekty fitotoksyczne obserwowane w warunkach laboratoryjnych mogą w naturze nie mieć znaczenia [Silva i in. 2014]. Dodatkowo, testy laboratoryjne z użyciem bibuły filtracyjnej nie uwzględniają procesów zachodzących w naturze w środowisku glebowym, gdzie aktywność związków allelopatycznych jest modyfikowana przez wpływ czynników zarówno biotycznych, jak i abiotycznych [Inderjit i in. 2011].

Potwierdzona w badaniach własnych i publikacjach naukowych możliwość negatywnego wpływu roztworów wodnych ze świeżych i rozkładających się liści czeremchy amerykańskiej na kiełkowanie nasion i wzrost siewek gorczycy białej, modelowej rośliny

wykorzystywanej w testach allelopatycznych, stanowi przesłankę do kontynuowania prac badawczych, ze szczególnym uwzględnieniem doświadczeń terenowych.

7. Wnioski

1. Analizy fitocenozy, które ukształtowały się w wyniku co najmniej dziesięcioletniego okresu odłogowania gruntów ornych, wykazały, że w obrębie badanych obiektów dominują zubożałe zbiorowiska łąkowe, zaroślowe i ruderalne, głównie z klas *Molinio-Arrhenatheretea* i *Artemisietea vulgaris*. Kompozycja gatunkowa badanych płatów roślinności sprawia, że trudno wyróżnić niższe jednostki syntaksonomiczne. W przeważnie kadłubowych zbiorowiskach liczne są gatunki towarzyszące o szerokiej tolerancji ekologicznej.
2. Analiza składu gatunkowego zbiorowisk roślinnych porastających odłogi wskazuje na postępującą sukcesję gatunków drzewiastych (*Syringa vulgaris*, *Rubus caesius*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*), wkraczanie obcych gatunków inwazyjnych (*Solidago gigantea*) i rodzimych ekspansywnych (*Calamagrostis epigejos*) oraz ustępowanie gatunków segetalnych (*Vicia hirsuta*, *Viola arvensis*).
3. Rozmieszczenie *Padus serotina* na badanych gruntach porolnych ma charakter skupiskowy. Krzewy i drzewa omawianego gatunku, stanowiąc podpory dla przysiadających ptaków, sprzyjają dyspersji nasion ornitochorycznych, które inicjują rozwój wielogatunkowych formacji krzewiastych.
4. *Padus serotina* w warstwie zielnej i w warstwie drzew wykazuje wpływ na kompozycję gatunkową flory odłogów. Badania przeprowadzone na obecnym etapie sukcesji wskazują na wkraczanie niektórych gatunków ceniolubnych traw (*Poa nemoralis*), mszaków siedlisk łąkowych (*Ceratodon purpureus*) i ruderalnych (*Brachythecium oedipodium*) oraz ustępowanie ekspansywnego *Calamagrostis epigejos* wraz ze wzrostem udziału *P. serotina* w analizowanych fitocenozach.
5. Obecność *Padus serotina* w płatach roślinności powoduje istotny wzrost liczby gatunków oraz wartości wskaźników różnorodności i równocенności Shannona-Wienera.
6. Czynniki siedliskowymi o istotnym znaczeniu dla zróżnicowania roślinności badanych odłogów są: polowa pojemność wodna, zawartość węgla organicznego, koncentracja przyswajalnych form potasu i fosforu oraz odczyn gleby.
7. Czeremcha amerykańska, w każdej z analizowanych warstw roślinności, wpływa na podwyższenie koncentracji fosforu glebowego. Wzrost pokrycia przez warstwę krzewów *P. serotina* powoduje zwiększenie zawartości azotu i potasu w glebie.

Wzrost udziału omawianego gatunku w warstwie zielnej przyczynia się do zakwaszenia gleby oraz spadku zawartości wody dostępnej dla roślin w poziomie warstwy ornej 20-40 cm.

8. Najszybsze tempo dekompozycji materii organicznej wykazują opadłe liście *Padus serotina* pod okapem osobników macierzystych. Pomimo, że obecność czeremchy amerykańskiej jest dodatnio skorelowana z zawartością azotu, fosforu i potasu glebowego, nie stwierdzono istotnej zależności pomiędzy tempem rozkładu czeremchowej ściółki a zasobnością gleb w powyższe składniki pokarmowe.
9. Wyniki przeprowadzonych testów laboratoryjnych potwierdzają, że czeremcha amerykańska wpływa na gatunki roślin współwystępujących poprzez uwalnianie związków allelopatycznych na drodze wymywania z żywych tkanek roślinnych, rozkładu materii organicznej i wydzielania przez system korzeniowy.
10. Wodne roztwory sporządzone z opadłych liści *Padus serotina* istotnie hamują kiełkowanie nasion oraz wzrost części nadziemnych siewek gorczycy białej *Sinapis alba*. Stwierdzono również inhibicyjne działanie badanych roztworów na długość korzeni siewek szczawiu zwyczajnego *Rumex acetosa* oraz szczawiu polnego *Rumex acetosella*.
11. Roztwory uzyskane ze świeżych liści *Padus serotina* istotnie ograniczają jedynie wzrost korzeni *Rumex acetosa* oraz stymulują wzrost korzeni *Sinapis alba*. Pozytywne oddziaływanie zastosowanych roztworów może być związane z efektem nawożenia, który przeważa nad potencjalnym efektem allelochemicznym.
12. Gleba pobrana na stanowisku czeremchy amerykańskiej wykazuje, w warunkach laboratoryjnych, hamujący wpływ na zdolność kiełkowania nasion, masę korzeni i części nadziemnej siewek *Sinapis alba* oraz masę korzeni siewek gryki zwyczajnej *Fagopyrum esculentum*. Jej przydatność pod uprawę testowanych roślin uprawnych *in situ* jest wątpliwa.

8. Spis piśmiennictwa

- Abhilasha D., Quintana N., Vivanco J., Joshi J. 2008. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora? *Journal of Ecology* 96: 993 – 1001.
- Adamczak A. 2007. *Acer negundo* L. and *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. as kenophytes initiating the development of wildwoods on fallow lands. *Przegląd Przyrodniczy XVII*: 1 – 2.
- Adamowski W., Knopik A. 1996. Ornithochorous species penetration onto abandoned farmland during secondary succession. *Phytocoenosis* 8 (N.S.) *Seminarium Geobotanicum* 4: 97 – 110.
- Arthur M., Bray S., Kuchle C., McEwan R. 2012. The influence of the invasive shrub, *Lonicera maackii*, on leaf decomposition and microbial community dynamics. *Plant Ecology* 213: 1571 – 1582.
- Austin A.T., Vivanco L., González-Arzac A., Pérez L. I. 2014. There's no place like home? An exploration of the mechanisms behind plant litter-decomposer affinity in terrestrial ecosystems. *New Phytologist* 204: 307 – 314.
- Babczyńska-Sendek B., Błońska A., Hejdysz J. 2012. Characteristics of the flora of fallow landson rendzina soils on the Twardowice plateau (Silesian Upland). *Acta Agrobotanica* 65 (4): 75 – 90.
- Badura J., Przybylski B. 1998. Zasięg lądolodów plejstocenijskich i deglacjacja obszaru między Sudetami a Wałem Śląskim. *Biuletyn PIG* 385: 9 – 28.
- Balcerkiewicz S., Pawlak G. 2011. Antropofity na tle dynamiki roślinności – studium na podstawie długoterminowego eksperymentu na powierzchni stałej. *Acta Botanica Silesiaca* 6: 63 – 80.
- Baležentienė L. 2012. Inhibitory effects of invasive *Heracleum sosnowskyi* on rapeseed and ryegrass germination. *Allelopathy Journal* 30 (2): 197 – 208.
- Banasiak S. E., Meiners S. J. 2009. Long term dynamics of *Rosa multiflora* in a successional system. *Biological Invasions* 11: 215 – 224.
- Barabasz-Krasny B. 2002. Sukcesja roślinności na łąkach, pastwiskach i nieużytkach porolnych Pogórza Przemyskiego. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 4: 3 – 81.
- Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Jaworska B., Baranowska E. 2001. Wpływ odłogowania gleb lekkich na kształtowanie się zawartości magnezu. *Acta Agrophysica* 56: 31 – 36.

- Bartkowiak S. 1970. Ornitochoria rodzimych i obcych gatunków drzew i krzewów. Arboretum Kórnickie 15: 237 – 261.
- Bauer J. T., Shannon S. M., Stoops R. E., Reynolds H. L. 2012. Context dependency of the allelopathic effects of *Lonicera maackii* on seed germination. *Plant Ecology* 213: 1907 – 1916.
- Bączek P., Halarewicz A. 2019. Effect of black cherry (*Prunus serotina*) litter extracts on germination and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedlings. *Polish Journal of Ecology* 67: 137 – 147.
- Benton T. G., Vickery J. A., Wilson J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18: 182 – 188.
- Bernadzki E., Kowalski M. 1983. Brzoza na gruntach porolnych. *Sylwan* 12: 33 – 42.
- Bieberich J., Lauerer M., Drachler M., Heinrichs J., Müller S., Feldhaar H. 2018. Species and developmental stage-specific effects of allelopathy and competition of invasive *Impatiens glandulifera* on co-occurring plants. *PLOS ONE* 13(11): e0205843.
- Bielecka A., Borkowska L., Królak E. 2020. Environmental Changes Caused by the Clonal Invasive Plant *Solidago Canadensis*. *Annales Botanici Fennici* 57 (1-3): 33 – 48.
- Bieroński J., Tarka R. 2010. Zasoby wodne na terenie Wrocławia. W: Lewicki Z. (red.) Środowisko Wrocławia. Informator 2010. LEMITOR, Wrocław:, 40 – 50.
- Bijak S., Czajkowski M., Ludwisiak Ł. 2014. Occurrence of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in the State Forests in Poland. *Leśne Prace Badawcze* 75 (4): 359 – 365.
- Blair A. C., Nissen S. J., Brunk G. R., Hufbauer R. A. 2006. A lack of evidence for an ecological role of the putative allelochemical (\pm)-catechin in spotted knapweed invasion success. *Journal of Chemical Ecology* 32: 2327 – 2331.
- Bochenek A. 1998. Ekofizjologiczne uwarunkowania dynamiki glebowego banku nasion chwastów. *Postępy Nauk Rolniczych* 6: 83 – 100.
- Bomanowska A., Adamowski W. 2012. Alien plant species in secondary succession. *Thaiszia – Journal of Botany – Košice* 22 (2): 121 – 141.
- Bucała A., Budek A., Kozak M. 2015. The impact of land use and land cover changes on soil properties and plant communities in the Gorce Mountains (Western Polish Carpathians), during the past 50 years. *Zeitschrift für Geomorphologie* 59 (2): 41 – 74.
- Bułaj B., Okpisz K., Rutkowski P., Tomczak A. 2017. Occurrence of invasive black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) on abandoned farmland in west – central Poland. *Forestry Letters* 110: 26 – 31.

- Cain M.L., Brook M.G., Strand A.E., 2000. Long – distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* 87: 1217 – 1227.
- Callaway R.M., Aschehoug E.T. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science* 290: 521 – 523.
- 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.
- Callaway R. M., Thelen G. C., Rodriguez A., Holben W. E. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature* 427 (6976): 731 – 733.
- Castro-Díez P., Godoy O., Alonso A., Gallardo A., Saldaña A. 2014. What explains variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis. *Ecology Letters* 17: 1 – 12.
- Chabrierie O., Hoeblich H., Decocq G. 2007. Determinism and ecological consequences of the invasive dynamics of the black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) on the plant community of the Compiègne forest. *Acta botanica Gallica: bulletin de la Société botanique de France* 154 (3): 383 – 394.
- Chabrierie O., Loinard J., Perrin S., Saguez R., Decocq G. 2010. Impact of *Prunus serotina* invasion on understory functional diversity in a European temperate forest. *Biological Invasions* 12: 1891 – 1907.
- Chabrierie O., Verheyen K., Saguez R., Decocq G. 2008. Disentangling relationships between habitat conditions, disturbance history, plant diversity and American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasion in a European temperate forest. *Diversity and Distributions* 14: 204 – 212.
- Chabrierie O., Loinard J., Perrin S., Saguez R., Decocq G. 2010. Impact of *Prunus serotina* invasion on understory functional diversity in a European temperate forest. *Biological Invasions* 12: 1891 – 1907.
- Chen H., Li B., Fang C., Chen J., Wu J. 2007. Exotic plant influences soil nematode communities through litter input. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1782 – 1793.
- Chmolewska D., Kozak M., Laskowski R. 2016. Soil physicochemical properties and floristic composition of two ecosystems differing in plant diversity: fallows and meadows. *Plant and Soil* 402: 317 – 329.
- Chudecka J., Tomaszewicz T. 2004. Wpływ odłogowania na właściwości chemiczne gleb erodowanych w Dłusku (woj. zachodniopomorskie). *Roczniki Gleboznawcze* 55 (4): 5 – 14.

- Chudecka J., Tomaszewicz T. 2015. Changes of chemical properties of brunic arenosols (rusty soils) after eleven years of their fallowing. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis. Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica* 320 (35) 3: 31 – 40.
- Closset-Kopp D., Chabrierie O., Valentin B., Delachapelle H., Decocq G. 2007. When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in r/k-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forest? *Forest Ecology and Management*: 247: 120 – 130.
- Cronk Q.C.B., Fuller J. 2001. *Plant invaders: The treat to natural ecosystems*. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling: 241 pp.
- Csiszár Á. 2009. Allelopathic effects of invasive plant species in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 9 – 17.
- Csiszár Á., Korda M., Schmidt D., Šporčić D., Süle P., Teleki B., Tiborcz V., Zagyvai G., Bartha D. 2013. Allelopathic potential of some invasive plant species occurring in Hungary. *Allelopathy Journal* 31 (2): 309 – 318.
- Czarnecka B. 1997. Strategie adaptacyjne roślin a skład gatunkowy fitocenozy. *Wiadomości Botaniczne* 41 (3/4): 33 – 42.
- Czarnecki A., Seredyn Z., Barcikowski A. 1994. Zasady konserwacji i ochrony gruntów rolnych czasowo wyłączonych z produkcji. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 2: 19 – 35.
- Dajdok Z., Pawlaczyk P. 2009. *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 167 pp.
- Danielewicz W. 1994. Rozsiedlenie czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) na terenie Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka. *Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych, Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Wydział Nauk Rolniczych i Leśnych* 78: 35 – 42.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Vanparys V., Hayez M., Gruber W., Meerts P. 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia* 157: 131 – 140.
- Davidson E. A., Janssens I. A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165 – 173.
- De las Heras P., Medina-Villara S., Pérez-Corona M. E., Vázquez-de-Aldana B. R. 2020. Leaf litter age regulates the effect of native and exotic tree species on understory herbaceous vegetation of riparian forests. *Basic and Applied Ecology* 48: 11 – 25.

- Deckers B., Verheyen K., Hermy M., Muys B. 2005. Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. *Ecography* 28: 99 – 109.
- Deckers B., Verheyen K., Vanhellefont M., Maddens E., Muys B., Hermy M., 2008. Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive *Prunus serotina* in an agricultural landscape. *Biological Invasions* 10: 717 – 727.
- Decocq G. 2007. Dynamique invasive du cerisier tardif, *Prunus serotina* Ehrh., en système forestier tempéré: déterminants, mécanismes, impacts écologiques, économiques et socioanthropologiques. Rapport Final. Université de Picardie Jules Verne, Amiens, France: 91 pp.
- Del Fabbro C., Prati D. 2015. The relative importance of immediate allelopathy and allelopathic legacy in invasive plant species. *Basic and Applied Ecology* 16: 28 – 35.
- Dierßen K. 2001. Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes., *Bryophytorum Bibliotheca*. J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart: 289 pp.
- Dölle M., Bernhardt-Römermann M., Parth A., Schmidt W. 2008. Changes in life history trait composition during undisturbed old – field succession. *Flora* 203: 508 – 522.
- Dombrowski A., Goławski A. 2002. Changes in numbers of breeding – birds in an agricultural landscape of east-central Poland. *Vogelwelt* 123: 79 – 87.
- Dominik T. 1947. Przyczynek do znajomości wartości hodowlanej czeremchy amerykańskiej. *Sylvan* 1-4: 123 – 131.
- Drogoszewski B., Barzdajn W. 1984. Wpływ ekstraktów wodnych z tkanek *Prunus serotina* Ehrh. na kiełkowanie nasion *Pinus silvestris* L. *Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych Poznańskiego Towarzystwa Przyjaciół Nauk, Wydziału Nauk Rolniczych i Leśnych* 58: 33 – 38.
- Drozd J., Licznar M., Licznar S.E., Weber J. 2002. *Gleboznawstwo z elementami mineralogii i petrografii*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu: 210 pp.
- Dubicki A., Dubicka M., Szymanowski M. 2002. *Klimat Wrocławia*. W: Smolnicki K., Szykasiuk M. (red.). *Środowisko Wrocławia. Informator 2002*. Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju, Wrocław: 9 – 25.
- Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2015. Wkraczanie czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* (Ehrh.) Borkh. do olsów i łągów olszowo-jesionowych. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 14 (2): 103 – 113.

- Dyderski M.K., Jagodziński A. M. 2021. Impacts of invasive trees on alpha and beta diversity of temperate forest understories. *Biological Invasions* 23: 235 – 252.
- Dzwonko Z. 1998. Współczesne metody numerycznego porządkowania i ich zastosowanie w badaniach nad roślinnością. W: Kaźmierczak E., Nienartowicz A., Piernik A., Wilkoń – Michalska J. (red.) *Metody numeryczne w badaniach struktury i funkcjonowania szaty roślinnej*. Wydawnictwo UMK Toruń: 132 – 142.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. *Vademecum Geobotanicum*. Sorus. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Poznań-Kraków: 304 pp.
- Ehrenfeld J. G. 2003. Effect of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503 – 523.
- Ehrenfeld J., Kourtev P., Huang W. 2001. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological Applications* 11: 1287 – 1300.
- Ehrenfeld J. G., Scott N. 2001. Invasive Species and the Soil: Effects on Organisms and Ecosystem Processes. *Ecological Applications* 11: 1259 – 1260.
- Ehrenfeld J. G. 2003. Effect of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503 – 523.
- Elgersma K. J., Ehrenfeld J.G. 2011. Linear and non-linear impacts of a non-native plant invasion on soil microbial community structure and function. *Biological Invasions* 13: 757 – 768.
- Facon B., Genton B. J., Shykoff J., Jarne P., Estoup A., David P. 2006. A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 130 – 135.
- Faliński J. B. 1969. Neofity i neofityzm. *Dyskusje fitosocjologiczne* (5). *Ekologia Polska, Seria B* (15): 337 – 355.
- Faliński J. B. 1986. Sukcesja roślinności na nieużytkach porolnych jako przejaw dynamiki ekosystemu wyzwolonego spod długotrwałej presji antropogenicznej. Część 1 i 2. *Wiadomości Botaniczne* 30, 1: 25 – 50; 2: 115 – 126.
- Faliński J. B. 1991. Procesy ekologiczne w zbiorowiskach leśnych. (Ecological processes in forest communities). *Phytocoenosis* 3: 17 – 41.
- Faliński J. B. 1998a. Invasive alien plants and vegetation dynamics. W: Starfinger U., Edwards K., Kowarik I., Williamson M. (red.) *Plant invasions. Ecological consequences and human responses*. Backhuys, Leiden, 3 – 21.
- Faliński J. B. 1998b. Invasive alien plants, vegetation dynamice and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (Suppl). *Cartographiae Geobotanice* 9: 163 – 187.

- Fischer R. F., Woods R. A., Glavicic M. R. 1978. Allelopathic effects of goldenrod and aster on young sugar maple. *Canadian Journal of Forest Research* 8: 1 – 9.
- Forte T. G. W., Brundu G., Celesti-Grapow L., Siniscalco C., Barni E. 2019. *Prunus serotina* in Italy: a challenging candidate for the national list of priority invasive alien species. *Plant Biosystems* 153 (6): 900 – 904.
- Fortunel C., Garnier E., Joffre R., Kazakou E., Quested H., Grigulis K., Lavorel S., Ansquer P., Castro H., Cruz P. Dolezal J., Eriksson O., Freitas H., Golodets C., Jouany C., Kigel J., Kleyer M., Lehsten V., Lepš J., Meier T., Pakeman R., Papadimitriou M., Papanastasis V. P., Quétier F., Robson M., Sternberg M., Theau J. P., Thébault A., Zavorali M. P. 2009. Leaf traits capture the effects of land use changes and climate on litter decomposability of grasslands across Europe. *Ecology* 90: 598 – 611.
- Fowells H.A. 1965. *Silvics of forest trees of the United States*. US Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook No 271.
- Freschet G. T., Aerts R., Cornelissen J. H. C. 2012. Multiple mechanisms for trait effects on litter decomposition: Moving beyond homefield advantage with a new hypothesis. *Journal of Ecology* 100: 619 – 630.
- Frey W., Frahm J.-P., Fischer E., Lobin W. 2006. *The liverworts, mosses and ferns of Europe*. Harley Books, Colchester: 512 pp.
- Fudali E., Podlaska M., Koszelnik-Leszek A. 2020. Zadrzewienia śródpolne na rolniczych peryferiach Wrocławia jako enklawy zagrożonych i rzadkich w regionie gatunków roślin. W: Pentoś K. (red.) *Rolnictwo XXI wieku – problemy i wyzwania 2020*, Idea Knowledge Future: 17 – 26.
- Gazda A., Augustynowicz P. 2012. Obce gatunki drzew w polskich lasach gospodarczych. Co wiemy o puli i o rozmieszczeniu wybranych taksonów? *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*. R. 14. Zeszyt 33/4: 53 – 61.
- Godefroid S., Phartyal S. S., Weyembergh G., Koedam N. 2005. Ecological factors controlling the abundance of nonnative black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *Forest Ecology and Management* 210: 91 – 105.
- Gomez-Montano L., Jumpponen A., Gonzales M.A., Cusicanqui J., Valdivia C., Motavalli P. P., Herman M., Garrett K. A. 2013. Do bacterial and fungal communities in soils of the Bolivian Altiplano change under shorter fallow periods? *Soil Biology and Biochemistry* 65(0): 50 – 59.
- Grzyb M. 1997. Możliwości renaturyzacji siedlisk gładowych na gruntach porolnych. *Przegląd Przyrodniczy* 8 (1 – 2): 87 – 92.

- Halarewicz A. 2011. Odnawianie się czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. na siedliskach borowych. Sylwan 155 (8): 530 – 534.
- Halarewicz A. 2012. Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w wybranych fitocenozach leśnych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu: 143 pp.
- Halarewicz A. 2015. Szkodniki owoców czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.). Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Rolnictwo CXIV, 614: 49 – 58.
- Halarewicz A., Bączek P. 2016. Black cherry *Prunus serotina* (Ehrh.) Borkh in the Uroczysko Wrzosy nature reserve with some options of reducing its expansion. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 35(2): 27 – 39.
- Halarewicz A., Jackowski J. W. 2011. Leaf damage of the black cherry, *Prunus serotina* Ehrh., by the leaf beetle, *Gonioctena quinquepunctata* Fabr.: an accidental foraging on a neophyte host, or an established herbivory act? Polish Journal of Ecology 59: 587 – 595.
- Halarewicz A., Kawałko D. 2014. Wpływ czynników glebowych na występowanie *Prunus serotina* w fitocenozach leśnych. Sylwan 158 (2): 117 – 123.
- Halarewicz A., Nowakowska K. M. 2005. Stan badań nad inwazyjnym charakterem *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. Annales Silesiae 34: 39 – 44.
- Halarewicz A., Otręba A., Danielewicz W. 2018. Ankieta oceny stopnia inwazyjności *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w Polsce, na podstawie protokołu Harmonia+PL – procedura oceny ryzyka negatywnego oddziaływania inwazyjnych i potencjalnie inwazyjnych gatunków obcych w Polsce. Źródło: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska (www.projekty.gdos.gov.pl/igo, data dostępu: 17.02.2020)
- Halarewicz A., Pruchniewicz D. 2015a. Struktura i dynamika lokalnej populacji czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* Ehrh. na przestrzeni 10 lat badań. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Biologia i Hodowla Zwierząt LXXVII, 609: 17 – 24.
- Halarewicz A., Pruchniewicz D. 2015b. Vegetation and environmental changes in a Scots pine forest invaded by *Prunus serotina*: What is the threat to terricolous bryophytes? European Journal of Forest Research 134: 793 – 801.
- Halarewicz A., Pruchniewicz D., Kawałko D. 2017a. Black cherry (*Prunus serotina*) invasion in a Scots pine forest: relationships between soil properties and vegetation. Polish Journal of Ecology 65: 295 – 302.

- Halarewicz A., Pruchniewicz D., Kawałko D. 2017b. Kształtowanie właściwości gleb w borze sosnowym z udziałem czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.). Sylwan 161: 149 – 154.
- Halarewicz A., Szumny A., Bączek P. 2021. Effect of *Prunus serotina* Ehrh. volatile compounds on germination and seedling growth of *Pinus sylvestris* L. Forests 12: 846.
- Halarewicz A., Żołnierz L. 2014. Changes in the understory of Mied coniferous forest plant communities dominated by the American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). Forest Ecology and Management 313: 91 – 97.
- Harasimowicz-Hermann G., Ignaczak S. 2005. Produkcyjność ugoru w różnych systemach konserwacji gleby. Część II. Struktura zachwaszczenia ugoru. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 507: 213 – 225.
- Hastie T. J., Tibshirani R. J. 1990. Generalized Additive Models. Monographs on Statistics and Applied Probability. Chapman & Hall/CRC, Washington DC.
- Haugland E., Brandsaeter L. O. 1996. Experiments on bioassay sensitivity in the study of allelopathy. Journal of Chemical Ecology 22: 1845 – 1859.
- Hawkes C. V. 2007. Are invaders moving targets? The generality and persistence of advantages in size, reproduction, and enemy release in invasive plant species with time since introduction. American Naturalist 170: 832 – 843.
- 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.
- Henderson I. G., Cooper J., Fuller R. J., Vickery J. 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. Journal of Applied Ecology 37 (2): 335 – 347.
- Hierro J. L., Callaway R. M. 2003. Allelopathy and exotic plant invasion. Plant and Soil 256 (1): 29 – 39.
- Hierro J. L., Maron J. L., Callaway R. M. 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. Journal of Ecology 93: 5 – 15.
- Hochół T., Łabza T., Stupnicka-Rodzynkiewicz E. 1998. Zachwaszczenie wieloletnich odlogów w porównaniu do stanu na polach uprawnych. Bibliotheca Fragmenta Agronomica 5: 115 – 123.
- Hojka K. 2009. W powiecie oławskim dobra ziemia trzyma się mocno. Instytut Analiz Monitor Rynku Nieruchomości mnr.pl.

- Honnay O., Endels P., Vereecken H., Hermy M. 1999. The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. *Diversity and Distributions* 5: 129 –141.
- Hoppes W. G. 1988. Seedfall pattern of several species of bird-dispersed plants in an Illinois woodland. *Ecology* 69: 320 – 329.
- Horodecki P., Nowiński M., Jagodziński A. M. 2019. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. *Land Degradation & Development* 30: 3 – 13.
- Hulme P. E. 2007. Biological invasions in Europe: Drivers, pressures, states, impacts and responses. W: Hester R., Harrison R.M. (red.) *Biodiversity Under Threat*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK., 56 – 78.
- Inderjit. 2005. Plant invasions: habitat invasibility and dominance of invasive plant species. *Plant and Soil* 277: 1 – 5.
- Inderjit, Wardle D. A., Karban R., Callaway R. M. 2011. The ecosystem and evolutionary contexts of allelopathy. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 655 – 662.
- Inderjit. 2005. Plant invasions: habitat invasibility and dominance of invasive plant species. *Plant and Soil* 277: 1 – 5.
- Jabłoński B. 1998. Wartość pszczelarska czeremchy amerykańskiej. *Pszczelarstwo* 12: 8 – 9.
- Jakobs G., Weber E., Edwards P. J. 2004. Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (*Asteraceae*) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. *Diversity and Distribution* 10: 11 – 19.
- Jary Z., Kasprzak M., Migoń P. 2010. Położenie, geologia i rozwój rzeźby terenu Wrocławia. Środowisko Wrocławia. Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju, Wrocław: 15 – 21.
- Jezierska-Domardzka A., Kuźniewski E. 2007. Zmiany we florze i roślinności gruntów ornych w północno-zachodniej części powiatu opolskiego w latach 1982-2003. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 59 – 69.
- Jędrzejczak E. 2020. Wpływ *Rudbeckia laciniata* L. na pokrywę roślinną oraz wielkość i skład gatunkowy glebowego banku nasion nieużytkowanych łąk. Praca doktorska. Zakład Taksonomii, Fitogeografii i Paleobotaniki Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego. Kraków: 133 pp.
- Jo I., Fridley J. D., Frank D. A. 2016. More of the same? In situ leaf and root decomposition rates do not vary between 80 native and nonnative deciduous forest species. *New Phytologist* 209: 115 – 122.

- Jonak A. 2017. Prognoza oddziaływania na środowisko dla obszaru obejmującego część obrębu Prawocin, gmina Siechnice. Pracownia Projektowa LandArt, Wrocław.
- Juchnowska E. 2010. Elementy przyrodnicze ekosystemu Wrocławia. W: Lewicki Z. (red.) Środowisko Wrocławia. Informator 2010. LEMITOR, Wrocław: 51 – 61.
- Kabała C., Chodak T. 2002. Gleby. W: Smolnicki K., Szykasiuk M. (red.) Środowisko Wrocławia. Informator 2002. Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju, Wrocław: 66 – 73.
- Kalníková V., Palpurina S., Peterka T., Kubešová S., Plesková Z., Sabovljević, M. 2017. Bryophytes on river gravel bars in the Balkan mountains: new records and insights into ecology. *Herzogia* 30: 370 – 386.
- Kandji S. T., Ogol C. K. P. O., Albrecht A. 2003. Crop damage by nematodes in improved – fallow fields in western Kenya. *Agroforestry Systems* 57(1): 51 – 57.
- Kennedy P. J. 1992. Ground beetle communities on set-aside and adjacent habitats. BCPC Monograph, Set – Aside 50: 154 – 164.
- Kinhal V., Parthasarathy N. 2008. Secondary succession and resource use in tropical fallows: A case study from the Coromandel Coast of South India. *Land Degradation and Development* 19 (6): 646 – 662.
- Klotz S., Kühn I., Durka W. [Hrsg.] 2002. BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 334 pp.
- Kluth S., Kruess A., Tschardt T. 2005. Effects of two pathogens on the performance of *Cirsium arvense* in a successional fallow. *Weed Research* 45 (4): 261 – 269.
- Kłodziński M. 2010. Główne funkcje polskich obszarów wiejskich z uwzględnieniem dezagraryzacji wsi i pozarolniczej działalności gospodarczej. *Studia BAS* nr 4 (24): 9 – 28.
- Kobayashi K., Koyama H., Shim I. S. 2004. Relationship between behavior of dehydromatricaria ester in soil and the allelopathic activity of *Solidago altissima* L. in the laboratory. *Plant and Soil* 259: 97 – 102.
- Konatowska M., Rutkowski P. 2019. Phytosociology – A Useful Tool for the Assessment of Past and Future Human Impacts on Plants and Forest Ecosystems. *Journal of Biosciences and Medicines* 7: 154 – 163.
- Korabiewski B., Lewicki P. 2010. Gleby Wrocławia. W: Lewicki Z. (red.) Środowisko Wrocławia. Informator 2010. LEMITOR, Wrocław: 22 – 25.
- Kostuch R. 2003. Sukcesja roślinna na odłogowanych gruntach ornych. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie* t. 3, z. 2 (8): 57 – 78.

- Kościk B., Kalita E. 1998. Analiza możliwości zagospodarowania odłogów na Zamojszczyźnie. *Bibliotheca Fragmenta Agronomica* 5: 63 – 71.
- Koutika L.S., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Dassonville N., Meerts P. 2007. Assessment of changes in soil organic matter after invasion by exotic plant species. *Biology and Fertility of Soils* 44: 331 – 341.
- Kovach Computing Services. 2004. MVSP v3.131.
- Kowalski M. 1988. Wpływ gospodarki leśnej na środowisko. Lipa i czeremcha amerykańska w przekształcaniu siedliska borów sosnowych. Seminarium Naukowe w Sękocinie 10-11.XI.1988, SGGW, Warszawa:, 149 – 156.
- Kowarik I. 1992. Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Geholzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg, Beiheft 3*: 188 pp.
- Kowarik I. 1995. Time lags in biological invasion with regard to the success and failure of alien species. W: Pyšek P., Prach K., Rejmanek M., Wade M. (red.) *Plant Invasions: General aspects and specific problems* Amsterdam, SBP Academic Publishing, 15 – 38.
- Kowarik I. 2003. *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Ulmer, Stuttgart: 380 pp.
- Kozak M. 2007. Differentiation of the meadow communities in the Gorce mountain range (Polish Western Carpathians). *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego, Prace Botaniczne* 41: 174 pp.
- Kozak M., Pudelko R. 2021. Impact Assessment of the Long-Term Fallowed Land on Agricultural Soils and the Possibility of Their Return to Agriculture. *Agriculture* 11: 148.
- Krasowicz S., Filipak K. 1998. Czynniki decydujące o regionalnym zróżnicowaniu odłogów w Polsce. *Bibliotheca Fragmenta Agronomica* 5: 25 – 33.
- Kurek P., Sparks T. H., Tryjanowski P. 2015. Electricity pylons may be potential foci for the invasion of black cherry *Prunus serotina* in intensive farmland. *Acta Oecologica* 62: 40 – 44.
- Kurus J., Podstawka-Chmielewska E. 2006. Struktura flory po dziesięcioletnim odłogowaniu gruntu ornego na dwóch typach gleb. *Acta Agrobotanica* 59 (2): 365 – 376.
- Levine J. M., Pachepsky E., Kendall B. E., Yelenik S. G., Lambers J. H. R. 2006. Plant-soil feedbacks and invasive spread. *Ecology Letters* 9: 1005 – 1014.

- Levine J. M., Vild M., D'Antonio C. M., Dukes J. S., Grigulis K., Lavorel S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270: 775 – 81.
- Levine J. M., Pachepsky E., Kendall B. E., Yelenik S. G., Lambers J. H. R. 2006. Plant-soil feedbacks and invasive spread. *Ecology Letters* 9: 1005 – 1014.
- Liao C., Peng R., Luo Y., Zhou X., Wu X., Fang C., Chen J., Li B. 2008. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* 177: 706 – 714.
- Licznar M., Licznar S. E., Walenczak K., Brojanowska M. 2009. Związki próchniczne gleb odłogowanych na tle ich właściwości fizykochemicznych *Roczniki Gleboznawcze* 60 (1): 69 – 76.
- Lorenz K., Preston C. M., Krumrei S., Feger K. H. 2004. Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *European Journal of Forest Research* 123: 177 – 188.
- Łabza T., Hochół T., Stupnicka-Rodzinkiewicz E. 2003. Zmiany we florze odłogów i sąsiadujących z nimi pól uprawnych w latach 1993-2001. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 490: 143 – 152.
- Łętkowska A., Strączyńska S. 2001. Wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleb odłogowanych i użytkowanych rolniczo. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 478: 241 – 248.
- Łopatka A. 2015. Związek pomiędzy zawartością glebowej materii organicznej na gruntach ornych a strukturą upraw i obsadą zwierząt ustalony w oparciu o dane monitoringu Lucas*. *Studia i Raporty IUNG-PIB. Zeszyt* 46 (20): 21 – 43.
- Łukasiewicz A. 1989. Wpływ katastrofalnej suszy w latach 1982 – 1983 na drzewa i krzewy w ogrodzie botanicznym UAM na terenie miasta Poznania. Część I i II. *Wiadomości Botaniczne* 33 (2): 21 – 52.
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evanset H., Clout M., Al Bazzaz F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10: 689 – 710.
- Mahall B. E., Callaway R. M. 1992. Root Communication mechanisms and intracommunity distributions of 2 Mojave desert shrubs. *Ecology* 73: 2145 – 2151.
- Majewska M. L., Błaszowski J., Nobis M., Rola K., Nobis A., Łakomiec D., Czachura P., Zubek S. 2015. Root-inhabiting fungi in alien plant species in relation to invasion status and soil chemical properties. *Symbiosis* 65: 101 – 115.

- Malicki L., Podstawka-Chmielewska E. 1998. Zmiany fitocenozy i niektórych właściwości gleby zachodzące podczas odłogowania oraz będące efektem zagospodarowania wieloletniego odłogu. *Bibliotheca Fragmenta Agronomica* 5: 97 – 114.
- Maly S., Korthals G., Van Dijk C., Van der Putten W., De Boer W. 2000. Effect of vegetation manipulation of abandoned arable land on soil microbial properties. *Biology and Fertility of Soils* 3: 121 – 127.
- Manly B. F. J. 1990. *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. Chapman and Hall, London.
- Marciszewska K., Szczepkowski A., Otręba A., Oktaba L., Kondras M., Zaniewski P., Ciurzycki W., Wojtan R. 2018. The dynamics of sprouts generation and colonization by macrofungi of black cherry *Prunus serotina* Ehrh. eliminated mechanically in the Kampinos National Park. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry* 60 (1): 34 – 51.
- Marks M., Nowicki J. 2002. Aktualne problemy gospodarowania ziemią rolniczą w Polsce. Część I. Przyczyny odłogowania gruntów i możliwości ich rolniczego zagospodarowania. *Fragmenta Agronomica* 1 (73): 58 – 67.
- Marquis D. A. 1990. Black cherry *Prunus serotina* Ehrh. W: Burns R. M., Honkala B. H. (red.) *Silvics of forest trees in the United States. Agriculture Handbook 654, Volume 2: Hardwoods*, Washington, DC, United States Department of Agriculture, Forest Service: 594 – 604.
- Marshall E. J. P., Moonen A. C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 5 – 21.
- Martyn W., Onuch-Amborska J., Molas J. 1998. Porównanie wybranych właściwości gleb użytkowanych rolniczo i gleb naturalnych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 460: 479 – 485.
- Matuszkiewicz J.M. 1993. Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski. *Prace Geograficzne* 158: 5 – 107.
- Matuszkiewicz W. 2007. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 540 pp.
- Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzba M. 2012. *Lasy i zarośla. Zbiorowiska roślinne Polski, ilustrowany przewodnik*. PWN, Warszawa: 518 pp.
- Mazur-Rylska A., Ziaja M., Wnuk Z. 2007. Zmiany florystyczne na powierzchniach odłogowanych na przykładzie gminy Głogów Młp. i Rzeszów-Zalesie. W: Hołdyński Cz., Korniak T. *Spontaniczna flora i roślinność na obszarach wyłączonych z użytkowania rolniczego. Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 225 – 238.

- Mądrala M. 2002. Budowa geologiczna i wody podziemne okolic Wrocławia. W: Mądrala M. (red.) Raport 2002. Środowisko. Artykuł zamieszczony w elektronicznej wersji – www.eko.org.pl.
- Mccune B., Grace J.B. 2002. Analysis of ecological communities. MjM software, Gleneden Beach, USA.
- Meiners S. J. 2007. Native and exotic plant species exhibit similar population dynamics during succession. *Ecology* 88 (5): 1098 – 1104.
- Meiners S. J., Pickett S. T. A., Cadenasso M. L. 2001. Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. *Ecography* 24: 633 – 644.
- Meiners S. J., Pickett S. T. A., Cadenasso M. L. 2002. Exotic plant invasions over 40 years of old field successions: community patterns and associations. *Ecography* 25: 215 – 223.
- Mickiewicz B., Mickiewicz A., Sobala M. 2013. Analiza przyczyn zmiany powierzchni użytków rolnych w okresie międzypisowym (2002-2010). *Optimum, Studia Ekonomiczne* nr 4 (64): 13 – 24.
- Milton S. J., Dean W. R. J., Klotz S. 1997. Effects of small-scale animal disturbances on plant assemblages of set-aside land in Central Germany. *The Journal of Vegetation Science* 8(1): 45 – 54.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland a checklist. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow: 442 pp.
- Miyazawa K., Tsuji H., Yamagata M., Nakano H., Nakamoto T. 2002. The effects of cropping systems and fallow managements on microarthropod populations. *Plant Production Science* 5 (3): 257 – 265.
- Mulligan G. A., Munro D. B. 1981. The biology of Canadian weeds. 51. *Prunus virginiana* L. and *P. serotina* Ehrh. *Canadian Journal of Plant Science* 61: 977 – 992.
- Namura-Ochalska A. 2012. Walka z czerechą amerykańską *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. – Ocena skuteczności wybranych metod w karpinoskim parku narodowym. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* R. 14. Zeszyt 33 / 4: 190 – 200.
- Nasir H., Iqbal Z., Hiradate S., Fujii Y. 2005. Allelopathic potential of *Robinia pseudo-acacia* L. *Journal of Chemical Ecology* 31(9): 2179 – 2192.
- Niemyska-Lukaszuk J., Nicia P., Zadrożny P., Zaleski T. 2002. Wpływ odłogowania na właściwości chemiczne i fizykochemiczne gleb pyłowych Pogorza Wielickiego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 482: 403 – 408.

- Nováková J. 2008. Vegetation changes in Prague's suburban forest during the last 40 years – human impact and legislative protection. *Urban Forestry and Urban Greening* 7: 301 – 314.
- Nowakowska K., Halarewicz A. 2006a. Coleoptera found on neophyte *Prunus serotina* (Ehrh.) within forest community and open habitat. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Biology* 9 (1).
- Nowakowska K., Halarewicz A., 2006b. *Prunus serotina* (Ehrh) – new food resource for polyphagous Lepidoptera. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Biology* 9 (1): 13.
- Nowicki J., Marks M., Nowicki M., Wanic M. 2007. Zachwaszczenie upraw polowych i gleby po zagospodarowaniu kilkuletniego odłogu. Część I: Zachwaszczenie zasiewów na tle fitocenozy odłogów. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 401 – 410.
- Ochrona Środowiska 2019. GUS, Warszawa.
- Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census Catalogue of Polish Mosses. Instytut Botaniki im. W. Szafera, PAN, Kraków: 372 pp.
- Okołowicz W., Martyn D. 1979. Regiony klimatyczne Polski. W: Atlas Geograficzny Polski. PPWK, Warszawa.
- Orłowski G., Nowak L. 2004. Problematyka odłogowania gruntów w świetle wyników badań prowadzonych w krajach Europy Zachodniej i Stanach Zjednoczonych (Artykuł przeglądowy). *Acta Scientiarum Polonorum Architectura* 3 (2): 27 – 36.
- Otręba A. 2014. Czeremcha amerykańska *Padus serotina*. W: Otręba A., Michalska-Hejduk D. (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i w jego sąsiedztwie. *Kampinoski Park Narodowy*: 69 – 73.
- Pabjanek P. 2003. Kształtowanie się zapustów leśnych w warunkach puszczańskiej polany osadniczej. Praca doktorska, Uniwersytet Warszawski, Warszawa-Białowieża: 65 pp.
- Pacyniak C., Sumiński J. 1976. Drewno czeremchy zwyczajnej i amerykańskiej. *Roczniki Dendrologiczne* 29: 147 – 151.
- Pairon M. 2007. Ecology and population genetics of an invasive forest tree species: *Prunus serotina* Ehrh. Rozprawa doktorska, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgia.
- Pairon M., Chabrierie O., Mainer Casado C., Jacquemart A.L. 2006a. Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. *Acta Oecologica* 30: 238 – 247.

- Pairon M., Jonard M., Jacquemart A. L. 2006b. Modeling seed dispersal of black cherry, an invasive forest tree: how microsatellites may help. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1385 – 1394.
- Parepa M., Bossdorf O. 2016. Testing for allelopathy in invasive plants: it all depends on the substrate! *Biological Invasions* 18: 2975 – 2982.
- Pellissier V., Gallet S., Roze F. 2004. Comparison of the Vegetation and Seed Bank on Hedge Banks of Different Ages in Brittany, France. *Environmental Management* 34 (1): 52 – 61.
- Piechota T., Majchrzak L., Sawinska Z. 2007. Rola nawożenia w kształtowaniu fizycznych i chemicznych właściwości wierzchnich warstw gleby w warunkach trwałego braku uprawy mechanicznej. *Fragmenta Agronomica* 1 (93): 221 – 227.
- Pimentel D., McNair S., Janecka J., Wightman J., Simmonds C., O'Connell C., Wong E., Russel L., Zern J., Aquino T., Tsomondo T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 1 – 20.
- Pisula N. L., Meiners S. J. 2010. Allelopathic Effects of Goldenrod Species on Turnover in Successional Communities. *The American Midland Naturalist Journal* 163: 161 – 172.
- Plichta W., Kuczyńska I., Rutkowski L. 1997. The effects of american cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) plantations on organic and humus horizons of cambic arenosolis in pine forest. *Ekologia Polska* 45 (2): 385 – 394.
- Podstawka-Chmielewska E., Kurus J. 2007. Wpływ wieloletniego odłogowania pola ornego na właściwości chemiczne gleby. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 520: 845 – 850.
- Podstawka-Chmielewska E., Pałys E., Kurus J. 2007. Sukcesja roślinności w czasie 10-letniego odłogowania gruntów porolnych na glebie lekkiej. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 23 – 34.
- Pointereau P., Coulon F., Girard P., Lambotte M., Stuczynski T., Sánchez Ortega V., Del Rio A. 2008. Analysis of farmland abandonment and the extent and location of agricultural areas that are actually abandoned or are in risk to be abandoned. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Pott R. 1995. *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 622 pp.
- Prach K., Řehouňková K. 2006. Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? *Preslia* 78 (4): 469 – 480.

- Prach K., Řehounková K., Lencová K., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Študent V., Vanéček Z., Tichý L., Petřík P., Šmilauer P., Pyšek P. 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: 193 – 200.
- Prescott C. E., Zukswert J. M. 2016. Invasive plant species and litter decomposition: time to challenge assumptions. *New Phytologist* 209: 5 – 7.
- Program Ochrony Środowiska dla gminy Czernica na lata 2015 – 2018 z perspektywą na lata 2019-2022. 2015. Zakład Analiz Środowiskowych Eko-precyzja, Czernica.
- Program Ochrony Środowiska dla gminy Jelcz-Laskowice na lata 2020-2023 z perspektywą do 2027 r. 2020. Westmor Consulting, Jelcz-Laskowice.
- Przybylski B., Badura J., Krąpiec M. 2004. Budowa geologiczna doliny Odry między Oławą a Lubiążem. W: Szymańska H., Cwojdzński S., Poprawski L. (red.) *Geoekologiczne i środowiskowe problemy gospodarowania i ochrony doliny górnej i środkowej Odry* 18 – 19 XI 2004. PIG, Wrocław: 9 – 32.
- Pyšek P., Richardso, D.M., Rejmánek M., Webster G. L., Williamson M., Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53 (1): 131 – 143.
- Rahmonov O. 2007. Relacje między roślinnością i glebą w inicjalnej fazie sukcesji na obszarach piaszczystych. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice: 198 pp.
- Reigosa M. J., González L. 2006. Forest ecosystems and allelopathy. W: Reigosa M. J., Pedrol N., González L. (red.) *A Physiological Process with Ecological Implications. Allelopathy*, Springer, Dordrecht: 451 – 463.
- Reinhart K. O., Royo A. A., Van der Putten W. H., Clay K. 2005. Soilfeedback and pathogen activity in *Prunus serotina* throughout its nativerange. *Journal of Ecology* 93: 890 – 898.
- Rekolainen S., Gronroos J., Barlund I., Nikander A., Laine Y. 1999. Modelling the impacts of management practices on agricultural phosphorus losses to surface waters of Finland. *Water Science and Technology* 39: 265 – 272.
- Richardson D. M., Pyšek P. 2001. Plant invasions. *Encyclopedia of biodiversity* 4: 677 – 688.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93 – 107.
- Richardson D. M., Pyšek P. 2001. Plant invasions. *Encyclopedia of biodiversity* 4: 677 – 688.

- Rivas-Salvador J., Štrobl M., Kadlec T., Saska P., Reif J. 2021. A non-native woody plant compromises conservation benefits of mid-field woodlots for birds in farmland. *Global Ecology and Conservation* 26: e01458.
- Robakowski P., Bieliniś E. 2011. Competition between sessile oak (*Quercus petraea*) and black cherry (*Padus serotina*): dynamics of seedlings growth. *Polish Journal of Ecology* 59 (2): 297 – 306.
- Robakowski P., Bieliniś E., Sendall K. 2018. Light energy partitioning, photosynthetic efficiency and biomass allocation in invasive *Prunus serotina* and native *Quercus petraea* in relation to light environment, competition and allelopathy. *Journal of Plant Research* 131: 505 – 523.
- Robertson G.P., Paul E.A. 1999. Decomposition and soil organic matter dynamics. W: Sala O.E., Jackson R.B., Mooney H.A., Howarth R.W. (red.) *Methods of ecosystem science*. Springer Verlag, New York: 104 – 116.
- Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2010, GUS. dostępny: www.stat.gov.pl
- Rola J., Rola H. 2000. Problem odłogów na gruntach porolnych i perspektywy ich racjonalnego zagospodarowania. *Pamiętnik Puławski* 120: 361 – 366.
- Rola J., Rola H. 2010. *Solidago* spp. biowskaźnikiem występowania odłogów na gruntach rolnych. *Fragmenta Agronomica* 27 (3): 122 – 131.
- Rothstein D.E., Vitousek P.M., Simmons B.L. 2004. An exotic tree alters decomposition and nutrient cycling in a Hawaiian montane forest. *Ecosystems* 7: 805 – 814.
- Ruprecht E. 2006. Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14 (3): 473 – 480.
- Ruszkiewicz-Michalska M., Mułenko W. 2003. *Padus serotina* (*Rosaceae*), a new host plant for some species of parasitic microfungi. *Acta Mycologica* 38: 51 – 58.
- Sarkar E., Chatterjee S.N., Chakraborty P. 2012. Allelopathic effect of *Cassia tora* on seed germination and growth of mustard. *Turkish Journal of Botany* 36: 488 – 494.
- Schmidt W., Dölle M., Bernhardt-Römermann M., Parth A. 2009. Neophyten in der Ackerbrachen-Sukzession-Ergebnisse eines Dauerflächen-Versuchs. *Tuexenia* 29: 236 – 260.
- Sebert-Cuvillier E., Paccaut F., Chabrierie O., Endels P., Goubet O., Decocq G. 2007. Local population dynamics of an invasive tree species with a complex life-history cycle: a stochastic matrix model. *Ecological Modelling* 201: 127 – 143.
- Sekutowski T. R., Włodek S., Biskupski A., Sienkiewicz-Cholewa U. 2012. Porównanie odłogu i sąsiadującego pola uprawnego pod względem zasobności w nasiona i rośliny

- nawłoci (*Solidago* sp.). Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo C, 584: 99 – 112.
- Sharma G. P., Singh J. S., Raghubanshi A. S. 2005. Plant invasions: emerging trends and future implications. *Current Science* 88: 726 – 734.
- Siciński J. T. 1992. Amerykańskie rośliny uprawne w Polsce. W: Ławrynowicz M., Warcholińska A.U. (red.) *Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce*. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Szlakami Nauki 19: 151 – 180.
- Sienkiewicz S., Wojnowska T., Koc J., Ignaczak S., Harasimowicz-Herman G., Szymczyk S., Żarczyński P. 2003. Zmiany chemiczne w glebach odłogowanych w zależności od systemu odłogowania. Cz. I. Odczyn oraz zawartość azotu ogólnego i węgla organicznego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 493: 685 – 691.
- Silva E.R., Overbeck G. E., Soares G. L. G. 2014. Phytotoxicity of volatiles from fresh and dry leaves of two Asteraceae shrubs: Evaluation of seasonal effects. *South African Journal of Botany* 93: 14 – 18.
- Skrzyczyńska J., Stachowicz P. 2007. Flora of fallow lands of the Podlaski Przełom Bugu Mesoregion. *Acta Agrobotanica* 60 (1): 175 – 190.
- Skrzyczyńska J., Stachowicz P., Rzymowska Z., Skrajna T. 2014. Floristic variation in communities of fallow lands of the podlaski przełom bugu mesoregion depending on the time of removal of fields from cultivation. *Acta Agrobotanica* 67 (1): 99 – 108.
- Słowińska-Jurkiewicz A., Podstawka-Chmielewska E., Pałys E., Pranagal J. 1999. Wpływ odłogowania na wybrane właściwości fizyczne gleby. *Fragmenta Agronomica* 62 (2): 72 – 82.
- Smit J. T., Dijkstra E. G. M. 2008. De invasieve Oost-Amerikaanse kersenboorvlieg *Rhagoletis cingulata* in Nederland (Diptera: Tephritidae). *Nederlandse Faunistische Mededelingen Leiden* 28: 1 – 16.
- Sobik M. 2005. Klimat. W: Fabiszewski J. (red.) *Przyroda Dolnego Śląska*. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu: 39 – 57.
- Sojneková M., Chitrý M. 2015. From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecological Engineering* 77: 373 – 381.
- Solon J., Borzyszkowski J., Bidłasik M., Richling A., Badora K., Balon J., Brzezińska-Wójcik T., Chabudziński Ł., Dobrowolski R., Grzegorzczak I., Jodłowski M., Kistowski M., Kot R., Krąż P., Lechnio J., Macias A., Majchrowska A., Malinowska E., Migoń P., Myga-Piątek U., Nita J., Papińska E., Rodzik J., Strzyż M., Terpiłowski S., Ziaja W. 2018.

- Physico-geographical mesoregions of Poland: verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. *Geographia Polonica* 91 (2): 143 – 170.
- Sosnowska A. 2019. Changes of vegetation effects in soil properties in the post-agriculture landscapes (south-eastern Poland). *Miscellanea Geographica – Regional Studies On Development* 23 (1): 63 – 70.
- Stanek M., Piechnik Ł., Stefanowicz A. M. 2020. Invasive red oak (*Quercus rubra* L.) modifies soil physicochemical properties and forest understory vegetation. *Forest Ecology and Management* 472: 118253.
- Stanisz A. 2006. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem STATISTICA PL na przykładach z medycyny. Tom 1. Statystyki podstawowe: 532 pp.
- Stańko-Bródkowa B. 2008. Znaczenie banku nasion w glebie i rozprzestrzeniania nasion w kształtowaniu i regeneracji wielogatunkowych zbiorowisk łąkowych. *Łąkarstwo w Polsce* 11: 185 – 199.
- Starfinger U. 1990. Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Padus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 69: 118.
- Starfinger U. 1991. Population biology of an invading tree species – *Prunus serotina*. W: Seitz A., Loeschke V. (red.) *Species conservation: A population-biological approach*. Birkhauser Verlag, Basel: 171 – 184.
- Starfinger U. 1997. Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in central Europe. *Plant invasions: studies from North America and Europe*: 161 – 171.
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M., Schepker H. 2003. From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? The perception of alien tree species through the centuries. *Biological Invasions* 5: 323 – 335.
- Stefanowicz A. M., Majewska M. L., Stanek M., Nobis M., Zubek S. 2018. Differential influence of four invasive plant species on soil physicochemical properties in a pot experiment. *The Journal of Soils and Sediments* 18: 1409 – 1423.
- Stefanowicz A. M., Stanek M., Nobis M., Zubek S. 2017. Few effects of invasive plants *Reynoutria japonica*, *Rudbeckia laciniata* and *Solidago gigantea* on soil physical and chemical properties. *Science of the Total Environment* 574: 938 – 946.
- Strączyńska S. 2001. The effect of leaving fields fallow upon selected fertility elements in soil. *Acta Agrophysica* 52: 265 – 270.
- Strączyńska S., Strączyński S. 2003. Wpływ różnych sposobów nawożenia i użytkowania na fizykochemiczne właściwości gleb (Fertilization and soil use influence on soil

- physicochemical properties). *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 493: 499 – 505.
- Strączyńska S., Zawieja J. 2001. Zmiana fitocenozy i niektórych właściwości gleby pod wpływem jej wieloletniego odłogowania. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 478: 327 – 333.
- Stupnicka-Rodzinkiewicz E., Puła J., Hochół T., Łabza T. 1997. Rodzaje jednorocznych odłogów a zachwaszczenie potencjalne gleby. *Materiały z Konferencji Naukowej na temat ochrony i wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski. IUNG Puławy* (12/1): 279 – 283.
- Stypiński P. 1977. Odnawianie się czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.) w lasach na Pojezierzu Mazurskim. *Sylwan* 10: 47 – 57.
- Stypiński P. 1979. Stanowiska czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.) w lasach państwowych Pojezierza Mazurskiego. *Rocznik Dendrologiczny* 32: 191 – 204.
- Symonides E. 1989. Bank nasion jako element strategii reprodukcyjnej terofitów. *Wiadomości Ekologiczne* 35: 107 – 144.
- Szczeńniak E. 2005. Roślinność. W: Fabiszewski J. (red.). *Przyroda Dolnego Śląska*. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu: 321 – 341.
- Szymura M., Szymura T.H. 2011. Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenz. W: Kącki Z., Stefańska-Krzaczek E. (red.) *Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej*. *Acta Botanica Silesiaca* 6: 195 – 212.
- Szweykowski J. 2006. *An Annotated Checklist of Polish Liverworts and Hornworts*. Instytut Botaniki im. W. Szafera, PAN, Kraków: 114 pp.
- Świętochowski B. 1969. *Ogólna uprawa roślin*. PWRiL, Warszawa: 788 pp.
- Świętochowski B., Jabłoński B., Radomska M., Krężel R. 1996. *Ogólna uprawa roli i roślin*. PWRiL, Warszawa, 406 pp.
- Tałałaj Z., Węgorek T. 1998. Zagospodarowanie odłogów i nieużytków w procesie ustalania granicy rolno-leśnej na przykładzie wybranych gmin województwa przemyskiego (Management of fallow land and wasteland in the process of determination of the agricultural-forest boundary on the example of some municipalities of Przemysł Voivodeship). *Fragmenta Agronomica* 5 (98): 81 – 96.
- Tattersall F. H., Avundo A. E., Manley W. J., Hart B. J., Macdonald D. W. 2000. Managing setaside for field voles (*Microtus agrestis*). *Biological Conservation* 96 (1): 123 – 128.

- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. 2012. Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. – Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- TIBCO Software Inc. 2017. Statistica (data analysis software system), version 13. <http://statistica.io>.
- Tian H., Wang H., Hui X., Wang Z., Drijber R.A., Liu J. 2017. Changes in soil microbial communities after 10 years of winter wheat cultivation versus fallow in an organic-poor soil in the Loess Plateau of China. PLoS ONE 12 (9): e0184223.
- TIBCO Software Inc. 2017. Statistica (data analysis software system), version 13. <http://statistica.io>.
- Tokarska-Guzik B. 2003. The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland. W: Child L. E., Brock J. H., Brundu G., Prach K., Pysek P., Wade P. M., Williamson M. (red.) Plant invasions: Ecological treats and management solutions. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 147 – 167.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa: 197 pp.
- Tołałaj Z., Węgorzek T. 1998. Zagospodarowanie odłogów i nieużytków w procesie ustalania granicy rolno-leśnej na przykładzie wybranych gmin województwa przemyskiego (Management of fallow land and wasteland in the process of determination of the agricultural-forest boundary on the example of some municipalities of Przemysł Voivodeship). Fragmenta Agronomica 5 (98): 81 – 96.
- Trowbridge A. M., Stoy P. C., Phillips R. P. 2020. Soil biogenic volatile organic compound flux in a mixed hardwood forest: Net uptake at warmer temperatures and the importance of mycorrhizal associations. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 124.
- Tutin T. G., Heywood V. H., Burges N. A., Moore D. M., Valentine D. H., Walters S. M., Webb D. A. 1968. Flora Europaea, Vol. 2. Rosaceae to Umbelliferae. Cambridge University Press, Cambridge: 456 pp.
- Van Rompaey A. J., Govers G., Van Hecke E., Jacobs K. 2001. The impact of land use policy on the soil erosion risk: a case study in central Belgium. Agriculture, Ecosystems & Environment 83: 83 – 94.
- Vanderhoeven S., Dassonville N., Meerts P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant and Soil 275: 169 – 179.
- Vanhellemont M. 2009. Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. Praca doktorska. Ghent University, Ghent, Belgium: 159 pp.

- Vanhellemont M., Verheyen K., De Keersmaecker L., Vandekerckhove K., Hermy M. 2009. Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? *Biological Invasions* 11: 1451 – 1462.
- Vanhellemont M., Wauters L., Baeten L., Bijlsma R. J., De Frenne P., Hermy M., Verheyen K. 2010. *Prunus serotina* unleashed: invader dominance after 70 years of forest development. *Biological Invasions* 12: 1113 – 1124.
- Vartoukian S.R., Palmer R.M., Wade W.G. 2010. Strategies for culture of ‘unculturable’ bacteria. *Microbiology Letters* 309: 1 – 7.
- Vellak K., Paal L. 1999. Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: a comparison of old unmanaged and managed forests. *Biodiversity and Conservation* 8: 1595 – 1620.
- Verheyen K., Vanhellemont M., Stock T., Hermy M. 2007. Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community. *Diversity and Distributions* 13: 487 – 497.
- Vilà M., Espinar J. L., Hejda M., Hulme P. E., Jarošík V., Maron J. L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y., Pyšek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702 – 708.
- Wagner V., Chytrý, M., Jiménez-Alfaro, B., Pergl J., Hennekens S., Biurrun I., Knollová I., Berg C., Vassilev K., Rodwell J.S., Škvorec Ž., Jandt U., Ewald J., Jansen F., Tsiripidis I., Botta-Dukát Z., Casella L., Attorre F., Rašomavičius V., Čušterevska R., Schaminée J. H. J., Brunet J., Lenoir J., Svenning J. C., Kački Z., Petrášová Šibíková M., Šilc U., García-Mijangos I., Campos J. A., Fernández-González F., Wohlgemuth T., Onyshchenko V., Pyšek P. 2017. Alien plant invasions in European woodlands. *Diversity and Distributions* 23: 969 – 981.
- Wang S., Cheng H., Wei M., Wu B., Wang C. 2020. Litter decomposition process dramatically declines the allelopathy of *Solidago canadensis* L. on the seed germination and seedling growth of *Lactuca sativa* L. *International Journal of Phytoremediation* 22 (12): 1295 – 1303.
- Warczewski W., Warczewska B., Borkowska B., Klęk Ł., Klęk G. 2010. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Siechnice. Załącznik Nr 1 do Uchwały Nr XXXIX/291/10 Rady Miejskiej w Siechnicach z dnia 19 sierpnia 2010 roku.
- Wardle D. A., Nilsson M. C., Gallet C., Zackrisson O. 1998. An ecosystem-level perspective of allelopathy. *Biological Reviews* 73: 305 – 319.

- Weber E., Jakobs G. 2005. Biological flora of central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 200 (2): 109 – 118.
- Webster P., Goulding K. 1995. Effect of one-year rotational set-aside on immediate and ensuing nitrogen leaching loss. Plant and Soil 117: 203 – 209.
- Weidenhamer J. D., Romeo J. T. 2004. Allelochemicals of *Polygonella myriophylla*: chemistry and soil degradation. Journal of Chemical Ecology 30: 1067 – 1082.
- Wein K. 1930. Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 42: 137 – 163.
- Weir T.L. 2007. The role of allelopathy and mycorrhizal associations in biological invasions. Allelopathy Journal 20: 43 – 50.
- Węclawowicz G., Bański J., Degórski M., Komornicki T., Korcelli P., Sleszyński P. 2006. Przestrzenne zagospodarowanie Polski na początku XXI wieku. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, vol. 6, Warszawa: 212 pp.
- Węgrzynek B., Urbisz A., Nowak T. 2005. Participation of *Solidago canadensis* L. and *S. gigantea* Aiton in abandoned field communities in the Silesian Upland (Poland). Thaiszia 15 (1): 267 – 275.
- Wilkaniec B., Borowiak-Sobkowiak B. 2003. Overwintering of *Myzus persicae* (Sulz.) on black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). Aphids and Other Hemipterous Insects 9: 189 – 192.
- Williamson M., Fitter A. 1996. The varying success of invader. Ecology 77: 1661 – 1666.
- Winnicka G. 1988. Objasnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski. Arkusz Wrocław 1:50 000. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- Wojciechowski W., Zawieja J. 2005. Zmiany w zachwaszczeniu pól w zależności od sposobu ich użytkowania. Fragmenta Agronomica 2: 283 – 290.
- Wojnowska T., Sienkiewicz S., Koc J., Ignaczak S., Krzebietke S., Szymczyk S., Żarczyński P. 2003. Zmiany chemiczne w glebach odłogowanych w zależności od systemu odłogowania. Cz. II. Zawartość składników przyswajalnych i właściwości fizykochemiczne. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 493: 733 – 740.
- Wolfe L. M. 2002. Why alien invaders succeed: support for the escape – from-enemy hypothesis. The American Naturalist 160: 705 – 11.
- Wołkowycki D., Próchnicki P. 2015. Spatial expansion pattern of black cherry *Padus serotina* Ehrh. in suburban zone of Białystok (NE Poland). Biodiversity: Research and Conservation 40: 59 – 67.

- Wójcicka-Rosińska A. 2006. Siedliskowe i biocenotyczne uwarunkowania początkowych etapów sukcesji na glebach lekkich obszarów porolnych. Praca doktorska z Zakładu Ekologii i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław.
- Wójcikowska-Kapusta A., Baran S., Jaworska B., Baranowska E. 2003. Zawartość fosforu i potasu w profilach gleb uprawnych i odłogowanych. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 493: 537 – 542.
- Wójcik-Wójtковиak D., Politycka B., Weyman-Kaczmarkowa W. 1998. Allelopatia. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań.
- Wu R., Wu B., Cheng H., Wang S., Wei M., Wang C. 2021. Drought Enhanced the Allelopathy of Goldenrod on the Seed Germination and Seedling Growth Performance of Lettuce. Polish Journal of Environmental Studies 30 (1): 423 – 432.
- Yang X. Y., Ren W. D., Sun B. H., Zhang S. L. 2012. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. Geoderma 177: 49 – 56.
- Yurkonis K. A., Meiners S. J. 2004. Invasion impacts local species turnover in a successional system. Ecology Letters 7: 764 – 769.
- Zajac M., Zajac A. 1992. A tentative list of segetal and ruderal apophytes in Poland. Prowizoryczna lista apofitów segetalnych i ruderalnych w Polsce. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie 1059, Prace Botaniczne 24: 7 – 21.
- Zawieja J. 2013. Wpływ sposobu zagospodarowania pól czasowo wyłączonych z użytkowania rolniczego na niektóre właściwości siedliska. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu: 174 pp.
- Zhang Z., Liu Y., Yuan L., Weber E., van Kleunen M. 2020. Effect of allelopathy on plant performance: a meta-analysis. Ecology Letters 24 (2).
- Zhang Y. J., Tang S. M., Liu K. S., Li X. F., Huang D., Wang K. 2015. The allelopathic effect of *Potentilla acaulis* on the changes of plant community in grassland, northern China. Ecological Research 30: 41 – 47.
- Żukowska G., Flis-Bujak M., Baran S., Wójcikowska-Kapusta A. 2007. Wpływ odłogowania na zawartość i jakość substancji organicznej gleb płowych. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 520: 865 – 871.

Źródła internetowe:

1. <https://geoportal.dolnyslask.pl> (data dostępu: 17.07.2017).
2. <https://mapy.geoportal.gov.pl> (data dostępu: 20.07.2017).

9. Spis tabel oraz rycin

9.1. Spis tabel

Tab. 1. Wykaz obiektów wyznaczonych na obszarze badań, z uwzględnieniem ich przynależności fizyczno-geograficznej i administracyjnej.....	17
Tab. 2. Informacje ogólne o wyznaczonych obiektach badawczych.	24
Tab. 3. System kodowania strategii ekologicznych według Grime'a [Pellissier i in. 2004]....	27
Tab. 4. Liczba gatunków roślin, stwierdzonych na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych (1) przez <i>Padus serotina</i> na poszczególnych obiektach, z uwzględnieniem ich przynależności do rodzin botanicznych.	36
Tab. 5. Liczba gatunków roślin, stwierdzonych na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych (1) przez <i>Padus serotina</i> na poszczególnych obiektach, z uwzględnieniem ich przynależności do klas fitosocjologicznych.	38
Tab. 6. Wyniki krokowej selekcji zmiennych w toku kanonicznej analizy zgodności (CCA; <i>Padus serotina</i> jako zmienna siedliskowa) opartej na wpływie pojedynczych zmiennych (efekty marginalne) i wpływie zmiennych działających łącznie (efekty warunkowe). Oznaczenia poprzedzające skrót nazwy gatunkowej (Pru_se) określają przynależność do warstwy roślinności (a – drzewa, b – krzewy, c – warstwa roślin zielnych).	74
Tab. 7. Korelacje między pokryciem czeremchy amerykańskiej w warstwie drzew, krzewów i zielnej a wskaźnikami różnorodności (H'), równocенności (J') Shannona-Wienera oraz bogactwa gatunkowego (s) obliczonymi dla warstwy zielnej (c) i mszystej (d) potraktowanej zbiorczo. R – współczynnik korelacji Pearsona. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 100$	81
Tab. 8. Zestawienie wybranych parametrów glebowych, określonych w sposób bezpośredni, na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych (1) przez <i>Padus serotina</i> na poszczególnych obiektach. Oznaczenia zmiennych siedliskowych: PPW (20 cm) – połowa pojemność wodna określona dla poziomu warstwy ornej o głębokości 0-20 cm, PPW (40 cm) – połowa pojemność wodna określona dla głębokości 20-40 cm, pH (H_2O) – pH oznaczone w wodzie destylowanej, C – całkowita zawartość węgla organicznego, N – całkowita zawartość azotu, P – koncentracja przyswajalnych form fosforu, K – koncentracja przyswajalnych form potasu. Podano wartości średnie \pm SE, $n = 5$	85

Tab. 9. Wyniki krokowej selekcji zmiennych w toku kanonicznej analizy zgodności (CCA; parametry glebowe jako zmienne siedliskowe) opartej na wpływie pojedynczych zmiennych (efekty marginalne) i wpływie zmiennych działających łącznie (efekty warunkowe).....	86
Tab. 10. Korelacje między pokryciem czeremchy amerykańskiej w warstwie drzew, krzewów i zielnej a czynnikami siedliskowymi. Oznaczenia zmiennych siedliskowych podano w opisie tab. 8. R – współczynnik korelacji Pearsona. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 50$	89
Tab. 11. Korelacje między tempem dekompozycji ściółki z liści <i>Padus serotina</i> a całkowitą zawartością azotu (N), zawartością przyswajalnych form fosforu (P) i potasu (K) w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych i zasiedlonych przez <i>P. serotina</i> . R - współczynnik korelacji Pearsona, R_s^* – współczynnik korelacji Spearmana. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 16$	91
Tab. 12. Korelacje między tempem dekompozycji ściółki z roślin współwystępujących a całkowitą zawartością azotu (N), zawartością przyswajalnych form fosforu (P) i potasu (K) w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych i zasiedlonych przez <i>P. serotina</i> . R - współczynnik korelacji Pearsona, R_s^* –współczynnik korelacji Spearmana. Kolorem czerwonym oznaczono zmienne istotne przy $p \leq 0,05$; $n = 16$	91
Tab. 13. Zdolność kiełkowania [%] nasion gorczycy białej <i>S.alba</i> , szczawiu zwyczajnego <i>R. acetosa</i> i szczawiu polnego <i>R. acetosella</i> w zależności od zastosowanego roztworu z liści <i>P. serotina</i> pobranych w trzech fazach fenologicznych (F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia). Podano wartości średnie \pm SD, $n=10$. Istotność różnic pomiędzy wartościami dla kontroli i roztworów, oznaczoną literami w kolumnach, szacowano za pomocą testu Kruskala-Wallisa ($p \leq 0,05$).....	94
Tab. 14. Zdolność kiełkowania [%] nasion gorczycy białej <i>S.alba</i> , szczawiu zwyczajnego <i>R. acetosa</i> i szczawiu polnego <i>R. acetosella</i> w zależności od zastosowanego stężenia roztworu ze ściółki <i>P. serotina</i> . Podano wartości średnie \pm SD, $n = 5$. Istotność różnic pomiędzy wartościami dla kontroli i roztworów, oznaczoną literami w kolumnach, szacowano za pomocą testu Tukeya HSD lub Kruskala-Wallisa ($p \leq 0,05$).....	96
Tab. 15. Zdolność kiełkowania i wybrane parametry siewek gorczycy białej <i>Sinapis alba</i> w zależności od zastosowanego wariantu ziemi uprawnej. Podano wartości średnie \pm SE, $n = 10$	99

Tab. 16. Zdolność kiełkowania i wybrane parametry siewek gryki zwyczajnej <i>Fagopyrum esculentum</i> w zależności od zastosowanego wariantu ziemi uprawnej. Podano wartości średnie \pm SE, n = 10.	100
---	-----

9.2. Spis rycin

Ryc. 1. Lokalizacja obiektów badawczych wraz z ich numeracją (1-10) zgodną z tabelą 1. Liniami zaznaczono granice poszczególnych gmin.....	23
Ryc. 2. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 1-5 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 6-10 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	39
Ryc. 3. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 1-5 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 6-10 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	40
Ryc. 4. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 1-5 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 6-10 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	41
Ryc. 5. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 11-15 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 16-20 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	42
Ryc. 6. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 11-15 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 16-20 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	43
Ryc. 7. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 11-15 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 16-20 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	44
Ryc. 8. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 21-25 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 26-30 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	45
Ryc. 9. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 21-25 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 26-30 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	46
Ryc. 10. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 21-25 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 26-30 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	48
Ryc. 11. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 31-35 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 36-40 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	49
Ryc. 12. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 31-35 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 36-40 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	50

Ryc. 13. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 31-35 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 36-40 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	51
Ryc. 14. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 41-45 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 46-50 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	52
Ryc. 15. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 41-45 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 46-50 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	53
Ryc. 16. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 41-45 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 46-50 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	54
Ryc. 17. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 51-55 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 56-60 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	55
Ryc. 18. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 51-55 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 56-60 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	56
Ryc. 19. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 51-55 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 56-60 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	57
Ryc. 20. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 61-65 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 66-70 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	58
Ryc. 21. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 61-65 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 66-70 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	59
Ryc. 22. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 61-65 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 66-70 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	60
Ryc. 23. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 71-75 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 76-80 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	61
Ryc. 24. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 71-75 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 76-80 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	62
Ryc. 25. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 71-75 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 76-80 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	63
Ryc. 26. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 81-85 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 86-90 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	64

Ryc. 27. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 81-85 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 86-90 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	65
Ryc. 28. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 81-85 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 86-90 (bez <i>P. serotina</i>) (B).	66
Ryc. 29. Udział rodzin botanicznych w puli gatunków występujących na powierzchniach badawczych 91-95 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 96-100 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	67
Ryc. 30. Udział gatunków reprezentujących klasy fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych 91-95 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 96-100 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	68
Ryc. 31. Udział gatunków reprezentujących grupy wg klasyfikacji geograficzno-historycznej na powierzchniach badawczych 91-95 (z <i>Padus serotina</i>) (A) oraz 96-100 (bez <i>P. serotina</i>) (B).....	69
Ryc. 32. Diagram analizy składowych głównych (PCA) z rotacją przy wykorzystaniu niemetrycznej metody skalowania wielowymiarowego (NMDS) dla powierzchni badawczych z <i>Padus serotina</i> (oznaczone jako punkty czerwone) i powierzchni badawczych bez tego gatunku (oznaczone jako punkty czarne). Numery powierzchni zgodne z opisem w rozdz. 4.1.....	72
Ryc. 33. Diagram analizy składowych głównych (PCA) z rotacją przy wykorzystaniu niemetrycznej metody skalowania wielowymiarowego (NMDS) dla wszystkich gatunków roślin odnotowanych na powierzchniach badawczych. Oznaczenia poprzedzające skrót nazwy gatunkowej określają przynależność do warstwy roślinności (a – drzewa, b – krzewy, d – warstwa mszysta, brak oznaczenia – warstwa roślin zielnych). Skróty nazw gatunkowych zamieszczono w załączniku 2.	73
Ryc. 34. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla powierzchni badawczych i zmiennych siedliskowych przedstawionych w postaci wektorów. Numery powierzchni zgodne z opisem w rozdz. 4.1. Oznaczenia zmiennych siedliskowych: a_Pad_se – <i>P. serotina</i> w warstwie drzew, b_Pad_se – <i>P. serotina</i> w warstwie krzewów, c_Pad_se – <i>P. serotina</i> w warstwie zielnej.	75
Ryc. 35. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla gatunków odnotowanych na powierzchniach badawczych w warstwie zielnej oraz mszystej potraktowanej zbiorczo i zmiennych siedliskowych przedstawionych w postaci wektorów. Skróty nazw gatunkowych zamieszczono w załączniku 2. Oznaczenia zmiennych siedliskowych zgodnie z ryciną 35.....	76

Ryc. 36. Modele GAM obrazujące addytywny wpływ pokrycia <i>Padus serotina</i> w warstwie drzew (a_Pad_ser) na reakcje poszczególnych gatunków warstwy zielnej i mszystej, wyrażone przez powierzchnię pokrycia. Skróty nazw gatunkowych roślin podano w załączniku 2.	77
Ryc. 37. Modele GAM obrazujące addytywny wpływ pokrycia <i>Padus serotina</i> w warstwie zielnej (c_Pad_ser) na reakcje poszczególnych gatunków warstwy zielnej i mszystej, wyrażone przez powierzchnię pokrycia. Skróty nazw gatunkowych roślin podano w załączniku 2.	78
Ryc. 38. Wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera (H') dla powierzchni badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych przez <i>Padus serotina</i> (1). Literami x, y oznaczono istotne różnice w wartościach średnich, uzyskane w teście t-Studenta; n = 50.	79
Ryc. 39. Wartości wskaźnika równocенności Shannona-Wienera (H') dla powierzchni badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych przez <i>P. serotina</i> (1). Literami x, y oznaczono istotne różnice w wartościach średnich, uzyskane w teście t-Studenta; n = 50.	80
Ryc. 40. Wskaźnik bogactwa gatunkowego (S) dla powierzchni badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych przez <i>P. serotina</i> (1). Literami x, y oznaczono istotne różnice w wartościach średnich, uzyskane w teście t-Studenta; n = 50.	80
Ryc. 41. Wpływ pokrycia <i>Padus serotina</i> [%] w warstwie krzewów (b) na wartość wskaźnika różnorodności (wykres A) oraz w warstwie zielnej (c) na wartości wskaźników różnorodności (B) równocенności (C) Shannona-Wienera oraz bogactwa gatunkowego (D) obliczonych zbiorczo dla roślinności warstwy zielnej i mszystej (c + d).	82
Ryc. 42. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla powierzchni badawczych i zmiennych siedliskowych przedstawionych w postaci wektorów. Powierzchnie badawcze z <i>Padus serotina</i> oznaczone jako punkty czerwone, powierzchnie bez tego gatunku jako punkty czarne. Numery powierzchni zgodne z opisem w rozdz. 4.1. Oznaczenia zmiennych siedliskowych podano w opisie tab. 8.	87
Ryc. 43. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla gatunków odnotowanych na powierzchniach badawczych w warstwie zielnej i mszystej potraktowanej zbiorczo. Skróty nazw gatunkowych roślin podano w załączniku 2.	88
Ryc. 44. Tempo dekompozycji ściółki z liści <i>Padus serotina</i> (A) i roślin współwystępujących (B) na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych przez <i>P. serotina</i> (1). Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodne wyznaczone za pomocą testu t-Studenta ($P \leq 0,05$; n = 32) (A) i testu U Manna-Whitneya ($P \leq 0,05$; n = 32) (B).	90

Ryc. 45. Wpływ tempa dekompozycji ściółki z liści <i>Padus serotina</i> na zawartość przyswajalnych form fosforu w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych przez <i>P. serotina</i>	92
Ryc. 46. Wpływ tempa dekompozycji ściółki z liści <i>Padus serotina</i> na zawartość przyswajalnych form potasu w glebie dla powierzchni badawczych niezasiedlonych przez <i>P. serotina</i>	92
Ryc. 47. Wpływ tempa dekompozycji ściółki z roślin współwystępujących na zawartość przyswajalnych form fosforu w glebie dla powierzchni badawczych zasiedlonych przez <i>P. serotina</i>	93
Ryc. 48. Wpływ roztworów z liści <i>P. serotina</i> na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek <i>S. alba</i> . Oznaczenia faz poboru liści <i>P. serotina</i> : F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Tukeya HSD ($p \leq 0,05$; $n = 10$) (A) lub Kruskala-Wallisa ($p \leq 0,05$; $n = 10$) (B).....	94
Ryc. 49. Wpływ roztworów z liści <i>P. serotina</i> na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek <i>R. acetosa</i> . Oznaczenia faz poboru liści <i>P. serotina</i> : F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczonymi za pomocą testu Tukeya HSD ($p \leq 0,05$; $n = 10$).	95
Ryc. 50. Wpływ roztworów z liści <i>P. serotina</i> na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek <i>R. acetosella</i> . Oznaczenia faz poboru liści <i>P. serotina</i> : F1 – początek listnienia, F2 – kwitnienie, F3 – pełnia listnienia. Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Tukeya HSD ($P \leq 0,05$; $n = 10$).	95
Ryc. 51. Wpływ roztworów ze ściółki <i>P. serotina</i> na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek <i>S. alba</i> . Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallisa	97
Ryc. 52. Wpływ roztworów ze ściółki <i>P. serotina</i> na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek <i>R. acetosa</i> . Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Tukeya HSD (A) ($p \leq 0,05$; $n = 5$) lub Kruskala Wallisa (B) ($p \leq 0,05$; $n = 5$).....	97
Ryc. 53. Wpływ roztworów ze ściółki <i>P. serotina</i> na długość korzeni (A) i łodyg (B) siewek <i>R. acetosella</i> . Nad słupkami na wykresach oznaczono literami grupy jednorodnie wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallisa	98

Streszczenie

Grunty odłogowane oprócz istotnej roli w kształtowaniu środowiska przyrodniczego zachowują zdolność do przywrócenia ich do użytkowania rolniczego. Najnowsze obserwacje flory odłogów wskazują na obecność nienotowanych wcześniej obcych gatunków roślin, w tym również inwazyjnych, które uczestniczą w zachodzących procesach sukcesji wtórnej. Przykładem takiego gatunku jest czeremcha amerykańska *Padus serotina* (*Rosaceae*), dotychczas odpowiedzialna za niekorzystne przemiany ekosystemów leśnych.

Celem pracy była ocena wpływu samosiewów *P. serotina* na szatę roślinną i wybrane parametry siedliskowe odłogów. Badania prowadzono w latach 2017-2021 na terenie Dolnego Śląska (gminy: Wrocław, Jelcz-Laskowice, Czernica oraz Siechnice), gdzie wytypowano 10 odłogowanych pól. Na każdym z odłogów wyznaczono 5 powierzchni badawczych (5 x 5 m) zasiedlonych przez *P. serotina* oraz 5 wolnych od tego gatunku. Posłużyły one do wykonania zdjęć fitosocjologiczne i poboru prób glebowych. Dodatkowo, w warunkach laboratoryjnych, przeprowadzono testy aktywności allopatycznej *P. serotina* w stosunku do wybranych gatunków roślin testowych.

Wykazano, że obecność czeremchy amerykańskiej wpływa na kompozycję gatunkową i wzrost różnorodności flory odłogów oraz powoduje zakwaszenie gleby a także wzrost zawartości azotu, fosforu i potasu glebowego. Ponadto stwierdzono, że roztwory wodne z liści *P. serotina* i gleba pobrana pod osobnikami tego gatunku posiadają właściwości alleopatyczne, które mogą ograniczać kiełkowanie i wzrost roślin gatunków testowych.

Słowa kluczowe: pola odłogowane, czeremcha amerykańska, *Padus serotina*, rośliny inwazyjne, sukcesja wtórna odłogów

Abstract

Fallow lands, apart from their important role in shaping the natural environment, retain the ability to restore them to agricultural use. The latest observations of fallow lands flora indicate the presence of previously unlisted alien plant species, including invasive ones, which participate in the processes of secondary succession. An example of such a species is the black cherry *Padus serotina* (*Rosaceae*), which has so far been responsible for unfavorable changes in forest ecosystems.

The aim of the study was to assess the effect of *P. serotina* self-seeding on the plant cover and selected parameters of fallow habitats. The research was carried out in 2017-2021 in Lower Silesia (the communes of: Wrocław, Jelcz-Laskowice, Czernica and Siechnice), where 10 set aside fields were selected. On each of the fallow lands, 5 research plots (5 x 5 m) inhabited by *P. serotina* and 5 free from this species were determined. They were used to take phytosociological relevés and the intake soil samples. Additionally, tests of alleopathic activity of *P. serotina* in relation to selected species of test plants were carried out under laboratory conditions.

It was shown that the presence of the black cherry influences the species composition and the increase of fallow lands flora diversity and causes acidification of the soil as well as an increase in the content of nitrogen, phosphorus and soil potassium. Moreover, it was found that the aqueous leaches of *P. serotina* leaves and the soil collected under the individuals of this species have alleopathic properties that may limit the germination and growth of plants of selected species.

Keywords: fallow lands, black cherry, *Padus serotina*, invasive plants, secondary succession of fallow lands

ZAŁĄCZNIKI

Załącznik 1. Zestawienie gatunków roślin, stwierdzonych na powierzchniach badawczych niezasiedlonych (0) i zasiedlonych (1) przez *Padus serotina* na poszczególnych obiektach, uwzględniające ich zakres ilościowości i stałość wg skali Braun-Blanqueta.

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)		
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
<i>Padus serotina</i>	a	.	III ³⁻⁵	I ⁴	.	I ⁴	.	I ⁵	II ³⁻⁵	
<i>Padus serotina</i>	b	.	V ²⁻³	.	V ³⁻⁴	.	V ²⁻⁴	.	V ²⁻³	.	V ²⁻⁴	.	IV ³⁻⁴	.	V ³⁻⁵	.	V ²⁻⁴	.	V ²⁻³	.	V ²⁻³	.	V ²⁻⁵	
<i>Padus serotina</i>	c	.	V ²	.	V ⁺²	.	V ⁺³	.	.	.	III ⁺²	.	V ⁺³	.	V ⁺¹	.	V ⁺¹	.	II ⁺¹	.	I ⁺	.	V ⁺³	
<i>Acer negundo</i>	c	.	I ⁺	I ⁺	
<i>Acer platanoides</i>	b	I ²	.	.	.	I ²	
<i>Acer platanoides</i>	c	III ⁺	II ¹	II ^r	I ⁺ -r	I ¹	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	c	I ⁺	I ¹	I ^r	I ⁺ -r	I ¹	
<i>Achillea millefolium</i>	c	.	I ^r	IV ⁺²	III ⁺²	II ⁺¹	IV ⁺	II ⁺	II ^{r++}	II ⁺	.	V ²⁻³	V ⁺²	III ⁺¹	V ¹⁻²	IV ⁺¹	.	.	.	I ⁺	III ⁺	IV ⁺³	IV ^{r-2}	
<i>Agrimonia eupatoria</i>	c	.	.	I ^r	.	.	I ⁺	.	I ^r	II ⁺	I ⁺	I ^{r++}	II ^{r++}	
<i>Agrostis capillaris</i>	c	.	I ⁺	II ⁺²	III ⁺²	V ⁺²	V ⁺²	I ²	.	IV ⁺	II ⁺	III ⁺²	IV ¹⁻²	I ⁺	III ⁺	V ⁺⁴	IV ¹⁻²	I ⁺	.	IV ⁺¹	V ⁺²	V ⁺⁴	IV ⁺²	
<i>Agrostis gigantea</i>	c	.	I ⁺	I ⁺	
<i>Alliaria petiolata</i>	c	I ^r	I ^r	
<i>Alopecurus pratensis</i>	c	.	I ⁺	III ⁺¹	V ⁺¹	.	I ⁺	.	.	I ⁺ -1	II ⁺¹
<i>Anagallis arvensis</i>	c	I ^r	I ^r	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	c	.	III ⁺¹	.	III ⁺¹	.	I ⁺	I ⁺	.	I ⁺	III ⁺¹	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	c	V ⁺²	III ⁺²	II ⁺	I ⁺ -2	I ⁺ -2
<i>Apera spica-venti</i>	c	IV ⁺	II ⁺²	I ⁺	I ⁺ -2
<i>Arabidopsis thaliana</i>	c	I ^r	.	.	.	II ^{r++}	I ^{r++}	.
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺
<i>Arrhenatherum elatius</i>	c	.	V ¹⁻⁴	V ⁺³	IV ¹⁻²	V ²⁻⁴	V ⁺³	V ²⁻³	V ²⁻³	V ¹⁻²	V ¹⁻²	IV ⁺²	IV ⁺²	III ⁺	.	III ²⁻³	IV ²	IV ⁺¹	III ⁺²	V ⁺²	V ⁺²	V ⁺³	V ⁺⁴	

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)		
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
<i>Artemisia campestris</i>	c	.	.	I ⁺	I ⁺	.	
<i>Artemisia vulgaris</i>	c	I ⁺	I ⁺	.	.	I ⁺	II ^{r-+}	V ⁺	V ^{r-+}	.	.	IV ⁺	III ⁺	III ⁺	III ^{r-+}	II ⁺	II ⁺	.	.	.	III ⁺	III ⁺	IV ^{r-+}	
<i>Atrichum undulatum</i>	d	I ⁺	I ⁺	
<i>Ballota nigra</i>	c	I ⁺	I ⁺	
<i>Berteroa incana</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ⁺	
<i>Betula pendula</i>	c	.	.	.	I ^r	I ⁺	I ^{r-+}	
<i>Brachythecium albicans</i>	d	I ³	II ²	I ²⁻³	
<i>Brachythecium oedipodium</i>	d	I ²	I ²	.	.	.	I ²	
<i>Brachythecium rutabulum</i>	d	I ²	.	.	.	II ²	I ²	
<i>Bromus hordeaceus</i>	c	.	I ⁺	I ⁺	
<i>Bromus sterilis</i>	c	.	III ^{r-+}	I ^{r-+}	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	c	V ⁴⁻⁵	II ⁺²	I ²	I ²	.	I ³	.	.	V ²⁻³	V ⁺²	IV ⁺²	V ⁺²	II ⁺¹	III ¹⁻²	V ²⁻⁵	V ²⁻⁵	V ⁺³	IV ⁺³	I ⁺	I ⁺	IV ⁺⁵	V ⁺⁵	
<i>Campanula patula</i>	c	.	.	II ⁺	III ⁺	I ⁺	.	.	I ^r	.	I ⁺	I ⁺	I ⁺	II ⁺	II ^{r-+}	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	c	I ^r	I ^r	
<i>Cardaminopsis sp.</i>	c	I ⁺	I ⁺	
<i>Carduus acanthoides</i>	c	I ^r	I ¹	I ^r	I ¹
<i>Carex hirta</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ⁺	
<i>Carex spicata</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺
<i>Carlina vulgaris</i>	c	II ⁺¹	I ^r	III ⁺¹	I ⁺	I ⁺¹	I ^{r-+}	
<i>Carum carvi</i>	c	I ⁺	I ⁺	
<i>Centaurea jacea</i>	c	.	I ⁺	.	.	III ^{r-1}	I ⁺	I ^{r-1}	I ⁺
<i>Cerastium arvense</i>	c	I ⁺	I ⁺	
<i>Cerastium holosteoides</i>	c	.	I ⁺	I ⁺	.	III ⁺	I ⁺	.	.	I ⁺	.	III ⁺²	III ⁺	.	III ⁺	.	II ⁺	.	.	I ⁺	.	III ⁺²	III ⁺	

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)	
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Cerasus avium</i>	b	I ¹	I ¹	.	.	I ¹	I ¹
<i>Cerasus avium</i>	c	.	I ⁺	I ^r	II ⁺	.	.	I ^r	I ⁺
<i>Cerasus vulgaris</i>	b	.	II ⁺¹	I ⁺¹
<i>Ceratodon purpureus</i>	d	II ²⁻³	I ²⁻³
<i>Chelidonium majus</i>	c	.	III ^{r++}	I ^{r++}
<i>Chenopodium album</i>	c	III ⁺	I ⁺	I ⁺
<i>Cirsium arvense</i>	c	I ⁺	III ⁺¹	IV ⁺¹	I ⁺	.	I ⁺	I ⁺	I ⁺	.	II ⁺	III ⁺¹	IV ⁺	IV ⁺	III ⁺	III ⁺	IV ⁺¹	III ⁺¹
<i>Cirsium sp.</i>	c	I ^r	I ^r
<i>Cirsium vulgare</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺
<i>Convolvulus arvensis</i>	c	.	I ^r	I ⁺	II ⁺¹	.	.	II ⁺	I ^r	.	.	III ⁺	III ⁺	.	I ⁺	.	.	II ⁺	III ^{r-1}
<i>Conyza canadensis</i>	c	III ⁺	III ⁺	.	I ⁺	.	.	.	II ⁺	.	.	I ⁺	I ⁺
<i>Cornus sanguinea</i>	b	II ¹	.	.	.	I ¹
<i>Cornus sanguinea</i>	c	II ²	.	.	.	I ²
<i>Crataegus monogyna</i>	b	.	I ²	.	.	.	I ²	II ¹	I ²	.	.	.	I ²	II ¹⁻²
<i>Crataegus monogyna</i>	c	.	I ¹	.	I ^r	I ⁺	I ⁺	I ¹	.	.	I ⁺	II ^{r-1}
<i>Crepis biennis</i>	c	.	I ^r	I ^r	.	.	.	I ^r	I ^r
<i>Crepis tectorum</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ^r	I ⁺	I ⁺	I ⁺	.	II ⁺
<i>Dactylis glomerata</i>	c	II ⁺	V ⁺¹	I ⁺	I ⁺	.	.	V ²⁻³	V ¹⁻³	I ⁺	I ⁺	IV ⁺²	V ⁺²	.	.	IV ⁺¹	III ⁺³	I ⁺	II ⁺²	.	.	IV ⁺³	IV ⁺³
<i>Daucus carota</i>	c	.	II ^{r-1}	.	.	I ⁺	II ⁺²	II ⁺	.	I ⁺	I ⁺	III ⁺	.	I ⁺	III ⁺	II ⁺	II ⁺²	III ^{r-1}
<i>Deschampsia caespitosa</i>	c	I ¹	I ¹
<i>Dianthus deltoides</i>	c	.	.	.	I ¹	.	II ¹	I ⁺	II ⁺¹
<i>Dryopteris filix-mas</i>	c	.	I ⁺	I ⁺	II ⁺¹	I ⁺	I ^r	I ⁺	I ⁺	II ⁺	II ^{r-1}
<i>Elymus repens</i>	c	I ⁺	I ⁺	.	.	.	I ⁺	III ²	II ²⁻³	.	I ⁺	.	I ⁺	.	.	IV ¹⁻²	V ⁺²	.	I ⁺	II ^{r++}	I ⁺	II ^{r-2}	IV ⁺³

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)	
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Epilobium sp.</i>	c	II ⁺	II ⁺	.	.	II ⁺	I ⁺	I ^r	.	.	I ^r	.	.	II ^{+-r}	.	II ^{r-+}	II ^{r-+}
<i>Equisetum arvense</i>	c	.	.	III ^{r-+}	I ⁺	.	.	.	I ²	.	.	.	I ²	II ⁺	II ^{r-+}	.	I ¹	II ⁺	III ⁺	.	.	II ^{r-+}	III ^{r-2}
<i>Equisetum pratense</i>	c	I ⁺	II ^{r-+}	.	.	I ⁺	I ⁺	.	I ⁺	I ⁺	II ^{r-+}
<i>Erigeron annuus</i>	c	I ^r	IV ^{r-+}	I ⁺	I ⁺	.	IV ⁺²	V ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺	.	III ⁺²	II ^{r-+}
<i>Euphorbia cyparissias</i>	c	.	I ⁺	.	I ^r	III ⁺²	II ⁺¹	I ⁺	.	.	.	I ⁺²	II ^{r-+}
<i>Eurhynchium hians</i>	d	I ²	.	.	.	I ²
<i>Fallopia convolvulus</i>	c	I ^r	I ⁺	I ⁺	I ^{r-+}	I ⁺
<i>Fallopia dumetorum</i>	c	I ^r	I ^r	I ^r	I ^r
<i>Festuca ovina</i>	c	.	.	III ⁺³	I ⁺	II ⁺¹	I ⁺³	I ⁺
<i>Festuca pratensis</i>	c	.	.	I ¹	IV ⁺²	.	II ⁺²	I ⁺	I ¹	II ⁺²
<i>Festuca rubra</i>	c	.	.	II ⁺³	V ²⁻³	III ²⁻⁴	V ²⁻³	II ²	I ⁺	.	II ¹⁻²	II ¹	I ⁺	I ²	I ⁺	II ⁺¹	III ⁺⁴	III ⁺³
<i>Festuca sp.</i>	c	.	I ¹	I ¹
<i>Fragaria xananassa</i>	c	.	I ⁺	I ⁺
<i>Fragaria vesca</i>	c	.	.	II ¹⁻²	.	.	I ⁺	V ⁺²	III ⁺	.	.	I ¹	.	.	.	II ⁺¹	I ⁺	II ⁺²	I ⁺
<i>Frangula alnus</i>	c	I ^r	I ^r	I ^r	I ^r
<i>Fraxinus excelsior</i>	b	II ¹⁻²	IV ¹⁻²	.	.	.	I ¹⁻²	I ¹⁻²
<i>Fraxinus excelsior</i>	c	III ^{r-+}	V ⁺²	III ¹⁻²	.	.	I ⁺²	I ^{r-2}
<i>Galeobdolon luteum</i>	c	.	I ⁺	I ⁺
<i>Galium aparine</i>	c	.	IV ⁺¹	II ⁺	I ⁺	V ⁺	.	I ⁺	II ⁺	.	I ⁺	II ⁺¹
<i>Galium mollugo</i>	c	.	.	.	I ⁺	I ⁺	I ²	.	III ⁺	II ⁺	II ⁺	I ⁺	II ⁺	.	I ⁺	III ⁺	II ⁺	V ⁺¹	III ⁺¹	II ⁺	.	III ⁺¹	IV ⁺²
<i>Galium verum</i>	c	.	I ⁺	.	.	I ²	III ⁺¹	I ²	I ⁺¹
<i>Geranium molle</i>	c	I ⁺	I ⁺
<i>Geranium pusillum</i>	c	I ⁺	III ⁺	I ⁺	I ⁺

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)		
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
<i>Geranium pyrenaicum</i>	c	I ⁺	I ⁺	
<i>Geum urbanum</i>	c	.	IV ⁺	V ⁺	V ⁺	I ^r	.	.	I ⁺	IV ⁺	IV ⁺	I ⁺	.	II ^{r-+}	II ⁺	
<i>Glechoma hederacea</i>	c	III ⁺¹	I ⁺¹	
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	c	.	.	I ^r	II ^{r-+}	.	I ^r	I ^r	I ^{r-+}	
<i>Heracleum sphondylium</i>	c	I ⁺	I ²	I ⁺	II ⁺	II ⁺	.	.	II ⁺²	I ⁺	
<i>Hieracium pilosella</i>	c	.	.	II ⁺²	III ⁺²	.	II ⁺¹	IV ⁺⁴	III ²	I ²	III ¹⁻²	II ⁺⁴	II ⁺²	
<i>Hieracium sp.</i>	c	I ⁺	I ⁺	
<i>Hieracium umbellatum</i>	c	.	.	I ⁺	III ^{r-+}	.	.	I ⁺	I ⁺	.	.	I ⁺	I ⁺	I ¹	I ⁺	II ⁺¹	II ^{r-+}	
<i>Holcus lanatus</i>	c	.	V ¹⁻²	.	.	II ⁺	II ⁺	.	.	II ⁺	II ⁺	IV ⁺	III ⁺	III ⁺	III ⁺	II ⁺	III ⁺²	
<i>Holcus mollis</i>	c	.	I ²	III ⁺³	V ²⁻³	III ⁺²	IV ⁺¹	.	.	I ⁺	.	.	.	II ⁺	III ⁺¹	I ⁺	I ⁺	.	.	II ⁺¹	.	III ⁺³	III ⁺³	
<i>Humulus lupulus</i>	c	.	II ^{r-+}	I ^r	I ⁺	II ⁺	I ⁺	I ⁺	II ^{r-+}
<i>Hypericum perforatum</i>	c	V ¹⁻²	V ⁺²	IV ¹	V ⁺	IV ⁺	V ⁺²	.	.	V ⁺¹	V ⁺¹	IV ⁺¹	IV ⁺	.	III ⁺	II ⁺	I ⁺	III ⁺	V ⁺	V ⁺	V ⁺¹	IV ⁺²	V ⁺²	
<i>Hypochaeris radicata</i>	c	I ⁺	.	.	II ^{r-+}	I ⁺	I ^{r-+}	
<i>Iris sibirica</i>	c	.	I ¹	I ¹	
<i>Jasione montana</i>	c	.	.	II ⁺²	II ⁺	II ⁺	II ⁺	I ⁺	II ⁺	II ⁺²	II ⁺	
<i>Knautia arvensis</i>	c	.	I ^r	I ^r	
<i>Lactuca serriola</i>	c	II ⁺	I ⁺	II ⁺	I ⁺	.	.	.	I ^r	I ⁺	II ^{r-+}	
<i>Lamium purpureum</i>	c	I ^r	I ^r	
<i>Lathyrus pratensis</i>	c	II ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺	
<i>Lathyrus tuberosus</i>	c	V ⁺	IV ⁺	.	.	.	I ⁺	I ⁺	
<i>Ligustrum vulgare</i>	c	.	I ⁺	I ⁺	
<i>Linaria vulgaris</i>	c	I ⁺	I ⁺	.	
<i>Lolium perenne</i>	c	I ^r	I ^r	

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)		
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
<i>Lonicera xylosteum</i>	c	I ¹	.	.	.	I ¹	.	
<i>Luzula campestris</i>	c	.	.	II ⁺	III ⁺	I ⁺	I ⁺	III ⁺	I ⁺	
<i>Malus domestica</i>	c	I ^r	I ⁺	II ^{r++}	.	
<i>Matricaria maritima</i> subsp. <i>inodora</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ^r	II ⁺	I ^r	
<i>Melandrium album</i>	c	.	III ⁺²	I ⁺	.	.	.	II ⁺	I ⁺	II ⁺	II ⁺	II ⁺	IV ⁺	.	.	III ⁺	II ⁺	III ⁺	III ⁺²	
<i>Melilotus officinalis</i>	c	I ^r	I ^r	
<i>Moehringia trinervia</i>	c	.	I ⁺	I ⁺	
<i>Myosotis arvensis</i>	c	I ⁺	III ¹⁻²	.	.	I ⁺	.	.	I ⁺	III ⁺	I ⁺	.	I ⁺	II ⁺	II ⁺²	
<i>Myosotis stricta</i>	c	I ^r	I ^r	
<i>Oenothera biennis</i>	c	I ^r	.	.	II ^{r++}	I ^{r++}	I ^r
<i>Oxalis stricta</i>	c	.	III ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺	.	.	I ^r	I ^r	.	.	.	I ⁺	I ^{r++}	III ⁺	
<i>Padus avium</i>	c	.	I ^r	I ⁺	.	I ⁺	I ^r
<i>Papaver dubium</i>	c	II ⁺	I ^r	I ⁺	I ^r
<i>Pastinaca sativa</i>	c	I ⁺	I ⁺	.
<i>Picris hieracioides</i>	c	IV ⁺³	.	.	V ⁺³	I ⁺	II ⁺	.	.	.	I ^r	.	.	I ^r	.	I ⁺	.	.	.	I ⁺	III ⁺	III ^{r-3}	II ^{r-3}	
<i>Pimpinella major</i>	c	.	.	I ⁺	.	.	.	III ^{r++}	III ⁺	I ^{r++}	I ⁺
<i>Pimpinella saxifraga</i>	c	.	.	I ⁺	.	I ¹	I ⁺	.	I ⁺	I ⁺	.	.	I ⁺	.	III ⁺¹	I ⁺	
<i>Pinus sylvestris</i>	b	I ¹	I ¹
<i>Plantago lanceolata</i>	c	.	I ¹	I ⁺	.	.	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺¹
<i>Plantago major</i>	c	I ^r	.	I ^r
<i>Poa nemoralis</i>	c	.	III ²	I ²
<i>Poa palustris</i>	c	V ⁺²	I ⁺	I ⁺²	.
<i>Poa pratensis</i>	c	V ¹⁻²	V ¹⁻²	V ⁺²	V ²	IV ²	III ⁺²	I ¹	I ¹	.	.	.	II ⁺¹	.	.	III ⁺¹	V ⁺²	III ⁺¹	II ⁺	I ¹	I ¹	IV ⁺²	IV ⁺²	

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)		
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
<i>Poa trivialis</i>	c	I ⁺	II ²	III ¹⁻²	IV ⁺²	V ⁺¹	V ⁺¹	.	I ⁺	.	II ⁺¹	II ¹⁻²	II ¹⁻²	I ⁺	.	I ²	V ⁺²	III ⁺²	IV ⁺²	
<i>Polygonum amphibium fo. terrestre</i>	c	II ⁺	I ⁺	II ⁺	I ⁺	I ⁺	
<i>Polytrichastrum formosum</i>	d	I ²	I ²	
<i>Potentilla argentea</i>	c	IV ⁺²	.	III ⁺	I ^r	III ^{r-1}	I ⁺	I ⁺	II ^{r-2}	I ^{r-+}	
<i>Potentilla reptans</i>	c	IV ¹⁻³	I ⁺	I ⁺	III ⁺	I ⁺	.	.	II ⁺³	I ⁺	
<i>Prunus domestica</i>	b	.	I ²	I ¹	II ¹⁻²	I ¹	I ¹⁻²
<i>Prunus domestica</i>	c	.	I ¹	III ⁺	III ^{r-+}	I ⁺	I ^{r-1}
<i>Prunus domestica subsp. syriaca</i>	b	I ¹	II ¹⁻²	I ¹	I ¹⁻²
<i>Prunus domestica subsp. syriaca</i>	c	III ⁺	III ^{r-+}	I ⁺	I ^{r-+}
<i>Prunus sp.</i>	c	I ^r	I ^r
<i>Prunus spinosa</i>	b	I ²	.	.	.	I ²
<i>Prunus spinosa</i>	c	I ^r	I ^r	.	I ^r	.
<i>Pyrus communis</i>	b	I ²	II ¹⁻²	.	.	.	I ²	I ¹⁻²
<i>Pyrus communis</i>	c	I ^r	II ⁺	.	.	.	I ⁺	.	II ^{r-+}	.
<i>Quercus robur</i>	a	.	I ¹	I ¹
<i>Quercus robur</i>	b	.	I ¹	I ¹
<i>Quercus robur</i>	c	.	III ^{r-1}	I ^r	III ^{r-+}	.	II ⁺	II ^r	I ^r	III ^{r-+}	II ^{r-+}	II ^{r-+}	III ^{r-1}
<i>Ranunculus repens</i>	c	I ⁺	.	I ⁺	.
<i>Rosa sp.</i>	b	V ¹⁻²	.	I ¹	I ¹⁻²
<i>Rosa sp.</i>	c	.	III ⁺¹	I ¹	.	.	.	I ⁺	.	III ⁺¹	V ⁺	.	II ^{r-+}	.	.	II ¹	II ¹⁻²	.	I ¹	.	II ⁺¹	II ⁺¹	III ^{r-2}	
<i>Rubus caesius</i>	b	.	I ⁺	I ⁺
<i>Rubus caesius</i>	c	.	III ^{r-2}	II ²	I ⁺	I ⁺	II ⁺	.	I ²	II ²	.	.	V ²⁻³	V ⁺⁴	I ^r	.	IV ^{r-3}	III ⁺	
<i>Rubus sp.</i>	c	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)	
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Rumex acetosa</i>	c	I ⁺	III ⁺²	II ⁺²	II ¹	V ¹⁻²	V ¹⁻²	III ⁺¹	II ⁺	V ⁺	III ⁺¹	V ⁺²	V ⁺²	V ²	V ²	IV ⁺¹	V ⁺¹	.	.	V ⁺²	IV ⁺²	V ⁺²	V ⁺²
<i>Rumex acetosella</i>	c	I ^r	I ⁺	I ^r	III ^{r+}	.	II ¹⁻²	I ⁺	I ^r	II ^{r+}	II ^{r-2}
<i>Rumex crispus</i>	c	IV ^{r-1}	V ⁺	IV ^{r+}	.	II ^{r+}	I ⁺	.	.	.	I ^r	I ^r	.	.	I ^r	.	III ^{r-1}	II ^{r+}
<i>Sambucus nigra</i>	c	.	I ⁺	I ⁺
<i>Scleranthus annuus</i>	c	I ^r	I ^r
<i>Senecio jacobaea</i>	c	.	.	II ^{r+}	.	III ^{r+}	II ⁺	II ⁺	I ⁺	.	.	IV ⁺²	IV ⁺¹	III ⁺	IV ⁺	I ⁺	I ^r	.	.	II ⁺	.	IV ^{r-2}	III ^{r-1}
<i>Senecio ovatus</i>	c	I ⁺	.	I ⁺
<i>Setaria viridis</i>	c	I ⁺	I ⁺
<i>Solidago canadensis</i>	c	.	II ⁺	I ⁺	II ⁺	I ⁺	.	II ⁺²	II ⁺	.	.	II ⁺²	II ⁺
<i>Solidago gigantea</i>	c	V ⁺²	IV ⁺¹	IV ²⁻⁵	III ⁺²	.	I ¹	III ¹⁻²	III ⁺	V ³⁻⁴	V ⁴⁻⁵	V ¹⁻⁴	V ²⁻⁴	V ⁴⁻⁵	V ⁴	I ⁺	.	V ²⁻⁴	V ²⁻⁵	V ⁴⁻⁵	V ⁴⁻⁵	V ⁺⁵	V ⁺⁵
<i>Sonchus oleraceus</i>	c	II ⁺	I ⁺
<i>Sorbus aucuparia</i>	b	.	II ⁺¹	I ¹	.	.	.	I ⁺¹
<i>Sorbus sp.</i>	c	.	I ^r	I ^r
<i>Stachys palustris</i>	c	II ⁺	I ^r	.	I ⁺	.	.	I ⁺	I ^{r+}
<i>Stellaria graminea</i>	c	.	II ⁺	I ⁺	II ⁺	I ⁺	I ⁺	II ⁺	I ⁺	II ⁺	II ⁺
<i>Stellaria media</i>	c	I ⁺	II ^{r+}	I ⁺	I ^{r+}
<i>Symphytum officinale</i>	c	III ⁺²	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ¹	II ⁺	.	.	II ⁺²	II ⁺
<i>Syringa vulgaris</i>	b	IV ¹⁻²	III ⁺	.	.	I ¹⁻²	I ⁺
<i>Syringa vulgaris</i>	c	IV ⁺²	I ³	.	.	I ⁺²	I ³
<i>Tanacetum vulgare</i>	c	V ⁺²	I ⁺	V ¹⁻²	V ⁺²	II ¹	II ¹	V ¹⁻²	III ⁺³	V ⁺²	V ⁺¹	III ⁺²	IV ⁺¹	IV ⁺²	III ⁺¹	V ¹⁻²	V ⁺¹	II ⁺¹	I ⁺	III ⁺²	II ¹⁻²	V ⁺²	V ⁺³
<i>Taraxacum officinale</i>	c	I ^r	I ⁺	II ⁺	II ⁺	.	.	II ^{r+}	I ⁺	.	.	I ⁺	.	II ^{r+}	II ⁺
<i>Torilis japonica</i>	c	I ^r	.	IV ⁺²	IV ⁺³	V ^{r+}	III ⁺	I ⁺	II ⁺	II ⁺	II ^{r+}	II ^{r-3}
<i>Tragopogon orientalis</i>	c	II ⁺	I ⁺	I ^r	I ^r	I ^{r+}	I ^{r+}

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)	
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Tragopogon pratensis</i>	c	.	.	.	I ^r	.	.	I ⁺	II ^{r-+}	.	.	.	I ^r	I ^r	I ⁺	II ^{r-+}	
<i>Trifolium arvense</i>	c	.	I ^r	I ⁺	.	III ^{+ -1}	II ^{+ -1}	.	.	I ^r	.	IV ^{+ -2}	III ^{+ -2}	III ⁺	I ⁺	III ^{r-2}	II ^{r-2}
<i>Trifolium campestre</i>	c	.	.	I ¹	.	III ^{+ -2}	II ^{+ -1}	I ⁺	I ^{+ -2}	I ^{+ -1}
<i>Trifolium dubium</i>	c	.	I ⁺	I ⁺
<i>Trifolium pratense</i>	c	.	I ^r	I ^r	.	.	.	I ^r
<i>Trifolium repens</i>	c	II ⁺	I ⁺	II ⁺	.	.	I ⁺	I ⁺	I ⁺
<i>xTriticale rimpau</i>	c	.	I ⁺	I ⁺
<i>Ulmus minor</i>	c	II ⁺	II ^{r-+}	I ⁺	I ^{r-+}
<i>Urtica dioica</i>	c	.	II ^{+ -2}	IV ⁺	IV ⁺	I ⁺	.	I ^r	III ⁺	.	II ⁺	.	.	II ^{r-+}	II ^{+ -2}
<i>Valeriana officinalis</i>	c	IV ⁺	II ⁺	.	.	.	I ^r	II ^{r-+}	.	I ^{r-+}	I ^{r-+}
<i>Valerianella locusta</i>	c	.	I ⁺	I ⁺
<i>Verbascum thapsus</i>	c	.	II ^{r-+}	I ^{r-+}
<i>Veronica arvensis</i>	c	II ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺
<i>Veronica chamaedrys</i>	c	.	III ^{+ -1}	.	I ⁺	.	III ⁺	.	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺	I ⁺	III ^{+ -1}
<i>Veronica officinalis</i>	c	II ^{+ -2}	.	I ^{+ -2}	.
<i>Vicia angustifolia</i>	c	.	.	.	II ⁺	III ^{+ -1}	II ⁺	.	I ⁺	.	.	II ⁺	II ^{r-+}	I ⁺	II ⁺	.	.	.	I ⁺	I ⁺	I ⁺	II ^{+ -1}	IV ^{r-+}
<i>Vicia cracca</i>	c	IV ^{+ -1}	III ⁺	I ⁺	I ^r	II ¹	II ⁺	IV ^{+ -1}	III ^{+ -1}	I ⁺	.	I ⁺	I ⁺	.	.	.	I ⁺	III ^{+ -1}	III ^{r-1}
<i>Vicia grandiflora</i>	c	.	.	II ⁺	I ⁺	I ^r	.	.	II ⁺	.	.	.	I ⁺	II ⁺	II ⁺	II ^{r-+}	II ⁺
<i>Vicia hirsuta</i>	c	I ⁺	II ⁺	V ⁺	V ^{r-+}	III ^{+ -1}	IV ^{+ -2}	II ⁺	II ⁺	V ⁺	II ⁺	II ¹	V ^{+ -2}	V ⁺	III ⁺	.	II ⁺	III ⁺	III ⁺	V ⁺	III ⁺	V ^{+ -1}	V ^{r-2}
<i>Vicia sativa</i>	c	.	I ^r	.	I ^r	.	I ⁺	I ⁺	II ^{r-+}
<i>Vicia sepium</i>	c	.	I ^r	I ^r
<i>Vicia tetrasperma</i>	c	.	.	II ^{r-+}	III ^{r-+}	II ⁺	I ⁺	I ⁺	.	.	.	II ⁺	I ⁺	II ^{r-+}	II ^{r-+}
<i>Vicia villosa</i>	c	.	I ⁺	III ^{r-2}	II ⁺	I ^r	II ⁺	I ⁺	I ⁺	.	II ⁺	II ^{r-2}	III ⁺

Gatunek	Warstwa	Obiekt 1		Obiekt 2		Obiekt 3		Obiekt 4		Obiekt 5		Obiekt 6		Obiekt 7		Obiekt 8		Obiekt 9		Obiekt 10		Obiekty łącznie (1 - 10)	
		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Viola arvensis</i>	c	II ^{r-+}	.	.	I ^r	IV ^{r-2}	IV ⁺	I ^r	I ^r	II ^r	.	II ⁺	.	.	I ⁺	II ⁺	II ^{r-2}	III ^{r-+}
<i>Viola canina</i>	c	.	.	.	I ²	I ²

Załącznik 2. Zestawienie skrótów nazw gatunkowych użytych w diagramach analiz ordynacyjnych

Lp.	Gatunek	Skrót	Lp.	Gatunek	Skrót
1.	<i>Acer negundo</i>	Ace_ne	36.	<i>Carlina vulgaris</i>	Car_vu
2.	<i>Acer platanoides</i>	Ace_pl	37.	<i>Carum carvi</i>	Car_ca
3.	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Ace_ps	38.	<i>Centaurea jacea</i>	Cen_ja
4.	<i>Achillea millefolium</i>	Ach_mi	39.	<i>Cerastium arvense</i>	Cer_ar
5.	<i>Agrimonia eupatoria</i>	Agr_eu	40.	<i>Cerastium holosteoides</i>	Cer_ho
6.	<i>Agrostis capillaris</i>	Agr_ca	41.	<i>Cerasus avium</i>	Cer_av
7.	<i>Agrostis gigantea</i>	Agr_gi	42.	<i>Cerasus vulgaris</i>	Cer_vu
8.	<i>Alliaria petiolata</i>	All_pe	43.	<i>Ceratodon purpureus</i>	Cer_pu
9.	<i>Alopecurus pratensis</i>	Alo_pr	44.	<i>Chelidonium majus</i>	Che_ma
10.	<i>Anagallis arvensis</i>	Ana_ar	45.	<i>Chenopodium album</i>	Che_al
11.	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Ant_od	46.	<i>Cirsium arvense</i>	Cir_ar
12.	<i>Anthriscus sylvestris</i>	Ant_sy	47.	<i>Cirsium vulgare</i>	Cir_vu
13.	<i>Apera spica-venti</i>	Ape_sp	48.	<i>Cirsium</i> sp.	Cir_sp
14.	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Ara_th	49.	<i>Convolvulus arvensis</i>	Con_ar
15.	<i>Arabis glabra</i>	Ara_gl	50.	<i>Conyza canadensis</i>	Con_ca
16.	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Are_se	51.	<i>Cornus sanguinea</i>	Cor_sa
17.	<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arr_el	52.	<i>Crataegus monogyna</i>	Cra_mo
18.	<i>Artemisia campestris</i>	Art_ca	53.	<i>Crepis biennis</i>	Cre_bi
19.	<i>Artemisia vulgaris</i>	Ar_vu	54.	<i>Crepis tectorum</i>	Cre_te
20.	<i>Atrichum undulatum</i>	dAtr_un	55.	<i>Dactylis glomerata</i>	Dac_gl
21.	<i>Ballota nigra</i>	Bal_ni	56.	<i>Daucus carota</i>	Dau_ca
22.	<i>Berteroa incana</i>	Ber_in	57.	<i>Deschampsia caespitosa</i>	Des_ca
23.	<i>Betula pendula</i>	Bet_pe	58.	<i>Dianthus deltoides</i>	Dia_de
24.	<i>Brachytecium albicans</i>	Bra_al	59.	<i>Dryopteris filix-mas</i>	Dry_fi
25.	<i>Brachytecium oedipodium</i>	Bra_oe	60.	<i>Elymus repens</i>	Agr_re
26.	<i>Brachytecium rutabulum</i>	Bra_ru	61.	<i>Epilobium</i> sp.	Epi_sp
27.	<i>Bromus hordeaceus</i>	Bro_ho	62.	<i>Equisetum arvense</i>	Equ_ar
28.	<i>Bromus sterilis</i>	Bro_st	63.	<i>Equisetum pratense</i>	Equ_pr
29.	<i>Calamagrostis epigejos</i>	Cal_ep	64.	<i>Erigeron annuus</i>	Eri_an
30.	<i>Campanula patula</i>	Cam_pa	65.	<i>Euphorbia cyparissias</i>	Eup_cy
31.	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Cap_bu	66.	<i>Eurhynchium hians</i>	Eur_hi
32.	<i>Cardaminopsis</i> sp.	Car_sp	67.	<i>Fallopia convolvulus</i>	Fal_co
33.	<i>Carduus acanthoides</i>	Car_ac	68.	<i>Fallopia dumetorum</i>	Fal_du
34.	<i>Carex hirta</i>	Car_hi	69.	<i>Festuca ovina</i>	Fes_ov
35.	<i>Carex spicata</i>	Car_s	70.	<i>Festuca pratensis</i>	Fes_pr

Lp.	Gatunek	Skrót	Lp.	Gatunek	Skrót
71.	<i>Festuca rubra</i>	Fes_ru	109.	<i>Matricaria maritima</i> subsp. <i>inodora</i>	Mat_ma
72.	<i>Festuca</i> sp.	Fes_sp	110.	<i>Melandrium album</i>	Mel_al
73.	<i>Fragaria</i> × <i>ananassa</i>	Fra_an	111.	<i>Melilotus officinalis</i>	Mel_of
74.	<i>Fragaria vesca</i>	Fra_ve	112.	<i>Moehringia trinervia</i>	Moe_tr
75.	<i>Frangula alnus</i>	Fra_al	113.	<i>Myosotis arvensis</i>	Myo_ar
76.	<i>Fraxinus excelsior</i>	Fra_ex	114.	<i>Myosotis stricta</i>	Myo_st
77.	<i>Galeobdolon luteum</i>	Gal_lu	115.	<i>Oenothera biennis</i>	Oen_bi
78.	<i>Galium aparine</i>	Gal_ap	116.	<i>Oxalis stricta</i>	Oxa_st
79.	<i>Galium mollugo</i>	Gal_mo	117.	<i>Padus avium</i>	Pad_av
80.	<i>Galium verum</i>	Gal_ve	118.	<i>Padus serotina</i>	Pad_se
81.	<i>Geranium molle</i>	Ger_mo	119.	<i>Papaver dubium</i>	Pap_du
82.	<i>Geranium pusillum</i>	Ger_pu	120.	<i>Pastinaca sativa</i>	Pas_sa
83.	<i>Geranium pyrenaicum</i>	Ger_py	121.	<i>Picris hieracioides</i>	Pic_hi
84.	<i>Geum urbanum</i>	Geu_ur	122.	<i>Pimpinella major</i>	Pim_ma
85.	<i>Glechoma hederacea</i>	Gle_he	123.	<i>Pimpinella saxifraga</i>	Pim_sa
86.	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	Gna_sy	124.	<i>Pinus sylvestris</i>	Pin_sy
87.	<i>Heracleum sphondylium</i>	Her_sp	125.	<i>Plantago lanceolata</i>	Pla_la
88.	<i>Hieracium pilosella</i>	Hie_pi	126.	<i>Plantago major</i>	Pla_ma
89.	<i>Hieracium</i> sp.	Hie_sp	127.	<i>Poa nemoralis</i>	Poa_ne
90.	<i>Hieracium umbellatum</i>	Hie_um	128.	<i>Poa palustris</i>	Poa_pa
91.	<i>Holcus lanatus</i>	Ho_la	129.	<i>Poa pratensis</i>	Poa_pr
92.	<i>Holcus mollis</i>	Hol_mo	130.	<i>Poa trivialis</i>	Poa_tr
93.	<i>Humulus lupulus</i>	Hum_lu	131.	<i>Polygonum amphibium</i> fo. <i>terrestre</i>	Pol_am
94.	<i>Hypericum perforatum</i>	Hyp_pe	132.	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Pol_fo
95.	<i>Hypochoeris radicata</i>	Hyp_ra	133.	<i>Potentilla argentea</i>	Pot_ar
96.	<i>Iris sibirica</i>	Iri_si	134.	<i>Potentilla reptans</i>	Pot_re
97.	<i>Jasione montana</i>	Jas_mo	135.	<i>Prunus domestica</i>	Pru_do
98.	<i>Knautia arvensis</i>	Kna_ar	136.	<i>Prunus domestica</i> subsp. <i>syriaca</i>	Pru_do_s
99.	<i>Lactuca serriola</i>	Lac_se	137.	<i>Prunus</i> sp.	Pru_sp.
100.	<i>Lamium purpureum</i>	Lam_pu	138.	<i>Prunus spinosa</i>	Pru_sp
101.	<i>Lathyrus pratensis</i>	Lat_pr	139.	<i>Pyrus communis</i>	Pyr_co
102.	<i>Lathyrus tuberosus</i>	Lat_tu	140.	<i>Quercus robur</i>	Que_ro
103.	<i>Ligustrum vulgare</i>	Lig_vu	141.	<i>Ranunculus repens</i>	Ran_re
104.	<i>Linaria vulgaris</i>	Lin_vu	142.	<i>Rosa</i> sp.	Ros_sp
105.	<i>Lolium perenne</i>	Lol_pe	143.	<i>Rubus caesius</i>	Ru_ca
106.	<i>Lonicera xylosteum</i>	Lon_xy	144.	<i>Rubus</i> sp.	Rub_sp
107.	<i>Luzula campestris</i>	Luz_ca	145.	<i>Rumex acetosa</i>	Rum_ac
108.	<i>Malus domestica</i>	Mal_do	146.	<i>Rumex acetosella</i>	Rum_al

Lp.	Gatunek	Skrót	Lp.	Gatunek	Skrót
147.	<i>Rumex crispus</i>	Rum_cr	170.	<i>Trifolium dubium</i>	Tri_du
148.	<i>Sambucus nigra</i>	Sam_ni	171.	<i>Trifolium pratense</i>	Tri_pr
149.	<i>Scleranthus annuus</i>	Scl_an	172.	<i>Trifolium repens</i>	Tri_re
150.	<i>Senecio jacobaea</i>	Sen_ja	173.	<i>xTriticale rimpau</i>	Tri
151.	<i>Senecio ovatus</i>	Sen_ov	174.	<i>Ulmus minor</i>	Ulm_mi
152.	<i>Setaria viridis</i>	Set_vi	175.	<i>Urtica dioica</i>	Urt_di
153.	<i>Solidago canadensis</i>	Sol_ca	176.	<i>Valeriana officinalis</i>	Val_of
154.	<i>Solidago gigantea</i>	Sol_gi	177.	<i>Valerianella locusta</i>	Val_lo
155.	<i>Sonchus oleraceus</i>	Son_ol	178.	<i>Verbascum thapsus</i>	Ver_th
156.	<i>Sorbus aucuparia</i>	bSor_au	179.	<i>Veronica arvensis</i>	Ver_ar
157.	<i>Sorbus sp.</i>	Sor_sp	180.	<i>Veronica chamaedrys</i>	Ver_ch
158.	<i>Stachys palustris</i>	Sta_pa	181.	<i>Veronica officinalis</i>	Ver_of
159.	<i>Stellaria graminea</i>	Ste_gr	182.	<i>Vicia angustifolia</i>	Vic_an
160.	<i>Stellaria media</i>	Ste_me	183.	<i>Vicia cracca</i>	Vic_cr
161.	<i>Symphytum officinale</i>	Sym_of	184.	<i>Vicia grandiflora</i>	Vic_gr
162.	<i>Syringa vulgaris</i>	Syr_vu	185.	<i>Vicia hirsuta</i>	Vic_hi
163.	<i>Tanacetum vulgare</i>	Tan_vu	186.	<i>Vicia sativa</i>	Vic_sa
164.	<i>Taraxacum officinale</i>	Tar_of	187.	<i>Vicia sepium</i>	Vic_se
165.	<i>Torilis japonica</i>	Tor_ja	188.	<i>Vicia tetrasperma</i>	Vic_te
166.	<i>Tragopogon orientalis</i>	Tra_or	189.	<i>Vicia villosa</i>	Vic_vi
167.	<i>Tragopogon pratensis</i>	Tra_pr	190.	<i>Viola arvensis</i>	Vio_ar
168.	<i>Trifolium arvense</i>	Tri_ar	191.	<i>Viola canina</i>	Vio_ca
169.	<i>Trifolium campestre</i>	Tri_ca			